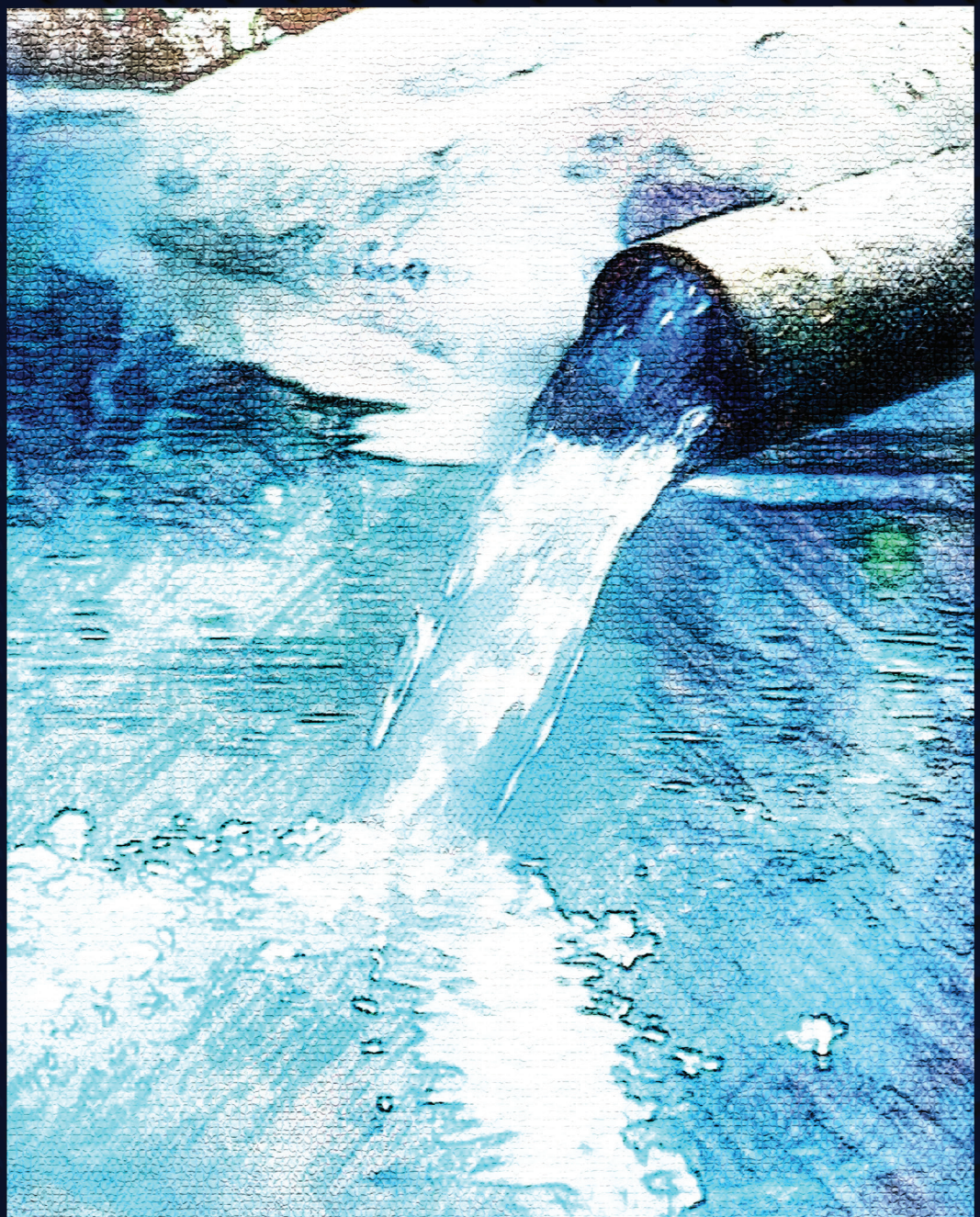
Manejo de la recarga de acuíferos: un enfoque hacia Latinoamérica

Editores: Oscar Escolero Fuentes • Carlos Gutiérrez Ojeda • Edgar Yuri Mendoza Cázares



MANEJO DE LA RECARGA DE ACUÍFEROS: UN ENFOQUE HACIA LATINOAMÉRICA

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

2017
www.gob.mx/imta

553.79	Escolero Fuentes, Óscar
E57	Manejo de la recarga de acuíferos: un enfoque hacia Latinoamérica / Óscar Escolero Fuentes, Carlos Gutiérrez Ojeda, Edgar Yuri Mendoza Cazares. -- Jiutepec, Mor. : Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, ©2017.
	978 p.
	ISBN impreso: 978-607-93-68-92-0 ISBN digital: 978-607-93-68-91-3
	1. Recarga de acuíferos 2. Recarga artificial 3. Control de inundaciones 4. Estudios de caso 5. América Latina

Manejo de la recarga de acuíferos: un enfoque hacia Latinoamérica

Editores:
Óscar Escolero
Carlos Gutiérrez
Edgar Mendoza

Cuidado de la edición:
Emilio García Díaz
Gema Alín Martínez Ocampo

Traducción:
Emilio García Díaz

Diseño:
Gema Alín Martínez Ocampo

Primera Edición: 2017

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso, Jiutepec, Morelos
C.P. 62550, México.
Tel. (777) 329-3600
www.imta.gob.mx

ISBN impreso: 978-607-93-68-92-0
ISBN digital: 978-607-93-68-91-3

Las opiniones, datos y citas presentados en esta obra son responsabilidad exclusiva de los autores y no reflejan, necesariamente, los puntos de vista de la institución que edita esta publicación.

Prohibida su reproducción parcial o total, por cualquier medio, mecánico, electrónico, de fotocopias, térmico u otros, sin permiso de los editores.

Impreso y hecho en México

Distribución gratuita. Prohibida su venta.

Queda prohibido el uso para fines distintos al desarrollo social.

CONTENIDO

PREFACIO **37**

PRÓLOGO **39**

PRESENTACIÓN **41**

CONCEPTOS BÁSICOS **45**

1. LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO TECNOLÓGICO EN MATERIA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS **47**

1.1. Introducción 47
1.2. El recurso hídrico en México 50
1.3. El agua subterránea en México 51
1.4. Problemática del agua subterránea 56
1.5. Gestión integrada y sustentable del agua subterránea 57
1.6. Agenda de investigación y desarrollo tecnológico en agua subterránea (una propuesta) 58
1.7. Manejo de la recarga de acuíferos 61

2. MANEJO DE LA RECARGA DE ACUÍFEROS **65**

2.1. Introducción 65
2.1.1. El cambio global y su efecto en el ciclo natural del agua 66
2.1.2. El manejo de la recarga de acuíferos como herramienta para la gestión sostenible de las aguas subterráneas 67
2.1.3. Ventajas respecto al almacenamiento superficial 68
2.1.4. Principales técnicas de manejo de la recarga de acuíferos 68
2.2. Inventario global de casos de manejo de la recarga de acuíferos 69
2.3. Manejo de la recarga de acuíferos en América Latina 72

CLASIFICACIÓN DE TECNOLOGÍAS MAR **81**

CASOS DE MÉXICO **101**

4. EVALUACIÓN DE OBRAS DE RECARGA HÍDRICA CONSTRUIDAS POR COMUNIDADES AUTÓCTONAS EN LA SUBCUENCA DEL VALLE DE OCOTLÁN, OAXACA, MÉXICO **103**

4.1. Introducción 104
4.1.1. Área de estudio 106
4.1.2. Marco legal y comunidades participantes 106
4.1.3. Marco hidrogeológico 109
4.2. Metodología 112
4.2.1. Ubicación y evaluación de obras de recarga en campo 112
4.2.2. Calidad del agua subterránea 117
4.2.3. Piezometría 117

4.2.4. Pruebas de infiltración y permeabilidad 122
4.2.5. Sondeos eléctricos verticales (SEV) 122
4.2.6. Balance hídrico 125
4.2.7. Talleres de capacitación sobre manejo integrado de recursos hídricos 126
4.2.8. Costo estimado de las obras de recarga y estudios de evaluación 127
4.3. Resultados 129
4.3.1. Estudios de campo 129
4.3.2. Piezometría 131
4.3.3. Análisis de estaciones climáticas y balance hídrico 132
4.4. Discusión 133
4.4.1. Efectividad de obras de recarga y calidad hídrica 133
4.4.2. Impacto de obras de recarga sobre las comunidades 135
4.5. Conclusiones 135
5. PROYECTOS DE RECARGA MAR EN EL ACUÍFERO PRINCIPAL-REGIÓN LAGUNERA, MÉXICO 139
5.1. Introducción 140
5.1.1. Ubicación de la zona de estudio 140
5.1.2. Recursos hídricos 142
5.1.3. Hidrogeología 142
5.1.4. Objetivo 145
5.2. Metodología 146
5.2.1. Selección de los sitios 146
5.2.2. Capacidad de infiltración del terreno 147
5.2.3. Diseño del proyecto 149
5.2.4. Desarrollo del proyecto 152
5.3. Resultados 154
5.4. Conclusiones 156
6. INFILTRACIÓN DE AGUA DE TORMENTA AL ACUÍFERO DE SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO: COLECTOR SALK 159
6.1. Introducción 160
6.2. Objetivo 162
6.3. Metodología 163
6.3.1. Caracterización de la zona de estudio 163
6.3.2. Estudios previos 172
6.4. Proyecto de control de inundaciones y recarga del acuífero "colector Salk" 178
6.4.1. Proceso de recarga del acuífero 179
6.5. Conclusiones y recomendaciones 186
7. PROYECTO DE MANEJO DE RECARGA DE ACUÍFEROS EN LOS OJOS DEL CHUVÍSCAR, CHIHUAHUA, MÉXICO 191
7.1. Introducción 192
7.2. Metodología 196
7.2.1. Descripción de la zona de estudio 196
7.2.2. Descripción del proyecto de recarga de acuíferos en la zona de los Ojos del Chuvíscar 205
7.2.3. Costo de la construcción del proyecto de manejo de recarga de acuíferos en la zona de los Ojos del Chuvíscar 211
7.2.4. Descripción general de la operación del proyecto de recarga de acuíferos en la zona de los Ojos del Chuvíscar 211

7.3. Resultados 213
7.4. Discusión 217
7.4.1. Efectos en el acuífero por la operación de la obra de recarga 218
7.4.2. Problemas que se enfrenta al tratar de instrumentar obras de recarga de acuíferos 219
7.4.3. Lineamientos generales que se pueden utilizar para el desarrollo de proyectos de manejo de recarga de acuíferos 220
7.4.4. Áreas de oportunidad en la zona de los Ojos del Chuvíscar 221
7.5. Conclusiones 222
8. RECARGA UTILIZANDO AGUA DE LLUVIA EN LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, CIUDAD DE MÉXICO 227
8.1. Introducción 229
8.1.1. Área de estudio 232
8.1.2. Geología 235
8.1.3. Hidrología 237
8.2. Metodología 239
8.2.1. Análisis hidrológico e hidrométrico 239
8.2.2. Exploración geofísica 243
8.2.3. Pruebas de infiltración 246
8.2.4. Muestreo y análisis químico del agua 248
8.2.5. Selección de sitios para construir represas 251
8.2.6. Diseño de la represa 253
8.3. Resultados y discusión 254
8.3.1. Hidrometría 254
8.3.2. Tiempos de concentración (Tc) 256
8.3.3. Prospección geofísica 257
8.3.4. Pruebas de infiltración 259
8.3.5. Hidrogeoquímica 260
8.3.6. Isótopos ambientales 262
8.3.7. Presas de gavión 265
8.3.8. Funcionamiento de las presas 269
8.3.9. Participación social y costos relativos de construcción 271
8.3.10. Hidrogeología 273
8.3.11. Selección del método de recarga 275
8.4. Conclusiones 277
9. EL EXTINTO LAGO DE TEXCOCO Y LA INFILTRACIÓN ARTIFICIAL 283
9.1. La infiltración artificial del agua de lluvia en México 283
9.1.1. Antecedentes de la infiltración artificial en la Ciudad de México 284
9.1.2. Lecturas efectuadas en el pozo de infiltración (cerca de la presa Mixcoac) 287
9.2. Las aguas infiltrables en el lago de Texcoco 289
9.2.1. El diseño de los pozos 292
9.2.2. 2.2 El sistema de infiltración 296
9.3. Conclusiones 301
10. RECARGA ARTIFICIAL DE ACUÍFEROS: UN CASO DE ESTUDIO EN LA ZONA DE EL CARACOL, UBICADO EN EL MUNICIPIO DE ECATEPEC DE MORELOS, EN EL ESTADO DE MÉXICO 303
10.1. Introducción 304
10.1.1. Requerimientos para el sistema de recarga 304

10.2. Caso de estudio 306
10.2.1. Zona de estudio 306
10.2.2. Objetivos 308
10.3. Recopilación y análisis de la información existente 310
10.3.1. Geología y geofísica 310
10.3.2. Información de instrumentación geotécnica 313
10.3.3. Aspectos geohidrológicos 322
10.4. Trabajos de exploración geofísica, geológica y geohidrológica 327
10.4.1. Exploración geofísica y geológica 327
10.4.2. Geohidrología 329
10.5. Hidrogeoquímica 331
10.5.1. Muestreo y análisis de laboratorio 332
10.5.2. Modelo y resultados 333
10.6. Pozos de recarga 334
10.6.1. Ubicación 334
10.6.2. Consideraciones de diseño y construcción de pozos de recarga 334
10.6.3. Pozos de monitoreo 335
10.6.4. Registro geofísico de pozo 336
10.7. Pruebas hidráulicas en pozos 338
10.7.1. Desarrollo 338
10.7.2. Aforo 339
10.7.3. Prueba de bombeo 339
10.7.4. Pruebas de recarga 340
10.8. Conclusiones 348
11. PRESA SUBTERRÁNEA AIRE NO.1, CHARAPE DE LOS PELONES, QUERÉTARO, MÉXICO 355
11.1. Introducción 356
11.2. Metodología 358
11.2.1. Preliminares 358
11.2.2. Estudios y proyecto 363
11.2.3. Construcción 370
11.3. Resultados 377
11.4. Conclusiones 380
12. RECARGA ARTIFICIAL DEL ACUÍFERO EN EL CERRO DE LA ESTRELLA, IZTAPALAPA, CIUDAD DE MÉXICO 383
12.1. Introducción 384
12.2. Objetivo 388
12.3. Metodología 388
12.4. Información y estudios para el sistema de recarga 389
12.4.1. Localización de la zona Cerro de la Estrella 390
12.4.2. Fuente de agua de recarga 391
12.4.3. Hidrogeología de la zona Cerro de la Estrella 400
12.4.4. Sistema de recarga 424
12.4.5. Calidad del agua de recarga 426
12.5. Conclusiones y recomendaciones 427
13. RECARGA ARTIFICIAL EN EL ACUÍFERO DEL VALLE DE SAN LUIS RÍO COLORADO A TRAVÉS DE LAGUNAS DE INFILTRACIÓN 431
13.1. Introducción 432
13.1.1. Objetivo 433
13.1.2. Instituciones participantes y fuentes de financiamiento 433

13.2. Metodología 435
13.2.1. Caracterización de la zona de estudio 435
13.2.2. Estudios previos realizados 446
13.2.3. Descripción de las lagunas de infiltración 451
13.2.4. Descripción de la PTAR 454
13.3. Resultados y discusión 457
13.4. Conclusión 460
14. ESTUDIO PARA EVALUAR LA FACTIBILIDAD DE RECARGAR EL ACUÍFERO LIBRE SOMERO DE VALLE DE LAS PALMAS, BC 463
14.1. Introducción 464
14.2. Metodología 466
14.2.1. Actividades realizadas 466
14.2.2. Modelo conceptual hidrogeológico 468
14.2.3. Diseño del campo de experimentación 472
14.2.4. Realización de la prueba de recarga 477
14.2.5. Caracterización del ASN, ART y AMX 483
14.3. Resultados y discusión 488

CASOS INTERNACIONALES 499
15. LA APLICACIÓN DE MAR EN GINEBRA (SUIZA): TODO UN ÉXITO DESDE HACE 35 AÑOS DEBIDO A UNA TÉCNICA Y UNA GOBERNANZA ADECUADAS 501
15.1. Descripción general del acuífero 502
15.2. La explotación del acuífero 505
15.3. La elección entre el agua del lago o la recarga artificial de acuíferos 508
15.4. Estudios preliminares 509
15.5. Estación experimental con capacidad de 500 m3 al día (1968-1975) 511
15.6. Dispositivos para las pruebas 512
15.7. Mediciones 513
15.8. Ensayos efectuados 514
15.9. Descripción del sistema de recarga 515
15.10. Balance de 35 años de recarga artificial 520
15.10.1. Aspectos cuantitativos 520
15.11. Aspectos políticos y transfronterizos 523
15.12. Gobernanza administrativa y política (acuerdos francosuizos) 524
15.13. Conclusiones 525
16. LAS ACEQUIAS DE CAREO DE SIERRA NEVADA (SUR DE ESPAÑA), UN SISTEMA DE RECARGA ANCESTRAL EN ACUÍFEROS DE ALTA MONTAÑA 527
16.1. Introducción 528
16.2. Descripción del área de estudio 533
16.3. Metodología 534
16.3.1. Cartografía hidrogeológica y de la infraestructura hidráulica existente 534
16.3.2. Diseño y seguimiento de una red de control foronómica 535
16.3.3. Análisis de los datos meteorológicos, de caudal de la estación de aforo y evaluación de la recarga al acuífero 536
16.4. Resultados 538
16.4.1. Cartografía hidrogeológica y de la infraestructura hidráulica existente 538
16.4.2. Diseño y seguimiento de una red de control foronómica 540
16.4.3. Análisis de los datos meteorológicos y de los datos de caudal de la estación de aforo 549

16.5. Discusión 554
16.6. Conclusiones 559
17. IMPLEMENTACIÓN DE MÁS DE 500 POZAS DE RECARGA ARTIFICIAL PARA LA SOSTENIBILIDAD DEL REGADÍO EN EL ACUÍFERO DE ICA (PERÚ) 565
17.1. Introducción general 566
17.1.1. Antecedentes a escala regional 568
17.1.2. Objetivo principal 569
17.1.3. Contexto hidrológico. Análisis del balance acuífero en el acuífero de Ica al inicio de las labores de recarga gestionada 569
17.1.4. La veda del acuífero del valle de Ica y de las pampas de Villacurí-Lanchas (I-V-L) 573
17.2. Aspectos metodológicos relacionados con la recarga artificial en I-V-L 576
17.2.1. Acciones de gestión hídrica y recarga artificial en la cuenca del río Ica disociadas por su ubicación 576
17.2.2. Características del acuífero receptor 579
17.2.3. Inventario de captaciones y redes de control 581
17.2.4. Funcionamiento del acuífero 582
17.2.5. Calidad de las aguas 583
17.2.6. Permisos tramitados para la obra de recarga 585
17.2.7. Método y obras de recarga artificial 586
17.3. Resultados 589
17.3.1. Tamaño y dimensiones de las obras de recarga 589
17.3.2. Instalaciones auxiliares necesarias para la recarga y sus dimensiones 597
17.3.3. Tasas de infiltración 598
17.3.4. Otros aspectos a tener en cuenta en la recarga artificial en el acuífero de Ica 599
17.3.5. Forma de medición del agua recargada 599
17.3.6. Análisis del balance acuífero en el acuífero de Ica durante las labores de recarga gestionada 601
17.4. Discusión 602
17.4.1. Operatividad de la recarga 602
17.4.2. Dificultades o complicaciones para la recarga 606
17.4.3. Identificación de nuevas áreas susceptibles para la recarga artificial 609
17.4.4. Infraestructura hidráulica integrada para el afianzamiento hídrico del acuífero de Ica 610
17.4.5. Costo de construcción de las obras de recarga 618
17.4.6. Costo de operación y mantenimiento de la obra de recarga 618
17.4.7. Aceptación social de la obra de recarga 618
17.5. Conclusiones y recomendaciones 619
17.5.1. Propuestas de mejora del sistema actual 619
17.5.2. Previsiones de implementación de dispositivos MAR adicionales 621
17.5.3. Nuevos ensayos y líneas de acción previstas para la mejora de los dispositivos 622
18. WINDHOEK, NAMIBIA: DE LA CONCEPTUALIZACIÓN A LA OPERACIÓN Y EXPANSIÓN DE UN ESQUEMA MAR EN UN ACUÍFERO CUARCÍTICO 627
18.1. Introducción 628
18.2. Hidrogeología del acuífero complejo, fracturado, en roca dura de Windhoek 631
18.3. La factibilidad de recarga artificial en este acuífero anisótropo fracturado 635
18.3.1. Datos históricos del nivel de agua y la necesidad de incrementar la recarga 635
18.3.2. Pruebas de inyección de pozos 636

18.4. Operación 638
18.4.1. Volumen de agua inyectada y respuesta del nivel de agua 638
18.4.2. Calidad del agua 642
18.4.3. Arreglos institucionales 643
18.5. Expansión 644
18.5.1. Futuros requerimientos de agua 644
18.5.2. Futuras opciones de abastecimiento de agua 645
18.5.3. Estimación del potencial de la recarga artificial de acuíferos 647
18.6. Planes de expansión 649
18.7. Economía 650
18.8. Conclusiones 651
19. CONTROL DE INUNDACIONES Y SEQUÍAS MEDIANTE EL ALMACENAMIENTO SUBTERRÁNEO: DEL CONCEPTO A LA IMPLEMENTACIÓN PILOTO EN LA CUENCA DEL RÍO GANGES 655
19.1. Introducción 656
19.2. El concepto 659
19.2.1. Descripción y dimensiones biofísicas 659
19.2.2. Dimensiones financieras y económicas 665
19.2.3. Dimensiones institucionales y políticas 666
19.3. Del concepto a la práctica generalizada 668
19.3.1. Adecuada caracterización de amplia escala 669
19.3.2. Evaluación y pruebas a escala piloto 669
19.3.3. Escalamiento 670
19.4. Implementación potencial del método UTFI en la Cuenca del río Ganges 671
19.4.1. Evaluación de oportunidades a escala de cuenca 671
19.4.2. Evaluación de subcuencas 673
19.4.3. Relaciones entre flujos y avenidas 676
19.4.4. Intervenciones para reducir caudales 677
19.4.5. Análisis costo-beneficio a nivel de distrito 679
19.5. Planeación y establecimiento del estudio piloto 682
19.5.1. Proceso de selección del sitio 682
19.5.2. Estudio piloto: diseño y construcción 686
19.5.3. Proceso de consulta 687
19.5.4. Pasos siguientes 690
19.6. Conclusiones 690
19.7. Referencias 692
20. MANEJO DE RECARGA DE ACUÍFEROS EN EL CONDADO DE ORANGE, CALIFORNIA, ESTADOS UNIDOS 697
20.1. Introducción 698
20.2. Objetivo 699
20.3. Metodología 699
20.3.1. Caracterización de la zona de estudio 699
20.3.2. Suministro de agua subterránea y gestión de la cuenca 704
20.3.3. Descripción general de operaciones MAR 707
20.3.4. Canal del Río Santa Ana 711
20.3.5. Estanques profundos y superficiales de recarga, tanques de vertido, diques de goma, tuberías y estaciones de bombeo 712
20.3.6. Diques de goma 733

20.3.7. Barrera contra la intrusión de agua de mar 734
20.4. Sistema de monitoreo 735
20.4.1. Monitoreo de aguas subterráneas 735
20.4.2. Monitoreo del agua reciclada 737
20.5. Costos de Inversión y Operación 737
20.6. Optimización de las instalaciones 738
20.7. Investigación sobre la colmatación 739
20.7.1. Optimización de la operación de limpieza 740
20.7.2. Optimización futura 740
20.8. Conclusiones 741
21. EL USO DE AGUAS DE TORMENTA URBANAS Y DE ACUÍFEROS O EMBALSES PARA ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE Y NO POTABLE: PRINCIPALES RESULTADOS DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN MARSUO 745
21.1. Introducción 746
21.2. Uso de suelo y calidad del agua de tormenta 747
21.3. Evaluación de riesgos 750
21.4. Calidad del agua pluvial en sitios satélites 751
21.5. Gestión de riesgos 753
21.6. Impactos en el sistema de distribución 754
21.7. Aceptación pública 754
21.8. Análisis económico 755
21.9. Conclusiones 759
22. LA RECARGA GESTIONADA EN EL ACUÍFERO LOS ARENALES, CASTILLA Y LEÓN, ESPAÑA. SOLUCIONES TECNOLÓGICAS APLICADAS AL DESARROLLO RURAL 765
22.1. Introducción 766
22.2. Aspectos metodológicos relacionados con la implementación de los dispositivos MAR 771
22.2.1. Características del acuífero receptor (suelo-acuífero) 772
22.2.2. Funcionamiento de cada subsistema acuífero 776
22.2.3. Calidad del agua de recarga 789
22.3. Resultados 794
22.3.1. Descripción de las áreas de recarga y de sus dispositivos 794
22.4. Discusión 809
22.4.1. Complicaciones mayores encontradas en los primeros estadios de implementación de los dispositivos de recarga gestionada 809
22.4.2. Estudio económico y análisis coste-beneficio de la recarga artificial en las zonas de estudio 813
22.4.3. Soluciones tecnológicas para la mejora de la eficiencia de la técnica MAR en Los Arenales 818
22.4.4. Acciones de difusión para acercar las soluciones tecnológicas a la población en aras del desarrollo rural 830
22.5. Conclusiones 835

BUENAS PRÁCTICAS 841
23. SOLUCIONES TECNOLÓGICAS PARA UNA MAYOR EFICIENCIA EN DISPOSITIVOS MAR 843
23.1. Introducción 844
23.2. Metodología 845
23.2.1. Inventario de dispositivos en los lugares demostrativos del proyecto marsol 846

23.2.2. Problemas y soluciones presentes en los lugares de demostración del proyecto marsol 849
23.2.3. Estructura del corolario de soluciones técnológicas del proyecto marsol 852
23.3. Resultados 854
23.3.1. "Corolario" de soluciones técnicas marsol 854
23.4. Conclusiones 913
24. BANCOS DE AGUA: EL MANEJO DE LA RECARGA DE ACUÍFEROS COMO HERRAMIENTA PARA ALCANZAR LOS OBJETIVOS DE LA POLÍTICA HÍDRICA 921
24.1. Introducción 922
24.2. El entorno físico de Arizona 923
24.2.1. La regulación del agua subterránea en Arizona 924
24.2.2. El Proyecto de Arizona Central 924
24.2.3. Almacenamiento y recuperación del agua subterránea en Arizona 927
24.2.4. La Autoridad de Bancos de Agua de Arizona (AWBA) 933
24.3. Desafíos de las políticas 935
24.4. Posibilidades para bancos de agua en otras partes 937
24.5. Los derechos de agua como precursores para crear un banco de agua 940
24.6. Conclusiones: Adaptación del banco de agua a las condiciones locales 941
25. EL PAPEL DE LA GESTIÓN DE RECARGA DE ACUÍFEROS EN LA SOLUCIÓN INTEGRADA A LOS DESAFÍOS DEL AGUA SUBTERRÁNEA 947
25.1. Introducción 948
25.2. Idoneidad de un acuífero para su recarga artificial 950
25.2.1. Acuíferos sobreexplotados 950
25.2.2. Acuíferos inicialmente en equilibrio hidrológico 952
25.2.3. Idoneidad de la fuente de agua de origen para la recarga artificial de acuíferos (mar) 954
25.2.4. Protección de la calidad del agua 956
25.3. Bancos de agua - la solución de más alto valor 958
25.4. Almacenamiento subterráneo versus almacenamiento superficial 961
25.5. Conclusiones y recomendaciones 962

GLOSARIO 969

Índice de Figuras

Figura 1.1. Distribución de agua moderna, utilizando datos de recarga de agua y niveles freáticos (Gleeson et al., 2016). 50
Figura 1.2. Ciclo hidrológico de México (Arreguín et al., 2010). 51
Figura 1.3. Distribución de agua moderna, utilizando datos de recarga de agua y niveles freáticos (Gleeson et al., 2016). 52
Figura 1.4. Grado de explotación de los acuíferos en la República Mexicana (Fuente, Diario Oficial de la Federación, 2013). 53
Figura 1.5. Acuíferos afectados por algún grado de intrusión marina (Arreguín et al., 2010). 54
Figura 1.6. Efectos de la combinación de precipitación y temperatura sobre los acuíferos bajo un escenario de cambio climático (Arreguín et al., 2008). 55
Figura 1.7. Acuíferos transfronterizos México-Estados Unidos, (Conagua, 2015). 56
Figura 2.1. Principal objetivo reportado en los casos de MAR por continente. Fuente: Stefan y Ansems, 2016. 70
Figura 2.2. Evolución de los proyectos de MAR por continente. Fuente: Stefan y Ansems 2016. 71
Figura 2.3. Uso final del agua recargada en los proyectos de MAR por continente. Fuente: Stefan y Ansems 2016. 72
Figura 2.4. Uso final del agua recargada en los proyectos de MAR por continente. Fuente: Bonilla Valverde et al., 2016. 73
Figura 2.5. Principal objetivo de los casos de MAR por país en América Latina Fuente: Bonilla Valverde et al., 2016. 74
Figura 2.6. Casos de MAR por millón de habitantes y la técnica MAR en América Latina. Fuente: (Bonilla Valverde et al., 2016). 76
Figura 2.7. Índice de casos de MAR por millón habitantes contra la inversión en investigación y desarrollo (% del PIB) en América Latina. Fuente: (Bonilla Valverde et al., 2016). 77
Figura 3.1. Diagrama de la operación de un sistema MAR de inundación controlada de tierra (modificado de: Jensen, 1981). 85
Figura 3.2. Diagrama de la operación de un ASTR que genera una barrera impermeable. Fuente: modificado de Sheahan (1977). 89
Figura 3.3. Diseño de pozo de absorción. Fuente: Leal (2014). 90
Figura 3.4. Presas de arena. Fuente: ASDF, 2006. 91
Figura 3.5. Esquema de la cortina subterránea La Misión B.C., México. Fuente: (Conagua, 2005) 92
Figura 3.6. Esquema de la técnica RBF. Fuente: modificado de (Maliva y Missimer, 2010). 93
Figura 4.1. Localización del área de estudio. 107
Figura 4.2. Distribución municipal en el área de estudio. 108
Figura 4.3. Cuenca y sistema acuífero del área de estudio. 110
Figura 4.4. Geología de la zona de estudio (fuente: Inegi). 111
Figura 4.5. Obras de recargas monitoreadas y evaluadas a la fecha. 113
Figura 4.6. Pozo de absorción construido para captar el agua de escorrentía, cuenta con una reja para impedir el paso de basura sin material filtrante en su interior. 114
Figura 4.7. Pozo de absorción construido para captar el agua proveniente de invernaderos. 114
Figura 4.8. Pozo de absorción cuadrado construido para captar el agua proveniente de la escorrentía superficial sin ningún tipo de material filtrante. 114

Figura 4.9. Presas construidas sobre los ríos para retener el agua y permitir la infiltración al acuífero. 114
Figura 4.10. Presas construidas sobre los ríos para retener el agua y permitir la infiltración al acuífero. 115
Figura 4.11. Presas construidas sobre los ríos para retener el agua y permitir la infiltración al acuífero. 115
Figura 4.12. Olla captadora de agua en etapa de construcción. 116
Figura 4.13. Olla captadora de agua en etapa de construcción. 116
Figura 4.14. Pequeñas ollas captadoras de agua sobre una pendiente para intersectar la escorrentía superficial. 116
Figura 4.15. Concentraciones de nitratos del área de estudio obtenida del Inegi al año 2012. 118
Figura 4.16. Red de pozos de monitoreo. 119
Figura 4.17. Profundidades de los niveles freáticos. 120
Figura 4.18. Piezometrías y direcciones del flujo subterráneo en el sistema acuífero a diciembre del 2015. 121
Figura 4.19. Lugares donde se realizaron pruebas de infiltración y permeabilidad. 123
Figura 4.20. Perfiles SEV para determinar el espesor del acuífero. 124
Figura 4.21. Modelo de cuenca y sistema acuífero para talleres de capacitación del manejo y uso integrado del recurso hídrico. 126
Figura 4.22. Valores de conductividades hidráulicas calculados para el área de la subcuenca de Ocotlán los cuales varían entre 0.441 y 33.815 m/día. 130
Figura 4.23. Perfil geoeléctrico A-A', obtenido con la interpretación de los SEV y geología de la zona de estudio. 131
Figura 4.24. Perfil geoeléctrico E-E', obtenido con la interpretación de los SEV y geología de la zona de estudio. 131
Figura 4.25. Balance hídrico del área de estudio. 132
Figura 5.1. Ubicación geográfica del área de estudio. 141
Figura 5.2. Elevación del nivel freático y dirección del flujo subterráneo en 1991. 143
Figura 5.3. Concentración de arsénico en el agua subterránea para el año 1991. 145
Figura 5.4. Ubicación de los sitios seleccionados para la recarga. 147
Figura 5.5. Detalle del sitio de recarga del año 1991 y ubicación de las pruebas de infiltración. ... 148
Figura 5.6. Capacidad de infiltración del sitio No. 3 del proyecto de 1991. 149
Figura 5.7. Diseño del proyecto (1991). 150
Figura 5.8. Diseño del proyecto (2000). 151
Figura 5.9. Volumen de agua acumulada en el estanque 1 del proyecto del año 2000. 153
Figura 5.10. Elevaciones del nivel estático registrados en los pozos aledaños al sitio de recarga MAR del año 1991. 155
Figura 5.11. Elevaciones del nivel estático registrados en los pozos aledaños al sitio de recarga MAR del año 1991. 155
Figura 6.1. Ubicación de la zona de estudio. 164
Figura 6.2. Localización de los municipios que conforman el acuífero de San Luis Potosí. 165
Figura 6.3. Vista del valle de San Luis Potosí. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 24/2/2015. 166
Figura 6.4. Escurrimientos en la mancha urbana de San Luis Potosí. Modificado de Interapas (2013) 168
Figura 6.5. Sección geológica transversal y ubicación vertical de los acuíferos en la zona de San Luís Potosí. Modificado de: Carrillo-Rivera et al. (2006) y de Hergt (2009). 170
Figura 6.6. Etapas para el control de inundaciones en el valle de San Luis Potosí. 174
Figura 6.7. Riesgo por inundación en la zona metropolitana de SLP. Adaptado de: Atlas de riesgo para los municipios de San Luís Potosí y Soledad de Graciano Sánchez, publicado en el año 2011, y de Google Earth (2016). ... 180

Figura 6.8. Localización del colector Salk.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 24/2/2015. 181
Figura 6.9. Áreas de captación del colector Salk.
Modificado de Escolero et al. (2006). 182
Figura 6.10. Fotografía de rejillas para separar los sólidos y desechos mayores de una pulgada provenientes de los escurrimientos pluviales
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 24/2/2015. 183
Figura 6.11. Área de captación y recarga (banco de material en desuso) al acuífero del valle de SLP.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: /5/2013. 184
Figura 6.12. Área de captación y recarga (banco de material en desuso) al acuífero del valle de SLP.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 12/5/2012. 185
Figura 7.1. Acuíferos con y sin disponibilidad de agua subterránea en México (Elaboración propia en base a la publicación del DOF, (2015)) 193
Figura 7.2. Ubicación de la cuenca de los Ojos del Chuvíscar. 198
Figura 7.3. Precipitación media en la Ciudad de Chihuahua (1960-2013). 199
Figura 7.4. Caliza Formación Aurora con presencia de disolución y fracturas. 204
Figura 7.5. Comportamiento histórico de la profundidad de los niveles piezométricos. 205
Figura 7.6. Sección transversal del muro y galería filtrante para derivación de caudales al pozo de infiltración. 206
Figura 7.7. Ubicación de los pozos en la zona de los Ojos del Chuvíscar. En color rojo pozos inactivo incluyendo el pozo Müller (recarga) y en color verde los pozos activos. 212
Figura 7.8. Comportamiento de la profundidad al nivel dinámico, del caudal de extracción y del volumen extraído mensual del pozo Ojos del Chuvíscar 6. 214
Figura 7.9. Comportamiento de la profundidad al nivel dinámico del caudal de extracción y del volumen extraído mensual del pozo Ojos del Chuvíscar 5. 215
Figura 7.10. Comportamiento de la profundidad al nivel estático/dinámico, del caudal de extracción y del volumen extraído mensual del pozo Chuvíscar. 216
Figura 8.1. Acuífero de la ZMCM y delimitación de la subcuenca del río Magdalena. 233
Figura 8.2. Acuífero de la ZMCM y delimitación de la subcuenca del río Magdalena. 234
Figura 8.3. Perfil topográfico del cauce principal del río Magdalena. 235
Figura 8.4. Geología superficial de la cuenca del río Magdalena. 236
Figura 8.5. Perfil geológico de la cuenca del río Magdalena. 237
Figura 8.6. Caudal del río Magdalena; Fuente: DGCOH, 1997; en: OPMAC, 2000. 239
Figura 8.7. Ubicación de las estaciones hidrométricas 26440 (Santa Teresa) y 26438 (La Conchita). 240
Figura 8.8. Sección típica de aforo de un canal trapezoidal. Se muestra que el censor se encuentra a 0.40H del fondo. Siendo H el tirante; b, la base menor; B, la base mayor; y D, la altura total. 241
Figura 8.9. Distribución de los TEM y orientación de las líneas geofísicas. 245
Figura 8.10. Modelos de Horton de sitios seleccionados para las pruebas de infiltración. 246
Figura 8.11. Sitios seleccionados para las pruebas de infiltración. 248
Figura 8.12. Sitios de muestreo de agua y manantiales. 249
Figura 8.13. Ubicación de los parajes Valles de Aila y el Aguaje. Los números indican los alineamientos de los perfiles correspondientes. 251
Figura 8.14. Medidas tomadas en una sección transversal al cauce. 252
Figura 8.15. Esquema de separación entre dos represas. 253
Figura 8.16. Diseño típico de un gavión. 253
Figura 8.17. Hidrógramas de las estaciones Santa Teresa, La Conchita y resta promedio del Río Magdalena. 255

Figura 8.18. Hidrogramas de los aforos en el río Magdalena. a) Dínamo 4; b) Dínamo 3; c) Dínamo 2; d) Dínamo 1. 256
Figura 8.19. Perfil de resistividad: SN-02. 259
Figura 8.20. Gráfica descenso/tiempo 260
Figura 8.21. Diagrama de Piper donde se muestra el tipo de familias de agua, en este caso, bicarbonatadas/magnésicas-sódicas 262
Figura 8.22. Isótopos estables, primer muestreo. 264
Figura 8.23. Perfil topográfico de la cañada El Aguaje. 266
Figura 8.24. . Ejemplo de una sección transversal típica. 267
Figura 8.25. Ejemplo de delimitación del ancho de una presa. 267
Figura 8.26. Ejemplo de la base de la represa. A lado izquierdo se muestra la sección transversal y a lado derecho la longitudinal. Se observan los niveles de los gaviones propuestos. 268
Figura 8.27. Ejemplo del despiece de un gavión típico. De lado izquierdo se observa la sección longitudinal de la represa y del lado izquierdo la vista en planta del despiece por escalón. 269
Figura 8.28. Profundidad al nivel estático en el año 2006 en la zona potencial para la evaluación de la recarga (Adaptado de Herrera-Zamarrón et al., 2007). 275
Figura 8.29. Zonas potenciales para la evaluación de la recarga y pozos localizados en cada una de ellas. 277
Figura 9.1. Ubicación de la Ciudad de México, presa Mixcoac y del predio del NAICM Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 03/4/2014 285
Figura 9.2. Esquema de ubicación de los pozos de infiltración de Mixcoac 286
Figura 9.3. Respuesta observada durante el aforo o prueba de infiltración. 287
Figura 9.4. Proyecto Hidráulico del lago de Texcoco. Adaptada de Conagua (2014). 291
Figura 9.5. Proyecto Hidráulico del Lago de Texcoco. Adaptada de Conagua (2014). 292
Figura 9.6. Ejemplo de aplicación 296
Figura 9.7. Ejemplo de aplicación. 300
Figura 10.1. Zonas potenciales para la evaluación de la recarga y pozos localizados en cada una de ellas. 307
Figura 10.2. Localización de pozos piloto para pruebas de recarga. 309
Figura 10.3. Indicación de la sección geológica en planta A-A' del TEO en la porción de las lumbreras L-0 a L-13. 311
Figura 10.4. Perfil geológico (A-A': L-0 a L-13) con piezometría asociado al trazo del Túnel Emisor Oriente (2010). 312
Figura 10.5. Sección geotécnica-geohidrológica con piezometría asociada a la zona de El Caracol (septiembre de 2008). 313
Figura 10.6. Pozo de observación instalado en la lumbrera L-5 del TEO en 2008. 314
Figura 10.7. A. Estación piezométrica abierta conformada por cuatro bulbos, instalada en la lumbrera L-5 del TEO en 2008. 315
Figura 10. 7. B. Características de la cámara piezométrica. 316
Figura 10. 7. C. Distribución de piezómetros. 316
Figura 10. 7.D. Diseño de brocal de la estación piezométrica L-5TEO. 317
Figura 10.8. Estación piezométrica abierta, conformada por cinco bulbos, instalada en la lumbrera L-13 del TEO en 2008. 319
Figura 10.9. Piezómetro eléctrico de cuerda vibrante instalado en la lumbrera L-5 del TEO en 2008. 320
Figura 10.10. Hidrograma de una estación piezométrica instalada en la lumbrera L-5 del TEO. 322
Figura 10.11. Acuíferos localizados a la zona de estudio. 323

Figura 10.12. Configuración de la profundidad el nivel estático (DGCOH, 2002).....326
Figura 10.13. Configuración de la elevación del nivel estático (Conagua, 2012). 327
Figura 10.14. Unidades geológicas asociadas a la zona de estudio. 329
Figura 10.15. Relación de concentraciones de elementos en la zona oriental del área de estudio. 332
Figura 10.16. Registro geofísico para el pozo 1. 337
Figura 10.17. Registro de driver de las pruebas de recarga en pozo. 344
Figura 10.18. a) Esquema de la prueba de recarga y del fenómeno que se presenta en el acuífero y b) esquema de la prueba de bombeo y su cono de abatimiento. 345
Figura 10.19. Domo de recarga medido en la prueba de recarga en los pozos. 346
Figura 11.1. Depósito de talud en la parte alta, compuesto por material areno-arcilloso. 359
Figura 11.2. Ubicación del pozo Españita y la presa bajo tierra AIRE No. 1, a una distancia aproximada de 3 km en línea recta. 360
Figura 11.3. Localidad Charape. 362
Figura 11.4. Topografía general del lugar de construcción de la presa subterránea AIRE No. 1..... 363
Figura 11.5. Posición exacta de la barrera respecto del arroyo Charape. 364
Figura 11.6. Poblados aledaños. 366
Figura 11.7. Eje de la cortina y la ladera derecha donde afloran las unidades geotécnicas de Ladera y de acarreos. 367
Figura 11.8. Eje de la cortina y la ladera derecha donde afloran las unidades geotécnicas de ladera y de acarreos. 368
Figura 11.9. Muestra de las tres zonas geotécnicas. 368
Figura 11.10. Roca tipo filita encontrada en el sitio de construcción, mostrando el rumbo y echado de su foliación. 369
Figura 11.11. Trazo y ubicación del sitio de construcción. 371
Figura 11.12. Inicio de los trabajos de excavación en el eje proyectado de la barrera impermeable. . 372
Figura 11.13. Descubrimiento y limpieza de la roca tipo filita. 373
Figura 11.14. Dimensiones y perfil de la barrera impermeable de mampostería. 373
Figura 11.15. Barrera impermeable de concreto ciclópeo. 374
Figura 11.16. Sistema de captación con tubería de ademe de 14", tubería lisa de 14" y 30". 375
Figura 11.17. Armado del sistema de captación. 375
Figura 11.18. Relleno del sitio de construcción con material tipo aluvión existente en el lugar. 376
Figura 11.19. Vista en perfil de formación de taludes aguas arriba y aguas abajo para equilibrio de esfuerzos. 377
Figura 11.20. Resultados del ascenso de agua en el sistema. 378
Figura 12.1. Localización de la Ciudad de México y las fuentes de suministro de agua potable. 386
Figura 12.2. Información y estudios básicos requeridos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada, NOM-014-Conagua-2003. 389
Figura 12.3. Localización de la Ciudad de México, Delegación Iztapalapa, así como el cerro de la Estrella (adaptado de: Domínguez-Mariani et al., 2015) (adaptado de: Domínguez-Mariani et al., 2015) 391
Figura 12.4. Vista del valle de la PTAR Cerro de la Estrella. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 5/4/2015. 392
Figura 12.5. Diagrama del tren de tratamiento de la PTAR Cerro de la Estrella 394
Figura 12.6. Fotografía del tren de tratamiento de la planta piloto para la recarga. 395
Figura 12.7. Distribución del manganeso (izquierda) y del fierro (derecha) en el agua subterránea en la Ciudad de México, año 2010. 398
Figura 12.8. Distribución del nitrógeno amoniacal (izquierda) y del sodio (derecha), en el agua subterránea en la Ciudad de México, año 2010. 399
Figura 12.9. Mapa de configuración piezométrica en msnm y dirección del flujo subterráneo en la zona de recarga artificial y alrededores. 403
Figura 12.10. Subsistemas acuíferos Ciudad de México, Texcoco y Chalco. 405

Figura 12.11. Cortes litológicos de los pozos ubicados en los alrededores de la zona de la recarga. 406
Figura 12.12. Perfil estratigráfico y funcionamiento geohidrológico de las principales unidades del subsuelo. 407
Figura 12.13. Mapa de configuración de profundidad del nivel estático de la zona de Iztapalapa, Ciudad de México. 408
Figura 12.14. Isolíneas de alcalinidad en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 410
Figura 12.15. Isolíneas de arsénico en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 411
Figura 12.16. Isolíneas de calcio en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 412
Figura 12.17. Isolíneas de cloruros en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 413
Figura 12.18. Isolíneas de color en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 414
Figura 12.19. Isolíneas de conductividad eléctrica en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).....415
Figura 12.20. Isolíneas de dureza total en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 416
Figura 12.21. Isolíneas de hierro en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 417
Figura 12.22. Isolíneas de floruros en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 418
Figura 12.23. Isolíneas de manganeso en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 419
Figura 12.24. Isolíneas de manganesio en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 420
Figura 12.25. Isolíneas de pH en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 421
Figura 12.26. Isolíneas de sodio en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha). 422
Figura 12.27. Mapa de las fuentes de contaminación aledañas a la zona de la recarga. 423
Figura 12.28. Localización geográfica de la obra de recarga y localización de la línea de conducción de la planta de tratamiento al pozo de recarga (1,422 m). 424
Figura 12.29. Pozo de inyección directa (Pozo Núm. 204, Panteón Civil 3). 425
Figura 13.1. Localización de la zona de estudio. Modificado de Google Earth (2016). 436
Figura 13.2. Etapas constructivas de la PTAR de SLRC y lagunas de infiltración que actualmente opera el OOMAPAS. Modificado de Google Earth (2016), fecha de la imagen: 27/2/2016.....437
Figura 13.3. Localización del acuífero del valle de San Luis Río Colorado..... 440
Figura 13.4. Localización del acuífero del valle de San Luis Río Colorado Adaptado de MORO (2000). 444
Figura 13.5. Elevación del nivel estático (msnm) del año 1999. Adaptado de MORO (2000). 445
Figura 13.6. Esquema de pozos, estanque de infiltración y descripción litológica del suelo. Adaptado de Sol-Uribe et al. (2008). 449
Figura 13.7. Configuración del tiempo y utilización de las lagunas de infiltración. Adaptado de Conagua (2014c), con datos del OOMAPAS. 453
Figura 13.8. Diagrama de flujo de cada tren de tratamiento. 454
Figura 13.9. Planta general de la PTAR y las lagunas de infiltración. 456

Figura 14.1. Localización del área de estudio (recuadro rojo grande); el sitio en donde se realizó la prueba de recarga se muestra en la imagen inferior con el recuadro rojo pequeño. 466
Figura 14.2. Área en que se desarrollaron los trabajos; el recuadro azul más pequeño en el centro de la figura es el área donde se realizó la prueba de recarga; los círculos y triángulos son pozos y norias, respectivamente 468
Figura 14.3. Localización del campo de experimentación, con relación al área aguas arriba y aguas abajo de la cuenca hidrológica 469
Figura 14.4. Esquema que muestra la forma en que se daría el recorrido y mezcla entre el ART y el ASN (ZNS = Zona no saturada)..... 473
Figura 14.5. Distribución de los pozos y la estructura de recarga en el campo de experimentación.
La cuadrícula representa un metro por lado en el campo 475
Figura 14.6. Variación de la conductividad eléctrica (CE) en pozos con diferente diseño.
Las zonas en azul indica la parte ranurada en los pozos: P4 (solo la parte superior), P7 (solo la parte inferior), P9 (totalmente ranurado). 476
Figura 14.7. Variación del agua en la estructura de recarga. 478
Figura 14.8. Correlación entre lámina de infiltración por metro cuadrado y nivel de agua en la estructura de recarga.
(En ordenadas está el nivel del agua en metros y en abscisas las horas del día en que se desarrolló la prueba)..... 479
Figura 14.9. Variación en la prueba de recarga del volumen infiltrado acumulado con respecto al tiempo..... 480
Figura 14.10. Variación del nivel piezométrico debajo de la estructura de recarga, ubicada en el valor cero metros del eje de abscisas.
La cota de la superficie del terreno es de 237.463 msnm. 481
Figura 14.11. Forma del domo debajo de la estructura de recarga (recuadro en color magenta)..... 482
Figura 14.12. Gráfica que muestra el comportamiento de las concentraciones de plomo en su trayecto por el campo de experimentación.
(La línea roja punteada muestra el límite máximo permitido en la norma NOM-127, que es de 0.01 mg/l)..... 487
Figura 14.13. Zonificación para identificar zonas en donde se puede realizar la recarga artificial del acuífero. ZCD=Zona con pozos o norias de uso doméstico; ZAS=Zona con agua de alta concentración salina; ZBP=Zona con materiales de baja permeabilidad; ZRA=Zona con potencialidad para realizar recarga.
El recuadro azul muestra la localización que tuvo el campo de experimentación. 489
Figura 14.14. Evolución de la concentración de los nitratos a lo largo del experimento; las condiciones iníciales corresponden al día 10 de octubre, antes de iniciar la prueba..... 491
Figura 15.1. Localización del acuífero del Genevois y de la obra de recarga artificial (coordenadas: lat. 46°18'65" – long. 6°16'56"). 502
Figura 15.2. Localización de la obra de recarga (coordenadas: lat. 46°18'65" – long. 6°16'56") y de los pozos de explotación de agua subterránea. 503
Figura 15.3. Columna estratigráfica local Minero (tomado de los Cobos, G. 2009)..... 504
Figura 15.4. Planta y presa de Vessy. 505
Figura 15.5. El primer bombeo de agua subterránea en el pozo de Soral (archivos GESDEC). 506
Figura 15.6. La reducción del nivel freático entre 1932 y 1978..... 507
Figura 15.7. Estación experimental de Vessy: Proyecto de infiltración. 511
Figura 15.8. Plano de conjunto de las instalaciones para la recarga.....515
Figura 15.9. Detalle de la toma de agua (captación) en el río Arve.....516
Figura 15.10. La planta de tratamiento y los filtros. 517
Figura 15.11. Detalle de las zanjas con drenes. 517

Figura 15.12. Vista de la zona de recarga artificial. 518
Figura 15.13. Diagrama con las posiciones de los drenes (cotas) en función de la geología, los niveles de agua subterránea y del río Arve. 519
Figura 15.14. Sala de control de la estación de Vessy. 520
Figura 15.15. Comportamiento del bombeo, la recarga y los niveles del acuífero. 521
Figura 16.1. Situación de la cuenca del río Bérchules. (a) Situación de la zona de investigación, en el sur de Europa; (b) Límites del Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada, delimitación de la cuenca del río Bérchules, posición de la estación de aforos del río Bérchules y de las estaciones meteorológicas utilizadas para el cálculo de gradientes altitudinales de precipitación y temperatura en la margen sur de Sierra Nevada. 529
Figura 16.2. Esquema de funcionamiento de las acequias de careo (modificado de Espín *et al.*, 2010). 530
Figura 16.3. Situación de la red de acequias de careo cartografiadas hasta la fecha en Sierra Nevada (Fuente: Arqueoandalusí, S.L.).... 532
Figura 16.4. Fotografías de: (a) la acequia de Trevélez, antes de su entrada en la cuenca del río Bérchules, (b) diferentes zonas de rezume asociadas a la acequia de El Espino, (c) una zona de vertido del agua, desde una acequia de careo, para su infiltración, (d) vegetación natural y terrazas (sima) de cultivo junto a la localidad de Bérchules, (e) cultivos en terrazas en la localidad de Ohanes, (f) detalle de la acequia de Trevélez a su paso por un escarpe sobre rocas duras, (g) aforo con molinete en una acequia de careo y (h) detalle del limnígrafo y las escala instalados en una sección de aforo del río Bérchules. 537
Figura 16.5. (a) Mapa de densidad de manantiales y situación de las principales acequias y (B) mapa de formaciones geomorfológicas cartografiadas en la cuenca del río Bérchules. 539
Figura 16.6. Mapa hidrogeológico del acuífero de Bérchules (Martos-Rosillo et al., 2015b). 541
Figura 16.7. Esquema conceptual de funcionamiento hidrogeológico en la ladera de la margen derecha del río Bérchules. 542
Figura 16.8. (a) Fotografías de la toma de la acequia de El Espino, en la que se observa que la práctica totalidad del agua que circula por el río es derivada hacia la acequia, (b) detalle de un tramo de la acequia de careo de El Espino, (c) fotografía de la Sima de Bérchules y (d) acuarela de la panorámica en la que se observa la terminación de la acequia y la sima de Bérchules (autora: Rocío Espín). 544
Figura 16.9. Hidrogramas del caudal medido en la toma de la acequia de El Espino (línea negra) y en la entrada de la sima de Bérchules (línea verde). 545
Figura 16.10. Esquema topológico del río Bérchules, con cifras de aportaciones en hm3, correspondientes al año hidrológico 2014-2015. 546
Figura 16.11. Hidrograma de los tributarios del Bérchules a 2,000 msnm (determinado con la suma de los caudales medidos en el río Chico, el río Grande y en la acequia de Mecina) frente al hidrograma medido en la estación de aforo (año hidrológico 2014-2015). 548
Figura 16.12. Hidrograma calculado para el periodo de calibración (línea azul) y validación (línea verde) e hidrograma medido (línea roja) para la cuenca del río Bérchules. 550
Figura 16.13. Relación entre el caudal calibrado con HBV para la cuenca del río Bérchules y el caudal medido en la estación de aforo. 551
Figura 16.14. Hidrograma mensual promedio obtenido para la cuenca del río Bérchules. Los caudales observados y calculados se representan con una línea continua y discontinua, respectivamente. 551
Figura 16.15. Hidrograma con Visual Balan 2.0 calculado y medido en la cuenca del río Bérchules. 553
Figura 16.16. Hidrogramas medios de los ríos Bérchules (periodo 1970-2013), Alhorí (periodo 1994-2013) y Dílar (periodo 1970-2013). 554

Figura 17.1. Posición de Ica en Perú y esquema con la zonificación del acuífero de Ica o I-V-L, con sus principales sectores (modificado de ANA, 2015)). 567
Figura 17.2. Resumen del inventario de pozos en los acuíferos de Ica, Villacurí y Lanchas (2012-2014), posición de los sectores sobre imagen satelital y cuantificación de la sobreexplotación (tomado de ANA-BM, 2016a). 570
Figura 17.3. Esquema de la recarga del acuífero de Ica – Villacurí (Fuente: ALA Ica, modificado de ANA-BM, 2016a). 576
Figura 17.4. Sistema de medición de caudales fluyentes por el río Ica. (a) Dique de hormigón para controlar los caudales circulantes por la formación geológica aluvial. (b) Flujo dirigido hacia el mar en el río Ica durante la época lluviosa, con un volumen aforado total de 28,5 hm^3 en 2013. 578
Figura 17.5. Cartografía hidrogeológica esquemática del acuífero de Ica, equipotenciales y líneas de flujo para el año 2014 (tomada de ANA, 2015). 582
Figura 17.6. Bocatoma en la "Acequia Nueva": (a) Represa de materiales sueltos para la derivación de las aguas de avenida, (b) hacia las pozas laterales, y (c) y aspecto de una de las pozas. 586
Figura 17.7. Tipologías de los distintos tipos de pozas como elementos de recarga inducida ensayadas en el acuífero de Ica (modificado de ANA, 2013b). MMC = hm^3. 588
Figura 17.8. Plano de ubicación de las pozas de infiltración en 2016, con 70 ha empleadas como reservorios para la recarga artificial en el valle de Ica, Distritos Pueblo Nuevo y Los Aquijes. Esquema con la distribución de los distritos en la margen derecha. Fuente: JUASVI. 591
Figura 17.9. Recarga artificial en las márgenes del río Ica mediante pozas de infiltración tomadas con dron en la zona de Los Molinos el 24/04/2016. Aspecto de los reservorios empleados para la recarga artificial en pleno funcionamiento. La mayor parte de estos terrenos son de titularidad privada y los propietarios han prestado sus tierras para tal fin, conscientes de la ventaja que pueden adquirir, y con la condición de que los terrenos "queden limpios" tras el cese de la actividad. https://www.youtube.com/watch?v=2TKSMj7rn-A 592
Figura 17.10. Poza de recarga artificial en la explotación "Agrícola Miranda", Villacurí: (a) Aspecto general; (b) tubería de entrada de agua. 594
Figura 17.11. Vistas de la sangradera en la Pampa de Lanchas. Excavación artificial hasta alcanzar el nivel freático y posterior conducción hacia zonas de riego. 595
Figura 17.12. Inventario de pozas de infiltración 2017, acuífero de Ica (I-V-L) sobre ortoimagen y posición de las 637 pozas y microreservorios usados para la recarga artificial. Escala gráfica. Enlace a la tabla del inventario de pozas del acuífero de Ica: goo.gl/SbBGpG 596
Figura 17.13. Gráfica descenso-tiempo del ensayo de infiltración realizado en la poza Chávez, distrito Los Aquijes en abril de 2017. Tomada de Navarro, 2017. 598
Figura 17.14. Régimen de explotación de las aguas subterráneas en el valle de Ica y Pampas de Villacurí y Lanchas. Volumen explotado y estimación de la sobreexplotación (en hm^3/año). 602
Figura 17.15. Histograma con la relación entre el volumen almacenado en las pozas y el infiltrado durante el año 2015. Datos en m^3. 603
Figura 17.16. Colmatación en las pozas de infiltración en los sectores Chacalpasa (a) y Pongo Grande (b). Mayo de 2017. 609
Figura 17.17. Esquema de afianzamiento hídrico del valle del río Ica. Infraestructuras adjuntas. 612
Figura 17.18. Nuevos reservorios para la recarga artificial, (a) afueras del núcleo urbano de Ica; (b) en la margen derecha del río Ica, sector de Los Molinos. 613
Figura 17.19. Pozas de infiltración en los sectores (a) Comesango en Los Molinos y (b) Los Aquijes, 1 de Mayo de 2017. 614

Figura 17.20. (a) Depresión en el interior de la explotación Agrícolas Miranda que reúne todos los requisitos para su uso como reservorio para recarga artificial; (b). Terreno de propiedad Pública. 615
Figura 17.21. (a) Bocatoma o represa de hormigón armado para derivar el agua del río a los canales laterales. En general estas estructuras no cruzan el cauce de lado a lado. Actualmente hay cinco en el río Ica. Su operación es complicada y representan un obstáculo para el agua en casos de avenida (b). 615
Figura 17.22. (a) Bocatoma en la "Acequia Nueva". (b) Represa de materiales sueltos para la derivación de las aguas de avenida, y (c) aspecto de las pozas laterales. 616
Figura 17.23. . (a) Poza de infiltración en el Sector Los Aquijes y (b) algunos de los miembros del equipo implicado en la recarga de Ica, 2017. 619
Figura 18.1. Clasificación del clima de Köppen-Geiger para África (Wikipedia) en la que el clima de Namibia se clasifica como desértico cálido (BWh - rojo) y semiárido cálido (Bsh - naranja). 630
Figura 18.2. Geología simplificada del acuífero Windhoek (Murray, 2002). 632
Figura 18.3. Representación de las litologías dominantes en el acuífero Windhoek – las cuarcitas (en azul) y las cuarcitas micáceas (en verde). 634
Figura 18.4. Reducción del nivel de agua en pozos debido a extracciones a gran escala. 635
Figura 18.5. Respuesta del nivel de agua en pozos de monitoreo a la inyección de 118 m^3/hr en el pozo 12/3. 637
Figura 18.6. Representación esquemática de las principales litologías y áreas propuestas para la inyección de pozos. 637
Figura 18.7. Respuesta del nivel de agua a la recarga artificial (ambos pozos se encuentran a 1.2 km de los pozos de inyección más cercanos; las diferentes respuestas del nivel de agua se deben a diferentes características del acuífero entre las cuarcitas puras y las micáceas). 639
Figura 18.8. Extracción, inyección y niveles de agua con precipitación en el pozo 9/6. 640
Figura 18.9. Valores totales de extracción, inyección, precipitación y niveles de agua 641
Figura 18.10. Predicción de requerimientos de agua para Windhoek con diferentes opciones de crecimiento (Mendelsohn, et al., 2009). 644
Figura 18.11. Áreas de campos de pozos (los puntos representan los pozos). 647
Figura 19.1. Ilustración esquemática del concepto UTFI para captar, recargar y recuperar agua de inundación en áreas aguas arriba para proteger a comunidades aguas abajo. 660
Figura 19.2. Mapas de inundación máxima anual en la cuenca del río Ganges que muestran el área máxima de inundación para cada año entre 2000 y 2011. Los pixeles de inundación tienen índice de vegetación mejorado (EVI) de ≤0.1; los pixeles de mezcla incluyen agua y cubertura vegetal y de suelo, con EVI >0.1 y ≤0.3; los pixeles de cuerpos de agua de largo plazo tienen periodos de inundación >120 días. La línea roja indica la frontera de la subcuenca del Ramganga. Fuente: Según Amarnath et al. 2012. 674
Figura 19.3. Índices de idoneidad en la cuenca interna del río Ganges determinados a nivel de cuenca. Fuente: Adaptado de Brindha y Pavelic, en proceso. 675
Figura 19.4. Cambios temporales en la extensión de pixeles de inundación dentro de la subcuenca del Ramganga. Fuente: Según Amarnath et al. 2012. 676
Figura 19.5. Relación entre el área máxima anual de inundación determinada mediante datos de Modis y el caudal mensual máximo simulado con SWAT en un periodo de 10 años (2001-2010). 678
Figura 19.6. Mapa satelital de las dos cuencas focales y los cuatro poblados considerados en el Distrito de Rampur. El poblado finalmente seleccionado para el programa piloto (Jiwai Jadid) se encentra entre los indicados en el mapa. 684
Figura 19.7. Ilustraciones esquemáticas y fotografía del sitio piloto de UTFI en el poblado de Jiwai Jadid. (a) Representaciones a escala de cuenca y (b) a escala local;

(c) diseño de los pozos de recarga; y (d) fotografía del estanque comunitario equipado. 688
Figura 20.1. Localización del Condado de Orange, California. 700
Figura 20.2. Límites de la cuenca costera del condado de Orange, California. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 24/2/2015. 701
Figura 20.3. Sección geológica de la cuenca de agua subterránea del condado de Orange. Adaptado de: Orange County Water District (www.ocwd.com). 703
Figura 20.4. Localización de las tres reservas de agua al sur de California: el Río Santa Ana, la cuenca subterránea del condado de Orange y el Sistema de Recarga de Acuíferos Subterráneos GWRS, así como de la Barrera Talbert. Modificado de Google Earth (2016). 705
Figura 20.5. Fuentes de recarga a la cuenca de agua subterránea del condado de Orange (Hutchinson, 2016b). 706
Figura 20.6. Instalaciones MAR en el condado de Orange, California. Adaptado de Orange County Water District (www.ocwd.com). 710
Figura 20.7. Tanques de sedimentación 1 a 4 (Weir Ponds). Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 16/04/2013. 715
Figura 20.8. Sistema de Estanques Warner (Warner Basin System). Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 22/10/2007. 715
Figura 20.9. Lagos Anaheim y Mini- Anaheim. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016. 716
Figura 20.10. Estanque Kraemer (Kraemer Basin) y estanque Miller. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016. 719
Figura 20.11. Estanque La Jolla. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016. 719
Figura 20.12. Estanque Placentia. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016. 721
Figura 20.13. Estanque Raymond. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016. 722
Figura 20.14. Canal lateral del Río. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 22/10/2007. 724
Figura 20.15. Esyanque Olive Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 22/10/2007. 726
Figura 20.16. Estanques Five Coves y Lincoln. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016. 727
Figura 20.17. Estanque Burris. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016. 728
Figura 20.18. Estanque River View. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 07/03/2011. 730
Figura 20.19. Estanque Santiago. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 25/03/2015. 732
Figura 20.20. Canal del Arroyo Santiago. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016. 733
Figura 21.1. Usos de suelo de la cuenca relacionados con sistemas de captación y reúso de aguas pluviales. Datos sobre usos de suelo tomados de DPLG (2011) y ABARES (2012) (de Page et al., 2013a). 749
Figura 21.2. Se requirieron 10 unidades logarítmicas de remoción para el uso seguro de aguas de tormenta para tres tipos de uso, con base en datos de patógenos de este estudio y valores por defecto de las Directrices Australianas para el Reciclaje de Agua para aguas pluviales y aguas residuales (adaptado de Page et al., 2013a). (Cada unidad logarítmica de remoción reduce el número de patógenos en un 90 %, por ejemplo, 2 unidades logarítmicas de remoción reduce el número en un 99 %.) 751

Figura 21.3. Hierro total en aguas de tormenta de varias cuencas (de Vanderzalm et al., 2014b). Las directrices de agua potable (NHMRC-NRMMC, 2011) y los valores de riego a corto y largo plazos (aNZECC-aRMCaNZ, 2000) se muestran con fines de comparación...753
Figura 21.4. Doce opciones para aumentar el suministro de agua potable. 756
Figura 21.5. Costo nivelado de las distintas opciones, incluyendo y excluyendo los costos capitales de la infraestructura existente. CMLP es costo marginal a largo plazo (adaptado de Dandy et al., 2014). 758
Figura 22.1. Mapa de isobatas de la cuenca del Duero y su posición en España. Inspirado en Alonso Gavilán et al., 1981, la depresión del Duero; en ITGE, 1989. Escala gráfica.....767
Figura 22.2. El Ministro de Agricultura en la inauguración oficial de la actividad de recarga gestionada en el acuífero Los Arenales, 12 de marzo de 2003. El Adelantado de Segovia, edición impresa. 769
Figura 22.3. Instalaciones para la recarga artificial en el acuífero Los Arenales. Posición y esbozo de sus componentes sobre el mapa topográfico del IGN. Escala aproximada: 1:150.000. 770
Figura 22.4. Representación textural de las muestras de suelo y testigos superficiales en un diagrama ternario. 774
Figura 22.5. Fotografías microscópicas de la muestra IV-5, tomada a una profundidad de 1,3 m. 774
Figura 22.6. Columna litoestratigráfica "tipo" del sector central de la Cubeta de Santiuste, sondeo 84, de coordenadas UTM 369377 / 4562450, huso 30. Q: Arenas cuaternarias. T: arcillas y margas terciarias. 775
Figura 22.7. (a) Bloque diagrama con una capa ráster de la litología sobrepuesta al Modelo Digital del Terreno (MDT) y (b) columna estratigráfica con leyenda. El sistema dunar cuaternario rellena antiguas cubetas terciarias dispuestas conforme a una alineación tectónica. Modificado de Fdez-Escalante 2005. 777
Figura 22.8. Cartografía hidrogeológica para la situación de noviembre de 2014 con el trazado del canal de recarga artificial y la ubicación de los puntos de la red de control de la piezometría, de las estaciones MARSOL ZNS y otros elementos singulares, elaborada conforme a las directrices de la UNESCO de 1968. Escala gráfica. 779
Figura 22.9. Perfil litoestratigráfico a lo largo del trazado del canal este de la cubeta de Santiuste, confirmando el funcionamiento del acuífero como un sistema de pequeñas cubetas sobre un sustrato terciario rellenas de sedimentos detríticos sobre un sustrato margoso y funcionando "en relevo". 781
Figura 22.10. Bloque diagrama del Carracillo con una capa ráster de la litología sobrepuesta al MDT. 782
Figura 22.11. Cartografía hidrogeológica del Distrito del Carracillo y dispositivos de recarga artificial 783
Figura 22.12. Localización del área de recarga de Alcazarén sobre el mapa geológico. Tomado de JCyL-Tragsatec 2011. 787
Figura 22.13. Perfil hidrogeológico longitudinal de orientación NNO-ESE con presencia de fallas que delimitan siete bloques con información de su espesor (tomado de JCyL-Tragsatec 2011). 788
Figura 22.14. Cartografía hidrogeológica simplificada con la orientación de las isopiezas y de las líneas de flujo, especificando las áreas de recarga y descarga en la zona de Alcazarén, así como los pozos inventariados. Tomado de JCyL-Tragsatec 2011. 788
Figura 22.15. Hidrogramas de Piper-Hill-Langelier con representación de los polos fríos del Sistema, del agua de recarga y de los pozos afectados por la misma de la red de control (RCH). Los representados en la mitad inferior del rombo central de Piper corresponden a sondeos profundos. 792
Figura 22.16. Hidrograma de Piper-Hill-Langelier con la representación de alícuotas representativas de la calidad de las aguas de los tres sectores de los Arenales (azul-Santiuste; rojo-Carracillo; verde-Alcazarén). 794

Figura 22.17. Vista en perfil del sistema de recarga de Santiuste. Perfiles del canal Oeste (Caz Nuevo y extensión del Este) y Este (Caz Viejo). 796
Figura 22.18. Vista en planta del sistema de recarga de Santiuste, dispositivos MAR y superficie regable sobre (a) plano y (b) ortofoto. 797
Figura 22.19. Esquema topológico de los dispositivos de recarga sobre la cubeta de Santiuste. 801
Figura 22.20. Distribución sobre ortofoto de dispositivos MAR en la comarca del Carracillo a partir del primer punto de recarga. No se muestran la presa ni el tramo de tubería previo desde la presa hasta el comienzo de la recarga. 803
Figura 22.21. Esquema de los dispositivos de recarga de la Comarca del Carracillo. 804
Figura 22.22. Distribución sobre ortofoto de dispositivos MAR en Alcazarén. 806
Figura 22.23. Esquema general de Alcazarén con sus principales dispositivos. 807
Figura 22.24. Volúmenes derivados para MAR en la cubeta de Santiuste (2002-2015). 814
Figura 22.25. Volúmenes derivados para MAR en El Carracillo (2002-2015). 815
Figura 22.26. Volúmenes derivados para MAR en el área de Alcazarén (2011-2015). 817
Figura 22.27. Pozo de infiltración diseñado para minimizar la colmatación gaseosa. El vertido se lleva a cabo por un circuito cerrado de PVC terminado en una cruz con alcachofas en la parte superior (bottom-up). 821
Figura 22.28. Reutilización de un pozo abandonado tomando agua del canal de recarga y practicando una recarga bottom-up sobre el relleno (macizo de grava). Se trata de una recarga invisible ajustada al eslogan: "do not close a well, reuse it". 822
Figura 22.29. Esquema para la tripleta de la Cubeta de Santiuste, combinación de tres elementos seriados (conexión del canal para MAR y efluentes de depuradora, biofiltro y humedal artificial) que mejora la calidad de las aguas de recarga "in itinere" y reducen el oxígeno disuelto mientras llevan a cabo una recarga efectiva. 823
Figura 22.30. Combinación de estructuras de parada para evitar la estratificación térmica y/o hidroquímica, homogeneizando el agua de recarga y minimizando la disolución de aire de la atmósfera. 824
Figura 22.31. Control manual de las válvulas de entrada llevado a cabo por personal cualificado de la comunidad de regantes bajo asesoramiento técnico. Actuación de gran efectividad para minimizar impactos adversos. 825
Figura 22.32. Sistemas de decantación en el Carracillo en la cabecera del dispositivo junto a la presa de recarga (a, izda.) y en la balsa de Gomezserracín (b, dcha.) con plazoletas de decantación en serie y escalonadas. 827
Figura 22.33. Solución tecnológica para aumentar el nivel de base del acuífero mediante una presa en el río drenante que provoca el ascenso del nivel del agua en unos 100 pozos cercanos "aguas arriba" en una altura parecida a la de la presa. 827
Figura 22.34. El medio receptor de Alcazarén tiene un basamento compartimentado por fallas y el canal de recarga se diseñó con un trazado perpendicular a estas para usar cada discontinuidad estructural como una vía de recarga preferencial. 828
Figura 22.35. En Alcazarén el agua de recarga discurre por un circuito enterrado que vierte en canales (a, izda.) y cuenta con aliviaderos de seguridad que desparraman el agua sobrante en zonas forestales en caso de intensas precipitaciones (b, dcha.). 829
Figura 22.36. Antiguos areneros usados como balsa de infiltración al final del circuito MAR de Alcazarén. 829
Figura 22.37. Póster sobre soluciones técnicas construido en metal y expuesto en la estación MARSOL ZNS-3 (Gomezserracín). 832
Figura 22.38. Póster sobre soluciones técnicas construido en metal y expuesto junto a la EDAR de Pedrajas (una de las fuentes de agua de recarga en Alcazarén) 833
Figura 22.39. Póster sobre soluciones técnicas construido en metal y expuesto en la estación ZNS-3 (Gomezserracín). 834
Figura 23.1. Ideograma que representa el ciclo previsto para la aplicación de soluciones tecnológicas en plantas MAR, con un incremento progresivo e imparable de

mejora del estado del conocimiento y de la operatividad práctica de los dispositivos. 846
Figura 23.2. Lugares demostrativos del proyecto europeo MARSOL, donde han sido probadas la mayor parte de las soluciones tecnológicas presentadas a lo largo de este capítulo. Tomado de Lobo et al. 2014. 847
Figura 23.3. Inventario de dispositivos MAR agrupados por tipologías y presencia en los distintos lugares demostrativos del proyecto europeo MARSOL (modificado de Fernández & San Sebastián 2012). 848
Figura 23.4. Distintas categorías que agrupan la totalidad de las soluciones tecnológicas (SMARTS) diseñadas y descritas a lo largo del capítulo. 850
Figura 23.5. Grandes grupos en que han sido clasificadas las soluciones tecnológicas agrupadas durante el transcurso del proyecto MARSOL. 853
Figura 23.6. Almacenamiento temporal del agua como medida pretratamiento (decantación) en las balsas de infiltración en la Región del Carracillo, Acuífero de Los Arenales, Segovia, España. 856
Figura 23.7. Válvulas de apertura y cierre para el control manual del volumen de agua desviada del río hasta el canal para las actividades MAR en la cubeta de Santiuste, Acuífero de Los Arenales, Segovia, España. 857
Figura 23.8. Trampas de escorrentía en el Acuífero de Los Arenales, España (a y b) y campo de inundación (c). Sistema de recarga donde se induce la inundación de la superficie, generalmente en zonas de cabecera de cuenca sin impacto alguno en la actividad productiva por efecto de la lámina de agua. 858
Figura 23.9. Rejilla inicial y sistema de filtrado en la válvula de entrada en la presa de derivación en Santiuste. Estructura de decantación en la presa de derivación en la región del Carracillo, Acuífero de Los Arenales, España. 860
Figura 23.10. Sistemas de decantación al inicio de balsas de infiltración en Llobregat (a) y la región del Carracillo; Acuífero de Los Arenales, España (b y c). 861
Figura 23.11. Aspecto del dispositivo piloto para pre-tratar el agua MAR mediante una patente específica desarrollada por Mekorot para reducir TOD (tomado de Mekorot 2015). 862
Figura 23.12. a), b) y c). Filtros de arena y grava intercalados en las conducciones para transportar el agua de recarga. Esquema ilustrativo (a); casos reales de Los Arenales (b y c). 864
Figura 23.13. a), b) y c). Corrección de pH y aumento de estabilidad a través de filtros en Los Arenales y Menashe. 865
Figura 23.14. "Tripleta" de la cubeta de Santiuste. Los Arenales, España. 867
Figura 23.15. "Tripleta" de la cubeta de Santiuste. Los Arenales, España. 868
Figura 23.16. Pendiente 1/1 deslizamientos debido a los procesos de desecación (a, b); diseño 2H / 3V (c); 3H / 2V como la pendiente más común en los canales y las paredes de las balsas de infiltración (d, e); protecciones con gaviones (f). 869
Figura 23.17. Cambios en la evolución del aire atrapado en el acuífero durante un ciclo de recarga (Tomado de Fernández et al. 2009). Curva tipo Blaxejewski 1979. 871
Figura 23.18. Distintos dispositivos de parada instalados en el canal de infiltración de Santiuste (Los Arenales). Dispositivos de flujo inferior (a). Esquema de los dispositivos (b). Puertas alternas (c). 872
Figura 23.19. Esquema constructivo de un pozo equipado para recarga artificial y ejemplo de implementación con tubería de PVC en Israel. La recarga se lleva a cabo en procedimiento "bottom-up", insertando la cruz del extremo inferior de la tubería bajo el nivel del agua para evitar la disolución de aire de la atmósfera por caída libre. ...875
Figura 23.20. a) y b) Determinaciones in situ y toma de muestras de agua de recarga con 7.5 ppm de oxígeno disuelto total. c). Dispositivos de parada para evitar la agitación de las aguas. 876

Figura 23.21. Algunos ejemplos de soluciones técnicas en el acuífero de Los Arenales, España. Sistema de decantación en la cabecera al lado de la presa del río, diseño modificado para evitar la sacudida del agua aumentando el contenido de oxígeno disuelto (a) y sistema para evaluar la evolución de la colmatación por entrada de aire (b). 877
Figura 23.22. Perfiles tomográficos simultáneos a un ensayo de trazadores con sal realizado en el Cerro de Bardo, Algarve, Portugal (Lobo et al. 2014). 880
Figura 23.23. Opciones de diseño barajadas en El Carracillo (Los Arenales, España) de transporte y almacenamiento de agua de recarga en un acuífero desconectado (A. Occidental y Oriental) por una falla. 881
Figura 23.24. Instalación de geotextiles en el fondo del canal MAR para facilitar la limpieza de los procesos de colmatación en la Cubeta de Santiuste (a) y en Daejeon, Corea (b y c). 883
Figura 23.25. Limpieza y operaciones de mantenimiento en balsas y canales mediante excavadoras (a) y escarificación mediante tractores con accesorios adaptados (b). 885
Figura 23.26. Materiales de revestimiento de los pozos de inyección de Menashe: GRP y acero Johnson. 886
Figura 23.27. Ejemplo del diseño de ASTR en Zenfone, Menashe (Israel), tomada de Mekorot 2015. 888
Figura 23.28. Eliminación de vegetación de la balsa de infiltración en Alcantarilha, Algarve. 890
Figura 23.29. Campo de infiltración forestal en Brenta (Italia). 891
Figura 23.30. Diseño esquemático del BCV específico propuesto para la zona de Los Arenales. Modificado de (Fernández, 2005). 893
Figura 23.31. (a) Pozo de recarga en Algarve instalado por agricultores sin asesoramiento que fue mejorado con criterios técnicos exponiendo a los agricultores la S.T. nº 20 (a). Llenado de la balsa de infiltración en Llobregat (b). 896
Figura 23.32. Sistema de apertura manual de la válvula de derivación de agua del río hacia la planta de recarga en Los Arenales. 897
Figura 23.33. Monitoreo de la calidad del agua in-situ con una sonda paramétrica en Los Arenales (a) y análisis de la calidad de agua en laboratorio en Malta Sur (b). 899
Figura 23.34. Muestreo y caracterización de los procesos de colmatación en Los Arenales. 900
Figura 23.35. Control de los dispositivos de presión de un circuito cerrado de tuberías en la zona de Tel Aviv. 901
Figura 23.36. Filtro de arena equipado con un caudalímetro en Los Arenales. 901
Figura 23.37. MAR4FARM, taller organizado en Los Arenales en marzo de 2015 para fomentar el encuentro e intercambio de información con la población local. 903
Figura 23.38. Protección de la balsa de infiltración en la región del Carracillo, Los Arenales, Segovia, España. 905
Figura 23.39. Estación Depuradora de Aguas Residuales de la experiencia MARSOL "Malta Sur" mostrando (en rojo) la ubicación de los cuatro pozos de monitoreo. 907
Figura 23.40. Estación Depuradora de Aguas Residuales de la experiencia MARSOL "Malta Sur" mostrando (en rojo) la ubicación de los cuatro pozos de monitoreo 908
Figura 23.41. Estación Depuradora de Aguas Residuales de la experiencia MARSOL "Malta Sur" mostrando (en rojo) la ubicación de los cuatro pozos de monitoreo. 910
Figura 23.42. Esquema para la reutilización de un pozo abandonado o en desuso. 911
Figura 23.43. Ejemplo de reutilización de un pozo en desuso y su conexión al canal de infiltración en Santiuste, Segovia (Experiencia MARSOL en Los Arenales). 911
Figura 23.44. Sistema RBF directo e inverso en Serchio (a) y Los Arenales (b), respectivamente. 912
Figura 24.1. Mapa de Arizona en donde se muestran las Áreas de Manejo Activa (AMA) y los límites de los condados. Fuente: Centro de Investigación de Recursos Hídricos, Universidad de Arizona (Megdal, 2007). 925

Figura 24.2. El Proyecto de Recarga del Desierto de Tonopah. Fuente: Central Arizona Project (TDRP, 2013). 929
Figura 24.3. Entregas del CAP, a través del tiempo. Fuente: Central Arizona Project (CAPD, 2014). 935
Figura 24.4. (a) En Phoenix, el extenso acuífero de agua dulce actúa como medio para transferir créditos de agua recargada en un lugar para recuperarla en otro, sujeto a las limitaciones de la calidad del agua; (b) En lugares donde los acuíferos son salobres o no muy transmisivos, el agua se tiene que recuperar casi en el punto donde se recargó, y si esta agua es de calidad aceptable para su transmisión mediante el sistema de distribución existente, esto puede crear un crédito transferible a otros puntos del sistema. Fuente: Dillon et al. (2009). 940
Figura 25.1. Comparación de un banco de agua y de almacenamiento estacional. 960

Índice de Tablas

Tabla 1.1. Estimación de la distribución global de agua (Shiklomanov, 1993). 49
Tabla 3.1. Clasificación de técnicas MAR 83
Tabla 4.1. Estaciones climatólogas seleccionadas para la realización del balance hídrico 125
Tabla 4.2. Costos estimados para pozos de absorción circulares 127
Tabla 4.3. Costos estimados para pozos cuadrados de absorción construidos con tabiques. 127
Tabla 4.4. Costos estimados de las ollas captadoras de lluvia 128
Tabla 4.5. Costos estimados pequeñas presas sobre ríos y arroyos 128
Tabla 4.6. Costos estimados para ollas captadoras de agua sobre pendientes 129
Tabla 4.7. Valores de Ks encontrados en los sitios analizados. 130
Tabla 4.8. Variaciones piezométricas en la subcuenca del valle de Ocotlán. 131
Tabla 4.9. Volumen anual de recarga estimado para las ollas captadoras. 133
Tabla 5.1. Resultados de pruebas de infiltración. 148
Tabla 6.1. Gasto drenado de las áreas de captación del colector Salk
Fuente: Escolero et al. (2006) 182
Tabla 8.1. Características de la cuenca del río Magdalena 234
Tabla 8.2. Cálculo de los tiempos de concentración por los métodos Kirpich, FAA y SCS,. 257
Tabla 8.3. Clasificación geoeléctrica, cuenca del río Magdalena. 257
Tabla 8.4. Resultados analíticos de iones mayoritarios. 261
Tabla 8.5. Coliformes fecales 261
Tabla 8.6. Resultados de isótopos estables, río Magdalena, primer y segundo muestreos. 263
Tabla 8.7. Resultados de tritio del 1er. muestreo río Magdalena. 265
Tabla 8.8. Estimación del volumen susceptible de infiltrarse. 270
Tabla 8.9. Costos para la construcción de represas de gavión en Magdalena Contreras. 273
Tabla 10.1. Coordenadas de localización de los vértices de la zona de estudio. 308
Tabla 10.2. Unidades hidroestratigráficas en la cuenca de México (adaptado de:
Sánchez-Díaz, L. F., 1989, Mooser et al., 1996). 330
Tabla 10.3. Características geológicas y geohidrológicas del pozo 1. 336
Tabla 10.4. Resultados de las pruebas de recarga 347
Tabla 10.5. Costos estimados para utilización del proyecto piloto. 347
Tabla 12.1. Estudios de recarga en la Ciudad de México realizados por la DGCOH y el SACM. 387
Tabla 12.2. Área de la planta piloto de recarga artificial del acuífero 392
Tabla 12.3. Tabla 3. Nivel estático histórico de pozos de la zona Cerro de la Estrella. 401
Tabla 12.4. Condiciones operativas de cada unidad de proceso. 427
Tabla 14.1. Variaciones en sentido vertical de la calidad del agua subterránea nativa en el
campo de experimentación antes de la prueba de recarga. 471
Tabla 14.2. Características constructivas y usos que se le dieron a los pozos 474
Tabla 14.3. Mecanismo de descarga de ART durante la prueba de recarga 477
Tabla 14.4. Valores de los parámetros en el ART que sobrepasaron los límites de la norma
NOM-127-SSA1-1994. 485
Tabla 14.5. Características constructivas de los pozos y profundidad a la que se tomaron
las muestras de AMX. 486
Tabla 16.1. Aportaciones mensuales y anual promedio de descarga medidas en la estación
de aforo y aportaciones calculadas con HBV en la cuenca del río Bérchules.
Ap. Obs. aportaciones medias del periodo comprendido entre enero de 1970 a

septiembre de 2015. Ap Sim. aportaciones medias simuladas con HBV del mismo periodo. 550
Tabla 16.2. Resultados de los principales componentes del balance mediante Visual Balan 2.0 (periodo 1970-2010). (Inter: Interceptación, ETR: evapotranspiración real, Esc.sup: escorrentía superficial, Flu. hipo: flujo hipodérmico)..... 552
Tabla 17.1. Componentes del balance hídrico en los sectores Ica, Villacurí y Lanchas del acuífero Ica en el año 2014 (ANA 2012-14, Programa 2)..... 571
Tabla 17.2. Análisis químico del agua empleada para la recarga artificial de fecha 18/03/2016 y comparación con los valores Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA) de Perú. Tomado de ANA, 2016. 584
Tabla 17.3. Características constructivas de algunos canales de abastecimiento de pozas de infiltración. Zona Aquijes. T es la anchura, b la altura y H el calado, en metros. 597
Tabla 17.4. Régimen de explotación de las aguas subterráneas en el valle de Ica y Pampas de Villacurí y Lanchas. Volumen explotado y estimación de la sobreexplotación (en hm^3/año). 601
Tabla 17.5. Análisis del balance hídrico en el canal La Achirana (bocatoma del río Ica) y en el río Ica (estación hidrométrica de Samaca). Volúmenes ingresados por aguas fluviales y de avenidas en el invierno de 2015. Datos en m3 (Navarro, 2015). 603
Tabla 17.6. Histórico de volúmenes de aguas de avenidas ingresadas al valle de Ica en el año 2017. El total general incluye el agua vertida al océano. 604
Tabla 17.7. Histórico de la recarga artificial del acuífero de Ica. 604
Tabla 17.8. Acciones previstas en el programa n° 05. Desarrollo de proyectos de recarga de ..... carácter local (época de avenidas) y de recarga artificial considerando trasvase de agua superficial de otras cuencas e integrando el uso conjunto de las aguas superficiales y subterráneas. 610
Tabla 18.1. Normas provisionales de calidad del agua para agua de recarga. 643
Tabla 18.2. Volumen de agua recuperable por área de campo de pozos (Murray, 2014)..... 648
Tabla 18.3. Ejemplo de rendimientos de las baterías de pozos en un periodo de sequía de tres años. 649
Tabla 18.4. Estado actual y expansión contemplada del esquema de manejo de la recarga artificial del acuífero..... 650
Tabla 19.1. Características generales del método UTFI. 662
Tabla 19.2. Estudios de caso de MAR dependientes de la captación de escurrimientos de aguas superficiales..... 663
Tabla 19.3. Caudal efluente anual y desviación estándar para caudales y reducciones de caudal del 100, 75 y 50%, y el agua captada necesaria para alcanzar cada escenario. .. 678
Tabla 19.4. Análisis costo-beneficio de la implementación de UTFI en el Distrito de Moradabad, Uttar Pradesh, India. 682
Tabla 19.5. Comparación de poblados visitados en mayo de 2015 para identificar su idoneidad para implementar el método UTFI..... 686
Tabla 20.1. Características de la cuenca del OCWD..... 703
Tabla 20.2. Información adicional: Estanques Weir 1 a 4 o Sistema de Desasolve (Weir Ponds).....712
Tabla 20.3. Información adicional: Sistema de Estanques Warner (Warner Basin System). 713
Tabla 20.4. Información adicional: lago Anaheim.....714
Tabla 20.5. Información adicional: lago Mini-Anaheim.....714
Tabla 20.6. Información adicional: estanque Kraemer. 717
Tabla 20.7. Información adicional: Estanque Miller.Fuente: OCWD (2013).....717
Tabla 20.8. Información adicional: estanque La Jolla. 718

Tabla 20.9. Información adicional: estanque Placentia. 720
Tabla 20.10. Información adicional: estanque Raymond..... 722
Tabla 20.11. Información adicional: rivera del canal (Off-River Channel). 723
Tabla 20.12. Información adicional: estanque Olive. 724
Tabla 20.13. Información adicional: Estanque Five Cove 725
Tabla 20.14. Información adicional: estanque Lincoln 726
Tabla 20.15. Información adicional: estanque Burris 728
Tabla 20.16. Información adicional: Estanque River View (River View Basin) 729
Tabla 20.17. Información adicional: estanque Santiago. 731
Tabla 20.18. Información adicional: Canal del Arroyo Santiago. 731
Tabla 20.19. Fuente de agua y sus costos en la zona del condado de Orange. 738
Tabla 21.1. Opción más preferida para incrementar el abasto de agua de Adelaida (de Mankad et al., 2013). 755
Tabla 21.2. Costos relativos y demandas de las diferentes opciones de uso de las aguas pluviales para el sistema de captación de aguas de tormenta de Parafield. 759
Tabla 22.1. Análisis de muestras de suelos y testigos de perforación: posición de los puntos de muestreo (a) y resultados de los análisis geoquímicos con sus determinaciones granulométricas (b). 773
Tabla 22.2. Tratamiento estadístico de los resultados de los análisis químicos al comienzo de la actividad de recarga inducida (2003) de muestras tomadas en captaciones de profundidad inferior a 50 m. 790
Tabla 22.3. Análisis químicos de los polos fríos que interaccionan con las aguas subterráneas indígenas en el sistema. Casos para el río Voltoya en el punto de derivación; agua de lluvia en Santiuste y agua de recarga una vez decantada en la balsa situada a cabecera del dispositivo en 2003,2007 y 2009. 791
Tabla 22.4. Análisis químicos de una alícuota de agua de recarga muestreada en Carracillo, cabecera, en febrero de 2004. 792
Tabla 22.5. Análisis químicos de una alícuota de agua de recarga muestreada en Alcazarén 1, caudal 0,3 l/s (enero de 2015). 793
Tabla 22.6. Principales infraestructuras para la recarga gestionada en el acuífero Los Arenales en la actualidad. 795
Tabla 22.7. Parámetros económicos y relacionados con el análisis coste-beneficio para las tres áreas de recarga gestionada más importantes dentro del acuífero de Los Arenales. Nota: En el caso de Alcazarén la zona de intervención no es coincidente con el término municipal. 817
Tabla 23.1. Principales disfunciones e impactos que afectan a los distintos lugares demostrativos y que se pretenden solucionar o minimizar mediante la aplicación de la técnica MAR. 849
Tabla 23.2. Origen/es del agua para recarga artificial en cada lugar de demostración diferenciando 11 fuentes de toma diferentes. 851
Tabla 23.3. Usos del agua de la recarga artificial en cada lugar de demostración diferenciando hasta ocho destinos diferentes 852
Tabla 23.4. Índice de Soluciones Técnicas asociadas a aspectos cuantitativos del agua (S. T. 1 a 5). 855
Tabla 23.5. Índice de Soluciones Técnicas asociadas a aspectos cualitativos del agua (S. T. 6 a 25)..... 859
Tabla 23.6. Tabla 6: Índice de Soluciones Técnicas relativas a las actuaciones en el medio receptor (S. T. 26 a 46). 879

Tabla 23.7. Índice de Soluciones Técnicas relativas a los parámetros de gestión, buenas prácticas y criterios de utilización (S. T. 47 a 73). 894
Tabla 25.1. Una guía genérica para determinar la idoneidad de un acuífero para su recarga artificial. El almacenamiento estacional requiere condiciones menos onerosas que el almacenamiento interanual, o banco de agua, pensado para incrementar la resiliencia ante una sequía y seguridad de suministros de agua en un clima variable. 951
Tabla 25.2. Se identifican las características de los acuíferos que pueden impedir potencialmente una eficiencia de recuperación, junto con las medidas de prevención, las prácticas operacionales y el monitoreo que se requerirían para su manejo confiable. 952
Tabla 25.3. Varios tipos de colmatación y su manejo en la recarga artificial de acuíferos 955
Tabla 25.4. El manejo de la recarga de acuíferos para evitar riesgos a la salud y al medio ambiente requiere conocimiento de los procesos e índices de atenuación de contaminantes y de su generación en el suelo o en los acuíferos. Esto permite determinar un tren de tratamiento óptimo y el logro de los objetivos de calidad del agua. 957

Índice de Fotografías

Fotografía 3.1. Pozo seco en la Ciudad de México. a) Equipo de perforación en Iztapalapa, D. F. b) Perforación exploratoria de 12" de diámetro, en Iztapalapa, D. F. c) Detalle de los tanques de sedimentación, pozo de absorción en Iztapalapa, D. F. 87

Fotografía 3.2. Río Putaendo, Chile. Dique construido con material del río para infiltrar agua de deshielo..... 95

Fotografía 5.1. Embalse de infiltración 1 del proyecto de recarga controlada MAR del año 2000.....154

Fotografía 7.1. Río Chuvíscar en temporada de lluvias. 196

Fotografía 7.2. Caliza Formación Aurora con presencia de disolución y fracturas..... 201

Fotografía 7.3. Contacto entre rocas volcánicas del Terciario (izquierda) y sedimentarias marinas pertenecientes a la formación Aurora (derecha)..... 202

Fotografía 7.4. (a) Trabajos de limpieza en la zona de desplante de la cortina, (b) sitio de ubicación de la cortina y (c) cortina construida..... 207

Fotografía 7.5. a) Instalación de la bayoneta de cloración
b) Cloración del agua durante su ingreso al pozo de infiltración..... 208

Fotografía 7.6. Sistema de manejo de la recarga de acuíferos durante el periodo de lluvias.....210

Fotografía 10.1. Actividades referentes a las pruebas hidráulicas a los pozos de recarga. 341

Fotografía 10.2. Manómetro utilizado para el control de presiones durante las pruebas de recarga en los pozos. 343

Foto 14.1. Forma del domo debajo de la estructura de recarga (recuadro en color magenta). 485

MANEJO DE LA RECARGA DE ACUÍFEROS: UN ENFOQUE HACIA LATINOAMÉRICA

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

2017
www.imta.gob.mx



PREFACIO

¿Por qué un libro en español sobre el manejo de la recarga de acuíferos? Antes de dar la respuesta debo hacer una retrospección que ubique al lector en los motivos de editar un libro de estas características.

En México, como en el resto de Latinoamérica, se presentan problemas de escasez de agua. La tendencia general es satisfacer la demanda sin importar la presión que se ejerza sobre las cuencas o acuíferos. Esta práctica ha generado una explotación intensiva de los recursos hídricos que trae como consecuencia una lucha imparable por los mismos. Los sectores productivos con mayores recursos económicos son los dominantes, cumpliendo con sus exigencias de la demanda. Una gestión de explotación indiscriminada no lleva a una convivencia entre los diversos usuarios y propicia una ruptura entre los sectores para lograr acuerdos en busca de una mejor gestión de los recursos hídricos.

La gestión hídrica con autorregulación cuida que la demanda no sobrepase la disponibilidad del agua en las cuencas y acuíferos y promueve soluciones integrales que permitan un crecimiento sostenible y un manejo hídrico adecuado. Satisfacer los requerimientos que demandan los usuarios de una cuenca requiere de una organización que evalué las diversas necesidades de los mismos y propicie la implementación de estrategias de corto, mediano y largo plazo, generando así el manejo integrado del recurso.

La comunidad internacional ha atestiguado que el manejo de la recarga de acuíferos (MAR, por las siglas en inglés de *Managed Aquifer Recharge*) es una herramienta útil para los usuarios del agua y tomadores de decisiones, con la cual es posible planear acciones concretas que dirigen la gestión de los recursos superficiales y subterráneos de la cuenca.

El libro *Manejo de la recarga de acuíferos: un enfoque hacia Latinoamérica* se conceptualizó como un medio de divulgación del conocimiento de las tecnologías de recarga; se concibió para dirigirse a profesionistas y personal técnico que requiere aplicar e implementar tecnologías para una mejor gestión de los recursos hídricos. Aunque parezca que en este campo del conocimiento se cuenta

con información disponible, el hecho de que el mayor número de experiencias se encuentren escritas en el idioma inglés limita su divulgación a los profesionistas y técnicos de Latinoamérica. El libro tiene un formato digital, con la finalidad de tener una mayor distribución y una disponibilidad permanente en la web, lo cual permitirá su fácil acceso y libre distribución.

M. Sc. Mario López Pérez
Jiutepec, Morelos

PRÓLOGO

La recarga de acuíferos se conforma de un conjunto de acciones y tecnologías encaminadas al almacenamiento de agua en el subsuelo para su posterior uso, o para remediar la condición de los acuíferos; por ejemplo, para reducir o evitar hundimientos del terreno o impedir la intrusión salina. El libro *Manejo de la recarga de acuíferos: un enfoque hacia Latinoamérica*, ofrece una serie de experiencias sobre las técnicas de recarga implementadas hoy día en México y el mundo. Las contribuciones mexicanas destacan la caracterización de los sitios, los materiales utilizados, así como los costos y beneficios obtenidos; en complemento, los trabajos internacionales resaltan la complejidad de la tecnificación, así como las políticas requeridas para su gestión.

Tomando en cuenta el creciente interés en la aplicación de las tecnologías para el manejo de la recarga de acuíferos, resulta de utilidad publicar un libro en español dirigido a Iberoamérica. El libro presenta un marco de conceptos generales, diversas experiencias documentadas a través de colaboraciones de expertos mexicanos e internacionales, así como la integración de buenas prácticas en las fases de planeación, diseño, construcción, seguimiento y evaluación. Este trabajo es importante para difundir las experiencias sobre recarga a los técnicos de Iberoamérica que no tienen acceso a la literatura en inglés y que pueden beneficiar a sus instituciones y comunidades con las mejores prácticas y experiencias de los proyectos de recarga aquí presentados.

El manejo de la recarga de acuíferos representa todo un reto para los tomadores de decisiones y actores sociales que buscan garantizar una gobernanza eficiente y equitativa en países donde el recurso agua presenta limitaciones de disponibilidad debido a problemas en acuíferos con abatimientos de los niveles estáticos o piezométricos, reducción del almacenamiento, contaminación, degradación de la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento, etc. El manejo de la recarga de acuíferos es parte de la solución y de las acciones requeridas para la gestión sustentable del agua.

Dr. Felipe I. Arreguín Cortés.
Jiutepec, Morelos.



PRESENTACIÓN

Existe una demanda creciente por el agua que abaste la agricultura, poblaciones e industria. El reto de dotar del recurso a los usuarios ha llevado a explotar de forma intensiva nuestros recursos hídricos, ya sean superficiales o subterráneos. Esta dinámica debe hacernos reflexionar si las políticas empleadas son suficientes para garantizar que las nuevas generaciones dispongan en cantidad y calidad de un bien que de no ser administrado de forma correcta pueda limitar el desarrollo.

Un nuevo factor que marca la eminente escasez del agua es el cambio es su distribución producto del cambio climático que afecta a zonas, regiones y, sin duda, continentes. Los pronósticos de cambio climático indican un aumento de la temperatura y, por consiguiente, modificaciones en las distribuciones de las lluvias. Las zonas áridas y semiáridas son las de mayor susceptibilidad, teniendo como resultado sequías prolongadas y una variación en la cantidad de agua precipitada.

Tomando en consideración los escenarios de cambio climático debemos reconocer que los acuíferos representan las fuentes seguras de abastecimiento, con las que se deberá diseñar estrategias que mitiguen efectos de las sequías o variación de la lluvia.

El manejo de la recarga de acuíferos (MAR, por sus siglas en inglés) conforma una serie de tecnologías que han sido probadas en varias partes del mundo, que permiten desarrollar estrategias para enfrentar los escenarios que se avecinan y que se basan en el almacenamiento de agua en los acuíferos para su posterior uso.

El libro *Manejo de la recarga de acuíferos: un enfoque hacia Latinoamérica*, representa una suma de esfuerzos que tiene el objetivo de difundir las tecnologías de recarga a especialistas del ramo o emprendedores que apuesten a la recarga artificial para solucionar de forma práctica la escasez de agua en sus regiones.

El libro, en su versión digital, se conforma de aportaciones de profesionistas que implementaron un MAR y mejoraron la condición de sus acuíferos. Las colaboraciones documentan casos sencillos en su concepción, mas no en su ejecución, que van desde la conducción del escurrimiento por canales (acequias), a las que requirieron de un mayor costo de inversión, como son los pozos que infiltran agua residual tratada en los estratos permeables de los acuíferos para su posterior utilización.

Las contribuciones se agruparon en dos secciones distintas, subtituladas como "Casos nacionales", que agrupan las experiencias de expertos mexicanos. La secuencia en que se integran en el libro tiene la lógica de presentar los casos sencillos primero para terminar con los más complejos en su ejecución. Asimismo, primero se muestran los casos que tienen que ver con agua de lluvia-escurrimiento y posteriormente los que utilizan pozos que recargan agua de lluvia o tratada al acuífero.

Las contribuciones internacionales se agrupan siguiendo el criterio del capítulo que le antecede, en el origen del agua que se recarga como complejidad del proyecto. Es importante destacar que las contribuciones son traducciones de documentos que anteriormente fueron publicados en revistas o libros en inglés, por lo que se cuidó mantener la concepción original de los autores y solamente se sustituyeron algunas palabras que, a nuestro criterio, mantenían el sentido original de la oración. En los trabajos traducidos se procuró mantener un lenguaje similar al empleado en las colaboraciones nacionales y solamente en las contribuciones de los colegas españoles se optó por dejar integro el lenguaje empleado, ya que los tecnicismos son específicos para cada una de las tecnologías que tratan.

Como cierre, el libro cuenta con un capítulo denominado "Buenas prácticas"; una guía que los interesados pueden utilizar para orientar sus proyectos. La guía debe tomarse como una orientación de cómo se puede avanzar para seleccionar la técnica que mejor se ajuste al problema que se desea resolver, pero cada especialista debe tener en mente que la solución a implementar obedece a las condiciones hidrogeológicas e hidrológicas prevalecientes en el sitio donde se requiere implementar el manejo de la recarga de acuíferos.

El libro se acompaña de un glosario donde se define el sentido que hemos optado para algunas palabras, el cual es una ayuda que solventa los localismos a los que nos enfrentamos en nuestro castellano.

Es importante destacar que al momento de realizar la compilación de los trabajos se invitó de forma abierta a los especialistas en el ramo, con la finalidad de contar con sus experiencias, sin embargo, con forme se avanzó en la compilación de los trabajos fue necesario decidir el número y tipo de trabajos seleccionados. Los editores tenemos en cuenta que en la implementación de MAR en México existen proyectos de éxito que seguramente son una fuente de aportación al conocimiento, lamentablemente no fue posible su inclusión por cuestiones diversas que sobrepasaron nuestro alcance.

Los trabajos presentados en las experiencias internacionales en su mayoría corresponden a traducciones de trabajos previamente publicados en inglés, los cuales se tradujeron respetando el sentido y la terminología empleada en los trabajos originales, y se integran en este libro con autorización del autor principal.

En todos los trabajos presentados en este libro se respetó la terminología técnica utilizada por cada uno de los autores, por lo que existe diversidad en la terminología utilizada en los diferentes trabajos.

Los editores agracen al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua por todo el apoyo y facilidades brindadas durante todo el proceso hasta culminar con la publicación del libro.

Oscar Escolero agradece a la Dirección General de Asuntos del Personal Académico, UNAM, por la beca para realizar estancia sabática en el IMTA, durante la cual se desarrolló el presente trabajo y al Instituto de Geología de la UNAM por el apoyo y las facilidades para participar en este trabajo.

Los editores de libro agradecen al Dr. Peter Dillon por el apoyo y motivación para llevar a cabo este proyecto.

Los editores
Óscar Escolero
Carlos Gutiérrez
Edgar Mendoza





SECCIÓN 1
CONCEPTOS BÁSICOS



1

LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO TECNOLÓGICO EN MATERIA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

Felipe I. Arreguín Cortés [1], Mario López Pérez [2], Oscar Escolero [3], Carlos Gutiérrez [4]

[1] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Morelos, 62550 México; email: felipe_arreguin@tlaloc.imta.mx
[2] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Morelos, 62550 México; email: mario_lopezperez@tlaloc.imta.mx
[3] Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México Ciudad Universitaria, 04510, México, D.F; email: oescolero@yahoo.com
[4] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Morelos, 62550 México; email: cgutierr@tlaloc.imta.mx

1.1. Introducción

El agua subterránea es un recurso estratégico para el ser humano (abastecimiento de agua para consumo humano, actividades industriales, agrícolas y recreativas) y el medio ambiente. Por sus características de permanencia en el tiempo y el espacio, a diferencia de muchas corrientes superficiales, no está sujeta a las variaciones de precipitación pluvial anual, por lo que puede ser vital sobre todo en época de sequias. Es, pues, un recurso que bien administrado es valioso para el desarrollo regional o nacional de muchos países.

Históricamente, las aguas subterráneas han sido fuente de abastecimiento para las poblaciones, la agricultura bajo riego y el desarrollo industrial desde tiempos bíblicos, particularmente en las

regiones áridas y semiáridas de todo el mundo (Sahuiquillo, 2009). La Ciudad de México, Calcuta, Shanghái, Buenos Aires, Dhaka, Manila, Pekín, París y Londres figuran entre las ciudades más pobladas del mundo en las que el agua subterránea ha sido un factor clave para su desarrollo. De igual forma, extensas zonas de la India, China, Estados Unidos y México han experimentado un aumento exponencial del riego con agua subterránea.

El agua subterránea es un recurso que tiene un componente renovable que, cuando se utiliza adecuadamente, puede garantizar el abastecimiento del agua a largo plazo incluso para satisfacer las crecientes demandas y la mitigación de los efectos del cambio climático. Sin embargo, en algunos casos la inadecuada explotación de los recursos hídricos subterráneos ha provocado efectos indeseables, como el descenso excesivo de los niveles freáticos o piezométricos, la intrusión de agua de mar en los acuíferos costeros, el hundimiento del terreno, la degradación de la calidad del agua y la desaparición de humedales (Declaración de Alicante, 2006).

El volumen total de agua en la Tierra es alrededor de 1,400 millones de km^3, de los cuales solo el 2.5 % o alrededor de 35 millones de km^3 es agua dulce (Tabla 1.1). La mayor parte del agua dulce ocurre en forma de hielo o nieve atrapada en la Antártica y Groenlandia, o en los acuíferos. Las principales fuentes de agua para uso humano son los lagos y ríos, la humedad del suelo y los acuíferos. Aproximadamente el 30 % del agua dulce se aloja en los acuíferos (Shiklomanov, 1993).

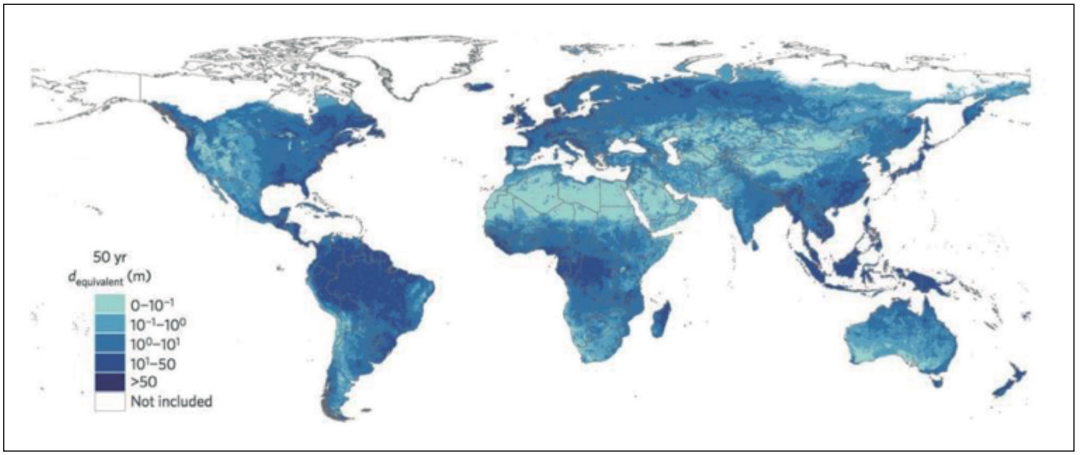
Entender la interacción del agua subterránea con la superficial como parte del ciclo hidrológico, así como con las actividades humanas, es básico para establecer programas de explotación racionales de este recurso. El clima (lluvia en exceso); la topografía; los procesos de deforestación; la geología y las condiciones hidrogeológicas de los acuíferos; la conexión natural de ríos, lagos, lagunas, humedales y vasos de presas con los acuíferos (flujo de agua de los cuerpos superficiales hacia los acuíferos y de estos a aquellos); la recarga inducida bajo zonas de riego o de redes de distribución de agua potable y residual o en forma artificial mediante obras especificas; el recubrimiento del suelo con asfalto, concreto y acero en grandes regiones de las ciudades e industrias, y el aprovechamiento del agua mediante bombeo sin duda actúan sobre el comportamiento de las aguas subterráneas. Si a todo ello se suma el impacto del cambio climático sobre el ciclo hidrológico, se puede concluir que el reto de entender y aprovechar de una manera racional este recurso es muy grande.

Tabla 1.1. Estimación de la distribución global de agua (Shiklomanov, 1993).

Fuente	Volumen de agua (10^3 km^3)	Agua dulce (%)	Agua total (%)
Océanos, mares	1,338,000	—	96.5
Capas de hielo, glaciares y nieve permanente	24,064	68.7	1.74
Agua subterránea	23,400	—	1.7
Dulce	10,530	30.1	—
Salada	12,870	—	—
Humedad del suelo	16.5	0.05	0.001
Permafrost	300	0.86	0.022
Lagos	176.4	—	0.013
Dulce	91.0	0.26	—
Salada	85.4	—	—
Atmósfera	12.9	0.04	0.001
Pantanos	11.47	0.03	0.0008
Ríos	2.12	0.006	0.0002
Agua Biológica	1.12	0.003	0.0001
Total de agua	1,385,984	—	100
Total de agua dulce	35,029	100	2.53

En materia de recarga es importante conocer el volumen de agua subterránea en los dos kilómetros superiores de la corteza terrestre continental. Gleeson *et al. (2016)* estimaron que el volumen en esa zona es de 22.6 millones de km^3, utilizando datos geoquímicos, geológicos, hidrológicos y geoespaciales; simulaciones numéricas, y analizando muestras utilizando tritio. Con relación a la edad del agua, denominaron agua joven a aquella que tiene menos de 100 años en los acuíferos y al agua recargada hace menos de cincuenta años la llamaron agua moderna, y estimaron su volumen entre 0.1 y 5.0 millones de km^3 (Figura 1.1).

Figura 1.1. Distribución de agua moderna, utilizando datos de recarga de agua y niveles freáticos (Gleeson *et al.*, 2016).



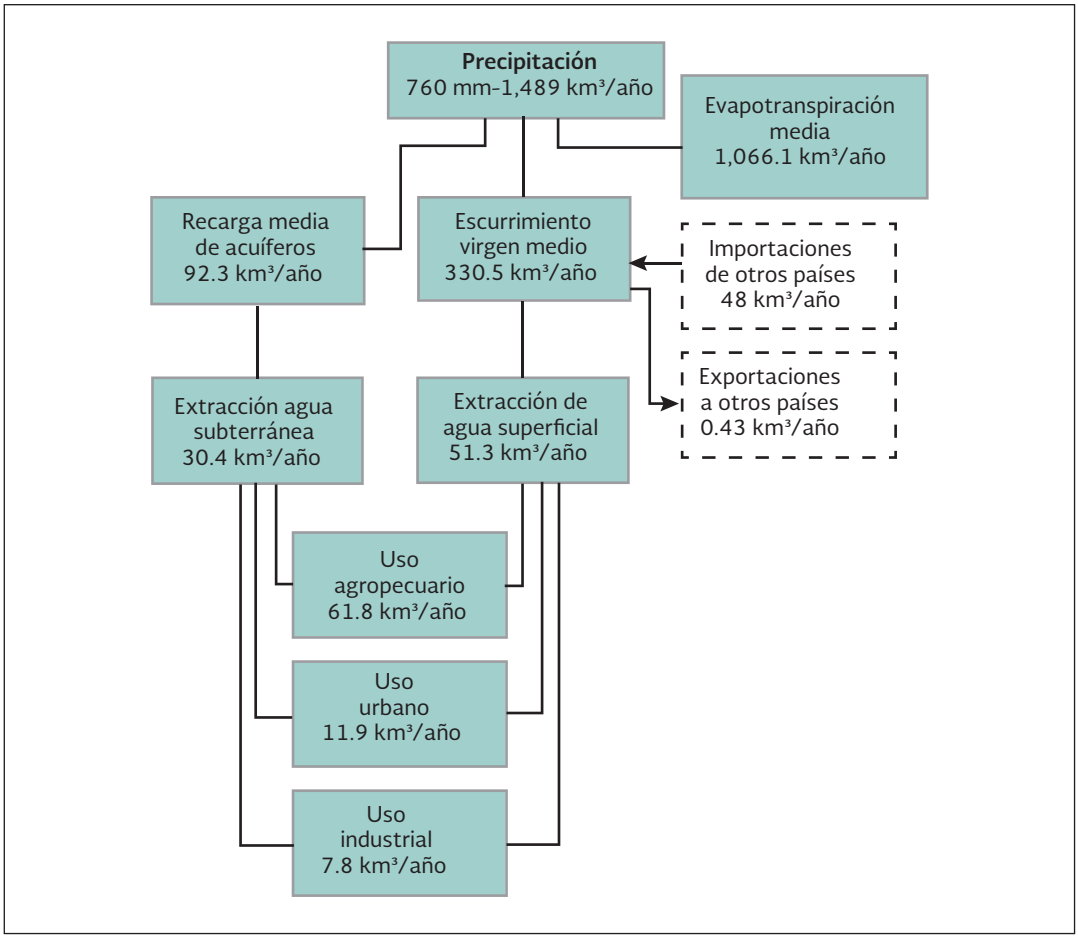
1.2. El recurso hídrico en México

Con una superficie total de 1,959,248 km^2 y una población de 121.8 millones de habitantes (Conapo, 2015), México presenta una gran dispersión poblacional; 23 % de ella habita en 188,596 localidades menores a 2,500 habitantes (Inegi, 2014).

La precipitación media en el territorio nacional es de 760 mm, equivalentes a 1,489 km^3 (Figura 1.1). De esta cantidad, 1,066.1 km^3 se pierden por evapotranspiración, mientras que el escurrimiento superficial medio es de 330.5 km^3. Por otro lado, los acuíferos reciben una recarga de 92.3 km^3 y se les extraen 30.4 km^3 (Figura 1.2).

La disponibilidad de agua en el país en 1950 era de 17,742 m^3/hab/año (Conagua, 2007) mientras que para el año 2013, esta cifra había descendido de manera alarmante para ubicarse en 3,982 m^3/hab/año.

Figura 1.2. Ciclo hidrológico de México (Arreguín *et al.*, 2010).



1.3. El agua subterránea en México

El agua subterránea es vital para el desarrollo de México, pues es la únicas fuente permanente de agua en las regiones áridas y semiáridas, que ocupan alrededor del 50% del territorio nacional; sustentan el riego de unos dos millones de hectáreas (poco más de la tercera parte de la superficie

total irrigada en el país); suministran cerca del 75 % del volumen de agua utilizado en las ciudades, donde se concentran alrededor de 65 millones de habitantes; satisfacen las demandas de agua de la gran mayoría de los desarrollos industriales, y abastecen a casi toda la población rural (25 millones de habitantes) (Arreguín, 2005).

La República Mexicana se ha dividido en 653 unidades administrativas denominadas "acuíferos" (*DOF*, 2001), de los cuales 106 son explotados en forma intensiva, con extracciones mayores que la recarga natural actual (Figura 1.3). Sin embargo, el problema es todavía mayor si se considera que cerca de 100 acuíferos tienen un grado de explotación (relación extracción/recarga) entre el 75 y 99 % (Figura 1.4) y que en caso de no tomar medidas urgentes de una administración adecuada pudieran pasar a nivel de explotación intensiva no sostenible.

Figura 1.3. Distribución de agua moderna, utilizando datos de recarga de agua y niveles freáticos (Gleeson *et al.*, 2016).

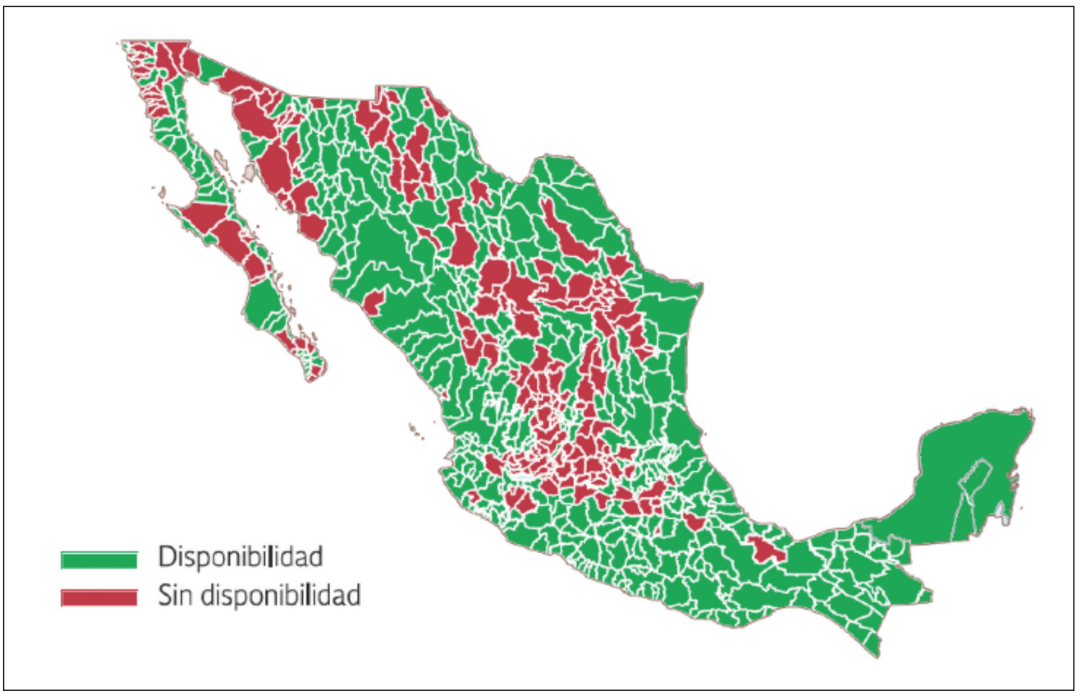
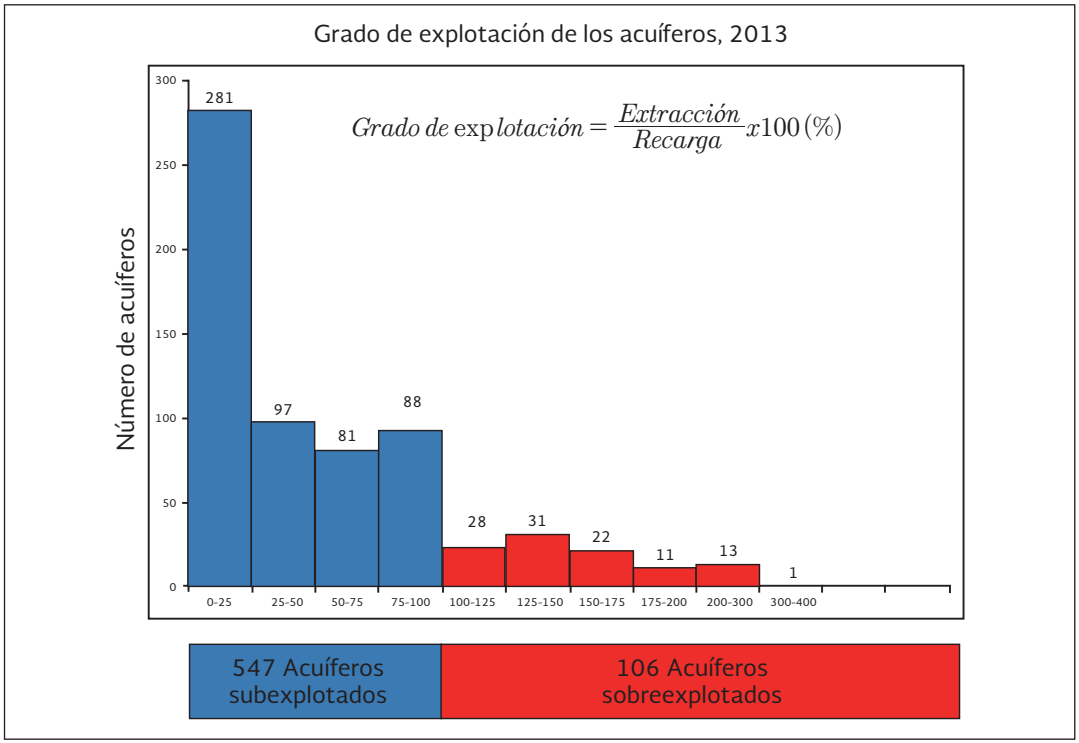


Figura 1.4. Grado de explotación de los acuíferos en la República Mexicana (Fuente, *Diario Oficial de la Federación*, 2013).



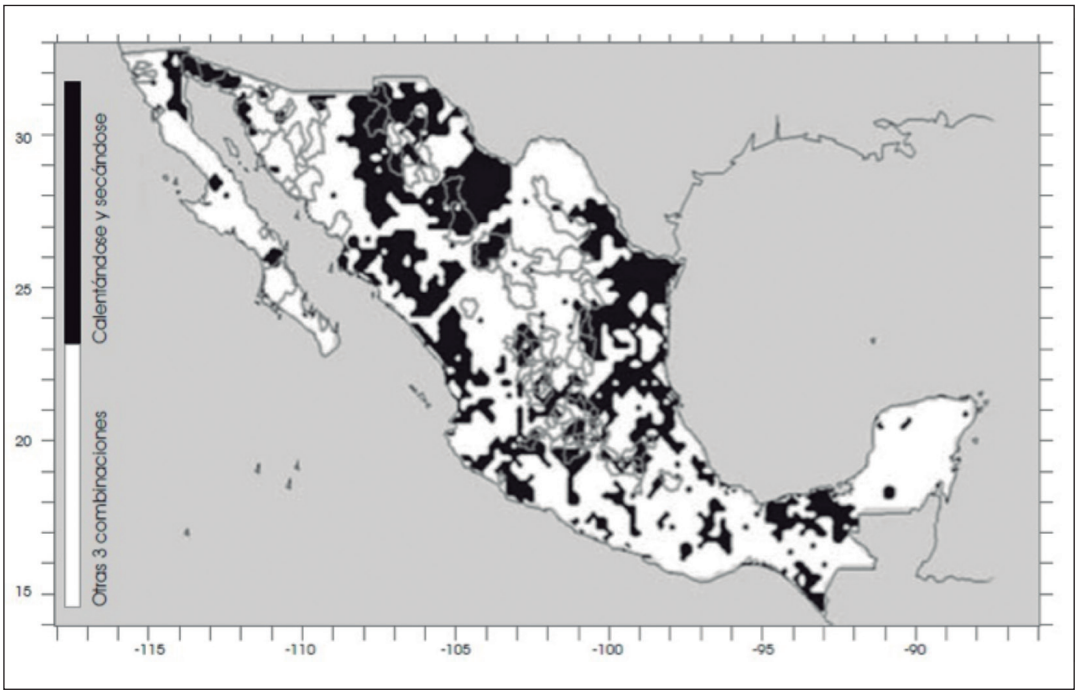
Otro problema que enfrentan varios acuíferos costeros es la intrusión marina. El bombeo intensivo (superior a la recarga) ha provocado que, para efectos prácticos, varios de los acuíferos del país se consideren sin disponibilidad (Figura 1.5). Además, el ascenso del nivel del mar, producto del impacto del cambio climático, incrementará este efecto, inutilizando pozos cercanos a la costa y reduciendo el espesor de agua dulce. En este sentido, la península de Yucatán, por sus características hidrogeológicas, será la región más afectada del país.

Figura 1.5. Acuíferos afectados por algún grado de intrusión marina (Arreguín *et al.*, 2010).



Arreguín *et al*. (2008) estimaron los cambios de la precipitación pluvial y de la temperatura para diferentes escenarios del cambio climático; a partir de ello se puede determinar el impacto positivo o negativo sobre la recarga de los acuíferos, señalándose sobre todo un impacto negativo mayor, donde se combina el incremento de la temperatura con el decremento de la precipitación (Figura 1.6).

Figura 1.6. Efectos de la combinación de precipitación y temperatura sobre los acuíferos bajo un escenario de cambio climático (Arreguín *et al.*, 2008).



De toda esta situación asociada al manejo de sus acuíferos, México debe atender con mayor atención sobre todo a los compartidos con los Estados Unidos de Norteamérica (Figura 1.7), pues es un recurso que adquirirá valor conforme aumente la demanda en ambos países. Los acuíferos que merecen mayor atención son: Tijuana - San Diego, Cuenca Baja Río Colorado, Sonoyta - Papagos, Nogales, Santa Cruz, San Pedro, Conejos Médanos - Bolsón Mesilla, Valle de Juárez - Bolsón Hueco, El Burro – Edwards (Trinity) y Cuenca Baja Río Bravo/Grande.

Figura 1.7. Acuíferos transfronterizos México-Estados Unidos, (Conagua, 2015).



1.4. Problemática del agua subterránea

Estudios desarrollados en todo el mundo han identificado los siguientes grandes problemas mundiales relativos al agua subterránea:

- Abatimiento de los niveles del agua subterránea y reducción del almacenamiento en acuíferos
- Contaminación de acuíferos y degradación de la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento
- Intrusión salina, producto del bombeo indiscriminado y del aumento del nivel del mar
- Cambios drásticos y situaciones de emergencia provocados por desastres
- Conflictos en acuíferos transfronterizos

Debido a la administración que se ha hecho del agua subterránea en México se registran varios impactos, entre los que destacan los siguientes:

- Abatimiento de niveles del agua subterránea
- Minado de las reservas hidrogeológicas
- Impacto ecológico negativo: desaparición de manantiales, vegetación nativa, humedales, lagos, gasto base de ríos y ecosistemas locales
- Disminución del gasto y rendimiento de los pozos
- Pérdida de la rentabilidad de la actividad agrícola
- Deterioro de la calidad del agua subterránea
- Incremento del costo de extracción (consumo de energía eléctrica)
- Asentamiento y agrietamiento del terreno

1.5. Gestión integrada y sustentable del agua subterránea

El Programa Nacional Hídrico de México 2014-2018 (*Semarnat*, 2014) incluye como parte fundamental el ordenar el uso del agua en cuencas y acuíferos. El primer objetivo del PNH es fortalecer la gestión integrada y sustentable del agua mediante estrategias orientadas a:

- Actualizar la disponibilidad de aguas subterráneas
- Ajustar las concesiones y asignaciones a la oferta y disponibilidad real de agua y a las prioridades nacionales
- Actualizar decretos de veda, reserva y zonas reglamentadas
- Regular las zonas de libre alumbramiento

- Definir los límites de crecimiento en el territorio nacional en términos de disponibilidad del agua
- Ordenar la explotación y el aprovechamiento del agua en cuencas y acuíferos
- Realizar acciones para incrementar la recarga de acuíferos
- Mejorar la calidad del agua en cuencas y acuíferos
- Fortalecer la gobernanza del agua
- Reforzar los sistemas de medición y verificación del cumplimiento de los volúmenes concesionados y asignados

Estas estrategias de gestión hídrica integral permitirán promover el uso eficaz del agua subterránea, además de contribuir a que el país cumpla con los Objetivos de Desarrollo del Milenio, en particular con el de garantizar la sostenibilidad del medio ambiente.

1.6. Agenda de investigación y desarrollo tecnológico en agua subterránea (una propuesta)

El agua es esencial para la vida; la vida de nuestros ecosistemas y la vida humana, incluyendo el bienestar económico y social. Con los recursos hídricos utilizados intensivamente en tantas regiones del mundo, y especialmente en los países en desarrollo, la vida misma está amenazada. Por lo tanto, es necesario actuar en todos los ámbitos para revertir esta tendencia y para gestionar mejor nuestra agua.

En el consenso internacional en torno a la importancia del agua se ha establecido que, en el campo del desarrollo socioeconómico de los países y regiones, el agua ha dejado de ser un problema sólo para los especialistas en agua. El agua es una cuestión transversal que afecta a la economía de los países en su conjunto y trasciende una serie de sectores productivos cruciales, tales como el abastecimiento de agua y saneamiento, la agricultura bajo riego y la producción de alimentos, la generación de energía renovable y la conservación del medio ambiente. Adicionalmente ha sido reconocido como uno de los recursos clave para el desarrollo socioeconómico, la equidad y justicia y la reducción de la pobreza. En este sentido se propone la siguiente agenda de investigación y desarrollo tecnológico en materia de agua subterránea:

Para preservar las fuentes actuales de agua para las generaciones futuras se requiere:

- Caracterización de acuíferos someros y profundos
- Caracterización vertical de los sistemas acuíferos
- Estudio de la Contaminación difusa en acuíferos
- Impacto de grandes obras de infraestructura en los acuíferos
- Reducir la explotación intensiva del agua subterránea
- Mejorar el uso del agua subterránea en la agricultura: incremento de la producción agrícola vs reducción de volúmenes extraídos
- Establecimiento de zonas de protección de pozos de agua potable con diferentes niveles de protección
- Establecimiento de redes permanentes de monitoreo de niveles y calidad del agua subterránea

Apoyarse en el agua subterránea para impulsar el desarrollo socioeconómico y reducir la pobreza mediante:

- Monitoreo de acuíferos y de superficies irrigadas con imágenes de satélite
- Exploración de acuíferos profundos por medio de pozos profundos
- Campañas de exploración geofísica profunda
- Manejo de la recarga de acuíferos
- Desarrollo de estrategias de Gestión de acuíferos someros
- Desalación de agua subterránea salobre para diferentes usos

Para la conservación de los ecosistemas dependientes del agua subterránea se requiere:

- Análisis de los impactos por la extracción del gas de lutitas - fracking
- Impacto de grandes obras de infraestructura en los acuíferos
- Cuantificación de las descargas naturales de agua subterránea
- Establecimiento de reservas de agua subterránea para conservación ecológica
- Estrategias de protección de la calidad del agua subterránea
- Control y reducción de la contaminación de acuíferos
- Caracterización de los sistemas regionales de flujo de agua subterránea
- Caracterización de la interacción agua superficial-agua subterránea

Para la protección de la salud y del bienestar de las personas es necesario:

- Monitoreo de niveles y calidad del agua subterránea
- Protección de las fuentes de abastecimiento de agua potable
- Gestión de acuíferos someros
- Uso conjunto de agua superficial y agua subterránea
- Tecnología de obras de captación de agua subterránea
- Estudios hidrogeoquímicos e isotópicos
- Caracterización de las inundaciones por agua subterránea
- Manejo de escurrimientos extraordinarios por tormentas
- Caracterización y reducción del impacto por la actividad minera

La mitigación y/o adaptación al cambio climático y a cambios en el nivel del mar requiere:

- Captación de agua salobre en zonas de costeras
- Manejo de la recarga de acuíferos
- Gestión integrada del agua
- Modelación hidrogeológica
- Caracterización de la interfaz agua dulce — agua salada
- La construcción de presas subterráneas
- Monitoreo de niveles y calidad del agua subterránea

Para alcanzar la gobernanza del agua subterránea es necesario:

- Cuantificación de la extracción de agua subterránea para uso agrícola con imágenes de satélite
- Caracterización y modelación de acuíferos transfronterizos
- Monitoreo de niveles, cantidad y calidad del agua subterránea
- Desarrollo de estrategias de gestión integrada del agua
- Desarrollo de modelos de gestión del agua subterránea
- Valoración de los impactos económicos y ambientales por la explotación intensiva del agua subterránea

- Revisión de tarifas y derechos por el uso del agua en regiones con uso intensivo del agua subterránea
- Establecimiento de reservas hidrogeológicas para atender situaciones de emergencia

1.7. Manejo de la recarga de acuíferos

En las zonas de acuíferos intensamente explotados, la problemática que presentan las aguas del subsuelo compromete el desarrollo sostenible de todos los sectores, con serias repercusiones sobre la economía. Por otra parte, a futuro se espera un importante incremento de la demanda de agua, principalmente para usos público-urbanos e industriales y, a causa de los cambios climáticos globales, cabe la posibilidad de que ocurran sequías más severas, prolongadas y frecuentes. Lo anterior reclama una administración más racional de las reservas de agua subterránea que considere las limitaciones impuestas por su lenta renovación y otras restricciones físicas, económicas y ambientales para propiciar su aprovechamiento flexible y prevenir su explotación en forma destructiva. Por ello, el enfoque actual en la gestión de las aguas subterráneas debe tender a una estrategia integral que incluye, entre otros aspectos, el manejo de la demanda en todos los sectores (conservación y uso eficiente), el reuso, la participación más activa de los usuarios en la gestión del agua, el diseño de estrategias para la estabilización de acuíferos explotados en forma intensiva y la aplicación de la tecnología de manejo de la recarga en forma intencional para preservar e incrementar las reservas de agua subterránea.

El manejo de la recarga de acuíferos es una tecnología que se aplica con diferentes objetivos, los más comunes de los cuales son: atenuar los efectos de la explotación intensiva, tales como abatimiento de los niveles del agua, asentamientos del terreno o intrusión salina; dar tratamiento natural al agua en el subsuelo; manejar los acuíferos como vasos de almacenamiento y regulación, y utilizar el subsuelo como una red natural de acueductos. Desde el punto de vista técnico, la factibilidad del manejo de la recarga depende, entre otros factores, de que exista agua disponible para tal fin y de que ésta sea de calidad tal que no deteriore la calidad del agua subterránea nativa o que sea factible su tratamiento para prevenir riesgos de contaminación. Las fuentes de recarga a considerar son: las aguas meteóricas colectadas en instalaciones urbanas, los escurrimientos extraordinarios generados por lluvias torrenciales, el agua superficial regulada en presas de almacenamiento y las aguas residuales de las zonas urbanas-industriales. Estas últimas constituyen

un cuantioso recurso potencial para recarga, por su permanencia y magnitud creciente, aunque en gran parte ya es utilizado con fines agrícolas, en la mayoría de los casos sin tratamiento alguno. En México, las aguas residuales no municipales ascienden a 171 m^3/s, de estas son tratadas 26 m^3/s, 6.3 m^3/s reciben un reúso directo, 156.3 tienen un reúso indirecto y 9.1 descargan a cuerpos receptores. Las aguas residuales municipales ascienden a 50 m^3/s mediante un total de 1,132 plantas (Conagua, 2003), lo que representa un potencial importante para la recarga de acuíferos con agua residual tratada en forma adecuada.

En general, el agua meteórica y la superficial que no han transitado por focos potenciales de contaminación pueden ser aplicadas a la recarga de acuíferos sin restricciones en cuanto a su calidad. Por el contrario, la recarga de acuíferos con aguas residuales puede provocar deterioro de la calidad del agua subterránea y daños a la salud pública, especialmente cuando se pretende recuperar el agua de recarga para consumo humano o cuando cabe la posibilidad de que esta migre incidentalmente hasta captaciones que suministran agua para ese uso. Lo anterior representa una amplia gama de opciones para el manejo de la recarga de acuíferos.

REFERENCIAS

Arreguín, F., Chávez, R. y Rosengaus, M. 2008. *Impacto del cambio climático sobre los acuíferos mexicanos*, 6° Congreso Nacional de Aguas Subterráneas, Asociación Geohidrológica Mexicana, A. C., octubre.

Arreguín C. F. I., Alcocer Y. V., Marengo M. H., Cervantes J. C., Albornoz G. P. y Salinas J. M. G. 2010. *Los retos del agua*, en El agua en México: cauces y encauces, Primera edición 2010, Academia Mexicana de Ciencias, Editores: Blanca Jiménez Cisneros, María Luisa Torregrosa y Armentia, Luis Aboites Aguilar, pp. 21-49.

Arreguín, F. 2005. *Water management in Mexico*, IWA, Yearbook 2005, United States of America, pp. 39-40.

Conagua. 2003. *Estadísticas del Agua en México*. Comisión Nacional del Agua, México, 105 p. ISBN: 968-817-565-X

Conagua. 2007. *Estadísticas del agua en México, México*, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Consulta en: http://www.agua.org.mx/biblioteca-tematica/estadisticas/3649-estadisticas-del-agua-2007.

Semarnat. 2014. *Programa Nacional Hídrico 2014-2018*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, 33 p.

Conagua. 2015. *Estadísticas del Agua en México*, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Consulta en: http://www.agua.org.mx/biblioteca-tematica/estadisticas/39326-estadisticas-del-agua-en-mexico-edicion-2015.

Conapo. 2015. *La Situación Demográfica de México*. Consejo Nacional de Población, México, 304 p. ISBN: 978-607-427-275-8

Declaración de Alicante. 2006. Agenda de acción resultado de los debates celebrados en el marco del Simposio Internacional para el Uso Sostenible de las Aguas Subterráneas (ISGWAS) que tuvo lugar en Alicante, España, los días 23-27 enero del 2006. Consultado en:http://aguas.igme.es/igme/isgwas/esp/Declaraci%C3%B3n%20de%20Alicante%20-%20Documento%20Final.pdf.

DOF. 2001. *Acuerdo por el que se establece y da a conocer al público en general la denominación única de los acuíferos reconocidos en el territorio de los Estados Unidos Mexicanos, por la Comisión Nacional del Agua, y la homologación de los nombres de los acuíferos que fueron utilizados para la emisión de los títulos de concesión, asignación o permisos otorgados por este órgano desconcentrado*, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 5 de diciembre.

DOF. 2013. *Acuerdo por el que se actualiza la disponibilidad media anual de agua subterránea de los 653 acuíferos de los Estados Unidos Mexicanos*, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 20 de diciembre.

Gleeson T., Befus K.M., Jasechko S., Luijendijk E. & Bayani Cardenas. 2016. *The global volume and distribution of modern groundwater*, Nature Geoscience 9, 161–167 doi:10.1038/ngeo2590.

Sahuquillo H.A. 2009. *La importancia de las aguas subterráneas*, Rev. R. Acad. Cienc. Exact. Fís. Nat. (Esp), X Programa de Promoción de la Cultura Científica y Tecnológica, Vol. 103, Nº. 1, pp 97-114.

Shiklomanov. 1993. *World fresh water resources*, In: Peter HG (ed), Water in crisis: a guide to the world's fresh water resources, Oxford University Press, New York.



2

MANEJO DE LA RECARGA DE ACUÍFEROS

José Pablo Bonilla Valverde y Catalin Stefan

Junior Research Group INOWAS, Departamento de Hidrociencias
Universidad Técnica de Dresden, Alemania

2.1. Introducción

Numerosos estudios han reportado dramáticos efectos del cambio global sobre los recursos hídricos en el mundo. La evidencia científica es alarmante, especialmente respecto a la interrupción del ciclo natural del agua. Esto se expresa en un severo abatimiento de los niveles de las aguas subterráneas, la salinización de suelos y acuíferos, así como en el aumento de los niveles de contaminación del agua superficial y subterránea, por mencionar algunos. Sin embargo, estos efectos pueden ser compensados por medio de técnicas de adaptación bien diseñadas; un excelente ejemplo lo representa la recarga gestionada — inducida por el hombre — de los acuíferos afectados (manejo de la recarga de acuíferos – MAR, por sus siglas en inglés). Estos métodos implican la recarga de las aguas subterráneas con aguas superficiales con un propósito posterior, como la recuperación de la calidad, el incremento de los niveles de los acuíferos, beneficios ambientales y muchos más.

Durante siglos, los sistemas de MAR se han instalado con éxito en todo el mundo para una gran variedad de usos: para maximizar la capacidad de almacenamiento natural de los acuíferos (es decir, el almacenamiento temporal del agua); para la gestión física de los acuíferos (restauración de los niveles de agua subterránea en los acuíferos sobreexplotados, la reducción de la subsidencia del suelo y la prevención de intrusión del agua de mar); para gestionar la calidad del agua (mejora de la calidad del agua a partir de su percolación a través del suelo); para obtener beneficios ecológicos

(tales como el mantenimiento de los niveles del agua subterránea y el flujo base), y otros beneficios (como la mitigación de las perdidas por evaporación, el almacenamiento de agua residual tratada, etc.). El presente capítulo aporta la evidencia recopilada de más de 1,200 casos prácticos de MAR en todo el mundo y con mayor detalle en América Latina; dicha evidencia puede ser una excelente herramienta para la adaptación de las ciudades al cambio global.

2.1.1. El cambio global y su efecto en el ciclo natural del agua

El cambio global es definido como el total de los cambios naturales y antropogénicos en el planeta (Steffen *et al.*, 2004). Desde el punto de vista hidrológico, los principales componentes del cambio global incluyen el cambio climático, el crecimiento demográfico y la urbanización, ya que todos contribuyen al aumento de la interrupción del ciclo natural del agua en muchas regiones del mundo. Si bien el impacto del cambio global en las aguas superficiales ha sido estudiado a más detalle (Green *et al.*, 2011), la extensión de estos cambios en el subsuelo es más difícil de evaluar. A pesar de esto, el agua subterránea constituye la principal fuente de abastecimiento para el consumo humano y la agricultura en muchas partes del mundo, especialmente cuando las fuentes de aguas superficiales son escasas, inaccesibles o se encuentran muy contaminadas. En los Estados Unidos, por ejemplo, el agua subterránea representa la fuente de agua potable para cerca de la mitad de la población total y casi toda la población rural (USGS, 2003) mientras que en Alemania esta abastece dos tercios de la población del país (BGR, 2013).

Las razones expuestas evidencian la importancia del agua subterránea. Fuera de las aguas fósiles, los sistemas de aguas subterráneas dependen de la recarga natural para mantener sus niveles. La recarga natural se define como el volumen de agua que entra en un depósito subterráneo en un período de tiempo debido a la infiltración de la precipitación o un curso de agua (Custodio *et al.*, 1976). Este es uno de los principales componentes del ciclo hidrológico, que depende (entre otras cosas) de la geología, el tipo de suelos, el uso de la tierra y las características climáticas de un área específica. Como ya se ha mencionado, una de las principales consecuencias del cambio global es la disrupción del ciclo natural del agua.

2.1.2. *El manejo de la recarga de acuíferos como herramienta para la gestión sostenible de las aguas subterráneas*

Además de la recarga natural, las actividades humanas también pueden incrementar la recarga de aguas subterráneas, esta se conoce como recarga antropogénica. De acuerdo con Dillon *et al.* (2009) la recarga antropogénica se puede clasificar en tres categorías: 1) no intencional, 2) no controlada y 3) controlada. La tercera categoría de la recarga antropogénica es lo que se denomina Manejo de la Recarga de Acuíferos (MAR, por las siglas en inglés de *Managed Aquifer Recharge*), la cual es definida por Dillon (2005) como el almacenamiento intencional y tratamiento del recurso hídrico en los acuíferos. Otros nombres con los que se ha conocido al MAR son: recarga artificial, recarga mejorada o aumentada, embancamiento de agua (*water banking*) y almacenamiento subterráneo sostenible (*ídem*).

El principal objetivo por el cual se han ejecutado la mayoría de proyectos MAR ha sido aumentar la disponibilidad de agua (Bouwer, 2002; Dillon, 2005; Dillon *et al.*, 2009; Gale, 2005), así como mejorar la calidad de las diferentes fuentes de agua con que se realiza la recarga. Otros beneficios que se pueden obtener al practicar el MAR son: mitigación de las inundaciones, reducción de la escorrentía y la erosión, mejora en la calidad de las aguas costeras, control de la subsidencia y aumento de los caudales mínimos en los ríos, entre otros (Gale, 2005).

El aumento de las disponibilidad del recurso hídrico es la principal tarea en la gestión del suministro de agua; esta se centra en equilibrar la oferta de los recursos disponibles con la demanda (Tuinhof and Heederik, 2003). Además, la demanda no solo es fluctuante en espacio y tiempo, sino también es diferente entre los distintos grupos de usuarios de agua. El MAR es una herramienta más en la gestión del recurso hídrico subterráneo, que no solo ofrece grandes oportunidades para aumentar la disponibilidad del recurso, sino que también se puede utilizar para mejorar la calidad de las aguas.

2.1.3. *Ventajas respecto al almacenamiento superficial*

Históricamente, una forma de superar esta diferencia temporal entre la oferta y la demanda ha sido la construcción de obras de almacenamiento. En muchos de los sistemas de abastecimiento de agua se requiere de un almacenamiento anual, el cual se logra mediante la construcción de embalses superficiales. Estos embalses constan de una presa que intercepta el curso de agua y, consecuentemente, se crea un embalse detrás de la misma (Tuinhof y Heederik, 2003). Aparte de requerir grandes áreas, el agua de los embalses normalmente requiere de plantas de tratamiento y grandes sistemas de distribución y tienen significativas pérdidas por evaporación (Dillon, 2005). Otras limitaciones adicionales de los embalses son la seguridad de presas, el aumento de la sedimentación y los impactos ambientales y sociales (Tuinhof y Heederik, 2003).

Con un menor requerimiento de área, menores costos de mantenimiento e inversión y menores pérdidas por evaporación, las técnicas de MAR son una alternativa a los embalses superficiales bajo ciertas condiciones. Estas técnicas se pueden hacer con muchos propósitos, en diferentes tipos de acuíferos, con diversos tipos de agua y bajo condiciones sociales y ambientales muy diferentes.

2.1.4. *Principales técnicas de manejo de la recarga de acuíferos*

Las técnicas del MAR se categorizan en cinco grandes grupos, los cuales se subdividen en subtipos de MAR. Este sistema se basa en la clasificación propuesta por Gale (2005) y el cual ha sido utilizado por el Centro Internacional de Evaluación de Recursos de Agua Subterránea (IGRAC, por sus siglas en inglés), la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (IAH, por sus siglas en inglés) y su Comisión sobre el manejo de la recarga de acuíferos (Comisión IAH-MAR) así como otros institutos internacionales. Esta clasificación también se utiliza en el inventario global de MAR (marportal.un-igrac.org). Los cinco grupos en que se categorizan las técnicas del MAR son:

- Métodos de distribución
- Infiltración inducida en las márgenes de los ríos
- Pozos, túneles y perforaciones
- Modificaciones en canales
- Captación de agua de lluvia (cosecha de agua)

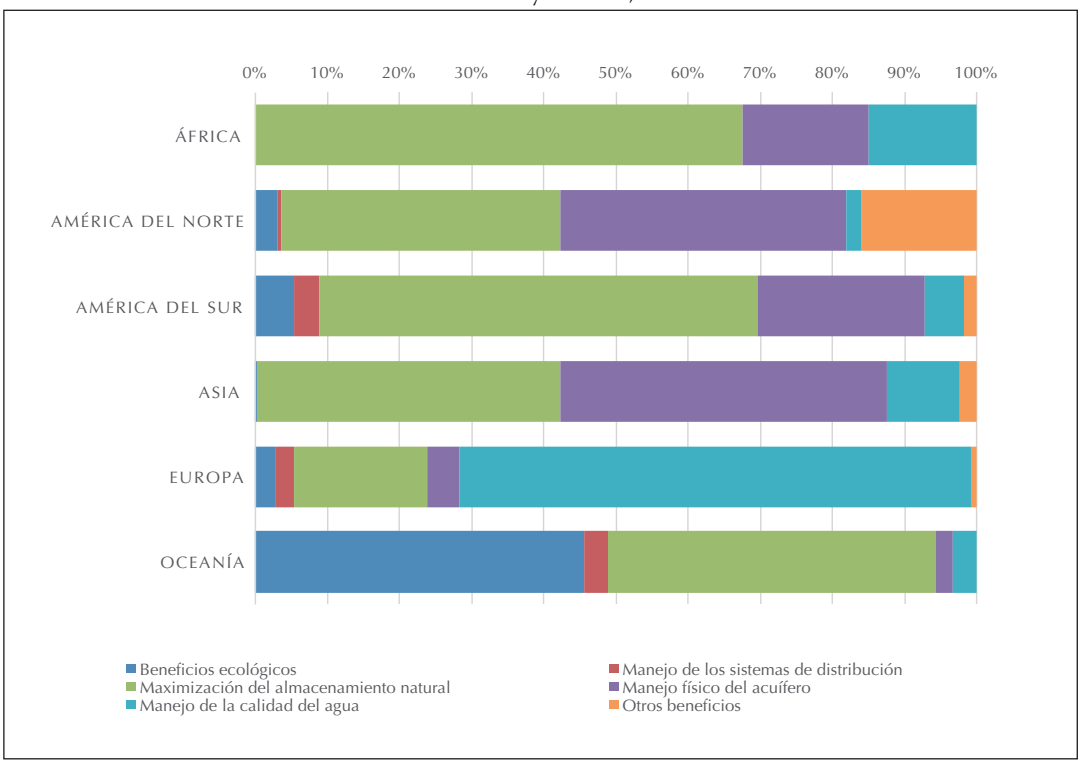
2.2. Inventario global de casos de manejo de la recarga de acuíferos

Para promover las técnicas del MAR y aumentar su aceptación, la Comisión IAH-MAR creó el Grupo de Trabajo del inventario de MAR. Este grupo fue capaz de recoger y analizar más de 1,200 sistemas basándose en publicaciones de más de 62 países en lo que se ha convertido en el primer inventario global de los sistemas de MAR (Stefan y Ansems, 2016). La base de datos del inventario mundial de MAR se encuentra disponible para consulta en la página web del IGRAC (marportal.un-igrac.org). En este trabajo se identifican seis objetivos principales para la realización de los proyectos de MAR:

1) Maximización del almacenamiento natural
2) Manejo de la calidad del agua
3) Manejo físico de los acuíferos
4) Manejo de los sistemas de distribución de agua
5) Beneficios ecológicos
6) Otros beneficios

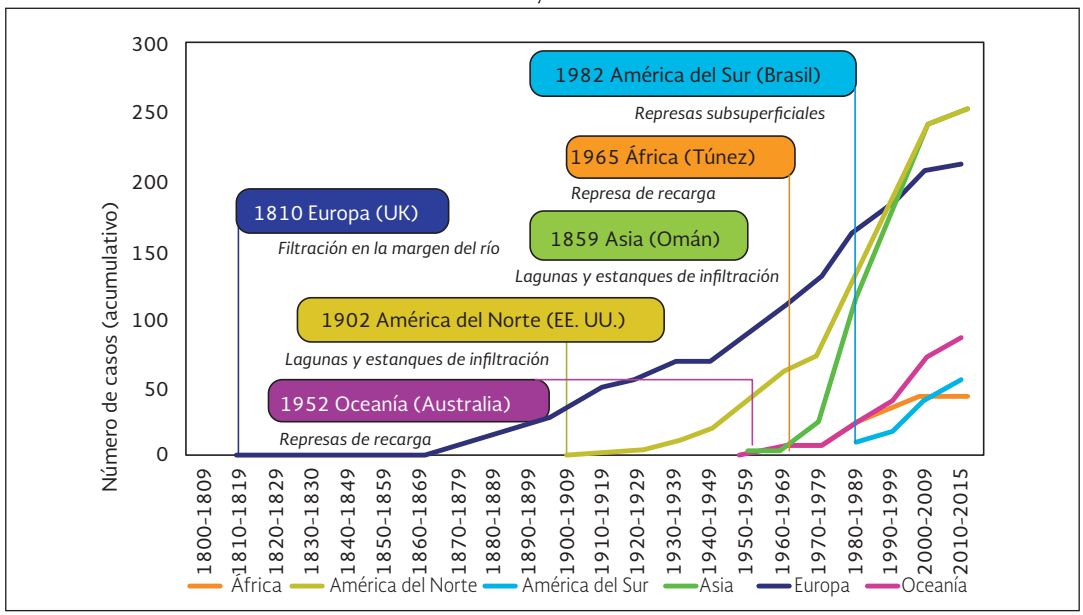
De estos objetivos, la maximización del almacenamiento natural es el principal objetivo en más del 30 % de los casos en todo el mundo; seguido del manejo físico de los acuíferos, que representa más de 20 % de los casos. Juntos representan más de la mitad del objetivo principal por los que se han realizado proyectos de MAR en el mundo. Como se puede observar en la Figura 2.1, la tendencia mundial (maximización de almacenamiento natural como el principal objetivo en los casos de MAR) se cumple en África, América del Sur y Oceanía — este último en conjunto con los beneficios ambientales. La maximización del almacenamiento natural y el manejo físico de los acuíferos comparten igual importancia en América del Norte y Asia. Solo en Europa, la gestión de la calidad del agua es el principal objetivo en la realización de un proyecto de manejo de recarga de acuíferos.

Figura 2.1. Principal objetivo reportado en los casos de MAR por continente. Fuente: Stefan y Ansems, 2016.



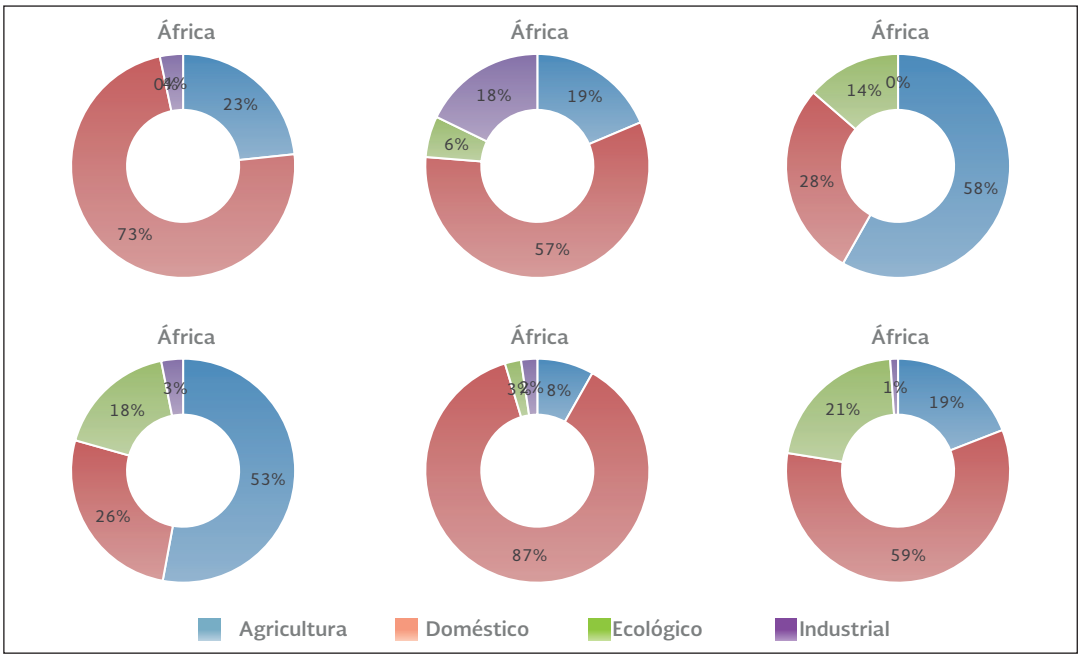
Del inventario mundial de MAR se pueden extraer otras tendencias, como por ejemplo la evolución de los proyectos de MAR en el tiempo (Figura 2.2). MAR se percibe como una nueva tendencia o una nueva forma de gestionar los recursos hídricos subterráneos — basado en el inventario mundial de MAR — aunque algunas culturas han utilizados estas prácticas a lo largo de los siglos (Martos-Rosillo et. Al., 2016- en este libro). El primer proyecto MAR según el inventario global fue implementado a principios del siglo XIX, el cual se reportó en el Reino Unido (Figura 2.2). Se necesitó casi un siglo para que un proyecto MAR se aplicará en otro continente, esto ocurrió a principios del siglo XX en América del Norte (Estados Unidos). A partir de la mitad del siglo XX se produce una rápida expansión de las técnicas del MAR en el mundo, cuando estas fueron introducidas en Oceanía, África y Asia (Stefan y Ansems, 2016)

Figura 2.2. Evolución de los proyectos de MAR por continente.
Fuente: Stefan y Ansems 2016.



Un proyecto MAR se construye con un propósito (Dillon, 2005), y este no solo está en función del objetivo del proyecto, sino también en el uso final que se le da al agua recargada. Cuatro usos finales principales fueron identificados en el inventario mundial de MAR: 1) *agricultura*, 2) *doméstico*, 3) *ecológico* y 4) *industrial*. El principal uso final del agua de recarga es el uso doméstico por medio de sistemas de abastecimiento de agua con más del 40 % de los casos. El uso final del agua de recarga por continente puede verse en la Figura 2.3. El uso doméstico del agua recargada domina en África, América del Norte, Europa y Australia, mientras que la agricultura lo hace en Asia y América del Sur.

Figura 2.3. Uso final del agua recargada en los proyectos de MAR por continente. Fuente: Stefan y Ansems 2016.

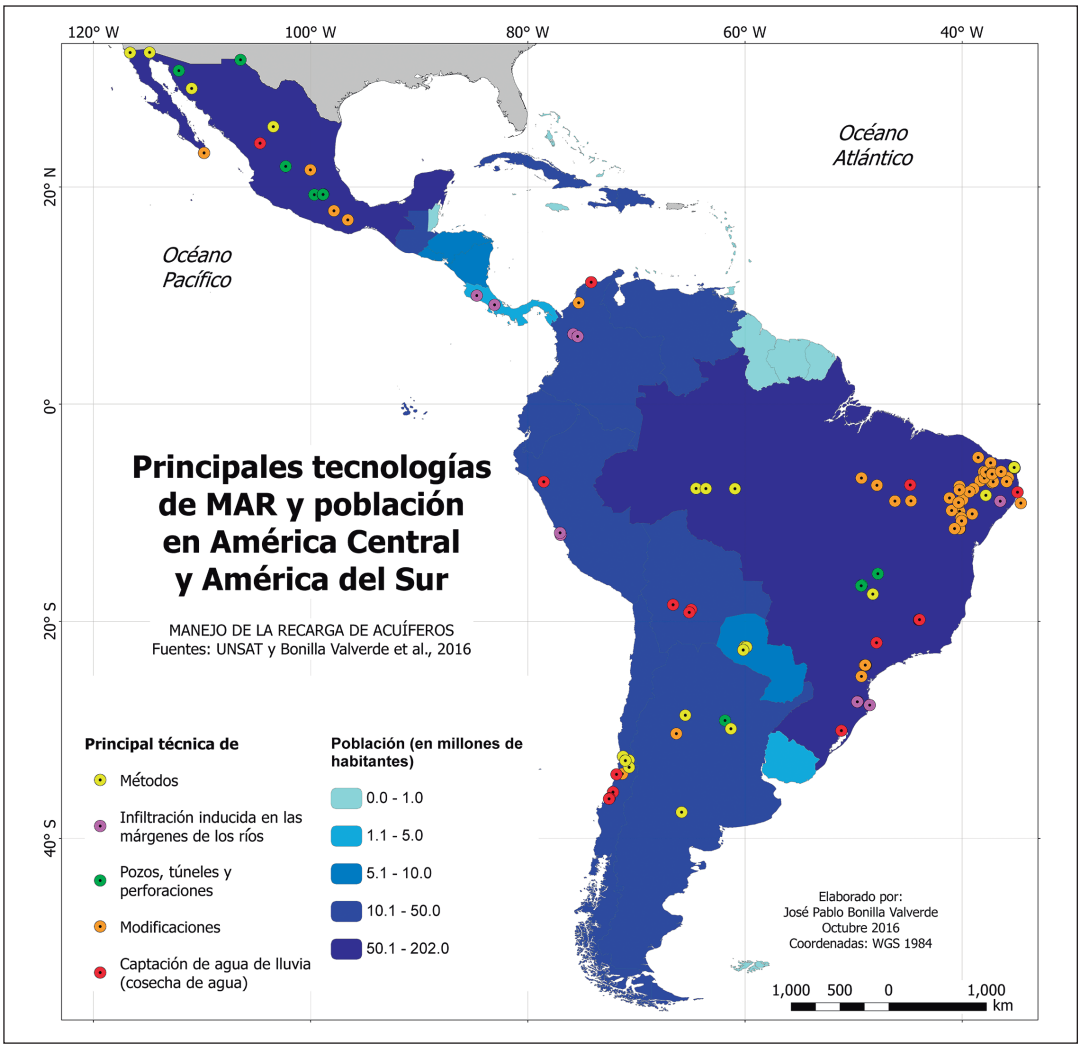


2.3. Manejo de la recarga de acuíferos en América Latina

En ocasión del IX Simposio Internacional de Gestión de Recarga de Acuíferos (ISMAR9), celebrado en la Ciudad de México en julio de 2016, se realizó un extracto del inventario global de MAR para proporcionar una mejor visión de conjunto de los proyectos de MAR construidos en la región de América Latina (AL). AL está compuesta por el continente de América del Sur y América del Norte (excluyendo Canadá y los Estados Unidos) de acuerdo con la clasificación utilizada con anterioridad en inventario global de MAR. La búsqueda incluyó al Caribe, pero no se encontró ningún caso en esta subregión. AL albergó a menos del 10 % de la población mundial para el año 2014 (Naciones Unidas, 2015), y a pesar de esto, los 139 casos de MAR reportados en la literatura para AL representan más del 10 % del total del inventario global de MAR (Bonilla Valverde *et al.*, 2016). Brasil contribuye con casi dos tercios de los casos (65 %), seguido de México, con menos de

una octava parte de casos de MAR en la región. La distribución espacial de los casos de MAR según los cinco grupos de técnicas de MAR se muestra en la Figura 2.4.

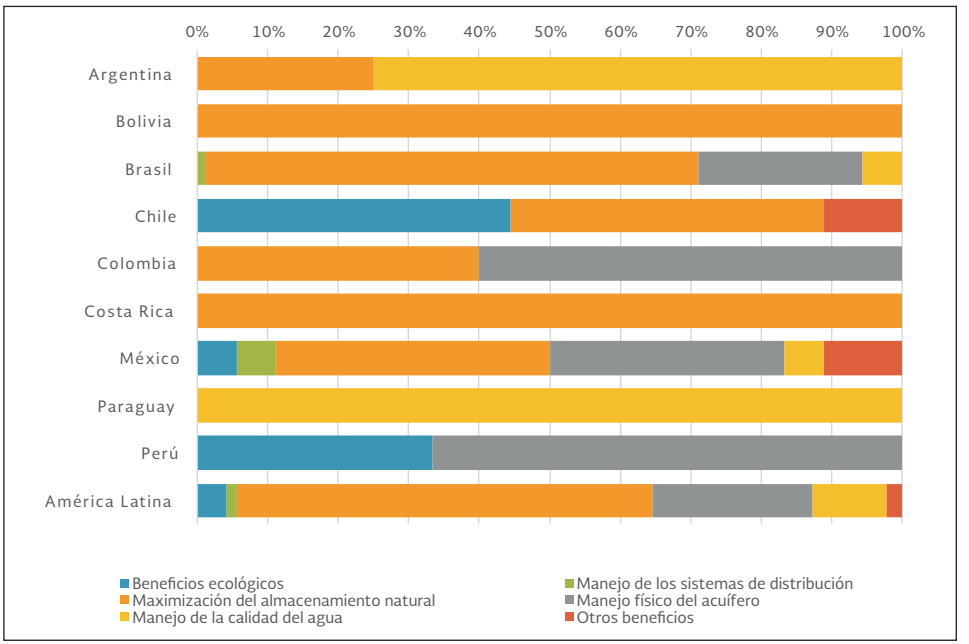
Figura 2.4. Uso final del agua recargada en los proyectos de MAR por continente. Fuente: Bonilla Valverde *et al.*, 2016.



La mayoría de los casos de MAR en Brasil pertenecen al grupo de la técnica conocida como "modificaciones en canales" y se localizan en la región noreste, donde el clima es semiárido. Se conocen localmente como barragem (lo que significa presa en portugués) y están construidos a escala de hogares en algunos casos. Brasil es el único país en el que se registran en la literatura al menos un caso para cada una de las cinco técnicas de MAR. En México y Colombia se reportaron cuatro de las cinco técnicas. En Bolivia, Costa Rica y Paraguay sólo se reportaron experiencias en una de las técnicas de manejo de recarga de acuíferos.

Al igual que con el inventario global de MAR, los objetivos de los proyectos de MAR en los países de AL se presentan en la Figura 2.5. La maximización de almacenamiento natural es el principal objetivo en más de la mitad de los países, similar a los resultados obtenidos a nivel mundial (véase la Figura 2.1). Este objetivo también es seguido por el tratamiento físico de los acuíferos como segundo objetivo, por el cual se ejecuta un proyecto de MAR en AL. En Argentina y Paraguay, el MAR se

Figura 2.5. Principal objetivo de los casos de MAR por país en América Latina
Fuente: Bonilla Valverde *et al.*, 2016.



implementa principalmente para mejorar la calidad del agua de los acuíferos (gestión de la calidad del agua). Debido a la presencia de acuíferos con alta salinidad, la inyección de agua de lluvia se realiza con el fin de crear un lente de agua dulce local para uso agrícola (Adema, 2015; Basán Nickisch, 2011, 2010; Godoy V *et al.*, 1994; Umazano *et al.*, 2004).

2.3.4.1. Indicadores del manejo de la recarga de acuíferos en América Latina

Con el fin de tener un mejor parámetro de comparación entre los países, Bonilla Valverde *et al.* (2016) proponen un indicador: casos de MAR por millón de habitantes. Este indicador utiliza el número de sitios de MAR dividido entre la población del país – se trata de un índice basado en la densidad, con el fin de tener una unidad de medida estándar entre países tan diversos como Brasil y Finlandia o China y Kuwait. Los Países Bajos presentan el índice más alto, con más de cuatro casos por millón de habitantes (Stefan y Ansems, 2016). Según los mismos autores, Australia y Omán siguen con un índice superior a tres; Finlandia, Israel, Kuwait, Suecia y Suiza también alcanzan un índice mayor a la unidad (ídem.). La Figura 2.6 muestra este indicador por país en AL (según casos reportados en la literatura). Con este indicador se logra una mejor visión de la situación en AL. Chile tiene el índice más alto en AL, con más de 0.5 casos de MAR por millón de habitantes. Este valor es similar al de China (0.5) o India (0.6) (Stefan y Ansems, 2016).

Con este indicador se puede realizar un análisis más complejo de la situación que impulsa a un país a implementar o practicar el MAR; por ejemplo, para realizar una comparación entre la inversión en investigación de un país contra el número de casos de MAR por habitante. Los resultados de esta comparación se muestran en la Figura 2.7, donde es evidente una tendencia en países como Colombia, México, Argentina y Brasil: cuanto mayor es el gasto en investigación, mayor es el número de casos de MAR por millón de habitantes.

Paraguay, Chile y Costa Rica no siguen esta tendencia. Una posible justificación para este comportamiento es que tanto Paraguay como Costa Rica tienen una población relativamente pequeña en comparación con los otros países. En casos de países con una población mucho menor a los demás, una o dos aplicaciones de MAR es suficiente para obtener un índice con un valor relativamente alto. Bolivia y Perú no reportan la cantidad de inversión en investigación y por lo tanto no fueron analizados en el trabajo de Bonilla Valverde *et al.* (2016).

Figura 2.6. Casos de MAR por millón de habitantes y la técnica MAR en América Latina. Fuente: (Bonilla Valverde *et al.*, 2016).

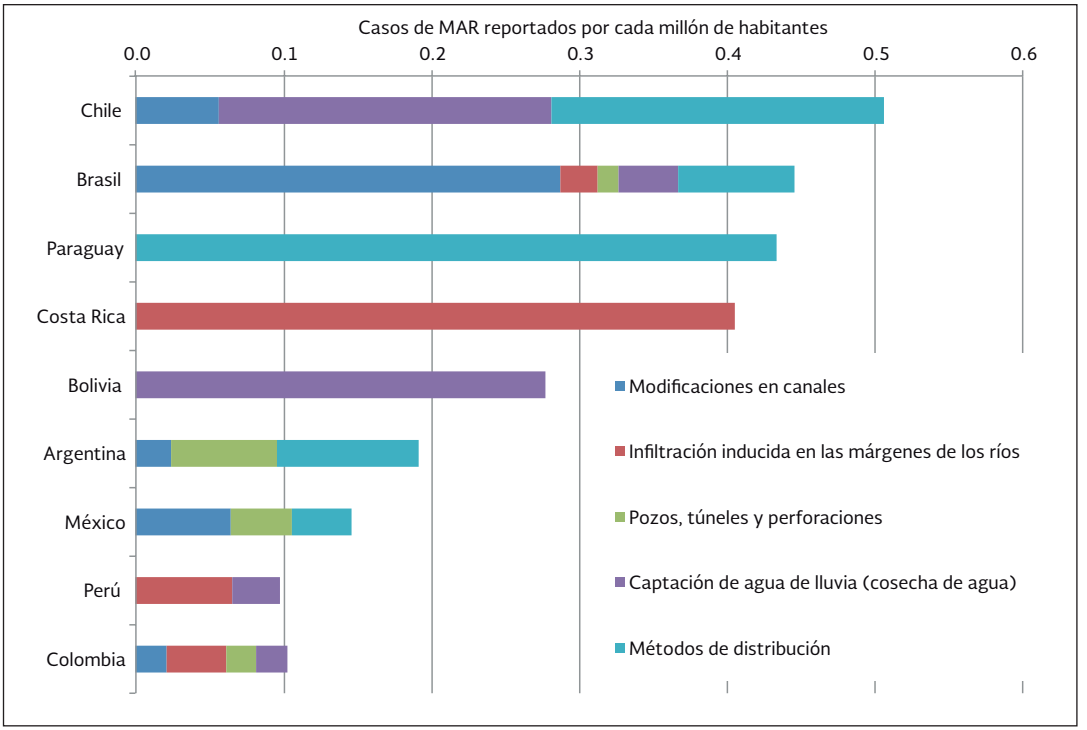
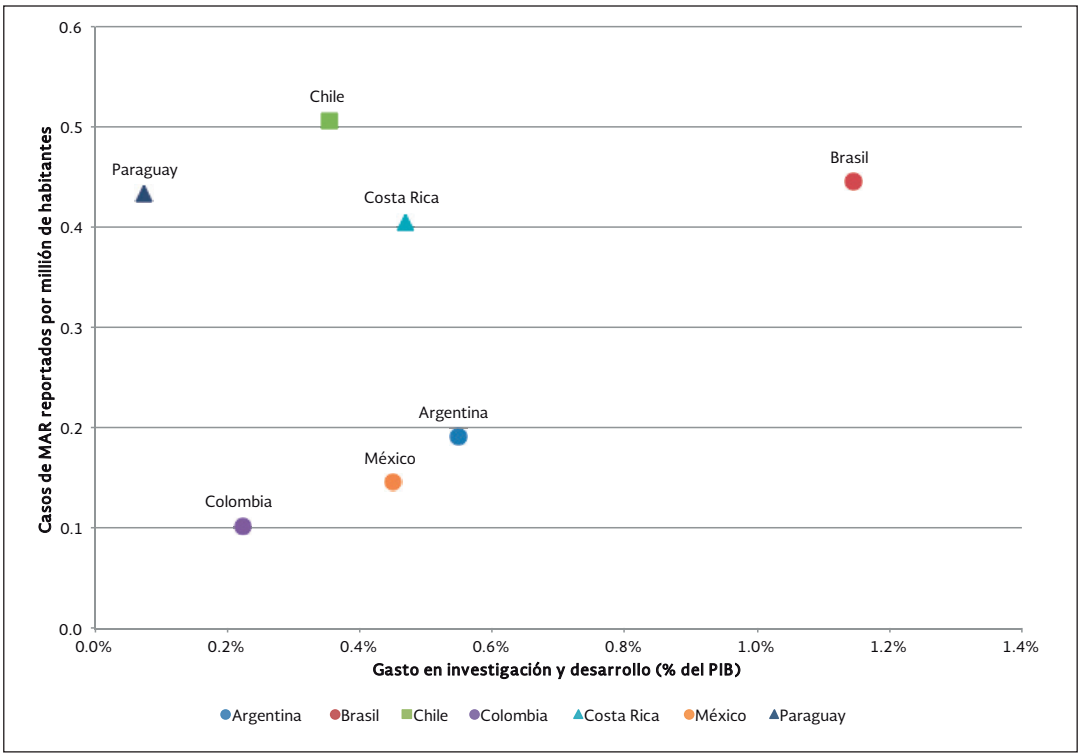


Figura 2.7. Índice de casos de MAR por millón habitantes contra la inversión en investigación y desarrollo (% del PIB) en América Latina.
Fuente: (Bonilla Valverde *et al.*, 2016).



La Figura 2.7 ejemplifica claramente el resultado de la inversión en investigación y divulgación de la misma. En esta relación investigación-divulgación yace la importancia del presente libro. Con los principales conceptos que implica un proyecto de MAR, una detallada compilación de casos de todo el mundo (incluyendo países como Australia, España, Estados Unidos, India, Inglaterra, Jordania y Países Bajos) y con más de 12 experiencias de MAR en México, este trabajo constituye la primera compilación de este tipo de información en idioma español. El libro concluye con un recuento de las buenas prácticas para el MAR, desde la planificación y el diseño, pasando por la construcción y el seguimiento, hasta la evaluación de un proyecto. Todo esto convierte al presente trabajo en una guía fundamental para futuras investigaciones sobre el tema del MAR en México, América Latina y el mundo.

Nos llena de entusiasmo haber participado en esta compilación, con la cual esperamos ampliar su visión en relación a temas de gestión del recurso hídrico subterráneo. Confiamos en que el presente trabajo constituirá una piedra angular en sus investigaciones relacionadas con el manejo de la recarga de acuíferos en México, América Latina y el mundo, ya que constituye una valiosa herramienta para los tomadores de decisiones, estudiantes, y el público en general que buscan ahondar en el concepto del MAR.

REFERENCIAS

Adema, E.O. 2015. *Manejo integral de aguas para uso ganadero en el semiárido-árido de La Pampa*. Bol. Divulg. Téc. 42.

Basán Nickisch, M.H. 2011. *Una alternativa de manejo eficiente de los recursos hídricos para ganadería en el Norte de Santa Fe*. Voces Ecos XIII.

Basán Nickisch, M.H. 2010. *Manejo de los recursos hídricos para áreas de secano*. INTA.

BGR, 2013. Groundwater resources in Germany [WWW Document]. URL http://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Wasser/grundwasser_deutschland_en.html (accessed 10.10.16).

Bonilla Valverde, J.P., Stefan, C., Palma Nava, A., Bernardo da Silva, E., Pivaral Vivar, H.L. 2016. *Inventory of managed aquifer recharge schemes in Latin America*, in: Proceedings of 9th International Symposium on Managed Aquifer Recharge (ISMAR9). Presented at the 9th International Symposium on Managed Aquifer Recharge (ISMAR9), Mexico City, June 20-24, 2016, Mexico City, Mexico.

Bouwer, H. 2002. *Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering*. Hydrogeol. J. 10, 121–142. doi:10.1007/s10040-001-0182-4

Custodio, E., Llamas, M.R. 1976. *Hidrología subterránea*. ed. Omega.

Dillon, P. 2005. *Future management of aquifer recharge*. Hydrogeol. J. 13, 313–316. doi:10.1007/s10040-004-0413-6

Dillon, P., Pavelic, P., Page, D., Beringen, H., Ward, J. 2009. *Managed aquifer recharge: an introduction*. Waterlines Report Series, No. 13. National Water Commission, Canberra.

Gale, I. (Ed.) 2005. *Strategies for Managed Aquifer Recharge* (MAR) in semi-arid areas. UNESCO IHP, Paris, France.

Godoy V, E., Garcia S, D., Farina L, S. 1994. *Recarga Artificial de Acuífero Freático en Filadelfia - Chaco Central Paraguayo*. Presented at the VIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Sao Paolo, pp. 385–394.

Green, T.R., Taniguchi, M., Kooi, H., Gurdak, J.J., Allen, D.M., Hiscock, K.M., Treidel, H., Aureli, A. 2011. *Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater.* J. Hydrol. 405, 532–560. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.05.002

Stefan, C., Ansems, N. 2016. *Web-GIS of global inventory of managed aquifer recharge applications*, in: Proceedings of 9th International Symposium on Managed Aquifer Recharge (ISMAR9). Presented at the ISMAR9, June 20-24, 2016, Mexico City, Mexico.

Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P.D., Jäger, J., Matson, P.A., Moore III, B., Oldfield, F., others. 2004. *Global change and the earth system: a planet under pressure*. N. Y.

Tuinhof, A., Heederik, J.P. (Eds.). 2003. *Management of Aquifer Recharge and Subsurface Storage* - Making Better Use of Our Largest Reservoir, NNC-IAH. Netherlands National Committee for the IAH, Wageningen.

Umazano, A.M., Adema, E., Aimar, S. 2004. Tajamares: *una tecnología alternativa para la zona árida-semiárida de La Pampa*. EEA Anguil INTA Publ. Téc. N 56.

United Nations. 2015. *World Population Prospects: The 2015 Revision*.

USGS. 2003. *Ground-Water Depletion Across the Nation* (No. USGS Fact Sheet-103-03).



3

CLASIFICACIÓN DE TECNOLOGÍAS MAR

Edgar Yuri Mendoza Cázares

[1] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Morelos, 62550 México; email: edgar_mendoza@tlaloc.imta.mx

El manejo de la recarga de acuíferos (que denominaremos MAR, por las siglas en inglés de managed aquifer recharge) es la introducción intencional y tratamiento de agua en los acuíferos para una subsecuente recuperación o un beneficio ambiental (Ward y Dillon, 2012) y se considera como sinonimo de la reacraga artificial (Maliva y Missimer, 2010). El término recarga artificial y recuperación (ARR, por sus siglas en inglés de artificial recharge and recovery) implica la acción de recarga y recuperación de agua en el acuífero, ambas artificiales, para su posterior uso (Maliva y Missimer, 2010), de esta variante se tienen las técnicas de almacenamiento del agua en un acuífero y recuperación (ASR, por sus siglas en inglés de aquifer storage and recovery) que implica la recarga del agua a través de un pozo y la posterior recuperación en el mismo pozo y la técnica de almacenamiento del agua en un acuífero, transferencia y recuperación (ASTR, por sus siglas en inglés de aquifer storage transfer and recovery) que implica la inyección de agua separada del sitio de recuperación a través de pozos. No obstante, los mecanismos por los que se efectúa la recarga en los acuíferos son de una mayor diversidad, por lo que tratar de ajustarlos a un ARR, ASR o ASTR no cumple con la definición de recarga artificial, razón por la que el termino MAR es más amplio y toma en cuenta todas las técnicas de recarga en acuíferos (Freeze y Cherry, 1979; Bloetscher *et al.*, 2014; Bouwer, 1989; Bouwer, 2002; Gonzalez *et al.*, 2015; Ian, 2005).

Ian (2005) comenta que: Las técnicas para aumentar la recarga del agua subterránea son tan variadas como el conocimiento de aquellos involucrados en su construcción y operación. Los proyectos se diseñan para aumentar la recarga natural (recarga intencional), aunque los acuíferos también pueden ser recargados de forma no intencional (recarga incidental) mientras se llevan a cabo otras actividades, como por ejemplo en el riego, las pérdidas en las redes de agua potable y la infiltración en canales de riego. Los métodos intencionales pretenden aumentar las reservas de agua

subterránea; sin embargo, puede tener además otros propósitos, como por ejemplo la mitigación de las inundaciones, la reducción de la erosión del suelo o la disminución del impacto negativo del cambio en el uso de la tierra.

i. Reducir la intrusión marina o salina continental
ii. Evitar procesos de hundimiento en el terreno
iii. Almacenar agua en el subsuelo
iv. Mejorar la calidad mediante técnicas de tratamiento de suelos y acuíferos
v. Usar los acuíferos como sistemas de conducción y filtración del agua

Entre sus aplicaciones más usuales suelen encontrarse las siguientes:

i. Reducción o eliminación del descenso del nivel piezométrico
ii. Apoyo a determinados esquemas de utilización conjunta o coordinada (por ejemplo: barreras hidráulicas)
iii. Mantenimiento hídrico de reservas ecológicas o medioambientales
iv. Reducción de costos de transporte, almacenamiento o bombeo del agua
v. Dilución del contenido de nitratos, cloruros u otros elementos químicos de las aguas de un acuífero.

Los procedimientos ideados para llevar a la práctica las técnicas MAR son múltiples y variados; sin embargo, resulta clásico el establecimiento de dos grandes grupos que se resumen en la (Tabla 3.1).

Las técnicas para recargar agua en los acuíferos las dividimos en: las que infiltran agua y las que interceptan agua; ambas se subdividen en tecnologías de infiltración inducida que distribuyen el agua o utilizan pozos. En el caso de la técnica de intercepción de agua se tienen la modificación de cauces de arroyos y ríos y la captación de agua de lluvia.

Tabla 3.1. Clasificación de técnicas MAR

Técnica	Tecnología	Clasificación
INFILTRAR AGUA	Infiltración inducida	
	Distribución	Cuencas y estanques de infiltración
		Tratamiento Suelo-acuífero (TSA)
		Inundación controlada
		Riego
	Pozos	Pozos de recarga someros
		ASR
		ASTR
INTERCEPTAR AGUA	Modificación del cauce de arroyos y ríos	Estanques de percolación asociados a represas de control, gaviones
		Presas de arena para almacenamiento
		Presas sub-superficiales (subterráneas)
		Filtro de bancos de río (RBF)
		Filtración inter-dunar
		Técnicas de ampliación de los cauces
	Captación de agua de lluvia	Recolección de agua de lluvia
		Zanjas de infiltración, tinas ciegas, surcos, anillos de agua, jagüey y terraplenes

Respecto a la técnica de infiltración de agua, que agrupa las tecnologías de distribución y pozos, se clasifica en los siguientes subtipos:

Métodos de distribución: Agrupan cuencas y estanques de infiltración que tiene por objeto disponer el agua en depresiones naturales (cuencas o embalses) y estanques construidos exprofeso, donde el agua es conducida para ser infiltrada a través del subsuelo y ser almacenada en el acuífero. Durante el proceso de infiltración se propicia la formación de un domo, el cual conecta la base del estanque o embalse con el nivel estático. Al implementar la técnica es importante determinar si el subsuelo cuenta con las propiedades para infiltrar el agua que se desea infiltrar, así como delimitar la zona de influencia del domo de recarga con la finalidad de no afectar a terceros (Bouwer, 2002).

Ejemplos de este tipo de técnicas son aplicadas en el Orange County Water District, California, EUA, donde se cuenta con un sistema complejo de estanques que están distribuidos por la zona urbana (Hutchinson, 2016), y en la ciudad de Tucson, Arizona, EUA, donde se infiltra agua del río Colorado con la finalidad de almacenar agua, mitigar el descenso de los niveles piezométricos del acuífero e intercambiar agua subterránea por superficial. En ambos ejemplos, el MAR permite establecer políticas de gestión para un mejor aprovechamiento del recurso (Megdal *et al.*, 2014; Megdal, 2006).

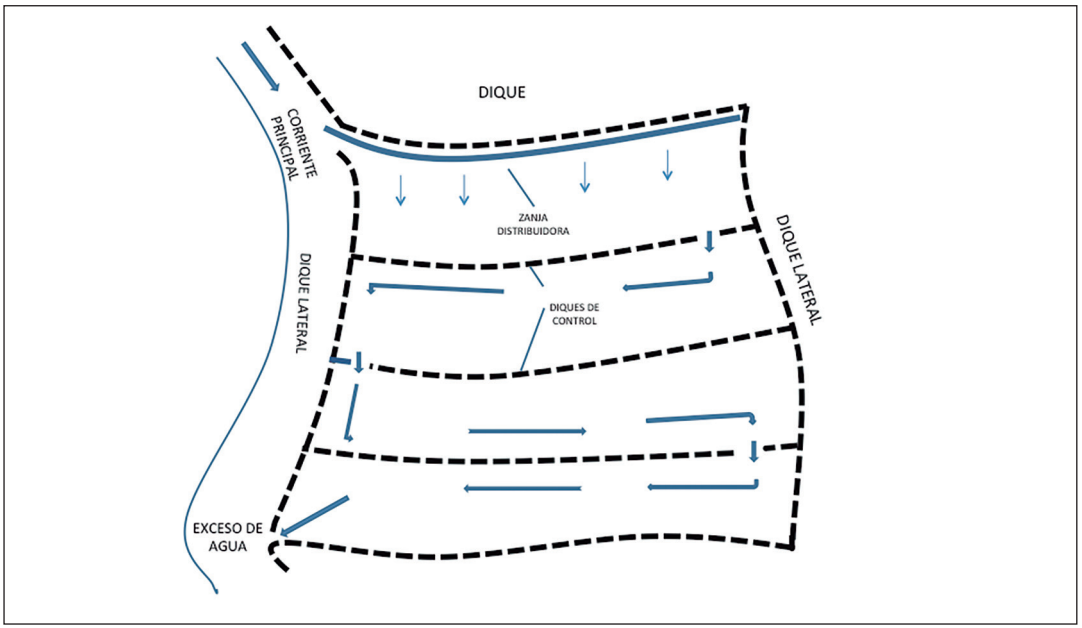
El método de tratamiento suelo-acuífero [TSA o por las siglas en inglés de Soil-Aquifer Treatment (SAT)] es utilizado para mejorar la calidad química, utilizando el suelo como filtro para eliminar organismos patógenos, estabilización de parámetros químicos, absorción de compuestos orgánicos y reducción de antibióticos, entre otros. La técnica permite tratar grandes volúmenes de agua (140,000 hm^3/año, Cikurel, 2012a), por lo que se requiere contar con grandes extensiones de terreno para los estanques de infiltración.

El TSA permite el reúso del agua recuperada con fines agrícolas, pero existen variantes donde es posible establecer un sistema de barrera hidráulica y extraer, en el mismo horizonte, el agua subterránea del acuífero y utilizarse para suministro público urbano (Cikurel, 2012b). La técnica utilizada por los israelitas difiere de la normatividad que se aplica en los EUA, ya que restringe el agua de reúso solamente para consumo agrícola (Maliva y Missimer, 2010). Las restricciones para su operación son mayores, debido al impacto potencial en la salud y contaminación al medio ambiente. Israel es un país que reúsa en el 75 % sus aguas residuales para aplicarlas en la agricultura utilizando sistemas de tratamiento suelo-acuífero.

La inundación controlada, utiliza como fuente una corriente superficial de la cual se conduce un volumen controlado para ser esparcido en terrenos inundables (Figura 3.1). Las derivaciones e inundaciones se controlan con un sistema de represas, diques, zanjas o una combinación de estas, diseñadas para disponer un volumen calculado de flujo (Kowsar, 2011).

Las ventajas de la inundación controlada recaen en costos bajos de construcción y mantenimiento y en su adaptabilidad a zonas rurales donde existen sitios disponibles para inundar. El aprovechamiento del agua infiltrada influye para cubrir de forma total o parcial la demanda local. Otro beneficio, aunque indirecto, es en el medio ambiente. La mayor desventaja es la sedimentación, que ocasiona una disminución en la capacidad de infiltración de los terrenos inundados. Dentro de los esfuerzos

Figura 3.1. Diagrama de la operación de un sistema MAR de inundación controlada de tierra (modificado de: Jensen, 1981).



que deben realizarse para mantener la inundación controlada están: el control del crecimiento de la vegetación, la presencia de agroquímicos, la escarificación y la elevación de los niveles de sales en el suelo (Kowsar, 2011).

La recarga por riego se aplica en las zonas bajo riego cuando no hay cultivos y existe agua en exceso; los excedentes de agua pueden ser aplicados en forma deliberada sobre las áreas de cultivo. Es un proceso dinámico que depende de la precipitación, la irrigación, la evapotranspiración, el uso de suelo, el tipo de suelo y el drenaje, así como su variabilidad temporal y espacial. Estudios que cuantifican el volumen de agua, utilizando la técnica, reportan que la recarga contribuye en un tercio del volumen total de la recarga (Ian *et al.*, 1997).

Debido a la variabilidad de los factores que afectan la recarga por riego, ésta cambia acorde a las características de la zona, así como en el transcurso en el tiempo; regularmente, para cuantificar el

valor de recarga se realiza un balance hidrológico. Un método alterno es la aplicación del modelo de diferencias finitas, conocido como SWAP (Feddes *et al.*, 1978), el cual es unidimensional y considera el flujo vertical en las zonas saturada y no saturada. Al aplicar un modelo numérico es necesario aplicar un rango de condiciones (tipo de suelo y tipo de rotación de cultivo) que ocurren en la zona, permitiendo una subdivisión de áreas dentro de una unidad de cálculo homogénea.

El modelo SWAP se ha utilizado para estimar la recarga en zonas agrícolas de la provincia de Punjab, Pakistán, donde la infiltración por canales de irrigación y percolación profunda en los campos irrigados contribuyeron considerablemente a la elevación del nivel freático (recarga). En el año 1900, el nivel del manto freático se ubicaba en 30 m de profundidad; para 1950 ascendió a tres metros de profundidad, manteniéndose en la actualidad (Simmers, 1997).

Las técnicas de recarga con pozos se orientan a infiltrar el agua a la zona saturada mediante perforaciones someras o profundas.

Los pozos someros de recarga se utilizan para acuíferos con niveles freáticos someros o en lugares donde las capas superficiales son de baja permeabilidad y por debajo existen materiales permeables, lo que impide la aplicación de las técnicas de distribución. La técnica permite la infiltración en dirección de las capas de mayor permeabilidad. Los pozos someros se construyen dentro de un estanque de infiltración, una zanja de infiltración o en el interior de un cauce natural. Recordemos que son un medio por el cual propiciamos que suceda la infiltración atravesando las capas de menor permeabilidad a capas con mayor permeabilidad (Wayne, 1981).

En zonas áridas y semiáridas se utiliza cada vez más la construcción de pozos secos, que constan de pozos someros que penetran en la zona no saturada; su función es infiltrar agua de lluvia colectada en las áreas verdes (parques, andadores, camellones) que no tienen un grado de contaminación. Los pozos se colocan en depresiones naturales o se interconectan a un sistema de recolección; el agua de lluvia es filtrada en un desarenador y el efluente se infiltra dentro del pozo seco. Un problema asociado con el uso de estas estructuras es la posibilidad de introducir no solamente sólidos en suspensión, sino también compuestos orgánicos (nitratos, pesticidas) y bacterias contaminantes directamente al acuífero. El uso de las estructuras existentes es ventajoso, porque reduce los costos. En la Ciudad de México (Fotografía 3.1) se han instalado 75 pozos de este tipo con la finalidad de infiltrar el agua que produce inundaciones en zonas bajas (Mendoza-Cázares *et al.*, 2013).

Fotografía 3.1. Pozo seco en la Ciudad de México. a) Equipo de perforación en Iztapalapa, D. F. b) Perforación exploratoria de 12" de diámetro, en Iztapalapa, D. F. c) Detalle de los tanques de sedimentación, pozo de absorción en Iztapalapa, D. F.







La técnica almacenamiento del agua en un acuífero y recuperación (ASR) considera el almacenamiento de agua en el acuífero utilizando un pozo para la introducción y recuperación de agua (DOF, 2009). La técnica se aplica en zonas donde existen horizontes gruesos de baja permeabilidad que yacen sobre el acuífero por recargar. La técnica ASR utiliza un pozo para recargar y extraer del agua. La desventaja de esta técnica radica en el punto de extracción, ya que el agua recuperada puede estar influenciada por la química del agua que originalmente se inyectó (Maliva y Missimer, 2010).

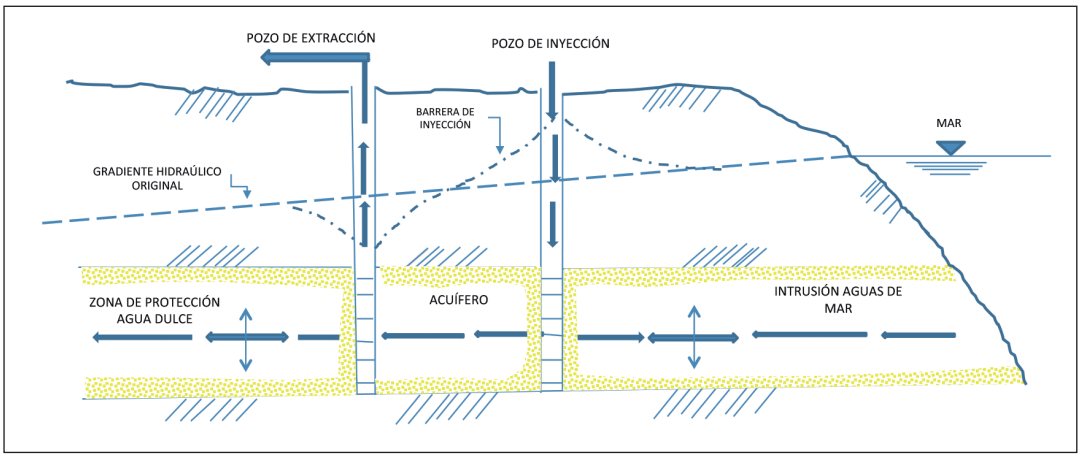
Los pozos de almacenamiento del agua en un acuífero, transferencia y recuperación (ASTR). Consiste en la inyección de agua a un pozo y la posterior extracción en otro pozo ubicado a una distancia razonable para incrementar el tiempo de viaje del agua en el acuífero. La técnica ofrece un beneficio de depuración del agua al pasar por los estratos permeables del acuífero.

La técnica ASTR ha sido también utilizada en la protección de los acuíferos para formar una barrera hidráulica que se consigue al inyectar agua al subsuelo a través de uno o varios pozos ubicados próximos a la zona costera. Una vez realizada la inyección se procede a la extracción del agua subterránea en otro pozo, ubicado tierra adentro. El efecto conjunto de los pozos de inyección/extracción (I/E) produce un traslape de la zona de influencia de cada pareja, propiciando que la trayectoria de una partícula sea modificada en su dirección, teniendo como consecuencia la ampliación de la zona de influencia de cada pareja I/E. El efecto conjunto de los pozos I/E equilibra el avance del frente salino. La forma de los conos I/E depende del gasto de extracción, del espaciamiento entre los pozos I/E, de las propiedades hidráulicas del acuífero y del flujo regional (Figura 3.2). Este tipo de aplicaciones permite la remediación del agua subterránea (Ponsin, 2014) y la caracterización de parámetros hidráulicos y de transporte (Burbery *et al.*, 2013).

Las tecnologías que modifican el cauce de arroyos y ríos se clasifican en: Estanques de percolación asociados a represas de control, gaviones; presas de arena para almacenamiento; presas con pérdidas; presas sub-superficiales (subterráneas); Filtración ribereña (RBF, por sus siglas en ingles de river bank filtration); Filtración inter-dunar y técnicas de ampliación de los cauces.

Las técnicas que modifican el cauce de los ríos consisten en estructuras que interceptan o detienen el flujo de corrientes de agua superficial, incrementando la recarga natural de los acuíferos. Estas técnicas de recarga de acuíferos se encuentran entre las más antiguas y aún hay indicios de su existencia, como Baluchistan y Kutch en la India o la Presa el Purrón, ubicada en el Estado de

Figura 3.2. Diagrama de la operación de un ASTR que genera una barrera impermeable. Fuente: modificado de Sheahan (1977).



Puebla, México, construida en el año 800 a 150 A.C. para abastecer a cultivos agrícolas (Garciadiego y Herreras, 2016).

Se utilizan predominantemente en regiones áridas, en arroyos y cauces arenosos de ríos que solo llevan agua en época de lluvias. Su propósito es generalmente incrementar la recarga de los acuíferos mediante el almacenamiento o retención de agua de las avenidas a fin de facilitar su infiltración al subsuelo.

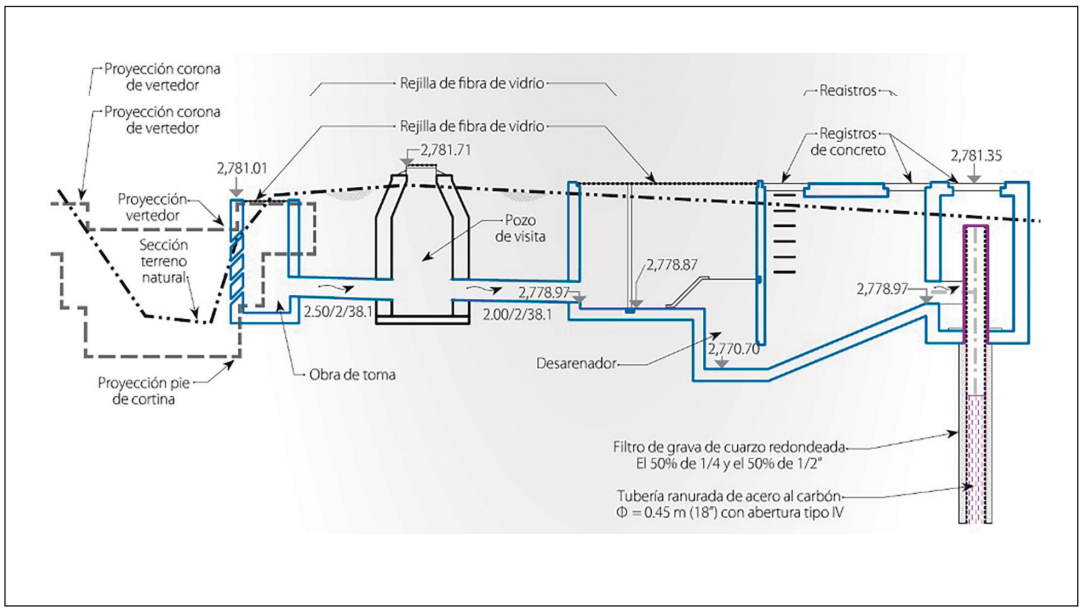
Los estanques de percolación asociados a represas de control, gaviones: se construyen sobre el cauce del río y se diseñan para la recolección del escurrimiento superficial. La presa actúa como estanque de infiltración o el agua se conduce a través de tuberías para que se infiltre en el lecho del río aguas abajo, lo cual facilita la recarga del acuífero (Garciadiego y Herrera, 2016).

En México se implementó la técnica en las cuencas Magdalena y Eslava, construyendo un total de 87 represas compuestas de geocostal, piedra o una combinación de ellos, para sumar un total de 4,432.65 m^3 de obra que generan el 3 % de la recarga en zona boscosa (Gutiérrez-Ojeda *et al.*, 2014).

Las obras propician una mayor humedad del suelo, el incremento del gasto en manantiales y una reducción en la erosión del suelo. Aunque los volúmenes infiltrados no llegan al almacenamiento del acuífero de la ciudad de México, sí contribuyen al almacenamiento local. En el mismo proyecto se conceptualiza aprovechar el agua de excedentes superficiales para infiltrarse al subsuelo por medio de un pozo de infiltración que dispondría el agua a una profundidad de 340 m, recargando al acuífero de la ciudad de México (Mendoza-Cázares *et al.*, 2013).

Un proyecto similar que utilizó represas de geocostal y/o piedra para retener el flujo superficial, generado en un evento de lluvia, se implementó en la localidad de Topilejo, México. El agua retenida en las represas era conducida a través de una obra de toma que conducía el agua a un filtro desarenador. El agua filtrada era decantada en un depósito que permitía verter el agua dentro de un pozo de absorción con diámetro de ademe de 0.45 cm. El pozo tenía un filtro de grava de cuarzo de 50 % de ¼" y 50 % de ½". El pozo, en los primeros metros (5 m) del ademe, era ciego y posteriormente ranurado (Figura 3.3).

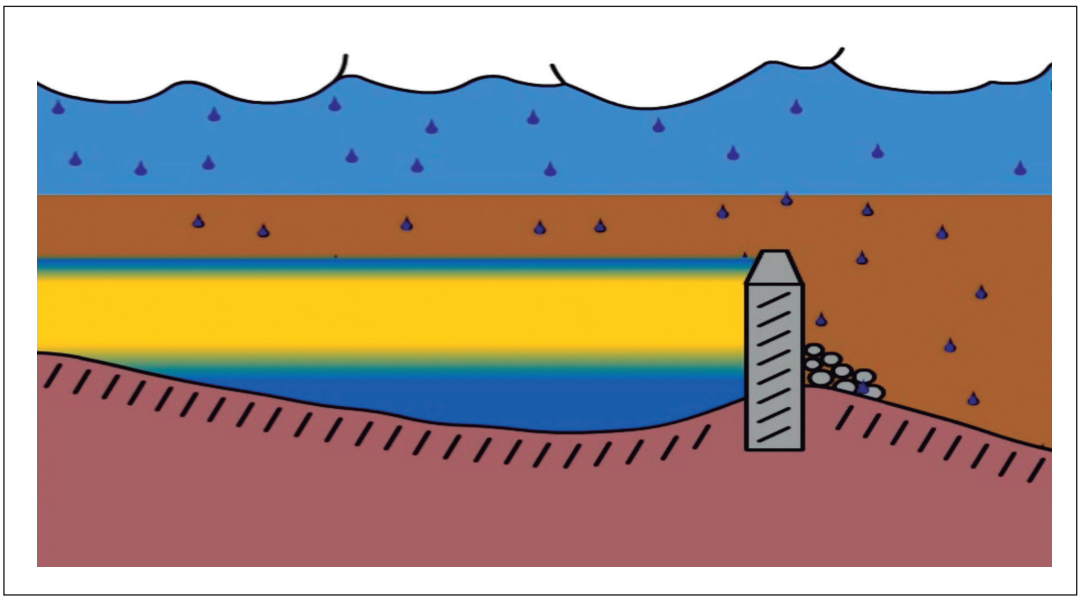
Figura 3.3. Diseño de pozo de absorción. Fuente: Leal (2014).



Este tipo de obras, distribuidas en las cuencas altas del sur de la Ciudad de México, logran regular los escurrimientos de lluvia y disminuyen los picos de los caudales que llegan hasta las zonas urbanas, disminuyendo el riesgo de inundaciones y encharcamientos que dañan a la población y la infraestructura existente (Leal, 2014).

Las presas de arena para almacenamiento, son utilizadas dentro del cauce de los ríos y arroyos, construyendo una cortina con mampostería. El vaso de almacenamiento, que genera la presa, es rellenado con arena y en su interior se almacena el agua reduciendose así el proceso de evaporación. Conforme avanza el tiempo, la obra se azolva y se sobre-eleva la altura de la cortina. Para abastecer de agua a los pobladores se construye un pozo en la proximidad de la cortina (Figura 3.4). Este tipo de obras se han construido en Kenia, África, bajo una participación activa de la comunidad que, adaptándose a los cambios del clima, hace posible el éxito de proyectos que detonan un crecimiento económico regional (ASDF, 2006).

Figura 3.4. Presas de arena. Fuente: ASDF, 2006.

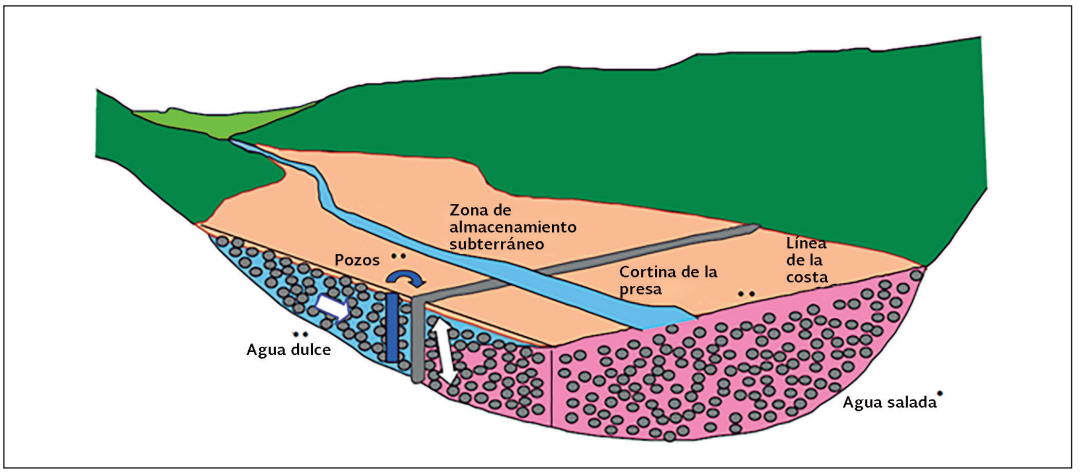


Las presas sub-superficiales (subterráneas): Son estructuras destinadas a contener el flujo subterráneo de un acuífero natural o artificial mediante una barrera impermeable que origina la elevación del nivel freático. Se utilizan para generar un almacenamiento subterráneo que es aprovechado en riego u otros usos. Existen casos en los que las presas subterráneas cumplen una doble función: de almacenamiento, como se ha comentado, y, en el caso de encontrarse próximas a la línea de costa, de barrera que impide la intrusión del frente salino.

Las presas sub-superficiales no son profundas, por lo que se requiere de un acuífero libre que cuente con una zona no saturada somera y fronteras laterales que contengan la salida del flujo subterráneo. Implementar este tipo de obras requiere de una gestión integrada de agua superficial y subterránea, así como una organización de los usuarios del agua, ya que es necesario generar políticas operativas y de uso de suelo restrictivas, así como programas de impacto que protejan la fuente y el embalse subterráneo.

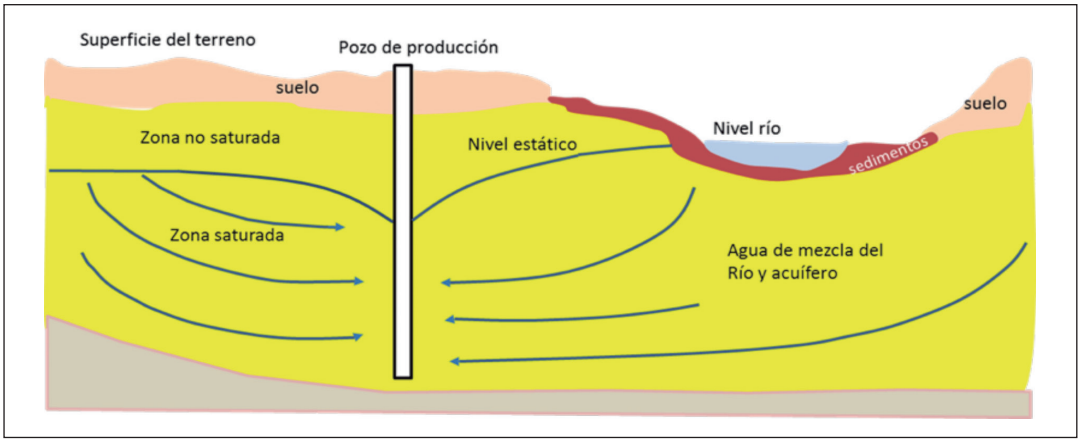
En México se cuenta con un proyecto ejecutivo en el que se diseñó la presa subterránea para el acuífero La Misión, B.C., México (Conagua, 2005). Con la construcción de la presa subterránea se pretendía aprovechar el agua superficial que se perdía en el océano Pacífico, elevando el nivel freático en la zona con la finalidad de generar un almacenamiento e impedir el avance del frente salino (Figura 3.5).

Figura 3.5. Esquema de la cortina subterránea La Misión B.C., México.
Fuente: (Conagua, 2005).



La filtración ribereña es reconocida en la literatura anglosajona como River Bank Filtratión (RBF, por sus siglas en inglés) y consiste en inducir el flujo agua de un cuerpo de agua (ríos, lagos, esteros) a través de los sedimentos permeables del subsuelo (Figura 3.6).

Figura 3.6. Esquema de la técnica RBF. Fuente: modificado de (Maliva y Missimer, 2010).



La técnica RBF ha sido utilizada como un método de purificación de agua dulce en países de Europa desde hace un siglo. Hoy día, constituye una de las técnicas de MAR más utilizadas en el mundo, debido a que reduce o elimina los organismos patógenos, reduce la concentración de sólidos suspendidos y turbiedad, propicia la estabilización geoquímica del agua y garantiza un suministro constante de agua independiente de las variaciones del gasto de los ríos (Maliva y Missimer, 2010).

La implementación de la técnica RBF requiere contar con derechos de agua superficial y conocer a detalle:

- Hidrogeología del acuífero conectado con la fuente superficial del agua
- Hidrología del río o cuerpo de agua
- Ingeniería de la infraestructura
- Permisos para usos de terrenos federales
- Impacto ambiental
- Uso de la tierra

La técnica RBF cuenta con una diversidad de implementaciones pasando de los pozos convencionales, construidos en la margen del río o cuerpo de agua, interconectados para formar una batería; las galerías filtrantes construidas en la zona rivereña o que atraviesan el cauce de los arroyos intermitentes (Bouwer, 1978; Walton, 1970); los pozos direccionales (Driscoll, 1986); los pozos radiales (IMTA, 2015); baterías de pozos interconectadas con canales (Maliva y Missimer, 2010) o una combinación de ellos.

La filtración inter-dunar, se implementa en zonas costeras utilizando el valle que se forma entre las dunas. Se inunda el valle propiciando que el agua se infiltre en los sedimentos, el agua subterránea surge en el valle aledaño de donde el agua es extraída para diferentes usos. La técnica se ha utilizado en zonas costeras donde los ríos son la fuente del agua de recarga (Ian, 2005).

La ampliación de cauces implica modificación al cauce natural de los ríos y arroyos con la finalidad de ampliar el área mojada y la capacidad de infiltración, retener la avenida disminuyendo la velocidad del agua o derivar un volumen de excedentes a zonas permeables que se encuentran dentro del cauce del río. La ampliación, nivelación, escarificación y el dragado de los cauces son ejemplos de esta tecnología.

Dentro de las modificaciones del cauce del río se tiene el uso de diques en forma de "L" que permite se modifique el patrón del flujo superficial dentro del cauce, teniendo por consecuencia la disminución de la velocidad del flujo en el río e incrementar la longitud del cauce, lo cual se traduce en más tiempo para que el agua se infiltre. La ventaja de utilizar diques es que los materiales de construcción se encuentran en el mismo cauce del río lo que propicia una disminución en el costo de construcción.

El diseño de cada estructura se aplica a la escala requerida en cada sitio, dependiendo de las características del terreno e hidrología, por lo que los conjuntos de obras se componen desde pequeñas estructuras con longitud de un par de metros hasta grandes presas con longitud de 9 km. Esta técnica no interfiere con el uso de la tierra y tiene un impacto mínimo en los habitantes y el ecosistema (Fotografía 3.2).

Fotografía 3.2. Río Putaendo, Chile. Dique construido con material del río para infiltrar agua de deshielo



La captación de agua de lluvia se compone de la recolección de agua de lluvia y, zanjas de infiltración, surcos, tinas ciegas y terraplenes.

La recolección de agua de lluvia se realiza en techos de casas, desarrollos habitacionales, centros comerciales, edificios y áreas urbanas libres de contaminantes (solventes, aceites, desperdicios industriales). Por lo anterior, los techos y tubería instaladas para la colecta deben presentar un mantenimiento antes de la época de lluvias.

La tecnología consiste en interceptar el agua de lluvia, colectarla y almacenarla para su uso posterior. En la captación del agua de lluvia se utiliza la superficie de los techos de casas para la captación y se conduce a un pozo donde se infiltra al acuífero. Existe una componente que utiliza el agua de lluvia colectada para utilizarla en uso doméstico almacenándose en un depósito superficial o subterráneo. El agua almacenada puede ser utilizada entre otros usos para regar las áreas verdes de los hogares o mantener un sistema de producción de alimentos. Si la tecnología se utiliza para uso agrícola, es necesario contar con mayores superficies de captación para colectar la mayor cantidad de agua (CPISCA, 2001).

Los beneficios de cosechar agua de lluvia se reflejan en la economía, ya que el agua de lluvia es un recurso gratuito fácil de mantener y reduce el gasto por consumo de agua potable, así como en el medio ambiente, al consumir menores volúmenes de agua. Implementar estas tecnologías permite que la sociedad sea sensible y propicies hábitos de conservación, ahorro y mejor uso del agua.

La tecnología de zanjas de infiltración, tinas ciegas, surcos, anillos de agua, jagüey y terraplenes es útil en zonas abiertas y tiene por objeto captar el agua de lluvia en la parte alta de la cuenca con la finalidad de infiltrarla, conducirla o almacenarla.

Las zanjas de infiltración y tinas ciegas se construyen a mano, haciendo una excavación horizontal de 90 cm de largo por 30 de ancho y 25 de profundidad, aproximadamente. El material que se extrae es depositado en la cara frontal de la zanja, denominándosele como zanja de infiltración o, en caso de que no se apile el material en la parte frontal de la excavación, como tina ciega. Ambas siguen la cota topográfica y su función es captar sedimento y propiciar la infiltración del agua de lluvia. Las zanjas y tinas ciegas impiden el libre escurrimiento del agua una vez que empieza a correr por la superficie del terreno, ya que intercepta el escurrimiento y lo almacena. La técnica se asocia con la reforestación, aprovechando parte del suelo, que es removido para hacer la plantación. Asimismo, la zanja y tina ciega propician el abastecimiento de humedad que requiere la planta, ya que en su entorno la zanja mantiene la humedad por mayor tiempo.

Los surcos se implementan siguiendo la cota topográfica, son de longitud variada y tienen por objeto retener el agua captada en la parte alta, permitiendo la infiltración del agua a lo largo del mismo, así como conducir superficialmente al agua a un punto de concentración. El surco, al interconectarse, forma un anillo de agua que tiene por función conducir el agua captada a un punto donde puede ser almacenada en un jagüey, aguaje o tanque o para su posterior utilización (Sagarpa, 2009).

Los jagüeyes, aljibes, ollas de agua o cajas de agua son depresiones naturales o construidas exprofeso, que interceptan una corriente de agua con una cortina construida de material compactado o piedra. El jagüey debe contar con un vertedor para los excedentes. Estas estructuras requieren de una estimación o cálculo del volumen a almacenar (Sagarpa, 2009).

Definidas las técnicas y tecnologías MAR se entenderá que son una herramienta de gestión hídrica económica de gran efectividad con respecto a las grandes obras hidráulicas, resultando en una actividad de primer orden en varios países del mundo (Ward y Dillon, 2009; Ward y Dillon, 2012).

Referencias

ASDF. 2006. Sand Dam Video. African Sand Dams Foundation. consultado en: https://thewaterproject.org/sand-dams.

Bloetscher, F., Sham, C.H., Danko III, J.J. y Ratick, S. 2014. Lessons Learned from Aquifer Storage and Recovery (ASR) Systems in the United States. Journal of Water Resource and Protection, 6, pp. 1603-1629. Consultado en: http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2014.617146

Bouwer. H., 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. Hydrogeology Journal 10:121–142, DOI 10.1007/s10040-001-0182-4

Bouwer. H, 1989. Estimating and Enhancing. Groundwater recharge in: Sharma M. L. (ed). Groundwater recharge. Balquema, Rotterdam. P 1-10

Bouwer, H. 1978. Groundwater Hydrology. McGraw Hill Series in Water Resources. N. Y. 480 p.

Burbery, L.F., Flintoft, M.J., Close, M.E. 2013. Applications of the re-circulating tracer well test method to determine nitrate reaction rates in shallow unconfined aquifers. J. Contam. Hydrol. 145, 1–9.

Cikurel, H., Guttman, J., y Aharoni A. 2012 a. Managed aquifer recharge for agricultural reuse in Shafdan, Israel, pp. 89-102 en: Kazner, C., Wintgens, T., y Dillon P., Water Reclamation Technologies for Safe Managed Aquifer Recharge, London, UK, 429 p.

Cikurel, H. 2012 b. Soil Aquifer Treatment Basic Aspects, operability, troubleshooting and new improvements, presentación Course on Managed Aquifer Recharge (MAR) and specially on Soil Aquifer Treatment (SAT), CDMX, México, 30 de noviembre.

Conagua. 2005. Diseñó la presa subterránea para el acuífero La Misión en B.C. Consultado en. http://www.teorema.com.mx/agua/cooperacion-mexico-japon-presa-subterranea-en-baja-california/

CPISCA. 2001. Guía de diseño para captación del agua de lluvia. Consultado en http://www.aguasinfronteras.org/PDF/AGUA%20DE%20LLUVIA.pdf

DOF. 2009. Norma Oficial Mexicana NOM-015-CONAGUA-2007, Infiltración artificial de agua a los acuíferos. Características y especificaciones de las obras y del agua. Diario Oficial de la Federación, México.

Driscoll, F., G. 1986. Groundwater and Wells (2nd edition): St Paul Mn, Johnson Filtration Systems, 1089 p.

Feddes, R.A., Kowalik, P.J. y Zaradny, H. 1978. Simulation of field water use and crop yield. Simulation Monographs. Pudoc. Wageningen. 189 p.

Freeze, R. A. y Cherry, J. A. 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, N.J., 604 p.

Garciadiego H. R., y Herreras G.G. 2016. Obtención de agua y conservación de suelos a través de la regeneración de cuencas. Consultado en http://www.agua.org.mx/biblioteca-tematica/manejo-de-cuencas/95--sp-942/675--obtencion-de-agua-y-conservacion-de-suelos-a-traves-de-la-regeneracion-de-cuencas.

Gonzalez, V.,F., Cruickshank, V., C., Palma N., A., Mendoza M., A. 2015. Recarga Artificial de Acuíferos en México. H2O gestión del Agua, 5, Enero-Marzo, 26-32 p.

Gutiérrez-Ojeda, C., Mendoza-Cázares, E., Y., Mata-Arellano I. 2014. Caracterización de la cuenca del rio Magdalena para la recarga del acuífero de la zona metropolitana de la ciudad de México. Revista Latino Americana de Hidrología v. 9 n. 1, p. 91-99, 2014.

Hutchinson, A. 2016. ¿Por qué no habríamos de reciclar el agua?. H2O Gestión del Agua, 18-23

Ian, G. 2005. Estrategias para la Gestión de la recarga de Acuíferos (1 ed.). Recuperado de http://recharge.iah.org/recharge/downloads/MAR_Strategies_spanish.pdf 35 p.

Ian S., Beekma, J., Kelleners, T.J., Boers TH.M., Chaudhry, M.R., Van Dam, J.C. 1997. Recharge from irrigated lands. En Simmers, I. (editor), Recharge of Phreatic Aquifers in (Semi-) Arid Areas (pp. 115-120). A.A. Balkema, Rotterdam.

IMTA. 2015. Pozos Radiales. Consultado en https://www.imta.gob.mx/modelacion-de-pozos-radiales

Jensen, M.E. 1981. Design and Operation of Farm Irrigation Systems. Monograph No. 3, ASAE, St Joseph, MI.

Kowsar S., A. 2011. Flood water spreading and spate irrigation in Iran. UNESCO-IHE. 20 p. Consulta en http://www.spate-irrigation.org/wordpress/wp-content/uploads/OP7_Spate_Iran_SF.pdf

Leal, B., G. 2014. Aprovechamiento de escurrimientos en el sur de la Ciudad de México. H2O Gestión del Agua, 2 (abril-Junio), pp. 40-45.

Maliva, R., G., y Missimer, T., M. 2010. Aquifer storage and recovery and managed aquifer recharge using Wells: planning, hydrogeology, design, and operation. Page 348, 355, 359. Technical editor Joyce M. Evans. Schulumberger.

Megdal, S., B. 2006. Arizona's Recharge and Recovery Programs. En Bonnte G. Colby and Katarine L. Jacobs . (ed.), Arizona Water Poticy Management Innovations in an Urbanizing Arid Region (pp. 188-203). Resources for the Future Washington, DC, USA.

Megdal, S., B., Dillon, P. y Seasholes, K. 2014. Water Banks: Using Managed Aquifer Recharge to Meet Water Policy Objectives. Water 2014, 6, 1500-1514; doi:10.3390/w6061500. Published: 28 May 2014.

Mendoza-Cázares, E., Y., Gutiérrez-Ojeda, C., Mata-Arellano, I., y Sánchez-Díaz, F. 2013. Caracterización de la cuenca del río Magdalena para la recarga del acuífero de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México., Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Inédito.

Ponsin, V. 2014. In situ biostimulation of petroleum hydrocarbon degradation by nitrate and phosphate injection using a dipole well configuration. Journal of Contaminant Hydrology. December (171), pp. 22-31.

Sagarpa. 2009. Ollas de agua, Jagüeyes, cajas de agua o aljibes. Secretaria de Agricultura Ganaderia, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. 10p.

Sheahan. 1977. Injection/Extraction Well System–A Unique Seawater Intrusion Barriera. Ground Water 15(1):32 - 50 DOI: 10.1111/j.1745-6584.

Simmers, I. (ed.). 1997. Racharge of Phreatic Aquifers in (Semi) Arid Areas. Rotterdam: A.A. Balkema.

Walton W.C. 1970. Groundwater Resource Evaluation. New York, McGram-Hill Book Company, 664 p.

Ward, J. y Dillon, P. 2012. Principles to coordinate managed aquifer recharge with natural resource management policies in Australia. Hydrogeology Journal 20: 943-956.

Ward, J. y Dillon, P. 2009. Robust design of managed aquifer recharge policy in Australia. Report to National Water Commission.

Wayne, A.P. 1981. Introduction to Artificial Ground Water Recharge (Nwwa/Epa Series). Natl Water Well Assn. Ada, Okla.





SECCIÓN 2
CASOS DE MÉXICO



4

EVALUACIÓN DE OBRAS DE RECARGA HÍDRICA CONSTRUIDAS POR COMUNIDADES AUTÓCTONAS EN LA SUBCUENCA DEL VALLE DE OCOTLÁN, OAXACA, MÉXICO

E. A. Ojeda-Olivares [1], S. I. Belmonte-Jiménez[2] y M.A. Ladrón de Guevara-Torres[3]*

[1] Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-OAXACA; edwin0529uni@yahoo.es

[2] Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-OAXACA; sjimenez@ipn.mx

[3] Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-OAXACA; mladron09@gmail.com

Resumen

El recurso hídrico es indispensable para el desarrollo armonioso de las comunidades, y su conservación dependerá del trabajo conjunto que se haga para garantizar su disponibilidad. El objetivo de este trabajo es evaluar un gran número de pequeñas obras de recarga hídrica construidas en el valle de Ocotlán, Oaxaca, donde un grupo de 16 comunidades de pueblos autóctonos (de origen Zapoteco) se han unido para construir obras que ayuden a la recarga del acuífero; pero estas, en su debido momento, no contaron con ningún tipo de asesoría técnica o científica. Para evaluar la efectividad de estas obras de recarga en cantidad y calidad de agua aportada al acuífero se realizaron diferentes estudios de campo: mediciones piezométricas, pruebas de infiltración y permeabilidad, muestreos de suelo, georreferenciación de obras construidas, análisis de geología del lugar, sondeos eléctricos verticales y toma de muestras de agua. Parte de los resultados indican que las obras de recarga más eficientes son las de mayor tamaño y las que se construyeron en áreas con

conductividades hidráulicas altas; algunos análisis de calidad de agua nos indican cómo la actividad agrícola de la zona ha afectado la calidad del mismo, con concentraciones de nitratos por encima de los valores permisibles para consumo humano, atribuidos a la alta actividad agrícola de la zona y lo que representa potenciales riesgos para la salud. Todo esto nos indica la necesidad de estudios previos para la construcción y ubicación de este tipo de obras y un monitoreo continuo tanto en cantidad como en calidad para evaluar su efectividad.

Palabras clave: Recurso hídrico, agricultura, pueblos indígenas.

4.1. Introducción

El recurso hídrico en México se encuentra en alto grado de estrés, tanto que muchas comunidades no tienen acceso al agua dulce, y hasta ha sido decretado como un tema de seguridad nacional. Aunque los estados del sur de México, como Oaxaca, se caracterizan por poseer abundancia del recurso en comparación con los estados del norte, algunas zonas se encuentran en riesgo debido a la sobreexplotación y contaminación de sus fuentes hídricas, haciendo que se reduzca el acceso de sus poblaciones al agua dulce. Estudios recientes han concluido que casi el 80 % de la población mundial está expuesta a significantes factores de estrés que ponen en peligro la seguridad del agua potable (Vörösmarty *et al.*, 2010). Esta seguridad se ve amenazada por la explotación intensiva y la reducción del almacenamiento por el decremento de precipitaciones producto del cambio climático (Parish *et al.*, 2012), lo que trae como consecuencia cambios en los niveles freáticos y disminución de la calidad hídrica, poniendo en riesgo a la sociedad y a los ecosistemas (Parish *et al.*, 2012, Dettinger y Earman, 2007, Green *et al.*, 2011). (Bates *et al.*, 2008, Leith y Whitfield, 1998, Bear y Cheng, 1999, Aguilera y Murillo, 2009).

Las preguntas más importante que surgen tras este análisis son: ¿ cómo es posible que un grupo de 16 comunidades de pueblos autóctonos decidan emprender pequeños proyectos de obras de recarga hídrica en la mayor parte del valle de Ocotlán, Oaxaca, sin ningún conocimiento previo al respecto? y ¿Cómo sabían qué tipo de obras construir y en qué lugares?. El fin de todo proyecto es resolver un problema, y en estas comunidades no fue la excepción. La necesidad de empezar a construir las obras de recarga yace en dos aspectos importantes: El primero se refiere a las políticas públicas para el otorgamiento de nuevas concesiones para la construcción de pozos de extracción (en los

estatutos mexicanos se establece que todos los recursos del subsuelo son parte de la nación). La recarga del acuífero es en mayor parte función de la precipitación, de donde surge el segundo aspecto, que tiene que ver con la variabilidad climática, que en los últimos años ha afectado la zona con escasez hídrica y ha puesto en riesgo su principal actividad económica que es la agricultura, ya que el 87.6 % del agua subterránea es requerida para propósitos agrícolas y el 9.5 % para usos público-urbanos y domésticos (Pérez *et al.*, 2010). Los agricultores empezaron a tener problemas de disponibilidad hídrica tras las sequia registradas durante el 2005; testimonios recogidos en las comunidades dicen que en algunas zonas no había agua en los pozos durante la temporada seca y estaban por debajo de sus niveles estáticos habituales. Entonces inician a organizarse entre varios municipios para construir obras de recarga y hacer frente a la escasez hídrica. A la fecha afirman que hay mayor cantidad de agua en los pozos, y pueden tolerar con mayor facilidad la temporada de secas. Esta organización de comunidades también intenta modificar el decreto de veda del 14 de julio de 1967 y publicada el 25 de septiembre del mismo año, y solicitan más concesiones y aumento de los volúmenes concesionados. En el año 2015 empezó un proceso de consulta en las comunidades sobre el aprovechamiento de recursos en su territorio con el fin de modificar este decreto de veda y demostrar que el acuífero no está sobre explotado y que ellos han contribuido a su recuperación. El movimiento que une a estas 16 comunidades se conoce como Copuda (Comisión de Pueblos Unidos Para la Defensa del Agua), y cuenta con apoyo de la asociación civil Flor y Canto.

La Comisión Nacional del Agua (Conagua), pidió a ellos demostrar que sus obras realmente estaban recargando el acuífero y así otorgar permisos de construcción de pozos y beneficios en la tarifa energética utilizada para el bombeo, de ahí surge la necesidad de evaluar que tan efectivas son estas obras de recarga construidas en el valle de Ocotlán. Como se mencionó anteriormente para su construcción y ubicación las comunidades no contaron con ningún tipo de estudio previo, la etapa de monitoreo y evaluación comenzó a inicios del año 2015 a la fecha. Estos proyectos fueron posibles gracias al trabajo conjunto de las comunidades, ya que ellos construyeron estas obras de recarga conocidas localmente como pozos de absorción, pequeñas presas sobre arroyos y ríos y ollas de captación (pequeñas lagunas artificiales). Los materiales y equipos de construcción (retroexcavadoras) fueron aportados por las presidencias municipales de cada de una de las comunidades, y la fuerza de trabajo (mano de obra), por cada comunidad. Las comunidades tienen contabilizadas más de 600 obras de recarga donde el 98 % son pozos de absorción y el restante ollas captadora de agua y pequeñas presas, de los cuales se han georreferenciado 21 a la fecha. El costo unitario calculado por obra es de USD 515.8 para pozos circulares de absorción, USD 1,564

para pozos de absorción construidos de tabiques, USD 7,800 para ollas captadoras de agua, USD 5,937.6 para las presas pequeñas y USD 360 para pequeñas ollas captadoras de agua, donde las comunidades han aportado un 48 % del costo total y el resto de los apoyos del gobierno.

4.1.1. *Área de estudio*

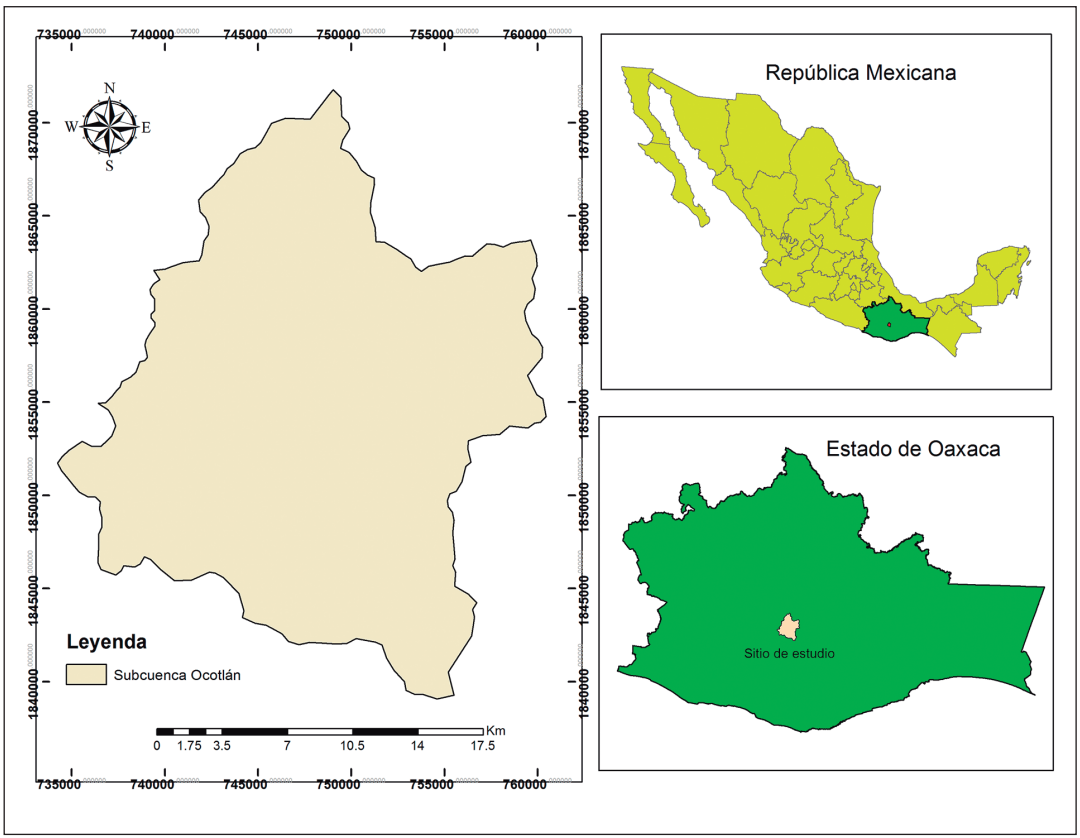
El valle de Ocotlán está localizado en la porción central del estado de Oaxaca, México, entre las coordenadas 16° 55′ y 16° 37′ latitud norte y 96° 48′ y 96 ° 32′ latitud oeste con elevaciones que rondan los 1,450 y 2,899 msnm. La subcuenca tiene un área de 460.5 km^2, la parte central está sobre una unidad aluvial formado de cantos rodados, gravas, arenas limosas y arcillosas y suprayace una formación de roca ígnea con espesores que van de los 10 a los 100 m sobre las periferias o bordes de la cuenca. Los principales ríos son el río Atoyac al oeste del valle y los ríos Ocotlán y Lavadero en la parte central. El área es de vocación agrícola, por lo que la agricultura intensa y alto uso de fertilizantes y pesticidas representan una constante presión sobre el recurso hídrico. En la Figura 4.1 se muestra la localización de la subcuenca Ocotlán.

4.1.2. *Marco legal y comunidades participantes*

Las comunidades indígenas pertenecientes a la subcuenca de valle de Ocotlán son de origen zapoteco las cuales conservan su cultura, tradiciones y dialecto. Las comunidades participantes en estos proyectos de recarga hídrica son: Barda Paso de Piedra, Tejas de Morelos, San Felipe Apóstol, San Matías Chilazoa, San Pedro Apóstol, San Pedro Mártir, Maguey Largo, El Porvenir, Asunción Ocotlán, Ocotlán de Morelos, Santiago Apóstol, San Sebastián, San Jacinto Ocotlán, San Isidro Zegache, San Antonino Castillo Velasco, San Martín Tilcajete y Santa Ana Zegache.

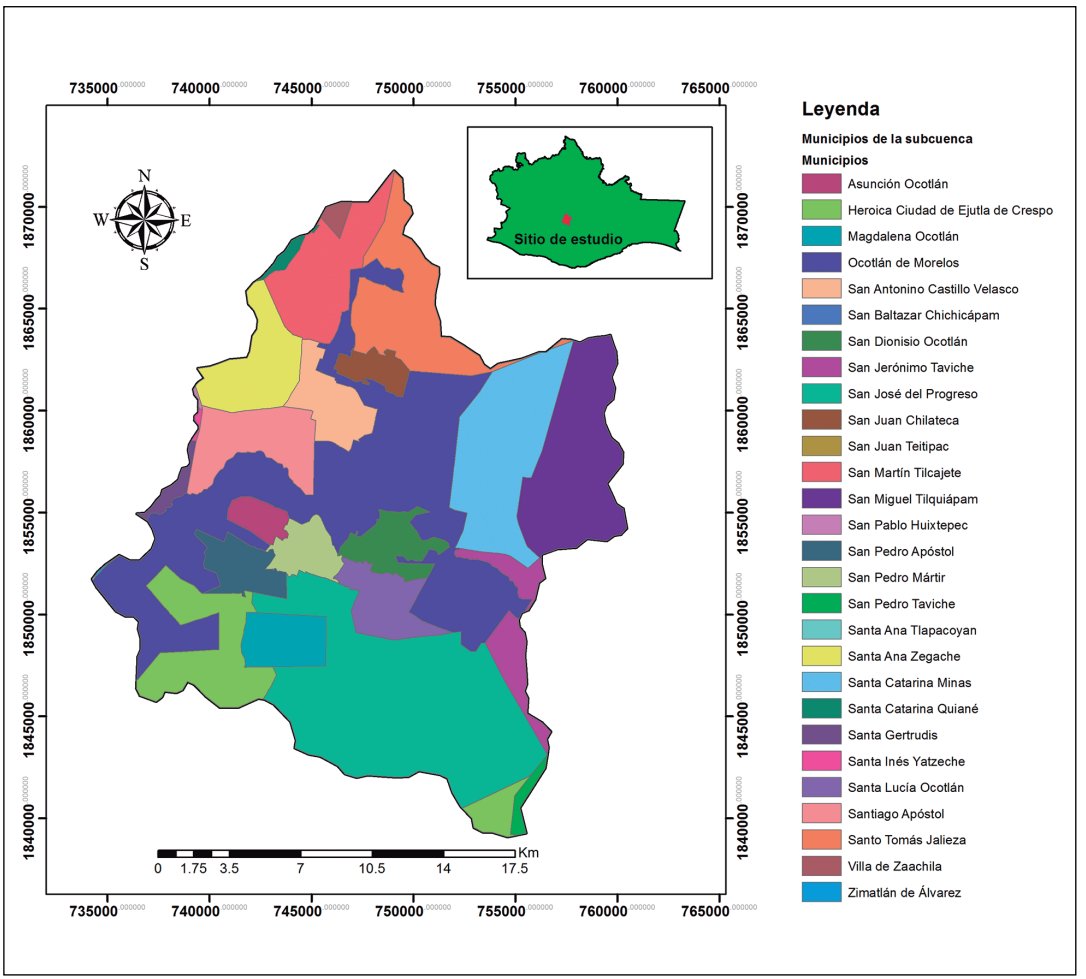
Estas comunidades exigen el uso de sus recursos sin ningún tipo de restricción de parte de las autoridades u organismos gubernamentales, bajo el amparo del convenio 169 de la OIT (Organización Internacional del Trabajo), sobre pueblos indígenas y tribales en países independientes, donde se plantea que los pueblos originarios son dueños de todos sus recursos disponibles en su territorio, en este caso el recurso hídrico por lo que piden que las autoridades correspondientes acaten los convenios internacionales y dejen a las comunidades seguir haciendo uso de estos recursos que la madre tierra les brinda como sus antepasados lo hicieron desde antes de la colonia. Por su parte la Conagua, afirma que si ellos quieren obtener mayores volúmenes de explotación o concesiones para

Figura 4.1. Localización del área de estudio.



la construcción de nuevos pozos es necesario que obtengan permisos para tal fin, lo que ha generado un conflicto actual con estas comunidades y la Conagua, lo que conllevó a que estas comunidades buscaran asesoramiento de instituciones de investigación en este caso del Centro Interdisciplinario de Investigación Para el Desarrollo Integral Regional Unidad CIIDIR-Oaxaca del Instituto Politécnico Nacional, para brindar asesoramiento técnico sobre sus obras y que se les brinde capacitación para entender aspectos técnicos relacionados al agua subterránea, su protección y conservación. En la subcuenca hay un total de 28 municipios de los cuales sólo siete están participando de esta iniciativa, en la Figura 4.2 se muestran los municipios pertenecientes a la subcuenca Ocotlán.

Figura 4.2. Distribución municipal en el área de estudio.



4.1.3. *Marco hidrogeológico*

La subcuenca Ocotlán pertenece a la región administrativa V Pacífico Sur y a la región hidrológica 20, Costa Chica Guerrero-Oaxaca y es parte del acuífero de los Valles Centrales de Oaxaca. Su acuífero es del tipo libre y la unidad aluvial (espesor saturado), tiene un espesor reducido que va desde los 35 a 65 m con secciones irregulares y este es mayor a medida que se acercan a la porción central del valle rondando los 100 m. El basamento está formado de rocas metamórficas e ígneas (gneis, granito); y al sur del valle se encuentran depósitos suprayacentes de formaciones de caliza y riolita. De forma general, el acuífero presenta condiciones desfavorables para su explotación; la reducida extensión limita su capacidad de almacenamiento y el material granular la mayor parte del tiempo se mezcla con el material fino proveniente de la intemperización de las formaciones de rocas metamórficas lo que reduce la permeabilidad del mismo. Aunque hay un decreto de veda sobre el Acuífero de los Valles Centrales, el balance entre la recarga media anual y las extracciones indican que el acuífero se encuentra con una disponibilidad media anual de 14 millones de metros cúbicos, donde el mayor porcentaje del agua es usada para propósitos agrícolas (Conagua, 2015).

En la subcuenca de Ocotlán existen 1113 aprovechamientos de agua subterránea, que incluyen norias y pozos profundos, con base en el Registro Público de Derechos de Agua (REPDA), publicado en línea por la Conagua (2015). El volumen total anual concesionado de agua subterránea es 6.97 millones de metros cúbicos.

En la Figura 4.3 se observa la unidad aluvial que corresponde al sistema acuífero de la subcuenca Ocotlán y los principales ríos que pasan por el área.

En la Figura 4.4 se presenta la geología de la zona de estudio y se puede ver como el municipio de Ocotlán de Morelos tiene una geología muy diversa, ya que todas las formaciones geológicas pasan a través de este municipio.

Figura 4.3. Cuenca y sistema acuífero del área de estudio.

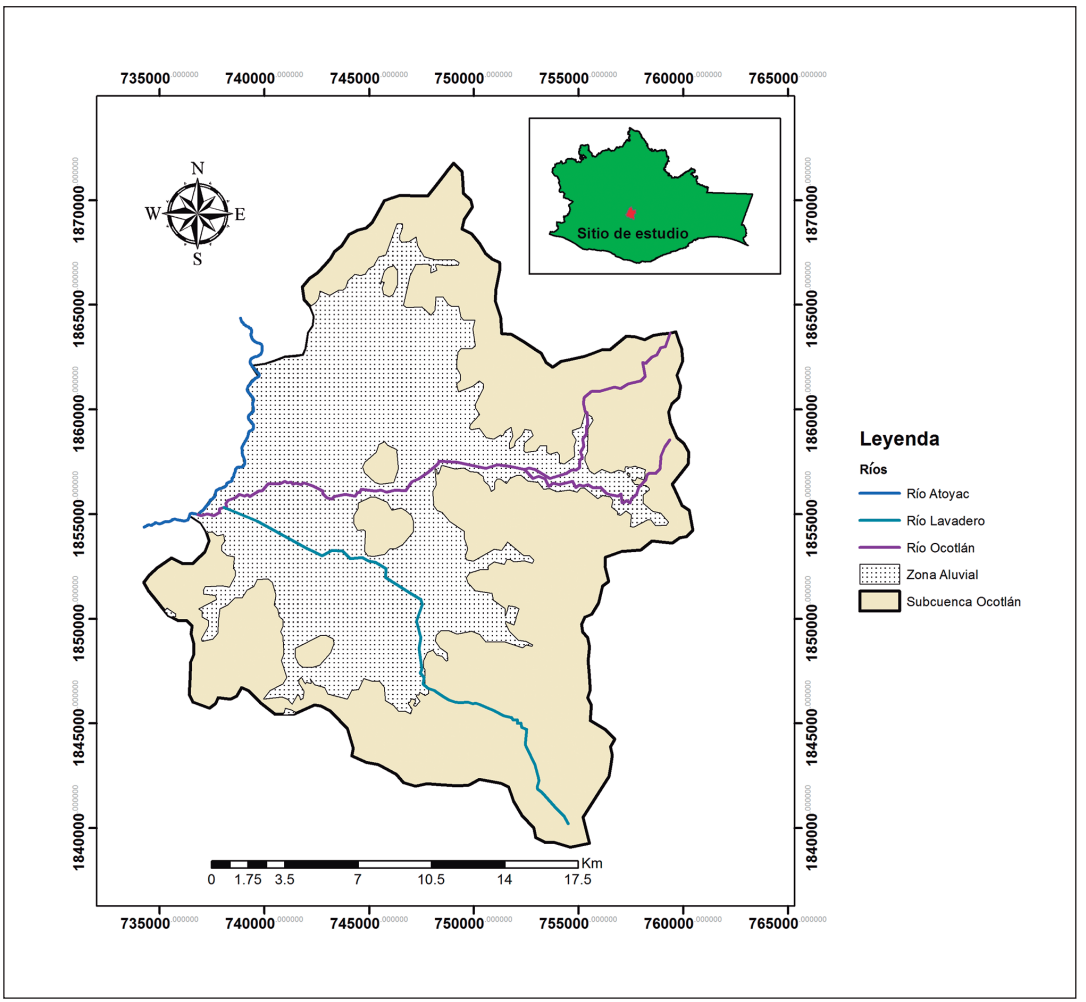
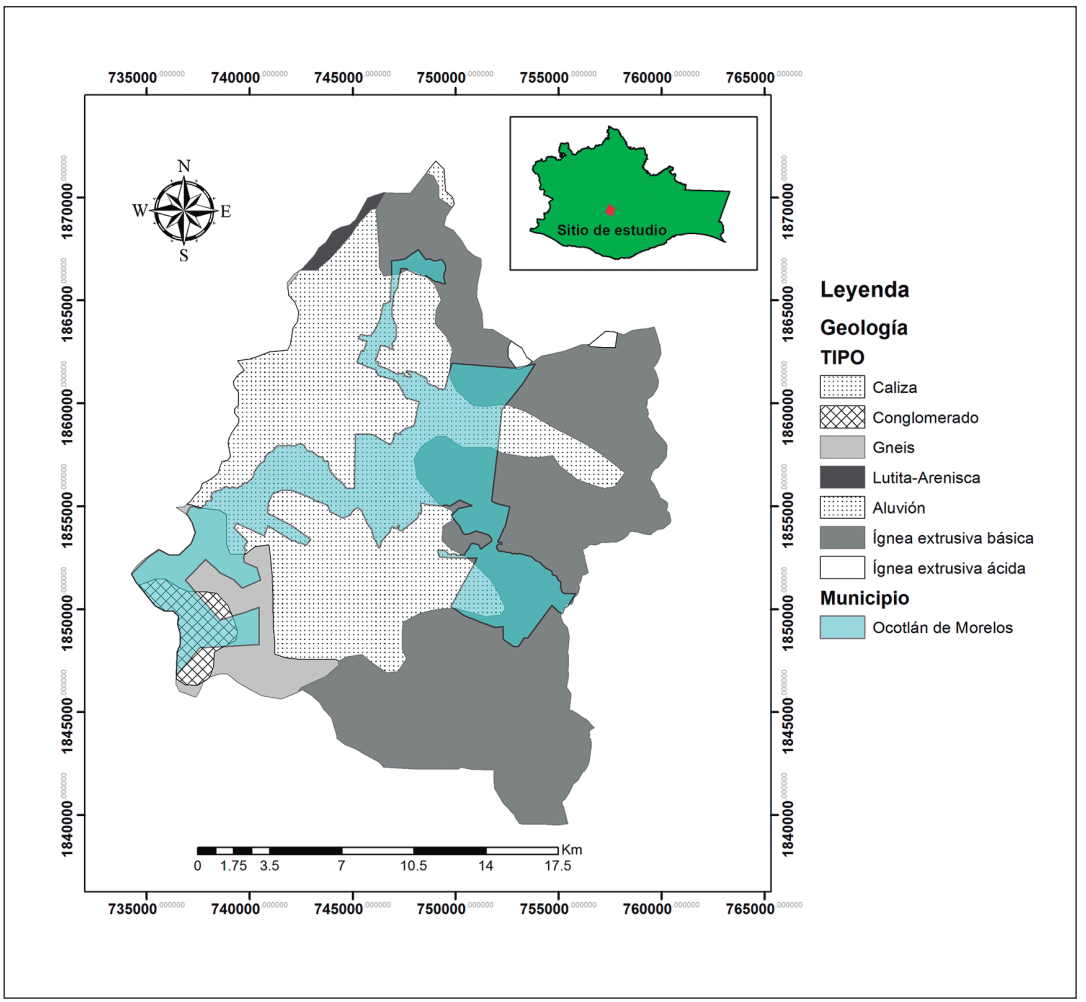


Figura 4.4. Geología de la zona de estudio (fuente: Inegi).



4.2. Metodología

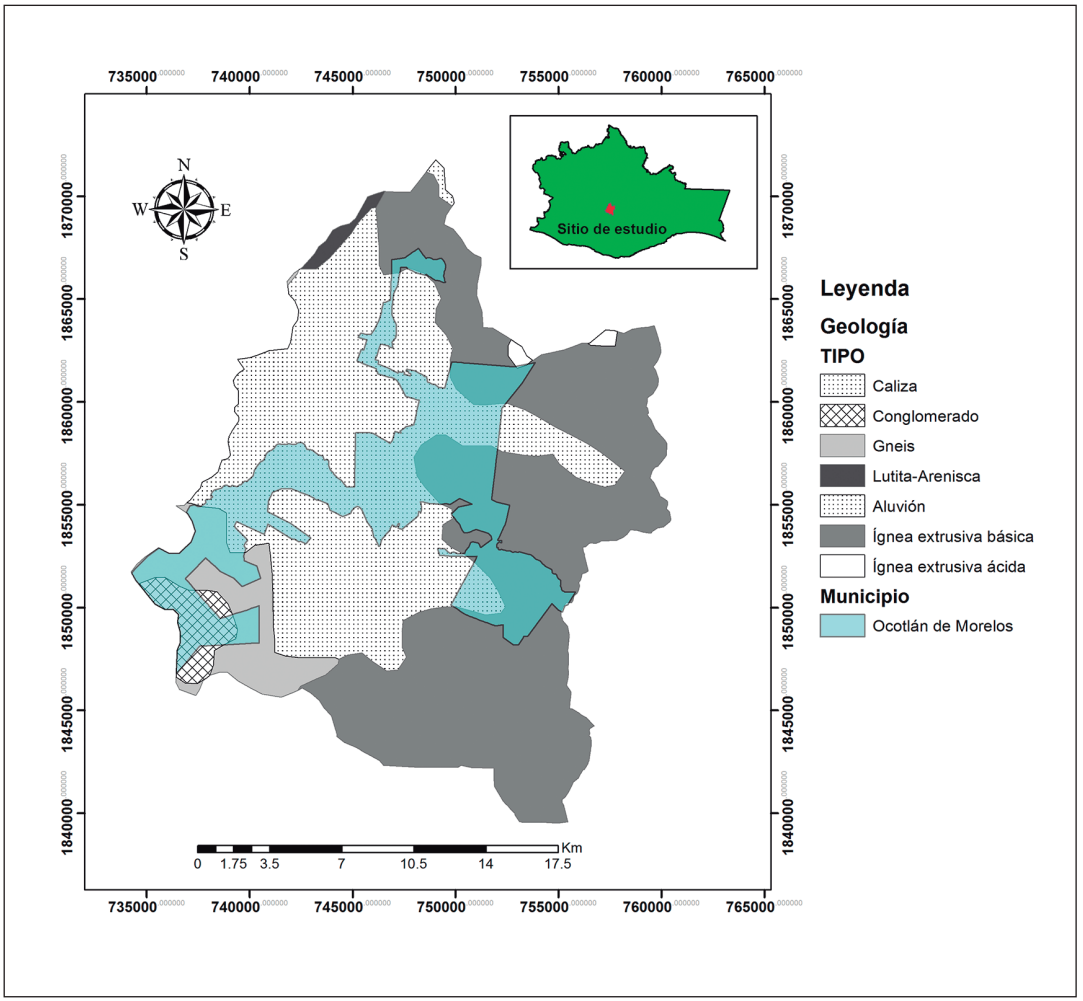
4.2.1. Ubicación y evaluación de obras de recarga en campo

Con el apoyo de los líderes comunitarios se realizó un recorrido de reconocimiento por cada uno de los municipios donde se construyeron las obras de recarga. Lo que se pretendía era evaluar tanto la ubicación de la obra, como el tipo de construcción. Se establecieron los contactos en cada una de las comunidades, y con ayuda de los comuneros se empezó el levantamiento de coordenadas de cada sitio, a la vez que se analizaban los componentes constructivos de cada obra, materiales, dimensiones y el tipo de suelo donde habían sido construidas. De la evaluación de campo se encontraron tres tipos de obras de recarga. La primera fueron pozos de absorción, la segunda ollas captadoras de agua y la tercera pequeñas presas sobre ríos y arroyos. Con la ubicación de la obras de recarga se analizó la geología sobre las que se habían construido, tipo y uso de suelo, red hídrica y direcciones de flujo subterráneo, para determinar la eficiencia de cada obra de recarga y estimar su aporte anual al acuífero.

En la Figura 4.5 se muestra la ubicación geográfica de las obras evaluadas a la fecha. De la Figura 4.6 a la Figura 4.8 se observan tres diferentes pozos de absorción. El primero corresponde a un pozo de absorción típico que se ha construido a orillas de caminos y sobre algunas parcelas para captar el agua de la escorrentía superficial, el cual cuenta con un medio granular que ayuda a filtrar el agua (Figura 4.6). La Figura 4.7 muestra un pozo de absorción para captar el agua proveniente de techos de invernaderos. Estos pozos de absorción están conectados a los Pozos de extracción mediante un tubo PVC de 6 pulgadas de diámetro, parte del agua captada se infiltra y el excedente pasa al pozo de extracción. En la Figura 4.8 se observa un pozo de absorción cuadrado construido de tabiques, el cual tiene un pequeño desarenador y sin medio filtrante en su base, usado también para captar la escorrentía superficial.

Otras obras encontradas fueron pequeñas presas sobre ríos y arroyos, que en las comunidades son conocidas coloquialmente como retenes. En dichos lugares se realizó el movimiento de tierra hasta una profundidad aproximada de 1 m. El suelo encontrado en los primeros 0.5 m fue una arcilla altamente plástica, el siguiente estrato encontrado fue arenas con una permeabilidad alta, por lo que la técnica de remover parte del lecho es benéfica para que los excedentes de agua en las temporadas

Figura 4.5. Obras de recargas monitoreadas y evaluadas a la fecha.



de lluvia logren filtrarse hacia el acuífero. Las presas tienen un área de inundación de 1,000 m^2 aproximadamente. De la Figura 4.9 a la Figura 4.11 se muestran las obras encontradas.

Figura 4.6. Pozo de absorción construido para captar el agua de escorrentía, cuenta con una reja para impedir el paso de basura sin material filtrante en su interior.



Figura 4.7. Pozo de absorción construido para captar el agua proveniente de invernaderos.



Figura 4.8. Pozo de absorción cuadrado construido para captar el agua proveniente de la escorrentía superficial sin ningún tipo de material filtrante.



Figura 4.9. Presas construidas sobre los ríos para retener el agua y permitir la infiltración al acuífero.



Figura 4.10. Presas construidas sobre los ríos para retener el agua y permitir la infiltración al acuífero.





Figura 4.11. Presas construidas sobre los ríos para retener el agua y permitir la infiltración al acuífero.



Y por último las ollas captadoras de agua de lluvia las cuales tienen dimensiones de 20 m por 30 m y 2 m de profundidad y otras son pequeñas ollas sobre pendientes para aprovechar la escorrentía con dimensiones de 2 m por 3m y 2 m de profundidad. En la Figura 4.12, Figura 4.13 y Figura 4.14 se muestran estas obras.

Figura 4.12. Olla captadora de agua en etapa de construcción.



Figura 4.13. Olla captadora de agua en etapa de construcción.



Figura 4.14. Pequeñas ollas captadoras de agua sobre una pendiente para intersectar la escorrentía superficial.



4.2.2. *Calidad del agua subterránea*

A la fecha se están tomando muestras de agua de agua de los pozos de extracción de la zona para evaluar la calidad hídrica de los mismos. Las muestras están siendo llevadas a laboratorio para los respectivos análisis físico-químicos. Uno de los parámetros a los que se les está poniendo un mayor interés es la presencia y las concentraciones de nitratos debido a su alta relación a zonas con alta vocación agrícola y por los riesgos que podrían implicar para la salud. En la zona se tiene un total de 81 pozos de extracción de los cuales se seleccionaron tres pozos de cada comunidad para realizarles los análisis fisicoquímicos. Se seleccionaron los pozos más próximos a las obras de recarga.

Para tener una perspectiva general de la calidad hídrica se tomaron datos de la presencia y concentraciones de Nitratos del Instituto Nacional de Estadísticas y Geografía (Inegi) del año 2012. Los valores obtenidos son para toda la subcuenca de los valles Centrales de Oaxaca, los cuales se muestran en la Figura 4.7.

4.2.3. *Piezometría*

Se seleccionaron un total de 84 pozos de extracción distribuidos sobre el área, en cada pozo se midió la profundidad de los niveles freáticos con una sonda eléctrica y la elevación de sobre el nivel del mar de cada pozo con una estación GPS e integrados a un sistema de información geográfica. Las mediciones iniciaron en mayo del 2015 y se continúa esta actividad con el propósito de determinar las variaciones en los niveles atribuidos a la recarga aportada por cada una de las obras. En la Figura 4.15 se muestra la red de monitoreo de pozos de extracción distribuidos sobre el área de estudio y en la Figura 4.16 y Figura 4.17 se observan las profundidades de niveles freáticos en la zona y las elevaciones piezométricas con sus respectivas direcciones de flujo que van de este a oeste y drenan hacia el río Atoyac (de rojo a morado se ve el decremento en las cargas hidráulicas).

Figura 4.15. Concentraciones de nitratos del área de estudio obtenida del Inegi al año 2012.

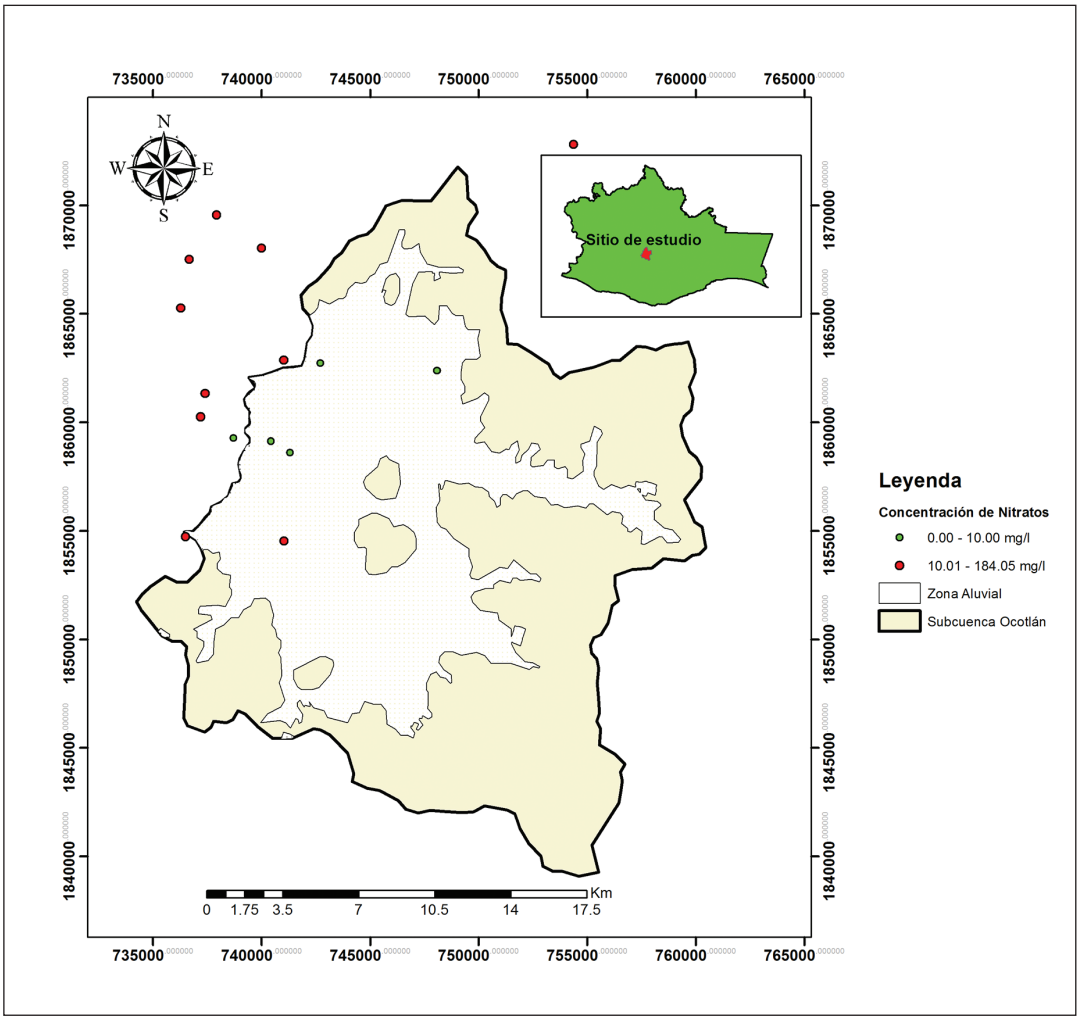


Figura 4.16. Red de pozos de monitoreo.

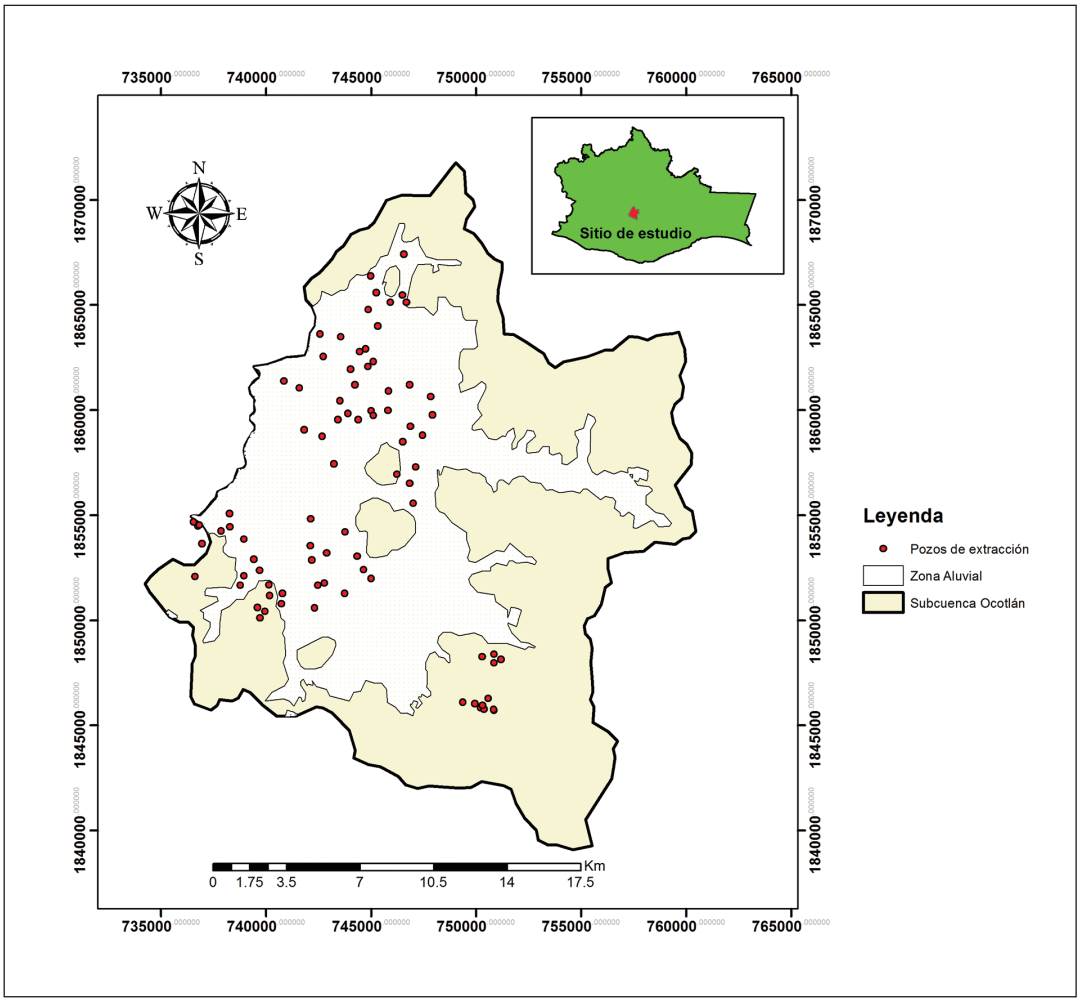


Figura 4.17. Profundidades de los niveles freáticos.

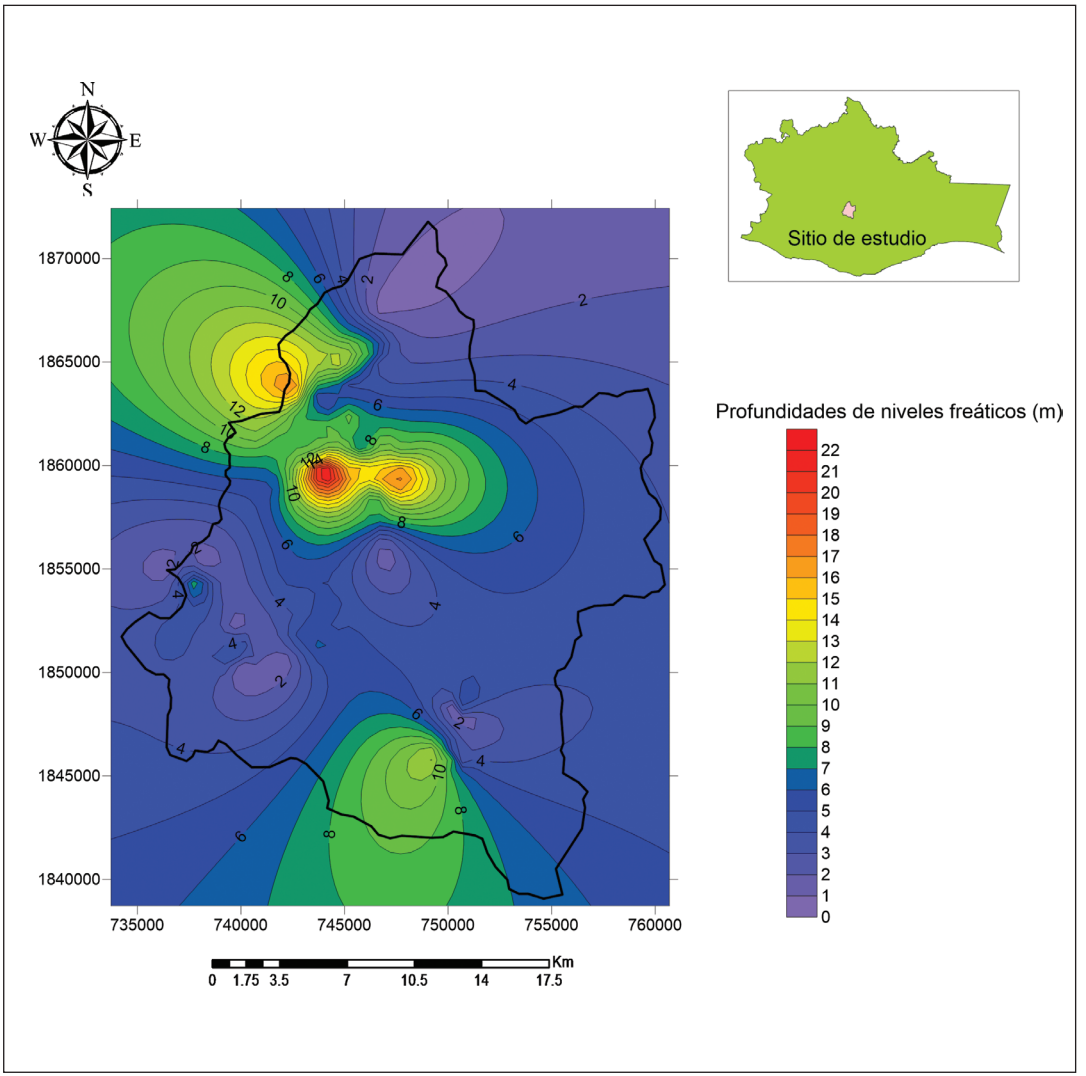
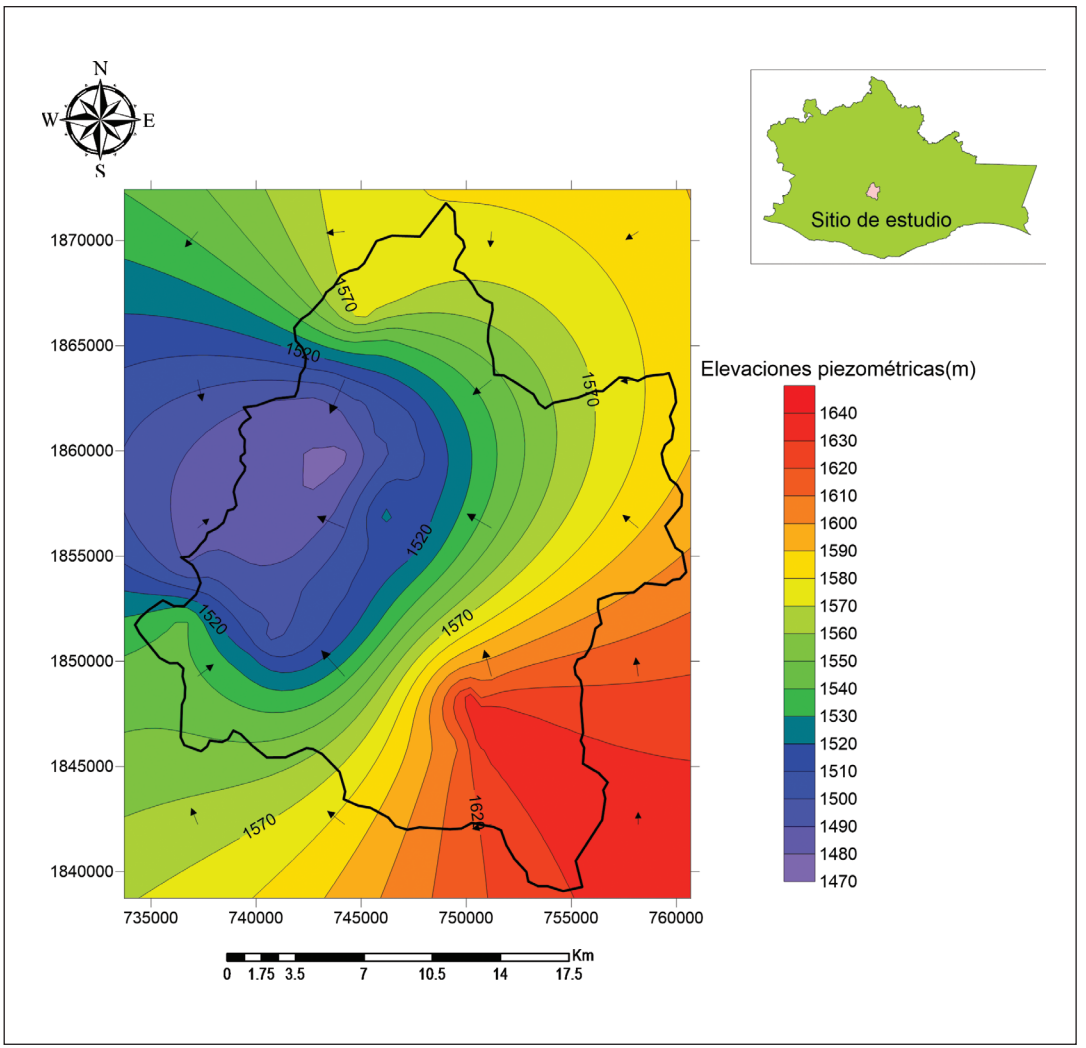


Figura 4.18. Piezometrías y direcciones del flujo subterráneo en el sistema acuífero a diciembre del 2015.



4.2.4. *Pruebas de infiltración y permeabilidad*

Se realizaron 11 pruebas de infiltración y permeabilidad para determinar la capacidad de infiltración de los suelos y la conductividad hidráulica saturada del acuífero. Para ello se utilizó un infiltrómetro con diámetro de 0.15 m y longitud de 1 m. Para el cálculo de la conductividad hidráulica (Ks), según el método de Darcy (Mulla *et al.*, 2000, Hartmann and Cornelis, 2000). El infiltrómetro se introdujo al suelo a una profundidad de 0.7 m y se midieron las profundidades para diferentes intervalos de tiempo (t_o, t_1, t_2 y t_n). El decremento de la columna de agua fue calculado restando la profundidad medida en cada intervalo de la longitud del infiltrómetro. Los valores de Ks de cada prueba fueron graficados en escala logarítmica en función del tiempo y los valores que se acercaron a la asíntota de la gráfica fueron tomados como el valor de Ks buscado.

$$Ks = \frac{L}{t} 1n \frac{Ho}{H1}$$

Donde, Ks = conductividad hidráulica, L = longitud de la columna de agua, Ho = altura inicial de la columna de agua, H1 = altura de la columna de agua en el tiempo t1, t = tiempo requerido para descender una altura de H1 a H2.

En la Figura 4.11 se muestran los lugares donde se realizaron las pruebas de infiltración y permeabilidad. La selección de lugares se efectuó según la cercanía a obras de recarga y pozos de extracción.

4.2.5. *Sondeos eléctricos verticales (SEV)*

Se realizaron un total de 19 SEV para determinar el espesor de los estratos que conforman el acuífero, los cuales fueron distribuidos sobre el área de estudio, cada sondeo se interpretó mediante modelación inversa a través del IPI2WIN (Bobachev *et al.*, 2003, Elarabi and Jabir, 2013, Krhoda *et al.*, 2015). La estratigrafía fue inferida acorde a los valores de resistividad de cada una de las capas, y se construyeron cinco perfiles para determinar la distribución de espesores en el acuífero. El espaciamiento AB/2 para un arreglo Schlumberger fue de 100 m. En la Figura 4.19 se muestran los perfiles geoeléctricos obtenidos de los 19 SEV realizados en el área.

Figura 4.19. Lugares donde se realizaron pruebas de infiltración y permeabilidad.

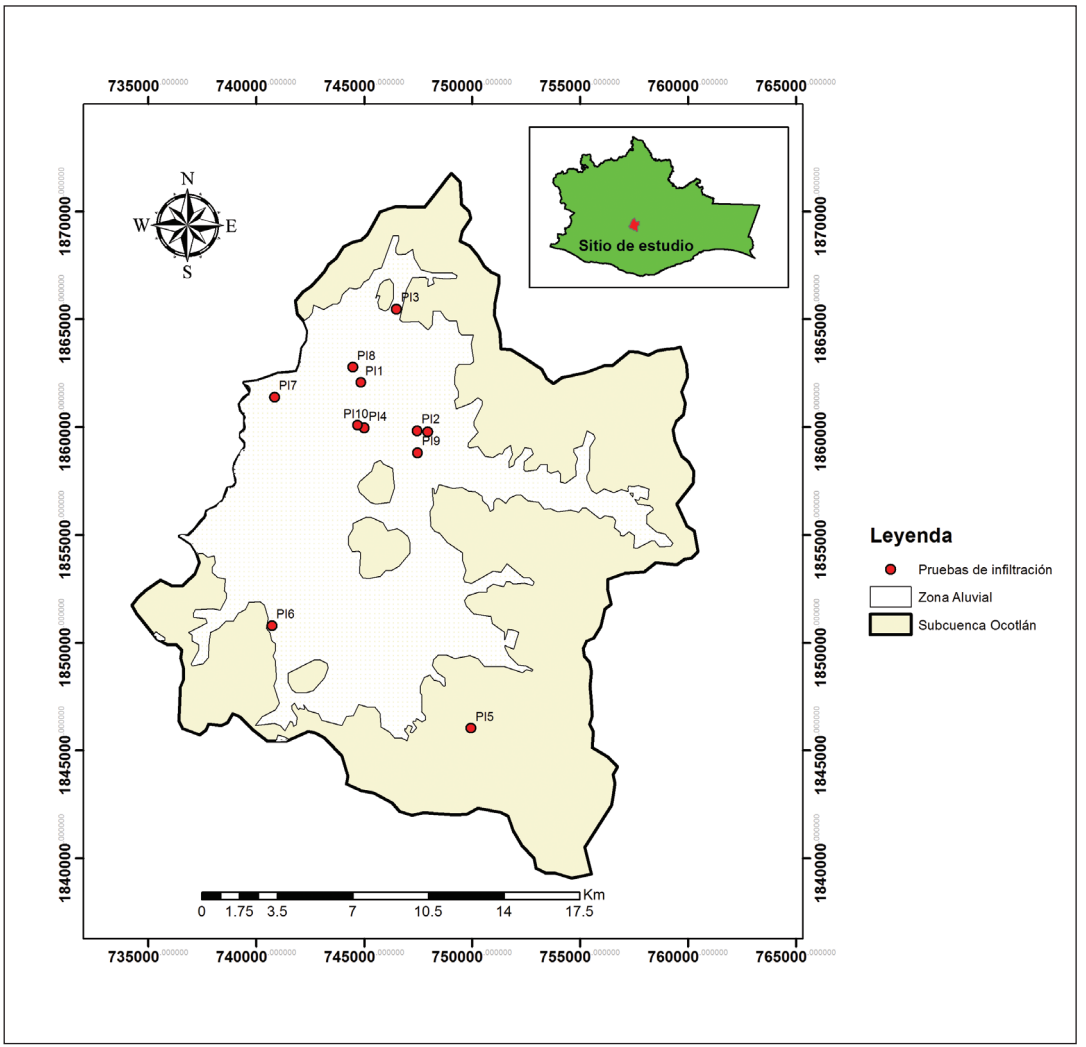
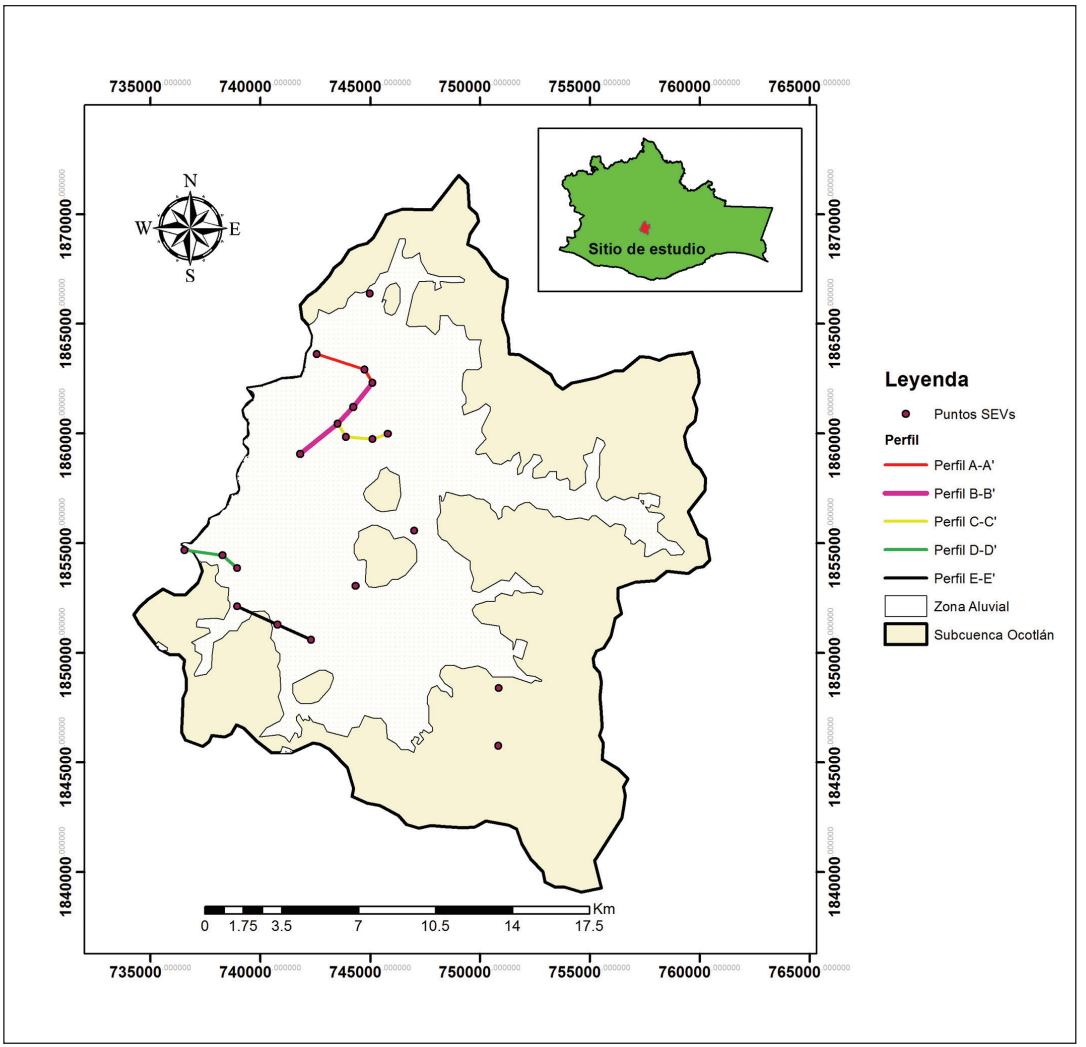


Figura 4.20. Perfiles SEV para determinar el espesor del acuífero.



4.2.6. *Balance hídrico*

Para el cálculo del balance hídrico se utilizó la metodología HELP (Hydrology Evaluation of Landfill Performance), que ha sido probada en diferentes estudios para cuantificar la recarga hídrica e identificar zonas de recarga (Jyrkama *et al.*, 2002, Jyrkama and Sykes, 2007). El modelo HELP acepta información climatológica, elevaciones de niveles freáticos, tipo y uso de suelo; y usa técnicas de solución que brindan información sobre los efectos del almacenamiento superficial, deshielo, escorrentía, infiltración, evapotranspiración, crecimiento vegetativo, humedad del suelo, drenaje lateral sub superficial, recirculación de lixiviados, drenaje vertical insaturado, y las fugas a través del suelo, geomembranas o compuestos trazadores de líneas (Schroeder *et al.*, 1994).

Los datos climatológicos se obtuvieron del Sistema Meteorológico Nacional (SMN, 2010). Se analizaron todas las estaciones climáticas del área y se seleccionaron solo las que tuvieron treinta años de series de datos completos. Las principales variables que se analizaron dentro del modelo HELP fueron: precipitación, temperatura, radiación solar y humedad relativa. Los valores de elevación de niveles freáticos se tomaron del levantamiento piezométrico realizado. La información de uso y tipo de suelo se obtuvo del Inegi de sus cartas de uso y tipo de suelo serie IV. Toda esta información se integró en el modelo según la metodología planteada por Jyrkama and Sykes, (2007).

Tabla 4.1. Estaciones climatólogas seleccionadas para la realización del balance hídrico

Estación	Nombre	Precipitación promedio (mm/año)	Temperatura promedio (°C)	COORDENADAS (LAT/LONG)
20151	San Francisco Telixtlahuaca	774.4	19	17°18′00″N, 96°54′00″W
20034	Etla	753.5	19.7	17°12′26″N, 96°47′59″W
20079	Oaxaca	746	21.3	17°04′59″N, 96°42′35″W
20044	Jalapa del Valle	761.6	18.9	17°03′57″N, 96°52′42″W
20118	San Miguel Ejutla	671.9	20.9	16°34′46″N, 96°44′14″W

4.2.7. *Talleres de capacitación sobre manejo integrado de recursos hídricos*

En mayo del 2016 se iniciaron talleres de capacitación para las comunidades participantes de los proyectos de recarga hídrica. Las principales temáticas abordadas fueron: manejo integrado de cuencas, relación de la cuenca con el sistema acuífero e identificación de potenciales sitios de recarga hídrica. Se enseñaron todos los elementos que integran la cuenca y la sinergia que debe existir entre cada uno de ellos, la importancia del manejo de bosques en las partes altas para garantizar la recarga hídrica natural, evitar perdida de fertilidad de suelos por escorrentía, la importancia de una agricultura sustentable y buenas prácticas agrícolas para que el uso del agua sea más eficiente y se reduzca el uso de agroquímicos nocivos para la salud y los ecosistemas.

Para que la comunidades entendieran la relación cuenca-sistema acuífero e identificación de áreas potenciales de recarga se construyeron dos modelos de acuífero y uno de la cuenca para que los asistentes pudieran tener una idea más clara de los procesos hidrogeológicos que a simple vista no se pueden ver. Los talleres contaron con la visita de todos los integrantes del comité de cada una de las 16 comunidades. En la Figura 4.21 se observa el modelo de cuenca y acuíferos usados para los talleres. El primer modelo de acuífero corresponde a un acuífero libre y el segundo a un acuífero confinado.

Figura 4.21. Modelo de cuenca y sistema acuífero para talleres de capacitación del manejo y uso integrado del recurso hídrico.





4.2.8. *Costo estimado de las obras de recarga y estudios de evaluación*

Los costos de cada estructura construida fueron estimados con el análisis en campo realizado. Para los pozos de absorción y retenes sobre ríos y arroyos, se midieron las estructuras y se calculó la cantidad de material usado (cemento, arena, grava, acero, tubería PVC), y la mano de obra según la cantidad de días y personas que participaron para su construcción. Para las ollas captadoras de agua se calculó el volumen de movimiento de tierra realizado según las dimensiones de estas. En las Tabla 4.2 a Tabla 4.6 se muestran los costos estimados para cada una de las obras encontradas en campo.

Tabla 4.2. Costos estimados para pozos de absorción circulares

Pozos de absorción dimensiones 1m de diámetro x 2m profundidad.				
Itém	U/M	Cantidad	P/U (USD)	Total (USD)
Tubería PVC 6"	m	6	1.8	10.8
Anillos de concreto para pozos	U	3	55	165
Tapa de concreto para pozo 1m diámetro	U	1	50	50
Reja acero 0.3x0.3m	U	1	50	50
Mano de obra (5 días x 2 personas)	Días x Persona	10	20	200
Transporte	Viaje	1	40	40
Total (precios en dólares)				515.8

Tabla 4.3. Costos estimados para pozos cuadrados de absorción construidos con tabiques.

Pozos de absorción con paredes de tabique (2m largox3m ancho x 2 m profundidad)				
Itém	U/M	Cantidad	P/U (USD)	Total (USD)
Cemento	Bolsas	15	10	150
Arena	m^3	1	15	15
Grava	m^3	1	15	15
Tabiques (12cmx19cmx40cm)	U	260	0.5	130
Acero de refuerzo N3	Kg	120	1.3	156
Acero de refuerzo N2	Kg	60	1.3	78
Mano de obra (15 días x 3 personas)	Días x Persona	45	20	900
Transporte	Viajes	3	40	120
Total (precios en dólares)				1564

Tabla 4.4. Costos estimados de las ollas captadoras de lluvia

Ollas captadoras de agua (20m ancho x 30m largo x1m profundidad)				
Itém	U/M	Cantidad	P/U (USD)	Total (USD)
Movimiento de tierra				
Equipos (Retroexcavadoras, camiones volteo)	Días	30	170	5100
Mano de obra (30 días x 5 personas)	Días x Persona	150	18	2700
Total (precios en dólares)				7800

Tabla 4.5. Costos estimados pequeñas presas sobre ríos y arroyos

Presas pequeñas sobre ríos y arroyos (Presas 5 m largox0.5m ancho x 0.7 m alto)				
Itém	U/M	Cantidad	P/U (USD)	Total (USD)
Cemento	Bolsas	25	10	250
Arena	m^3	2	15	30
Piedra Bolón	m^3	2	8	16
Grava	m^3	2	15	30
Tubería PVC 6″	m	12	1.8	21.6
Movimiento de tierra				
Equipos(Retroexcavadoras, camiones volteo)	Días	30	170	5100
Mano de obra (30 días x 5 personas)	Días x Persona	150	18	450
Transporte	Viajes	1	40	40
Total (precios en dólares)				5937.6

Tabla 4.6. Costos estimados para ollas captadoras de agua sobre pendientes

Ollas captadoras de agua (2 m ancho x 3m largo x 2m profundidad)				
ITEM	U/M	Cantidad	P/U (USD)	Total (USD)
Mano de obra (Excavación)	10 días x 2 personas	20	18	360
Total (precios en dólares)				360

4.3. Resultados

4.3.1. Estudios de campo

Para determinar las características hidrogeológicas del área y determinar las áreas más idóneas para la recarga hídrica se procesó la información proveniente de los sondeos eléctricos verticales, pruebas de infiltración y permeabilidad. Las pruebas de infiltración indican que hay lugares que presentan mayores valores de conductividades hidráulicas, y estas zonas son áreas con formaciones de suelo arenosas o arenas limosas que presentaron valores de conductividad promedio de 33.815 m/día. En áreas con suelos arcillosos y rocosos se encontraron valores de conductividades hidráulicas de 0.203 m/día, las cuales se muestran en la Tabla 4.7.

Las profundidad mínima del nivel freático medida fue de 0.67 m y la máxima de 23.25 m, la profundidad promedio es de 6.97 m; lo que nos indica que es un acuífero bastante somero y esto lo hace vulnerable a la contaminación vertical por agroquímicos provenientes de las actividades agrícolas (Belmonte-Jiménez *et al.*, 2005). Con los SEV se determinó que el acuífero es muy heterogéneo. Entre los 0 y 20 m de profundidad se encontraron estratos de conglomerado (arena y grava), depósitos de arcilla y limos producto de la degradación de las rocas metamórficas del lugar. Las resistividades eléctricas encontradas fueron de 1 a 10 Ω-m para arcillas, 12 a 30 Ω-m arenas arcillosas, 30 to 100 Ω-m limos, 100 to 800 Ω-m formaciones de conglomerado y mayores a 1000 Ω-m para el basamento oaxaqueño. La Figura 4.22, Figura 4.23 y Figura 4.24 muestran algunas gráficas logarítmicas de infiltración y algunos de los perfiles de suelo obtenidos de los SEV. En la Figura 4.22 se presenta la gráfica de infiltración de las pruebas 8 y 6, con valores de conductividades hidráulicas bajos y

realizadas sobre terrenos arcilloso a como se puede ver en el perfil de la Figura 4.23. Sobre ese mismo sitio fue construida una presa pequeña para retener el agua de lluvia y ayudar a la recarga del acuífero. En el perfil de la Figura 4.24 se puede ver otra obra de recarga que fue construida sobre un suelo más permeable.

Tabla 4.7. Valores de Ks encontrados en los sitios analizados.

Prueba	X	Y	Ks (m/d)	Ks (m/s)
PI1	744844.729	1862058.97	33.815	3.91E-04
PI2	747450	1859825	5.657	6.55E-05
PI3	746487.224	1865465.83	14.253	1.65E-04
PI4	744998.417	1859956.32	4.554	5.27E-05
PI5	749940.154	1846030.34	2.059	2.38E-05
PI6	740715.154	1850782.87	0.441	5.11E-06
PI7	740833.898	1861377.76	6.212	7.19E-05
PI8	744462	1862773	3.059	3.54E-05
PI9	747466	1858812	4.001	4.63E-05
PI10	744689	1860074	3.946	4.57E-05
PI11	747926	1859763	13.091	1.52E-04

Figura 4.22. Valores de conductividades hidráulicas calculados para el área de la subcuenca de Ocotlán los cuales varían entre 0.441 y 33.815 m/día.

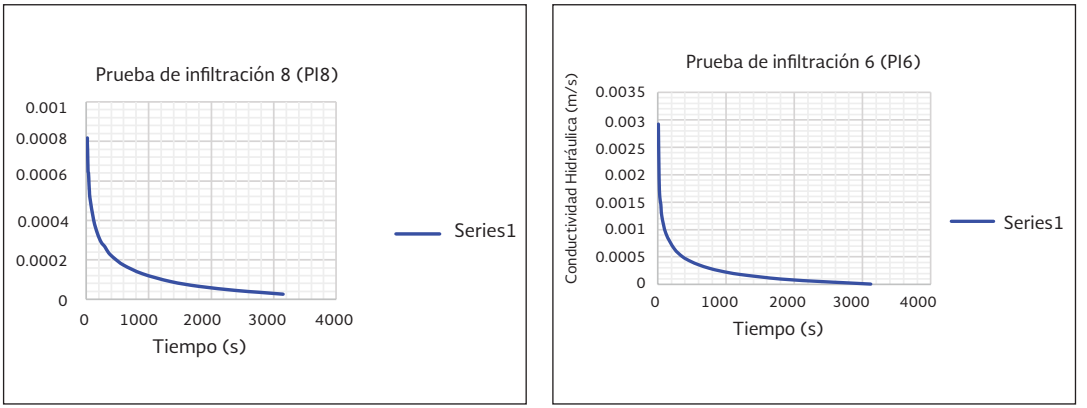


Figura 4.23. Perfil geoeléctrico A-A', obtenido con la interpretación de los SEV y geología de la zona de estudio.

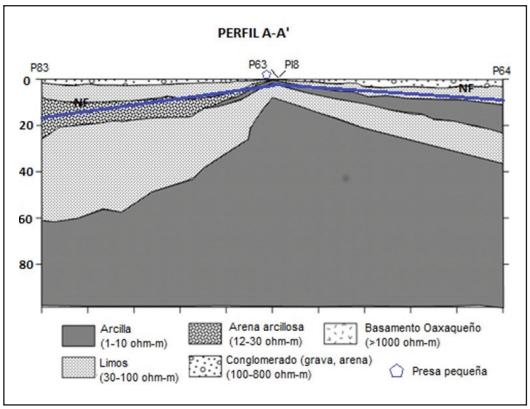
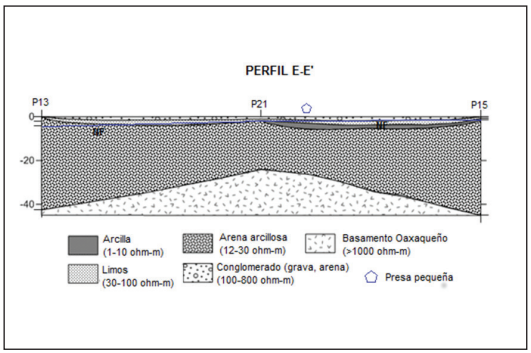


Figura 4.24. Perfil geoeléctrico E-E', obtenido con la interpretación de los SEV y geología de la zona de estudio.



4.3.2. Piezometría

La piezometría tomada en campo nos permitió ver la evolución de los niveles piezométricos en el tiempo, aunque por el momento son muy pocos datos para obtener resultados completos sobre el aporte real de estas obras de recarga. Estos valores se presentan en la Tabla 4.8.

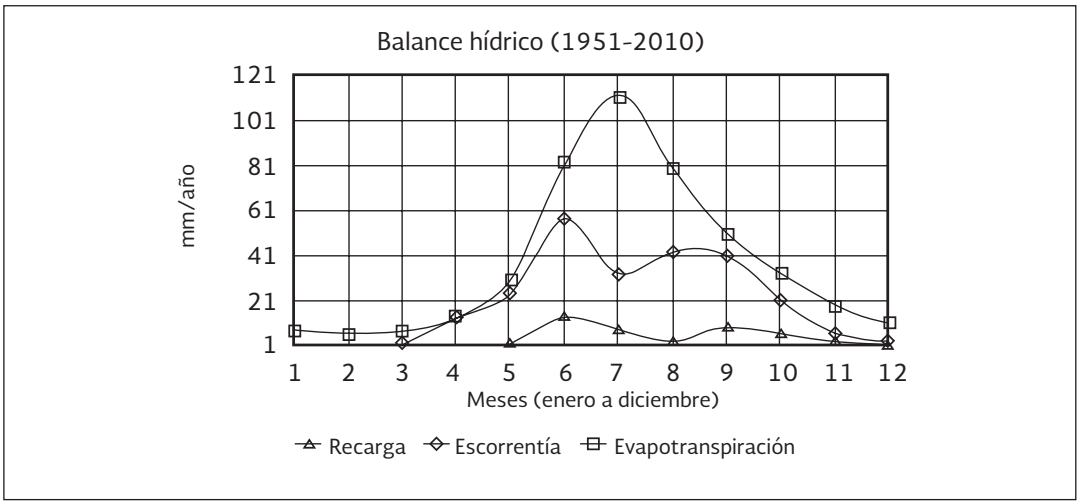
Tabla 4.8. Variaciones piezométricas en la subcuenca del valle de Ocotlán.

Monitoreo	Variaciones Piezométricas (m)
Mayo 2015	1472.22-1636.74
Agosto 2015	1471.49-1636.82
Diciembre 2015	1474.39-1636.22

4.3.3. *Análisis de estaciones climáticas y balance hídrico*

La principal fuente de recarga del sistema acuífero de la subcuenca de Ocotlán es el agua proveniente de la precipitación pluvial y su valor promedio es de 746 mm/año. El balance hídrico obtenido del modelo HELP, indica que el 36.24 % de este valor promedio anual de precipitación de pierde por escorrentía superficial, el 57.7 % se evapotranspira y solamente un 6.06 % se recarga al acuífero. En la Figura 4.25 se muestra las principales componentes del balance hídrico.

Figura 4.25. Balance hídrico del área de estudio.



Se evaluó el aporte anual que tendría cada obra de recarga según sus características y dimensiones; se hizo el cálculo para las ollas captadoras de agua ya que se consideran las que mayor agua aportan al acuífero por sus dimensiones y las áreas donde están construidas (alta conductividad hidráulica), y considerando las pérdidas que pueden existir por los procesos de evapotranspiración. En la Tabla 4.9 se muestran los valores obtenidos.

Tabla 4.9. Volumen anual de recarga estimado para las ollas captadoras.

Meses	Precipitación mm/mes	Área (m^2)	Volumen (m^3/mes)	Volumen considerando evapotranspiración (m^3/mes)
Enero	2.84	600	1.704	0.720792
Febrero	5.8	600	3.48	1.47204
Marzo	10.62	600	6.372	2.695356
Abril	39.12	600	23.472	9.928656
Mayo	81.04	600	48.624	20.567952
Junio	157.6	600	94.56	39.99888
Julio	122.66	600	73.596	31.131108
Agosto	126.82	600	76.092	32.186916
Septiembre	128.26	600	76.956	32.552388
Octubre	51.3	600	30.78	13.01994
Noviembre	11.04	600	6.624	2.801952
Diciembre	4.38	600	2.628	1.111644
Total			444.9 m^3/ año	188.19 m^3/ año
			0.74 m^3/año-m^2	0.32 m^3/año-m^2

El aporte de las obras de recarga en comparación con los 6.97 millones de metros cúbicos concesionados anualmente en toda la subcuenca (Conagua), es relativamente pequeña, pero necesarias para empezar con la gestión del acuífero, ya que se genera conciencia en las comunidades sobre el valor que representa el recurso hídrico para sus actividades.

4.4. Discusión

4.4.1. Efectividad de obras de recarga y calidad hídrica

Las obras de recarga construidas sobre áreas con mayores conductividades hidráulicas son las que tienen un mayor potencial de recarga que las que están sobre roca ígnea o metamórfica. Respecto a los volúmenes de recarga las ollas de captación son las que mayor volumen aportan a la recarga

del acuífero, pero tienen la desventaja que si no se protegen con la vegetación adecuada la mayor parte de esta agua puede perderse por evapotranspiración la cual fue estimada con el modelo HELP en 57.7 por ciento.

La recarga anual obtenida mediante el modelo HELP fue de 6.06 % de la precipitación anual sobre el área de estudio. Los valores de recarga hídrica reportados por Conagua, corresponden al acuífero de los Valles Centrales de Oaxaca (Conagua, 2015), a la que pertenece la subcuenca de Ocotlán, y esta recarga es de aproximadamente un 5.4 % de la precipitación media anual, muy cercano al valor obtenido mediante el modelo HELP. La construcción de estas obras de recarga ayuda a la retención del agua que se pierde por escorrentía superficial, y aportan a la recarga del acuífero.

Los análisis piezométricos realizados a la fecha no permiten medir el aporte hídrico, ya que con los valores obtenidos no se puede apreciar ningún tipo de aumento considerable en los niveles piezométricos y los aumentos vistos de una fecha respecto a otra corresponden a la estación en que se realizaron. La única forma de ver la evolución en el tiempo de niveles piezométricos en el tiempo es contar con los registros piezométricos históricos, por lo que se recomienda empezar con un sistema de monitoreo durante las estación seca y de lluvias en los pozos de observación monitoreados a la fecha, y así poder cuantificar el aporte total de las obras mediante el análisis incremento en los niveles piezométricos.

Los análisis de laboratorio de las muestras de aguas tomadas en cada comunidad a la fecha están siendo procesadas y recolectadas en campo, pero los registros de calidad de agua que se tienen a la fecha obtenidos por el Inegi indican altos valores de nitratos, los cuales son atribuidos a la alta actividad agrícola de la zona y que son altamente riesgosos para la salud humana. Las obras de recarga no cuentan con materiales filtrantes por lo que esto sería un punto negativo y a mejorar en cada una de ellas. Si se toma en cuenta la alta actividad agrícola de la zona, el uso de fertilizantes y agroquímicos se podría estar poniendo en riesgo la deteriorada calidad hídrica del acuífero. Siendo necesarios el seguimiento y capacitación a las comunidades sobre el uso integrado de los recursos, y la necesidad de una agricultura sustentable que garantice la seguridad del agua subterránea.

4.4.2. Impacto de obras de recarga sobre las comunidades

Las obras de recarga han tenido un impacto positivo en las comunidades, ya que desde su perspectiva están teniendo mayor cantidad de agua en sus pozos en comparación con otros años para la temporada de secas, lo que los ha motivado a seguir construyendo estas obras ya sea por su cuenta o con ayuda de las presidencias municipales y otros organismos que estén dispuestos a brindarles la asesoría y seguimiento. Los talleres de capacitación han servido para transmitir el conocimiento necesario para que las comunidades puedan tener un manejo integrado de la cuenca y hacer un buen uso y protección del recurso hídrico así como identificar las potenciales área de recarga para que sigan adelante con su iniciativa de construir obras que favorezcan a la conservación del acuífero.

4.5. Conclusiones

El aspecto más importante a tener en cuenta antes de iniciar cualquier tipo de proyecto de esta índole es tener claro las consecuencias y beneficios que estos tendrán para el sistema, ya que al no tener el conocimiento debido de cómo funciona el sistema acuífero, se corre el riesgo de recargar y contaminar o alterar la calidad hídrica presente en el acuífero, por lo que es necesario tener el debido control y seguimiento de estos proyectos.

Otro punto es la necesidad de hacer estudios de evaluación previos para saber cuáles son los sitios de recarga más idóneos y las obras que mejor pueden adaptarse a las características hidrogeológicas del área para aprovechar al máximo el potencial de los sitios y las obras construidas.

El continuo monitoreo piezométrico y de calidad de agua dentro de la zona de influencia de cada obra de recarga es indispensable para tener un buen manejo del sistema acuífero y la cuenca en sí, para tomar las medidas necesarias ante cualquier eventualidad negativa que pueda acontecer.

Agradecimientos

Se agradece a la Asociacion Civil Flor y Canto por hacer posible el acceso a estas comunidades y sobre todo a los integrantes del comité de la Copuda, ya que el apoyo prestado en cada visita de campo es indispensable y al grupo de Hidrogeología ambiental del CIIDIR-Oaxaca, integrado por alumnos e investigadores que han brindado su tiempo y esfuerzo para esta evaluación.

Referencias

Aguilera, H. y Murillo, J. M. 2009. *The effect of possible climate change on natural groundwater recharge based on a simple model: A study of four karstic aquifers in SE Spain*. Environmental Geology, 57, 963-974.

Bates, B., Kundzewicz, Z. W., Wu, S. y Palutikof, J. P. 2008. *Climate Change and Water*. Technical Paper VI of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Intergovernmental Panel on Climate Change Secretariat, Geneva, 210 pp.

Bear, J. y Cheng, H. D. 1999. *Seawater Intrusion in Coastal Aquifers – Concepts, Methods and Practices*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, Boston, London, 625 pp.

Belmonte-Jiménez, S. I., Campos-Enríquez, J. O. y Alatorre-Zamora, M. A. 2005. *Vulnerability to contamination of the Zaachila aquifer, Oaxaca, Mexico*. Geofísica internacional, 44**,** 283-300.

Bobachev, A., Modin, I. y Shevinin, V. 2003. *IP2WIN V2. 0: user's guide*. Moscow state University. *Geology Faculty, Geophysics Department,* 46.

Conagua. 2015. *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Valles Centrales (2025)*, Estado de Oaxaca. Diario oficial de la Nación, México.

Conagua. Registro Público de Derechos de Agua. [en línea]. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <http://www.Conagua.gob.mx/Repda.aspx?n1=5&n2=37&n3=115 >. [Consulta: 6 de octubre de 2015].

Dettinger, M. y Earman, S. 2007. Western Ground Water and Climate Change Pivotalto Supply Sustainability or Vulnerable in Its Own Right? GrounWater, 4, 4-5.

Elarabi, H. y Jabir, M. A. 2013. *Experimental evaluation of soil resistivity in lateritic soil of western sudan*. Ozean Journal of Applied Science, 6.

Hartmann, R. y Cornelis, W. 2000. *Soil physics. Lecture notes*, Dept of Soil Management and Soil Care, Ghent University, Belgium.

Inegi. Cartas de uso de suelo y vegetación, Instituto Nacional de Estadísticas y Geografía [Página web], consultado 3 de marzo 2014, http://www3.Inegi.org.mx/sistemas/productos/default.aspx?c=265&upc=0&s=est&tg=3587&f=2&cl=0&pf=prod&ef=0&ct=205040000&pg=2.

Inegi 2012. *Zona Hidrogeológica. Valles Centrales de Oaxaca*, Instituto Nacional de Estadísticas y Geografía [página web], consultado 22 de septiembre 2014, http://www.Inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/hidrologia/. Primera edición.

Green, T. R., Taniguchi, M., Kooi, H., Gurdak, J. J., Allen, D. M., Hiscock, K. M., Treidel, H. y Aureli, A. 2011. Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater. Journal of Hydrology, 405, 532-560.

Jyrkama, M. I. y Sykes, J. F. 2007. *The impact of climate change on spatially varying groundwater recharge in the grand river watershed (Ontario)*. Journal of Hydrology, 338, 237-250.

Jyrkama, M. I., Sykes, J. F. y Normani, S. D. 2002. *Recharge estimation for transient ground water modeling*. Ground Water 40 (6), 638–648.

Krhoda, G. O., Amimo, M. y Nyandega, I. A. 2015. *Geophysical investigations of Suyien Earthdam in Maralal, Samburu County, Kenya*. Africa Journal of Physical Sciences ISSN: 2313-3317, 2.

Leith, R. M. M. y Whitfield, P. H. 1998. *Evidence of climate change effects on the hydrology of streams in south-central B.C*. Can. Water Resour. J. 23 (3), 219–230.

Mulla, D., Mcbratney, A. y Summer, M. 2000. *Handbook of soil science*. Handbook of soil science.

Parish, E. S., Kodra, E., Steinhaeuser, K. y Ganguly, A. R. 2012. *Estimating future global per capita water availability based on changes in climate and population.* Computers y Geosciences, 42, 79-86.

Pérez, N. S., Hernández, S. F. R., Ramírez, L. A., Palacios, V. O., Prado, C. F., Martínez, E. R., Pérez, N. H. e Ibánez, C. L. 2010. *Plan de manejo del acuifero de Valles Centrales en el Estado de Oaxaca*. Tomo III. Elaborado por la Universidad de Chapingo para la Comisión Nacioanal del Agua, Dirección General del Organismo de Cuenca del Pacífico Sur, Dirección Técnica. Convenio: SGT-OCPS-OAX-010-TT-001-RF-CC.

Schroeder, P. R., Aziz, N. M., Lloyd, C. M. y Zappi, P. A. 1994. *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: User's Guide for Version 3*, EPA/600/R-94/168a, September 1994, U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, DC.

SMN. 2010. *Normales climatológicas*, Sistema Meteorológico Nacional, [página web], consultado 14 noviembre 2016, http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=75.

Vörösmarty, C. J., Mcintyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R. y Davies, P. M. 2010. *Global threats to human water security and river biodiversity*. Nature, 467**,** 555-561.



5

PROYECTOS DE RECARGA MAR EN EL ACUÍFERO PRINCIPAL-REGIÓN LAGUNERA, MÉXICO

Carlos Gutiérrez Ojeda[1] y Gerardo Ortiz Flores[2]

[1] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Morelos, 62550 México; email: cgutierr@tlaloc.imta.mx

2 Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Morelos, 62550 México; email: gerarort@tlaloc.imta.mx

Resumen

Desde principios de la década de los sesenta, las instituciones de salud de México han reportado problemas en personas y animales debido al consumo de agua subterránea con elevadas concentraciones de arsénico. El agua proviene del acuífero aluvial, que representa la principal fuente de abastecimiento para más de dos millones habitantes en la zona. El problema del agua en la región se ha agudizado en los años recientes debido a la explotación intensiva del acuífero, lo que ha ocasionado el abatimiento de más de 100 m en menos de 50 años de extracción. Estudios previos delinearon extensas áreas de la Región Lagunera donde las concentraciones de arsénico están por arriba de 25 µg/l, valor límite permisible por la normatividad mexicana para agua para consumo humano (rango de 3 a 443 µg/l). La explotación intensiva del agua subterránea en el acuífero Principal-Región Lagunera ha provocado en las últimas décadas el descenso progresivo de los niveles estáticos y, con ello, la migración de aguas subterráneas con altas concentraciones de arsénico. Como una alternativa para el control de dicho avance, el Instituto Mexicano de Tecnología

del Agua (IMTA), a solicitud de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), implementó en 1991 y 2000 dos proyectos de recarga controlada MAR mediante embalses de infiltración construidos sobre el cauce del río Nazas. Los resultados obtenidos muestran que el proyecto de recarga controlada MAR mediante embalses de infiltración es factible técnicamente y que los sitios son adecuados, ya que poseen características hidrogeológicas apropiadas, áreas libres, y la infraestructura hidráulica necesaria para el manejo y conducción del agua a los embalses de infiltración.

Palabras clave: proyecto, recarga controlada, MAR, Región Lagunera.

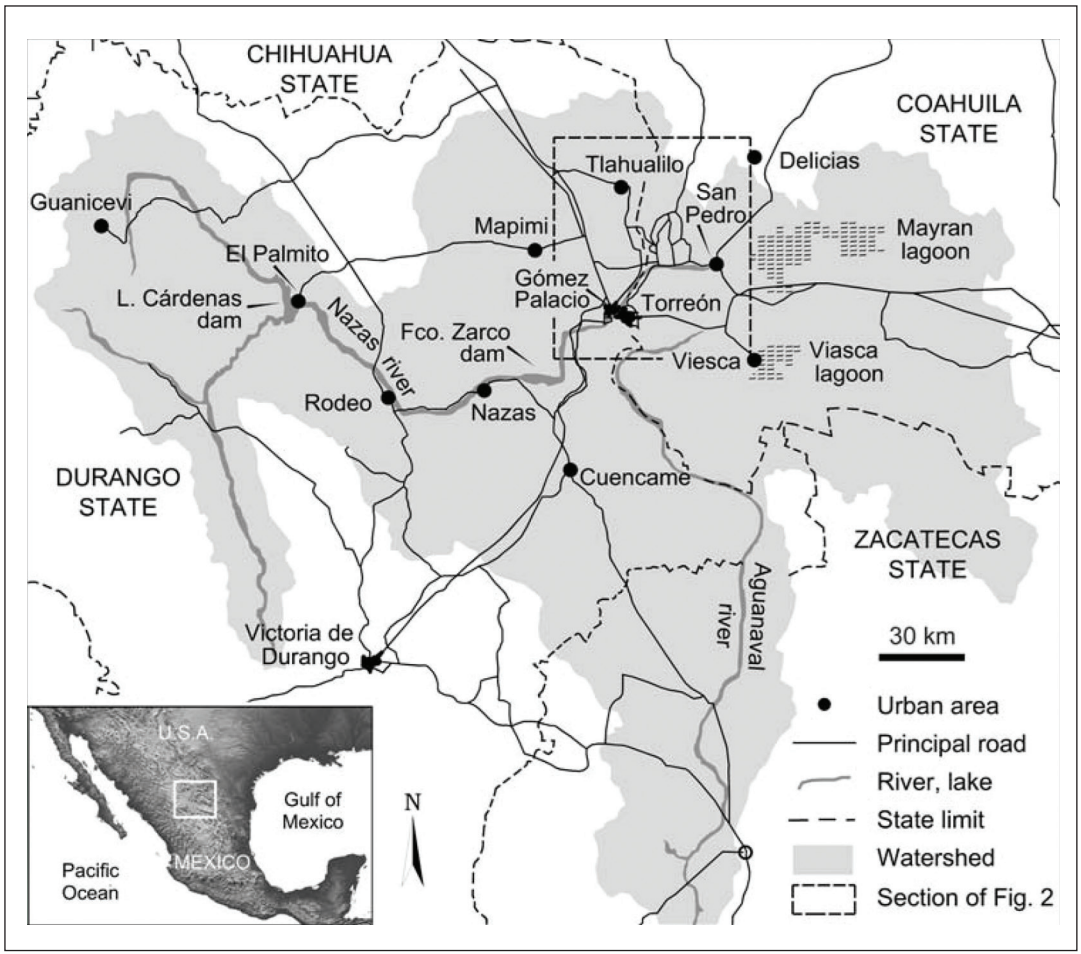
5.1. Introducción

5.1.1. Ubicación de la zona de estudio

La Región Lagunera se ubica en una gran cuenca cerrada en la parte central del norte de México (Figura 5.1), entre las coordenadas 102°40′ y 104°00′ de longitud oeste y 25°15′ y 26°15′ de latitud norte. La cuenca abarca un área de 12,000 km^2 de los estados de Coahuila, Durango y Zacatecas. Las ciudades de Torreón, Gómez Palacio y Lerdo representan la principal zona urbana, donde vive el 70 % de la población total.

De acuerdo con la clasificación de Köppen, la Región Lagunera tiene un clima muy seco, con temperaturas promedio de 25 °C en el verano y 16 °C en el invierno. La precipitación promedio anual en el área es de 221 mm, con la temporada de lluvias de junio a octubre. La evaporación es alta, con un promedio anual de 2,406 mm; es decir, once veces la precipitación media anual.

Figura 5.1. Ubicación geográfica del área de estudio.



5.1.2. *Recursos hídricos*

Las principales fuentes de agua superficial y subterránea en la región son los ríos Nazas y Aguanaval y el acuífero aluvial, respectivamente (Figura 5.2). Ambas fuentes son utilizadas para irrigar 90,000 ha cada año, mientras que el agua subterránea se utiliza también para cubrir las necesidades domésticas, industriales y de abrevadero. En condiciones naturales, ambos ríos descargaban sus aguas en las lagunas de Mayrán y Viesca.

La subcuenca del río Nazas cubre el 63 % del área, por lo que aporta la mayor parte del agua superficial. El río es regulado desde 1946 y 1968 por las presas Lázaro Cárdenas y Francisco Zarco, las cuales tienen capacidades de almacenamiento de 2,778 y 235 Mm^3, respectivamente, y entre ambas aportan 600–830 Mm^3 de agua cada año. Aguas abajo de la presa Francisco Zarco, el río solo lleva agua durante la temporada de riego (marzo a agosto).

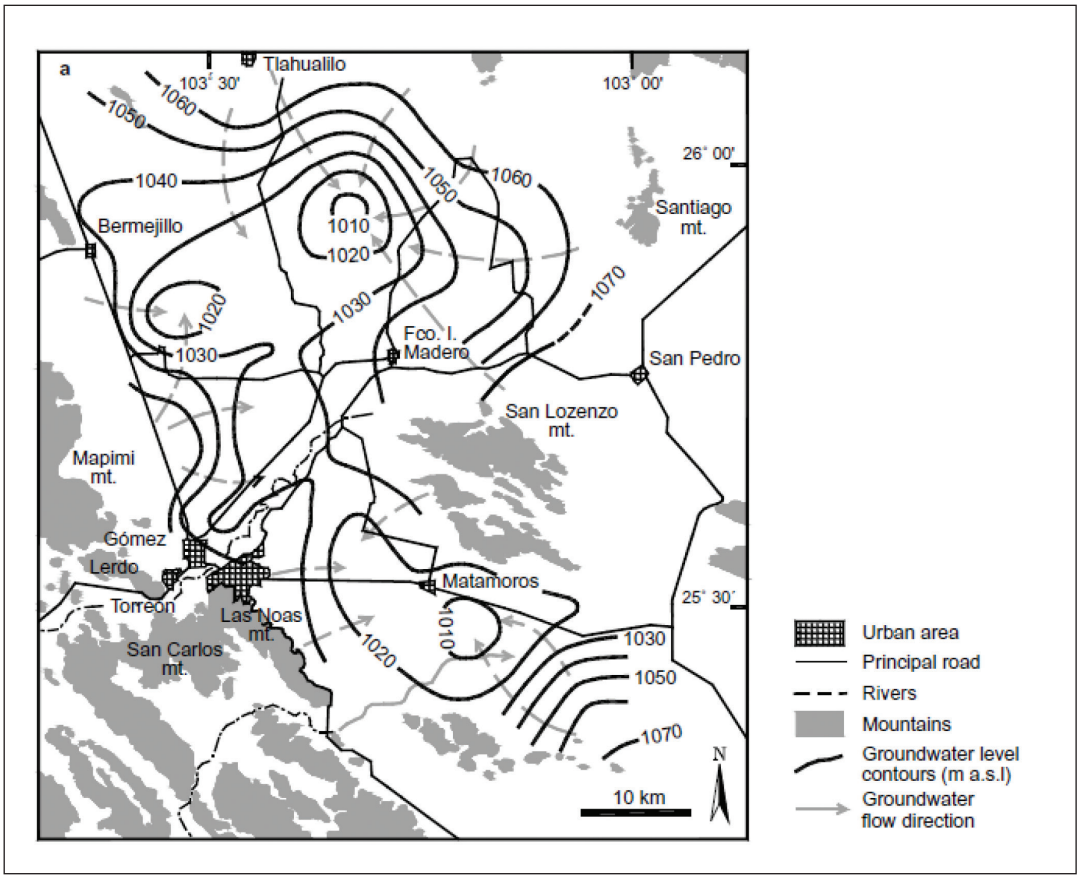
5.1.3. *Hidrogeología*

El acuífero Principal-Región Lagunera abarca la mitad del área de la cuenca y contribuye con el 50 % de toda el agua utilizada en la región. El acuífero está constituido por materiales aluviales (grava, arena y arcilla) y funciona como libre a la entrada de la planicie de la Región Lagunera y como semiconfinado hacia las zonas de las lagunas. Los materiales que conforman el acuífero provienen de las montañas de origen ígneo y sedimentario ubicadas en la parte alta y alrededores de la cuenca, los cuales fueron transportados por los ríos y rellenaron los antiguos bolsones.

Su transmisividad varía de 0.007 m^2/s en áreas cercanas a los cauces de los ríos a 0.0005 m^2/s en las planicies. El coeficiente de almacenamiento estimado es de 0.05 a 0.06. Sus principales fuentes de recarga son el río Nazas y los retornos del riego (IMTA 1991, 1992).

El acceso al agua subterránea se ha convertido en un serio problema en los años recientes debido a la explotación intensiva del acuífero y a la regulación de los escurrimientos de los ríos Nazas y Aguanaval. Lo anterior ha provocado abatimientos de más de 100 m en menos de 50 años, la desaparición de las lagunas de Mayrán y Viesca, así como el deterioro de la calidad del agua. En algunos años, la extracción ha duplicado el valor de la recarga. La dirección general del flujo también ha sido severamente modificada: en condiciones naturales era de la entrada de los ríos

Figura 5.2. Elevación del nivel freático y dirección del flujo subterráneo en 1991.



hacia la parte noroeste; esta condición se invirtió y ahora es de las orillas de la cuenca hacia la parte central. Se observan, además, grandes conos de abatimiento en la zona central, entre las poblaciones de Fco. I Madero y Tlahualilo. Para 1991, la profundidad al nivel estático variaba de 40 a más de 110 m (Figura 5.2) y en algunas áreas el agua debe ser bombeada de profundidades mayores a 140 metros.

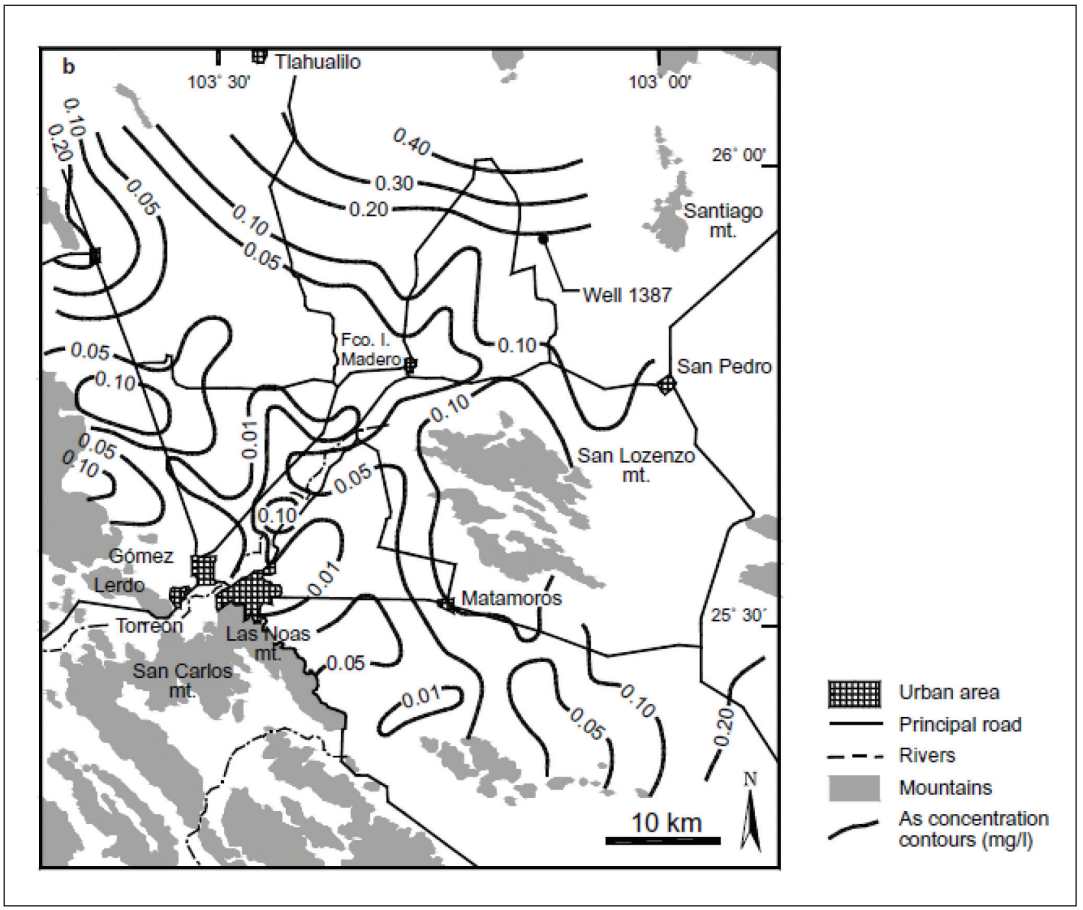
5.1.3.1. Arsénico

El estudio realizado por el IMTA en 1990 mostró que amplias zonas del acuífero Principal-Región Lagunera contienen concentraciones por arriba de 0.025 mg/l, valor límite permisible que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 para uso y consumo humano (Figura 5.1). Las concentraciones de arsénico varían de 0.003 a 0.443 mg/l (media de 0.074 mg/l; desviación estándar de 0.099 mg/l). El arsénico ocurre principalmente bajo condiciones oxidantes.

Las mayores concentraciones se presentan en las zonas de descarga del acuífero (donde se localizan los depósitos lacustres al noreste de la cuenca), mientras que las más bajas se encuentran en las zonas de recarga; es decir, a la entrada de los ríos Nazas y Aguanaval. El estudio del IMTA (IMTA, 1990) mostró además que las zonas con altos contenidos de arsénico en el agua subterránea también contienen altos niveles de sólidos totales disueltos, sulfato, fluoruro, cloruro, sodio, boro y litio, por arriba de los respectivos límites recomendados. En fechas recientes se han incrementado las concentraciones de arsénico en los pozos que abastecen a la zona urbana de la Región Lagunera y que se encuentran en la entrada del río Nazas.

El arsénico en el agua potable es considerado una de las principales causas de mortalidad por cáncer en el mundo. Su presencia en el acuífero aluvial se debe a varias fuentes potenciales (IMTA, 1990): actividad hidrotermal, uso de pesticidas con base arsenical, actividades mineras y origen sedimentario. Basado en evidencias de condiciones hidrotermales encontradas en algunos pozos (alta temperatura, depósitos de sales, fuerte olor a ácido sulfhídrico y altas concentraciones de arsénico), el IMTA concluyó que el origen más probable del arsénico en el agua subterránea se debe a la actividad hidrotermal extinta combinada con procesos de tipo sedimentario. El estudio isotópico del IMTA también reveló que las altas concentraciones de arsénico se asocian con aguas de tipo fósil, es decir con tiempos de residencia muy largos.

Figura 5.3. Concentración de arsénico en el agua subterránea para el año 1991.



5.1.4. Objetivo

El objetivo fundamental de los proyectos de recarga controlada MAR en el acuífero Principal-Región Lagunera consistió en establecer la factibilidad de emplear esta metodología por vía superficial con el propósito de recuperar los niveles estáticos del acuífero, preservando además la calidad del agua subterránea.

5.2. Metodología

5.2.1. *Selección de los sitios*

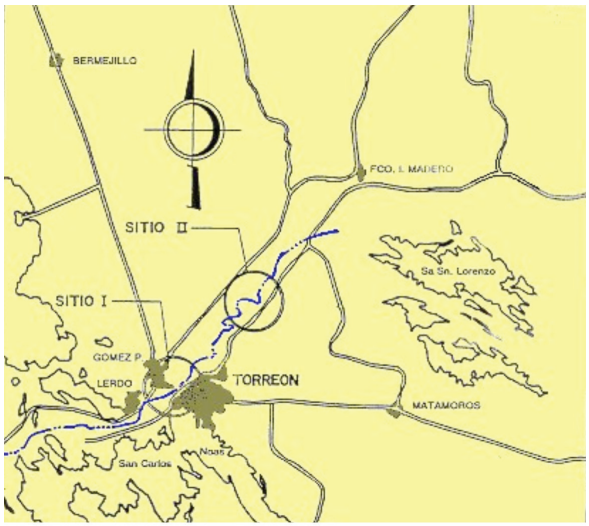
Con el propósito de verificar la factibilidad de la recarga controlada MAR por la vía superficial, en 1991 y 1999 se realizaron algunas visitas a la Región Lagunera para seleccionar un sitio apropiado donde llevar a cabo en forma experimental el proyecto. Los recorridos efectuados a lo largo del cauce del río Nazas, desde la derivadora San Fernando hasta el poblado de San José de Viñedo, permitieron identificar los sitios, todos ellos ubicados dentro de la zona denominada como reserva exclusiva para agua potable. Los sitios pre-seleccionados se ubican sobre el cauce del río Nazas a la altura de la derivadora San Fernando, Calabazas, área del desfogue 3+500 y 11+420. La zona aledaña a la derivadora San Fernando y Calabazas posee características idóneas para propiciar la fácil infiltración del agua para recarga; sin embargo, existen factores que limitan la viabilidad del proyecto en dicha zona.

En 1991, el sitio ubicado en la vecindad del poblado Bella Unión, a pesar de tener características menos idóneas que los anteriores desde el punto de vista granulométrico, constituye una excelente opción debido a su ubicación respecto al canal principal Sacramento. En efecto, el desfogue del canal principal Sacramento en el cadenamiento 11+420 contiene la infraestructura hidráulica requerida para el suministro y control del agua para llevar a cabo la recarga.

En el 2000, el sitio ubicado en la vecindad del Desfogue 3+500, a pesar de tener características también menos idóneas que los sitios ubicados en San Fernando y Calabazas desde el punto de vista granulométrico, ya que los materiales del estrato superficial no son tan permeables, constituye una excelente opción, debido a su ubicación respecto al canal principal Sacramento. De la misma manera que el proyecto realizado en 1991, el desfogue del canal principal Sacramento en el cadenamiento 3+500 contiene la infraestructura hidráulica requerida para el suministro y control del agua.

Así, los sitios seleccionados corresponden a la zona del cauce del río Nazas en la vecindad del desfogue 3+500 (SITIO I) y 11+420 (SITIO II; Figura 5.4). Las depresiones pueden aprovecharse como embalses, requiriendo actividades de nivelación y construcción de diques para el control y almacenamiento del agua.

Figura 5.4. Ubicación de los sitios seleccionados para la recarga.



5.2.2. *Capacidad de infiltración del terreno*

Una vez seleccionado el sitio para el proyecto se procedió a realizar pruebas de infiltración dentro del área. Esto se llevó a cabo mediante los infiltrómetros de doble anillo.

Se eligieron tres sitios para llevar a cabo las pruebas, ubicados estratégicamente en el área para obtener valores representativos (Figura 5.5). Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 5.1 y la Figura 5.6.

Figura 5.5. Detalle del sitio de recarga del año 1991 y ubicación de las pruebas de infiltración.

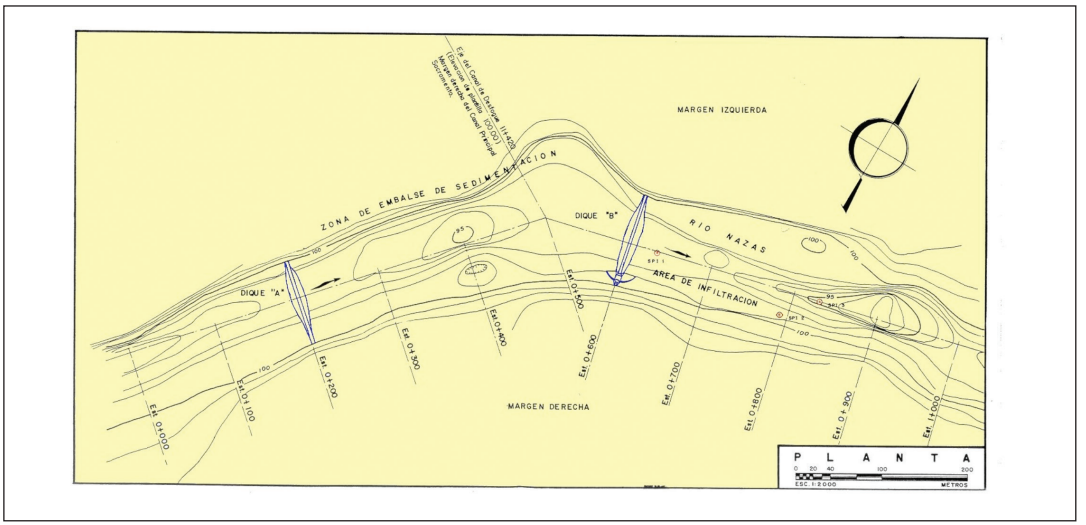
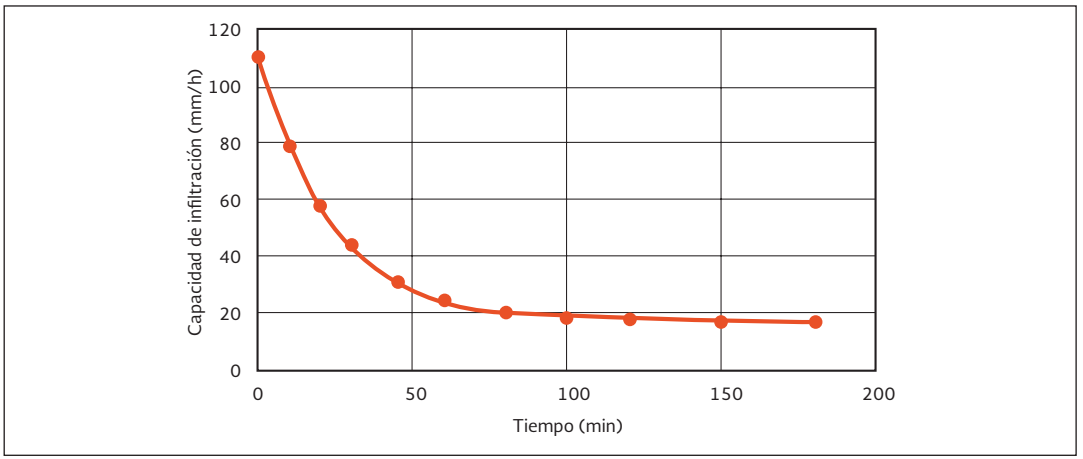


Tabla 5.1. **Resultados de pruebas de infiltración.**

Sitio	Capacidad de infiltración (mm/h)
Proyecto 1991	
1	40.0
2	72.5
3	17.0
Proyecto 2000	
1	240
2	410
3	730

Figura 5.6. Capacidad de infiltración del sitio No. 3 del proyecto de 1991.



5.2.3. *Diseño del proyecto*

De acuerdo con el diseño del proyecto, el agua proveniente del sistema de presas, y que conduce el canal Sacramento, debe ser desviada a través de los canales de desfogues 11+420 (1991) y 3+500 (2000) para descargar directamente a los embalses de sedimentación. Los canales de desfogue son controlados por compuertas radiales accionadas por un mecanismo elevador.

En el proyecto de 1991 se utilizaron 44 ha de la superficie del río Nazas, en donde, de acuerdo con el levantamiento topográfico realizado en la zona de interés, fue posible diseñar un esquema de recarga consistente en un embalse de sedimentación y otro de infiltración. Para la construcción de estos embalses se proyectaron los diques A, B y C (Figura 5.6). Los diques A y B constituyeron el embalse de sedimentación, mientras que el B y C el de infiltración. En el dique B se instaló una estructura vertedora de sección trapecial construida a base de concreto y mampostería. Los diques eran de sección homogénea y fueron construidos con material del cauce de río (grava y arena).

En el proyecto del año 2000, los embalses correspondieron a depresiones naturales en el lecho seco del río Nazas. De acuerdo con el levantamiento topográfico, la capacidad que puede almacenar el embalse No. 1 es de 197,386 m^3 a una elevación de 1,122.5 msnm, mientras que su elevación

Figura 5.7. Diseño del proyecto (1991).

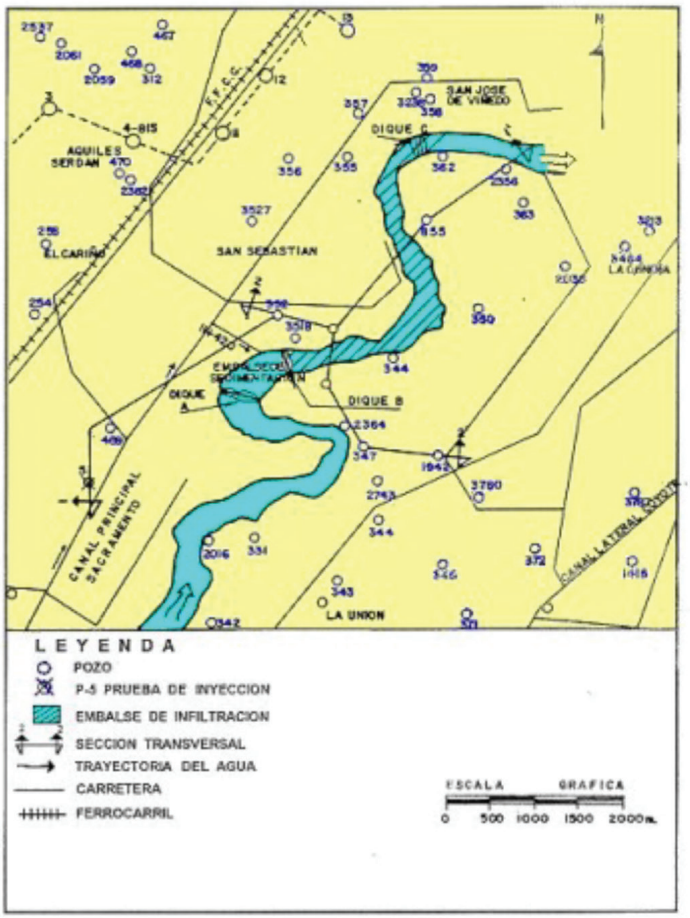
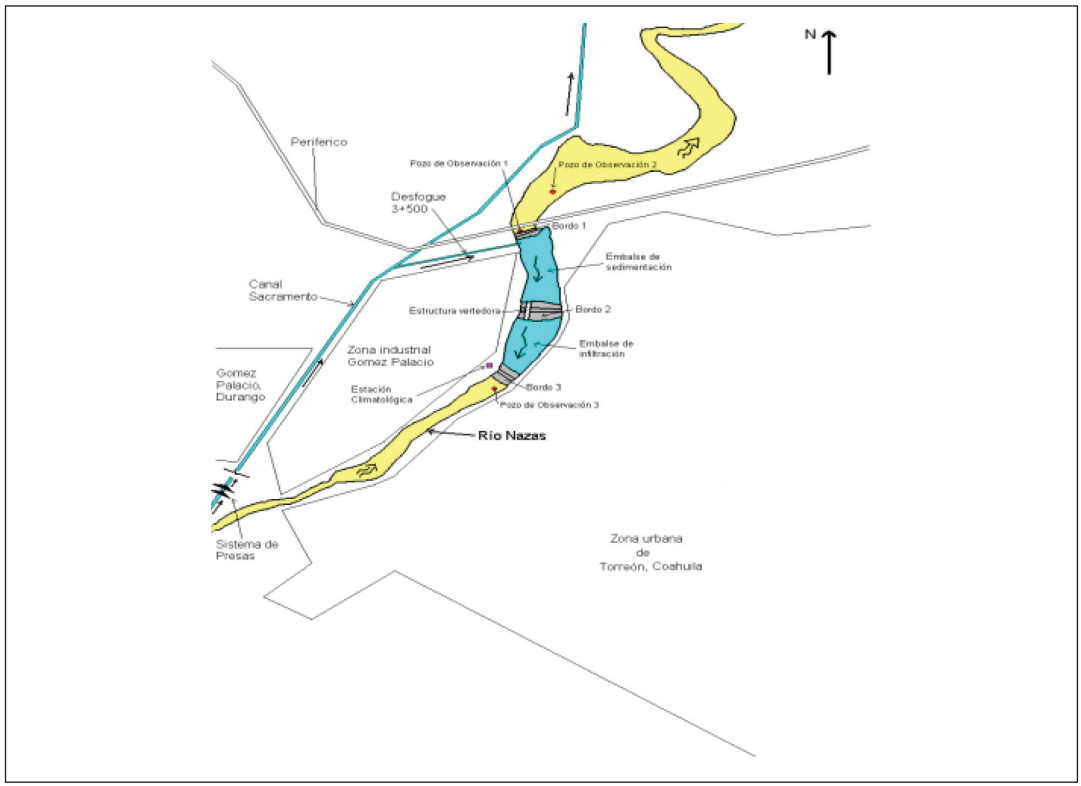


Figura 5.8. Diseño del proyecto (2000).



inferior corresponde a los 1,116.00 msnm. En este embalse se recomendó colocar escalas graduadas a las elevaciones de 1,121.00 y 1,122.50 msnm. Adicionalmente fue necesario realizar algunos trabajos de nivelación del terreno y construcción de un bordo sobre el sifón que cruzan el río a 10 m aguas abajo del embalse (Figura 5.8).

De acuerdo con el censo de pozos (1991 y 2000) se identificaron los aprovechamientos cercanos al área de experimentación y se seleccionó una red de pozos para la observación y monitoreo de los proyectos de recarga. Cabe señalar que para el proyecto del año 2000 se perforaron y equiparon tres pozos de observación, los cuales se ubicaron gradiente arriba y abajo del sitio del proyecto.

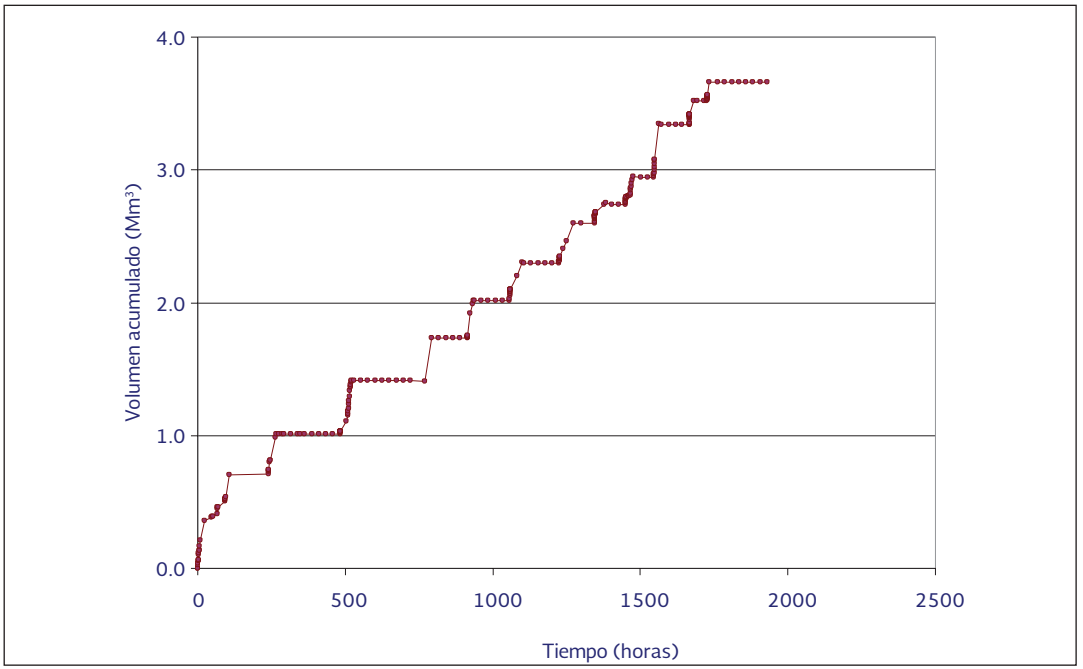
5.2.4. *Desarrollo del proyecto*

El proyecto realizado en 1991 inició el 22 de julio a las 14:00 horas, descargando un gasto de 2 m^3/s a través del desfogue 11+420 del canal Sacramento. Hacia las 20:00 horas del día 24 de julio, debido a la falla parcial de la estructura vertedora, fue necesario suspender temporalmente el proyecto para reparar y reforzar dicha estructura. El volumen de agua acumulado en los embalses de sedimentación e infiltración se infiltró en pocas horas. Una vez reparada la estructura vertedora se procedió a continuar con el proyecto. Este se reinició el día 29 de julio a las 10:00 horas, con un caudal a través del desfogue de 1 m/s aproximadamente; posteriormente, a las 12:00 horas del mismo día, el gasto se incrementó a 2 m/s. El día 7 de agosto a las 9:00 horas se volvió a incrementar el gasto, hasta alcanzar los 4 m/s. Este caudal se mantuvo constante hasta el día 11 de agosto de 1991, fecha en que se dio fin al proyecto, debido a las descargas efectuadas en la presa El Palmito, producto de las fuertes precipitaciones ocurridas en la cuenca alta del río Nazas.

La fase experimental del proyecto del 2000 se inició el día 28 de mayo a las 7:30 horas, descargando gastos variables que fluctuaron entre 0.3 y 21.0 m^3/s, hacia el lecho seco del río Nazas, a través del desfogue 3+500 del canal Sacramento. Esta descarga fue suspendida aproximadamente a las 18:40 horas del 1º de junio. El nivel del agua en el embalse No. 1 alcanzó la cota de 1,122.00 msnm. De acuerdo con el programa de operación del embalse, una vez que el desfogue fue suspendido se registró la evolución de los niveles en el embalse hasta alcanzar la cota mínima de 1,121.00 msnm, reiniciando los desfogues hasta alcanzar una cota máxima establecida de 1,122.50 msnm, continuando así de manera sucesiva hasta completar los volúmenes autorizados para el proyecto (Figura 5.9).

El 17 de junio se inició el vertido de agua almacenada en el embalse No. 1 (Fotografía 5.1) hacia la depresión denominada embalse No. 2; esta acción fue realizada mediante la excavación de un canal de llamada de aproximadamente 5 m de ancho por 50 m de largo. Cabe señalar que la sección transversal de este canal de tierra no era uniforme, por lo que el caudal trasvasado se estimó en 2 m^3/s, utilizando el método de sección–velocidad.

Figura 5.9. Volumen de agua acumulada en el estanque 1 del proyecto del año 2000.



Fotografía 5.1. Embalse de infiltración 1 del proyecto de recarga controlada MAR del año 2000.



5.3. Resultados

La fase experimental del proyecto de 1991 duró en total 18 días. Durante este periodo se extrajeron del canal Sacramento 3.4 Mm^3, de los cuales, de acuerdo con el balance, se infiltraron 3.2 Mm^3. Los pozos ubicados en la vecindad del sitio del proyecto registraron ascensos de nivel de hasta 9 m (Figura 5.10 y Figura 5.11). En el 2000, el proyecto de recarga controlada MAR duró 65 días y se terminó el 7 de agosto del mismo año. Durante este periodo se extrajeron del canal sacramento 5.1 Mm^3, de los cuales se estima que se infiltraron 3.7 Mm^3 en el embalse 1 y 1.4 Mm^3 en el embalse 2. En los balances efectuados se consideraron los volúmenes de lluvia ocurridas durante el proyecto, así como las evaporaciones registradas en las cercanías del proyecto. La capacidad de infiltración calculada fluctuó entre los 0.11 y 3.5 m/día. Los pozos que componen la red de observación experimentaron ascensos en los niveles estáticos, debido a los llenados y vaciados de los embalses. Los análisis físico-químicos efectuados no mostraron ningún cambio en la calidad del agua.

Figura 5.10. Elevaciones del nivel estático registrados en los pozos aledaños al sitio de recarga MAR del año 1991.

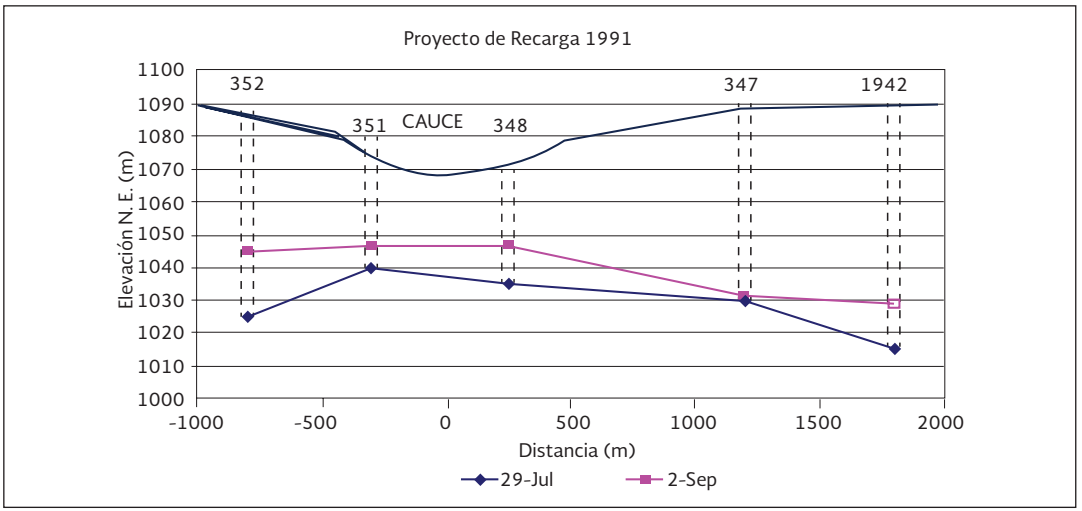
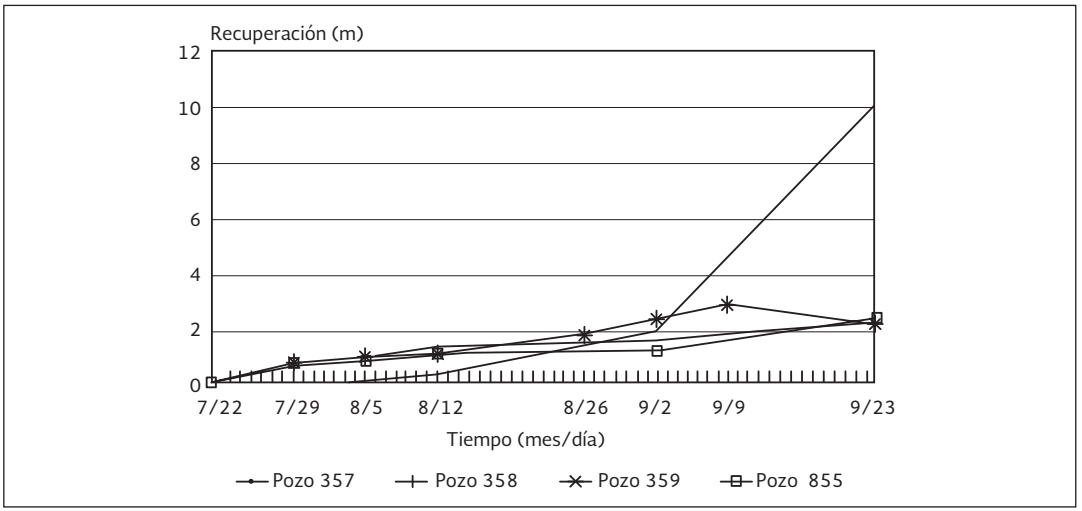


Figura 5.11. Elevaciones del nivel estático registrados en los pozos aledaños al sitio de recarga MAR del año 1991.



5.4. Conclusiones

Los estudios realizados por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) en 1991 y 2000 demostraron la factibilidad de incrementar el volumen de agua subterránea disponible mediante la recarga controlada MAR del acuífero Principal-Región Lagunera.

De los proyectos realizados se concluye que es posible infiltrar volúmenes mayores que los 5 Mm^3 en la zona de reserva exclusiva. El cauce del río Nazas, ubicado en el tramo comprendido entre San Fernando y el estrechamiento Calabazas, ofrece las características físicas más adecuadas para llevar a cabo la recarga controlada vía superficial. El volumen factible de infiltrar anualmente puede incrementarse significativamente, siempre y cuando se proporcione un tratamiento previo al agua proveniente del canal Sacramento para remover un alto porcentaje de sólidos en suspensión.

Agradecimientos

Agradecemos a la Gerencia de Aguas Subterráneas de la Conagua por el apoyo otorgado y su dirección para la realización de los proyectos contratados.

Referencias

Asano, T. 1985. *Artificial Recharge of Groundwater*. Butterworth Publishers, Boston.

Custodio, E. y Llamas, M.R. 1976. *Hidrología Subterránea*. Ediciones Omega, Barcelona, España.

CINVESTAV. 1986. *Estudio de calidad del agua para la identificación de compuestos arsenicales en la Comarca Lagunera*. Informe Técnico, Dirección de Calidad del Agua, Comisión Nacional del Agua, México.

Freeze, R.A. y Cherry, J.A. 1979. *Groundwater*. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, N.J.

IMTA. 1990. *Estudio hidrogeoquímico e isotópico del acuífero granular de la Comarca Lagunera*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Comisión Nacional del Agua, México.

IMTA. 1991. *Geohidrología de la Laguna – Parte I*, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México - CNA.

IMTA. 1992. *Geohidrología de la Laguna – Parte II*, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México – CNA.

IMTA. 1999. *Sistema de recarga artificial en el acuífero de la Comarca Lagunera*, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México - CNA.

IMTA. 2000. *Sistema de recarga artificial en el acuífero de la Comarca Lagunera*, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México - CNA.

Johnson, A.I. y Finlayson, D.J. 1989. *Artificial Recharge of Groundwater*, American Society of Civil Engineers, New York.

NOM-127-SSA1-1994. 2000. *MODIFICACION a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994*, Salud ambiental, Agua para uso y consumo humano, Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, 20 de octubre de 2000, SSA, Green, T.R., Taniguchi, M., Kooi, H., Gurdak, J.J., Allen, D.M., Hiscock, K.M., Treidel, H., Aureli, A. 2011. *Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater*. J. Hydrol. 405, 532–560. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.05.002

Stefan, C., Ansems, N. 2016. *Web-GIS of global inventory of managed aquifer recharge applications*, in: Proceedings of 9th International Symposium on Managed Aquifer Recharge (ISMAR9). Presented at the ISMAR9, June 20-24, 2016, Mexico City, Mexico.



6

INFILTRACIÓN DE AGUA DE TORMENTA AL ACUÍFERO DE SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO: COLECTOR SALK

J.V. Briseño-Ruiz [1], O. Escolero-Fuentes[2], E.Y. Mendoza-Cázares[3], C. Gutiérrez-Ojeda[4]

[1] Consultora; jevabrir@gmail.com

[2] Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México; escolero@geologia.unam.mx

[3] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua; edgar_mendoza@tlaloc.imta.mx

[4] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua; cgutierr@tlaloc.imta.mx

Resumen

La ciudad de San Luís Potosí, SLP y su zona conurbada están ubicadas en la parte central de México, en una zona en donde el agua subterránea es indispensable para el suministro a los diferentes usuarios. Esto ha llevado a la explotación intensiva del acuífero que se encuentra bajo la ciudad, el acuífero del Valle de SLP. Por otra parte, la ciudad está sometida periódicamente a fenómenos hidrometeorológicos extraordinarios (FME) que generan volúmenes importantes de agua de tormenta (AT), que consecuentemente provocan daños a la población. Debido tanto a la explotación intensiva como al AT proveniente de la sierra San Miguelito por FME, diversas autoridades construyeron el colector Salk, para realizar la infiltración de AT al acuífero del valle de SLP. El objetivo de este trabajo

es describir el sistema de infiltración de AT realizado a través de la conducción del colector al área de captación localizada en un antiguo banco de materiales. El colector drena un volumen de 21.93 metros cúbicos por segundo, lo que ha disminuido el riesgo de inundación en la zona suroeste de la ciudad y al mismo tiempo se está llevando a cabo la infiltración de AT al acuífero.

Palabras clave: recarga de acuíferos, agua de tormenta, lluvias torrenciales, colector, explotación intensiva, sobreexplotación, fenómenos hidrometeorológicos extraordinarios.

6.1. Introducción

La ciudad de San Luís Potosí y su zona conurbada se encuentran ubicadas en la parte central de México y han presentado un crecimiento muy importante durante las últimas cinco décadas, pasando de tener una población de 300,000 habitantes en 1970 a 1,133,571 habitantes en 2015 (Inegi, 2015). Las estimaciones para el año 2033 indican que la ciudad de San Luís Potosí y su zona conurbada tendrán aproximadamente 2,070,000 habitantes (Martínez *et al.,* 2010). La ciudad se fundó en el año 1592, y en aquel entonces basaba su desarrollo en actividades mineras. Posteriormente, el quehacer económico de la zona incursionó en actividades agrícolas y ganaderas. Con la construcción del ferrocarril cambió la estructura social y económica de la región (inició la actividad industrial) y la población creció de 34,000 habitantes en el año 1877 a 69,000 habitantes en el año1895. Con la actividad industrial, y en la búsqueda de nuevas formas en el abastecimiento, se construye en 1903 la presa San José (que también protege la ciudad de inundaciones) así como norias, canales de riego y acueductos. En los años ochenta, con las inversiones nacionales e internacionales se incrementaron las actividades productivas y se consolidó a San Luis Potosí como un centro industrial (se establecieron industrias en los campos metal-mecánico, químico, alimenticio, textil, de los muebles y de la construcción), lo que permitió el crecimiento urbano y transformó la sociedad de agrícola a industrial. La población de la ciudad de SLP aumentó a tal grado que la zona metropolitana de la ciudad actualmente la conforman parte de los municipios de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez (SGS) (Hergt, 2009).

En los últimos años, la ciudad continúa atravesando un periodo de crecimiento económico e industrial debido a la posición geoestratégica entre las ciudades de Monterrey, Guadalajara y la Ciudad de México, lo que la hace un lugar de tránsito, debido a los principales ejes carreteros que

comunican al país (Contreras-Servín y Galindo-Mendoza, 2008). Es por ello que que tiene una de las mayores tasas de crecimiento. La ciudad y su área conurbada se encuentran en una zona semiárida, con menor disponibilidad de agua superficial y donde el agua subterránea se ha convertido en un elemento indispensable para el suministro a los diferentes usuarios. La dinámica de crecimiento y urbanización en la ciudad de SLP ha provocado crecimientos desordenados, congestionamientos viales, deterioro urbano, contaminación ambiental, así como disminución de los recursos naturales. En este sentido, el recurso agua subterránea que proviene de los acuíferos de la zona ya manifiesta signos de agotamiento. Sin embargo, el 92 % del total del agua utilizada para la ciudad de SLP proviene de estas fuentes; mientras que sólo el 8 % proviene de fuentes superficiales (Contreras-Servín y Galindo-Mendoza, 2008). La explotación del acuífero somero de la zona inició en 1880 mediante la construcción de pozos con profundidades de 5 metros (Hergt, 2009); actualmente, la explotación se realiza entre los 180 y 350 metros de profundidad en promedio, aunque en algunas zonas de la ciudad las profundidades de los pozos alcanzan los 700 y 1,000 metros. El enfoque de gestión que se ha manejado en el acuífero de SLP para mitigar la escasez de agua en el acuífero profundo ha sido: a) realizar importaciones de agua superficial, b) la reutilización de aguas residuales y c) el intento de reducir las fugas de la red de agua potable. Sin embargo, en la zona de la ciudad de SLP, el exceso de agua es un problema debido a que el insuficiente drenaje de aguas pluviales provoca regularmente inundaciones durante la temporada de lluvias y el nivel poco profundo del agua subterránea reduce la capacidad de infiltración, provocando daños en la zona urbana (Kralisch *et al.*, 2012).

La continua explotación del acuífero llevó a que este cuente con un decreto de veda desde 1961, a que los niveles piezométricos hayan descendido hasta 70 metros de profundidad y a que el abatimiento haya llegado a 2.5 m. por año en las zonas más críticas, en los últimos cinco años (Conagua, 2010). Además, ya existen signos de deterioro en la calidad de sus aguas, debido a que en algunos puntos de extracción hay niveles de flúor por encima de la norma mexicana NOM-127-CNA-200-1994 (*DOF*,1996). A pesar de la dependencia que actualmente tiene la ciudad de SLP y su zona conurbada del agua subterránea, no se han incorporado en las estrategias de gestión a las fuentes de agua no convencionales, como las aguas pluviales, aguas de tormenta y aguas subterráneas poco profundas (Martínez *et al.,* 2011). Por otra parte, la ciudad de SLP está sometida periódicamente a fenómenos hidrometeorológicos extraordinarios que generan lluvias extraordinarias y consecuentemente provocan múltiples daños a la población por encharcamientos o inundaciones. Por estas dos razones (explotación del acuífero y lluvias extraordinarias), autoridades de los dos ámbitos de gobierno (estatal y municipal), así como el organismo encargado

de suministrar el agua potable en la zona conurbada, el Sistema de Agua Potable, Alcantarillado Sanitario y Saneamiento de la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (Interapas), comenzaron en 2006 con la construcción de proyectos de captación de aguas de tormenta (en zonas sujetas a inundaciones), para conducirlas a zonas de infiltración y recargar el acuífero. El manejo de recarga de acuíferos (MAR) es un instrumento de gestión del agua subterránea que tiene como objetivo restituir parte del agua subterránea en los acuíferos para, entre otras cosas, restablecer el balance hídrico subterráneo. Es por ello que el MAR es una posible solución a los problemas de explotación intensiva que aquejan al acuífero profundo granular subyacente a la ciudad de San Luís de Potosí (Murillo, 2009). La recarga artificial de acuíferos (ASR) con aguas de tormenta es una de las variantes de este instrumento.

Otros problemas que se presentan en la zona de estudio son: abatimientos de los niveles piezométricos de hasta 2.5 m/año, grietas en el área urbana, bajo rendimiento de los pozos, deterioro de la calidad del agua por alto contenido del ion flúor, falta de tratamiento de las aguas residuales (sólo se trata el 13 %), vulnerabilidad a las inundaciones por falta de drenaje pluvial (12.3 millones de dólares al año en daños por inundaciones), deficientes prácticas de riego en la agricultura, poca información y falta de conciencia de las autoridades frente al problema, entro otros (Conagua, 2010). Como respuesta a estas problemáticas, diversas autoridades desarrollaron el "proyecto de Manejo Integrado y Sostenible del Agua en la Región Centro de San Luis Potosí", que busca integrar los aspectos relacionados con el recurso hídrico en la región centro del estado, lo cual asegurará la expansión económica y el desarrollo social de la entidad, con el adecuado abastecimiento de agua en valor, cantidad y calidad, con una visión integrada a corto, mediano y largo plazo.

6.2. Objetivo

El objetivo principal de este trabajo es describir el Sistema de Recarga Artificial de Acuíferos llevado a cabo en el acuífero de San Luís Potosí, México a través de la conducción del agua de tormenta provocada por fenómenos hidrometeorológicos extraordinarios en la Sierra San Miguelito al suroeste de la ciudad de SLP. El sistema de recarga está compuesto por el colector Salk y el área de captación localizada en un antiguo banco de materiales. El proyecto de recarga colector Salk se desarrolló tomando en consideración diversos estudios previos; es por ello que este trabajo se enfocará en describir estos estudios, así como las principales características del colector Salk

y el área de captación, que es en donde se lleva a cabo el almacenamiento e infiltración del AT al acuífero.

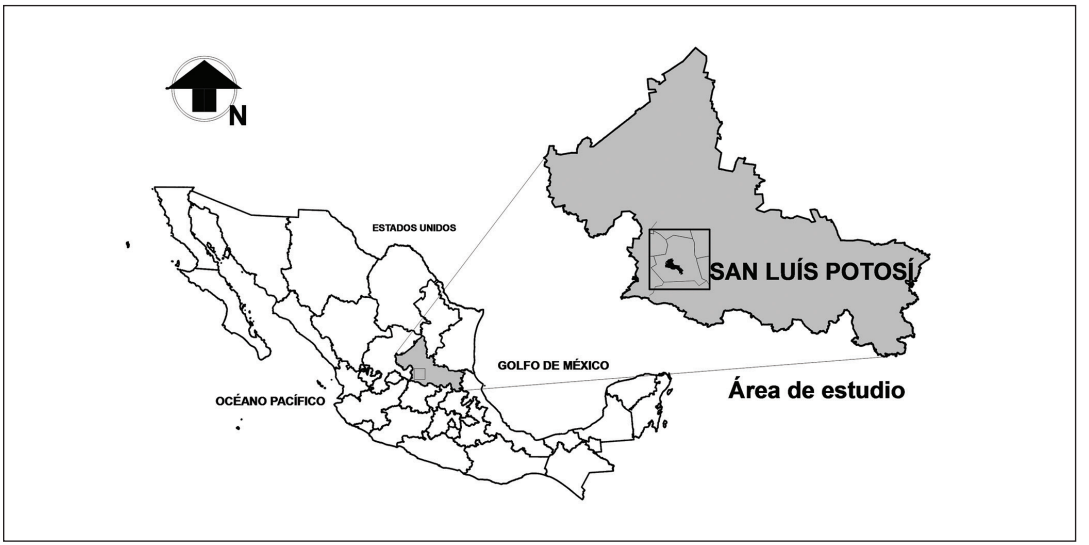
6.3. Metodología

Para describir el proceso del Sistema de Recarga Artificial con Aguas de Tormenta en el Acuífero de SLP a través de un sistema de conducción (colector Salk) y el área de captación y almacenamiento (banco de materiales inactivo), la metodología a seguir se divide en cuatro etapas: en la primera se describen las características de la zona de estudio, incluyendo clima, fisiografía, hidrología superficial y subterránea, geología e hidrogeología; en la segunda etapa se describen los estudios previos realizados para la implementación del sistema y se presentan los resultados del estudio hidráulico de la principales corrientes superficiales; en la tercera etapa se describen las principales características del colector y de la zona de almacenamiento-infiltración y, finalmente, en la cuarta etapa se presentan las conclusiones y recomendaciones.

6.3.1. Caracterización de la zona de estudio

La zona de estudio (denominado también como valle de San Luis Potosí) se ubica en el estado homónimo de San Luis Potosí, en la parte central de México. La zona del valle de SLP se encuentra al suroeste del estado y comprende tanto la capital del estado como los municipios de Soledad de Graciano Sánchez y Cerro de San Pedro, aunque también comprende una pequeña porción de los municipios de Mexquitic de Carmona y Zaragoza (Figura 6.1 y Figura 6.2). En esta zona se encuentra ubicada la ciudad de San Luís Potosí, que actualmente cuenta con 1,133,571 habitantes (Inegi, 2015) y en donde el suministro de agua a la población se estima en 84 Hm^3 anuales, de los cuales el 92 % proviene de aprovechamientos subterráneos y el 8 % restante se obtiene de tres presas.

Figura 6.1. Ubicación de la zona de estudio.



Desde las últimas cinco décadas hasta nuestros días, la ciudad continúa atravesando un periodo de crecimiento económico e industrial debido a que, como se ha mencionado anteriormente, se encuentra en una posición geoestratégica entre las ciudades de Monterrey, Guadalajara y la Ciudad de México. Esto ha provocado diversos cambios en el paisaje de la zona por las modificaciones en el uso del suelo en el valle de SLP. Uno de los principales cambios se concentra en la zona central del valle, particularmente en la zona conurbada, en donde la rápida expansión de la mancha urbana y el aumento de las actividades económicas y productivas (agrícolas e industriales) han ejercido una fuerte presión sobre los recursos naturales en el valle, específicamente en torno al recurso de aguas subterráneas. Las principales afectaciones incluyen descargas de aguas residuales domésticas e industriales (que fluyen a través de canales abiertos) y que se utilizan en la agricultura, impactando directamente en el acuífero. Esta recarga de aguas ha dado lugar a anomalías hidrogeoquímicas en el acuífero superficial (López-Álvarez *et al.*, 2014). En cuanto a la actividad industrial, en las últimas décadas se ha desarrollado las actividades alimentaria, automotriz, química, textil, papelera, acerera y metal-mecánica, por lo que la demanda de agua se ha visto intensificada. Las consecuencias de los cambios del uso de suelo y el aumento de los volúmenes de extracción han generado un gran cono de abatimiento en el área urbana, que se extiende a la zona industrial.

La cuenca superficial en el valle de SLP es endorreica (el agua no tiene salida fluvial hacia el océano), cuenta con un área de 1,980 km^2 y se localiza entre las siguientes coordenadas geográficas: 22º 28′ y 21º 54′ de latitud norte y 101º 05′ y 100º 45′ de longitud oeste; pertenece a la Región Hidrológica Número 37, denominada El Salado (COTAS, 2005). La planicie en esta zona tiene una altura promedio entre 1,850 a 1,900 msnm y está limitada en el oeste por la sierra de San Miguelito (altura 2,780 msnm) y en el este por la sierra de Álvarez (altura 2,300 msnm). Al norte, el límite se ubica sobre la sierra de la Melada y al sur sobre la sierra de San Miguelito y la planicie Jaral de Berrios-Villa de Reyes (Figura 6.3).

Figura 6.2. Localización de los municipios que conforman el acuífero de San Luis Potosí.

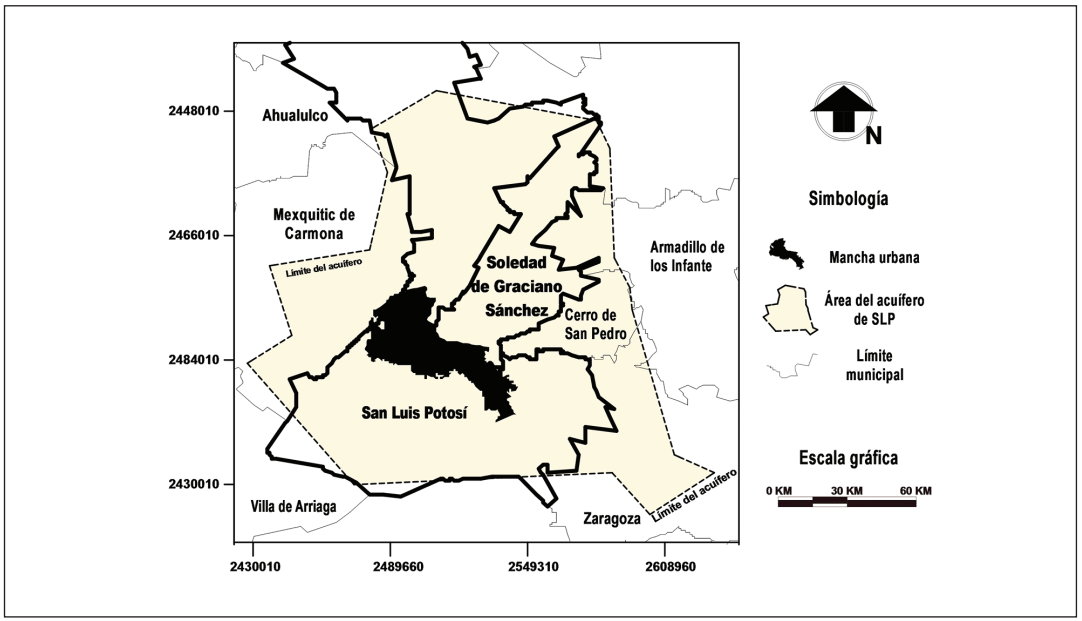
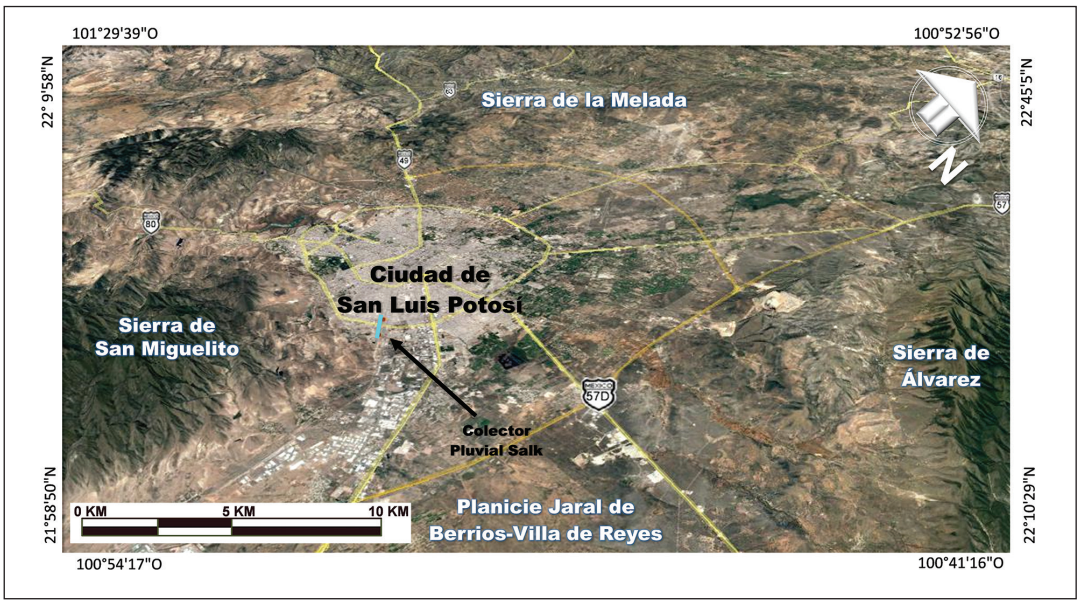


Figura 6.3. Vista del valle de San Luis Potosí.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 24/2/2015.



Clima

La zona del valle de SLP se localiza entre la Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre Occidental (en la Altiplanicie Mexicana), lo que ocasiona una barrera de los vientos húmedos provenientes del golfo de México, y por esta razón el clima de la región es semiárido. El clima de la región es BSo Kw templado con verano cálido semiárido y BS1Kw semiseco templado con verano cálido, con un régimen de lluvias que alcanza aproximadamente los 400 mm anuales. En cuanto a la temperatura, el promedio anual varía entre los 16 y los 18 °C, con oscilación térmica extrema entre -9 ºC y 38 ºC. La temperatura media anual (determinada con dos estaciones climatológicas ubicadas en la ciudad, particularmente en el municipio de SLP y la segunda en el municipio de Soledad de Graciano Sánchez) es de 17.4 ºC; el mes más frío es enero, con 13 ºC, y el más cálido, mayo, con 21 ºC. La precipitación promedio anual está cercana a los 380 mm; el mes más seco es marzo, con 6.1 mm, y el más húmedo es junio, con 68.7 mm, y la evaporación media anual es de 2,038.7 mm (Stevens-Vázquez, 2012).

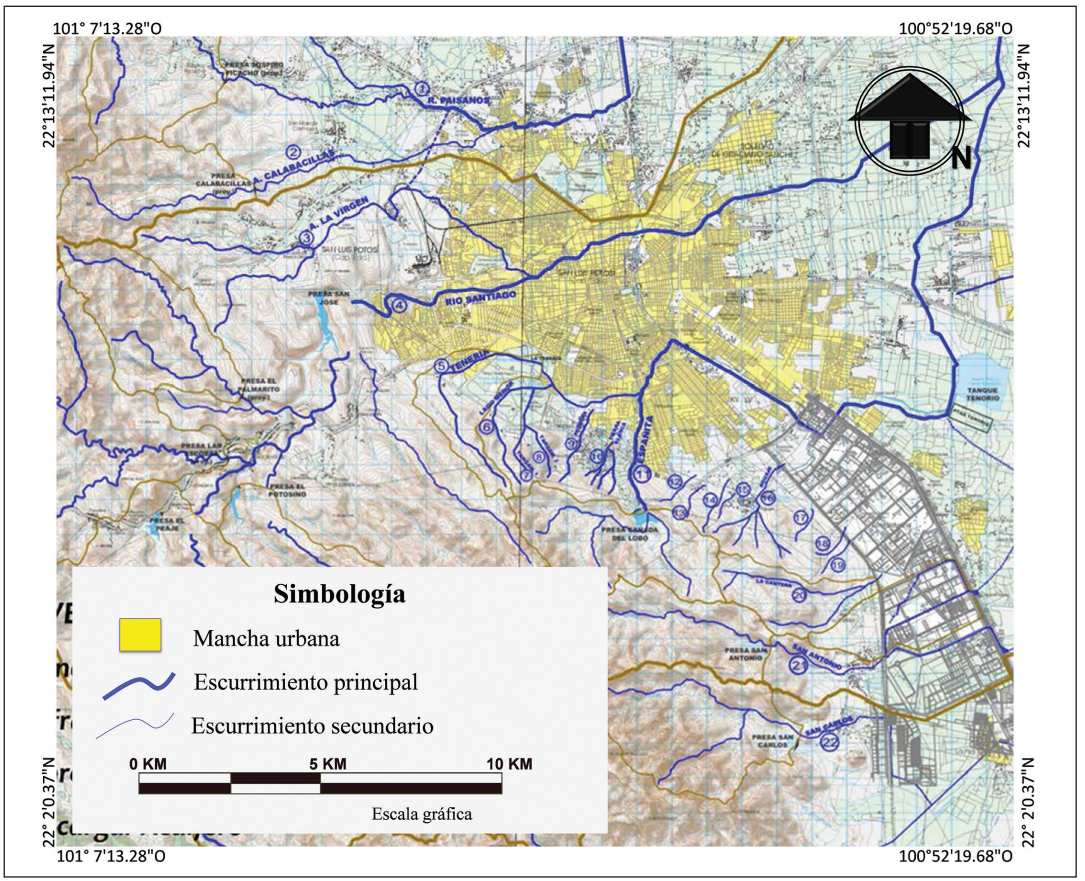
Hidrología superficial

La zona de estudio se encuentra ubicada en la región hidrológica El Salado (RH37) de la Subregión Hidrológica Número 37 (Presa San José-Los Pilares) que está dentro de la Región Administrativa VII Lerma Santiago Pacífico. La Región Hidrológica 37 corresponde a una de las vertientes interiores más importantes del país; se localiza en toda la porción noroeste del estado y está constituida por una serie de cuencas cerradas caracterizadas por la carencia de grandes corrientes superficiales. En la porción sur de la cuenca Presa San José-Los Pilares se asienta la ciudad de San Luis Potosí, y en esta zona son importantes los ríos Mexquitic, Santiago y Españita, así como los arroyos Paisanos y San Antonio (Figura 6.4). En la parte sur de la cuenca se tiene como infraestructura la presa de almacenamiento Álvaro Obregón, sobre el río Mexquitic (capacidad útil de 4.98 millones de metros cúbicos), cuyo uso es para riego y abastecimiento de agua potable a la cabecera municipal de Mexquitic de Carmona. Además se encuentra la presa Gonzalo N. Santos (El Peaje) sobre el río Santiago y la presa San José, aguas abajo sobre el mismo río Santiago; ambas tienen como uso principal el aporte de 10.0 hm^3 por año para el abastecimiento de agua potable a la ciudad de San Luis Potosí (Inegi, 2002). Las principales corrientes naturales de origen intermitente que se localizan en el valle son (Escolero *et al.,* 2006) las siguientes:

- **El río Santiago**: El río atraviesa la ciudad desde la zona este del valle hasta el norte del mismo, finalizando su corriente en las llamadas El Mezquite, El Palmarito y Arenas. El cauce tiene una sección variable, la mínima capacidad de conducción es de 85 metros cúbicos por segundo, aunque en algunos tramos puede alcanzar dimensiones con capacidad superior a los 200 m^3/s. En su cuenca se localizan las presas de almacenamiento El Peaje (capacidad de 6.00 hm^3), San José (capacidad de 5.14 hm^3) y la presa de control denominada El Potosino.
- **El río Españita**: La corriente se localiza en la zona sureste de la ciudad, dentro de la mancha urbana hasta su descarga en el Tanque Tenorio, cuya capacidad actual es del orden de los 2 hm^3; posteriormente continúa por el conocido dren Españita o Canal de Interconexión Tanque Tenorio-Río Santiago hasta su descarga en este último a la altura de la comunidad Palma de la Cruz. Su sección no tiene capacidad superior a los 25 o 30 m^3/s, situación que lo mantiene restringido para la conducción de aguas de tormenta. En su cuenca se localiza la presa de control denominada Cañada del Lobo.

- **El arroyo Paisanos:** El cauce del río está ubicado en la porción norte del valle de SLP y está interconectado a la altura de la carretera San Luis Potosí–Zacatecas mediante un dren artificial de 2.8 Km con los arroyos La virgen, Calabacillas y Clavellinas (que bajan de la sierra de San Miguelito); posteriormente, el arroyo Paisanos continúa en un tramo de 9.5 km hasta descargar en la parte norte de la ciudad (HASLP, 2003).

Figura 6.4. Escurrimientos en la mancha urbana de San Luis Potosí. Modificado de Interapas (2013)



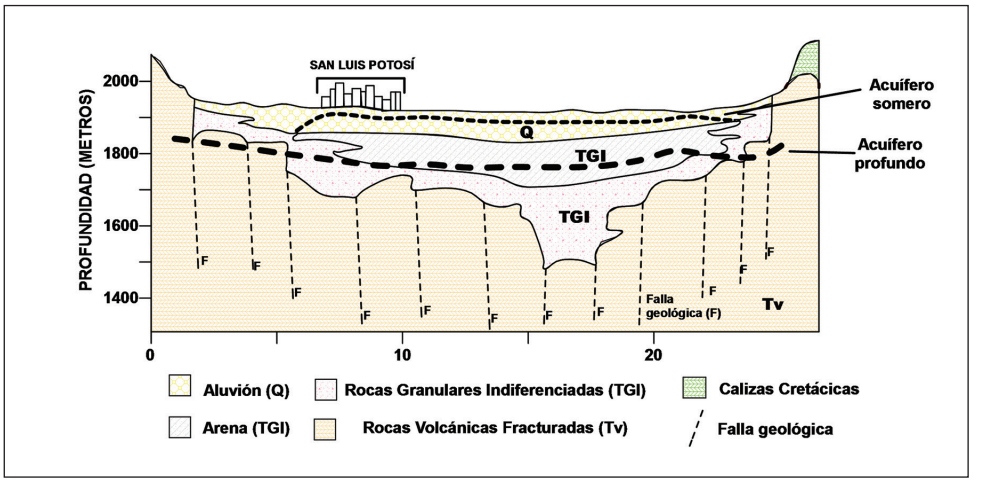
Hidrología subterránea

- El acuífero de San Luis Potosí, definido con la clave 2411 en el Sistema de Información Geográfica para el Manejo del Agua Subterránea de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), publicado en el *Diario Oficial de la Federación* el 31 de enero de 2003, se localiza en la parte suroeste del estado de San Luis Potosí y comprende parcialmente los municipios de San Luis Potosí, Soledad de Graciano Sánchez, Mexquitic de Carmona, Cerro de San Pedro y Zaragoza. En la zona de estudio, las rocas volcánicas terciarias, así como el material de relleno de la fosa, formaron una unidad hidrogeológica heterogénea y anisótropa de extensión regional y, de acuerdo con Escolero *et al*. (2006), en esta se ha identificado la presencia de tres acuíferos principales (somero, profundo en medio granular y profundo en medio fracturado), separados por una capa de arena fina compacta (Figura 6.5).
- El acuífero somero o superior es de tipo freático-libre, de extensión limitada, con cargas hidráulicas entre 1,815 y 1,880 m, está constituido por material aluvial y la profundidad al nivel freático se ubica de 5 a 30 m bajo la superficie del terreno. Este acuífero está colgado sobre la capa de arena fina compacta (estrato de baja conductividad hidráulica); su recarga proviene de la lluvia, así como de infiltración de retornos de riego y ocasionalmente por la fuga de agua potable y drenaje. Los flujos por retorno de riego provenientes de los efluentes municipales sin tratamiento que se utilizan en la zona, contaminan el agua del acuífero somero; las concentraciones de NO_3, Cl y SO_4 son elevadas (Carrillo-Rivera y Armienta, 1989).
- El acuífero profundo en medio granular se ha constituido en varias unidades litológicas, como materiales granulares de diferentes orígenes, tales como piroclastos, gravas, arenas y arcillas; ha sido explotado tradicionalmente en sus primeros 200 a 300 m, es decir, por medio de perforaciones que han llegado a alcanzar 300 a 400 m de profundidad.
- El acuífero profundo en medio fracturado se ha constituido en el estrato en medio fracturado, integrado por los dos miembros de la riolita Panalillo y podría llegar a tener espesores de 2,000 metros.

En la zona del valle se han identificado sistemas locales, intermedios y regionales; el sistema local se correlaciona con el acuífero somero mientras que los sistemas intermedio y regional circulan a través del acuífero profundo. La intensa sobreexplotación a que se encuentra sometido el acuífero

ha provocado un abatimiento del nivel piezométrico en los últimos 28 años de hasta 55 m, lo que ha llevado a una distorsión de la red de flujo, que en la actualidad es de tipo radial con líneas de corriente que tienden a concentrarse en el interior del núcleo urbano de San Luis de Potosí (Murillo, 2009; López-Álvarez *et al.*, 2013). El acuífero del valle de San Luis Potosí se encuentra sometido a explotación intensiva a una proporción de 2 a 1, debido a que se extraen 150 millones de metros cúbicos de agua al año para uso agrícola, industrial y público, de los cuales, durante una temporada regular de lluvias, se vuelven a filtrar sólo 75 millones de metros cúbicos. Las consecuencias son diversas; una de las más importantes es que el nivel del agua del acuífero profundo desciende de 1 a 4 m/año, mientras que las perforaciones de nuevos pozos se hacen a una profundidad de 700 m, con altos costos de inversión, mantenimiento y operación (principalmente para el pago de energía eléctrica) (Interapas, 2013).

Figura 6.5. Sección geológica transversal y ubicación vertical de los acuíferos en la zona de San Luís Potosí.
Modificado de: Carrillo-Rivera *et al.* (2006) y de Hergt (2009).



Fisiografía

El valle de SLP forma parte de la Provincia Fisiográfica de la Mesa Central, con elevación promedio en la zona del valle de 1,840 msnm, limitada en su porción occidental, meridional y septentrional por sierras de topografía escarpada de hasta 2,700 msnm y al oriente con elevaciones de

2,200 msnm (Figura 6.3). De acuerdo con la Conagua (2015), en la zona se distinguen dos topoformas:

- **Valle tectónico:** es una depresión rectangular que se prolonga hacia el graben de Villa de Reyes al sur y Villa de Arista al norte; está limitado por fallas de gran ángulo de rumbo N-S.
- **Sierras de elevación intermedia:** el valle limita al occidente y suroccidente por la sierra de Álvarez, conformada por un pilar tectónico formado por rocas volcánicas de relieve abrupto a moderado, con laderas que tienen inclinaciones entre 15 y 45 % y con drenaje de tipo rectangular; al oriente por la Sierra de Álvarez, que es también un pilar tectónico conformado por rocas calcáreas de edad cretácica intensamente plegadas con su eje orientado de NO a SE, cuyo drenaje es de tipo dendrítico, y al norte está separado de la zona geohidrológica de Villa de Arista por otro pilar volcano-tectónico denominado alto "La Melada".

Geología

De acuerdo con la Conagua (2015), el valle de SLP fue originado por una fosa tectónica rellenada por sedimentos aluviales, lacustres y material piroclástico (la emisión de esta última no modificó las características principales del relieve). El basamento rocoso está formado por derrames lávicos o ignimbritas de edad terciaria. Las sierras que limitan al valle están conformadas por rocas predominantemente de tipo efusivo de edad terciaria y material piroclástico que incluye ignimbritas, tobas y brechas de composición riolítica (Figura 6.5). Por su parte norte y oriente, limita con la Sierra Madre Oriental; al occidente por la Sierra Madre Occidental, y al sur por la Faja Volcánica Transmexicana, emplazada en el sector noroeste del graben de Villa de Reyes (Carrillo-Rivera *et al*., 2002). En cuanto a la granulometría, de acuerdo con Arzate *et al*. (2006), de los sedimentos que han rellenado el valle, estos se componen en fracciones que van desde conglomerados, brechas y arenas gruesas, medias y finas, hasta sedimentos en fracciones de limos y arcillas. Los conglomerados y brechas se encuentran predominantemente hacia los bordes oriental y occidental del valle, claramente influenciados por las cercanías de las sierras de Álvarez y de San Miguelito, respectivamente. La parte central del valle de San Luis Potosí (con excepción de las zonas influenciadas por corrientes fluviales) se encuentra rellena de sedimentos cuaternarios finos (arenas finas, limos y arcillas), los cuales están comúnmente interdigitados con cuerpos lenticulares de conglomerados y arenas

gruesas de poca extensión lateral. Sobre estos depósitos es donde principalmente se encuentra la mayor parte de la zona urbana de la ciudad de San Luis Potosí (Figura 6.5).

6.3.2. *Estudios previos*

La ciudad de SLP y su zona conurbada están sometidas continuamente a fenómenos hidrometeorológicos extraordinarios que dan lugar a importantes encharcamientos e inundaciones en amplias zonas de la mancha urbana. Por otro lado, el problema de explotación intensiva que presenta el acuífero de valle de SLP, derivado de la disminución de las zonas de recarga del acuífero y del insuficiente volumen de recarga, han llevado a que el Interapas desarrolle proyectos de captación de agua de tormenta en zonas donde causan problemas de inundaciones para finalmente conducirlas hacia enormes excavaciones (originalmente utilizadas para la extracción de material de construcción y como bancos de materiales en desuso) para utilizarlas como áreas de captación e infiltración de agua de tormenta al acuífero. Para ello se realizaron diversos estudios previos por consultores con amplia experiencia (O. Escolero, P. Dillon, Murillo), que están comprendidos en el Informe: *Análisis de alternativas para la recarga artificial del sistema acuífero de San Luis Potosí* elaborado para la Organización Meteorológica Mundial en el año 2006. En los siguientes puntos se describen tanto los estudios previos realizados para el control de inundaciones como las características del sistema de recarga del acuífero "colector Salk".

Fuentes para la recarga artificial

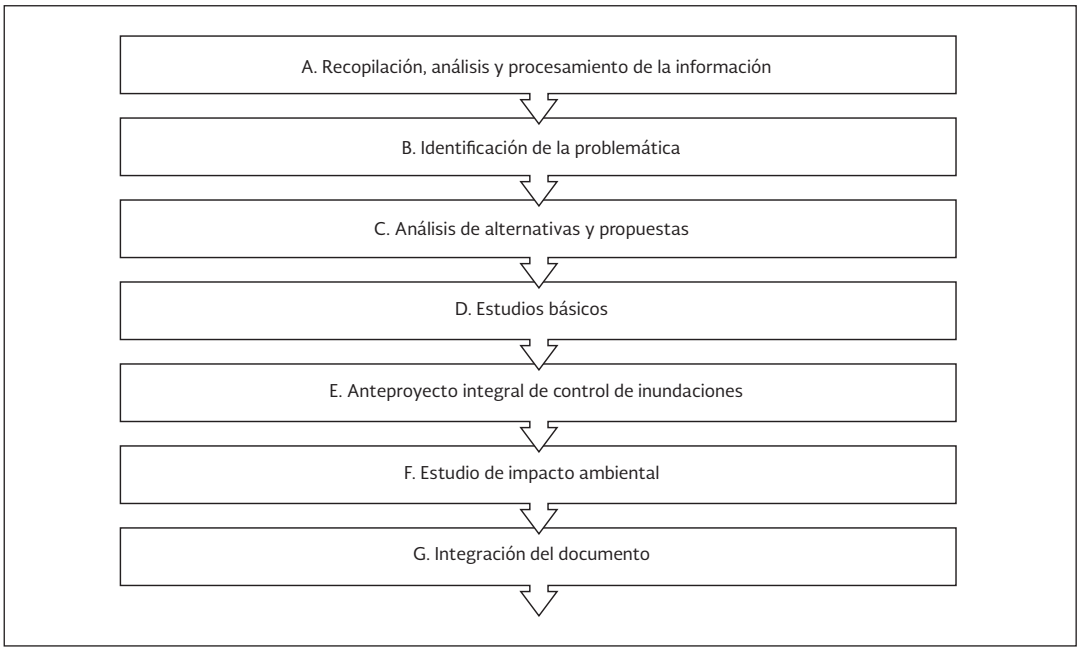
La problemática de las inundaciones en el valle de San Luis Potosí se debe principalmente a las precipitaciones pluviales con altas intensidades y poca duración, así como a tiempos cortos de concentración de escurrimientos generados por las sierras San Miguelito y Álvarez, además de la falta de infraestructura para captación o desvío de las aguas pluviales, crecimiento poco controlado de la zona urbana y rezago en la implementación de infraestructura anteriormente planteada para frenar o controlar las inundaciones (Escolero *et al.*, 2006). La Figura 6.7 muestra tanto el riesgo por inundación en la zona metropolitana de SLP, como la procedencia de los escurrimientos pluviales hacia la zona; se observa que los escurrimientos provienen principalmente de la sierra de San Miguelito, en dirección oeste–este a través de un gran número de arroyos, así como por los ríos Santiago, Españita y Paisanos, además del arroyo La Virgen. Debido al crecimiento de la mancha urbana, el drenaje natural de la zona ha sido modificado y obstruido en distintos tramos, lo cual

provoca una lenta salida de los escurrimientos pluviales y, por consecuencia, los cauces con su capacidad limitada se ven rebasados por las avenidas de agua de tormenta. El problema de zonas inundables se ha ido incrementando con el paso del tiempo, y aunque las autoridades municipales, con el apoyo de las estatales y federales, intentan dar una solución controlando y encauzando los escurrimientos pluviales que se generan, el manejo y disposición de esta agua pluvial requiere de enormes extensiones de terreno para su colocación temporal durante los eventos extraordinarios, lo que representa un gran problema en la zona. Es por ello que, dada la problemática de la explotación intensiva del acuífero del valle de SLP y de las inundaciones provocadas por el agua de tormenta, se plantearon proyectos que combinan obras de captación y conducción de aguas de tormenta, conjuntamente con proyectos de recarga, que representan soluciones viables para el manejo y disposición del agua de tormenta que se generan en lapsos muy cortos de tiempo.

Estudio para el control de inundaciones en el valle de SLP

El objetivo principal del *Análisis de alternativas para la recarga artificial del sistema acuífero de San Luis Potosí* (Escolero *et al.,* 2006) consistió, por un una parte, en revisar las opciones de recarga al acuífero del valle de SLP y determinar la viabilidad de recargar artificialmente el acuífero a partir del agua de tormenta que se genera en la sierra de San Miguelito y, por otra, en proponer las actividades necesarias para asegurar la conservación del acuífero. Como parte de este análisis se llevó a cabo el *Estudio para el control de inundaciones en el valle de SLP* (Escolero *et al.,* 2006), en el que se identifican tanto en cartografía como en otros apoyos cartográficos a las zonas inundables del valle de SLP y se proponen alternativas para el control de las corrientes naturales y de inundaciones a través de una serie de proyectos ejecutivos de obras hidráulicas. Estas, en su conjunto, forman parte de un contexto integral del control y aprovechamiento de las aguas de tormenta, que son alternativas de solución técnicas y económicas, socialmente viables y que servirían de base para la elaboración de proyectos ejecutivos que establezcan la solución específica o integral de las distintas zonas del valle. El estudio se llevó a cabo considerando las etapas mostradas en la Figura 6.6.

Figura 6.6. Etapas para el control de inundaciones en el valle de San Luis Potosí.



En los siguientes puntos se describen algunas de las principales etapas y resultados del *Análisis de alternativas para la recarga artificial del sistema acuífero de San Luis Potosí* (Escolero *et al.,* 2006), mismos que sirvieron de base para el diseño del Sistema de Recarga Artificial con Aguas de Tormenta en el Acuífero de SLP, denominado colector Salk.

A. Recopilación, análisis y procesamiento de la información

El objetivo fue contar con una base de datos que permitiera aportar información real para la elaboración del proyecto ejecutivo. En esta etapa se llevó a cabo la recopilación, análisis y procesamiento de la información disponible y útil al estudio para el control de inundaciones; la información se solicitó en diversas dependencias gubernamentales claramente involucradas en la problemática. Asimismo, se realizó la adquisición de información complementaria (cartas topográficas digitalizadas y consulta de cartas de uso de suelo) en el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (Inegi).

B. Identificación de la problemática

En esta etapa se identificaron las diferentes problemáticas que causan que y la capital del estado, la cabecera municipal de Soledad de Graciano Sánchez y muchas comunidades de ambos municipios, al igual que de Mexquitic de Carmona, continuamente se ven expuestos al problema de inundaciones. Las princípiales causas identificadas son las siguientes (Escolero *et al.,* 2006):

- Distribución heterogénea de las precipitaciones en la zona
- Precipitaciones pluviales con altas intensidades y poca duración
- Tiempos de concentración cortos de los escurrimientos generados por las sierras San Miguelito y Álvarez
- Falta de infraestructura para captación o desvío de las aguas pluviales
- Crecimiento acelerado de la zona urbana
- Falta de una planificación integral para el control de las inundaciones

La población susceptible a ser afectada es (Escolero *et al.,* 2006) de:

- 740,805 habitantes por escurrimientos en los ríos Santiago y Españita, de los cuales:
- 588,915 (79.5 %) corresponden al municipio de San Luis Potosí
- 151,000 (20.5 %) corresponden al municipio de Soledad de Graciano Sánchez.

La precipitación media anual en la cuenca del valle de San Luis se considera baja, con 364 mm; sin embargo, causa afectaciones por inundación o encharcamientos, debido a la ocurrencia de casos extraordinarios de lluvias de alta intensidad y la obstrucción del drenaje sanitario. En cuanto al periodos de retorno con los que se presentan las lluvias que generan problemas, estos son:

Periodo de 1 a 4 años: genera problemas menores como encharcamientos por inundaciones.

- Periodo de 5 a 10 años: genera Problemas significativos como niveles que rebasan los 30 cm de tirante de agua en partes bajas, inundación de puentes, así como ligeros volúmenes de agua derramados por vertedores en presas.

- Periodo de 11 a 20 años: genera problemas mayores, como las tormentas que provocan desbordamiento de ríos, descargas significativas por vertedores de presas, así como inundación de casas-habitación en las zonas bajas.
- Periodo de 21 a 50 años: genera problemas severos ocasionados por lluvias torrenciales que provocan grandes volúmenes de descarga de las presas a través de los vertedores (con probabilidad de falla de cortina por falta de mantenimiento o inadecuada política de operación), inundaciones de poblados en la parte baja de la cuenca con probabilidad de pérdida de vidas humanas y animales, anegamiento de pasos a desnivel, pérdidas de bienes materiales y de superficies de cultivos, etcétera.

C. Análisis de alternativas y propuestas

En esta fase del estudio, y con base tanto en el análisis como en la identificación de la problemática del valle de SLP asociada a diferentes períodos de retorno, se definieron diversas alternativas:

- Alternativa 1: Manejo conveniente del sistema de presas (incluye rehabilitaciones, cambio de giro), construcción de nuevas presas, rectificación de las corrientes principales que cruzan la zona conurbada y provocar recarga del acuífero en diferentes puntos, así como la construcción de drenaje pluvial con gastos minimizados.
- Alternativa 2: Consiste en permitir el libre escurrimiento pluvial en la sierra San Miguelito, rectificando las corrientes principales y provocando recarga en diferentes puntos del valle. Se contempla la construcción de drenaje pluvial con gastos máximos.

En este trabajo se describe la alternativa 2, la cual consiste en el colector Salk.

D. Estudios básicos

En esta fase se llevaron a cabo diversos estudios para la zona del valle de SLP como: estudio topográfico, estudio hidrológico y estudio de geotecnia. En los siguientes puntos se detallan los estudios realizados y sus principales resultados:

- Estudio topográfico: En este estudio se revisó y analizó la información recopilada, con lo que se logró detectar las áreas bajas o depresiones, así como obstrucciones del libre escurrimiento del agua pluvial hacia los drenes naturales (ríos y arroyos). De esta forma se logró conceptualizar la problemática de inundaciones y sus posibles soluciones.
- Estudio hidrológico: El estudio contempló el análisis de la hidrología de la zona. Para ello se estudiaron las características fisiográficas, se efectuó el análisis probabilístico de lluvias máximas diarias, se llevó a cabo la estimación de avenidas máximas y del tránsito de avenidas en vasos y se definieron las avenidas de diseño.
- Estudio de geotecnia: El estudio analizó y definió las condiciones geológicas del valle de SLP, así como las condiciones generales de la geotecnia en la cuenca. El primer estudio logró describir la geología y fisiografía de la cuenca del valle de San Luis Potosí y el estudio de geotecnia en la cuenca logró definir que el tipo de material en la zona es: material tipo III (parte alta de la cuenca), material I, II, y III (parte media) y material I (en las partes bajas de la cuenca).

E. Anteproyecto integral de control de inundaciones

En esta etapa se realizó la propuesta de planeación general que establece la solución viable en el control de inundaciones para el valle de SLP. En este sentido, la propuesta define que el control en las partes altas permitiría obtener gastos más pequeños en la zona conurbada, de esta forma se requerirán obras de menores dimensiones, complicaciones y afectaciones hacia la población; lo anterior considerando que también se requiere contar con el máximo aprovechamiento del agua superficial que se genere en el valle. La propuesta consistió en la construcción de nuevas presas para el control de inundaciones, cambios de uso y aprovechamiento de la presa El Potosino, construcción de presas rompepicos y control de azolves, rectificación de cauces, creación de zona protegida en la zona lagunar norte para captación de escurrimientos pluviales, así como interceptores y colectores para aguas de tormenta en la zona conurbada. En el siguiente apartado se describen con mayor detalle las características del sistema de recarga del acuífero denominado colector Salk y que corresponde a uno de los proyectos propuestos en esta etapa.

F. Estudio de impacto ambiental

En esta etapa se elaboró un informe a gran visión, debido a que no se requería para este proceso un informe preventivo de impacto ambiental, mucho menos una manifestación de impacto ambiental. La conclusión del informe es que no existirían alteraciones a los ecosistemas ni al medio ambiente, al efectuarse las obras de captación y conducción del agua pluvial.

G. Integración del documento

En esta etapa se llevó a cabo la recopilación de cada uno de los estudios realizados en un solo documento integral, denominado *Estudio para el control de inundaciones en el valle de San Luis Potosí*, mediante el cual se documentaron tanto las características de las obras propuestas como los fundamentos para la viabilidad de estas.

6.4. Proyecto de control de inundaciones y recarga del acuífero "colector Salk"

El proyecto de control de inundaciones en la ciudad de SLP y su zona conurbada es una propuesta de planeación general para dar solución viable en dicho control; la propuesta consiste en construcción de presas nuevas para control de inundaciones, cambios de uso y aprovechamiento de la presa El Potosino, construcción de presas rompepicos y control de azolves, rectificación de cauces, creación de zona protegida en la zona lagunar norte para captación de escurrimientos pluviales y aguas de tormenta, así como interceptores y colectores de agua de tormenta en la zona conurbada. Aunque la propuesta tiene diversas vertientes, en esta parte del trabajo solo se describen con detalle las características del sistema de recarga artificial con aguas de tormenta en el acuífero de SLP a través del sistema de conducción colector Salk y el área de captación y almacenamiento (banco de materiales inactivo).

Los escurrimientos por agua de tormenta en la zona del valle de SLP, se producen por un reducido número de tormentas al año; sin embargo, se originan precipitaciones de muy alta intensidad y baja duración, provocando en la mayoría de los casos, debido al relieve del terreno, una gran cantidad

de zonas inundadas (Figura 6.7). Algunas de las características de la ciudad y su zona conurbada son las siguientes: a) carece prácticamente en su totalidad de drenaje pluvial y los drenajes sanitarios son insuficientes para absorber los volúmenes de agua generados por las precipitaciones pluviales y b) la zona sureste también presenta falta de drenaje pluvial y sanitario; además, la pendiente del terreno es muy alta, con escurrimientos muy violentos. Aunado a lo anterior, la ubicación de la vía del ferrocarril México–Laredo actúa como una represa, por lo que las colonias Satélite, Aguaje, Flores del Aguaje, Aguaje 2000, Arbolitos, Cumbres de la Ceiba, entre otras, sufren habitualmente severas inundaciones (Figura 6.7). En este sentido, aprovechar los escurrimientos pluviales con fines de recarga del acuífero es un proyecto muy importante; es por ello que el Sistema Integral para la Recarga del Acuífero en la Zona Sureste de la Ciudad de San Luis Potosí consideró la captación y conducción de los escurrimientos pluviales generados en una cuenca de 8.18 km^2 de superficie, a través del colector Salk. La ubicación del colector se muestra en la Figura 6.8.

El colector Salk se encuentra ubicado debajo de la avenida Salk, cuyo inicio se encuentra en la intersección con la avenida El Aguaje; conduce un gasto máximo de 11.3 m^3/s hasta un banco de materiales que se encontraba fuera de uso (Figura 6.8). La primera etapa de la conducción se llevó hasta un banco de materiales con capacidad de 110,000 m^3 y, posteriormente, en una segunda etapa, se condujo hasta otro banco de materiales con capacidad de 1,140,000 m^3, que también estaba fuera de uso. Actualmente, este último es el lugar en donde se lleva a cabo la zona de almacenamiento y recarga del agua pluvial.

6.4.1. Proceso de recarga del acuífero

El proceso de recarga al acuífero del valle de SLP se lleva a cabo a través de los escurrimientos por aguas de tormenta generados en la cuenca hidrológica y que son captados a través de alcantarillas pluviales construidas sobre la avenida Salk (Figura 6.9). El colector Salk tiene una longitud de 1,386 m y está construido en los primeros 220 m con tubería de concreto de 1.52 m de diámetro y en los restantes 1,166 m con tubería de 2.50 m de diámetro con pendiente general del conducto de 0.0015. Las áreas de captación que el colector Salk drenará y que provienen de la sierra San Miguelito se muestran en la Figura 6.9. Del mismo modo, en la Tabla 6.1 se muestra el gasto drenado en cada una de las áreas de captación mostradas en la Figura 6.9.

Figura 6.7. Riesgo por inundación en la zona metropolitana de SLP. Adaptado de: *Atlas de riesgo para los municipios de San Luís Potosí y Soledad de Graciano Sánchez*, publicado en el año 2011, y de Google Earth (2016).

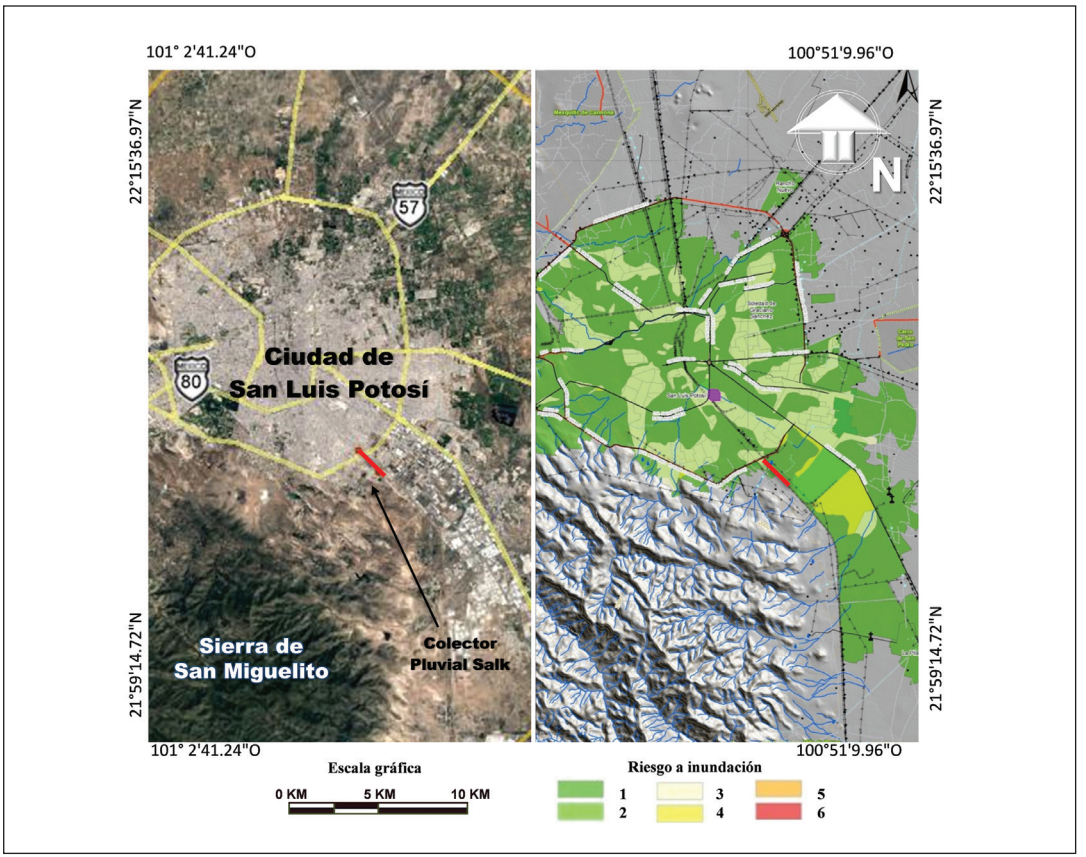


Figura 6.8. Localización del colector Salk.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 24/2/2015.

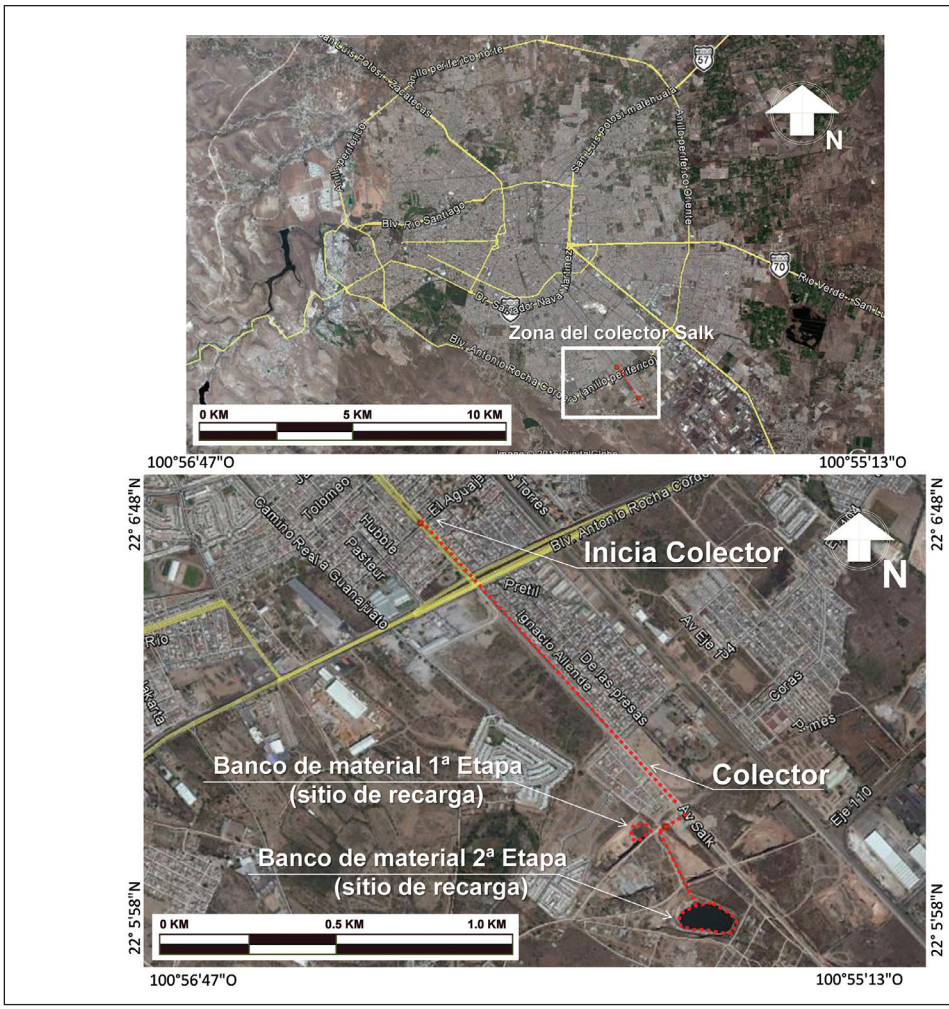


Figura 6.9. Áreas de captación del colector Salk.
Modificado de Escolero *et al.* (2006).

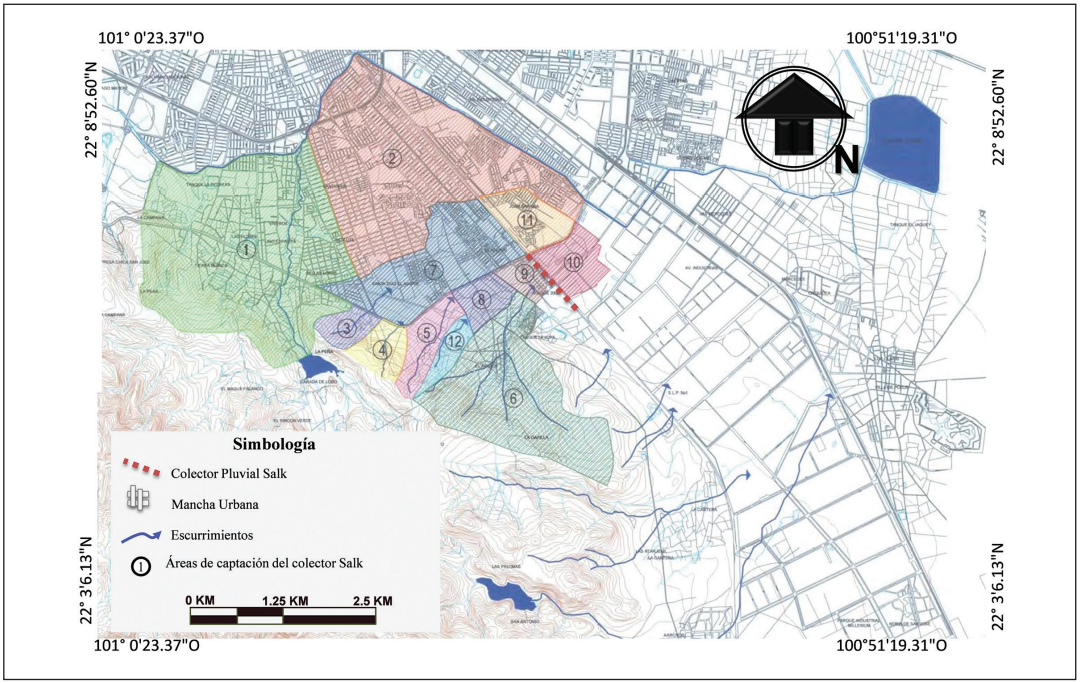


Tabla 6.1. Gasto drenado de las áreas de captación del colector Salk
Fuente: Escolero *et al.* (2006)

Subcuenca	Gasto Total en m^3	Incidencia en %	Gasto drenado en m^3/s
Avenida Salk hasta el libramiento del kilómetro 0+000 al 0+220			
3	1.25	100	1.25
4	1.59	100	1.59
7	6.46	80	5.17
SUMA GASTO			8.01
Entre el libramiento y el arroyo La Capilla del kilómetro 0+200 al 1+135			
5	1.86	100	1.86
8	1.07	100	1.07
9	0.59	40	0.24
12	0.6	100	0.60
6	10.16	100	10.16
SUMA GASTO			13.93
Gasto total por drenar en m^3/s			21.94

Sobre la avenida Salk se encuentran varias rejillas que permiten la entrada de los escurrimientos al colector; las rejillas tienen como función principal la de separar los sólidos y desechos mayores de una pulgada que llegan a la zona derivados de los escurrimientos pluviales; de esta forma, las aguas que se conducen a través de colector pluvial al sitio de recarga e infiltración (banco de materiales) no contienen sólidos mayores a una pulgada. La Figura 6.10 muestra dos fotografías de rejillas localizadas en la intersección de avenida Salk con la avenida El Aguaje.

Figura 6.10. Fotografía de rejillas para separar los sólidos y desechos mayores de una pulgada provenientes de los escurrimientos pluviales
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 24/2/2015.

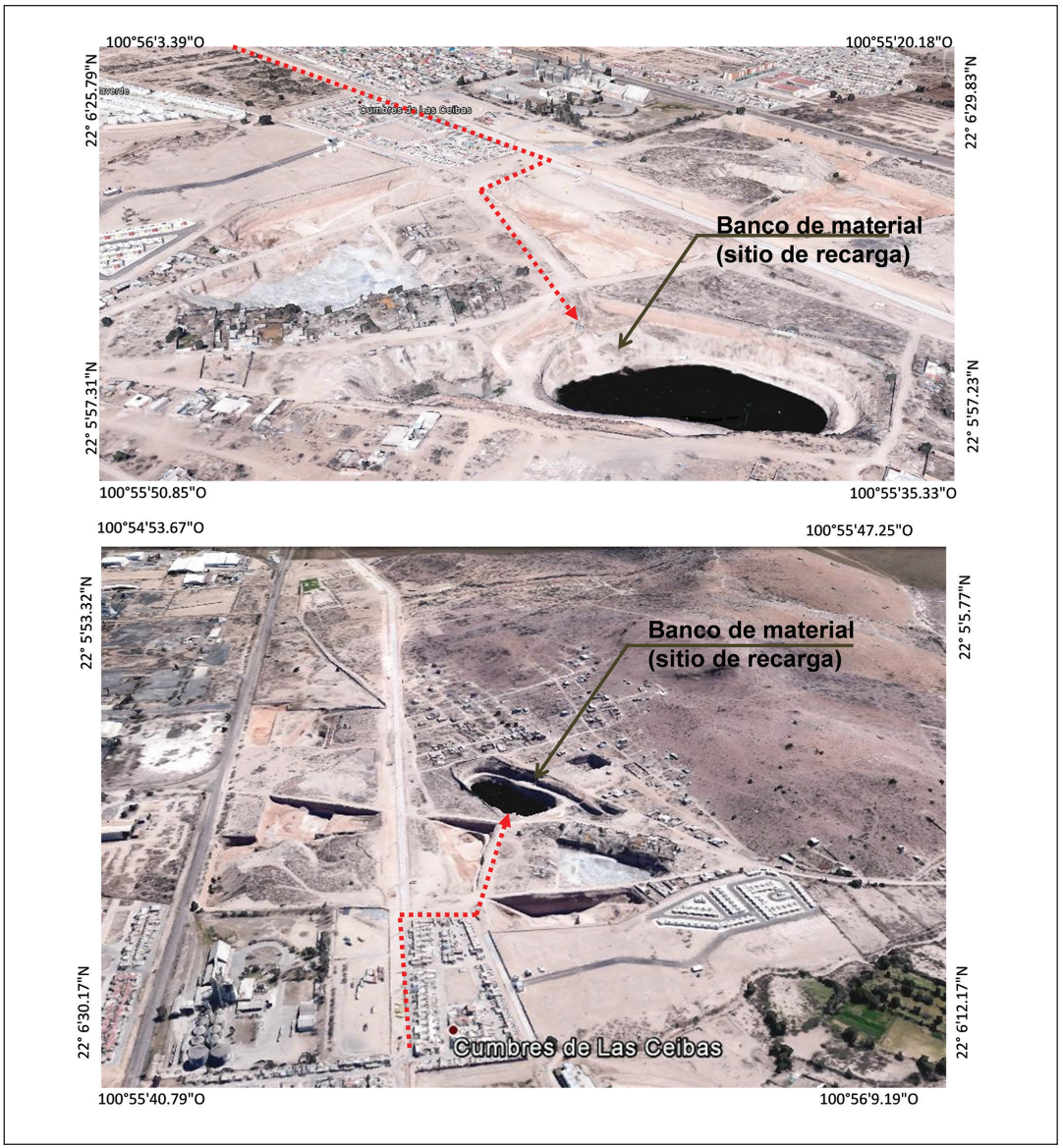


Actualmente, la zona de almacenamiento e infiltración del agua pluvial captada por el colector Salk se encuentra en un banco de materiales con capacidad de 1,140,000 m^3, que originalmente estaba fuera de uso. Cuando el volumen de agua inicia su almacenamiento en el vaso formado por el banco de materiales, este funciona como un sedimentador natural, ya que la superficie útil es del orden de los 4,500 m^2; la velocidad del flujo en el vaso es prácticamente nula, permitiendo la sedimentación de cualquier factor físico que se vea contenido en la masa de agua. La Figura 6.11 y Figura 6.12 muestran fotografías de esta zona.

Figura 6.11. Área de captación y recarga (banco de material en desuso) al acuífero del valle de SLP. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: /5/2013.



Figura 6.12. Área de captación y recarga (banco de material en desuso) al acuífero del valle de SLP. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 12/5/2012.



En México, la normatividad que establece las características y especificaciones de las obras y del agua para la infiltración artificial a los acuíferos es la NOM-015-Conagua-2007 (*DOF* b, 2009) y la norma que establece los requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada es la NOM-014-Conagua-2007 (*DOF* a, 2009). Si bien hoy en día existe en México una normatividad vigente para la recarga artificial de acuíferos, en el año que se diseñó el colector Salk (2006) no se contaba con ella, es por ello que el sistema de recarga se diseñó tomando en consideración que el agua de tormenta a inyectar al acuífero tenía una calidad similar a la que se extrae con fines de abastecimiento de agua potable (Escolero *et al.*, 2006).

6.5. Conclusiones y recomendaciones

Las autoridades estatales y municipales, así como el Interapas han promovido y desarrollado diversos proyectos para el control de inundaciones en la ciudad y de su zona conurbada. El proyecto general de control de inundaciones propone diversas obras, entre las que destacan la construcción de interceptores y colectores pluviales en la zona conurbada; uno de los proyectos propuestos y que actualmente está construido y en uso es el colector Salk. Hasta ahora, los resultados de la construcción y puesta en funcionamiento del colector Salk, que de acuerdo al ante-presupuesto de las obras de infraestructura hidráulica propuestas para el control de inundaciones en el valle de San Luis Potosí tendría un costo aproximado de 30 millones de pesos (Escolero, 2006), es que logra tanto llevar a cabo la recarga artificial con agua de tormentas al acuífero del valle de SLP, que actualmente se encuentra en explotación intensiva, como controlar las inundaciones en la parte suroeste de la ciudad.

Aunque la problemática de las inundaciones en el valle de San Luis Potosí es muy diversa, se puede resumir en que se debe principalmente a una distribución heterogénea de las precipitaciones en la zona, a precipitaciones pluviales con altas intensidades y poca duración, a tiempos de concentración cortos de los escurrimientos generados por las sierras San Miguelito y Álvarez, a una falta de infraestructura para captación o desvío de las aguas pluviales, a un crecimiento acelerado de la zona urbana y a falta de una planeación integral para el control de las inundaciones.

Estos problemas requieren de mucha atención y voluntad por parte de las autoridades, ya que, aunque la ciudad se ubica en una región árida, la ocurrencia de lluvias intensas con duración menor a 2 horas (y en algunas ocasiones con duración entre 10 y 30 minutos) provoca rápidos

escurrimientos que causan daños en algunas zonas de la ciudad y a su población. Es por ello que se recomienda realizar los proyectos ejecutivos y proceder a la construcción de la infraestructura hidráulica que se proponen en el informe *Análisis de alternativas para la recarga artificial del sistema acuífero de San Luis Potosí*, desarrollado para la Organización Meteorológica Mundial en el año 2006 (Escolero *et al.*, 2006). Como se comentó en los párrafos anteriores, el colector Salk es uno de los varios proyectos recomendados para el control de inundaciones, y hasta ahora permite drenar rápidamente un volumen total de 21.93 m^3/s cuando se presentan lluvias torrenciales; de esta forma, los escurrimientos de la sierra San Miguelito son conducidos a través del colector y dispuestos en la zona de recarga e infiltración.

La construcción del colector ha disminuido el riesgo por inundación en la zona suroeste de la ciudad y, al mismo tiempo, se está llevando a cabo la infiltración de agua de tormenta al acuífero. Con base en los diversos estudios previos se determinó que las condiciones hidrogeológicas en la zona de estudio son apropiadas para llevar el proyecto de recarga artificial al sistema acuífero con agua de tormenta.

Podemos concluir que la implementación de este tipo de sistema de recarga artificial de acuíferos, llevado a cabo a través de la conducción del agua de tormenta provocada por fenómenos hidrometeorológicos extraordinarios, a través de colectores o interceptores, puede ser una técnica exitosa para lograr la recuperación del acuífero sobreexplotado. No obstante se recomienda la implementación conjunta de un programa de mantenimiento tanto del colector como de la zona de descarga. Conjuntamente, en el sitio de almacenamiento e infiltración de las aguas captadas por colector Salk, se recomienda realizar tanto un control hidrodinámico como un control de la calidad del agua. El control hidrodinámico se puede llevar a cabo mediante la construcción de varios pozos de observación en los que se realizarán mediciones piezométricas mensuales, además de estudios que permitan determinar el volumen de agua pluvial que se está infiltrando al acuífero. El control de la calidad se puede llevar a cabo mediante el muestreo y análisis del agua extraída, tanto en los pozos de observación como en el sitio de recarga, con la finalidad de prevenir posibles afectaciones de contaminación al acuífero. Para ello se sugiere que los parámetros a determinar sean aquellos estipulados en la NOM-014-CNA-2009 y NOM-015-CNA-2007. La construcción de los pozos de observación también permitiría determinar las tasas de recarga y los parámetros hidrodinámicos de la zona para apoyar el desarrollo de modelos de simulación y determinar las interacciones químicas que se podrían generar al interior del acuífero por la calidad del agua inyectada.

Finalmente se recomienda realizar diversas investigaciones para explorar las opciones de aprovechamiento del acuífero somero; particularmente se puede estudiar la posibilidad de usar el agua del acuífero somero para recargar el acuífero profundo, previo al tratamiento adecuado, entre otras posibles alternativas. Lo anterior se puede lograr con la participación activa de expertos y autoridades.

Referencias

Arzate, J., Barboza, J., López, R., Pacheco, J., Mata, J., Del Rosal, A. 2006. *Estudio geológico-geofísico para la evaluación de los hundimientos y agrietamientos en el área metropolitana San Luis Potosí-Soledad de Graciano Sánchez*. Instituto de Geología, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. México.

Carrillo-Rivera J.J., Armienta, M.A. 1989. *Diferenciación de la contaminación inorgánica en las aguas subterráneas del valle de la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México*. Geofísica Internacional, 28, 763-783. México.

Conagua. 2010. *Presentación: "Manejo Hídrico Integral de San Luís Potosí", Diálogos por el Agua y el Cambio Climático: Llamado a la Acción*. Taller de modelación de escenarios sobre cambio climático. Fecha de consulta: 8 Agosto 2016. Obtenido de: http://www.Conagua.gob.mx/Conagua07/Noticias/PTPI2.pdf

Conagua. 2015. *Actualización de la Disponibilidad de Agua en el Acuífero San Luis Potosí, Estado de San Luis Potosí*. Comisión Nacional del Agua. México.

Contreras-Servín, C., Galindo-Mendoza, M. 2008. *Abasto futuro de agua potable, análisis espacial y vulnerabilidad de la ciudad de San Luis Potosí, México*. Cuadernos de Geografía-Revista Colombiana de Geografía, 17, 127-137. Colombia.

Cotas. 2005. *Estudio Técnico del Acuífero 2411"San Luis Potosí"*. Comité Técnico de Aguas subterráneas, Acuífero del Valle de SLP, A.C., San Luis Potosí, 70 p. México.

DOF 1996, *Norma Oficial Mexicana NOM-127-CNA-200-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano - límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación*, México.

DOF a 2009. *Norma Oficial Mexicana NOM-014-Conagua-2007, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada. Diario Oficial de la Federación*, México.

DOF b 2009, *Norma Oficial Mexicana NOM-015-Conagua-2007, Infiltración artificial de agua a los acuíferos. Características y especificaciones de las obras y del agua. Diario Oficial de la Federación*, México.

Escolero, O., Dillon, P., Murillo, J. 2006. *Análisis de Alternativas para la Recarga Artificial del Sistema Acuífero de San Luis Potosí*. Organización Meteorológica Mundial, Informe OMM/PREMIA No. 007-02, 123 p. México.

Google Earth. 2016. Google Earth. Fecha de consulta: 20 de Agosto de 2016. Obtenido de: http//:googleearth.com

HASLP 2003. *Proyecto de actualización. Plan del Centro de Población Estratégico San Luis Potosí - Soledad de Graciano Sánchez*. H. Ayuntamiento de San Luis Potosí, S.L.P., México.

Hergt, T. 2009. *Diseño Optimizado de Redes de Monitoreo de la Calidad del Agua de los Sistemas de Flujo Subterráneo en el Acuífero 2411 "San Luis Potosí": Hacia un manejo sustentable*. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. 242 p. México.

Inegi. 2002. *Síntesis de Información geográfica del estado de San Luis Potosí.* Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 82 p. México.

Inegi. 2015. *Encuesta Intercensal*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Fecha de consulta: 18 Septiembre 2016. Obtenido de: http://cuentame.Inegi.org.mx/monografias/informacion/slp/poblacion/

Interapas, 2013. *Gestión del agua en la zona metropolitana de San Luis Potosí, Cerro de San Pedro y Soledad de Graciano Sánchez*. Sistema de Agua Potable, Alcantarillado Sanitario y Saneamiento de la Zona Metropolitana de San Luis Potosí Fecha de consulta: 18 Septiembre 2016. Obtenido de: http://www.interapas.mx/files/gestion_agua/GESTION_DEL_AGUA_2013.pdf.

Kralisch, S., Steiner, F., Wolf, L., Escolero, O. 2012. *Risks and Potentials Related to Shallow Urban Aquifers Groundwater Resources*. gwf-Wasser|Abwasser International Issue. (153). 34-42.

López-Álvarez, B. Ramos-Leal, J., Moran-Ramírez, J. Cardona, A., Hernández, G. 2013. *Origen de la calidad del agua del* acuífero colgado y su relación con los cambios de uso de suelo en el Valle de San Luis Potosí. Bol. Soc. Geol. Mex [online]. 65, 9-26. México.

López-Álvarez, B., Ramos-Leal, J., Carbajal, N., Hernandez-García, G., Moran-Ramírez, J., Santacruz-De León, G. 2014. *Modeling of Groundwater Flow and Water Use for San Luis Potosí Valley Aquifer System*. Journal of Geography and Geology. 6, 3. Canadá.

Martínez, S.E., Escolero, O., Kralisch, S. 2010. *Water Management in San Luis Potosí Metropolitan Area, Mexico.* Iternational Journal of Water Resources Development. 26: 3. 459-475.

Martínez, S.E., Escolero, O., Wolf, L. 2011. *Total Urban Water Cycle Models in Semiarid Environments-Quantitative Scenario Analysis at the Area of San Luis Potosi, Mexico*. Water Resour Manage. 25: 239. doi:10.1007/s11269-010-9697-6

Murillo, J. M. 2009. *Turbidez y sólidos en suspensión de las aguas de escorrentía susceptibles de ser utilizadas en la recarga artificial del acuífero granular profundo subyacente a la ciudad de San Luis de Potosí*. Boletín Geológico y Minero, 120 (2). 169-184.

Stevens-Vázquez, G. 2012. *Análisis espacial de la Vulnerabilidad Hídrica en la Zona Metropolitana de la Ciudad de San Luis Potosí-Soledad de Graciano Sánchez, México*. Tesis de maestría, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina, México.



7

PROYECTO DE MANEJO DE RECARGA DE ACUÍFEROS EN LOS OJOS DEL CHUVÍSCAR, CHIHUAHUA, MÉXICO

H. Silva-Hidalgo [1], M. A. González-Núñez[2], A. Pinales Munguía[3], A. Villalobos Aragón[4]*

[1] Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Chihuahua; silvahi@gmail.com; hsilva@uach.mx

[2] Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Chihuahua; manunez@uach.com

[3] Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Chihuahua; apinales@uach.com

[4] Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Chihuahua; avillalobos@uach.mx

* E-mail de correspondencia: silvahi@gmail.com; hsilva@uach.mx

Resumen

El manejo de recarga de acuíferos puede instrumentarse en acuíferos en donde se aprovechan volúmenes del líquido superiores a los que estos pueden aportar, como medida tendiente a restablecer el balance hidrológico. El proyecto piloto de manejo de la recarga de agua subterránea en los Ojos del Chuvíscar, es un ejemplo que por la simplicidad del esquema empleado, sus bajos costos de construcción y operación, podría replicarse en acuíferos nacionales e internacionales. El sistema consta en un muro filtrante (muro-gavión) sobre el lecho del río Chuvíscar, en donde aflora roca fracturada; una tubería ranurada colocada aguas arriba del muro; una tubería para conducir el agua hasta un pozo de infiltración; un medidor de caudal y volumen; y un dispositivo de cloración. La obra inició operaciones en la temporada de lluvias de 2004 y así ha continuado ininterrumpidamente durante 12 años. Previo al inicio de operación del sistema, el organismo operador disminuyó el caudal promedio y volumen extraído de los pozos de extracción aledaños, para intentar sostener los niveles de agua subterránea, posteriormente a la construcción de la obra de recarga no ha sido

necesario disminuir caudales y volúmenes extraídos; por el contrario, fue posible incrementar dichos volúmenes en un 15.9 % sin decremento de los niveles de agua subterránea. A la fecha no se ha detectado modificación a la calidad del agua nativa. Este caso que se considera exitoso, generó conocimientos y experiencias útiles para impulsar el desarrollo de proyectos de esta naturaleza y su construcción, así como para identificar elementos que permitan mejorar los instrumentos financieros, legales y normativos en la materia.

Palabras clave: MAR, Manejo de recarga de acuíferos, zonas áridas, acuíferos fracturados, Ojos del Chuvíscar, Chihuahua, México.

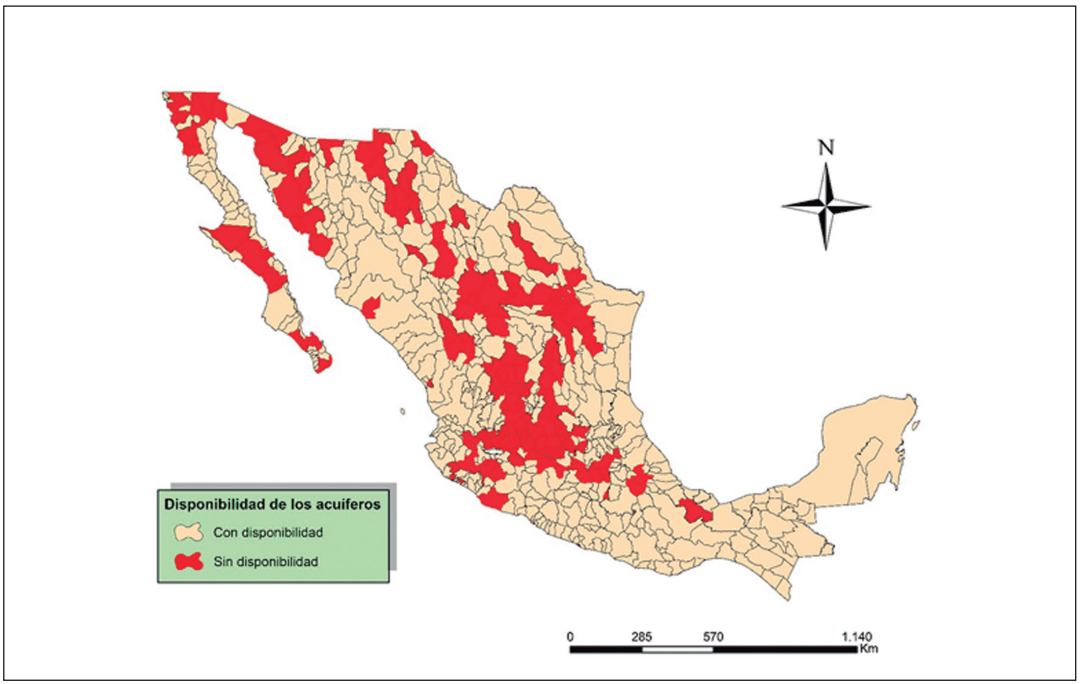
7.1. Introducción

El incremento de la recarga de agua subterránea por la intervención humana es una alternativa viable para intentar recuperar acuíferos con afectaciones debido al aprovechamiento de volúmenes de agua superiores a los que pueden aportar de manera sostenible. Desde un punto de vista moderno, el manejo de la recarga de acuíferos (MAR por sus siglas en inglés) inicia a finales del siglo XIX en Europa, en donde se usaron zanjas de infiltración (Fernández Escalante *et al*. 2005). En Estados Unidos, se iniciaron las primeras obras en California en 1896, usando el método de inundación y contabilizando la infiltración de fugas de canales de riego (Asano, 1985).

De igual forma se tienen otros ejemplos en diferentes latitudes del planeta, como son Alemania, Australia, Japón, Senegal e Irán (Fernández Escalante *et al.,* 2005). En México se tienen como antecedentes algunos pozos perforados en el Valle de México, con el propósito de infiltrar agua al subsuelo para tratar de restablecer las cargas hidráulicas que han sido alteradas por la extracción de agua en estratos superiores, intentando así evitar hundimientos de ciertas zonas de la ciudad; en el cauce del río Magdalena, a la altura de Pedregal de San Ángel, se construyeron las desviaciones Alta y Baja para derivar agua hacia una zona de basaltos fracturados ubicados en dicha zona (Mendoza-Cázares, *et. al.*, 2010). También se tiene una serie de pozos de infiltración perforados como solución al drenaje pluvial de un fraccionamiento en Torreón, Coahuila (Murillo, 1978), así como un programa de manejo de recarga mediante embalses de infiltración sobre el río Balsas (Gutiérrez, 2003). Aunque se tienen experiencias a nivel nacional (Palma *et. al.*, 2014), estas no son muchas y su documentación es escasa e incluso de difícil acceso.

En la Ciudad de Chihuahua, como en muchos otros centros de población ubicados en zonas áridas, el abastecimiento de agua potable depende de fuentes subterráneas. Desde mediados de los años noventa, en la Junta Central de Agua y Saneamiento del Estado de Chihuahua (JCAS), se tenía la preocupación de contar con fuentes de abastecimiento seguras en el largo plazo para el abastecimiento de agua potable a las ciudades más densamente pobladas. Los estudios hidrogeológicos disponibles en ese tiempo ya mostraban niveles de aprovechamiento superiores a las estimaciones de recarga de agua subterránea, por lo que los efectos adversos como el abatimiento progresivo del nivel freático y el deterioro progresivo de la calidad del agua, manifiesto en el incremento en concentración de algunos iones, ya eran visibles (SARH, 1972; SARH, 1985 y Conagua 1996). Sin embargo, esta problemática no se limita al estado de Chihuahua, es de carácter nacional, como se verifica en la publicación del *Diario Oficial de la Federación* (2015) en donde se presentan acuíferos en desbalance hidrológico, como se puede observar en la Figura 7.1.

Figura 7.1. Acuíferos con y sin disponibilidad de agua subterránea en México (Elaboración propia en base a la publicación del *DOF*, (2015))



La disminución en los volúmenes de agua subterránea, debido al aprovechamiento en cantidades superiores a la capacidad natural del sistema acuífero, es cada vez más frecuente. La atención del problema mediante mecanismos previstos en la legislación mexicana pueden llegar a ocasionar problemas sociales y económicos (actos de autoridad) o necesitar mucho tiempo en lograr acuerdos e instrumentos (reglamentos) y, consecuentemente, en ofrecer resultados plausibles. El MAR es una alternativa viable que permite el incremento de la recarga total de agua subterránea, mediante la intervención humana, a través de infraestructura construida ex profeso, o por la implementación de prácticas de manejo hídrico que la favorezcan. Definiciones antecedentes de MAR pueden encontrarse en publicaciones previas como las de Asano (1985), Custodio y Llamas (2001) y Bouwer (2002),

Dada la problemática en torno al recurso hídrico en el estado de Chihuahua, se observó pertinente explorar la posibilidad de implementar el manejo de la recarga de acuíferos en el estado de Chihuahua, como una de las alternativas posibles de solución o cuando menos de mitigación de los efectos negativos que exhibían algunos acuíferos. Como punto de partida y por facilidad administrativa, los estudios y de ser el caso, la construcción de un proyecto piloto, se llevó a cabo con recursos propios de la JCAS y/o de la Junta Municipal de Agua y Saneamiento (JMAS) de la ciudad que fuera a ser beneficiada con el proyecto, se pensó en desarrollar dichos trabajos para la Ciudad de Chihuahua, segunda más poblada en el estado de Chihuahua; por lo que el costo de los estudios fue bajo, pero no se contabilizó con el detalle suficiente para llegar a un gran total.

El suministro de agua potable a la ciudad de Chihuahua proviene actualmente de tres fuentes de agua subterránea: los acuíferos Chihuahua-Sacramento, El Sauz-Encinillas y Tabalaopa-Aldama que de acuerdo con la Conagua, los dos primeros presentan déficit o desbalance hidrológico (*DOF*, 2015). Algunos años atrás, un volumen pequeño se obtenía de la cuenca de la presa Chihuahua, sin embargo, los bajos niveles de almacenamiento observados en los últimos años, así como problemas técnicos por los años de operación de una planta potabilizadora, han hecho que se prescinda de esta fuente.

Como primicia, se definió que el origen del agua para recarga serían los escurrimientos torrenciales típicos en zonas áridas, los cuales son derivados de tormentas de gran intensidad que generan flujos importantes durante periodos de tiempo relativamente cortos. Se identificaron varios sitios a evaluar para definir la factibilidad de desarrollar un proyecto piloto.

Los estudios básicos de las posibles zonas se desarrollaron de 1996 a 1998 y consistieron en: 1) caracterización hidrológica de la cuenca para evaluar su potencial en la generación de escurrimientos superficiales a partir de la precipitación, así como la zona factible para la captación y/o derivación, 2) caracterización del sistema hidrogeológico para identificar los sitios potenciales para emplazar las obras recarga, 3) revisión de métodos y técnicas de gestión de recarga de acuíferos para aprovechar escurrimientos superficiales, 4) caracterización de la calidad del agua de recarga, así como la del acuífero receptor, 5) evaluación de las fuentes potenciales de contaminación del agua de recarga y la vulnerabilidad del acuífero a ser afectado por la obra de recarga, 6) identificación del mecanismo o dependencia que tomaría el proyecto para su operación y mantenimiento, y finalmente, 7) identificación de los aprovechamientos que serían beneficiados por la obra de recarga.

De los sitios potenciales se eligió la zona de las presas Chihuahua y Rejón, específicamente la zona de los Ojos del Chuvíscar, ubicada en la cuenca alta del primer embalse. En este lugar existe una batería de pozos que abastecen de agua potable a la ciudad de Chihuahua. El agua suministrada es de buena calidad conforme a la NOM-127-SSA1-1994 (*DOF*, 2014) y la zona exhibe condiciones naturales que favorecen la recarga de agua subterránea donde los aprovechamientos se localizan en zonas adyacentes próximas al cauce del río Chuvíscar, el cual colecta el escurrimiento superficial (Fotografía 7.1). Finalmente, la cuenca presenta un estado de alteración mínimo, por lo que los riesgos de contaminación del agua de recarga son muy bajos.

Considerando preliminarmente estos hechos, así como otros que se detallarán a lo largo del documento, el objetivo de este trabajo es dar a conocer el proyecto de recarga de acuíferos, que ha logrado contribuir a sostener la zona de los Ojos del Chuvíscar, como una importante fuente de abastecimiento de la ciudad de Chihuahua, compartir las experiencias y dificultades que debieron ser superadas, así como el conocimiento generado durante la construcción de la obra y su operación con el transcurso del tiempo. Cabe señalar que por la naturaleza del sitio, así como de la obra misma, puede resultar factible replicarla en otros acuíferos nacionales e internacionales.

Fotografía 7.1. Río Chuvíscar en temporada de lluvias.



7.2. Metodología

7.2.1. *Descripción de la zona de estudio*

La ciudad de Chihuahua se ubica en la porción central del estado de Chihuahua, que es una región árida, donde la escasez natural del recurso hídrico es una constante, que en los últimos años ha tendido a agudizarse por variaciones en el clima que son cada vez más notorias. La ciudad tiene una población de 819,543 habitantes y es la segunda más poblada en la entidad (Inegi, 2010). Políticamente colinda con los municipios de Ahumada al norte, Buenaventura al noroeste, Namiquipa y Riva Palacio al oeste, Santa Isabel y Satevó al suroeste, Rosales al sur y Aquiles Serdán y Aldama al este.

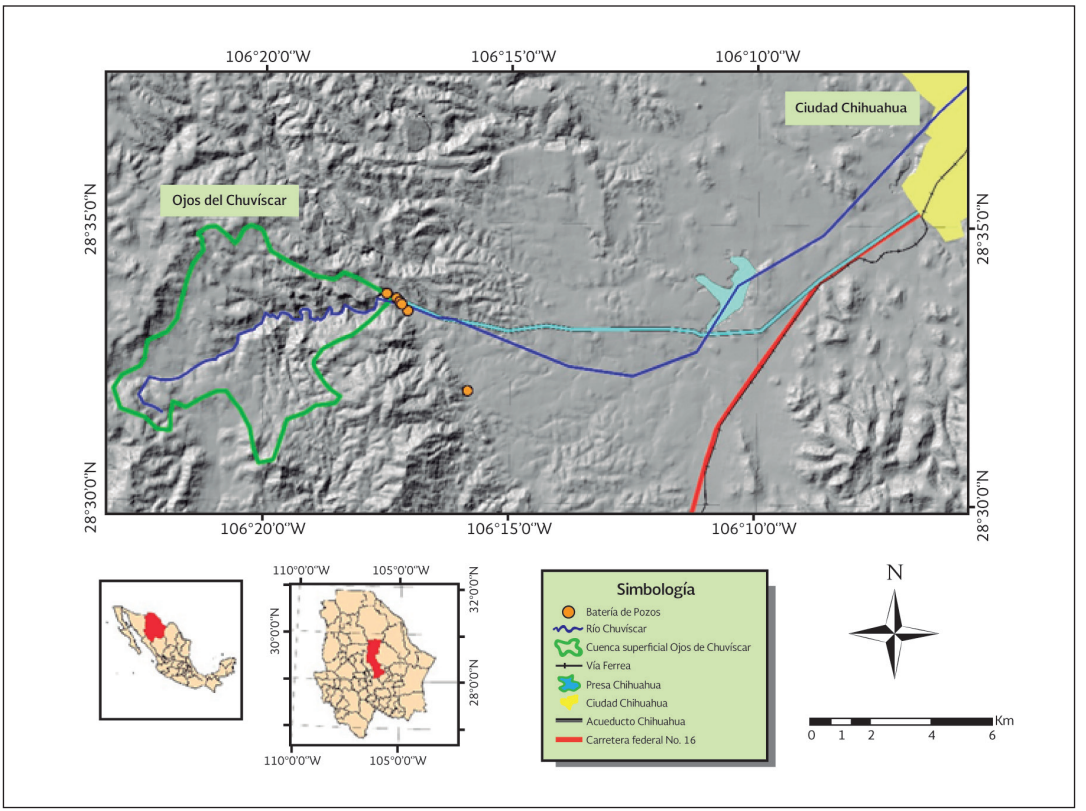
Los Ojos del Chuvíscar se ubican en la cuenca alta del río Chuvíscar (Figura 2), aproximadamente a 20 km al suroeste de la ciudad de Chihuahua. Desde el punto de vista de administración del agua subterránea, la zona pertenece al acuífero Chihuahua-Sacramento. En este sitio se perforaron dos pozos profundos a finales de los años sesenta, el Cañada y el Müller, los cuales inicialmente eran pozos muy productivos que aportaban caudales superiores a los 200 l/s (Durán, 1995).

Posteriormente se perforaron los pozos Chuvíscar, Ojos del Chuvíscar 5 y 6, así como el pozo Sierra Azul en una zona adyacente, sin embargo, inicialmente aportaron caudales inferiores a los dos primeros. En la actualidad la productividad de los pozos se ha visto afectada por el descenso progresivo de los niveles estáticos y consecuentemente dinámicos, al grado de que los Pozos Cañada y Müller dejaron de operar en los años 1994 y 1989, respectivamente, debido a la imposibilidad de continuar añadiendo tubería a la columna debido al colapso del ademe, que permitiera colocar el equipo de bombeo a mayor profundidad. A pesar de que ambos pozos están perforados en roca, este material está muy fracturado y afectado por oquedades y sistemas de fallas regionales y locales, lo que explica el colapso del ademe.

Los pozos Ojos del Chuvíscar 5 y 6 y el pozo Chuvíscar actualmente siguen en operación, pero con caudales significativamente menores a los iniciales, con una reducción del orden del 30 %. Precisamente, el descenso progresivo de los niveles estáticos y dinámicos de los pozos, así como los volúmenes extraídos, fue una de las razones por las que se decidió estudiar la factibilidad de construir una obra piloto de recarga de acuíferos, con la intención de tratar de asegurar parte del abastecimiento de agua potable a la ciudad de Chihuahua, ya que el abatimiento que presentan los niveles de agua subterránea en la zona son importantes debido a la extracción que se ha tenido desde 1969 (Durán, 1995).

La sub-cuenca superficial estudiada se ubica en los municipios de Chihuahua y Riva Palacio. Forma parte de la provincia fisiográfica denominada Sierra Madre Occidental, caracterizada como una región semi-árida que forma parte de un sistema montañoso de mesetas y lomeríos, rocas sedimentarias y volcánicas, con elevaciones entre los 1900 msnm y los 2300 msnm. Debido a que la zona de estudio se ubica muy próxima al límite con la provincia Sierras y Cuencas, la influencia de esta última se manifiesta con un sistema de fallas y fracturas que afectan el comportamiento hidrológico de la zona de los Ojos del Chuvíscar (SGM, 2002).

Figura 7.2. Ubicación de la cuenca de los Ojos del Chuvíscar.



La zona de estudio es una extensión de tierras ejidales; sin embargo, desde la perforación de los pozos Müller y Cañada, la JMAS de la ciudad de Chihuahua llegó a un acuerdo con los propietarios que permitió el aprovechamiento del agua subterránea de los Ojos del Chuvíscar.

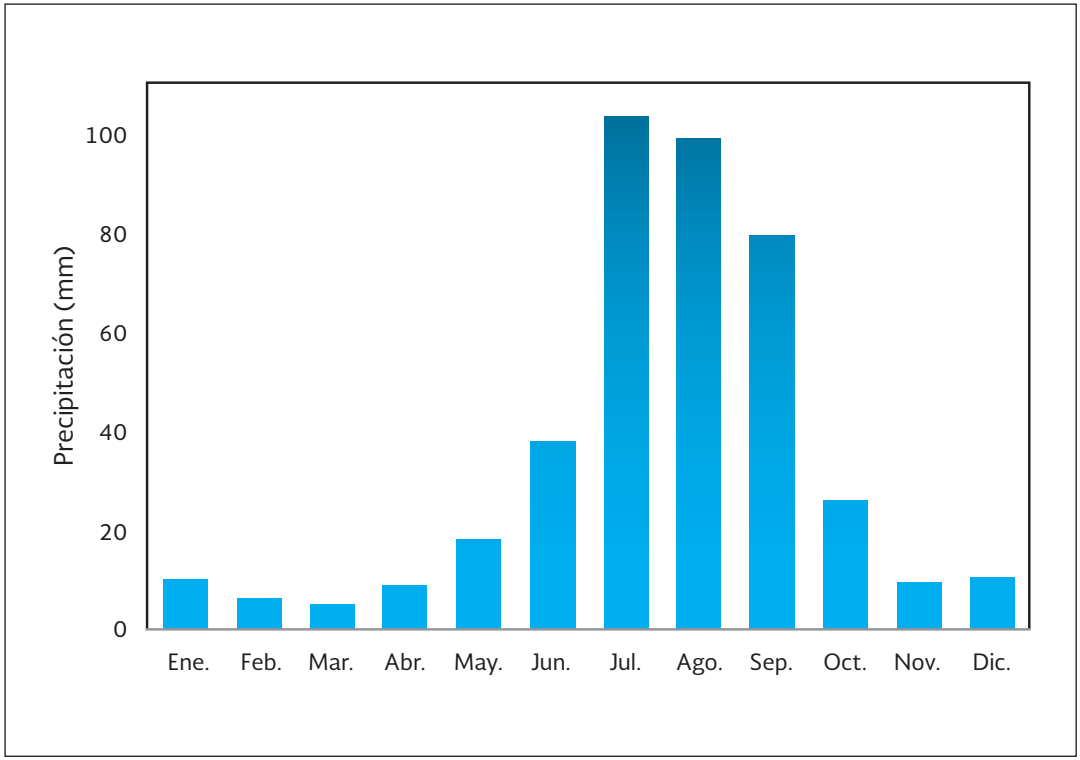
7.2.1.1. Aspectos hidrológicos

La sub-cuenca Ojos del Chuvíscar es de tipo exorreica, pertenece a la Región Hidrológica Bravo-Conchos, y tiene un área total drenada de 43.65 km^2, el río Chuvíscar tiene una longitud de 16.1 km y es el cauce principal de la presa Chihuahua, que a su vez forma parte de la Región Hidrológica Río

Bravo-Conchos. El clima en la zona es semi-seco, con una temperatura media anual del orden de 15 ºC, una evapotranspiración potencial del orden de 2203 mm/año, una precipitación media anual de 416 mm y del orden de 321 mm en promedio anual durante los meses de junio a septiembre (Figura 3), así como un potencial hidrológico superficial medio anual del orden de 0.88 hm^3 durante los meses de junio a octubre (Lara, 2014).

En los años sesentas, el río Chuvíscar era un cauce perenne, que observaba un flujo base debido a la presencia de un manantial (agua subterránea) y a aportaciones intermitentes de agua sub-superficial durante un tiempo después de la temporada de lluvias; de ahí se derivó el nombre de "Ojos del Chuvíscar", que es como se le conoce la zona en donde se emplazó el proyecto de MAR.

Figura 7.3. Precipitación media en la Ciudad de Chihuahua (1960-2013).



La cuenca se considera como geológicamente joven, por lo que no muestra una edafología muy desarrollada, con espesores delgados de suelos del tipo litosol y feozem háplico. La cobertura vegetal se compone principalmente de pinos en las zonas topográficamente más elevadas, encinos en la zona de transición (cobertura con mayor extensión en la cuenca) y finalmente pastizal natural y matorral en la zona de descarga (González-Núñez, 2014). Estas características del sistema hidrológico tienen gran efecto en el hecho de que la producción de materiales finos (limos y arcillas) debido a procesos pedológicos, sea muy bajo, favoreciendo las propiedades hidráulicas del suelo, así como la calidad del agua superficial. Fuera de la zona de estudio, el espesor del material granular que conforma el relleno se ve incrementado con acumulación de finos conforme el relieve cambia a zonas topográficas menos accidentadas y con pendientes más suaves.

7.2.1.2. Geología de la zona de estudio

La cuenca presenta una litología que comprende rocas sedimentarias como son calizas, lutitas y areniscas, formadas en el Cretácico inferior, así como rocas ígneas extrusivas pertenecientes al Grupo Volcánico Superior del Terciario, como son tobas y andesitas (McDowell y Clabaugh, 1981). De acuerdo con la columna estratigráfica del SGM (modificada por González-Núñez, 2014), la secuencia en orden de antigüedad de las formaciones es: Las Vigas, La Virgen, Cupido, Intrusivo diorítico, La Peña, Aurora (Fotografía 7.2), Conglomerado Sacramento, Grupo Volcánico Superior, intrusivo diorítico y material aluvial; en la Fotografía 7.3 se observa el contacto entre las rocas sedimentarias y las de origen volcánico.

De acuerdo con Grajeda y Araiza (1987), las rocas más antiguas se depositaron en lo que se conoce como la Cuenca de Chihuahua, la que durante el Jurásico sufre una invasión marina que persiste hasta el Cretácico inferior con avances y retrocesos de la línea de costa. Es entonces cuando se depositan carbonatos con arcillas y arena, dando origen a la formación Las Vigas, que se depositó en Sierra Azul y es la de mayor antigüedad en la zona. A finales del Cretácico y principios del Cenozoico surgen efectos ocasionados por la orogenia Laramide. Tales efectos aparecen como fallas, fracturas y plegamientos. Debido a esta orogenia ocurre una gran actividad volcánica que está representada por paquetes volcánicos separados por depósitos de material piroclástico como depósitos de areniscas que representan periodos de calma. Posteriormente surge un intrusivo ígneo diorítico que deforma la secuencia de rocas, sobre todo a las sedimentarias. Finalmente, al cesar la actividad volcánica comienza una fase de procesos erosivos climáticos, físicos y

químicos en los cuales se generan depósitos aluviales de bajo espesor ubicados en las márgenes del río Chuvíscar.

Fotografía 7.2. Caliza Formación Aurora con presencia de disolución y fracturas.



Debido a lo complejo de la geología estructural que se presenta en el área, algunos autores (Grajeda y Araiza, 1987) han reportado que el intenso fallamiento en la zona, genera que éstas y las fracturas funcionen de tres formas: 1) como conductoras de agua bajo ciertas condiciones, 2) como barreras impermeables en los límites de la unidad hidrogeológica, o 3) sólo como discontinuidades en la litología.

La escasez de materiales finos como subproductos de procesos formadores de suelos en la cuenca, salvo en la zona próxima a los cauces naturales, en donde se acumulan gravas y arenas con

Fotografía 7.3. Contacto entre rocas volcánicas del Terciario (izquierda) y sedimentarias marinas pertenecientes a la formación Aurora (derecha)



contenidos muy bajos de limos y arcillas, determinan condiciones hidráulicas favorables debido a la porosidad secundaria de las rocas y a los canales de flujo de los sistemas de fallas y fracturas. Los cortes litológicos de los pozos perforados en el área evidencian estratos delgados de material aluvial, suprayaciendo rocas calizas y tobas riolíticas, ambas con alto grado de fracturamiento.

7.2.1.3. Comportamiento hidrogeológico del sistema

El almacenamiento y flujo del agua subterránea se desarrolla en las rocas fracturadas que conforman el medio, como tobas, andesitas y tobas riolíticas, con un espesor de 100 a 120 m y calizas y areniscas con mayores espesores que subyacen a las rocas volcánicas (JMAS, 1997). Como se comentó, a la salida de la cuenca hidrológica superficial, se ubicaba el manantial que se denominaba Ojos del Chuvíscar, que aportaba el flujo para que el río se mantuviera perenne; sin embargo al iniciar la explotación hídrica en la zona en 1969, dicho manantial desapareció, al tiempo que el nivel de agua subterránea descendió.

En la zona de estudio hay seis perforaciones con una profundidad máxima de 470 m: los pozos Cañada y Müller que están fuera de operación, así como los pozos Chuvíscar, Ojos 5, Ojos 6 y Sierra Azul, estos últimos equipados con tuberías de descarga que varían entre 6 y 8 pulgadas y caudales de extracción de entre 25 y 75 l/s (JCAS, 2010). En la Figura 4 se muestra el volumen conjunto extraído por los pozos que están en operación desde 1969. El primer pozo perforado es el Müller, que inicia operaciones en 1969, posteriormente, en 1972 inician operaciones los pozos Chuvíscar, Cañada y Sierra Azul. En 1980 se perfora el pozo Ojos 5 y en 1983 el Ojos 6, incrementándose el volumen de extracción de 7 hm^3/año a principios de la década de los setentas a 18 hm^3/año en 1986, llegando a un máximo de 24 hm^3/año en 1986. Debido a los abatimientos que presentaron en el acuífero en 1989 deja de operar el pozo Müller y en 1994 lo hace el Cañada. En ambas fechas se observa un descenso en los volúmenes de extracción (Figura 4).

La profundidad del agua subterránea en la zona de estudio se encuentra en la actualidad (2016) alrededor de 116 a 135 m (Figura 5), sin embargo inicialmente estaba a nivel de superficie del terreno natural (1969), en donde brotaba el manantial "Ojos del Chuvíscar". La producción de los pozos se ha visto disminuida con el paso del tiempo, así aprovechamientos como los pozos Chuvíscar, Ojos 5 y Ojos 6, que extraían del orden de 50, 110, 180 l/s a principios de la década de los noventas, en la actualidad extraen caudales de 25, 75 y 70 l/s, respectivamente (JMAS, 2016). Nótese en las Figuras

4 y 5 que a pesar de la disminución del volumen extraído en 1989 y 1994, la profundidad del nivel estático continua descendiendo hasta el año 2000, lo que evidencia la afectación del sistema (desbalance hidrológico) por efecto del aprovechamiento del agua subterránea.

Figura 7.4. Caliza Formación Aurora con presencia de disolución y fracturas.

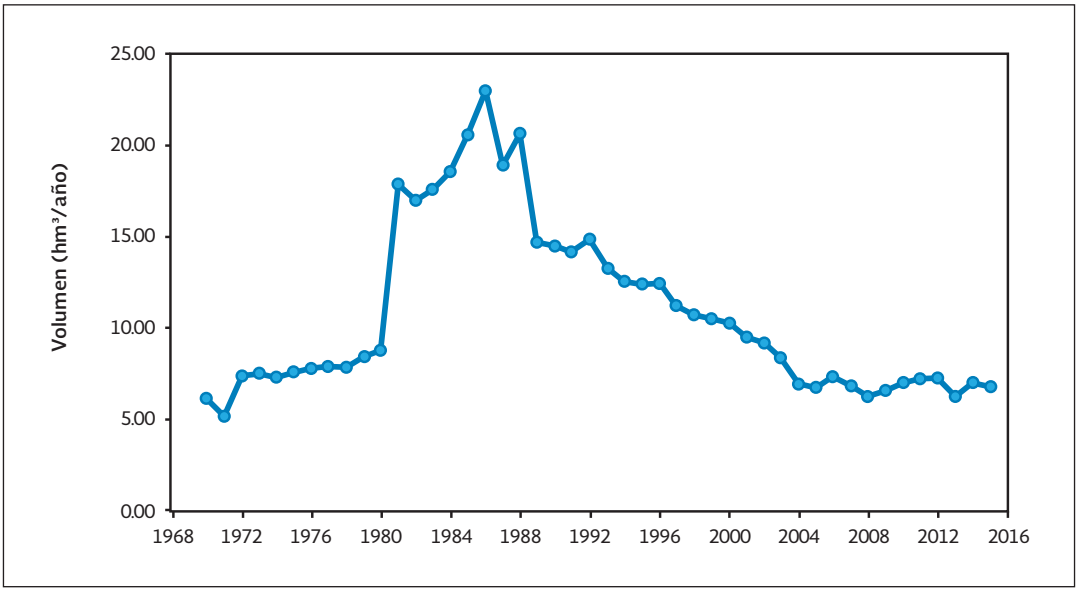
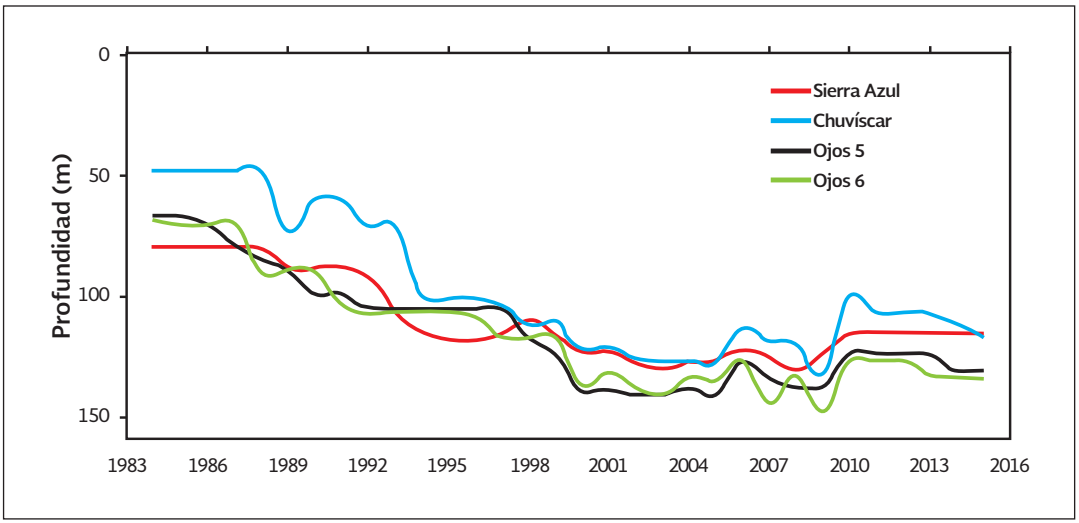


Figura 7.5. Comportamiento histórico de la profundidad de los niveles piezométricos.



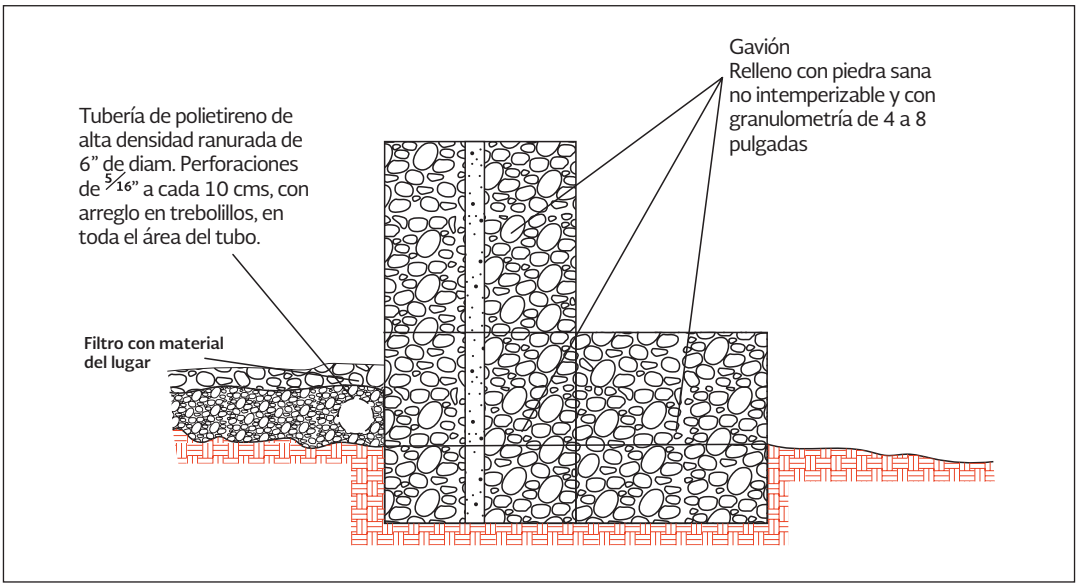
El agua subterránea en el área presenta una composición cálcica-magnésica resultado de su interacción con las rocas sedimentarias y las volcánicas en el medio fracturado (González-Núñez, 2014). En general, el contenido de sólidos disueltos totales es bajo, oscila entre 272 y 408 mg/l, la concentración de cloruros está entre 2.45 y 5.38 mg/l, por lo que se considera que el agua almacenada en el sistema acuífero no tiene mucho tiempo de residencia y su recarga procede de la precipitación. La elevación topográfica media de la cuenca, así como las que la circundan, son parte de la evidencia que sustenta lo anterior. Las pruebas de aforo y de bombeo realizadas en los pozos, así como el análisis de la información piezométrica, aportan elementos para caracterizar el acuífero como una unidad con media a alta productividad de agua subterránea debido a sus propiedades hidráulicas y la cuenca superficial como zona de recarga natural del sistema subterráneo.

7.2.2. *Descripción del proyecto de recarga de acuíferos en la zona de los Ojos del Chuvíscar*

En el año 2004, la JCAS construyó un sistema de manejo de la recarga de acuíferos consistente en una cortina filtrante de 2 m de altura y 26 m de longitud sobre el lecho del cauce del río Chuvíscar, formada con un muro de gaviones en un sitio en el que afloraba roca fracturada. La cortina está

empotrada en el lecho del cauce, así como en los taludes del mismo, como se muestra en la Figura 6 (Silva-Hidalgo y Moreno, 2010). En esta Figura se observa que aguas arriba de la cortina se colocó una tubería ranurada y material filtrante arropándola, a manera de galería filtrante, que se conecta a una tubería de polietileno de alta densidad (PAD) de 10 pulgadas de diámetro, ubicada en la margen izquierda del cauce y que conduce el agua al pozo de infiltración o de recarga (pozo Müller). En las Fotografía 7.4a-7.4c se observa el sitio en el que se ubicó la cortina previo a su construcción, así como los trabajos de limpieza y preparación para su empotre en la roca y finalmente el sitio ya con la cortina construida.

Figura 7.6. Sección transversal del muro y galería filtrante para derivación de caudales al pozo de infiltración.



Fotografía 7.4. (a) Trabajos de limpieza en la zona de desplante de la cortina, (b) sitio de ubicación de la cortina y (c) cortina construida.



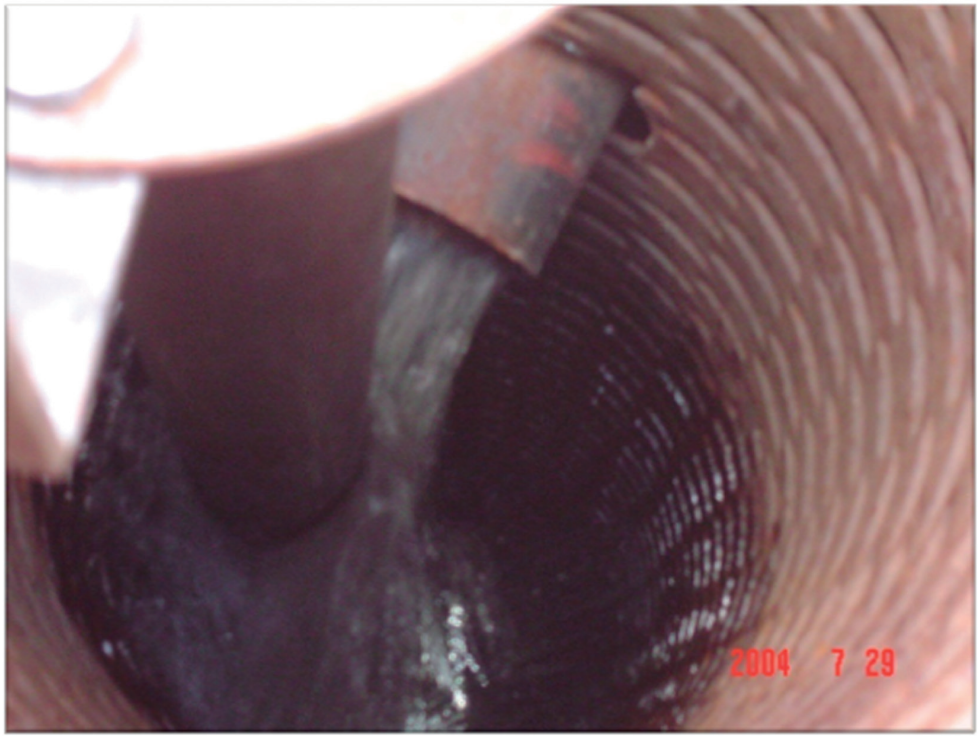
Adicionalmente se instaló un sistema de medición de caudal instantáneo y totalizador volumétrico, así como un sistema de cloración en la descarga al pozo de recarga, consistente en una bayoneta ranurada que es alimentada con pastillas de hipoclorito de calcio, para desinfectar el agua que ingresa al acuífero a través del pozo (Fotografía 7.5a). La dosificación del cloro es función del volumen de agua totalizado en el medidor de flujo, con lo que la operación del sistema es determinante para llevar el control adecuado. Antes de llegar al pozo de infiltración y aguas arriba de la ubicación del medidor de flujo, se construyó un desfogue para la limpieza y mantenimiento de la línea (tubería) de conducción de agua de la presa filtrante al pozo de absorción. En la Fotografía 7.5b se observa la descarga de la tubería de conducción al pozo de infiltración.

Considerando que la zona de captación generada por la presa filtrante (muro de gaviones) se ubica sobre rocas volcánicas altamente fracturadas, el manejo de la recarga del acuífero no sólo tiene lugar a través del pozo de infiltración, también es inducida en la zona de inundación del vaso de la presa filtrante, debido a la carga hidráulica que genera la acumulación temporal de agua (Fotografía 7.6).

Fotografía 7.5. a) Instalación de la bayoneta de cloración
b) Cloración del agua durante su ingreso al pozo de infiltración.



a)



b)

Fotografía 7.6. Sistema de manejo de la recarga de acuíferos durante el periodo de lluvias.



En la Figura 7 se muestra la ubicación de los aprovechamientos en la zona de estudio, tanto los inactivos (Müller y Cañada) como los activos (Chuvíscar, Ojos 5 y Ojos 6). Una ventaja importante del proyecto es que sólo se tiene un posible beneficiario del proyecto de recarga, los pozos de abastecimiento de agua potable a la ciudad de Chihuahua, por lo que el organismo operador, la JMAS de esta ciudad, opera y da mantenimiento al sistema. Los pozos activos se ubican aguas abajo del pozo de infiltración, siendo los pozos Ojos 6, Ojos 5 y Chuvíscar, en ese orden en cuanto a su cercanía al de recarga, en donde se puede monitorear los efectos de la operación del sistema de recarga (Figura 7.7).

7.2.3. *Costo de la construcción del proyecto de manejo de recarga de acuíferos en la zona de los Ojos del Chuvíscar*

Como se mencionó con anterioridad los estudios y proyectos fueron elaborados por la administración pública, con recursos tanto de la JCAS, como de la JMAS, por lo que su costo fue bajo y distribuido a lo largo de varios años (periodo de 1996 al año 2004). Para la construcción de la obra se contó con la donación de malla gavión por parte de la Delegación Estatal Chihuahua, de la *Semarnat*, dicha donación se estimó como una aportación en especie con un valor de aproximadamente $150,000.00 (ciento cincuenta mil pesos, 00/100 M.N). El resto de los trabajos y materiales requeridos fue financiado con recursos propios de la JMAS de la ciudad de Chihuahua, con un monto de $300,000.00 (trecientos mil pesos 00/100 M.N.), equivalente aproximadamente a $16,220.00 dólares americanos en 2004.

7.2.4. *Descripción general de la operación del proyecto de recarga de acuíferos en la zona de los Ojos del Chuvíscar*

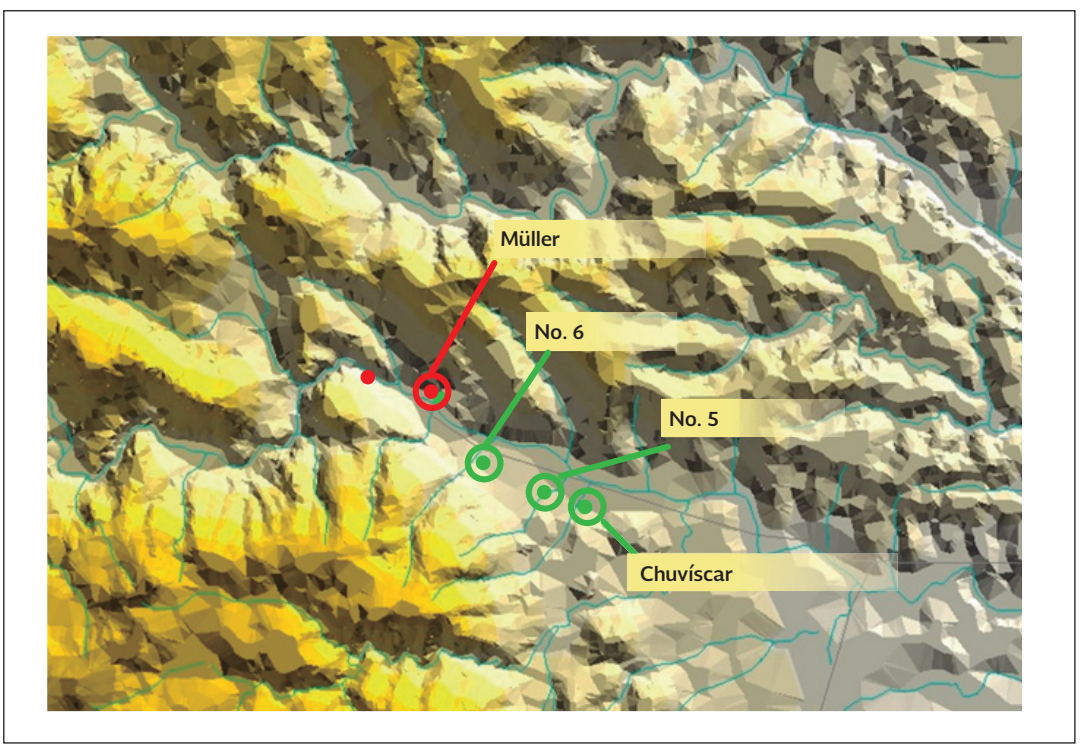
La temporada de lluvias en la porción central del estado de Chihuahua inicia a finales de junio y concluye a principios de octubre (Figura 3), por lo que cauce principal de la cuenca de los Ojos del Chuvíscar es de tipo intermitente, llegando a comportarse como efímero en años con precipitaciones muy bajas; por tanto, la obra para el manejo de la recarga del acuífero funciona sólo durante el periodo de lluvias. Lo anterior define el programa de operación y mantenimiento del proyecto, que consiste en:

Previo al inicio del periodo de precipitación las válvulas de desfogue (limpieza) y de acceso al pozo de recarga deben estar cerradas. Durante las primeras lluvias se limpia la tubería mediante la descarga de agua por la instalación del desfogue hasta que el agua deje de salir con turbiedad y color, luego se cierra nuevamente el desfogue. La bayoneta de desinfección debe estar cargada con hipoclorito de calcio antes de abrir la válvula que permite el acceso del líquido al pozo de infiltración; con el propósito de controlar la cantidad de desinfectante que se debe adicionar en la próxima recarga se asienta en la bitácora de operación del sistema el volumen que registra el totalizador de flujo al iniciar la operación del sistema. Se abre la válvula que permite el acceso al pozo de recarga e inicia su operación hasta que deja de presentar flujo; una vez que ello ocurre, se cierra la válvula y se reinicia el proceso cuando se tienen escurrimientos nuevamente.

Con la finalidad de preservar la vida útil de la obra, no se deriva caudal durante la tormenta, sino que se aprovechan los escurrimientos de la porción de recesión del hidrograma, cuando el caudal se presenta a velocidades menores, con lo que la calidad del agua mejora sustancialmente al disminuir el arrastre de material fino.

Mientras el vaso de la presa no esté lleno de material de arrastre grueso (boleos, gravas y arenas), al final de la temporada de lluvias se retira el estrato superior de material fino (arenas finas y bajas cantidades de limos y arcillas), con la finalidad de que el material que se acumule en el vaso sea grueso y siga permitiendo el almacenamiento temporal de agua que genera el tirante hidráulico para derivarla por la tubería, así como la infiltración directa en el área del propio vaso.

Figura 7.7. Ubicación de los pozos en la zona de los Ojos del Chuvíscar. En color rojo pozos inactivos incluyendo el pozo Müller (recarga) y en color verde los pozos activos.



Con la finalidad de preservar la capacidad de infiltración de la galería filtrante ubicada aguas arriba del paramento de la presa filtrante, se puede proceder al lavado de la tubería inyectando agua a contra flujo, utilizando la instalación del desfogue o incluso el registro que hay en la margen izquierda de la presa, sitio en el que se conecta la tubería ranurada de captación, con la tubería de conducción de poliuretano de alta densidad que lleva el líquido al pozo de infiltración.

7.3. Resultados

Antes del año 2004, previo al inicio de operación del sistema de manejo de recarga de acuíferos en la zona de los Ojos del Chuvíscar, la batería de pozos (Ojos del Chuvíscar 6, Ojos del Chuvíscar 5 y Pozo Chuvíscar) disminuían el volumen de extracción mensual, su caudal, así como incrementaban su nivel dinámico; todo esto a un ritmo acelerado. En años posteriores al 2004 se empieza a observar un cambio en el comportamiento hidráulico de los pozos, el pozo Ojos del Chuvíscar que es el más próximo al de infiltración experimentó un cambio en la tendencia de sus variables, especialmente del volumen extraído que primero cambia su ritmo de descenso y luego se recupera en el año 2010, observándose una nueva tendencia hacia la estabilización del año 2013 al 2016, lo mismo ocurre con el caudal y el nivel estático se observa estable a partir del año 2010 (Figura 8).

En el caso del pozo Ojos del Chuvíscar 5 (Figura 9), se observa una recuperación del volumen extraído a partir del año 2005, así como un cambio en su tendencia, aunque su estabilización aún no se define francamente, tanto para esta variable como para el caudal medio. El nivel dinámico se observa estable desde el año 2010.

Finalmente, el pozo Chuvíscar, que es el que se ubica a una mayor distancia del pozo de infiltración, presenta una recuperación del volumen extraído a partir del año 2009, así como un cambio en la tendencia de esta variable y del caudal medio de extracción. En general, también en este pozo se observa el efecto de la obra de recarga, sin embargo, como podría esperarse, hay un retraso temporal en la detección de cambios positivos en el comportamiento hidráulico del pozo (Figura 10).

Figura 7.8. Comportamiento de la profundidad al nivel dinámico, del caudal de extracción y del volumen extraído mensual del pozo Ojos del Chuvíscar 6.

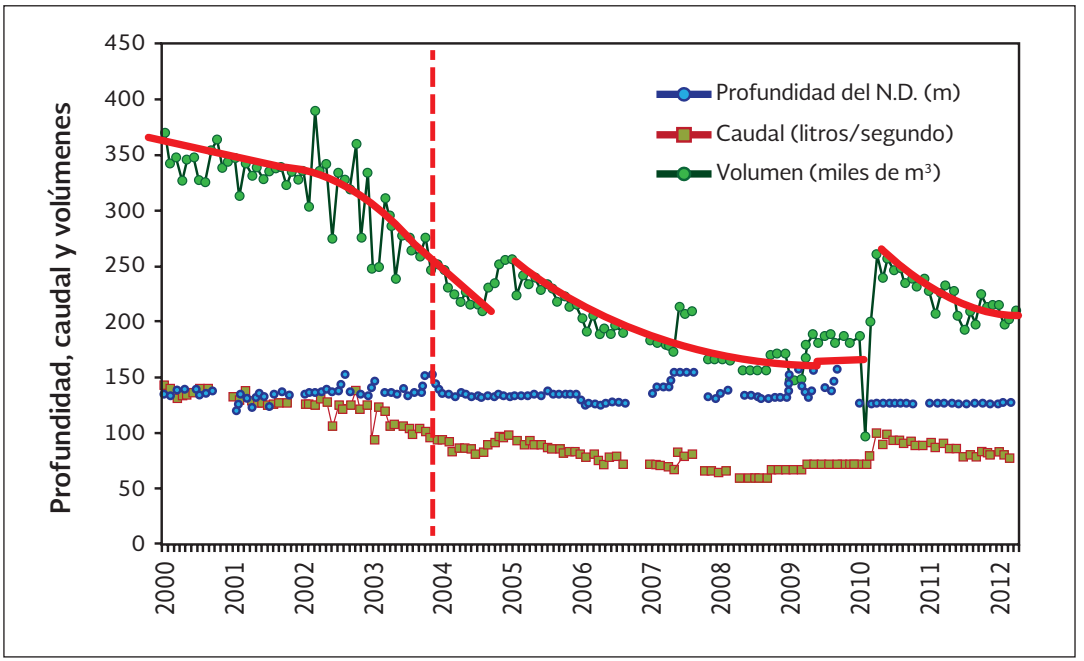


Figura 7.9. Comportamiento de la profundidad al nivel dinámico del caudal de extracción y del volumen extraído mensual del pozo Ojos del Chuvíscar 5.

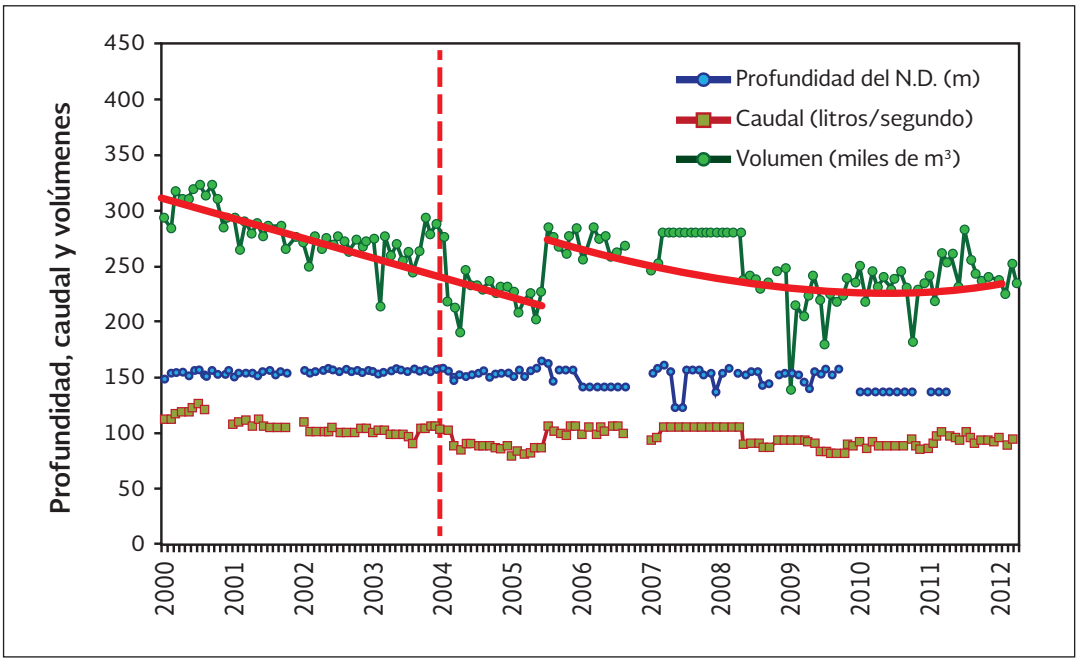
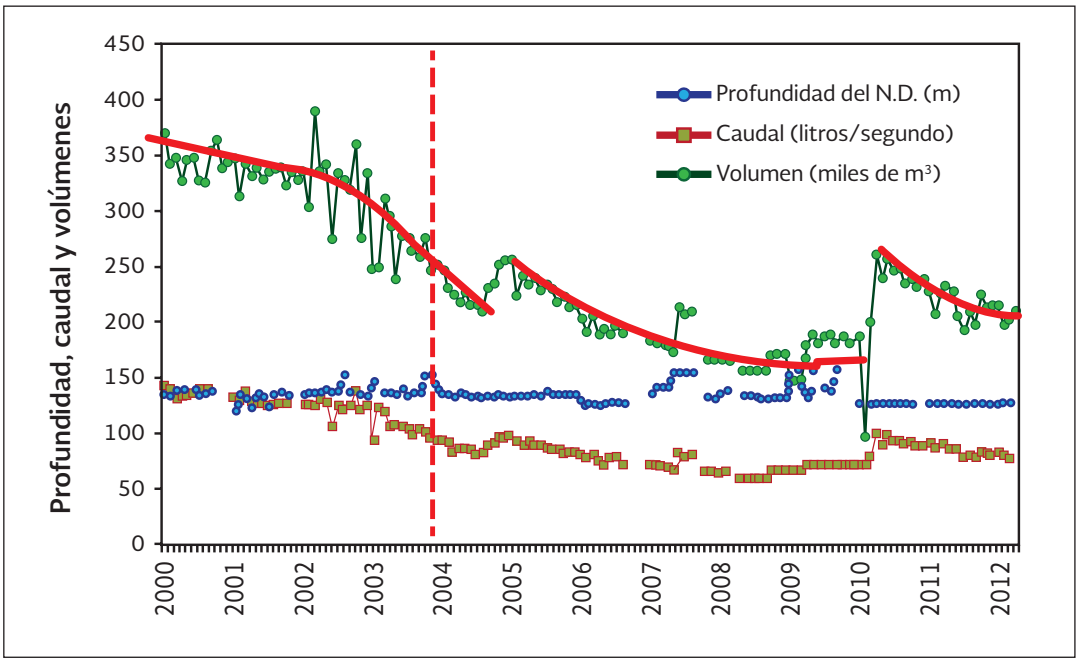


Figura 7.10. Comportamiento de la profundidad al nivel estático/dinámico, del caudal de extracción y del volumen extraído mensual del pozo Chuvíscar.



De acuerdo con los resultados de calidad del agua de los tres pozos de extracción (Ojos del Chuvíscar 5, Ojos del Chuvíscar 6 y Chuvíscar), el impacto en la calidad del agua subterránea aún no ha sido detectado, ya que el agua de recarga tiene una calidad cercana al agua meteórica. El acondicionamiento previo del agua de recarga consiste en un filtrado y cloración del agua que se inyecta de forma directa a través del pozo Müller (Fotografía 7.5). En la zona de recarga producida por la presa de gaviones, el tratamiento consiste en el filtrado a través de gravas y arenas que se han acumulado en el vaso de la presa filtrante, así como el tiempo de retraso que le toma al agua infiltrada en llegar al nivel freático, que se ubica a un poco más de 120 m de profundidad.

En relación a problemas de colmatación reportados en la literatura científica (Martin, 2013) como uno de los que pueden ocurrir en obras de manejo de recarga de acuíferos, hasta el año 2016 no se ha observado en el pozo de infiltración (sin embargo no se ha valorado con estudio específicos

todavía). Sin embargo, se ha observado una disminución en el caudal instantáneo que se mide antes de ingresar en el pozo de infiltración, posiblemente la pérdida de flujo se deba a la acumulación de un volumen bajo de finos en la zona de la galería filtrante e incluso a la compactación del material debido a flujo hacia la tubería ranurada. Este problema puede ser resuelto con actividades de limpieza y mantenimiento de la instalación, que puede llegar a incluir la sustitución del material granular que arropa la tubería ranurada.

7.4. Discusión

En este apartado se describen los aspectos más relevantes derivados de la observación del funcionamiento de la obra de manejo de la recarga de acuíferos en la zona de los Ojos del Chuvíscar:

La obra ha operado de forma ininterrumpida (aunque con altos y bajos) durante 12 años, bajo un esquema de manejo bastante simple. El hecho de que se trate de una cuenca de cabecera, en donde se tiene muy baja producción de materiales finos debido a procesos formadores de suelo, favorece la conservación de las obras de manejo de recarga con agua proveniente de la precipitación pluvial. En sistemas en donde la producción de finos es alta, se pueden presentar problemas de colmatación de la infraestructura para infiltración del agua, implicando mayores actividades para su operación y mantenimiento, y probablemente reduciendo su vida útil.

Por otro lado, en sistemas de manejo de recarga de agua subterránea, emplazados en medios granulares, el efecto de colmatación es más probable que en medios altamente fracturados. Así, los 12 años de funcionamiento del sistema con actividades de operación y mantenimiento muy básicas, evidencia las ventajas de instrumentar el manejo de recarga en medios fracturados, siempre que ello sea viable, en un sentido holístico. Otro problema observado en obras de manejo de la recarga es la pérdida de conductividad hidráulica del material adyacente a la obra de infiltración o a la de infiltración, debido al efecto de compactación de dicho material por el flujo de agua de la obra, hacia el acuífero (Martin, 2013b). En el caso de medios fracturados no se presenta este efecto dada la estabilidad de la estructura de la roca, teniendo efectos benéficos en la vida útil del proyecto.

El hecho de que en la zona de los Ojos del Chuvíscar no se tengan actividades económicas que representen riesgos de contaminación importantes, es trascendente en términos de seguridad de que

la operación del sistema no afecte la calidad del agua subterránea. El relieve de la zona de estudio no favorece el desarrollo de otras actividades distintas al pastoreo, que se da en forma moderada.

Cuando se aprovecha agua de precipitación en cuencas con baja producción de finos, que por lo general tiene una calidad que incluso mejor que la del acuífero (excepto en lugares en donde la contaminación atmosférica puede ser intensa), la recarga en medios fracturado preserva la calidad del agua que ingresa al acuífero, aun cuando el flujo tenga lugar en poco tiempo.

El efecto benéfico del proyecto de manejo de la recarga de agua subterránea en la zona de los Ojos del Chuvíscar se manifestó en poco tiempo, ya que los pozos se emplazan en un medio altamente fracturado, que permite que flujo vertical se efectúe en forma rápida, disminuyendo la pérdida de humedad por evapotranspiración en la zona no saturada.

7.4.1. Efectos en el acuífero por la operación de la obra de recarga

En los pozos de extracción cercanos al de manejo de la recarga de acuíferos se observa un incremento en el volumen de extracción anual, así como una tendencia a la estabilización. Este efecto se observa con un retraso en el tiempo y en menor intensidad conforme el pozo analizado se encuentra más alejado del de recarga.

El caudal medio anual de extracción en los pozos muestra cambios en la tendencia, aunque la estabilización no se ha alcanzado todavía, ya que aún exhibe variaciones.

En los pozos más cercanos al de recarga (Ojos del Chuvíscar 5 y 6), se alcanzó la estabilización del nivel dinámico a partir del año 2010, sin embargo en el pozo Chuvíscar aún no se ha logrado a plenitud.

De acuerdo con los resultados del análisis de calidad del agua subterránea que se extrae en los pozos de la zona de estudio, después de 12 años de operación, aún no se ha registrado algún impacto negativo, a pesar de que el efecto de los volúmenes adicionales que han ingresado si se manifiestan en el comportamiento hidráulico de los aprovechamientos monitoreados, es decir, el agua recargada llegó al nivel estático, pero hasta el momento no muestra afectación en términos de calidad.

7.4.2. *Problemas que se enfrenta al tratar de instrumentar obras de recarga de acuíferos*

Aunque conceptualmente el tema de manejo de la recarga de acuíferos es muy atractivo e interesante desde un punto de vista técnico, científico y de investigación, en la práctica no resulta sencillo de instrumentar, ya que requiere de estudios previos que toman tiempo y recursos económicos para llevarlos a cabo y la construcción de obras toma a su vez tiempo y más recursos económicos. Por lo general los tomadores de decisiones en los niveles federal, estatal y municipal deben decidir entre hacer inversiones en proyectos que ofrecen una solución a su juicio inmediata, u otras medidas de prevención que pueden llegar a ofrecer resultados en el largo o mediano plazos.

Así resulta en la práctica que se dedican importantes inversiones a la construcción de nuevas fuentes de abastecimiento a una ciudad, aunque ello implique recuperar caudales de extracción y volúmenes extraídos, a costa de mayores abatimientos del sistema, en lugar de hacer obras de manejo de la recarga que permitan lograr el mismo efecto, pero sin mayores abatimientos del nivel freático. Claro es el caso de los Ojos del Chuvíscar donde se ha logrado una mejoría, sin embargo esta no fue inmediata, se tuvo que esperar algunos años para ver resultados, lo que implica trascender a periodos gubernamentales de dichos niveles de gobierno, por lo que las obras serán proyectadas y posiblemente también construidas por una administración, pero los resultados medibles serán presentados por otra que llegue con posterioridad, siempre y cuando se decida darle seguimiento. En el caso de obras que se construyan en medios granulares, es posible que los resultados visibles tomen mucho más tiempo, especialmente si la recarga se efectúa de manera indirecta.

Por otro lado, no se destinan muchos recursos a un programa de manejo de recarga, por lo que los esfuerzos que se hacen, por lo general son aislados, de modestas proporciones y con menores posibilidades de dar seguimiento y difusión de los resultados.

Desde luego que la decisión es difícil, pero no se trata dejar de hacer unas cosas por hacer otras, sino reconocer que las obras de prevención y protección del acuífero, como lo son las de manejo de la recarga de agua subterránea, son tan importantes como las que atienden los problemas de forma rápida (pero con efectos colaterales no deseados).

7.4.3. *Lineamientos generales que se pueden utilizar para el desarrollo de proyectos de manejo de recarga de acuíferos*

Basados en los resultados que se han obtenido con el proyecto de los Ojos del Chuvíscar, fue posible identificar algunos lineamientos o recomendaciones útiles para el desarrollo de proyectos de manejo de la recarga de acuíferos, cuando para ello se pretenda aprovechar agua procedente de escurrimientos superficiales generados por la precipitación.

- Implementar las obras piloto en zonas que se constituyen como zonas de recarga natural de los acuíferos. Por lo general son las zonas topográficamente más altas (incluyen el pie de monte), en donde afloran rocas fracturadas y en general materiales con buenas propiedades hidráulicas.
- Hacer uso de la infraestructura disponible. El uso de obras existentes, como pozos abandonados u obras de retención y derivación de agua, además de permitir la recuperación de infraestructura o ampliar el uso de la misma, puede llegar a disminuir sustancialmente los costos de inversión de un proyecto de manejo de recarga de agua subterránea.
- Realizar un programa de monitoreo del sistema de manejo de la recarga de agua subterránea. Como comúnmente sucede en proyectos de ingeniería, si no se documentan y reportan resultados visibles, es común que se piense que la obra no funcionó con buenos resultados. Así, es importante que se prevea el mecanismo de seguimiento a los resultados del proyecto de manejo de la recarga de agua subterránea, medición de volúmenes que ingresan al acuífero, o cuando menos los que se infiltran en la zona no saturada, evolución de los niveles de agua subterránea y de la calidad del agua, en el sitio del proyecto y sus alrededores entre otras previsiones.
- Buscar que la operación y mantenimiento del proyecto quede a cargo de los propios beneficiarios de la obra. Con la finalidad de que el proyecto pueda prevalecer al tiempo, es importante que quienes se verían beneficiados del mismo, lo operen y den mantenimiento, de otra forma el proyecto puede abandonarse (al cambiar la administración gubernamental por ejemplo) y pasará por ese sólo hecho de un proyecto que pudo ser exitoso a uno que puede aparecer como un fracaso por falta de seguimiento.
- En los casos que sea posible empatar los proyectos de manejo de la recarga de agua subterránea con otros que estén relacionados, como ejemplo, aprovechar proyectos de

solución al drenaje pluvial para lograr introducir parte de los escurrimientos al subsuelo, teniendo el cuidado de no representar un riesgo ambiental que impacte negativamente en la calidad del agua del acuífero.

7.4.4. Áreas de oportunidad en la zona de los Ojos del Chuvíscar

Es importante desarrollar los estudios necesarios para evaluar el tiempo de residencia del agua que ingresa al acuífero vía directa (pozo de absorción) e indirecta a través de la zona no saturada (infiltración en el área del vaso de la presa filtrante), para determinar el tiempo que toma desde su captación e introducción al acuífero por estas vías, hasta que se extrae por los pozos que abastecen a la ciudad de Chihuahua. Considerando las condiciones físicas de la zona de estudio, este tiempo podría llegar a ser corto.

También es conveniente que se efectúen estudios específicos que permitan estimar la vida útil que puede llegar a tener el proyecto de manejo de recarga en la zona de los Ojos del Chuvíscar, ya que cuando se construyó se visualizó como un proyecto piloto, pero ahora es una obra que tiene operando 12 años ininterrumpidamente.

Otra área de oportunidad es el realizar la difusión de los resultados que se han obtenido, con lo que se puede medir el grado de aceptación social de utilizar agua de lluvia para recargar los acuíferos que presenten un alto nivel de extracción, en relación a la recarga natural. El que la población conozca de estas medidas, puede invitarlos a tomar conciencia y sumarse con acciones pequeñas en sus hogares tendientes al cuidado y preservación del agua.

La valoración cuantitativa del incremento en la recarga de agua subterránea por efecto del proyecto, es una tarea que puede proveer elementos de convencimiento para replicar este tipo de obras en otros acuíferos. Lo anterior cobra mayor importancia, al considerar que el proyecto piloto se ha mantenido todos estos años sin representar una gran carga para el organismo operador.

Otra área de oportunidad importante es reconocer que en la zona hay otro pozo fuera de operación, el Cañada, que bien puede utilizarse para la construcción de otra obra de recarga que funcione en condiciones similares a la ya existente, con lo que los beneficios observados hasta ahora se podrían magnificar sustancialmente.

7.5. Conclusiones

El manejo de la recarga de acuíferos se ha implementado escasamente en México, muchas veces debido a factores que poco o nada tienen que ver con la técnica o la tecnología, como son los políticos, legales o sociales, a pesar de que es una herramienta útil que puede ayudar a disminuir problemas de desbalance hidrológico en muchos sistemas hidrogeológicos. Es importante reconocer que tiene limitaciones y por tanto alcanzar mejores resultados implica tomar otras medidas adicionales como son el incremento de eficiencia, el control de la demanda y el rehúso de agua (enfoque holístico).

Se observan resultados favorables debido a la operación del sistema de manejo de la recarga de agua subterránea en la zona de los Ojos del Chuvíscar, tales como: 1) estabilización del volumen extraído anual, sin mayores abatimientos en los pozos Ojos del Chuvíscar 5 y 6, y 2) tendencia a la estabilización del volumen extraído, caudal medio anual y nivel dinámico en el pozo Chuvíscar. La construcción de otra obra de manejo de la recarga, aguas arriba de la existente, puede amplificar sustancialmente los resultados obtenidos a la fecha.

El caso de los Ojos del Chuvíscar permite visualizar la bondad de los proyectos de manejo de recarga de agua subterránea aprovechando los escurrimientos superficiales que genera la precipitación pluvial, en sitios en los que afloran rocas fracturadas: los resultados obtenidos son positivos. Estas condiciones se pueden encontrar en otras cuencas que subyacen a unidades hidrogeológicas que presentan un déficit en relación al agua que ingresa al acuífero con respecto a la que se extrae de él (desbalance hidrológico conforme a la Ley de Aguas Nacionales).

Una de la mayores aportaciones del proyecto, es que muestra que un sistema de manejo de recarga de agua subterránea, no necesariamente debe ser complejo y costoso, sino que en ocasiones es posible identificar instrumentaciones de ingeniería sencillas, que funcionan a bajos costos y largos periodos de tiempo —12 años en el caso de los Ojos del Chuvíscar— con mantenimiento mínimo.

Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Facultad de Ingeniería de la UACH, a la Junta Central de Agua y Saneamiento del estado de Chihuahua y a la Junta Municipal de Agua

y Saneamiento la ciudad de Chihuahua por el apoyo proporcionado en campo, así como en la recolección de datos y registros históricos. Igualmente agradecemos a la Dirección Local de la Conagua por facilitar información climatológica.

Abreviaciones

Las siguientes abreviaciones fueron utilizadas en este trabajo:

Conagua: Comisión Nacional del Agua
DOF: *Diario Oficial de la Federación*
JCAS: Junta Central de Agua y Saneamiento
JMAS: Junta Municipal de Agua y Saneamiento
MAR: Managed aquifer recharge, manejo de recarga de acuíferos
LAN: Ley de Aguas Nacionales
SARH: Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos
Semarnat: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SGM: Servicio Geológico Mexicano
UACH: Universidad Autónoma de Chihuahua

Referencias

Asano, T. 1985. *Artificial Recharge of Groundwater*. Butterworth Publishers. Sacramento, California. Estados Unidos.

Bouwer, H. 2002. *Artificial Recharge of Groundwater : Hydrogeology and Engineering*. Hydrogeology Journal 10: 121–42. Estados Unidos.

Conagua. 1996. *Actualización de las mediciones piezométricas de los acuíferos reactivados en 1996 (PROMMA), en los estados de Sonora y Chihuahua*. Chihuahua. México.

Custodio, E. y Llamas, M.R. 2001. *Hidrología Subterránea*. Ed. Omega, Barcelona, España.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud Ambiental, Agua para uso y consumo humano. Límites máximos permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. DOF, 20 de octubre del 2000, México, D.F.

Diario Oficial de la Federación (*DOF*). 2015. *Acuerdo por el que se actualiza la disponibilidad media anual de agua subterránea de los 653 acuíferos de los Estados Unidos Mexicanos, mismos que forman parte de las regiones hidrológico-administrativas que se indican*. Segunda Sección, páginas 1-52. *DOF*, 20 de abril de 2015, México D.F. México.

Durán, J.R. 1995. *Chihuahua El vital líquido a través de los tiempos*. Colección Textos Universitarios. 197-216. Universidad Autónoma de Chihuahua. México.

Fernández-Escalante, Á. E., Rodríguez, M.G. y Villarroya 2005. *Inventario de experiencias de recarga artificial de acuíferos en el mundo*. Tecnologí@ Y Desarrollo. Madrid. España.

González-Núñez, M.Á. 2014. I *Funcionamiento de las obras de recarga artificial de acuíferos. Caso de los Ojos del Chuvíscar, Chihuahua, México* . Tesis de Maestría en Hidrología Subterránea, Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Chihuahua. México.

Grajeda, R. y Araiza, J.M. 1987. *Estudio geológico de la cuenca alta del Río Chuvíscar, municipio de Chihuahua, estado de Chihuahua*. México.

Gutiérrez, C. y Ortíz, G. 2000. *Proyectos de recarga artificial de acuíferos en la Comarca Lagunera, México*. México. Memoerias del XXIII Congreso Centroamericano de Ingniería Sanitaria y Ambiental, 22-24 de octubre de 2003, Managua, Nicaragua.

Junta Central de Agua y Sanemiento (JMAS). 1997. *Expediente de los pozos profundos perforados en la zona de Los Ojos Del Chuvíscar, Chihuahua, México*. México. Expediente Interno JMAS de la Ciudad de Chihuahua, México.

Junta Municipal de Agua y Saneamiento (JMAS), 2010. *Historial de hidrometría de los pozos peforados en la zona de Los Ojos Del Chuvíscar, Chihuahua, México*. Archivo electrónico interno JMAS de la Ciudad de Chihuahua, México.

Lara, S. 2014. *Potencial hidrológico superficial de la sub-cuenca 'los ojos del chuvíscar' para recarga artificial de acuíferos*. Universidad Autónoma de Chihuahua. México. Tesis de Licenciatura en Ingniería Civil, Facultad de Ingiería de la Universidad Autónoma de Chihuahua.

Martin, R., (ed.) 2013a. *Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods*. IAH, Commission on Managing Aquifer Recharge, Australia.

McDowell, F. y Clabaugh, S. 1981. *The Igneous History of the Sierra Madre and Its Relation to the Tectonic Western Mexico*. Revista del Instituto de Geología, UNAM 5: 195–206. México.

Mendoza-Cázares, E.Y, Gutiérrez-Ojeda C. y Mata-Arellano I. 2010. *Proyecto piloto de recarga controlada al acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México.* : 1–12. México.

Murillo, F. 1978. *Pozos de absorción como solución al drenaje pluvial urbano en Torreon, Coahuila, Mex.* Memorias de la Tercera Reunión Nacional de Perforación de Pozos de la Camara Nacional de la Insdutria de la Construcción, Septiembre de 1978, México, D.F. México.

NOM 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, *Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.* México, D.F.1994

Palma, A., Mendoza A., Cruickshank, C., González, F., Salas M.A. y Val, R. 2014. *Inventario de la recarga artificial de Mexico*. *XXIII* Congreso Nacional De Hidráulica, octubre 2014, Puerto Vallarta, Jalisco México.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1972. *Estudio Hidrogeológico de Los Acuíferos de La Zona de Veda En La Región de Aldama, Chihuahua*. Chihuahua. México.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1985. *Estudio geohidrológico cuantitativo de la zona de El Sauz para proporcionar agua en bloque a la ciudad de Chihuahua, Chih*. Chihuahua. México.

Servicio Geloógico Mexicano (SGM). 2002. *Carta Geológico-Minera H13C67 "Chihuahua."* Ciudad de México. México.

Silva-Hidalgo, H. y Moreno, R. 2010. *Proyecto piloto de recarga artificial de acuíferos 'Los Ojos Del Chuvíscar', para la ciudad de Chihuahua, Chihuahua*. Chihuagua. Revista de comunicación interna de la JCAS. México.



8

RECARGA UTILIZANDO AGUA DE LLUVIA EN LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, CIUDAD DE MÉXICO

Edgar Y. Mendoza-Cázares[1], José M. Ramírez-León[2], Zaira Y. Puerto-Piedra[3]

[1] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua; edgar_mendoza@tlaloc.imta.mx

[2] Consultor independiente; ramirezleon@iteso.mx

[3] Consultor independiente; zyadirapuerto.ing@gmail.com

Resumen

El acuífero de la zona metropolitana de la Ciudad de México presenta una explotación intensiva, ocasionando problemas de hundimiento del terreno, cambio de la pendiente en los sistemas de drenaje, abatimiento de los niveles piezométricos, deterioro de la calidad del agua subterránea, entre otros. Una alternativa para mitigar parte de esta problemática es recargar el acuífero de la zona metropolitana de la Ciudad de México utilizando aguas de lluvia o escurrimientos para aprovechar el recurso hídrico de forma que se propicie un equilibrio entre el agua que se extrae del acuífero y la que se recarga al mismo.

La cuenca del río Magdalena se localiza hidrogeológicamente en la porción centro-occidental del acuífero de la zona metropolitana de la Ciudad de México y cuenta con una superficie de 1,906.05 km^2. El río Magdalena nace en una elevación de 3,600 msnm y desciende en abruptas pendientes, recorriendo la cuenca a lo largo de 14.8 km; posteriormente se adentra en la Ciudad de México, en la que recorre 13.4 km hasta desembocar en el colector de la avenida Río Churubusco. Aproximadamente, 52.5 % del río transcurre en área natural y 47.5 % en área urbana.

La geología superficial de la cuenca río Magdalena se caracteriza por unidades cuaternarias de roca volcánica; capas sedimentarias de flujos piroclásticos y tobas, denominadas en su conjunto como formación Tarango. Asimismo, afloran secuencias de tobas y vulcanitas básicas y sedimentos aluviales depositados en la zona de influencia del cauce del arroyo Magdalena. La información geofísica confirma la presencia de una estrato masivo de roca volcánica (dacita-andesita) distribuidas principalmente en las zonas altas de la cuenca; capas de rocas sedimentarias de baja resistividad (formación Tarango) distribuidas en la zona baja de la cuenca a la altura del dínamo número uno, que se profundizan en dirección al valle.

El análisis hidrométrico de las estaciones Santa Teresa y La Conchita muestra que el gasto medio del río Magdalena es de 0.5549 m^3/s, el gasto máximo de 1.2188 m^3/s y el gasto mínimo de 0.2604 m^3/s. El tiempo de concentración calculado es de 1.44 hrs. La calidad química del agua superficial a lo largo del río Magdalena corresponde a aguas bicarbonatadas/magnésicas-sódicas (HCO_3 /Mg-Na) que, acorde con la teoría de sistemas de flujo, corresponden a un flujo de tipo local.

El análisis isotópico indica que el contenido de tritio ambiental, encontrado en las aguas del río Magdalena, tienen su origen en aguas modernas de reciente infiltración, con un tiempo de circulación no mayor de cinco años. Esto se corrobora con los valores de la conductividad eléctrica de los manantiales, que son del orden de 100 µS/cm; es decir, el tiempo de interacción agua-roca es pequeño.

Una vez caracterizada la cuenca Magdalena se procedió a la construcción de 22 represas de gaviones (con piedra, geocostal y combinación) en la cañada el Aguaje. El volumen total de obra fue de 859 m^3, compuesto por represas de gavión rellenas de piedra (350 m^3) y de gavión con geocostal (509 m^3). El gasto estimado de infiltración por las represas de gavión en la cañada el Aguaje es de 12.115 l/s, lo que representa un volumen anual de 382,060.72 m^3/año. La recarga tiene una componente local que se ve reflejada en un aumento de la humedad del suelo que beneficia a la zona de bosque y favorece subterráneamente el incremento del gasto de los manantiales establecidos en la zona. La recarga local no impacta de forma directa al acuífero de la zona metropolitana de la Ciudad de México, sin embargo, favorece la recarga en la zona alta de la cuenca.

La organización de la sociedad civil es indispensable para la apropiación del proyecto de recarga y se basa en la participación activa para construir las represas de gavión. En contraparte, la institución

promotora debe proporcionar los insumos para la construcción. Bajo este esquema, el costo por metro cuadrado de una presa de gavión es de 55 pesos mexicanos (13 pesos por dólar americano en el año 2009) considerando los costos de transportación, herramientas, geocostal y piedra.

8.1. Introducción

El acuífero de la zona metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) presenta problemas de explotación intensiva debido al incremento de la demanda de agua potable que se ha generado en las últimas décadas. Lo anterior ha propiciado el hundimiento de terreno, el cambio de la pendiente en los sistemas de drenaje, el abatimiento de los niveles piezométricos, el deterioro de la calidad del agua subterránea, entre otros. Se plantea que recargar el agua de tormenta producida por eventos extraordinarios en la cuenca del valle de México permitirá la mitigación del problema al utilizar un manejo de la recarga de acuíferos (MAR) que favorezca al equilibrio entre el agua que se extrae del acuífero y el agua que recarga al mismo.

En la Ciudad de México (CDMX), desde los años 40, se han implementados proyectos de recarga. El registro más antiguo se refiere al implementado en parte alta de la cuenca, justo en las cercanías del volcán el Xitle. El proyecto se componía de un canal a cielo abierto que conducía una porción de los volúmenes de agua derivados del río Eslava; el agua superficial se conducía a un sumidero localizado en las faldas del volcán. Los volúmenes infiltrados favorecían el aumento en el gasto de los manantiales de Peña Pobre y Fuentes Brotantes (Sanz-Ortiz, 1963; Birkle, 1995).

En la cuenca del río Magdalena se construyeron dos canales que recibían los nombres de canal alto y canal bajo: el agua superficial se conducía a la zona de basaltos del Pedregal de San Ángel, donde se infiltraban en su totalidad. Los datos señalados por la Secretaría de Recursos Hidráulicos indican que en la derivación baja se infiltraron 34.5 hm^3, durante el periodo 1943–1950, mientras que en la derivación alta, entre 1944 y1960, se infiltraron 73.5 hm^3. No obstante que no se evaluó el efecto producido en el acuífero ZMCM, se reporta como antecedente que en 1954 aparecieron fuertes filtraciones entre el contacto de los basaltos y los depósitos arcillosos de la colonia El Reloj, provocando inundaciones apreciables. Asimismo, no se tiene reporte de una recuperación de los niveles estáticos en los pozos establecidos en la zona (SRH, 1963).

La Comisión Hidrológica del Valle de México, con el objeto de implantar proyectos de recarga en el acuífero de la Ciudad de México, construyó tres pozos en la cuenca del río Mixcoac, en los cuales se infiltró agua de lluvia del río Mixcoac. Los pozos funcionaron durante un periodo de dos años. Lamentablemente no existe un documento donde se reporten los volúmenes y la calidad de agua infiltrada; asimismo se desconoce si el agua de recarga se integraba al almacenamiento subterráneo. El antecedente de Mixcoac permitió que para 1956 se construyeran tres pozos de infiltración a una profundidad de 150 m. El sistema estaba integrado por una presa que regulaba el gasto y permitía la sedimentación, posteriormente se conducía el agua a un tanque sedimentador donde se depositaban las partículas más finas; en este punto se derivabó el agua a los tres pozos que en conjunto infiltraron 1,050 l/s, que se redujeron a 800 l/s por colmatación. El proyecto duró un periodo de ocho años (1954–1962), infiltrando 15.2 hm^3, y se suspendió debido a que no existían volúmenes de agua disponibles para seguir infiltrando (Saiz-Ortiz, 1963).

El pozo de absorción del jardín San Fernando de la CDMX se perforó a una profundidad de 61 m, con un ademe de 10 pulgadas de diámetro y ranurado desde los 12 m de profundidad hasta el fondo. Asociado al pozo se construyeron dos estanques de sedimentación con una capacidad de 40 m^3, un deflector para separar grasas y un filtro de gravas para eliminar partículas menores. El agua de lluvia se canalizaba por la red de alcantarillado pluvial, circundante al jardín, a fin de inyectar al subsuelo. Los efectos de la infiltración se registraron en las estaciones piezométricas P-235 y P-184, situadas respectivamente a tres y cincuenta metros de distancia con respecto al pozo de absorción y con dirección hacia el norte. Los resultados de las pruebas para la recarga indicaron que el pozo tenía capacidad para 6 l/s, sin que se llegara a saturar el mismo, propiciando una recuperación de los niveles de agua en todos los piezómetros de las estaciones mencionadas (SRH, 1963).

El éxito obtenido en el pozo de San Fernando alentó a realizar un programa de construcción de pozos de absorción, sucediéndose en los siguientes cuatro años (1954–1957). Se perforaron de quince a veinte pozos por parte de la extinta Comisión Hidrológica del Valle de México, además de otros por parte de particulares e industriales, generalmente. En estos casos el área tributaria de agua de lluvia eran los patios pavimentados, techos de naves industriales y azoteas de oficinas. Desafortunadamente, el seguimiento del comportamiento de las instalaciones oficiales fue relativamente corto, limitado a unos cinco o seis años, casi siempre por nuevas obras viales o de reurbanización, y en caso de los particulares, aunque su vida útil fue más prolongada, desaparecieron a causa de modificaciones o ampliaciones de las instalaciones fabriles (Arreguín y Terán, 1994).

En la década de los setenta se construyeron pozos de absorción en la zona del Pedregal. Las características constructivas medias de los pozos de infiltración reportaban una profundidad de 35 m, con diámetros entre 26 a 28 pulgadas. Cabe puntualizar que la mayoría estaban ademados en su inicio. Las obras no fueron planeadas como un método de recarga artificial, pero de 56 pozos de este tipo se drenaba, en conjunto, hasta un caudal de 35 m^3 en la zona fracturada de los basaltos (Consultores en Geología, 1986). El área drenada era de 260 ha, siendo las colonias beneficiadas Pedregal de San Ángel, Bosques de Tetlameya, Romero de Terreros, San Francisco Coyoacán, Ajusco y Tlalpan. Los pozos de infiltración redujeron sus volúmenes, ya que se azolvaron.

Debido a los resultados positivos de las obras anteriormente descritas, en la década de los noventa y principios del año 2000, el Sistema de Aguas de la Ciudad de México promovió el programa "Uso Eficiente del Recurso Hídrico", propiciando la perforación de pozos de absorción para infiltrar el agua de lluvia captada, principalmente, en las azoteas. Las empresas adheridas al programa proyectaron infiltrar entre140 m^3 y 261 m^3 (19.4 l/s y 36.25 l/s; Sánchez-Díaz, 2005).

En el periodo de 2001 al 2009 se construyeron 126 pozos de absorción con objeto de inyectar agua pluvial al acuífero ZMCM y evitar inundaciones (Lesser y Asociados, 1993). Las perforaciones se ubicaron principalmente entre los depósitos de piedemonte de los cerros de la Estrella, Peñón de los Baños y Santa Catarina. En la zona de la delegación Ixtapalapa se construyeron 55 pozos con capacidad de 100 l/s cada uno, ubicados principalmente sobre la carretera Picacho-Ajusco, en el Ajusco Medio y el Periférico. Los resultados de estos pozos de infiltración se consideran positivos, ya que además de que se evitan inundaciones se ha permitido la filtración del agua a al acuífero ZMCM (Sánchez-Díaz, 1989; Sánchez-Díaz, 2008)

Al sureste de la CDMX, en la zona de Xochimilco, el gobierno delegacional comenzó la construcción de diez estructuras de captación de agua pluvial y la perforación de tres pozos de absorción en seis poblados de la demarcación, con la finalidad de infiltrar agua de lluvia a mantos acuíferos. Estas obras públicas, que formaron parte del programa "Cosecha de Agua", buscaron dar seguridad a las familias que habitan en zonas susceptibles a encharcamientos e inundaciones durante la temporada de lluvias. Se construyeron tres pozos de absorción en los pueblos de Santiago Tulyehualco, Santiago Tepalcatlalpan y Santa Cruz Acalpixca y diez estructuras de captación de agua pluvial: dos en Santiago Tulyehualco, dos en Santa Cruz Xochitepec, tres en San Luis Tlaxialtemalco, una en Ampliación Tepepan y dos en Santa Cruz Acalpixca.

Con base en los antecedentes exitosos de recarga dentro de la CDMX, el IMTA desarrolló el proyecto piloto de recarga al acuífero ZMCM, implementando un MAR basado en la construcción de represas de gavión en la zona de recarga natural ubicada en la cuenca Magdalena, cañada el Aguaje, para propiciar la infiltración del agua de lluvia. El presente artículo describe la caracterización de la cuenca Magdalena, la selección de los sitios para construir las represas de gavión, el diseño de las represas, la gestión con la sociedad civil, los costos de construcción y los beneficios de implementar el MAR en el acuífero ZMCM. El desarrollo metodológico implementado es una guía para replicarlo en cuencas hidrológicas y acuíferos con características similares o en su caso su adecuación a las características particulares del sitio.

8.1.1. Área de estudio

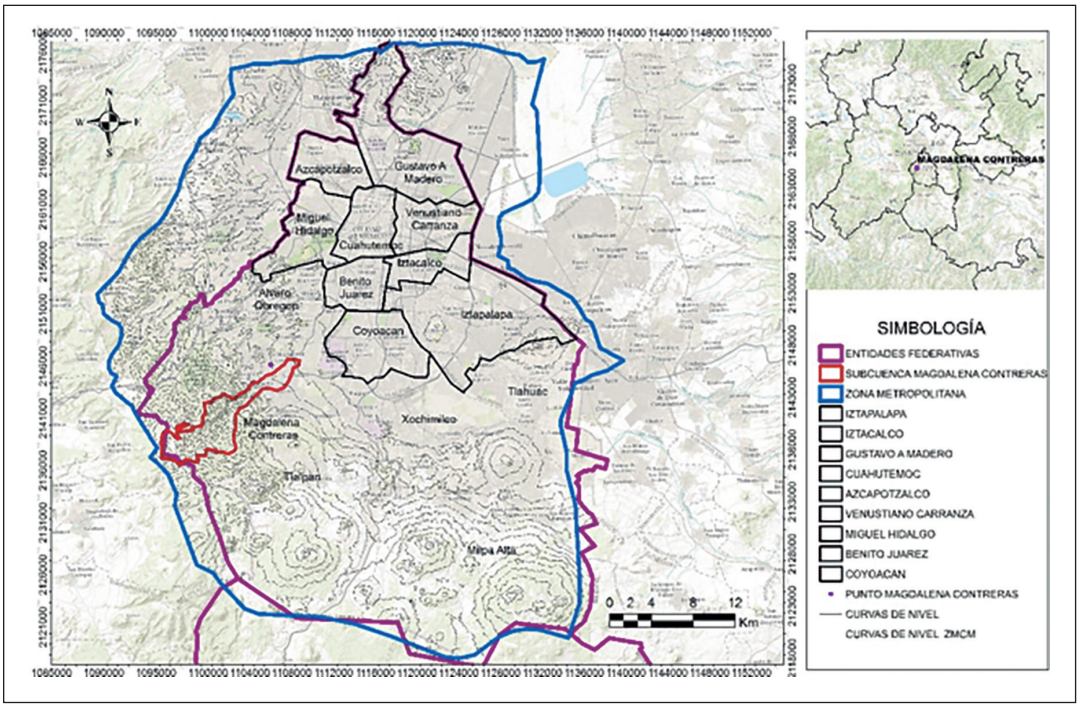
El acuífero ZMCM se limita entre las coordenadas 19° 08′ y 19° 35′ de latitud norte y 8° 55′ y 99° 24′ de longitud oeste y tiene una superficie de 1,906.05 km^2 (Conagua, 2015). Geopolíticamente comprende, parcial o totalmente, la superficie de las 16 delegaciones del Distrito Federal y nueve municipios del Estado de México (Figura 8.1).

La cuenca del río Magdalena nace en una elevación de 3,600 msnm, en el paraje de Cieneguillas (Parque Nacional de los Dínamos, Delegación Magdalena Contreras, Ciudad de México) y desciende en abruptas pendientes, recorriendo la cuenca a lo largo de 14.8 km; posteriormente se adentra en la CDMX, en la que recorre 13.4 km hasta desembocar en el colector de la avenida Río Churubusco. Aproximadamente 52.5 % del río transcurre en área natural y 47.5 % en área urbana.

La cuenca del río Magdalena cuenta con una superficie de 33.05 km, muestra un relieve conformado por cerros volcánicos y una cañada angosta y alargada con dirección SE-NW delimitada por fallas normales por donde discurre el río Magdalena. Los cerros que destacan son el de La Palma (con 3,800 m de altitud), el Muñeco (3,850 m) y El Triángulo (3,800 m), todos ellos localizados en la parte alta de la cuenca y los cerros Tarumba (3,650 m), ubicado al SE del 4° dínamo; La Coconetla (3,400 m), situado al N del 4º dínamo; Sasacaspa (3,500 m) y Las Palomas (3,550 m), establecidos al S del 3er dínamo, y Zacazontetla (3,300 m), localizado al NW del 2° dínamo (Figura 8.2).

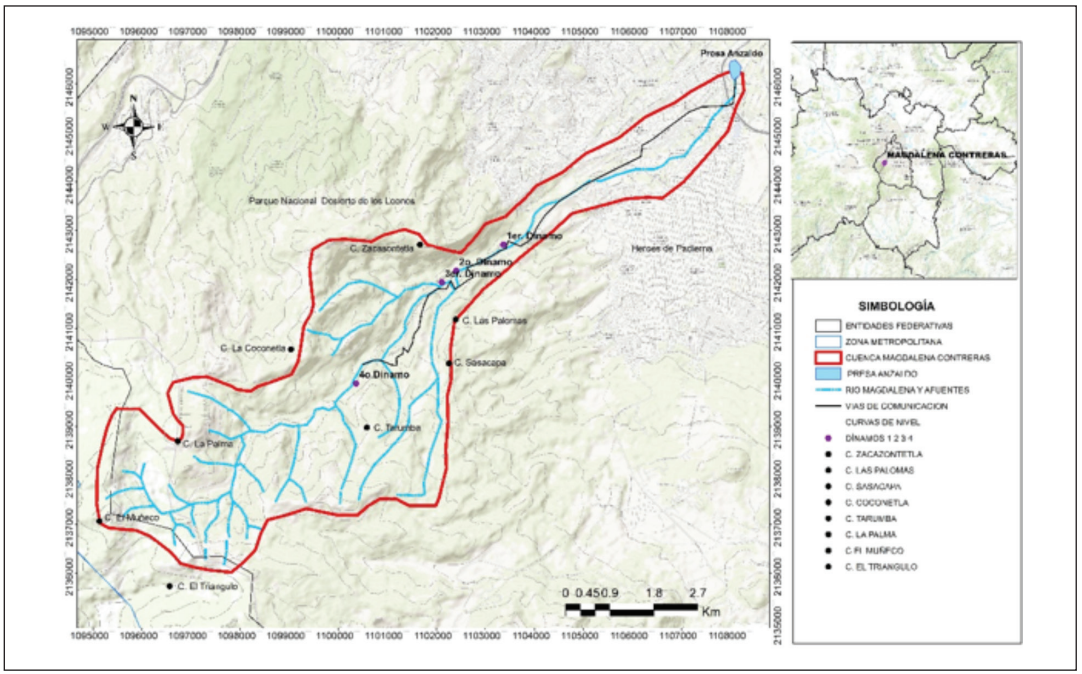
El río Magdalena tiene una longitud de 18.96 km de su cauce principal (desde su inicio al SE del cerro La Palma a 3,600 m de altitud, hasta su entrada a la presa Anzaldo, a 2,385 m de altitud).

Figura 8.1. Acuífero de la ZMCM y delimitación de la subcuenca del río Magdalena.



Los afluentes a este muestran un drenaje paralelo, cuyo patrón depende, en gran parte, del grado de fracturamiento de las rocas y del fallamiento regional. En gran medida, los afluentes y el río Magdalena son alimentados por numerosos manantiales, como el de Cieneguillas, el cual es perenne. Asimismo se cuenta con zonas de rezume hacia la zona de Cieneguillas y hacia el 3er dínamo; por último, zonas de encharcamiento, como las que se encuentran en el cerro Piedra del Agua, aguas arriba del manantial Cererías. Por lo general, estas zonas se localizan principalmente hacia sitios elevados. Lo anterior señala que el área de interés no únicamente actúa como zona de recarga, sino que también es una zona importante de descarga de flujos locales de agua subterránea. La parte alta de la cuenca del río Magdalena presenta una importante cantidad de manantiales, por la existencia de fallas regionales.

Figura 8.2. Acuífero de la ZMCM y delimitación de la subcuenca del río Magdalena.



Las características fisiográficas de la cuenca del río Magdalena se presentan en la Tabla 8.1.

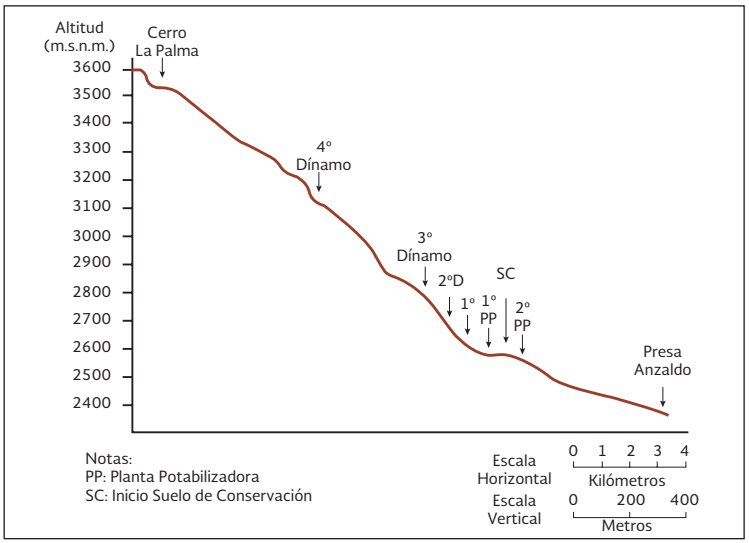
Tabla 8.1. Características de la cuenca del río Magdalena

Parámetro	Valor	Observaciones
Perímetro (km)	38.84	
Longitud del eje mayor (km)	15.63	Del cerro El Muñeco a la presa Anzaldo
Longitud del eje menor (km)	4.72	A la altura del 4° dínamo
	0.92	Entre el 2° y el 1er dínamo
Longitud de cauces (km)	47.54	
Orden de corriente	3.00	
Densidad de corriente	1.44	

Por lo que respecta a la pendiente media de la cuenca, considerando el cauce principal del río Magdalena, esta es de 0.064. Sin embargo, son de notar tres "escalones topográficos" (Figura 8.3), cuyas particularidades son las siguientes:

- Primer "escalón". Altitud de 3,600 a 3,200 msnm; pendiente de 0.066 y ángulo de inclinación de 33°.
- Segundo "escalón". Cota de entre 3,200 y 2,600 m; pendiente de 0.095 y ángulo de 45°. Cabe señalar que en este "escalón" es donde se ubicaban los "dínamos".
- Tercer "escalón". Altitud de 2,600 a 2,385 msnm, pendiente de 0.031 y ángulo de inclinación de 21°.

Figura 8.3. Perfil topográfico del cauce principal del río Magdalena.



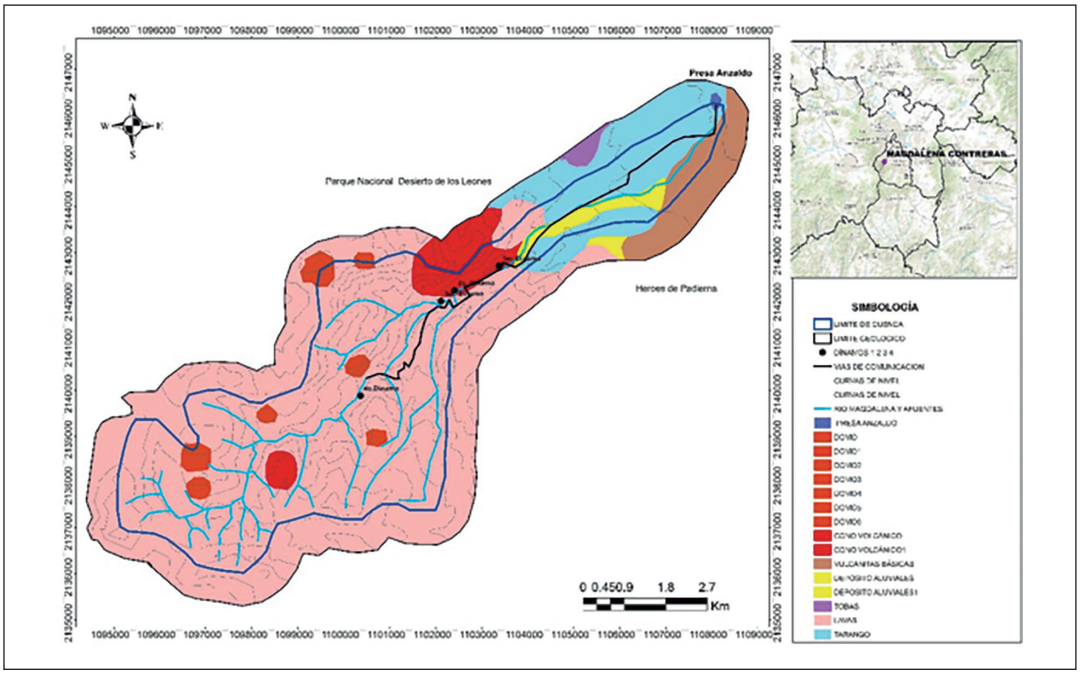
8.1.2. *Geología*

La cuenca se conforma en superficie por rocas de origen ígneo extrusivas (andesitas). En el subsuelo se clasifican cuatro capas resistivas que se correlacionan con las rocas andesitas, abanicos aluviales y lahares (F. Tarango), rocas vulcanitas basálticas (Qv) y depósitos aluviales (Qal). En la Figura 8.4 se caracterizan los distintos tipos de rocas que afloran en la cuenca del río Magdalena.

Las andesitas representan la roca más abundante en la cuenca del río Magdalena, con espesor en Las Cruces (Qc5) de alrededor de los 500 m y edad del Pleistoceno (Mooser *et al.*, 1996; Rudolph *et al.*, 1991). La Formación Tarango (T) se halla conformada por abanicos aluviales y lahares, intercalados con capas de pómez, cenizas, suelos, gravas y arenas de origen fluvial. Las rocas vulcanitas básicas (Qv) están representadas por coladas lávicas basálticas que alternan con piroclastos. La unidad geológica más joven está representada por los depósitos Aluviales (Qal), que son producto de la erosión de las rocas prexistentes y se localiza a lo largo del cauce del río Magdalena en su porción baja.

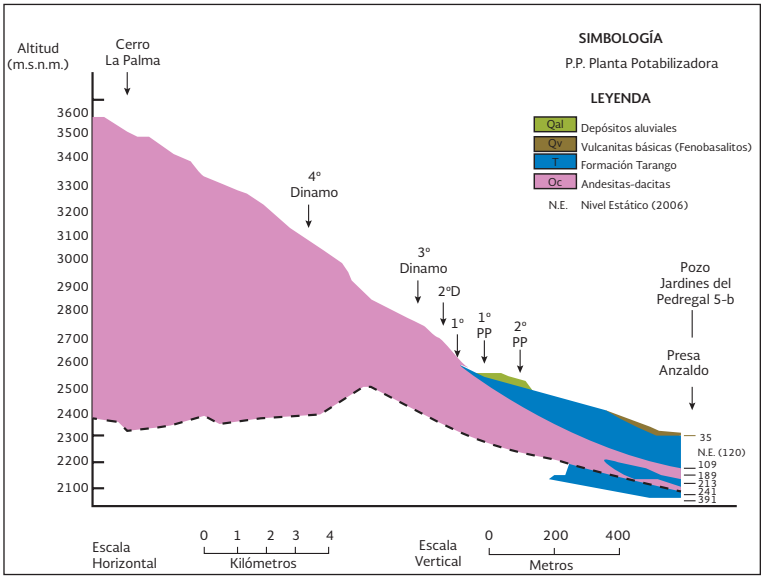
Geomorfológicamente, la cuenca del río Magdalena se encuentra ubicada en un límite morfológico entre las cuencas de México (2,220 msnm) y de Toluca (2,400 msnm), resaltando la Sierra de las Cruces (SC), que presenta una longitud de 110 km y un ancho de 47 km en su parte norte y 27 km en su porción sur.

Figura 8.4. Geología superficial de la cuenca del río Magdalena.



Integrando la geología superficial y la información de pozos (Jardines del Pedregal 5B) se establece que el subsuelo de la parte baja de la cuenca del río Magdalena (cañada de Contreras) está conformado por una secuencia de depósitos de la Formación Tarango con rocas andesíticas de la SC; en tanto, hacia la parte media-alta es probable que solo se tenga la presencia de estas últimas (Figura 8.5).

Figura 8.5. Perfil geológico de la cuenca del río Magdalena.



8.1.3. *Hidrología*

La cuenca del río Magdalena se localiza en dos zonas climáticas diferentes, ambas húmedas, con alta probabilidad de lluvias. La zona situada por debajo de los 2,600 m de altitud es subhúmeda, con una temperatura promedio mínima de 3 °C y máxima de 24 °C, con una media de 15 °C. La otra zona climática, situada por arriba de los 2,600 m de altitud es húmeda, con una temperatura promedio mínima de 0 °C y máxima de 20 °C, con un valor promedio de 10 °C (OPMAC, 2000 e Inegi, 2005).

La precipitación varía entre 950 y 1,260 mm/año, con una media alrededor de los 1,100 mm/año para el periodo 1982–2006 (considerando los datos de OPMAC, 2000 e Inegi, 2005; así como GDF-SMA y UNAM-PUEC, 2008).

El río Magdalena es un escurrimiento perenne gracias a la capacidad de la cuenca para retener el agua precipitada y liberarla lentamente a través del río según el espesor de los suelos y la velocidad del flujo subterráneo. La distribución de las lluvias durante el año se concentra entre los meses de mayo a octubre; sin embargo, es de notar que una vez que el periodo de lluvias ha cesado, la magnitud del caudal tiene una reducción gradual que se distribuye a lo largo de algunos meses, el cual se estabiliza hacia un valor mínimo y continúa descendiendo asintóticamente. Esta característica sugiere la necesidad de manejar el río tomando en consideración dos etapas claramente diferenciadas (lluvias y estiaje), en cada una de las cuales el gasto promedio es distinto. En consecuencia, estas variaciones tienen implicaciones en la determinación del potencial de aprovechamiento del caudal para distintos usos, según la temporada.

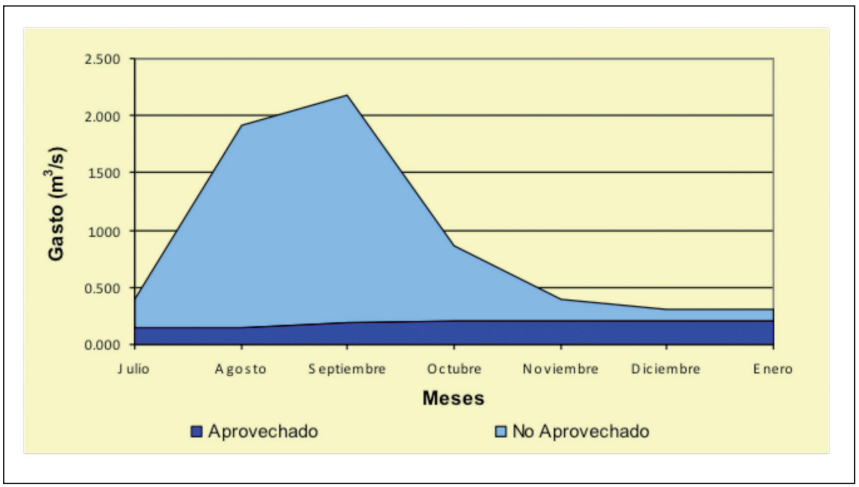
Tomando en cuenta la superficie no urbanizada de la cuenca del río Magdalena de 28.34 km^2 (aproximadamente el 86 % del área total) y una precipitación promedio de 1,100 mm/año, establecida para el periodo 1982–2006, se tendría que el volumen precipitado anual es del orden de los 31.174 Mm^3 (0.988 m^3/s).

Mediciones realizadas en el río Magdalena, después de la primera Planta Potabilizadora, durante el periodo de lluvias 1984–1985 (por la DGCOH, 1997; en: OPMAC, 2000), señalan que el gasto escurrido mínimo fue 0.304 m^3/s; promedio de 0.908 m^3/s y máximo de 2.173 m^3s (Figura 8.6).

Recientemente, información proveniente de diversas campañas de medición realizadas por el Instituto de Ingeniería de la UNAM entre el 2004–2005 (GDF-SMA y UNAM-PUEC, 2008) señalan que el caudal máximo de escurrimiento del río Magdalena es de alrededor de 1.3 m^3/s, el mínimo de 0.4 m^3/s y un promedio de 0.8 m^3/s.

En este sentido, tomando en cuenta ambos criterios arriba señalados, el escurrimiento promedio susceptible de aprovecharse es de alrededor de los 0.820 m^3/s (25.859 Mm^3/año).

Figura 8.6. Caudal del río Magdalena; Fuente: DGCOH, 1997; en: OPMAC, 2000.



8.2. Metodología

En la sección anterior se aportaron elementos que describen en detalle las condiciones fisiográficas, geologías e hidrológicas. A continuación se describen las metodologías empleadas para definir la hidrología, la hidrometría, la exploración geofísica, las pruebas de infiltración, el muestreo químico del agua, los isotopos estables y el procedimiento empleado para seleccionar los sitios de construcción de las represas y el diseño de los mismos.

8.2.1. Análisis hidrológico e hidrométrico

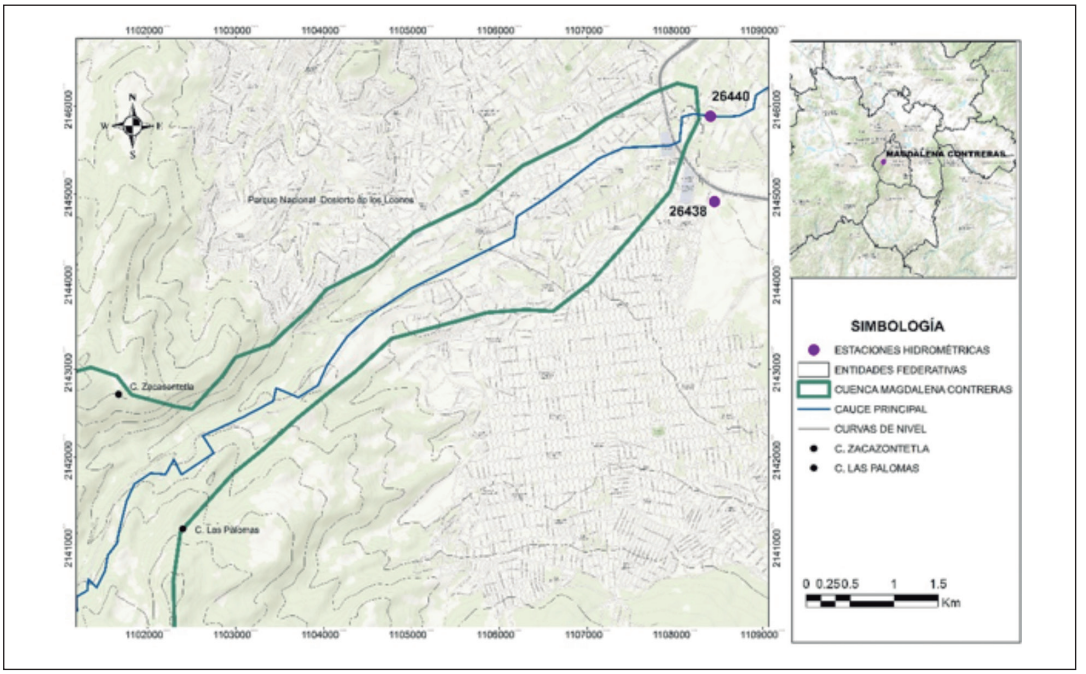
La determinación del volumen de escurrimiento de la cuenca del río Magdalena requirió del análisis de los datos de las estaciones hidrométricas 26440 (Santa Teresa) y 26438 (La Conchita) de la base de datos de BANDAS (IMTA, 2009) y estaciones meteorológicas de la base de datos ERIC-III (IMTA 2006).

La estación Santa Teresa se encuentra sobre el río Magdalena, después de su confluencia con el río Eslava, y la estación La Conchita sobre el Eslava, antes de la confluencia con el Magdalena (Figura 8.7).

Considerando que la estación hidrométrica Santa Teresa contabiliza el volumen del río Magdalena más el del Eslava, se procedió a la resta de la componente del río Eslava para así obtener la componente del río Magdalena. Los resultados se muestran en la sección correspondiente.

Ambas estaciones contaban con un registro de los años 1976 a 1979, de 1981 a 1983 y de 1985 a 1988, que suman un total de once años de registro.

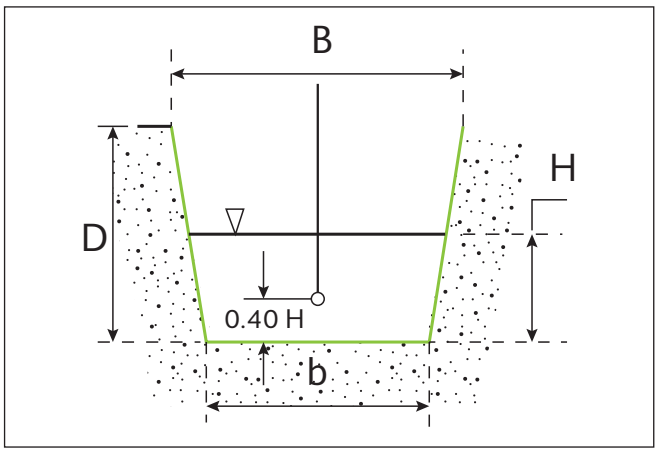
Figura 8.7. Ubicación de las estaciones hidrométricas 26440 (Santa Teresa) y 26438 (La Conchita).



Una vez analizados los escurrimientos se construyeron los hidrogramas promedio con el objetivo de determinar la variación del gasto a través de un ciclo anual.

Como una acción complementaria se realizaron campañas de aforamiento en los sitios conocidos como dínamos 4, 3, 2 y 1 (Figura 8.2). El programa de aforos consistió en ocho visitas a los sitios, aproximadamente cada 2 semanas, a partir de la tercera semana de julio de 2009 y hasta la primera de noviembre del mismo año. El medidor empleado fue el FLO-MATE 2000, el cual mide la velocidad del flujo a través de un censor electromagnético; su precisión es de ±2 %. En cada punto de aforo se midió su tirante por medio de un flexómetro, y se ubicó el censor a 0.40H del fondo (Figura 8.8).

Figura 8.8. Sección típica de aforo de un canal trapezoidal. Se muestra que el censor se encuentra a 0.40H del fondo. Siendo H el tirante; b, la base menor; B, la base mayor; y D, la altura total.



El aparato arrojó lecturas cada 10 s, y para minimizar el error debido a la turbulencia se tomaron 30 lecturas, obteniendo como valor representativo el promedio de estas (IMTA, 2009); los resultados se muestran en la sección correspondiente.

Respecto al cálculo del tiempo de concentración (Tc) se utilizaron las ecuaciones de: Kirpich (ec. 1); Administración Federal de Aviación de los EUA (FAA; ec. 2) y Agencia de Conservación de suelos de los EUA (SCS; ec. 3). El Tc relaciona el lapso que transcurre entre el inicio de la lluvia

y el establecimiento del gasto de equilibrio, y equivale al tiempo que tarda el agua en pasar del punto más alejado de la cuenca hasta su salida (Aparicio, 2004). Esta información es importante al momento de diseñar los gaviones.

La ecuación de Kirpich está definida como:

$$Tc = \frac{0.0078\, L^{0.77}}{S^{-0.385}} \qquad \text{Ecuación 1}$$

Tc = tiempo de concentración *(min)*
L = longitud del cauce principal *(ft)*
S = pendiente del cauce principal (adimensional)
donde *Tc* es afectado por 0.40 cuando se trata de superficies de concreto o asfalto, y 0.20 para canales de concreto. No se requieren ajustes para flujo en superficie en suelo sin vegetación.

La ecuación de la FAA, que toma en como base los datos de drenaje de campos de aviación y es usada a menudo para flujo superficial en zonas urbanas, tiene la expresión:

$$Tc = \frac{1.8\,(1.10 - C)\, L^{0.50}}{S^{0.333}} \qquad \text{Ecuación 2}$$

Siendo *C:* coeficiente de escurrimiento del método racional; *L:* longitud del flujo superficial *(ft); S:* pendiente de la superficie (%)

La ecuación de la SCS fue diseñada para cuencas agrícolas, y se ha adaptado para cuencas urbanas menores de 800 ha, esta se define como:

$$Tc = \frac{100 L^{0.8} \left[\frac{1000}{CN} - 9\right]^{0.7}}{1900 S^{0.5}} \qquad \text{Ecuación 3}$$

L = longitud del cauce principal (*ft*)
CN = número de la curva de escurrimiento SCS
S = pendiente promedio de la cuenca (%)
Los resultados se muestran más adelante.

8.2.2. Exploración geofísica

La exploración geofísica se realizó con el método de sondeo por transitorio electromagnético (TEM), que consiste en medir el campo magnético secundario generado por fenómenos de inducción cuando se suprime el campo primario, el cual se genera a través de una espira con forma cuadrada y tamaño variable según el objetivo de investigación.

El método considera un circuito por el que fluye una corriente constante, llamado "*loop transmisor*", esta corriente produce un campo magnético vertical. Si la corriente y el campo magnético son invariantes con respecto al tiempo, no se producirá un voltaje en una bobina receptora. Al cortar la corriente repentinamente se interrumpe el campo magnético primario y se inducen corrientes en el terreno. Estas corrientes inducidas tienden, instantáneamente, a mantener el campo magnético que existía antes de que la corriente fuera cortada. Este efecto satisface la Ley de Faraday.

La magnitud del voltaje resultante es proporcional a la razón de cambio del campo primario. El sistema de corrientes inducidas fluye en trayectorias cerradas por debajo del "*loop transmisor*". Inicialmente, la densidad de corriente es mayor cerca de la superficie por debajo del "*Loop transmisor*", pero al pasar el tiempo, la localización del máximo de densidad de corriente se desplaza hacia abajo y hacia afuera.

El flujo de corriente en un terreno estratificado horizontalmente está siempre confinado en trayectorias horizontales cerradas (los así llamados anillos de humo). Este sistema de corrientes a su vez produce un campo magnético vertical secundario, el cual, debido a que es un campo variante en el tiempo, induce un voltaje en la bobina receptora, llamado transitorio.

Cuando existe la presencia de conductores se inducen corrientes parásitas en estos con la correspondiente creación de un transitorio anómalo. Su razón de decaimiento particular es indicativo del tamaño, forma y conductividad del cuerpo anómalo. Debido a que las partes más profundas de la estratigrafía tienen mayor influencia en la parte tardía del transitorio, esto hace posible determinar la sección a partir del transitorio.

El TEM, al igual que los métodos de exploración de corriente directa, está basado en la suposición de una tierra homogénea y estratificada horizontalmente, por lo que el cálculo de la resistividad aparente se ve afectado por las heterogeneidades del terreno.

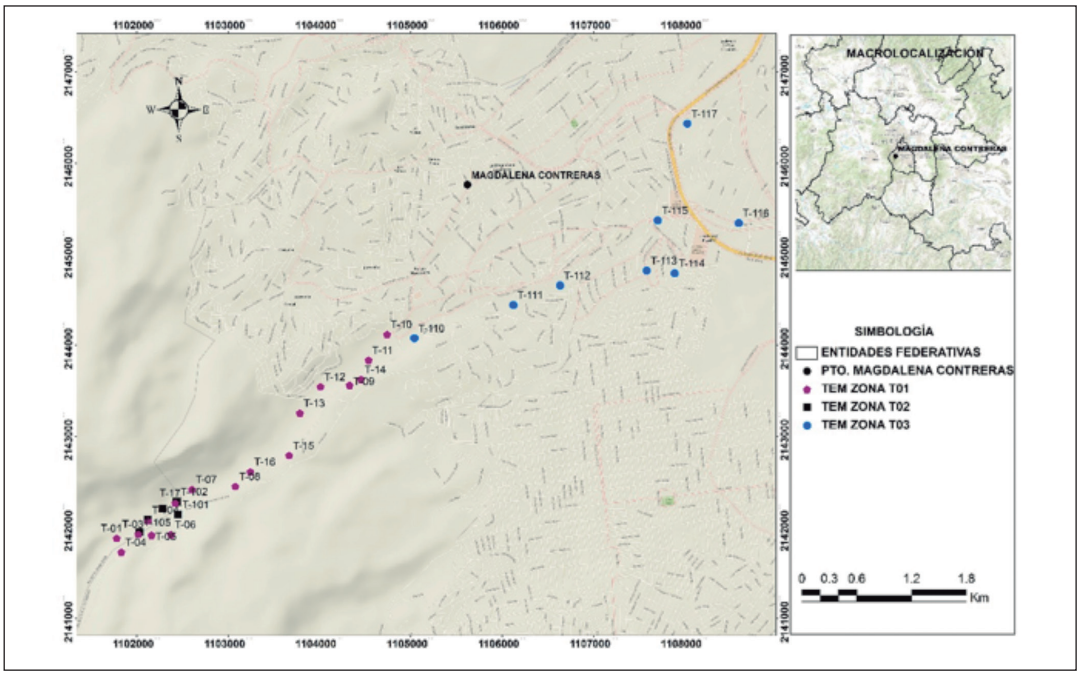
La resistividad aparente es aquella obtenida por algún método de prospección eléctrica o electromagnética directamente en el campo. Para el caso del método TEM, la resistividad aparente en un medio heterogéneo que está influida por la cantidad de masa involucrada, es decir, aquella que está siendo encerrada por el *loop* (espira cuadrada).

La resistividad eléctrica es un parámetro que varía entre otras cosas por el contenido de agua en las rocas. En términos generales se considera que los materiales granulares pueden tener mayor contenido de agua que los materiales rocosos, así también los materiales rocosos contendrán más agua mientras mayor sea el fracturamiento de estas. Hablando en términos de resistividad se considera que los materiales rocosos que no contienen agua son sanos, es decir presentan escaso fracturamiento, tienen valores resistivos altos; conforme aumente el fracturamiento en los materiales rocosos menor será el orden de los valores resistivos. Para el caso de los materiales granulares, la regla general es que los materiales de grano más grueso presentan mayor resistividad, mientras que los finos presentan resistividades bajas. Con esta regla general, a mayor contenido arcilloso menor valor de resistividad.

La exploración geofísica se realizó para prospectar el subsuelo en el área de estudio (zona rivereña río Magdalena y planicie sedimentaria; ambos son parte del acuífero de la ZMCM) y para determinar la profundidad, el espesor de los estratos permeables y las características geoeléctricas con el objetivo de identificar unidades geoeléctricas y, posteriormente, relacionarlas con unidades estratigráficas.

La Figura 8.9 muestra la localización de los TEM que se trazaron en la zona rivereña del río Magdalena y planicie del acuífero ZMCM. Se eligió la técnica del transitorio electromagnético en dominio del tiempo para prospectar una profundidad de investigación nominal de 500 m, tendiendo dos arreglos de bobinas, uno de 150 x150 m, que tiene por objeto prospectar mayor profundidad (TEM zonas T01 a T17) y un segundo arreglo de bobinas de 50 x 50 m, con una profundidad de prospección de 50 m, este arreglo se seleccionó con la finalidad de detallar la capa sedimentaria somera que se encuentra en la zona de planicie ubicada en el acuífero ZMCD, donde se localizan los pozos de extracción de agua subterránea (TEM zona T110 a T117).

Figura 8.9. Distribución de los TEM y orientación de las líneas geofísicas.



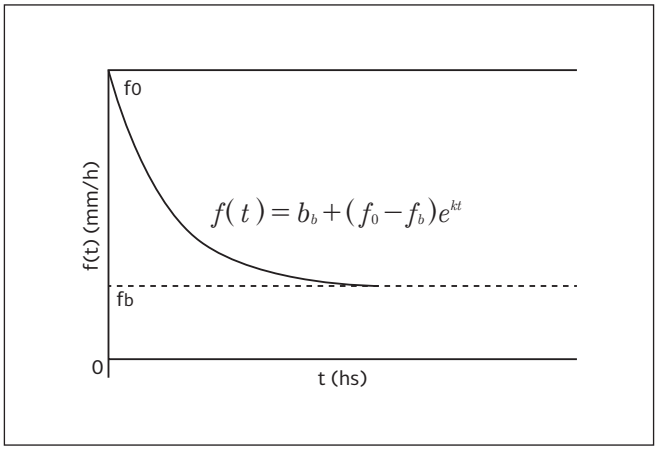
La respuesta del método TEM ante medios de alto contrastante resistivo o de valores extremos es en la mayoría de los casos una buena respuesta a diferencia de los métodos eléctricos, que se pierden en los contactos contrastantes o no penetran en capas extremadamente resistivas o extremadamente conductoras. El en el área de estudio, el rango de resistividades oscila entre los 1 y los 100 Ωm, que se muestran en la sección de resultados.

Existen otros factores que hacen variar la resistividad de las rocas, como son la salinidad o calidad del agua que las satura o el contenido mineralógico de los fragmentos que componen los materiales granulares o de los materiales que rellenan las fracturas de las rocas. Se plantea un modelo geoeléctrico que considera que la variación de la resistividad depende de la compacidad de la roca o de su grado de fracturamiento. Se propone un modelo geoeléctrico simple que marca la diferencia entre los materiales que contienen agua y los que no, y mediante intervalos resistivos se asocian las unidades litológicas.

8.2.3. *Pruebas de infiltración*

Las pruebas de infiltración permiten determinar el valor de conductividad hidráulica de los materiales permeables de la zona rivereña del río Magdalena y cañada el Aguaje. La técnica se basa en las observaciones reportadas por Horton (Manrique, Velásquez y Gómez;2009), quien advirtió que la capacidad de infiltración de un suelo se define a través de la tasa de infiltración f(t), y es una función decreciente en el tiempo (Figura 8.10).

Figura 8.10. Modelos de Horton de sitios seleccionados para las pruebas de infiltración.



Los experimentos de Horton permitieron identificar el decaimiento de f(t) correspondiente con una función exponencial negativa de la forma:

$$f(t) = fb + (f0 - fb)\, e^{-kt} \qquad \text{Ecuación 4}$$

En la ecuación 4, la variable fb es denominada tasa de infiltración base, f0 la tasa de infiltración inicial y k un parámetro de forma de la curva. Tanto f(t) como fb y f0 suelen expresarse en mm/h, mientras que k debe expresarse en h-1.

De la ecuación (4) se determina que f0 es el valor que toma f(t) para t = 0 (infiltración inicial), fb es el valor que toma f(t) para $t \rightarrow \infty$, y que se corresponde con el mínimo valor posible de f(t). Matemáticamente, fb representa la asíntota horizontal de la curva representada en la Figura 8.8.

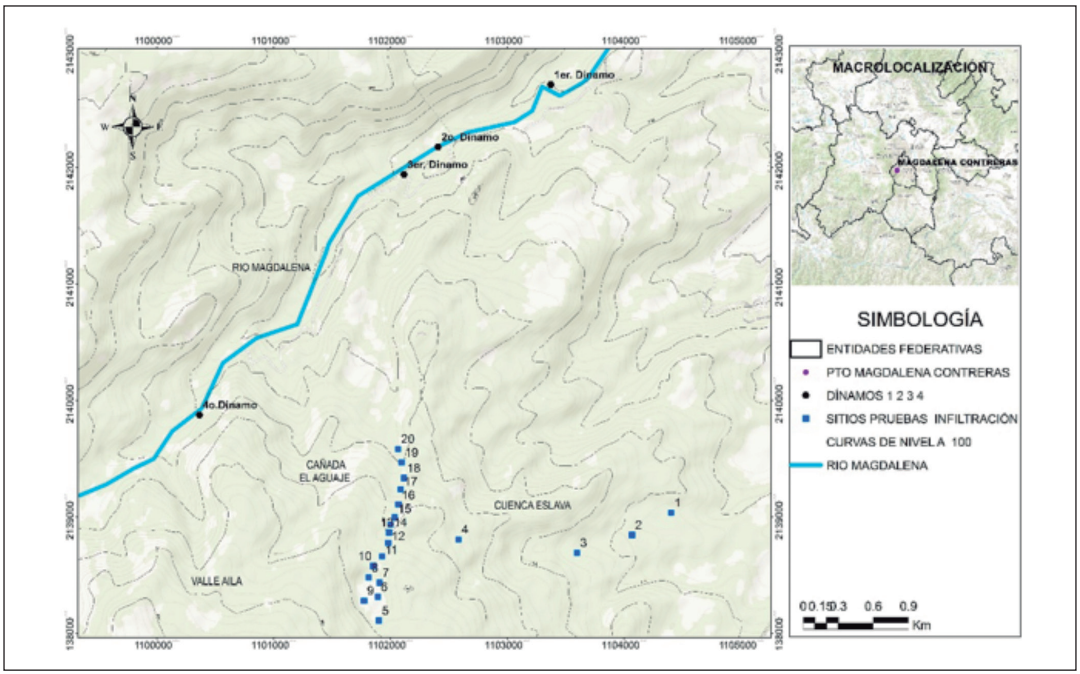
La tasa mínima de infiltración fb en teoría debería coincidir con la conductividad hidráulica saturada vertical del suelo, Ks. Debido a la presencia de aire aprisionado en la masa de suelo, el valor de fb suele ser levemente menor a Ks (Philip, 1969).

Las pruebas de infiltración se realizaron en la zona aluvial del río Magdalena y cañada El Aguaje, el procedimiento para seleccionar los sitios consistió de una supervisión en campo en las zonas serranas, valles y laderas, localizando sitios de interés que contarán con espacio suficiente (3 x 3 m mínimo) así como la posibilidad de transportar agua, para realizar la prueba de infiltración. Sin lugar a dudas, la selección de los sitios requirió de la existencia de un camino o vereda para transportar agua o tener acceso a través del río o arroyos.

Una vez seleccionados los sitios (Figura 8.11) se procedió a cavar un pozo de sondeo de 80 x 80 cm y 80 cm. Una vez terminado el pozo se vertieron en su interior 80 l de agua, colectada del río Magdalena o del arroyo el Aguaje. El volumen de agua se vertió de forma continua para posteriormente medir el abatimiento del tirante de agua formado en el pozo. Las lecturas se realizaron siguiendo un arreglo logarítmico, dando por terminada la medición justo en el momento que el total del agua se infiltró, el proceso se repitió por duplicado en cada pozo. Los resultados se muestran en la siguiente sección.

Es importante indicar que antes de seleccionar el método de los pozos de infiltración se probaron los métodos de infiltración utilizando un anillo y dos anillos, descartándose ambos debido a la dificultad de trasportarlos en la zona serrana y cañadas, por lo que se buscó un método en el cual se emplearan materiales disponibles en el sitio y se utilizaran herramientas que entre dos técnicos lograran trasportar en sus espaldas recorriendo distancias de 100 a 200 m desde la camioneta al punto de prueba. Trasportar el agua o acarrearla representó el mayor esfuerzo, ya que los sitios se ubicaron en zonas altas, con pendientes pronunciadas (15-25), de difícil acceso.

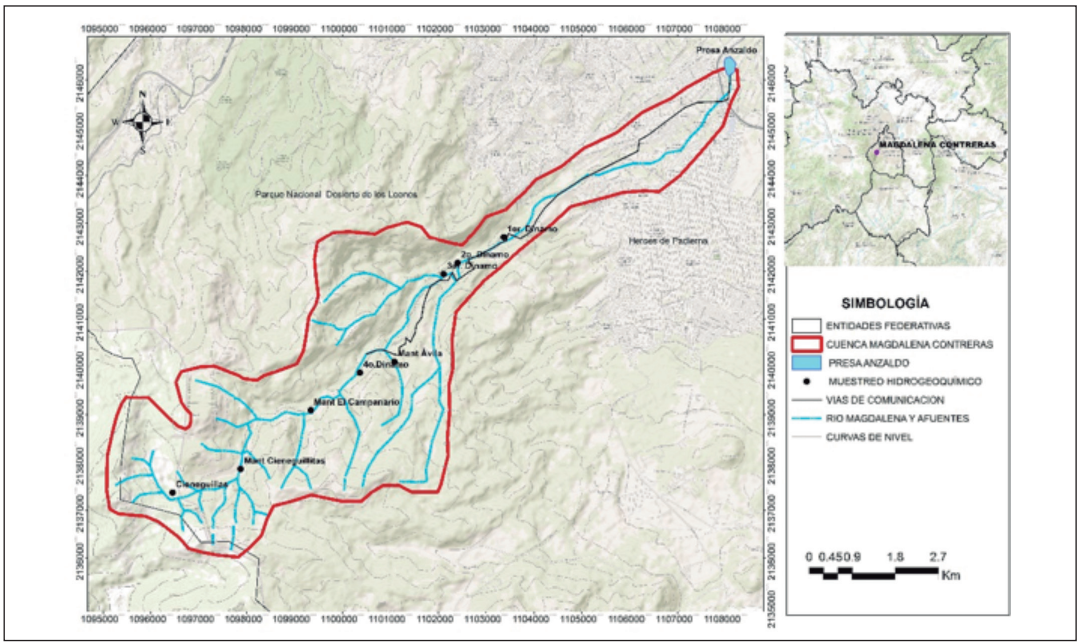
Figura 8.11. Sitios seleccionados para las pruebas de infiltración.



8.2.4. *Muestreo y análisis químico del agua*

Con el fin de caracterizar la calidad química de las aguas del río Magdalena se procedió con un muestreo del agua superficial en los sitios denominados Presa Cieneguillas, 4º dínamo, 3er dínamo, 2º dínamo y 1er dínamo, y los manantiales Cieneguillitas, El Campanario y Ávila (Figura 8.12). Los análisis químicos se realizaron en los laboratorios de calidad del agua del IMTA siguiendo el procedimiento de colecta, preservación, medición y tipo de análisis para cada elemento acorde a las especificaciones de las normas oficiales mexicanas: NOM-127-SSA1-1994 (*DOF*, 1994) y NOM-015-Conagua-2007 (*DOF*, 2009).

Figura 8.12. Sitios de muestreo de agua y manantiales.



En el momento de realizar el muestreo de agua se midieron en campo los parámetros de pH, temperatura del agua, temperatura ambiente, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto, utilizando un medidor multiparamétrico tipo multi 3430 marca WTW, cuyos sensores fueron calibrados previamente con soluciones tipo.

El balance iónico se calculó utilizando el programa AQUAChEM 4.0, mediante la siguiente expresión:

$$E = \frac{\sum cationes - \sum aniones}{\sum cationes + \sum aniones} \times 100$$ Ecuación 5

En la representación gráfica e interpretación de los elementos mayores se utilizaron los diagramas Piper para identificar el tipo de familias de agua; la información fue procesada utilizando el software AQUACHEM 4.0.

En los mismos puntos de muestro de calidad química del agua se tomaron muestras para analizar isotopos de hidrógeno ligero ^{1}H; deuterio ^{2}H o D, y oxígeno; el isótopo común o ligero es el ^{16}O.

Las mayores reservas de agua en la Tierra son los océanos, que por estar bien mezclados presentan composiciones isotópicas uniformes. Debido a la evaporación, la composición isotópica original del agua sufre modificaciones o fraccionamientos causados por la mayor movilidad de las moléculas ligeras ($^{1}H_2\,^{16}O$), las cuales se evaporan más rápidamente que las pesadas ($^{1}HD\,^{16}O$ y $^{1}H_2\,^{18}O$). Por este proceso, las masas de humedad contenidas en las nubes son isotópicamente más ligeras que el agua del océano. Durante la condensación del vapor de agua en la atmósfera, las moléculas pesadas se condensan con mayor facilidad, ocasionando un fraccionamiento inverso. El grado del fraccionamiento o composición isotópica final de un cuerpo de agua depende del escenario y condiciones naturales, en las cuales se efectúan los procesos físicos responsables de la generación de lluvia y, posteriormente, de la recarga de los acuíferos: evaporación, condensación, mezclado, interacción con la roca a altas temperaturas. Las observaciones de este tipo se traducen en fuentes de información que permiten identificar el origen y las zonas de recarga efectiva de las aguas subterráneas, así como complementar la información requerida para precisar el modelo de funcionamiento geohidrológico de cualquier sistema acuífero. (Custodio-Llamas 1983).

Para identificar el origen de la recarga del agua que corre a lo largo del río Magdalena y manantiales aledaños, se realizaron dos muestreos de ocho muestras cada uno, cinco a lo largo del río y tres en los manantiales adyacentes, los cuales fueron enviados a los laboratorios isotópicos del Departamento de Geociencias de la Universidad de Arizona para sus análisis de oxígeno 18 y deuterio.

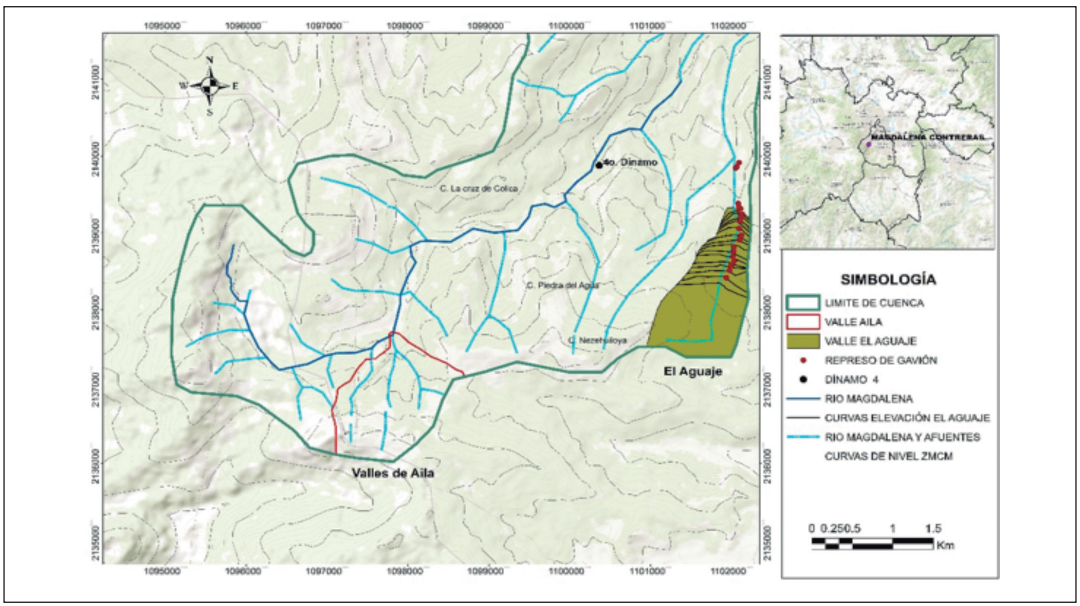
Se analizó también el tritio, que es un isótopo radiactivo del hidrógeno, con número de masa 3 (^{3}H), el cual se desintegra por emisión de partículas β con energía máxima de 18 KeV y un periodo de semidesintegración de 12.3 años. Cuando el tritio es liberado en la atmósfera en forma de hidrógeno se forman moléculas de agua del tipo $^{3}H^{1}H^{16}O$, las cuales se incorporan al ciclo hidrológico. Si una masa de agua queda aislada en el subsuelo después de su infiltración, su concentración de tritio empieza a disminuir de acuerdo con el periodo de semidesintegración de este isótopo. Debido a este proceso de desintegración natural, las concentraciones de tritio en aguas infiltradas con anterioridad a los años cincuenta del siglo pasado son prácticamente indetectables, pues sus concentraciones son cercanas a cero. De forma inversa, la presencia de tritio indica infiltración o recarga de aguas modernas o de precipitación reciente producida durante el lapso termonuclear.

8.2.5. *Selección de sitios para construir represas*

La ubicación de sitios para la construcción de represas se llevó a cabo en dos etapas. La primera se realizó en gabinete y la segunda en campo. En gabinete se revisó la información existente, analizando la zona y señalando los mejores sitios para represas, tomando en cuenta la pendiente, el uso de suelo, los accesos e hidrología del área. Posteriormente se procedió a visitar la cuenca para confirmar que los sitios señalados fueran aptos construir las represas.

Se realizó la prospección en toda la cuenca del río Magdalena, resaltando los parajes denominados Valles de Aila y El Aguaje (Figura 8.13), optando por éste último debido a su proximidad a la zona urbana, de donde se abastecerían los materiales para la construcción de las represas, así como la existencia de caminos y veredas transitables que no representarían un costo extra para la implementación de las represas; los valores de las pendientes cumplían con los requisitos (entre 5 a 20 grados) y la no existencia de otro tipo de obra (presas, tinas ciegas, represas, costales, etc.).

Figura 8.13. Ubicación de los parajes Valles de Aila y el Aguaje. Los números indican los alineamientos de los perfiles correspondientes.

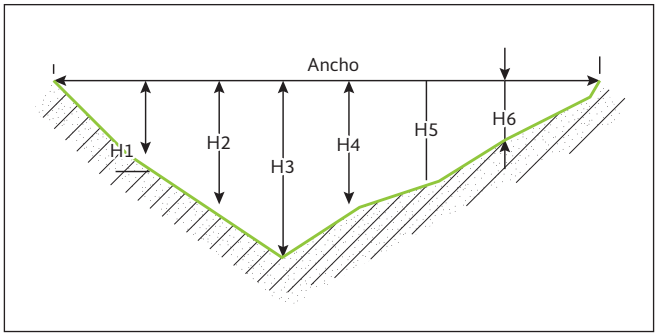


En gabinete, se construyeron perfiles longitudinales a lo largo de los escurrimientos para observar la pendiente del cauce. Como un segundo paso se procedió a la elaboración de las secciones transversales a estos y así determinar los sitios aptos para la construcción de las represas.

El trabajo en campo consistió en recorrer los sitios seleccionados y marcar los lugares dónde se construirían las represas. En cada sitio se midió la pendiente del terreno, utilizando un clisímetro compacto, tipo SUUNTO "PM5/360 PC", de aluminio, graduado de 0 +-90º y 0 +- 150 %, con precisión +-0,25º. Se seleccionaron los sitios con una pendiente menor a 20 por ciento.

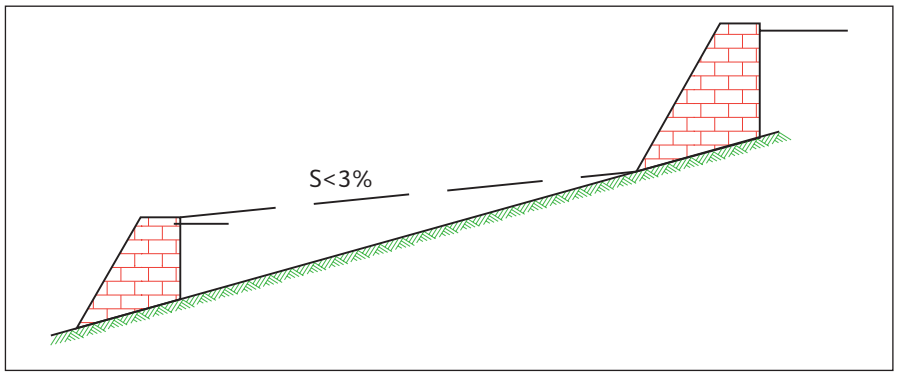
Si el encañonamiento era estrecho (menor de 15 m) se procedía a realizar el seccionamiento. Las secciones transversales a los escurrimientos requirieron de la medición del ancho de la sección, en su parte más alta, y a cada metro (Figura 8.14).

Figura 8.14. Medidas tomadas en una sección transversal al cauce.



Fue necesario tener en cuenta la accesibilidad al sitio, prefiriendo aquellos que tenían un camino cercano, con el fin de facilitar los acarreos. La distancia entre las represas era variable desde 20 m hasta los 50 m, tomando como criterio que la base de la represa aguas arriba tuviera una pendiente de 3 % con respecto a la cresta de la siguiente represa aguas abajo (Figura 8.15), con la finalidad de propiciar la formación de un cauce estable, reduciendo la posibilidad de erosión (Colegio de Postgraduados 1997).

Figura 8.15. Esquema de separación entre dos represas.

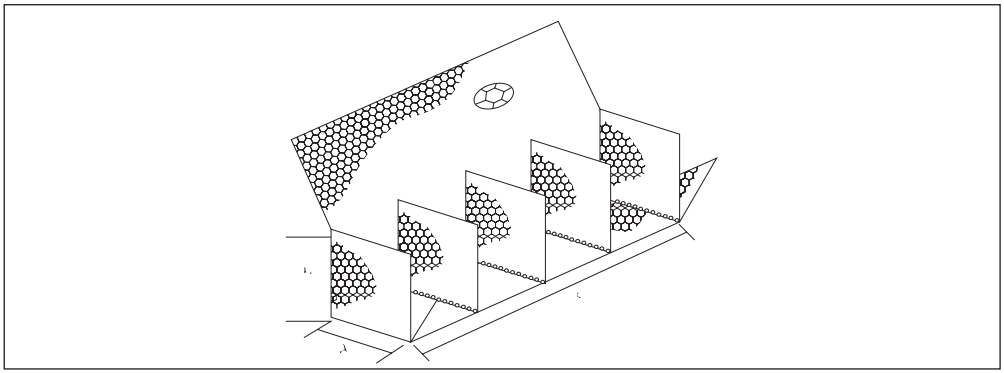


En total se seccionaron 23 represas. Posteriormente, en gabinete, se procedió a diseñar la represa.

8.2.6. *Diseño de la represa*

El sistema constructivo de las represas de gavión, piedra o combinación de éstas es el mismo, y consistió en una estructura escalonada con talud 1:1, la cual resulta bastante estable con ambos tipos de relleno. La mayoría de los proveedores de gaviones manejan las siguientes dimensiones: 4x1x0.50 (LxAXH), 4x1x1 (LxAXH), 4x1x1(LxAXH), 3x1x1 (LxAXH), 3x1x0.50(LxAXH), por lo que se diseñaron las estructuras con dicho catálogo. El diseño final se muestra a en la Figura 8.16.

Figura 8.16. Diseño típico de un gavión.



Una vez seleccionados los sitios donde se construirían las represas se procedió a determinar las dimensiones de cada una de las mismas, las cuales básicamente consistieron en ancho, base y vertedor. Como ancho se tomó de lado a lado de los taludes del cauce, más 50 cm a cada lado para garantizar el anclaje de la estructura. La estructura se desplantó de 0.50 m a 1.00 m del nivel del suelo, para garantizar el anclaje y evitar infiltraciones por debajo de esta. A esto correspondió una base de gavión con dicha altura, prolongándose aguas abajo la misma altura de la represa, intentando cerrar las dimensiones a números enteros. La altura de la represa se cerró a múltiplos de 50 cm, construyendo filas de gaviones de 0.50 m o 1.00 m. Cada nivel de gavión contó entonces con un largo, ancho y alto, el cual fue cubierto por el catálogo anteriormente comentado.

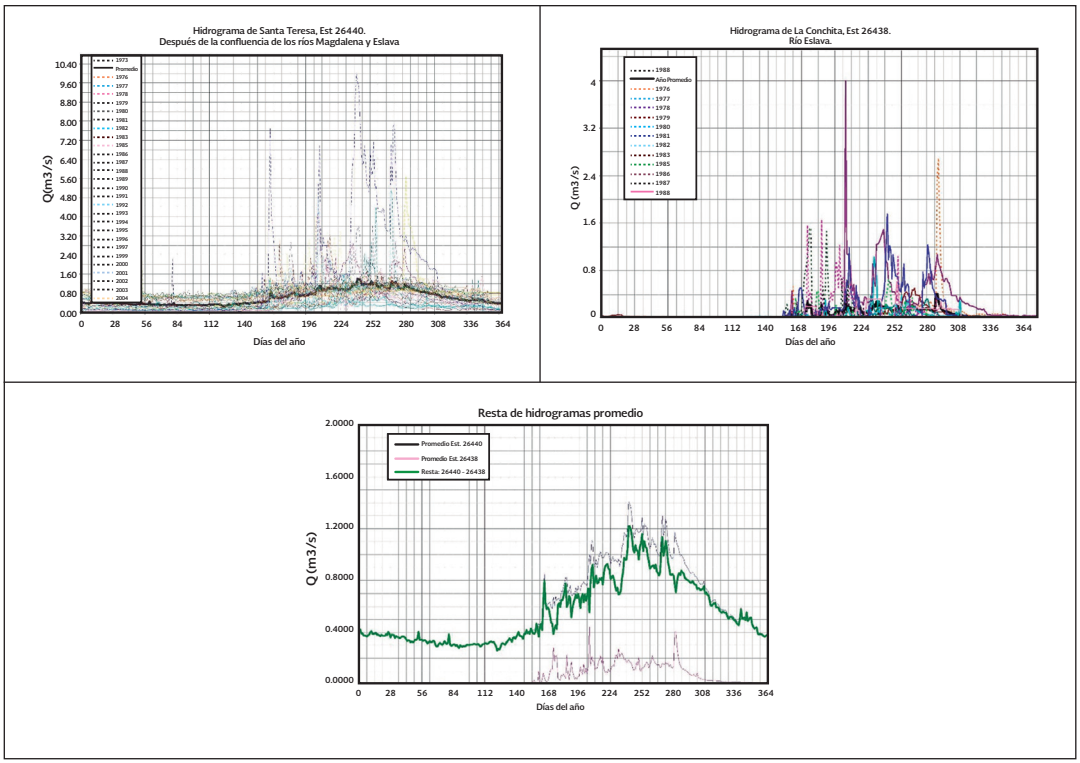
8.3. Resultados y discusión

8.3.1. Hidrometría

Se analizaron los registros hidrométricos de las estaciones Santa Teresa y La Conchita. La Figura 8.17 muestra los hidrogramas de las estaciones Santa Teresa, La Conchita, y su variación anual en un periodo de once años (1975–2004); la resta de ambos hidrogramas es la variación promedio correspondiente al río Magdalena.

El valor medio del gasto del río Magdalena es de: 0.5549 m^3/s, con un gasto máximo de 1.2188 m^3/s y 0.2604 m^3/s como gasto mínimo.

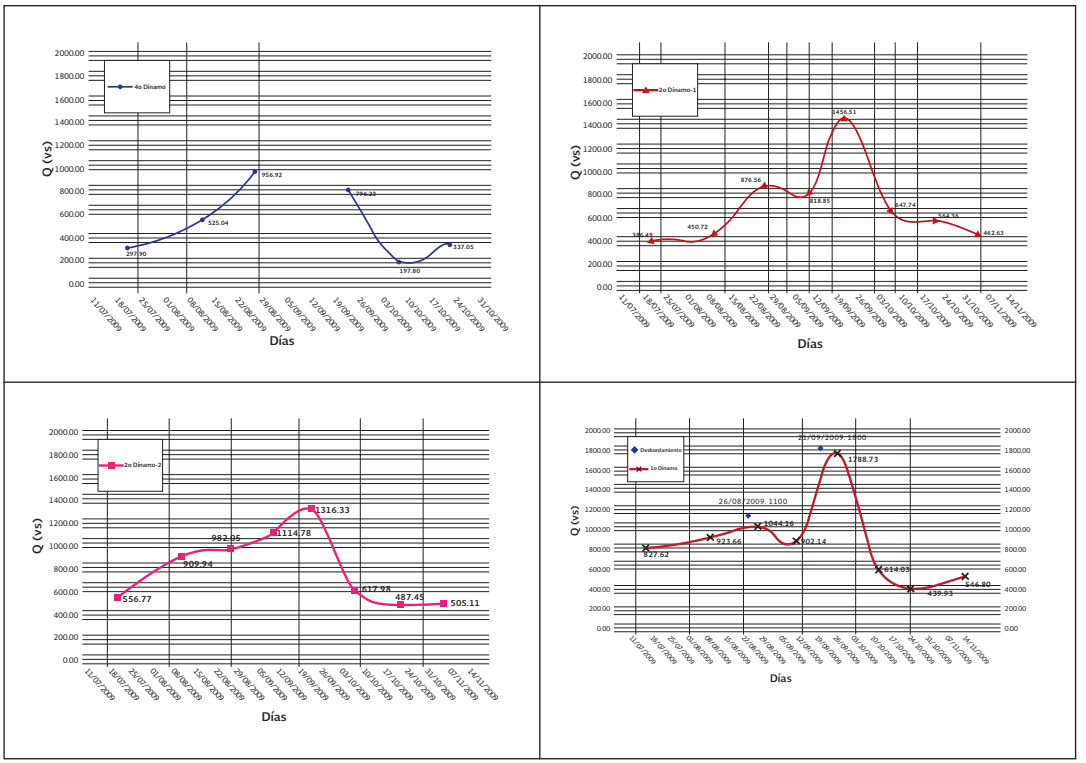
Figura 8.17. Hidrógramas de las estaciones Santa Teresa, La Conchita y resta promedio del río Magdalena.



Los hidrogramas resultado de los aforos en los sitios dínamos 4 al 1, durante el periodo de julio a noviembre de 2009 (Figura 8.18), muestran la variación temporal del gasto que transita por el cauce del río Magdalena.

El hidrograma del dínamo 1 que se ubica justo a la salida del parque Los Dínamos y anterior a la planta potabilizadora muestra un evento máximo extraordinario ocurrido para el año 2009, donde se ocasionó un desbordamiento del río justo antes de la presa Ansaldo, que es la que recibe los volúmenes extraordinarios y los regula para no inundar la Ciudad de México.

Figura 8.18. Hidrogramas de los aforos en el río Magdalena. a) Dínamo 4; b) Dínamo 3; c) Dínamo 2; d) Dínamo 1.



8.3.2. *Tiempos de concentración (Tc)*

Los resultados de Tc aplicando los métodos de Kirpich (ec. 1), FAA (ec. Siendo C: coeficiente de escurrimiento del método racional; L: longitud del flujo superficial (ft); S: pendiente de la superficie (%) y SCS (ec. 3) para el cuarto y primer dínamo indican lo siguiente: En el caso del método de Kirpinc son conocidas la pendiente (S) y longitud (L) del trazo del río (Tabla 8.3), por lo que no fue necesario calcular ningún parámetro adicional; en contraparte, al aplicar FAA fue necesario estimar el factor C (coeficiente de escurrimiento del método racional), siendo 0.40, acorde con Chow (1988). En el caso del método SCS se utilizaron los parámetros indicados en la Tabla 8.2.

De la Tabla 8.3 se observa una variación significativa entre las diferentes metodologías para Tc. Los resultados por el método de Kirpich, FAA y SCS varían, por lo que se propone se afore el gasto pico del río que ocasiona una tormenta utilizando el criterio de Kirpich, debido a que es el menor tiempo estimado para los puntos de aforo en los sitios dínamo 1 y 4.

Tabla 8.2. Cálculo de los tiempos de concentración por los métodos Kirpich, FAA y SCS,.

					Tc (hr)		
Punto	No. Segmento	L (m)	S	V(m/s)	Kirpich	FAA	SCS
4 to. Dínamo	41	12,377.89	5.16%	0.85	1.44	2.45	4.06
1 er. Dínamo	52	16,005.53	5.36%	0.89	1.73	2.75	5.02

8.3.3. Prospección geofísica

Los resultados de la exploración geofísica muestran una distribución de unidades resistivas asociadas a unidades litológicas presentes en el subsuelo. Las unidades resistivas categorizadas con intervalos resistivos y asociadas a la litología de la zona se clasifican en la Tabla 8.3.

Tabla 8.3. Clasificación geoeléctrica, cuenca del río Magdalena.

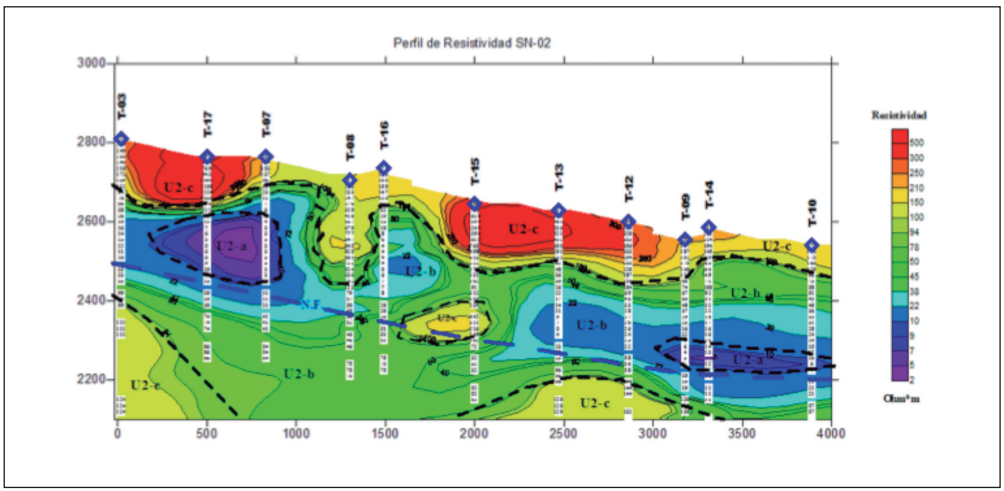
Unidad	Intervalo resistivo (Ωm)	Litología
U1	variable	Material granular
U2a	1-10	Material volcánico alterado
U2b	10-100	Material volcánico muy fracturado
U2c	Mayor a 100	Material volcánico muy fracturado Posiblemente fracturado

La asociación entre valores resistivos y litología es la siguiente: Unidad U1. Se asocia a materiales granulares, se considera como una unidad no saturada y representa la capa de relleno superficial mal clasificado y que puede tener valores de resistividad variables. Unidad U2. Se asocia a materiales volcánicos como andesitas y cenizas, con diferentes grados de alteración y/o fracturamiento. Esta unidad está dividida en tres subunidades resistivas. Unidad U2-a. Se considera impermeable en zonas de baja resistividad y representa materiales volcánicos alterados y/o fracturados con alto contenido arcilloso. Sus valores se encuentran dentro del rango de 1 a 10 Ω/m. Unidad U2-b. Está asociada a material volcánico muy fracturado o muy alterado, permeable, posiblemente saturado. Presenta valores resistivos de entre 10 a 100 Ωm. Unidad U2-c. Está asociada a material volcánico posiblemente fracturada según su valor resistivo, permeable únicamente en zonas de baja resistividad. Presenta valores resistivos mayores a 100 Ωm.

La sección de resistividad (Figura 8.19) se ubica a lo largo del río Magdalena (Figura 8.9). Cada sondeo se encuentra separado entre 100 a 200 m y se alinean en dirección E-W, que sigue la dirección de encañonamiento del río. Tomando en cuenta la distribución de las capas geológicas caracterizadas en superficie se decidió hacer las secciones sobre el cauce del río y la parte baja, ya que de esta manera se caracterizaría un área mayor que describa la disposición de las capas en la zona alta de la cuenca y la parte baja. Además, acorde con la información geológica, en estas zonas se presentan las capas de rocas ígneas en la parte superior, y conforme se profundiza se detecta la presencia de cuerpos menos resistivos que se asocian a los depósitos de rocas volcánicas reconocidas como formación Tarango.

En perfil, la posición de los sondeos: T-03, T-17, T-07, T-08, T-16, T-15, T-13, T-12, T-09, T-14 y T10 tienen una dirección aproximadamente Sur-Norte, con el observador al oriente. Se identifican las tres subunidades de la unidad U2. La línea punteada azul representa el posible nivel freático en la zona. La sub-unidad U2-a fue registrada por los sondeos T-17, T-07, T-09, T-14 y T-10 como un par de lentes aislados con un espesor promedio de 100 m. Se localizan dentro de la sub-unidad U2-b y fueron identificados a una profundidad aproximada de 200 m y 300 m respectivamente; presentan valores promedios para este perfil de 3 a 6 Ωm. Esta capa posiblemente pertenezca al material volcánico con alto contenido arcilloso. La sub-unidad U2-b está presente en 11 sondeos a lo largo de toda la sección, entre las capas correspondientes a la unidad U2-c, con un espesor variable. Se localiza a los 100 m de profundidad y presenta valores promedios, para este perfil, entre 60 y 80 Ωm. Esta capa posiblemente pertenezca al material volcánico muy fracturado.

Figura 8.19. Perfil de resistividad: SN-02.

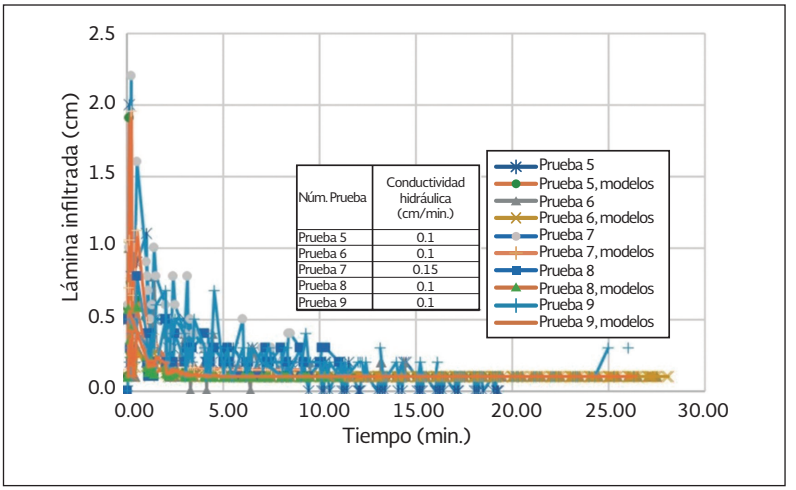


La sub-unidad U2-c es registrada por los 11 sondeos, con un espesor promedio de 100 m en la capa aflorante y variable para la capa que se presenta a 400 m de profundidad y que fue registrada por los sondeos T-03, T-15, T-13, T-12 y T-09. Esta unidad es muy resistiva, por lo que presenta valores por arriba de los 100 Ωm. Posiblemente pertenezca a la roca volcánica más sana.

8.3.4. *Pruebas de infiltración*

Los resultados de las pruebas de infiltración en los suelos distribuidos en los sitios donde se construyeron las presas presentan valores de conductividad hidráulica muy parecidos. Los resultados corresponden a las pruebas ejecutadas en el valle El Aguaje (Figura 8.13), aplicando la ecuación de Horton (Ecuación 4). Los valores de conductividad hidráulica se mantienen en un orden de magnitud (Figura 8.20). El valor máximo corresponde a sedimentos localizados justo en la base del lecho del arroyo, donde se encuentran depósitos de arenas gruesas; el resto de los valores son característicos de suelos compuestos de arenas finas y limos. Para fines de cálculo, y siendo conservadores, se consideró el valor mínimo de conductividad hidráulica como característico de los sedimentos que componen el suelo de la cañada El Aguaje.

Figura 8.20. Gráfica descenso/tiempo



8.3.5. *Hidrogeoquímica*

Los resultados de la caracterización química de la calidad de las aguas del río Magdalena en los sitios denominados Presa Cieneguillas, 4º. Dínamo, 3er. Dínamo, 2º. Dínamo y 1er. Dínamo, y en los manantiales Cieneguillitas, El Campanario y Ávila indican:

Respecto a los valores de conductividad eléctrica y oxígeno disuelto, se trata de agua de excelente calidad química para consumo humano, dentro de un rango de 53 a 85 µS/cm, a lo largo del río, y de 59 a 98 µS/cm en los manantiales. El oxígeno disuelto, a lo largo del río, presenta valores de 7.76 a 7.20 mg/l, y en los manantiales en el rango de 6.70 a 7.55 miligramos por litro.

Todos los parámetros analizados (Tabla 8.4), excepto coliformes fecales (tabla 6), cumplen con los límites máximos permisibles establecidos por las normas mexicanas (*DOF*, 1994; *DOF*, 2009).

Tabla 8.4. Resultados analíticos de iones mayoritarios.

Lugar	O2 (mg/l)	Sodio (mg/l)	Potasio (mg/l)	Calcio (mg/l)	Magnesio (mg/l)	Bicarbonatos (mg/l)	Cloruros (mg/l)	Sulfatos (mg/l)	SDT (mg/l)	Alc. Tot. (mg/l)	N-Nitratos (mg/l)	Balance iónico %
1 MC-IMTA Cieneguillas	9.87	2.27	1.19	<0.06	0.48	36	3	7.27	79	36	0.11	68.42
2 MC-IMTA 4º Dínamo	9.67	3.38	1.24	<0.06	0.22	26	6	9.55	57	26	0.16	60.46
3 MC-IMTA 3er Dínamo	9.87	3.87	1.54	<0.06	0.27	33	5	9.23	55	33	0.12	58.42
4 MC-IMTA 2º Dínamo	9.87	3.75	1.35	<0.06	0.29	29	4	9.01	22	29	0.06	55.50
5 MC-IMTA 1er Dínamo	9.87	3.86	1.15	<0.06	0.27	32	4	9.45	65	32	0.08	58.48

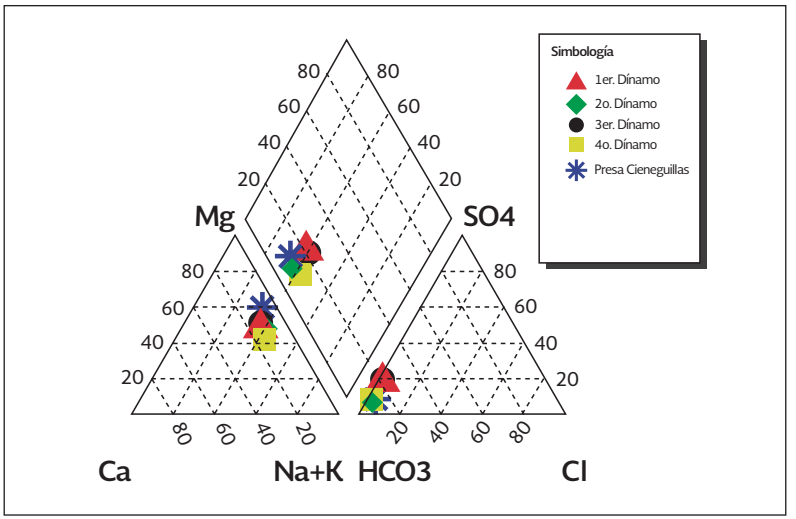
Es importante destacar que la norma (NOM -127-SSA1-1994; *DOF*, 1994) indica que para el caso de coliformes fecales, el parámetro permitido es de cero por 100 ml. Derivado de los resultados de la Tabla 8.5 y teniendo en cuenta la ubicación de los puntos de muestreo (Figura 8.12) se interpreta que los valores de los coniformes fecales aumentan conforme avanzan aguas abajo, como una consecuencia de los desechos fecales arrojados por los drenajes sanitarios de los restaurantes localizados en las márgenes del río.

Tabla 8.5. Coliformes fecales

Lugar	Col. Fec. NMP/100ml
1 MC-IMTA Cieneguillas	63
2 MC-IMTA 4º Dínamo	70
3 MC-IMTA 3er Dínamo	130
4 MC-IMTA 2º Dínamo	540
5 MC-IMTA 1er Dínamo	1600

Utilizando el diagrama de Piper se identificó que los tipos de agua a lo largo del río Magdalena corresponden a las familias bicarbonatadas/magnésicas-sódicas. (HCO3 /Mg-Na). En el diagrama romboidal se puede observar (Figura 8.21) que todos los sitios muestreados, excepto Cieneguillas, pertenecen a una mezcla de todos ellos. Considerando que los aniones, las muestras tomadas a lo largo del río, corresponden a un tipo de agua bicarbonatada y tomando en cuenta la teoría de sistemas de flujo de Tóth (1963), el agua corresponde a un flujo de tipo local. Respecto a los cationes, se muestran valores muy bajos, prevaleciendo un tipo magnésico-sódico.

Figura 8.21. Diagrama de Piper donde se muestra el tipo de familias de agua, en este caso, bicarbonatadas/magnésicas-sódicas



8.3.6. *Isótopos ambientales*

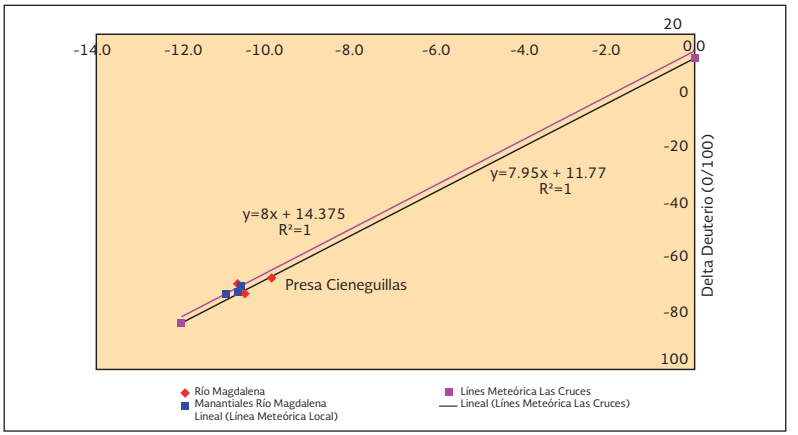
Los resultados del primer y segundo muestreo de isotopos estables se muestran en la Tabla 8.6. La precisión analítica en ambos análisis es de 0.8 ‰ en el oxígeno 18, y de 0.9 ‰ en el deuterio. Utilizando el exceso de deuterio calculado para cada punto se encontró un valor promedio de 14.375 ‰ en el primer muestreo, con el cual se construyó la Línea Meteórica Local de expresión $Y = 7.95X + 11.77$ y $R^2 = 1$.

Tabla 8.6. Resultados de isótopos estables, río Magdalena, primer y segundo muestreos.

Muestra	Lugar	δ18O ‰	δD ‰	Excs deut	Fecha de muestreo
1 MC-IMTA	Presa Cieneguillas	-9.9	-67	12.2	23/07/09
2 MC-IMTA	4o. Dínamo	-10.7	-72	13.6	23/07/09
3 MC-IMTA	3er. Dínamo	-10.7	-69	16.6	23/07/09
4 MC-IMTA	2o. Dínamo	-10.7	-70	15.6	23/07/09
5 MC-IMTA	1er. Dínamo	-10.6	-72	12.8	23/07/09
6 MC-IMTA	Manantial Cieneguillitas	-11.0	-73	15.0	23/07/09
7 MC-IMTA	Manantial El Campanario	-10.7	-70	15.6	23/07/09
8 MC-IMTA	Manantial Ávila	-10.7	-72	13.6	23/07/09
1 RMC-IMTA	Presa Cieneguillas	-10.4	-69	14.2	23/07/09
2 RMC-IMTA	4o. Dínamo	-10.8	-70	16.4	19/11/09
3 RMC-IMTA	3er. Dínamo	-10.8	-70	16.4	19/11/09
4 RMC-IMTA	2o. Dínamo	-10.7	-71	14.6	19/11/09
5 RMC-IMTA	1er. Dínamo	-10.8	-71	15.4	19/11/09
6 RMC-IMTA	Manantial Cieneguillas	-10.8	-71	15.4	19/11/09
7 RMC-IMTA	Manantial El Campanario	-10.6	-68	16.8	19/11/09
8 RMC-IMTA	Manantial Ávila	-10.7	-72	13.6	19/11/09

De la misma manera, en el segundo muestreo se calculó el exceso de deuterio y se obtuvo un valor de 15.35 ‰, con el cual se construyó la Línea Meteórica Local de expresión $Y = 8X + 14.375$. Estos valores de exceso de deuterio, mayores que el valor de 10 de la Línea Meteórica Mundial, son debidos muy probablemente a un efecto de evaporación (Figura 8.22).

Figura 8.22. Isótopos estables, primer muestreo.



Debido a que las aguas del río Magdalena y las aguas de los manantiales grafican directamente sobre la línea meteórica local, se interpreta que tienen un origen de precipitación local a una altura similar a la del parteaguas de la cuenca del río. Las aguas de la presa Cieneguillas presentan un efecto de evaporación debido a su permanencia temporal en ella; como una consecuencia de la evaporación, la fase líquida se enriquece en isótopos pesados, es decir, obtiene valores menos negativos.

Los valores isotópicos de las aguas de la presa Cieneguillas presentan el mismo efecto de evaporación que en el primer muestreo, pero ahora menor debido al cambio de estación.

Al calcular la altura de la posible zona de recarga utilizando la ecuación propuesta por Cortez y Durazo (2001) se obtiene una elevación de 3,486 msnm, la cual es congruente con la altura sobre el nivel del mar de cada uno de los sitios muestreados. El manantial Cieneguillitas presenta el valor isotópico más negativo que corresponde a la zona de recarga más alta (3,662 msnm).

De los valores de tritio ambiental de las aguas del río Magdalena y en los manantiales durante el 1er. muestreo y segundo muestreo se concluye que el origen de esta agua es de aguas modernas de reciente infiltración con un tiempo de circulación no mayor de cinco años. Esto es congruente con los valores de la conductividad eléctrica de los manantiales, que son del orden de 100 µS/cm, es decir, el tiempo de interacción agua-roca es pequeño. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 8.7.

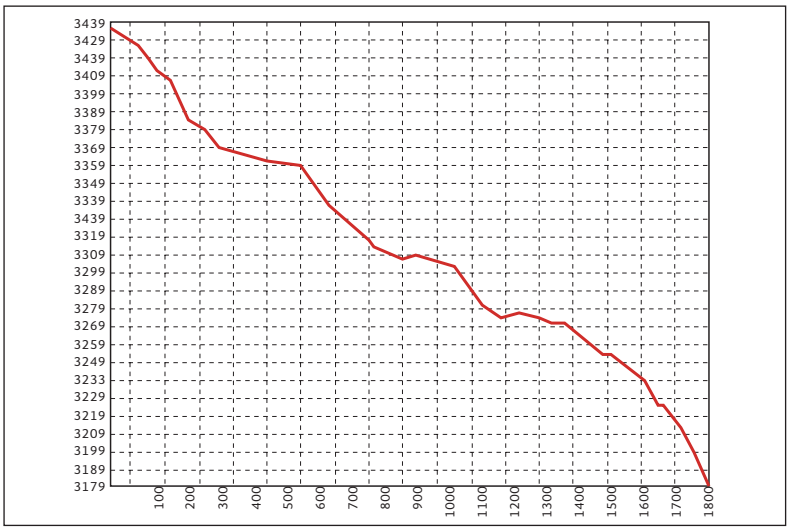
Tabla 8.7. Resultados de tritio del 1er. muestreo río Magdalena.

Muestra	Lugar	1er muestreo		2° muestreo	
		Tritio UT	Error UT	Tritio UT	Error UT
1 MC-IMTA	Presa Cieneguillas	3.6	0.32	4.7	0.36
2 MC-IMTA	4o. Dínamo	5.0	0.39	3.3	0.29
3 MC-IMTA	3er. Dínamo	4.0	0.32	2.9	0.27
4 MC-IMTA	2o. Dínamo	3.7	0.43	3.7	0.30
5 MC-IMTA	1er. Dínamo	2.8	0.34	3.1	0.23
6 MC-IMTA	Manantial Cieneguillitas	1.8	0.27	3.7	0.30
7 MC-IMTA	Manantial El Campanario	3.5	0.33	3.1	0.27
8 MC-IMTA	Manantial Ávila	2.5	0.27	3.2	0.29

8.3.7. Presas de gavión

El arroyo El Aguaje nace en el valle del mismo nombre para descargar al río Madgalena, en un recorrido de 3,200 m. La zona seleccionada, para construir las represas, tiene una longitud de 1,800 m (Figura 8.23) y desciende de los 3,439 m a los 3,179 m de altura (340 m de diferencia) que termina en un valle donde existe una represa de mampostería que tiempo atrás se utilizaba para distribuir el agua por un canal lateral que terminaba en el dínamo 3, donde se generaba energía eléctrica. La Figura 8.23 muestra el perfil topográfico de El Aguaje.

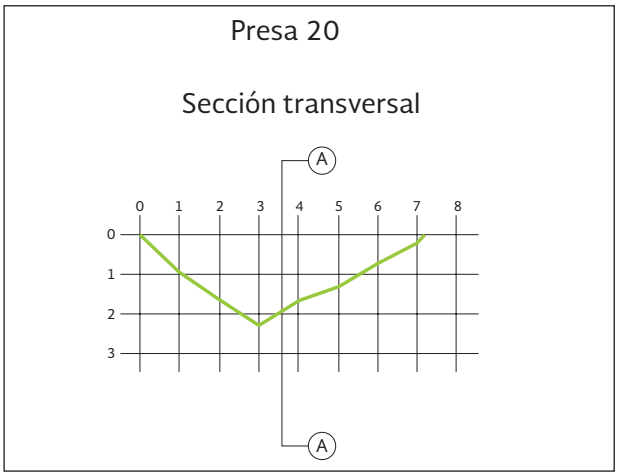
Figura 8.23. Perfil topográfico de la cañada El Aguaje.



Se seleccionó la cañada El Aguaje para construir las 22 represas de gavión, ya que el encañonamiento donde se establece el río tributario El Aguaje, que descarga directamente al río Magdalena, no contaba con construcciones (presas y represas) en todo su trayecto, siendo lo contrario en la zona de Cieneguillas y Valle de Aila. Asimismo se tomó la opinión de la comunidad de Magdalena, la cual manifestó estar de acuerdo por realizar los trabajos en la cañada, ya que propiciarían la rehabilitación de una serie de manantiales desaparecidos o reducidos en su gasto.

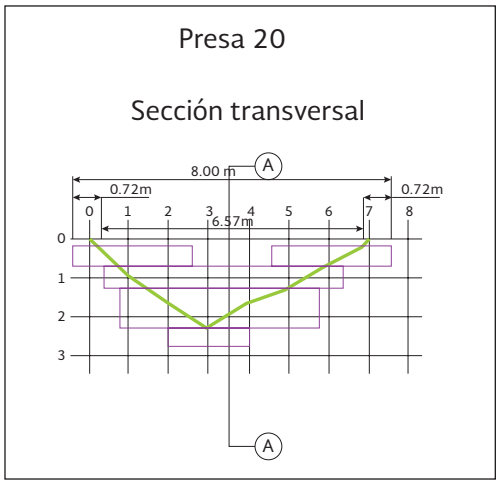
Los diseños para cada represa de gavión se dimensionaron en su ancho: base de la presa y tamaño del vertedor. El ancho de la presa se representa en la sección transversal, y la Figura 8.24 es un ejemplo de la presa 20.

Figura 8.24. . Ejemplo de una sección transversal típica.



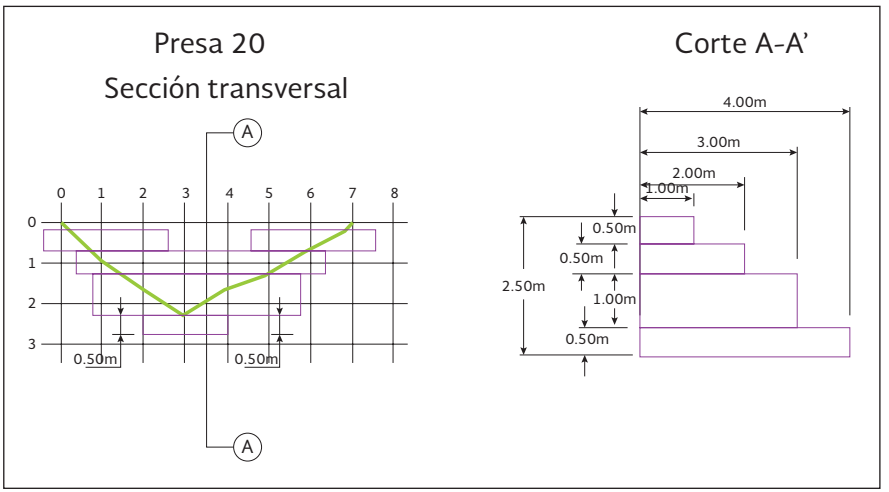
En el caso de diseño del ancho de la represa se tomó como referencia el lado a lado de los taludes del cauce, más 50 cm a cada lado para garantizar el anclaje de la estructura. Los valores finales se cerraron en números enteros, ya que no hay gaviones de 0.50 m u otro múltiplo para ancho. La Figura 8.25 es un ejemplo de la presa 20.

Figura 8.25. Ejemplo de delimitación del ancho de una presa.



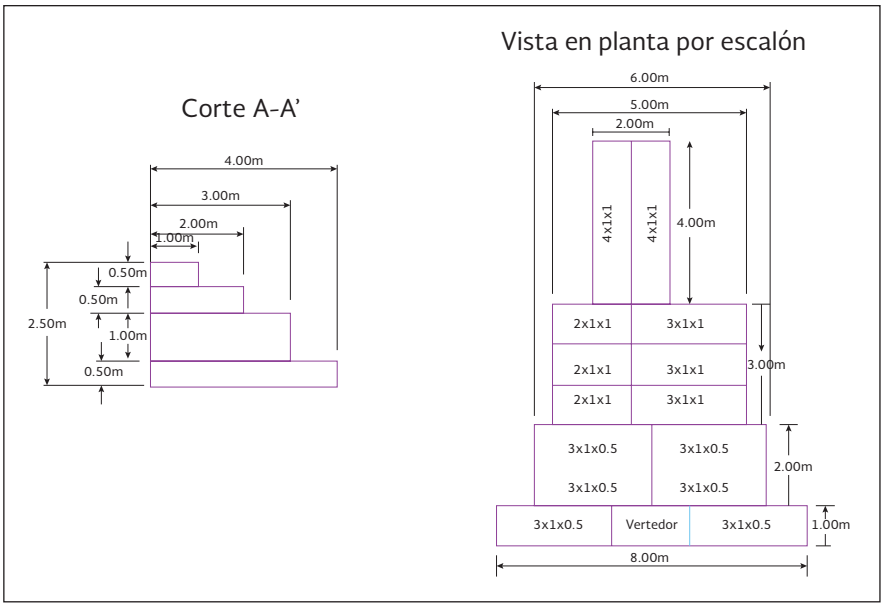
La base de la estructura se desplantó de 0.50 m a 1.00 m del nivel del suelo para garantizar el anclaje y evitar infiltraciones por debajo de esta, a lo que correspondió una base de gavión con dicha altura, prolongándose aguas abajo la misma altura de la presa, intentando cerrar las dimensiones a números enteros (Figura 8.26).

Figura 8.26. Ejemplo de la base de la represa. A lado izquierdo se muestra la sección transversal y a lado derecho la longitudinal. Se observan los niveles de los gaviones propuestos.



Para el despiece, la altura de la presa se cerró a múltiplos de 50 cm, construyendo filas de gaviones de 0.50 m o 1.00 m. Cada nivel de gavión contó entonces con un largo, ancho y alto, el cual fue cubierto por el catálogo anterior. Para cada nivel se llevó a cabo un acomodo de gaviones con el fin de contabilizarlos y estimar el material que se iba a necesitar (Figura 8.27).

Figura 8.27. Ejemplo del despiece de un gavión típico. De lado izquierdo se observa la sección longitudinal de la represa y del lado izquierdo la vista en planta del despiece por escalón.



El diseño del vertedor consideró un estándar de sección rectangular de cresta ancha, para un gasto promedio máximo, calculado en un rango de 1.5-1.7 m^3/s (IMTA, 2009). Los vertedores se diseñaron tomando en cuenta el valor más crítico; dado que la diferencia entre ellos no era significativa, se estandarizó el diseño.

8.3.8. *Funcionamiento de las presas*

Una de las funciones principales que desempeñan las presas de gavión es facilitar la infiltración del escurrimiento superficial generado en las partes altas de las zonas montañosas. En este contexto, resulta importante estimar la capacidad de infiltración que se generó con la construcción de las 22 presas. De esta manera, tomando como referencia la capacidad de infiltración calculada a partir de las pruebas de infiltración, se tomó el valor de 2.5 cm/h, que equivalen a 0.6 m/d. Este valor se toma en cuenta considerando que con el tiempo se produce una reducción de la capacidad de infiltración, debido a procesos de colmatación. Por otro lado se consideró un tiempo medio de

operación de 4 meses (julio a octubre) en el que se estima que las presas de la parte alta (presas 1 a 19) tendrían agua almacenada susceptible de infiltrase, mientras que para las presas de la parte baja (presas 20 a 22) se consideró que tendrían agua todo el año, lo cual se puede apoyar con el comportamiento observado en enero, donde las presas de la parte baja ya tenían agua almacenada pocos días después de haberse terminado su construcción. En la tabla 9 se presenta la estimación del volumen susceptible de infiltrarse, el cual se estima en unos 12.115 l/s, lo que representa un volumen anual de 382,060.72 m^3.

Tabla 8.8. Estimación del volumen susceptible de infiltrarse.

Número de Presa	Altura dela cortina (m)	Anchura dela cortina (m)	Pendiente (%)	Longitud del espejo (m^2)	Área del espejo (m^2)	Tiempo de operación (d)	Volumen anual de infiltración (m^3/año)	Gasto (l/s)
1	2.50	10.00	11.20	22.32	133.93	120.0	9,642.86	0.306
2	2.50	10.00	11.20	22.32	133.93	120.0	9,642.86	0.306
3	2.50	10.00	11.20	22.32	133.93	120.0	9,642.86	0.306
4	2.50	10.00	11.20	22.32	133.93	120.0	9,642.86	0.306
5	2.50	8.00	11.20	26.79	128.57	120.0	9,257.15	0.294
6	2.50	8.00	11.20	22.32	107.14	120.0	7,714.29	0.245
7	2.50	11.00	11.20	31.25	206.25	120.0	14,850.00	0.471
8	2.50	11.00	11.20	22.32	147.32	120.0	10,607.14	0.336
9	2.50	13.00	11.20	31.25	243.75	120.0	17,550.00	0.557
10	2.50	14.00	11.20	31.25	262.50	120.0	18,900.00	0.599
11	2.50	9.00	11.20	22.32	120.54	120.0	8,678.57	0.275
12	2.50	12.00	11.20	26.79	192.86	120.0	13,885.71	0.440
13	2.50	12.00	11.20	22.32	160.71	120.0	11,571.43	0.367
14	2.50	12.00	11.20	22.32	160.71	120.0	11,571.43	0.367
15	2.50	12.00	11.20	22.32	160.71	120.0	11,571.43	0.367
16	2.50	7.00	11.20	22.32	93.75	120.0	6,700.00	0.214
17	2.50	9.00	11.20	22.32	120.54	120.0	8,678.57	0.275
18	2.50	10.00	11.20	31.25	187.50	120.0	13,500.00	0.428
19	2.50	9.00	11.20	22.32	120.54	120.0	8,678.57	0.275
20	2.50	11.00	6.00	41.67	275.00	365.00	60,255.00	1.910
						Total	**382,060.72**	**12.115**

El agua de los ríos puede tener cantidades considerables de limo en suspensión. La cantidad dependerá de la cobertura vegetal de los suelos circundantes, la turbulencia y la "energía" del río. Los ríos de zonas llanas y de lenta corriente generalmente cargan algunas decenas de gramos por metro cúbico mientras que los ríos de montaña pueden cargar varios cientos de gramos por metro cúbico y las crecidas pueden aumentar aún más la carga de material en suspensión. Este material en suspensión puede provocar obstrucciones en las instalaciones de recarga si el agua de río se utiliza directamente.

8.3.9. Participación social y costos relativos de construcción

El proyecto de recarga en la cuenca del río Magdalena requirió de un trabajo de gestión para integrar a la población con el objetivo de concientizarlos de los beneficios que generan este tipo de tecnologías, así como integrarlos en el proceso constructivo de las represas y a futuro como vigilantes de las obras. La participación de la sociedad civil genera una sinergia que garantiza una mejor administración de los recursos. El procedimiento de integración de la comunidad de Magdalena Atlitic para la construcción de las represas se resumen en los siguientes puntos:

Reuniones informativas con el Comisariado de Atlitic: Las reuniones de trabajo se enfocaron en informar a las autoridades locales de los trabajos a realizar, los beneficios esperados y las futuras acciones de conservación.

Elaboración de convenio de colaboración: Una vez divulgados los alcances del proyecto y consensadas las participaciones de la comunidad se procedió a la elaboración y firma de un convenio de colaboración, en donde se especificó detalladamente las acciones a las que se comprometió la comunidad, estableciendo los entregables y los plazos para cumplir las metas.

Capacitación a las brigadas responsables de construir las represas de gavión: La capacitación corre a cuenta del organismo encargado de desarrollar el proyecto, por lo que los técnicos especialistas traspasan el conocimiento a los integrantes de las brigadas por medios de talleres de capacitación, en donde se instruye al personal en forma dirigida de cómo se construyen las estructuras.

Supervisión en campo de la construcción: La supervisión es responsabilidad del organismo encargado del desarrollo del proyecto. En esta fase se cuida el proceso constructivo de las represas

asegurando que se cumpla con las especificaciones contractivas para cada represa. Esta fase es importante, ya que el técnico responsable corrige o adecua el proyecto original y lleva la bitácora de avance de la obra.

Gestión de los recursos e insumos: En este punto, el responsable del proyecto tiene un proyecto definido, el cual cuenta con un volumen de obra, planos descriptivos y particularizados de las represas y un listado de los insumos requeridos (herramientas, gaviones, geocostales, volumen de piedra, numero de brigadas e integrantes). Para tener en tiempo y forma los materiales al pie de la obra y el pago de mano de obra a los participantes, la gestión del recurso es determinante para el éxito del proyecto.

El costo final por metro cubico construido, al pie de la obra, para el proyecto de recarga río Magdalena fue de $1,729.47 pesos mexicanos, equivalentes a $132.59 dólares americanos, con un tipo de cambio de $13.0437 pesos mexicanos al 31 de diciembre del año 2009, año en el que se construyeron las obras. La tabla 8 resume los costos por cada concepto requerido para construir los 859 m^3 de represas de gavión de piedra y geocostal.

En términos porcentuales se identifica que el 58 % del costo de las obras se invierte en la compra de insumos (gavión, geocostoal y piedra), por lo que es importante considerar qué tipo de relleno se utilizará al momento de construir la represa de gavión, ya que afecta el costo total del proyecto. El costo de una represa de gavión de piedra se incrementa si el material es acarreado grandes distancias o si la roca es suministrada en la parte alta de la cuenca, en éste caso es más económico pagar por pepena de roca que pagar por suministro de roca, pero depende si existe material en el entorno donde se construye la represa. Las represas de gavión con geocostal deben construirse en zonas donde existe relleno aluvial, en el cauce del río o cañada, ya que es el material que se utiliza para rellenar los geocostales, un beneficio asociado al retirar el material sedimentario adyacente a la represa de gavión es la creación de un área de encharcamiento que propicia la recarga.

El porcentaje por concepto de pago de mano de obra representa el 24 % de costo total y cubre los servicios que brinda la misma comunidad en la construcción de la obra. En el caso del proyecto Magdalena, el pago por metro cubico construido fue de $300 pesos mexicanos (32.13 dólares americanos), sin considerar el costo por acarreo.

Tabla 8.9. Costos para la construcción de represas de gavión en Magdalena Contreras.

Concepto	Costo en pesos Mexicanos (diciembre del 2009)	Costo en dólares Americanos al 31 de diciembre del 2009
Transporte de personal	$20,000.00	$1,533.31
Herramientas	$39,984.00	$3,065.39
Equipo de protección	$15,000.00	$1,149.98
Piedra	$218,500.00	$16,751.38
Geocostal	$299,929.00	$22,994.17
Gavión	$345,134.41	$26,459.85
Mano de obra	$360,051.00	$27,603.44
Aforadores	$45,000.00	$3,449.94
Pago de servicios ambientales	$142,014.32	$10,887.58
Total	$1,485,612.73	$113,895.04

El 10 % del recurso se utilizó para pagar servicios ambientales que conceptualizan los trabajos de mantenimiento de la cuenca, limpieza y mantenimiento de terracerías; en el caso particular son insumos que la comunidad de Magdalena Atlitic solicitó para mantener sus caminos vecinales que se vieron afectados al momento de la construcción de las represas.

8.3.10. Hidrogeología

Integrando la información bibliográfica del sitio, los resultados generados en el estudio y la evaluación de campo, se propone que las unidades hidrogeológicas ubicadas en la cuenca Magdalena y acuífero ZMCM estén dispuestas de la siguiente manera: acuitardo superior, acuífero superior, acuitardo inferior y un acuífero inferior.

Acuitardo superior: Depósitos lacustres del Cuaternario. Se conforma de arcillas lacustres que afloran, principalmente, en la porción meridional de la Cuenca de México y llegan a tener un espesor que va de los 5 a los 130 m. Su conductividad hidráulica fluctúa de 2.3 x 10^{-9} a 5.6 x 10^{-8} m/s (Rudlolph *et al.*, 1991) y su transmisividad es de 2 x 10^{-7} m^2/s (Lesser Asociados, 1993).

Acuífero Superior: Unidades superiores permeables. En la mayor parte de la planicie de la ciudad de México, este acuífero granular, mixto y fracturado se encuentra subyaciendo a las arcillas lacustres.

La mayor parte del agua subterránea extraída en la cuenca y ciudad de México proviene de este acuífero. Adicionalmente, algunos autores consideran que más allá de los 300 m de profundidad, que hoy en día es captado, existe otra porción del acuífero superficial con un alto potencial, localizado entre los 400 y 800 m (Sánchez-Díaz, 1989).

Esta unidad permeable está conformada por depósitos aluviales del Cuaternario (depósitos de arenas y gravas); vulcanitas del Cuaternario (secuencia de piroclastos y lavas básicas); abanicos aluviales y lahares intercalados con capas de pómez, cenizas, suelos, gravas y arenas de origen fluvial pertenecientes a la Formación Tarango; rocas ígneas intermedias del Cuaternario (andesitas y dacitas porfídicas que afloran en la sierra de la Cruces); tobas del cuaternario y, vulcanitas del Plioceno (estarto-volcanes de composición andesítica y dacítica).

Acuitardo Inferior: Depósitos Lacustres del Plioceno. El estudio sísmico realizado por Pemex en 1986 (en: Mooser *et al.*, 1996) indica que arcillas lacustres se hallan en la secuencia litológica del subsuelo de la ciudad de México; acusan un espesor máximo de 300 m y contienen, probablemente, lavas basálticas intercaladas con arcillas lacustres. Debido a su antigüedad y posible consolidación, por carga litostática, se juzga que los valores de transmisividad y conductividad hidráulica sean menores a los establecidos en las arcillas lacustres del Cuaternario. Asimismo existen otras secuencias litológicas que, debido a su baja permeabilidad, forman parte de esta unidad, las cuales son: vulcanitas del Mioceno (rocas ígneas ácidas e intermedias que, en su mayoría, no manifiestan una gran permeabilidad); vulcanitas del Oligoceno (generalmente las fracturas de estas rocas ígneas intermedias están completamente mineralizadas); depósitos continentales del Eoceno–Oligoceno (en algunas partes del estado de Morelos, estos afloran y manifiestan una muy baja porosidad y permeabilidad debido a que los clastos están contenidos en una matriz arcillo-limosa) y, rocas del Cretácico Superior (conformadas por margas, areniscas, lutitas y calizas delgadas intercaladas con lutitas).

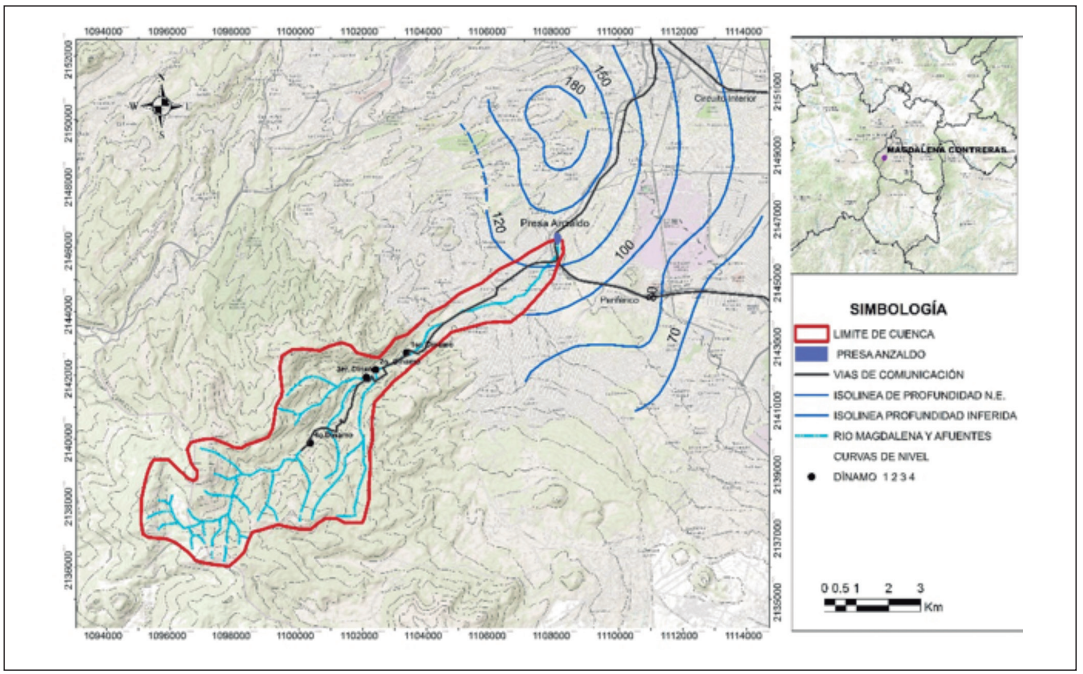
El acuífero superior de este sistema presentó una profundidad del nivel estático entre 9 y poco más de 180 m; los valores menores se ubicaron en la planicie, mientras que los mayores hacia las sierras de Las Cruces y del Chichinautzín (Figura 8.1). Por su parte, la elevación del nivel estático en el acuífero superior de la ZMCM para el año 2006 estuvo alrededor de 2,171 y 2,399 msnm. Los altos valores se ubicaron en los piedemontes de las sierras de Las Cruces y del Chichinautzín, mientras que los conos de abatimiento se localizaron al oriente de Naucalpan y en la zona de Coyoacán,

cuyos flujos de agua subterránea presentaron gradientes hidráulicos que variaron entre 0.006 y 0.016. La dirección preferencial de flujo subterráneo es sureste-noreste en las inmediaciones del área de estudio con gradientes hidráulicos de 0.004 a 0.031 y cargas potenciométricas que fluctúan entre los 2,220 y 2, 300 metros sobre el nivel del mar.

8.3.11. Selección del método de recarga

El río Magdalena es un escurrimiento perenne, gracias a la capacidad de la cuenca para retener el agua precipitada y liberarla lentamente a través del río según el espesor de los suelos y la velocidad del flujo subterráneo. La lluvia se concentra entre los meses de mayo a octubre; sin embargo, cabe resaltar que una vez que el periodo de lluvias ha cesado, la magnitud del caudal tiene una reducción

Figura 8.28. Profundidad al nivel estático en el año 2006 en la zona potencial para la evaluación de la recarga (Adaptado de Herrera-Zamarrón *et al.*, 2007).



gradual que se distribuye a lo largo de algunos meses, lo que origina diferencias cíclicas importantes en el funcionamiento, cantidad y calidad del río.

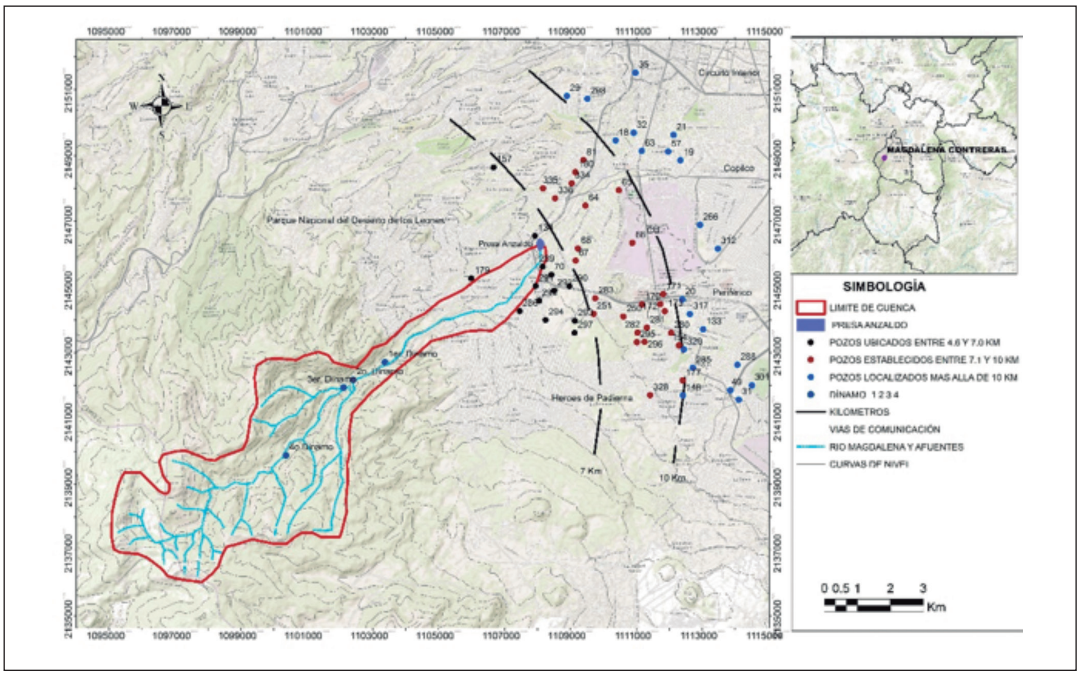
Lo anterior sugiere la necesidad de manejar el río tomando en consideración dos etapas, lluvias y estiaje, en cada una de las cuales el gasto promedio es distinto y en donde dicha variación tiene implicaciones en la determinación del potencial de aprovechamiento del caudal para distintos usos. En la época de estiaje el río lleva poca agua (0.5549 m^3/s). Parte de este gasto es aprovechado por la planta potabilizadora para el abastecimiento a la población (0.200 m^3/s). Por otro lado, los excedentes producidos en la época de lluvias (gastos mayores de 1 m^3/s) se van directamente al drenaje, por lo que se recomienda utilizar estos excedentes para la recarga del acuífero de la ZMCM durante los meses de junio a octubre.

Para evaluar la evolución de la recarga en el acuífero en términos de cantidad y calidad del agua se proponen establecer tres zonas de control con base en las características topográficas, geológicas e hidrogeológicas de la región. La frecuencia de medición de los niveles estáticos y la evaluación de la calidad del agua subterránea en cada zona estará en función de la distancia a los pozos que aprovechan el agua subterránea y que se establecen en el acuífero ZMCM (Figura 8.29).

La zona 1, comprendida entre los 4.6 a 7.0 km de distancia, contiene 13 pozos. La zona 2, ubicada entre los 7.0 y 10 km de distancia, cuenta con 27 pozos. La zona 3, localizada entre los 10 y 12 km de distancia, contiene 24 pozos.

La parte alta del río Magdalena (3,300 msnm) es sumamente angosta y se alimenta con el agua de los manantiales vecinos; este lugar es relativamente plano e induce la formación de meandros. Hacia los 2,800 m, a pesar de la incorporación del agua proveniente de otros arroyos, el río se compacta debido a la resistencia al flujo en un lecho de rocas consolidadas, lo que provoca cambios abruptos en la sección transversal. Entre las cotas 2,800 y 2,300, la pendiente del río es sumamente irregular, lo que le da el aspecto de rápidos. Esta situación peligrosa se remedió en los años 80–90 con la construcción de pequeñas presas que detienen la fuerza de la corriente.

Figura 8.29. Zonas potenciales para la evaluación de la recarga y pozos localizados en cada una de ellas.



8.4. Conclusiones

El análisis hidrométrico de las estaciones Santa Teresa y La Conchita muestra que el gasto medio del río Magdalena es de 0.5549 m^3/s; con un gasto máximo de: 1.2188 m^3/s; y 0.2604 m^3/s como gasto mínimo.

El tiempo de concentración calculado por el método de Kirpich, después de iniciada la tormenta, es de 1.44 h y se interpreta cómo el tiempo que, una vez iniciada la tormenta en la parte alta de la cuenca (Cieneguillas), tarda la avenida en transitar por el cauce del río Magdalena.

Los resultados de las pruebas de capacidad de infiltración muestran valores promedio de 2.5 cm/h que equivalen a 0.6 m/d ,valor que es utilizado para estimar el volumen de agua infiltrada.

La calidad química del agua superficial a lo largo del río Magdalena corresponde a aguas bicarbonatadas/magnésicas-sódicas. (HCO_3/Mg-Na). Considerando los aniones las muestras corresponden a un tipo de agua bicarbonatada que de acuerdo con la teoría de sistemas de flujo corresponden a un flujo de tipo local.

El análisis isotópico indica que el contenido de tritio ambiental encontrado en las aguas del río Magdalena tienen su origen de aguas modernas de reciente infiltración, con un tiempo de circulación no mayor de cinco años. Esto se corrobora con los valores de la conductividad eléctrica de los manantiales, que son del orden de 100 µS/cm, es decir, el tiempo de interacción agua-roca es pequeño.

Una vez caracterizada la cuenca Magdalena se procedió a la construcción de 22 represas de gaviones (con piedra, geocostal y combinación) dentro de la cuenca del río Magdalena, en la cañada El Aguaje. El volumen total de obra fue 859 m^3; compuesto por represas de gavión rellenos de piedra (350 m^3) y gavión con geocostal (509 metros cúbicos).

El gasto estimado de infiltración por las represas de gavión en la cañada El Aguaje es de 12.115 l/s, lo que representa un volumen anual de 382,060.72 m^3/año, lo anterior considerando un tiempo medio de operación de 4 meses (julio a octubre), para las represas ubicadas en la parte alta de la cañada (represas 1 a 19), y en las represas de la parte baja (represas 20 a 22) se consideró un funcionamiento anual.

La organización de la sociedad civil es indispensable para la apropiación del proyecto de recarga y se basa en la participación activa para construir las represas de gavión. En contraparte, la Institución promotora debe proporcionar los insumos para la construcción. Bajo este esquema, el costo por metro cuadrado de una presa de gavión es de $55 pesos mexicanos (13 pesos por dólar americano) considerando los costos de transportación, herramientas, geocostal y piedra.

La recarga tiene una componente local que se ve reflejada en un aumento de la humedad del suelo que beneficia a la zona de bosque y subterráneamente favorece el incremento del gasto de los manantiales establecidos en la zona. La recarga local no impacta de forma directa al acuífero de la zona metropolitana de la Ciudad de México; sin embargo, favorece la recarga en la zona alta de la cuenca.

Las represas de gavión representan una forma viable para infiltrar agua superficial, generado en las partes altas montañosas para contribuir a la recarga del acuífero subyacente. Asimismo, son de gran

ayuda para aminorar los rápidos que se forman en las pendientes abruptas de los cauces y que son un peligro para la población aledaña.

Recomendaciones

Instalar una estación de aforo a la salida del río Magdalena, además de una estación meteorológica automática, con el fin de tener la cuenca más controlada.

Mantener un sistema de monitoreo en los gastos de entrada y salida en la cañada El Aguaje, con el objetivo de realizar un balance y determinar el volumen de agua que infiltran las represas de gavión.

Realizar un proyecto piloto de MAR para infiltrar agua del río Magdalena en los estratos permeables de la Formación Tarango. El sitio con mejor potencial para perforar un pozo de infiltración se ubica a la altura de la zona conocida como Dínamo 2. Se estima que el agua infiltrada atravesará las unidades permeables denominadas andecitas-dacitas y después la Formación Tarango para recargar al acuífero de la ZMCM. Se infiere que el nivel estático en el sitio escogido para la perforación del pozo de infiltración estará alrededor de los 350 m de profundidad. Los aprovechamientos de aguas subterráneas ubicados en la zona baja del río Magdalena se verán beneficiados en términos de cantidad y calidad del agua.

Referencias

Aparicio, J., 2004. *Fundamentos de Hidrología de Superficie*. Editorial Limusa.

Arreguín, M. J., y Terán, A., 1994. Dos testimonios sobre la historia de los aprovechamientos hidráulicos en México. Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, 1a. Ed., 120 p

Birkle, P., Torres, V. y González, E., 1995. Evaluación preliminar del potencial de acuíferos profundos en la cuenca del Valle de México. Ingeniería Hidráulica en México, septiembre – diciembre de 1995, pp. 47-53.

Consultores en Geología,1986. Estudio de control y conservación del suelo y agua en la zona poniente de la Ciudad de México. DF, DGCOH, Contrato No. 6-33-1-0229, 179 p

Cortés, A. y Durazo, J., 2001.Tendencia del oxígeno-18 en la precipitación del centro de México. Ingeniería Hidráulica en México, XVI (2), pp 93-102.

Custodio-Gimena, E. y Llamas-Madurga, R., 1983. Hidrología Subterránea. España, Ed. Omega, 2350 pp. (Tomo I, 1-1157 p y Tomo II, 1164-2350 p).

Chow, V.T., Maidment, D.R. y Mays, L.W., 1988. Applied Hydrology. McGraw-Hill, Inc. Capts. 5 y 15.

Colegio de Postgraduados. 1977. Manual de Conservación del suelo y del agua. Colegio de Postgraduados – SARH – SPP. 584 p. + apéndices.

Conagua. 2015. Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Zona Metropolitana de la Cd. de México (0901), Distrito Federal. (en línea) Disponible para Word Wide Web: http://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/102942/DR_0901.pdf.

DOF.1994. Norma Oficial Mexicana NOM-127-CNA-200-1994. México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.

DOF. 2009. Norma Oficial Mexicana NOM-015-CNA-2009. México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.

Gobierno del Distrito Federal – Secretaría del Medio Ambiente y Universidad Nacional Autónoma de México - Programa Universitario de Estudios para la Ciudad (GDF-SMA y UNAM-PUEC), 2008. En: Plan Maestro de Manejo Integral y Aprovechamiento Sustentable de la Cuenca del Río Magdalena del Distrito Federal. Diagnóstico Integral, 90 p.

Herrera-Zamarrón, G., Briceño-Ruiz, J. V., Canizal-Sosa, J. J., Cardona-Benavides, A., Gutiérrez-Ojeda, C., Júnez-Ferreira, H. E., Mata-Arellano, I. y Sánchez-Díaz, L. F., 2007. Modernización de las redes de monitoreo piezométrico y de calidad del agua de los acuíferos de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, Texcoco, Chalco-Amecameca y Cuautitlán-Pachuca. Estudio elaborado por el IMTA para el Organismo de Aguas del Valle de México de la CNA, Contrato No. OAVM-GT-MEX-07-443-RF-CC.

Inegi. 2005. *Estadísticas del Medio Ambiente del Distrito Federal y Zona Metropolitana*. Inegi. 240 p.

IMTA. 2006. *Extractor Rápido de Información Climatológica III (ERIC III)*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

IMTA. 2009. *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS)*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

IMTA. 2009. *Proyecto piloto de recarga del acuífero del Valle de México*, Reporte Técnico inédito, 321p.

Lesser y Asociados.1993. *Fuentes de contaminación al agua subterránea y alternativas de saneamiento*. México, DF, Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, 110 p.

Manrique, O., Velásquez Y., Gómez, Y., 2009. *Comparación de modelos matemáticos de infiltración en el Sector La Paredeña. Cuenca del río Chirgua. Estado Carabobo*. Tesis de Grado. Universidad de Carabobo.Venezuela

Mooser, F., Montiel, A. y Zuñiga, A., 1996. *Nuevo mapa geológico de las cuencas de México, Toluca y Puebla*. Comisión Federal de Electricidad.

OPMAC. 2000. *Estudio para la recarga del acuífero en el Suelo de Conservación del Distrito Federal*, Banco Interamericano de Desarrollo-GDF, Seis Tomos.

Philip JR. 1969. *Theory of infiltration. In Advances in Hydroscience*, Chow VT (ed.). Academic Press: New, York; 215–296.

Rudolph, D.L., Cherry, J.A. and Farvolden, R.N., 1991. *Groundwater flow and solute transport in fractured lacustrine clay near Mexico city*. US, Water Resources Research, Vol. 27, No. 9, pp. 2187-2201

Saiz-Ortiz I., 1963. *Progresos alcanzados en los sistemas de recarga de los acuíferos subterráneos con aguas superficiales, por medio de pozos o de inundaciones de las superficies*. Boletín de la oficina sanitaria panamericana, pp. 593-599.

Sánchez, D. L. F., 1989. *Los Acuíferos de la Ciudad de México: Su estado actual y alternativas de solución para su control y conservación. México*, Instituto Politécnico Nacional, Tesis de Maestría en Ciencias (inédita), 382 p.

Sánchez-Díaz, L. F., 2005. *Recarga artificial y uso eficiente del agua en el predio de "Médica Sur", Distrito Federal*. Estudio realizado para Ingeniería de Evaluación y Prospección (IEPSA) y Médica Sur, 17 p.

Sánchez-Díaz, L. F., 2008. *Aprovechamiento de los servicios hidrológicos como estrategia para aumentar la competitividad de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México*. Informe 2: Recarga Natural, inducida y artificial en la Cuenca de México. Proyecto para el Centro para la Sustentabilidad "Incalli Ixcahuicopa", Guardianes de los Volcanes, A. C.

SRH.1963. *Infiltración Artificial en la Cuenca del Valle de México*. Informe Técnico Inédito, 36 p.

Tóth. 1963. *Theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basin*. J. Geophys. Res., V.68, p. 4765-4812.



9

EL EXTINTO LAGO DE TEXCOCO Y LA INFILTRACIÓN ARTIFICIAL

G. E. Figueroa Vega[1]

[1] Consultor; ficuasa@hotmail.com

Resumen

Se describen los orígenes de la infiltración artificial por medio de pozos en México, así como el sistema propuesto para infiltrar las aguas disponibles en el lago de Texcoco en la zona, la metodología aplicable al diseño del sistema de pozos que se propone y su ubicación. Dependiendo de la efectividad del sistema de regulación y bombeo hacia los pozos, se podría infiltrar aproximadamente hasta el 75% de los 36.61 hm³ anuales (Figueroa 1970) provenientes de los ríos del oriente de la cuenca del Valle de México y del propio lago, que incluye al predio del Nuevo Aeropuerto de la Ciudad de México (NAICM), actualmente en construcción.

Palabras clave: recarga de acuíferos, lago de Texcoco, pozos de infiltración, reducción de la sobreexplotación, reducción de hundimientos.

9.1. La infiltración artificial del agua de lluvia en México

La infiltración artificial del agua de lluvia desde la superficie y mediante pozos se desarrolló en Guadalajara y en la ciudad de México dúrate los años 1955 y 1953 gracias a la iniciativa de distinguidos ingenieros, como se verá a continuación.

Con respecto al caso de Guadalajara, por el año de 1955, el Ing. Luis Basich Lejia (Q.E.P.D), con quien el presente autor trabajaba siendo aún estudiante, propuso y fue autorizado para dirigir la excavación de una especie de alberca sin revestir cerca de la actual estatua de la Minerva, sobre el cauce de un arroyo que bajaba del cerro del Colli e inundaba la zona donde se ubicaba el Country Club.

Lo anterior tuvo su origen en la observación del propio ingeniero de que en ese lugar el estrato superficial del suelo estaba constituido por materiales pumíticos casi limpios y de muy alta permeabilidad. Como resultado, durante las siguientes temporadas de lluvias, la alberca absorbió toda el agua de las avenidas del arroyo. Posteriormente, la creciente urbanización acabó con ella y parece que nunca se repitió el experimento.

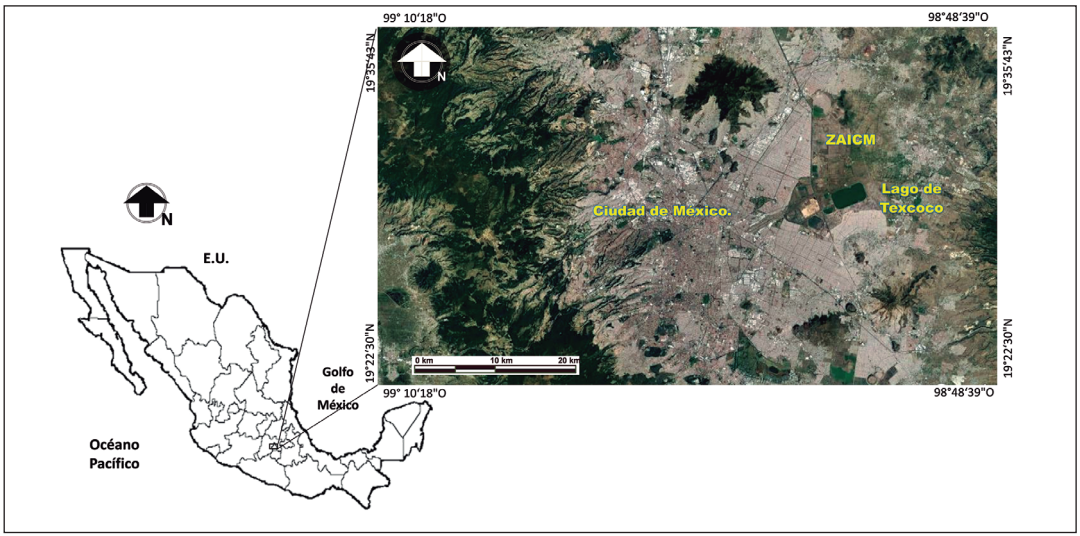
9.1.1. *Antecedentes de la infiltración artificial en la Ciudad de México*

En cuanto a la infiltración artificial en la Ciudad de México (Figura 9.1), el Ing. Ignacio Sáinz realizó en 1953 (Sáinz 1954) un experimento de infiltración en la Ciudad de México mediante la perforación de siete pozos someros de absorción de agua de lluvia en distintos puntos de la ciudad (Jardín de San Fernando, Paseo de la Reforma y Melchor Ocampo, Columna de la Independencia, Nuevo León y Benjamín Franklin, Venustiano Carranza y Bolívar, San Jerónimo e Isabel la Católica y en el jardín Luis G. Urbina). Los pozos perforados de inmediato resolvieron localmente los problemas de encharcamientos locales que se presentaban durante la temporada de lluvias, pero infiltraban un volumen anual despreciable desde el punto de vista de la recarga del acuífero. De esta manera se llegaron a perforar a partir del año 1953 alrededor de 42 pozos de infiltración (13 en jardines y el resto en establecimientos industriales) de hasta 60 m de profundidad, ademados con tubería de 15 cm de diámetro que tomaban gastos pequeños, de hasta unos cuantos litros por segundo (l/s). Aunque no se llevó a cabo ningún mantenimiento de los pozos, 16 años después todavía funcionaban algunos.

Posteriormente, el Ing. Sáinz llevó a cabo la perforación de tres pozos de infiltración profundos (con los niveles estáticos del acuífero a 100 m de profundidad) al pie de la presa Mixcoac (Figueroa, 1970), construida en 1941 para controlar al paso las avenidas del río. La presa Mixcoac tenía una capacidad de almacenamiento de 0.66 hm^3 (Figura 9.2), que lograron infiltrar en su conjunto toda

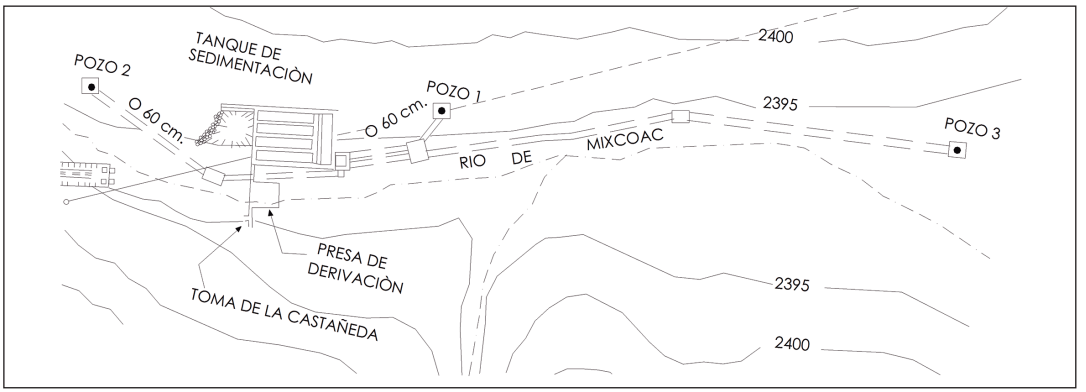
el agua del año de la presa (en promedio 5.222 hm^3), a razón de 1m^3/s, lo que es equivalente a 333 l/s/pozo, evidenciando capacidades específicas del orden de 3.3 l/s por metro de abatimiento (en su mayoría, los pozos en la Ciudad de México evidencian capacidades de 3 a 10 l/s/m).

Figura 9.1. Ubicación de la Ciudad de México, presa Mixcoac y del predio del NAICM
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 03/4/2014



La región en la que fueron construidas la presa Mixcoac y los pozos de infiltración ofrece, desde el punto de vista tectónico, características sumamente interesantes, debido a que en la zona existen fracturas y fallas menores que corren de suroeste a noreste y que coinciden con el sistema de fracturas tensionales que acompañan al fracturamiento Clarión, cuya dirección predominante es la de los propios ríos. Esto provocó que en una o dos ocasiones se llegara a vaciar la presa por las fracturas, suponiéndose con ello que la gran capacidad de infiltración de los pozos se debía a que cruzaban alguna grieta.

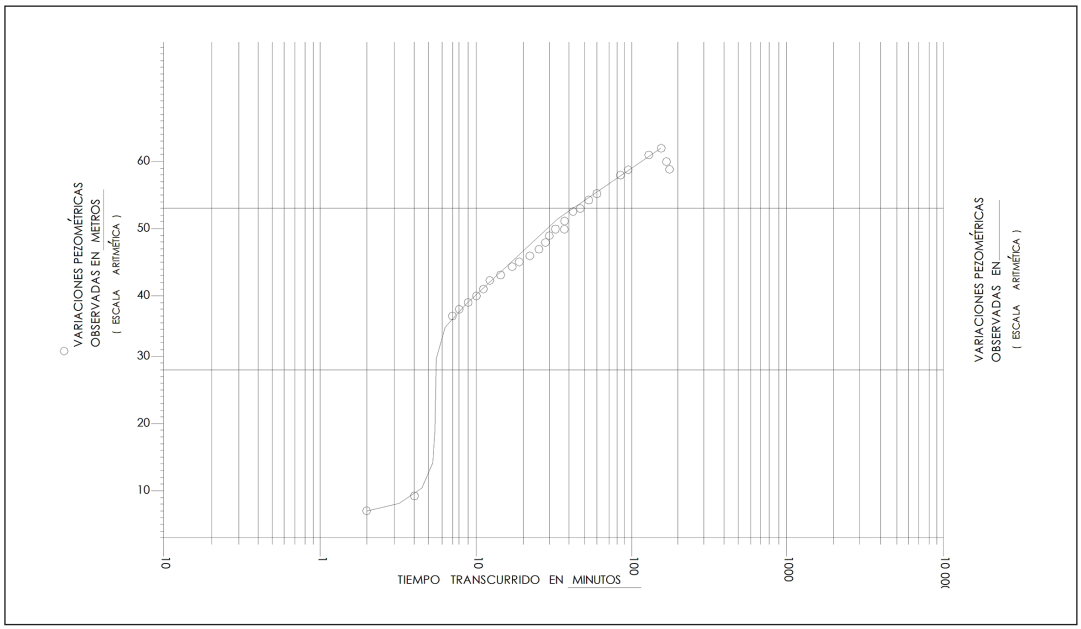
Figura 9.2. Esquema de ubicación de los pozos de infiltración de Mixcoac



Los pozos fueron perforados, ubicándolos a 113 m (pozo 2), 198 m (pozo 1) y 318 m (Pozo 3) del eje de la cortina de la presa, con profundidades de 150 m, y fueron ademados con tubería de acero soldada de 25 cm de diámetro y 6 mm de espesor, ranurada en su totalidad, y se alimentaban a partir de la toma de la presa, pasando por cuatro tanques sedimentadores de alrededor de 20 m de longitud con un tirante pequeño, diseñados para precipitar en su recorrido hasta tamaños de limo, y un filtro común a partir del cual se alimentaba a los pozos (Figueroa, 1970). Los cortes estratigráficos de los pozos mostraban toba volcánica arcillosa (Formación Tarango) en su mitad superior y arenas en la inferior, en promedio.

Para 1961, el gasto conjunto de los pozos se había reducido a unos 300 l/s, elevándose de nuevo hasta 600 l/s, con una limpieza enérgica efectuada mediante cepillado de ademes, dispersor de arcillas, pistoneo y aplicación de hielo seco, mantenimiento que hubiera convenido efectuar cada año. Inmediatamente después se llevó a cabo una prueba de infiltración (Figura 9.3), inyectando el agua en el pozo No. 2 y haciendo observaciones en todos los pozos. El gasto inyectado fue de aproximadamente 100 l/s, medido con molinete en la estructura de sedimentación, aunque fue difícil de controlar en la obra de toma.

Figura 9.3. Respuesta observada durante el aforo o prueba de infiltración.



9.1.2. *Lecturas efectuadas en el pozo de infiltración (cerca de la presa Mixcoac)*

Los resultados de las lecturas efectuadas en el pozo de infiltración durante la prueba se muestran en la figura 3, y la interpretación de los mismos condujo a estimar la transmisividad en un rango de 2 a $5x10^{-3}$ m^2/s y el coeficiente de almacenamiento en 0.5 a $1.5x10^{-4}$ (valor con mayor incertidumbre debido a problemas del gasto), valores más bien bajos, comparados con los de los pozos de la Ciudad de México, eliminándose así la hipótesis de que los pozos estaban conectados con alguna grieta (Figueroa, 1968; Figueroa,1970). Resulta evidente que lo que justificaba realmente la elevada capacidad de infiltración de los pozos era la carga disponible para efectuarla, de poco más de 100 m en 1956 y de alrededor de 90 m en 1961, en la fecha de la prueba, como resultado de la recarga efectuada en dicho periodo.

La operación ininterrumpida de los pozos duró hasta poco después de 1970, cuando se suspendió su operación por la contaminación del agua de la presa con aguas negras provenientes de las nuevas colonias a lo largo del cauce del río Mixcoac. La descripción anterior de los pozos de infiltración urbanos en la Ciudad de México y la de los de la presa Mixcoac permite inmediatamente inferir lo siguiente:

- Los pozos de infiltración directa del agua de lluvia que se perforan sobre las calles (pozos callejeros) y que recientemente se han venido perforando en algunas ciudades, tienen las principales ventajas de que a) infiltran agua no contaminada por aguas residuales, b) debido a la pequeña duración del gasto que los alimenta, infiltran al paso durante cortos períodos en los días de lluvia, c) de esta forma infiltran una parte o el total del agua que escurre por la calles, eliminando encharcamientos locales y c) aunque infiltran gastos instantáneos de agua relativamente importantes, en promedios anuales, estos son demasiado pequeños y costosos para ser atractivos desde el punto de vista de la recarga del acuífero.
- Consecuentemente, la recarga efectiva del acuífero requiere la regulación previa de importantes volúmenes del agua por infiltrar, como la de la propia presa Mixcoac.

Además, desde el punto de vista económico, la infiltración del agua de lluvia (que es la que se lleva a cabo a partir de escurrimientos no mezclados con aguas residuales, agrícolas o industriales, también llamada agua de lluvia "pura") es posible infiltrarla únicamente con un proceso de sedimentación y filtración previa (como en la presa Mixcoac), ya que los tratamientos adicionales del agua incrementan notablemente su costo. Por esta razón, cuando hay varias alternativas de tratamiento previo del agua por infiltrar debe elegirse la de tratamiento más simple y menos costoso.

La razón de que en este trabajo se describan estas experiencias de infiltración en México estriba en la creciente necesidad de infiltrar el agua de lluvia, así como por las consecuencias de la también creciente sobreexplotación de los acuíferos. Resulta conveniente destacar que la infiltración artificial mediante pozos es perfectamente factible, ya que se ha realizado con éxito en el valle de México y que los parámetros obtenidos en los pozos de la presa Mixcoac, Ciudad de México y lago de Texcoco dan una idea bastante buena sobre los que pueden esperarse en este último lugar.

9.2. Las aguas infiltrables en el lago de Texcoco

En este apartado del trabajo se describe el proceso de infiltración artificial del agua de lluvia que puede llevarse a cabo en la zona del antiguo lago de Texcoco (localizado en la zona oriente de la Ciudad de México) (Figura 9.1) a partir del agua de lluvia que se tendrá disponible y regulada a partir de 2018, cuya procedencia u origen se describirá más adelante. La ubicación del Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México (NAICM) se localiza en la porción noroeste del lago de Texcoco, junto al Dren General del Valle, entre el camino Peñón-Texcoco y el Caracol de Texcoco (ver Figura 9.4, perímetro rojo). Como parte de la estrategia para la construcción del nuevo aeropuerto, la Comisión Nacional del Agua (Conagua) decidió:

- Interceptar cinco ríos del oriente del lago, los ríos Teotihuacán, Papalotla, Xalapango, Coxcacoaco y Texcoco, que inundan actualmente el predio del NAICM.
- Interceptar los ríos Chapingo, San Bernardino, Santa Mónica y Coatepec, para regularlos a corto plazo en el lago Nabor Carrillo (8.22 hm^3).
- Construir otras cinco lagunas junto al lago de Texcoco, las lagunas Hidalgo y Carrizo (4.28 hm^3), San Bernardino (4.50 hm^3), Moño 1 (2.74 hm^3), Moño 2 (3.83 hm^3) y Peñón Texcoco Sur (4.50 hm^3) antes de enviar las aguas por el Túnel Emisor Oriente (TEO) que actualmente está en construcción. El TEO desalojará las aguas de las cinco lagunas conjuntamente con las aguas de la Ciudad de México (ver figura 4). De esta forma se da prioridad de salida a las aguas de la Cd. de México, por lo que el agua de las cinco lagunas deberá vaciarse semanalmente durante el período de lluvias, que dura aproximadamente 4 meses, para poder controlar los escurrimientos de la semana más abundante.

Los escurrimientos de las aguas de lluvia del predio del NAICM, que cubre unos 45 km^2 de superficie, se estiman en promedio en unos 4 hm^3 por año y se incorporarán a la laguna Peñón Texcoco Sur, ubicada junto a la esquina suroeste del predio, requiriéndose dicha regulación porque se alcanzarán picos de hasta 40 metros cúbicos por segundo.

Por otra parte, en las aguas de lluvia de los cinco ríos del oriente del lago antes mencionados, cuyo volumen medio anual se estimaba en 1961 en 32.61×10^6 m^3, siendo del orden del doble en los años de escurrimientos máximos y de la tercera parte en los de escurrimientos mínimos (Figueroa 1970),

se tratarán las aguas residuales de las poblaciones para aplicarlas al riego (rectángulos verdes, Figura 9.5) y su mayor parte para mandarlas al TEO (rectángulos rosa, Figura 9.5).

Como el lago Nabor Carrillo tiene una capacidad de 8.22 hm^3 y las cinco lagunas por construir tendrán otros 17.68 hm^3, la capacidad total del sistema así formado será de 25.90 hm^3, aproximadamente igual al volumen de escurrimiento total conjunto mensual de los nueve ríos; estimado como máximo en condiciones actuales para un período de retorno de 50 años y una tormenta de 30 días en 30.33 hm^3 (Conagua 2014). Este escurrimiento para una tormenta de 8 días en condiciones actuales de total simultaneidad, alcanza los 8.10 hm^3 (aproximadamente la cuarta parte del volumen de escurrimiento medio anual) o 11.72 m^3/s en promedio, estimándose que se incrementará un 64 % (hasta 19.2 m^3/s) en condiciones futuras. Con esta regulación se podrían infiltrar aproximadamente 32.61 hm^3 al año (con un sistema de bombeo e infiltración muy sobredimensionado), así como 4 hm^3 anuales del predio del NAIM, lo que representa 36.61 hm^3 anuales; en total, poco más de un metro cúbico por segundo anual (unas siete veces lo que infiltraban los pozos de la presa Mixcoac).

Este volumen equivale al hundimiento anual de 183.05 km^2 de la porción baja arcillosa ubicada al oriente de la Ciudad de México del lago a razón de 20 cm por año en donde, como el nivel freático permanece prácticamente en la superficie, su volumen hundido corresponde a la sobreexplotación del acuífero bajo la misma, y supera un poco a la extracción de los pozos del camino Peñón-Texcoco y del interior del lago Nabor Carrillo que contribuyen al abastecimiento de agua potable de Ciudad Nezahualcóyotl.

Por otra parte, la infiltración sostenida de ese volumen anual recuperaría notablemente los niveles estáticos deprimidos del área, mitigando e incluso cancelando en la zona de influencia de los pozos los hundimientos regionales anuales en unos pocos años. De esta manera, el Proyecto Hidráulico del Lago de Texcoco y el del NAICM ofrecen una magnífica oportunidad de infiltración artificial mediante pozos profundos en el lago de Texcoco, infiltración que representará un claro beneficio al reducir los volúmenes de agua de lluvia enviados al Mezquital, reduciendo simultáneamente la sobreexplotación local del acuífero regional y disminuyendo localmente su principal consecuencia negativa, el hundimiento progresivo actual de la superficie del suelo del lago que ocasiona la misma.

Figura 9.4. Proyecto Hidráulico del lago de Texcoco. Adaptada de Conagua (2014).

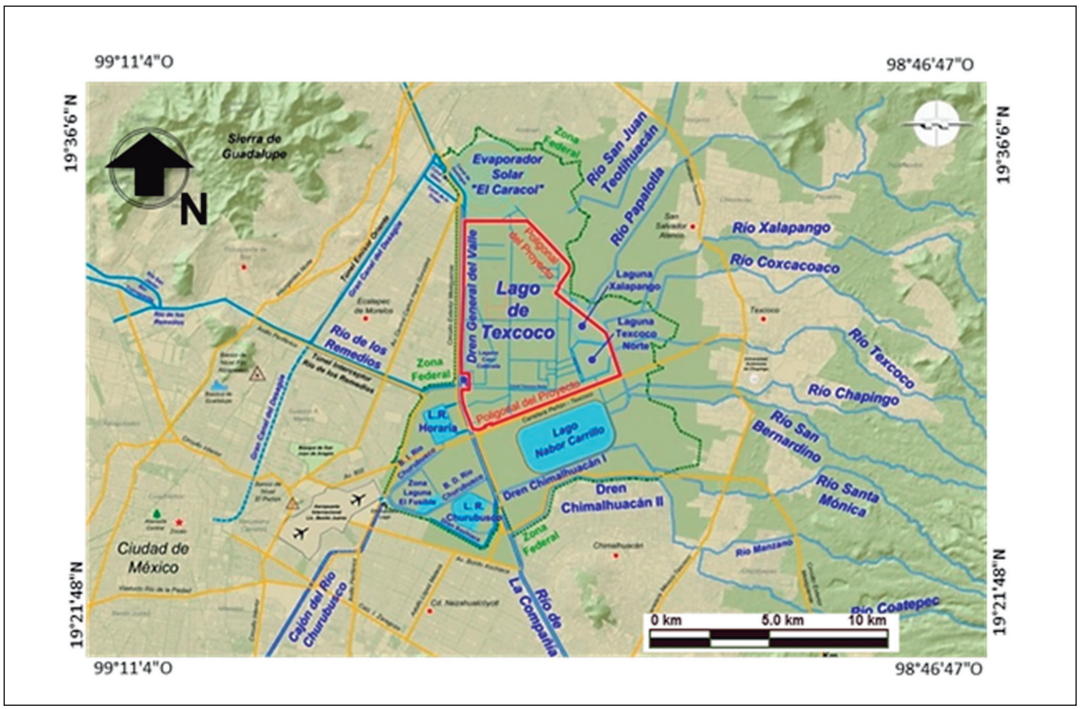
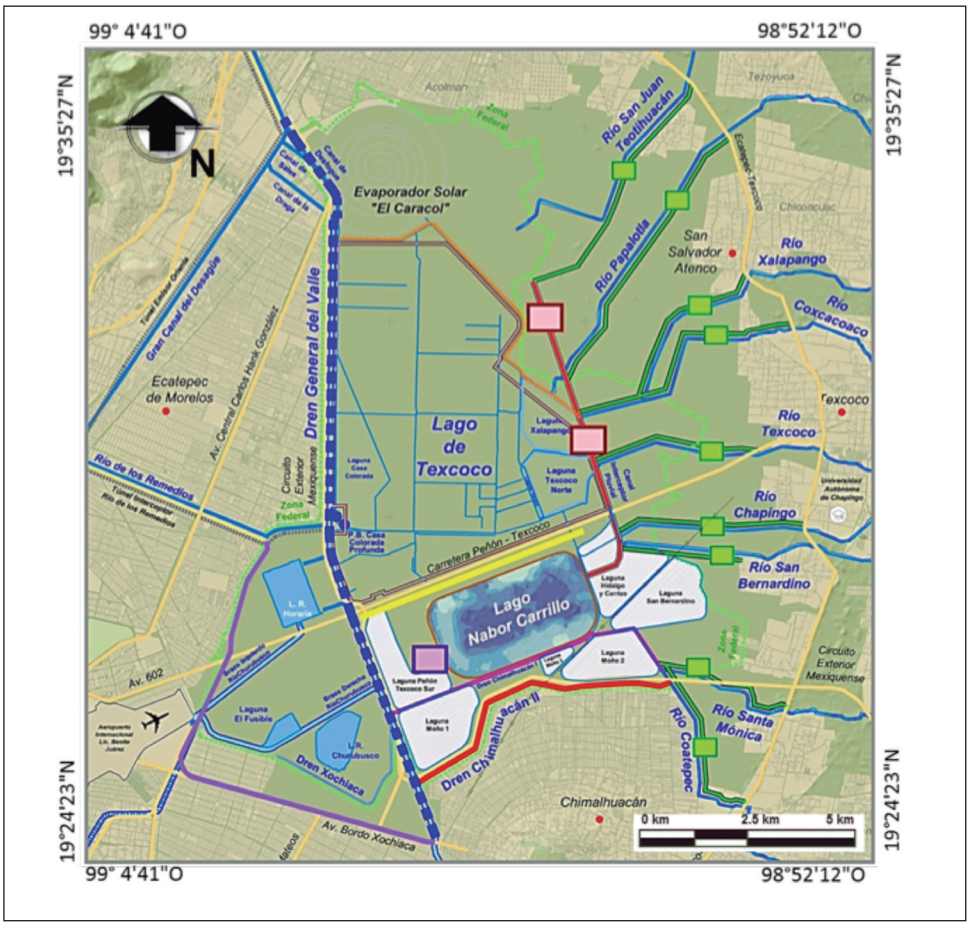


Figura 9.5. Proyecto Hidráulico del Lago de Texcoco. Adaptada de Conagua (2014).



9.2.1. *El diseño de los pozos*

El acuífero del valle de México, en su porción del lago de Texcoco, es un acuífero semiconfinado, cubierto por 60 a 80 m de estratos arcillosos superficiales en proceso de consolidación por la reducción de la presión del agua contenida en los mismos, que indujo la explotación de salmueras

industriales de la empresa Sosa Texcoco entre 1955 y 1995 con pozos de 30 a 60 metros de profundidad y por el drenado que ha efectuado desde antes y desde abajo la sobreexplotación del acuífero regional, cuyas porciones más permeables van de los 100 a los 200 m de profundidad.

Las capacidades específicas de los pozos de la presa Mixcoac fueron inicialmente de 3.33 l/s/m y de 1.11 l/s/m a los quince años; las de la mayoría de los pozos de la Ciudad de México, así como los de la zona del lago de interés para el presente trabajo (por ejemplo, los pozos de Conagua perforados sobre el camino Peñón-Texcoco y los perforados dentro de la mitad oriente del lago Nabor Carrillo que abastecen parcialmente a Ciudad Netzahualcóyotl) son más elevadas, del orden de 3 a 10 l/s/m de abatimiento.

Por otra parte, aunque en la zona, los pozos de bombeo de 200 m de profundidad que sobreexplotan el agua del acuífero principal del valle de México al extraer un volumen anual medio mayor que el de su recarga natural (profundidad que aquí se propone para los pozos de recarga o infiltración), para unos 100 l/s de gasto, requieren ademes de 18 a 20 pulgadas de diámetro, que incluyen 4 a 6 pulgadas de perforación para la colocación de un filtro Los pozos de infiltración para una profundidad y gasto equivalentes, en los que no se va a instalar un equipo de bombeo, requieren en rigor únicamente el diámetro de ademe necesario para que fluya verticalmente el agua cayendo por acción de la gravedad y para una eventual limpieza periódica, y recordando los pozos de Mixcoac a los quince años de operación, su diámetro mínimo sería del orden de:

$$d = \sqrt{Q} \qquad \text{Ecuación 1}$$

Donde d es el diámetro del ademe en pulgadas y Q es el gasto de diseño en l/s, aunque conviene adoptar un diámetro mínimo de 8″ (con 6″ más de diámetro en la perforación, para filtro) por razones constructivas y para facilitar una eventual limpieza por la colmatación progresiva que tendrá lugar. Este diámetro, cuya capacidad debe eventualmente incrementarse durante el análisis de la operación conjunta del sistema de pozos en proyecto para limitar también el cambio de nivel del agua en cada pozo a través del tiempo de operación del sistema, aproximándolo, si no es muy pequeño (tiempos cortos y/o radios grandes), mediante la aproximación de Jacob (Figueroa 1968), constituida por los primeros términos de la serie de la solución de Theis para acuíferos confinados con penetración total:

$$\alpha = (2.30Q/4\pi T)\log_{10}[2.25Tt/r^2S] \qquad \text{Ecuación 2}$$

Donde *a* es la recuperación de nivel, *Q* el gasto aplicado, *T* la transmisividad del acuífero, *t* el tiempo de recarga, *r* el radio del punto en que se estima el valor de *a* y *S* el coeficiente de almacenamiento, también del acuífero, o mediante la modificación adicional de ésta (aún no publicada), que podría llamarse de Jacob-Figueroa y que se propone aquí:

$$\alpha = (2.30Q/4\pi T)\log_{10}[1 + 2.25Tt/r^2S] \qquad \text{Ecuación 3}$$

Con los mismos significados para las variables de la ecuación (2). Esta expresión elimina el problema de la ecuación (2) de resultados negativos para valores de t/r^2 pequeños.

Los parámetros T y S se obtienen de la información hidrogeológica existente local, verificándolos mediante la interpretación de varias pruebas de infiltración con uno o dos pozos auxiliares de observación.

La expresión (2) se aplica (igualando a cero los resultados negativos resultantes de tiempos cortos y/o radios grandes), para el tiempo t de infiltración a gasto constante en el propio pozo (radio r_w igual al de la perforación, que sería igual a d/2 si se omite el filtro para reducir costos, porque no habrá arrastre de suelo hacia el pozo), o para cualquier punto de la zona, infiltrando simultáneamente en todos los pozos del sistema de infiltración adoptado mediante la superposición de resultados individuales. La expresión (3) no arroja resultados negativos y se aplica para todo tiempo.

El gasto Q por pozo y su diámetro de ademe d se seleccionan para que no derrame ninguno de ellos a corto plazo con su propio gasto o con la influencia combinada de todos en el sistema de infiltración adoptado durante un tiempo de infiltración adecuado y las configuraciones de evoluciones piezométricas resultantes se obtienen seleccionando un conjunto de puntos de la región y aplicando en ellos la misma expresión para cada tiempo elegido, superponiendo los efectos de todos los pozos de infiltración del sistema. Esto implica una serie de aproximaciones sucesivas que se lleva a cabo en forma relativamente sencilla mediante el empleo de alguna hoja de cálculo, como Excel (con el apoyo, en caso necesario, de algún programa específico de pozos, como MODFLOW del USGS

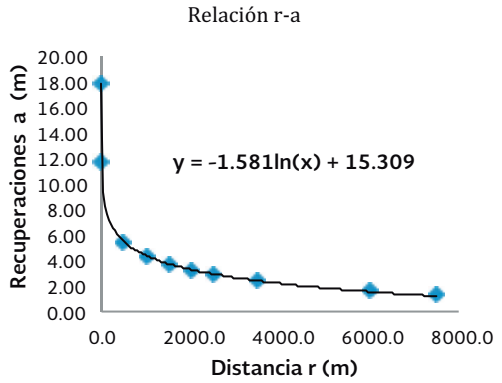
o el programa comercial Visual MODFLOW), empezando con parte del gasto por pozo que pueda provocar el derrame de un pozo aislado a los cuatro meses de operación.

Un ejemplo de lo anterior se muestra en la Figura 9.6, en donde la porción de los cálculos de una hoja de Excel que muestran el gasto límite para posibles derrames en un pozo de infiltración supuesto, similar a los de la presa Mixcoac, con ademe de 10" en perforación de 16", tratando de llegar hasta la roca basal pero sin pasar de 200 m de profundidad (que sirve hasta para gastos del orden de 100 l/s según la expresión 1). Probando con un solo pozo y con diferentes gastos y radios, con 100 l/s, la recuperación propia es de 17.89 m, a 500 m de 5.45 m, a 1,000 m de 4.35 m y a 3,500 m de 2.39 metros.

En estas condiciones, en una fila con 1 km de pozo a pozo en el acuífero de Texcoco, con el nivel estático aproximadamente a 45 m de profundidad y con una transmisibilidad T de 0.01 m^2/s y un coeficiente de almacenamiento S de 0.001, a los primeros cuatro meses de bombeo de un ciclo repetitivo de cuatro con infiltración y ocho sin ella, aproximadamente la recuperación de cada pozo sería la propia más las inducidas por los dos pozos vecinos, 28.79 m; la recuperación entre dos pozos de 18.3 m y al centro de dos filas separadas por 7 km, unos 14 m, valores aparentemente apropiados para cuatro meses de infiltración, por requerirse varios años para que traten de generarse derrames teóricos en los pozos (que se simulan con las ecuaciones propuestas aplicando bombeos que impiden que el nivel estático supere al del terreno). Sin embargo, con los parámetros empleados, las diferencias entre los montes y valles piezométricos (la "topografía piezométrica"), del orden de casi 15 m, parece excesiva y convendría probar pozos más cercanos.

De acuerdo con la expresión (3) (en ella pueden apreciarse los sentidos de las variaciones que se obtendrían en las recuperaciones al variar los valores de Q, T, t, r y S), una mayor separación entre pozos o un mayor coeficiente de almacenaje permitirían emplear pozos de mayor gasto, y un coeficiente de almacenaje real de la zona (obtenido mediante pruebas de infiltración apropiadas), menor que el del ejemplo anterior (0.001), ocasionaría recuperaciones mejores lejos de los pozos.

Figura 9.6. Ejemplo de aplicación



FÓRMULA DE JACOB-FIGUEROA		
$\alpha = (2.30Q/4\pi T)log_{10}[1 + 2.25Tt/r^2S]$		A 4 meses
Q	r	a
m^3/s	m	m
0.1	0.2000	17.89
0.1	10.0000	11.67
0.1	500.0000	5.45
0.1	1000.0000	4.35
0.1	1500.0000	3.71
0.1	2000.0000	3.26
0.1	2500.0000	2.91
0.1	3500.0000	2.39
0.1	6000.0000	1.61
0.1	7500.0000	1.31

De esta manera, con los parámetros apropiados se empezaría a probar el sistema inicial de pozos que se adopte, si se trabaja con la hoja de Excel, acumulando progresivamente los efectos de períodos de infiltración y no infiltración a cuatro meses, a un año, a un año cuatro meses, a dos años, etc. y haciendo nuevos ajustes a gastos y separaciones de pozos por la influencia mutua de todos (no incluida en el ejemplo anterior) para mantener una configuración apropiada de los niveles estáticos del acuífero al paso del tiempo, tomando en cuenta también la evolución esperada de los niveles estáticos inducida por la sobreexplotación del mismo y reduciendo gradualmente los gastos de infiltración, destinándolos a otro fin por generarse derrames teóricos al transcurrir un número razonable de años.

9.2.2. *2.2 El sistema de infiltración*

La infiltración artificial mediante pozos profundos en el antiguo Lago de Texcoco que fue esquematizada anteriormente puede ser de dos tipos, dependiendo de la calidad del agua por utilizar.

El agua de lluvia del predio del NAICM puede ser agua sin mezcla con aguas residuales (si así se diseñan su drenaje y la laguna Peñón Texcoco sur) pudiendo infiltrarse como la de los pozos de

Mixcoac, tal como se infiltra el agua naturalmente en las cuencas, únicamente con sedimentación y filtración, con un pequeño tratamiento si no cumplen las normas oficiales mexicanas de infiltración (NOM-014-Conagua, *DOF* a, 2009 y la NOM-015-Conagua, *DOF* b 2009).

El agua procedente de los ríos del oriente es agua con mezcla, que se irá reduciendo gradualmente a medida que se separen y construyan plantas de tratamiento en las poblaciones, para utilizarlas luego en riego, mientras que los escurrimientos pluviales, que tal vez no estén totalmente libres de mezclas, tendrán también un tratamiento adecuado antes de llegar al sistema de lago y lagunas que las regularán temporalmente (ver la Figura 9.5, rectángulos rosa), tratamiento sujeto a las normas oficiales mexicanas de infiltración mediante pozos, que son la NOM-014-Conagua (*DOF* a, 2009) y la NOM-015-Conagua (*DOF* b 2009). De esta manera, tomando en cuenta la disponibilidad de sitios y accesos para los pozos y sus conducciones, cabe considerar, según el tipo de agua, las siguientes líneas de pozos para infiltración artificial en el antiguo lago, con una longitud total de aproximadamente 36 km, en la zona de infiltración que se muestra en la Figura 9.7.

- El perímetro oeste-norte-este del NAICM (inicialmente con unos 22 km desde y hasta la carretera Peñón-Texcoco, pero que está siendo modificado en su porción noreste) para pozos alimentados con agua de lluvia únicamente sedimentada y filtrada del predio (si así se diseña su drenaje y si se destina la laguna Peñón Texcoco sur para tal fin), y
- El perímetro oeste-sur-este de las lagunas desde y hasta la carretera Peñón-Texcoco, desde la esquina suroeste del predio del NAICM, siguiendo por dren Chimalhuacán I, bordo sureste del lago Nabor Carrillo y el canal interceptor pluvial hasta la esquina sureste del predio del NAICM (unos 14 km), para pozos alimentados con agua de los ríos del oriente tratada según las normas.

La repetida secuencia de cuatro meses con infiltración y ocho meses sin infiltración producirá un diente de sierra ascendente en los niveles estáticos del acuífero que inducirá una reducción gradual con eventual cancelación local del hundimiento regional, incrementando la alimentación del acuífero y reduciendo su sobreexplotación. Si no se puede destinar la laguna Peñón Texcoco sur exclusivamente para el NAICM, un solo tipo de tratamiento serviría para ambos perímetros.

Para el ejemplo de la Figura 9.5 y para los primeros cuatro meses de infiltración (de la secuencia cuatro con y ocho sin) y los valores de T y S de la tabla 1, ambos supuestos mayores que los de la

presa Mixcoac y a gasto constante, se llegaría a un esquema inicial de proyecto de unos 36 pozos de infiltración sobre el perímetro total mencionado, uno a cada kilómetro aproximadamente y con 100 l/s cada uno. Sin embargo, los picos y valles piezométricos serían pronunciados, lo que exigiría acercar más los pozos empleando tal vez el doble de pozos, uno cada 500 m, con tan solo 50 l/s de gasto unitario. Pero dicho proyecto (a gasto constante) puede cambiar mucho con los valores de T y S reales de la zona, ya que las transmisibilidades y los coeficientes de almacenaje mayores suavizan la "topografía piezométrica" reduciendo los montes y valles piezométricos, y los valores de T y S menores ocasionan efectos opuestos.

Adicionalmente, en el caso del lago y ríos del oriente, el gasto disponible no es constante, y los 26 millones de metros cúbicos de capacidad del lago y lagunas pueden recibir en una semana 8 millones de metros cúbicos que se deben desalojar en el mismo tiempo, casi 12 m^3/s en promedio, que tendrán picos de gasto que harían el sistema de bombeo-infiltración excesivamente grande, por lo que se debe estudiar el régimen de entradas para fijar una capacidad del bombeo hacia los pozos del sistema adecuado y razonablemente económico. Por lo anterior, estimando aquí provisionalmente que unos 12 m^3/s de capacidad total del bombeo que distribuye el agua para su infiltración se lleva a cabo con bombas de 500 l/s para seguir de cerca las variaciones de gastos disponibles, se aprovecharía tal vez el 75 % del volumen escurrido, se probaría inicialmente el modelo de cálculo con un sistema de 120 pozos, uno cada 300 m, diseñados para una capacidad de infiltración individual de 100 l/s/pozo.

Con base en los lineamientos iniciales anteriores, en el régimen real de entradas del sistema y en los resultados de algunas pruebas de infiltración en la zona para obtener los valores reales T y S de diseño, se recomienda analizar y optimizar el Sistema de Infiltración del Proyecto con el perímetro de infiltración propuesto, ajustando sobre la marcha el gasto de bombeo total y el número de pozos más adecuado, buscando nuevas líneas de infiltración en el lago para utilizar los derrames teóricos (si se presentan, a pesar de las extracciones locales y los abatimientos anuales de los niveles estáticos de la zona).

Complementariamente, hay que dimensionar las correspondientes plantas de tratamiento, los equipos de bombeo y sus conducciones, analizar las reducciones de gastos por derrames teóricos (que se controlan con válvulas de cierre en los pozos a la altura del nivel freático y se desvían hacia nuevas líneas de infiltración en el lago), cuantificar los volúmenes que se enviarían al TEO y calcular

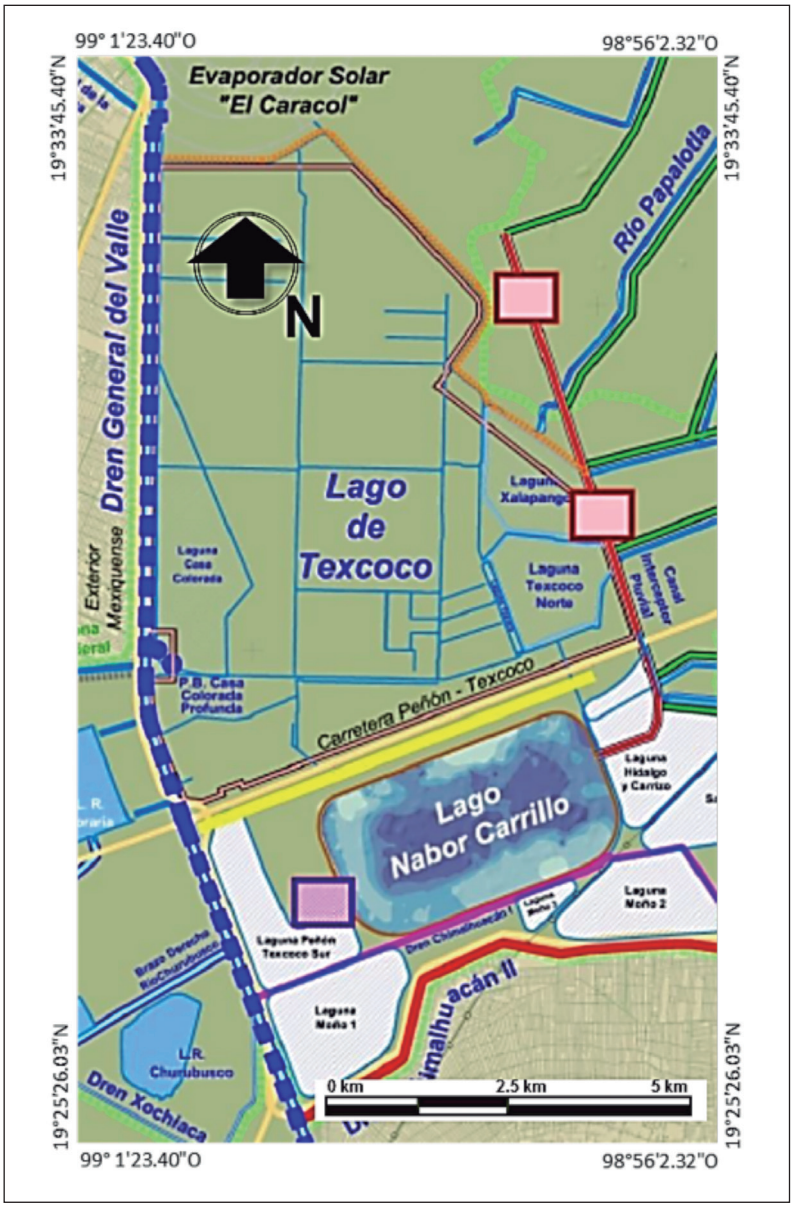
y configurar en planta dentro y fuera del perímetro las recuperaciones del nivel estático del acuífero y los hundimientos anuales regionales a través del tiempo.

En cuanto al sitio para ubicar la o las plantas de tratamiento y los correspondientes equipos de bombeo, la zona comprendida entre el lago Nabor Carrillo y la laguna Peñón Texcoco sur (ver Figura 9.7) parece ser la más conveniente, debiendo buscarse otros, si un solo bombeo no es satisfactorio.

Por último, la diferente efectividad de los pozos de infiltración por la colmatación progresiva que origina la introducción al filtro y a la formación alrededor del pozo de partículas de limos y/o arcillas (que tienen vidas útiles menores que las de los de bombeo, que las tienen del orden de los treinta años), exige aplicarles cada dos años una limpieza enérgica efectuada mediante cepillado de ademes, dispersor de arcillas, pistoneo, aplicación de hielo seco y explosivos, y diseñar y probar sedimentaciones y filtraciones previas más enérgicas (sin llegar a la ósmosis inversa si no hay mezcla con aguas residuales), para poder considerar una vida útil de los mismos de, digamos, 15 años, tomando en cuenta la operación y mantenimiento en la estimación de costos del sistema.

Es conveniente señalar que el sistema de infiltración debe contar con un adecuado sistema de monitoreo desde su construcción y durante su operación (tratamiento del agua, gastos-tiempo en conducciones y pozos, calidad-tiempo del agua infiltrada y del acuífero, evoluciones piezométricas y de salinidad, nivelación topográfica y configuraciones periódicas de las elevaciones del terreno en toda la zona, etc.) para poder optimizar sus beneficios mediante oportunos cambios, en caso necesario, y para poder aprovechar la experiencia en futuros proyectos del mismo tipo.

Figura 9.7. Ejemplo de aplicación.



9.3. Conclusiones

El presente trabajo constituye una propuesta concreta de infiltración artificial en el lago de Texcoco utilizando sus propios escurrimientos, así como el agua de los ríos de la zona oriente; escurrimientos que de otra manera se seguirían perdiendo hacia el valle del Mezquital por el TEO y el Gran Canal del Desagüe. En caso de que se perdieran estos escurrimientos, no favorecerían al grave problema del agua potable del valle de México, consecuentemente al del continuo crecimiento de sus necesidades locales (del orden de 1 m^3/s más por año), a la sobreexplotación de sus acuíferos (del orden de 30 m^3/s) y al problema de los hundimientos regionales; problemas sin solución a la vista por el momento.

Los resultados muestran la factibilidad del sistema de infiltración esquematizado en este trabajo, en el también se muestra la metodología aplicable al diseño y ubicación del sistema de pozos que propuestos para infiltrar. Dependiendo de la efectividad del sistema de regulación y bombeo hacia los pozos, hasta cerca del 75 % de los 36.61 hm^3 anuales provenientes de los ríos del oriente de la cuenca del valle de México y del propio lago, que incluye al predio del Nuevo Aeropuerto de la Ciudad de México (NAICM) actualmente en construcción, se podrían infiltrar.

Además, como las aguas de los ríos del oriente serán tratadas en gran medida por el Proyecto Hidráulico del Lago de Texcoco que se encuentra ya en proceso de construcción (en las futuras plantas de tratamiento ubicadas en los sitios representados con rectángulos verdes y rosa de la Figura 9.5), el tratamiento adicional necesario para infiltrarlas conforme a normas será mínimo y consecuentemente de bajo costo relativo y su inyección mejorará gradualmente la calidad de las aguas subterráneas del acuífero del lago, porque sus aguas contienen salinidades altas (hasta de más de 1000 p.p.m.) y la tratadas de los ríos la tendrán aproximadamente concentraciones no mayores a 200 p.p.m.

El sistema constituiría tal vez el mayor sistema de infiltración artificial mediante pozos profundos intentado hasta la fecha en la República Mexicana y motivaría la realización de otros proyectos similares dentro y fuera del valle de México para evitar seguir desechando hacia el Mezquital cerca de 15 m^3/s de escurrimientos pluviales tras de permitir su mezcla con aguas residuales contrarrestando en cambio con ese volumen de agua los nocivos efectos de la sobreexplotación de sus acuíferos, como el del hundimiento regional local que puede afectar de manera importante al

Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México, contribuyendo también al mismo tiempo a resolver una pequeña parte del problema aún no resuelto del presente y futuro abastecimiento de agua potable a todo el valle de México.

Agradecimientos

Se agradece a la Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México (CHCVM) de la extinta Secretaría de Recursos Hidráulicos, a la Comisión Nacional del Agua (Conagua) y al Grupo Aeroportuario de la Ciudad de México (GACM) por la información aquí utilizada. Al mismo tiempo se extiende el agradecimiento al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), por la amable invitación para participar en esta publicación con el presente trabajo.

Referencias

Conagua 2014. *Proyecto hidráulico del Lago de Texcoco.* Presentación Microsoft PowerPoint de Mayo de 2014. México.

DOF a 2009. *Norma Oficial Mexicana NOM-014-Conagua-2007, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada*. *Diario Oficial de la Federación*, México.

DOF b 2009, *Norma Oficial Mexicana NOM-015-Conagua-2007, Infiltración artificial de agua a los acuíferos. Características y especificaciones de las obras y del agua*. *Diario Oficial de la Federación*, México.

Figueroa Vega, G. E. 1968. *Pruebas de bombeo en pozos con flujo transitorio y sus aplicaciones*. Tesis de Maestría, UNAM; Ingeniería Hidráulica en México, Vol. XXIII, 1969, Núm. 2, pp. 170-194.

Figueroa Vega, G. E. 1970. *El Valle de México y la infiltración artificial.* Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México, S. R. H. México.

Sáinz Ortiz, I. 1954. *Pozos de Absorción.* Ingeniería Hidráulica en México, Abril-Mayo-Junio 1954, Vol. VIII – Núm. 2. México.

10

RECARGA ARTIFICIAL DE ACUÍFEROS: UN CASO DE ESTUDIO EN LA ZONA DE EL CARACOL, UBICADO EN EL MUNICIPIO DE ECATEPEC DE MORELOS, EN EL ESTADO DE MÉXICO

S. González[1], M.A. Juárez[2]*

[1] Comisión Nacional del Agua (CGPEAS); serafin.gonzalez@Conagua.gob.mx
[2] Comisión Nacional del Agua (CGPEAS); miguel.juarez@Conagua.gob.mx
* Email de correspondencia: serafin_glezramirez@yahoo.com.mx

Resumen

El estudio correspondiente permitió evaluar la factibilidad de recargar el acuífero profundo (Cuautitlán-Pachuca) en la zona de El Caracol, ubicada en el municipio de Ecatepec de Morelos, Estado de México, con la implementación de un proyecto piloto de un sistema de recarga artificial (SRA) mediante la construcción de dos pozos de recarga construidos a 250 m y 300 m de profundidad, cuatro pozos de monitoreo (tipo piezómetro abierto) con profundidades de 200 m (un pozo), 250 m (dos pozos) y de 300 m (un pozo). Se determinó la capacidad de infiltración ante diversas cargas hidráulicas mediante recarga pasiva (recarga de agua a gravedad) y recarga activa (presiones de 10 kg/cm^2, 13 kg/cm^2 y 16 kg/cm^2). De dicho estudio se concluyó que se pueden recargar los

pozos piloto. Los caudales medidos fueron: a) recarga pasiva: entre 14 y 27 l/s para el pozo No. 1 y entre 2.8 l/s y 8.5 l/s para el pozo No.2 y b) mediante recarga activa: los gastos de infiltración fueron, para el pozo No.1, de hasta 35 l/s y, para el pozo No.2, de hasta 20 l/s, respectivamente. Los materiales del subsuelo favorables para la recarga se detectaron a profundidades mayores a los 200 m, siendo estos principalmente arenas y gravas.

Palabras clave: sistema de recarga artificial (SRA), acuífero, acuitardo, piezometría, piezómetros, pozos de abastecimiento, nivel estático, nivel de aguas freáticas, presión de poro, permeabilidad, caudal de recarga, pozo de recarga, pozo de monitoreo, recarga pasiva y recarga activa.

10.1. Introducción

El acelerado crecimiento de la Ciudad de México y su zona conurbada ha generado un desequilibrio en diversos aspectos, pero sobre todo en el sector hidráulico, específicamente en el de agua potable, ya que en algunas zonas la explotación del recurso no ha sido adecuada y la disponibilidad en el volumen del agua subterránea ha disminuido considerablemente, modificando las condiciones de equilibrio entre los sistemas acuíferos que subyacen el Valle de México. Por lo anterior es necesario tomar acciones y medidas de control para el manejo sustentable de los recursos hídricos subterráneos y regularizar la explotación de los acuíferos que así lo requieran. Además se debe considerar la ejecución de estudios y proyectos adicionales de recarga artificial (temporales o definitivos, según sea el caso) para evaluar y monitorear la recuperación de los almacenamientos subterráneos. Las acciones mencionadas ayudarán a contrarrestar efectos asociados a los hundimientos, agrietamientos y minado de acuíferos. Los estudios se efectuaron durante un año y la perforación de los dos pozos de recarga fue del orden ocho meses.

10.1.1. Requerimientos para el sistema de recarga

10.1.1.1. Aspectos legales

Es importante mencionar que, para los sistemas de recarga, la regulación en México se realiza por medio de los siguientes ordenamientos legales:

I.- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, artículos 28, 31 (fracción I), 117 a 119 bis (notas relacionadas con la prevención de la contaminación del agua) y 121 (relativa a la no infiltración de las aguas residuales sin tratamiento previo del subsuelo y el permiso de la autoridad federal).

II.- Ley de Aguas Nacionales, artículos 1, 2 y 7. Este último se refiere a la protección, conservación y restauración de acuíferos, así como a la infiltración de aguas naturales o artificiales para reponer los acuíferos, de acuerdo con las normas oficiales mexicanas. El artículo 86, fracción I, expresa términos de la entrega y operación de la infraestructura de los sistemas de revisión federales, y lo que es necesario para la preservación de la calidad del agua en cuencas y acuíferos.

III.- Normas oficiales mexicanas (NOM)

- NOM-003-Conagua-1996, que establece los requisitos durante la construcción de pozos de extracción de agua para prevenir la contaminación de acuíferos.
- NOM-004-Conagua-1996, establece los requisitos para la protección de los acuíferos durante el mantenimiento y rehabilitación de pozos, la extracción de agua y el cierre de pozos, en general.
- NOM-014-Conagua-2003, establece los requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada. Es aplicable a las obras planificadas de recarga, cuya función es la de almacenar y aumentar el volumen de agua en los acuíferos para su posterior recuperación y reutilización. Corresponde al promotor del proyecto para su plena aplicación. Proporciona diversos aspectos a cumplir, entre ellos: la información y los estudios básicos, condiciones para la construcción de los sistemas de recarga, calidad del agua de recarga, monitoreo, funcionamiento y comprobación del sistema implementado, entre otros.
- NOM-015-Conagua-2007, establece los requisitos para la infiltración artificial de agua a los acuíferos y las características y especificaciones de las obras y del agua.
- NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo –humanos, límites permisibles de calidad y tratamientos para agua potable. Esta norma establece los límites permisibles de la calidad del agua que se deben cumplir por los grupos de parámetros: los límites permisibles de características bacteriológicas, límites permisibles de características físicas y propiedades organolépticas, límites permisibles de características químicas y límites permisibles de características radioactivas.

10.1.1.2. Tenencia de la tierra y aspectos sociales

Se debe considerar la situación social de la zona de estudio y el régimen de la propiedad actual de los predios a requerirse para la ejecución de los trabajos; por ello, resulta importante determinar la conveniencia de un proyecto desde estos aspectos y que este sea factible desde el punto de vista técnico y social (el aspecto social puede ser fundamental para que un proyecto se pueda o no realizar). Por ello se recomienda tomar en cuenta lo siguiente:

- Dimensiones requeridas de los predios.
- Trámites y gestiones para rentar los predios o adquirirlos, según sea el caso, con sus respectivos costos.
- Ubicación de derechos de vía.
- Investigación para detectar posibles problemas sociales que puedan obstaculizar o incidir en la ejecución del proyecto, así como en los trámites de adquisición u ocupación de los terrenos necesarios para los estudios o proyectos.
- Indagar sobre las principales organizaciones sociales, sindicales, laborales o cualquier otra que pudiese tener relación con el proyecto.
- Identificar el régimen de propiedad de los predios, ya sea privada, pública o social, debiendo precisar la situación jurídica de cada uno de ellos. En el caso de inmuebles de propiedad social se deberá precisar si se trata de bienes ejidales o comunales.
- De igual forma se deberá investigar y reportar cuál es la tendencia o postura de las autoridades municipales y ejidales con respecto a la ejecución de este tipo de proyectos.
- Identificar la infraestructura existente que pueda resultar afectada por la ejecución del proyecto: ductos, gasoductos, líneas de fibra óptica, vías férreas, y en general todas aquellas que se requiera cruzar u ocupar por los trabajos que involucren los estudios o proyectos.

10.2. Caso de estudio

10.2.1. Zona de estudio

La zona de estudio se ubica en la Región Hidrológica No. 26 Alto Río Pánuco en la cuenca del valle de México. El área correspondiente (Figura 10.1 y Tabla 10.1) se localiza en el Estado de México y

comprende parte de los municipios de Ecatepec de Morelos, Atenco, Coacalco, Tecámac, Tepexpan, Tezoyuca y San Salvador Atenco, además, administrativamente abarca parte de los acuíferos Cuautitlán–Pachuca, Texcoco y el de la zona metropolitana de la Ciudad de México.

Figura 10.1. Zonas potenciales para la evaluación de la recarga y pozos localizados en cada una de ellas.



La zona en donde se realizaron los estudios básicos y las obras necesarias para el SRA está constituida por una superficie de 370 km^2. La zona cuenta con toda la infraestructura necesaria para realizar obras de perforación, accesos y vías de comunicación. La ubicación geográfica de la zona se encuentra en las siguientes coordenadas geográficas:

Tabla 10.1. Coordenadas de localización de los vértices de la zona de estudio.

Referencia	Latitud	Longitud
A1	19°30′14″	99° 5′17″
A2	19°30′13″	98°54′49.33″
A3	19°41′10.67″	99° 5′19.33″
A4	19°41′9.40″	98°54′50.40″

10.2.2. Objetivos

10.2.2.1. Objetivos generales

Desarrollar los estudios de campo y piloto en la zona para llevar a cabo las pruebas de recarga y/o de inyección de agua potable en los pozos de recarga implementados, con el objeto de obtener la información necesaria para desarrollar una propuesta para un SRA.

10.2.2.2. Objetivos particulares del proyecto

Integrar y procesar la información existente de los estudios previos, con el fin de realizar un estudio que permita definir las zonas en los estratos de subsuelo, capaces de permitir la recarga artificial de acuíferos de manera eficiente y segura y en consecuencia con la mejor viabilidad técnica y económica en la zona de los pozos piloto de recarga, además de integrar información existente de los trabajos de perforación los pozos realizados durante esta etapa, de manera que se proporcionen todos los fundamentos de la selección de los sitios adecuados para realizar la recarga a través del SRA en la zona.

Desarrollar todas las actividades necesarias para las pruebas piloto, mediante la recarga de pozos profundos, incrementando la capacidad natural del suelo para incorporar agua hacia el acuífero, incluyendo pruebas de recarga y su muestreo.

10.2.2.3. Alcances del proyecto

El presente proyecto consta de la perforación y construcción de dos pozos de recarga artificial (Figura 10.2) ubicados en la zona federal denominada El Caracol, en Ecatepec, Estado de México, perforados a 250 m y 300 m de profundidad, respectivamente. Construcción de cuatro pozos de monitoreo construidos a 200 m (uno), 250 m (dos) y 300 m (uno) de profundidad; además se estudiaron tres zonas susceptibles de captar agua mediante la recarga. Se obtuvieron muestras del material del subsuelo durante los trabajos de perforación para conformar las columnas litológicas de los pozos y así conocer los estratos favorables para la recarga.

Las coordenadas de los pozos de recarga son: a) Pozo de recarga No.1: 14 Q, 2°164''662' N, 497 807 E y b) Pozo de recarga No.2: 14 Q, 2 165 197, N 498 479 E.

Figura 10.2. Localización de pozos piloto para pruebas de recarga.



10.3. Recopilación y análisis de la información existente

Para realizar los trabajos para el sistema de recarga es conveniente contar con la recopilación de estudios existentes (geología, geofísica, geohidrología, geotecnia, entre otros) que permitan conocer o tener idea de las condiciones existentes del subsuelo en la zona de interés a recargar. Esto permitirá contar con mejores elementos para conocer la zona de interés. Asimismo podrá ser útil para formular una propuesta técnica con cantidades de obra o volumetría más cercana a las necesidades específicas y, por lo tanto, contar con un presupuesto adecuado acorde al tipo de trabajo.

La información existente es de gran utilidad, pues aporta características técnicas de la zona de interés y facilita su comprensión. En este sentido, aporta elementos para una mejor ejecución y distribución de los conceptos a ejecutar, ya sea para verificar, complementar o enriquecer.

10.3.1. Geología y geofísica

De acuerdo con diversos estudios existentes en la zona de interés, predominan los depósitos lacustres arcillo-arenosos pumíticos, basaltos, arenas, limos, ceniza volcánica, abanicos aluviales, tobas, entre otros, así lo muestra la sección (A-A') geológica-geofísica realizada para los trabajos de exploración para el Túnel Emisor Oriente (TEO), donde se realizaron sondeos geotécnicos con recuperación de muestras de suelo y roca, además de exploración geofísica a base de sondeos eléctricos verticales y piezometría. Los resultados obtenidos se indican en la Figura 10.3 y Figura 10.4.

Figura 10.3. Indicación de la sección geológica en planta A-A' del TEO en la porción de las lumbreras L-0 a L-13.

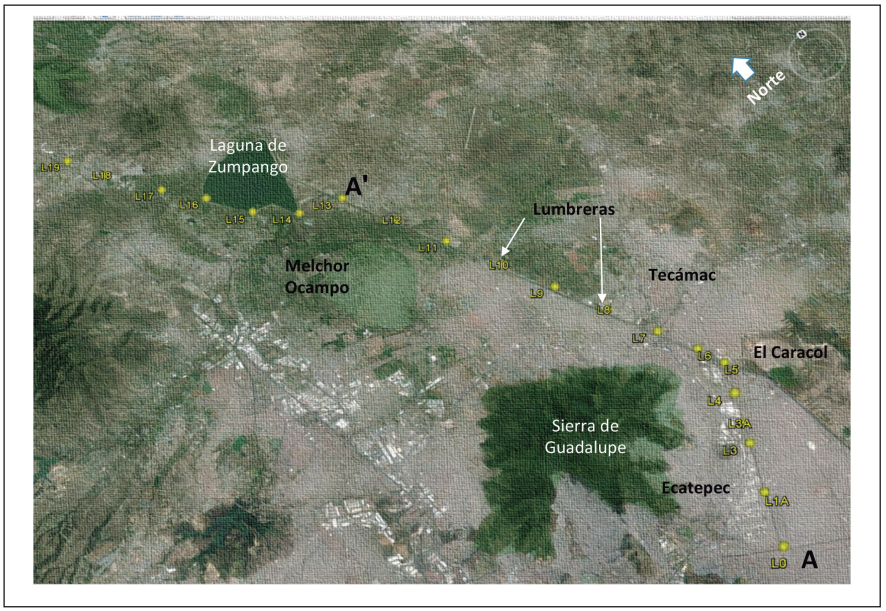
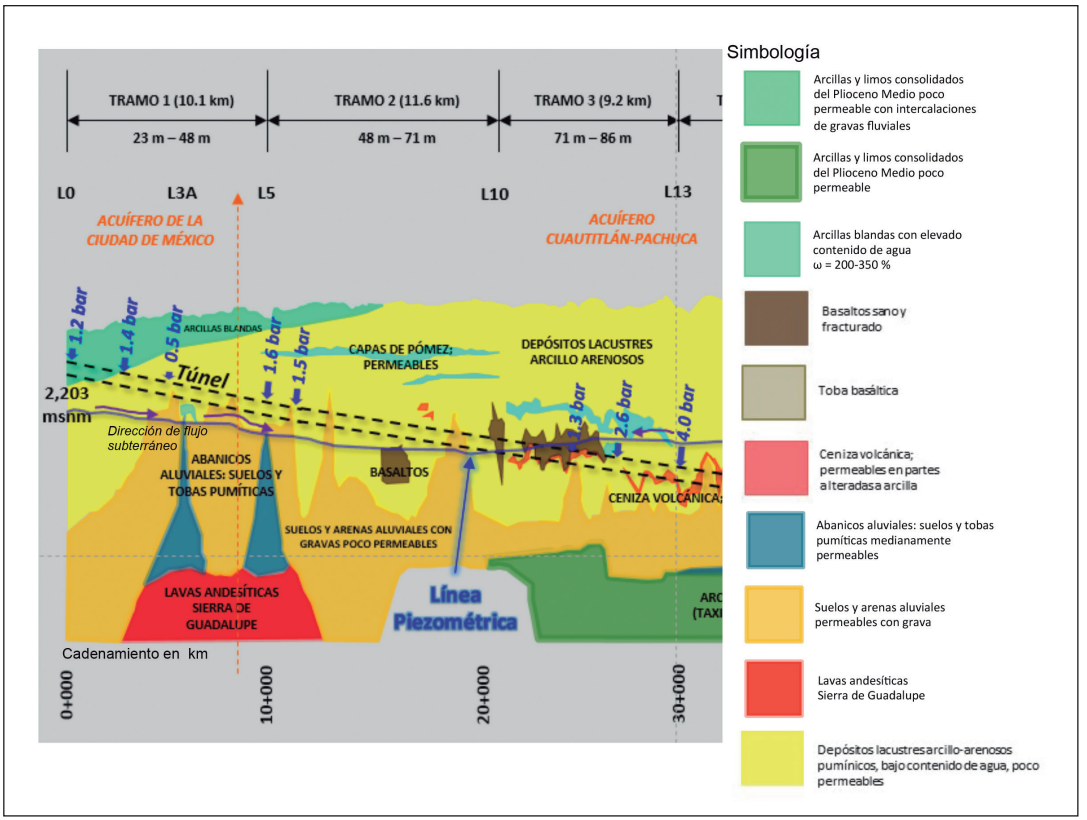


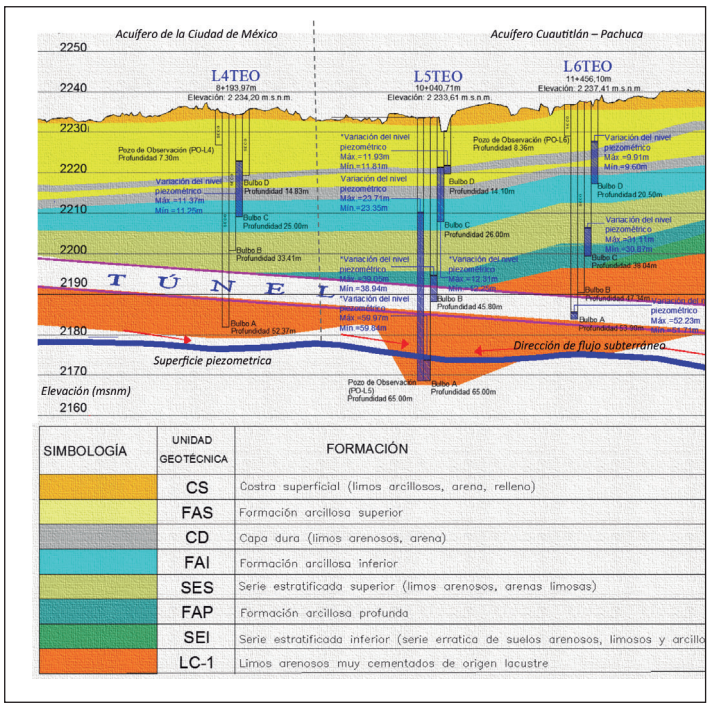
Figura 10.4. Perfil geológico (A-A': L-0 a L-13) con piezometría asociado al trazo del Túnel Emisor Oriente (2010).



10.3.2. Información de instrumentación geotécnica

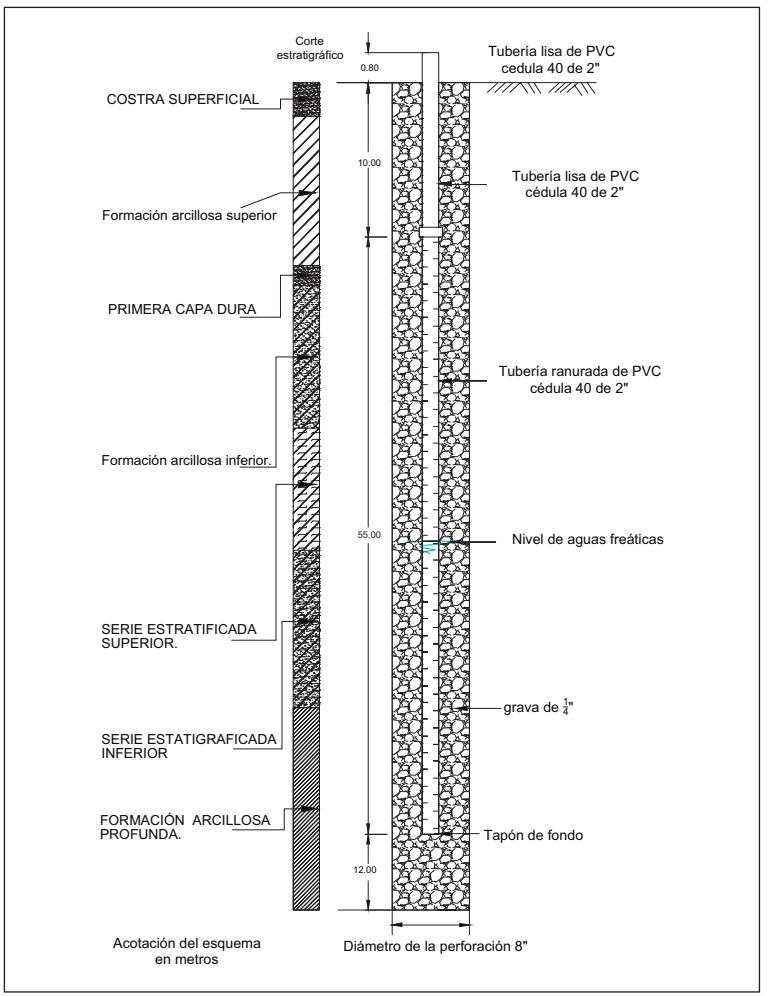
La instrumentación a base de piezómetros abiertos, eléctricos y pozos de observación permitió contar con información de la presión de poro, niveles freáticos o piezométricos, según sea el caso. Esta información fue útil, debido a que muestra la posición y el comportamiento del agua subterránea para diferentes estratos. Esta información, al ser combinada con censos de aprovechamientos de agua subterránea y piezometría, permitió contar con información específica de la zona de interés. En la Figura 10.5 se muestra una sección geotécnica-geohidrológica que indica los diferentes niveles del agua subterránea identificados en la zona de las lumbreras L4 a L-6 del Túnel Emisor Oriente (TEO) cercanos a las zonas de "El Caracol". Se detectó que el nivel estático es del orden de los 60 m de profundidad para el año 2008. Para cada estación piezométrica se realizaron sondeos con recuperación de muestra para conformar la columna de estratigrafía asociada al tramo mostrado.

Figura 10.5. Sección geotécnica-geohidrológica con piezometría asociada a la zona de El Caracol (septiembre de 2008).



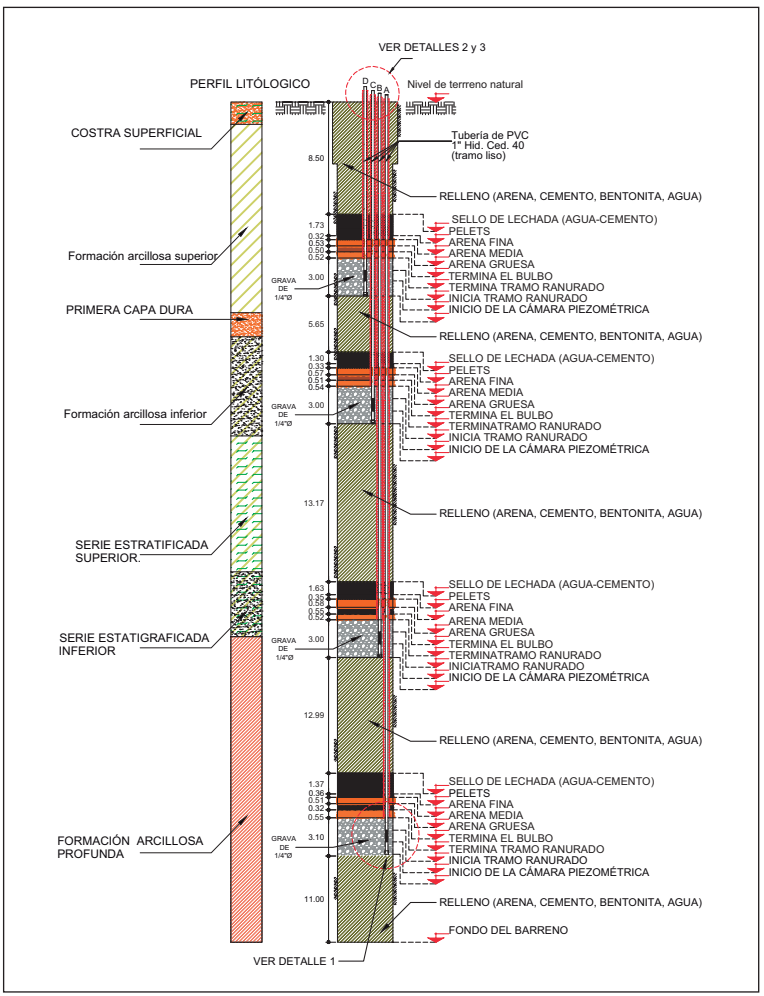
En la Figura 10.6 se muestra un ***pozo de observación*** instalado durante los estudios de ingeniería básica para la lumbrera L-5 (su ubicación se indica en la Figura 10.3) del Túnel Emisor Oriente, la cual se encuentra muy cercana a la zona de "El caracol" El pozo fue perforado a 77 m de profundidad y el nivel del agua subterránea se detectó a 23 m de profundidad respecto al nivel de terreno natural.

Figura 10.6. Pozo de observación instalado en la lumbrera L-5 del TEO en 2008.



Los piezómetros abiertos permiten conocer la presión del agua dentro de un punto específico del subsuelo, que corresponde a la ubicación del bulbo piezométrico y también permite obtener los niveles piezométricos que correspondan a la posición del bulbo. En la Figura 10.7.A se muestra

Figura 10.7. A. Estación piezométrica abierta conformada por cuatro bulbos, instalada en la lumbrera L-5 del TEO en 2008.



una estación piezométrica abierta conformada por cuatro bulbos (A, B, C y D) instalados a 65 m, 45.8 m, 26 m y 14.10 m de profundidad, respectivamente, en la lumbrera L-5 del TEO. Los detalles de la estación piezométrica se indican en la Figura 10.7.A, Figura 10.7.B (Detalle 1), Figura 10.7.C (Detalle 2) y Figura 10.7.D (Detalle c). El diámetro de la perforación del barreno fue de 8 ½" para la estación piezométrica correspondiente.

Las profundidades de los niveles piezométricos obtenidos en septiembre de 2008 en la estación piezométrica de la lumbrera L-5 del TEO fueron los siguientes: bulbo A de 59.97 m, bulbo B de 39.05 m, bulbo C de 12.31 m y bulbo D de 11.93 m, respectivamente. La representación gráfica de los niveles piezométricos correspondientes se muestra en la Figura 10.10.

Figura 10. 7. B. Características de la cámara piezométrica.

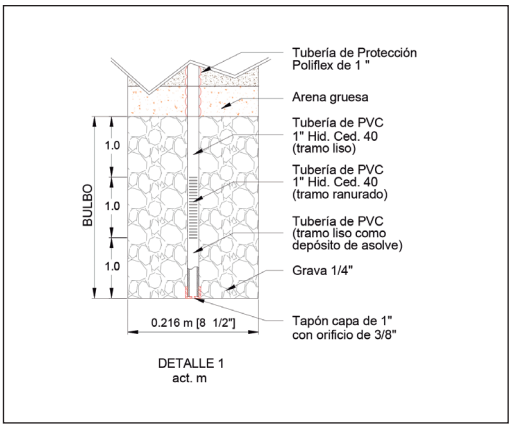


Figura 10. 7. C. Distribución de piezómetros.

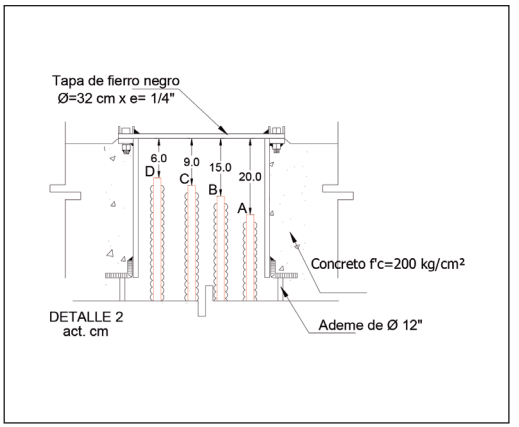
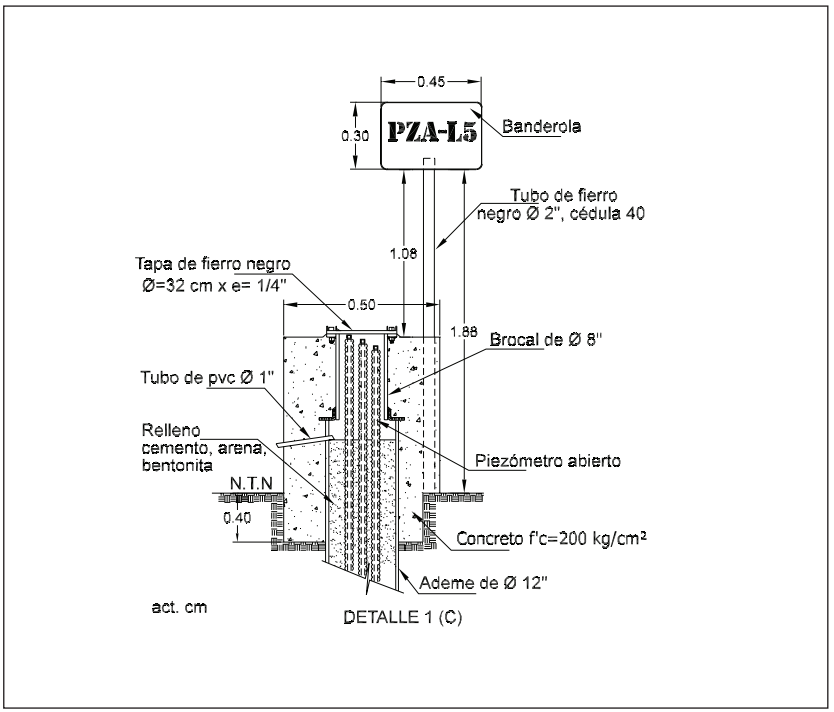


Figura 10. 7.D. Diseño de brocal de la estación piezométrica L-5TEO.



Adicionalmente en la Figura 10.8 se indica una estación piezométrica abierta profunda, instalada en la lumbrera L-13 del TEO (ver Figura 10.3), conformada por cinco bulbos (A, B, C, D y E) instalados a 92.50 m, 84.20 m, 74.60 m, 52.90 m y a 27 m de profundidad, respectivamente. Dicha estación intercepta el acuífero Cuautitlán Pachuca, donde la profundidad al nivel estático medido en los pozos de abastecimiento de agua aledaños a la zona fue del orden de los 50 m a partir de terreno natural. La profundidad de los niveles piezómetros medidos en los bulbos fueron 52 m (bulbo A), 32 m para el bulbo B, 30 m para el bulbo C, 27 m para el bulbo D y 19 m para el bulbo E. Los niveles del agua subterránea corresponden a septiembre de 2008. El diámetro de la perforación del barreno fue de 8½" para la estación piezométrica correspondiente.

Los piezómetros eléctricos de cuerda vibrante permiten conocer la presión de poro en materiales de baja permeabilidad, en el punto donde queda instalado el sensor eléctrico. Está conformado por una celda porosa contenida en un tubo metálico sellado herméticamente y dentro del cual existe un transductor de presión de cuerda vibrante que transforma la presión de agua detectada por la celda porosa en una señal eléctrica, misma que será leída a distancia en una unidad de registro manual. En la Figura 10.9 se muestra un esquema de un piezómetro eléctrico de cuerda vibrante instalado a 60 m de profundidad (variable "a")en la lumbrera L-5 del TEO, donde el diámetro de la perforación fue de 3½" (variable "d") y la longitud del cable fue de 65 m.

Figura 10.8. Estación piezométrica abierta, conformada por cinco bulbos, instalada en la lumbrera L-13 del TEO en 2008.

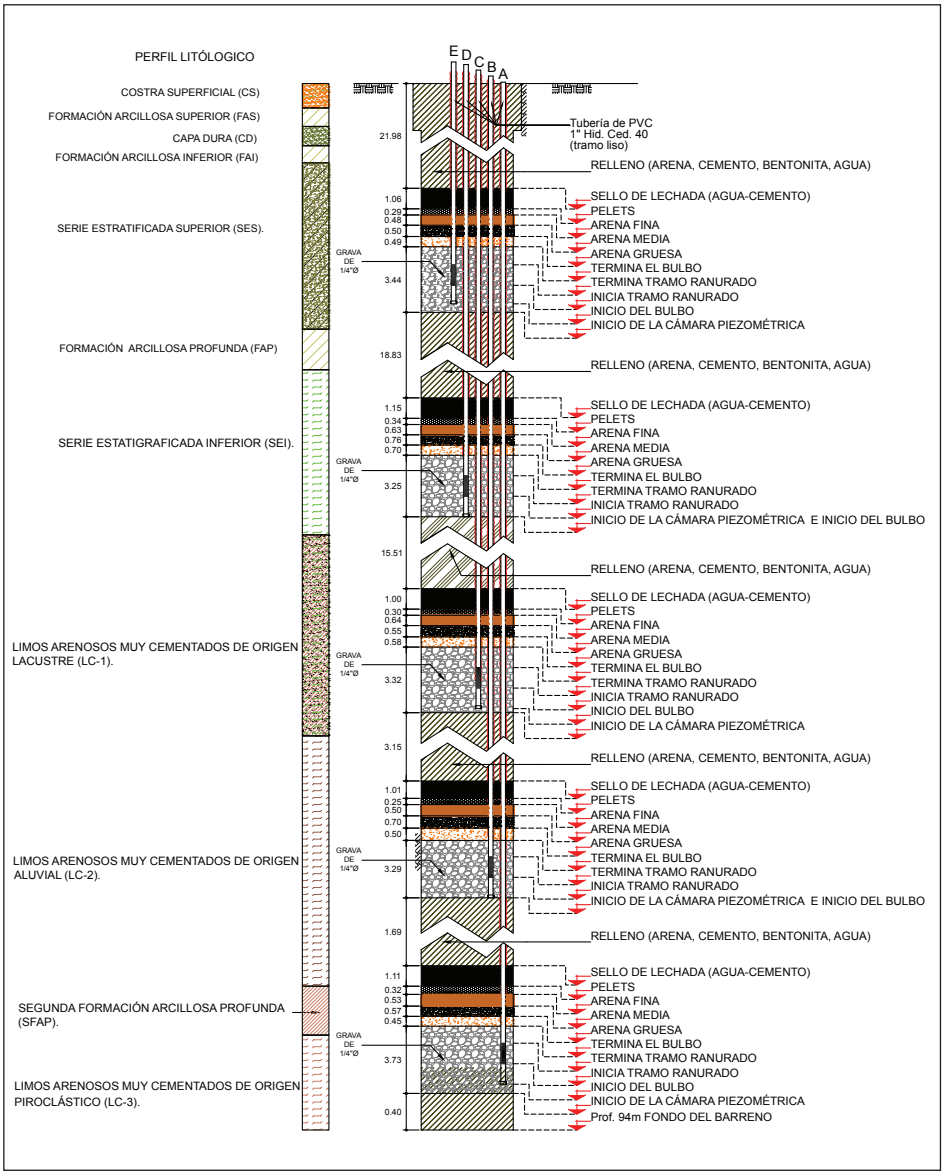
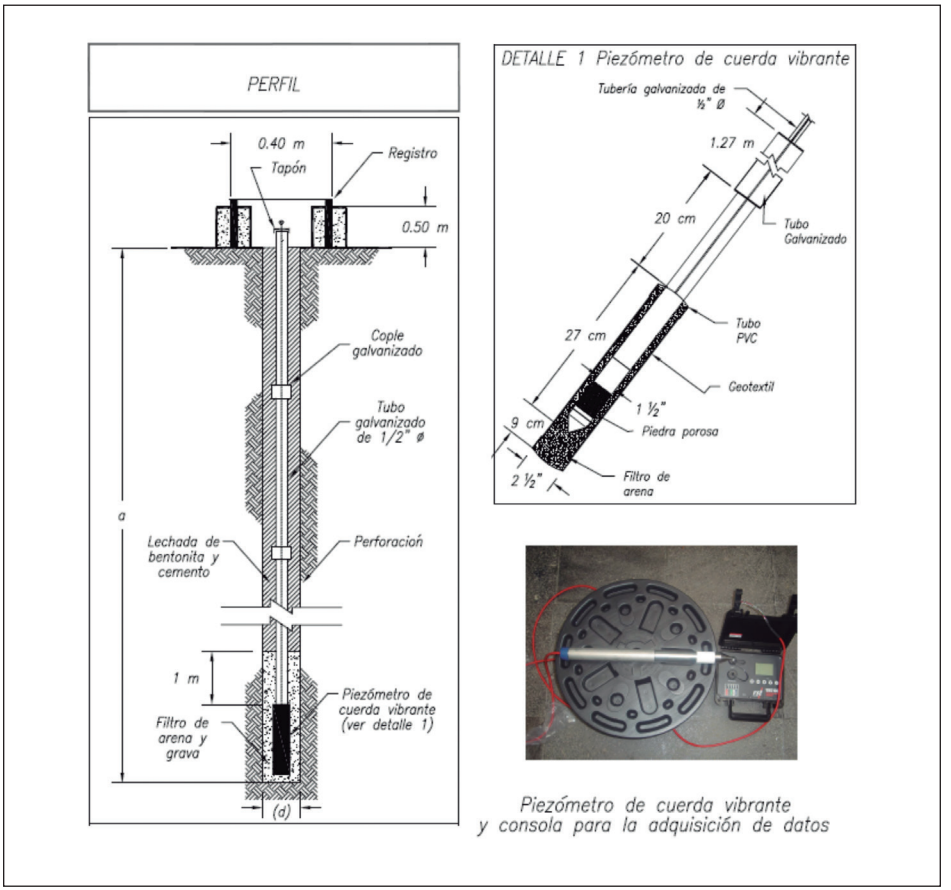


Figura 10.9. Piezómetro eléctrico de cuerda vibrante instalado en la lumbrera L-5 del TEO en 2008.



El principio de funcionamiento del sensor eléctrico del piezómetro correspondiente está conformado por un cuerpo de acero inoxidable, equipado con filtro de acero sintetizado con baja entrada de aire y un termistor integrado. Su funcionamiento consiste en convertir la presión hidrostática a una señal de frecuencia (Hz), vía un diafragma y un alambre de acero a tensión. Este instrumento está diseñado para que un cambio en la presión del diafragma provoque un cambio en la tensión del alambre. Cuando es excitado por una bobina magnética, el alambre vibra con una frecuencia natural, la vibración del alambre en la proximidad de la bobina genera una señal de frecuencia que se transmite a un dispositivo de lectura.

El dispositivo de lectura procesa la señal y despliega una lectura, misma que se convierte a unidades de ingeniería, en este caso a kg/cm^2. La medición es a través de una terminal digital portátil, *VW Data Recorder*, con la cual también se puede obtener la temperatura registrada con el termistor.

Pruebas de funcionamiento de los instrumentos

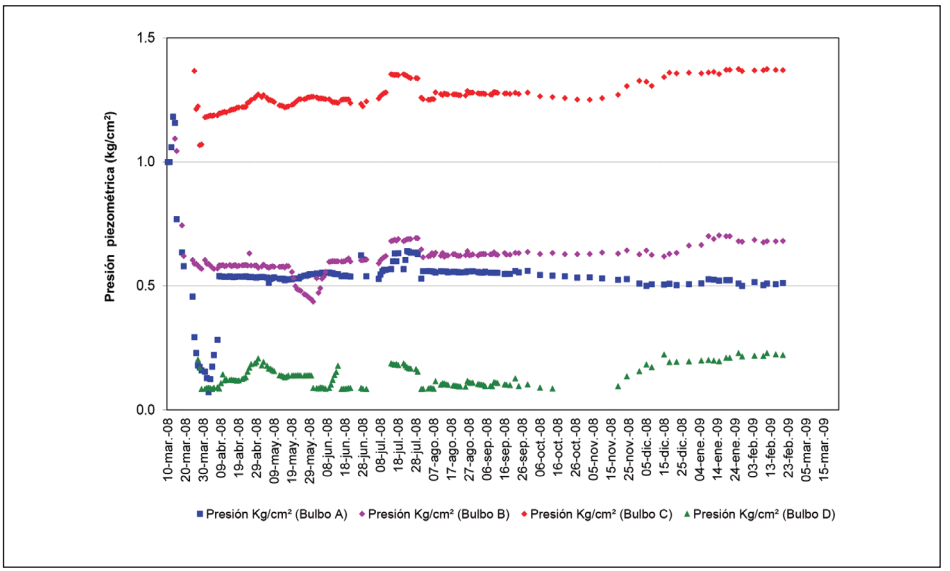
Las pruebas de funcionamiento para piezómetros abiertos y pozos de observación tienen el objetivo de comprobar la existencia de una buena conexión hidráulica del piezómetro o pozo de observación y el acuífero o estrato permeable de interés. Para ello se utilizan dos procedimientos: a) Prueba de flujo ascendente: consiste en extraer agua del instrumento y medir los niveles del agua subterránea a distintos tiempos durante la recuperación para construir la gráfica de tiempos vs niveles y b) Prueba de flujo descendente: consiste en inyectar agua en el instrumento y construir, igual que en el caso anterior, la gráfica de tiempos vs niveles del agua subterránea hasta que se recuperen los respectivos niveles. A partir de la calidad de la información y los gráficos obtenidos, puede evaluarse la permeabilidad del acuífero o del estrato de interés, los gastos de extracción o de inyección de agua, así como monitoreo de niveles y su comportamiento. Si el valor obtenido de la permeabilidad es muy inferior al calculado a partir de otros medios, tales como ensayos de bombeo, pruebas de permeabilidad, granulometría, caudal específico de pozos cercanos, etc., es señal de que la comunicación entre el piezómetro y el estrato o acuífero correspondiente es deficiente.

Las pruebas de funcionamiento para piezómetros eléctricos permiten verificar *in situ* la funcionalidad del instrumento antes de su instalación y una vez más al concluirse dentro del barreno. Antes de iniciar la instalación de los instrumentos se deberán saturar los piezómetros en la superficie y tomar lecturas base.

Interpretación de la información

La información obtenida de los piezómetros permite obtener hidrogramas (Figura 10.10), que son útiles para conocer las condiciones piezométricas en el subsuelo para diferentes estratos.

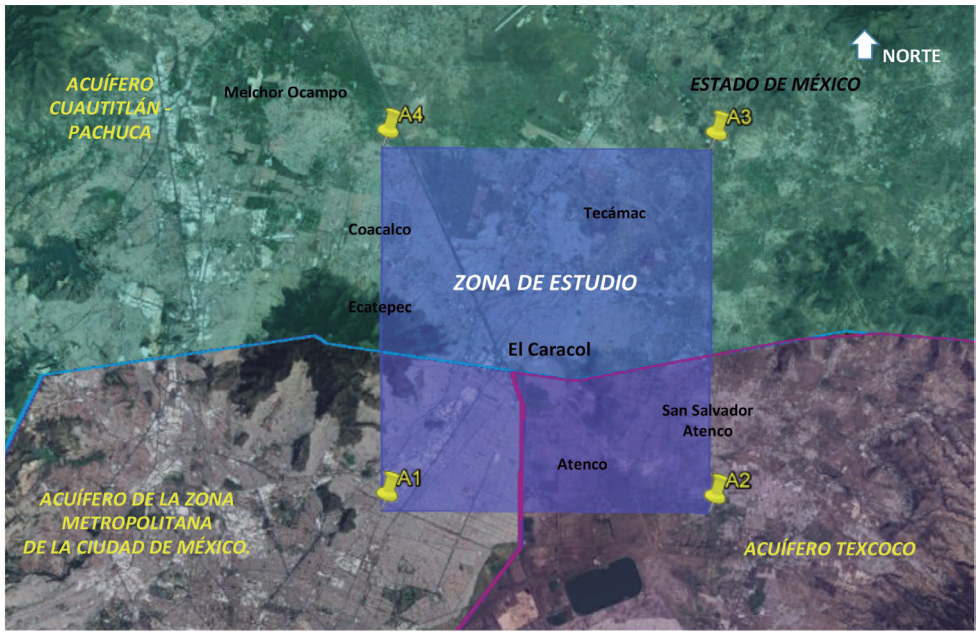
Figura 10.10. Hidrograma de una estación piezométrica instalada en la lumbrera L-5 del TEO.



10.3.3. Aspectos geohidrológicos

La zona de interés comprende los acuíferos Cuautitlán-Pachuca, Texcoco y el de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (Figura 10.11).

Figura 10.11. Acuíferos localizados a la zona de estudio.



Acuífero de la Ciudad de México (clave 0901).- De acuerdo al estudio de determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero, realizado por la Conagua (Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas, 2002a), en el acuífero sobreyace un acuitardo arcilloso, cuyo espesor es en promedio de 50 m. Los suelos arcillosos se presentan de manera irregular, los cuales realizan la función de confinante o semiconfinante. El acuífero asociado a dicha zona se clasifica como semiconfinado y alcanza profundidades mayores a 800 m. Los pozos de abastecimiento de agua tienen una profundidad que varía entre 100 y 400 m. Los materiales que constituyen el subsistema acuífero Ciudad de México son de origen volcánico y lacustre y es sumamente complejo, mismo que está formado por tres cuerpos. La parte superior la componen dos grandes estratos de arcilla, separados por una delgada capa de material arenoso (capas duras), que hidráulicamente son de importancia debido a su alta permeabilidad. En la parte media ocurre material granular grueso,

piroclastos, conglomerados y material volcánico. El cuerpo inferior lo constituyen rocas volcánicas fracturadas que sobreyacen a rocas carbonatadas de origen sedimentario.

El modelo geohidrológico que prevalece para el acuífero está constituido por material arcillo-arenoso de origen lacustre, que se encuentra interestratificado con depósitos de origen volcánico, principalmente de tipo tobáceo, que hidráulicamente conforman en su conjunto estratos semiconfinantes, por lo que se les ha agrupado en dos acuitardos, separados por un evento de material limo-arenoso de poco espesor, compacto y probablemente de origen volcánico, al que se le conoce como "capa dura". Bajo esta secuencia litológica se encuentran las formaciones que constituyen el acuífero en explotación y que se le denomina depósitos profundos.

La recarga de este sistema es de tipo lateral, que se origina en las sierras que rodean al valle, aunque en los últimos años, como resultado de la explotación de los acuíferos, se ha generado una depresión piezométrica, donde los niveles son menores a los del acuitardo, formando gradientes piezométricos en las arcillas, los que a su vez han dado lugar a que se origine un drenaje vertical de este material arcilloso hacia los estratos inferiores. Así, parte de la recarga de los acuíferos proviene de los acuitardos.

Acuífero Texcoco (clave 1507).- De acuerdo con el estudio de determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Texcoco de la Conagua (Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas, 2002c), se establece la presencia de un acuífero libre a semiconfinado heterogéneo y anisótropo, conformado por:

a) Porción superior: arcillas lacustres en el centro del valle, una secuencia de materiales granulares aluviales, rocas y depósitos volcánicos (tobas, brechas. andesitas y cenizas), con intercalaciones de sedimentos arcillosos, que en conjunto presentan permeabilidad media y espesor promedio de 1500 m, permitiendo la infiltración, circulación y almacenamiento de agua subterránea.
b) Porción inferior: rocas volcánicas de permeabilidad secundaria por fracturamiento. Las fronteras, barreras al flujo subterráneo y el basamento geohidrológico está conformado por sedimentos arcillosos. Debajo de esta secuencia, las rocas calizas cretácicas alojan un acuífero confinado por sedimentos lacustres y rocas arcillosas.

En el acuífero, en su porción superior, el paquete arcilloso es de alta porosidad, baja permeabilidad y gran heterogeneidad en su constitución, que forma un acuitardo de espesor variable que actúa como confinante o semiconfinante en el centro de la cuenca. Bajo este paquete se encuentra el acuífero actualmente en explotación, formado principalmente por material granular más grueso que el del acuitardo: depósitos vulcanoclásticos y conglomerados de origen volcánico, también de espesor y propiedades hidráulicas variables. Le subyacen rocas volcánicas fracturadas, cuya base se localiza hasta 2,000 m en el centro del valle, disminuyendo hacia los márgenes de la cuenca.

Acuífero Cuautitlán-Pachuca (clave 1508).- De acuerdo con el estudio de determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Cuautitlán-Pachuca de la Conagua (Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas, 2002b) se le identifican tres cuerpos: el superior presenta sedimentos de origen lacustre, material arcillo-arenoso, con presencia de tobas permeables con intercalaciones de derrames lávicos y se le considera de baja capacidad productora. Le subyace una secuencia de basaltos, brechas y tobas intercaladas con material piroclástico fino, a esta secuencia se le estima una alta permeabilidad. El cuerpo inferior está compuesto por rolitas, dacitas y andesitas del Terciario. El acuífero es de tipo semiconfinado y se caracteriza por ser un sistema donde la principal recarga del sistema es lateral, teniendo su origen en las montañas que circundan al valle, principalmente en las Sierras de Tepotzotlán (Oeste), Tezontlalpan (Norte), Guadalupe (Sur) y la de Patlachique (Este). Entre estas dos últimas sierras, de acuerdo con las configuraciones de la elevación del nivel estático del acuífero, se define un parteaguas que separa las aguas subterráneas de este sistema con el sistema de la Ciudad de México. El acuífero correspondiente se encuentra actualmente en grave sobreexplotación, motivado por la extracción excesiva de agua subterránea y de pozos construidos de forma ilegal, situación que con el paso de los años ha provocado una depresión piezométrica, en donde los niveles registrados corresponden a los acuitardos, lo que ha generado un gradiente piezométrico en las arcillas que dan lugar a un drenaje vertical hacia los acuíferos inferiores. Por lo tanto, parte de la recarga de los acuíferos proviene de los acuitardos.

Piezometría.- De acuerdo con la configuración de la profundidad del nivel estático (Figura 10.12), los niveles correspondientes se localizaban entre los 40 m y 50 m de profundidad para el año 2002 (Sinopsis de la piezometría de la cuenca del valle de México, DGCOH, 2002). En la Figura 10.13 se muestra una configuración de la elevación del nivel estático (msnm) del año 2012 (Conagua, 2012), donde se observa que las isocurvas de 2,180 msnm y 2,185 msnm son las indicativas para la zona de El Caracol.

Figura 10.12. Configuración de la profundidad el nivel estático (DGCOH, 2002).

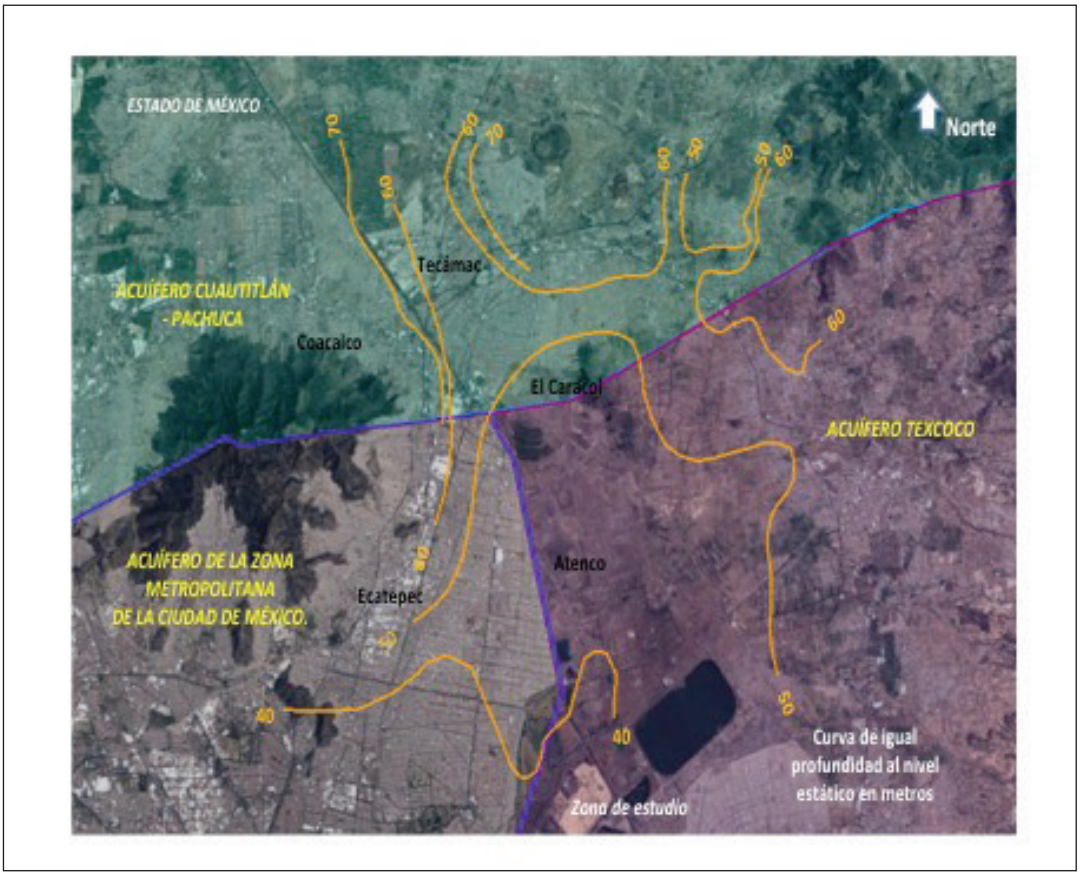
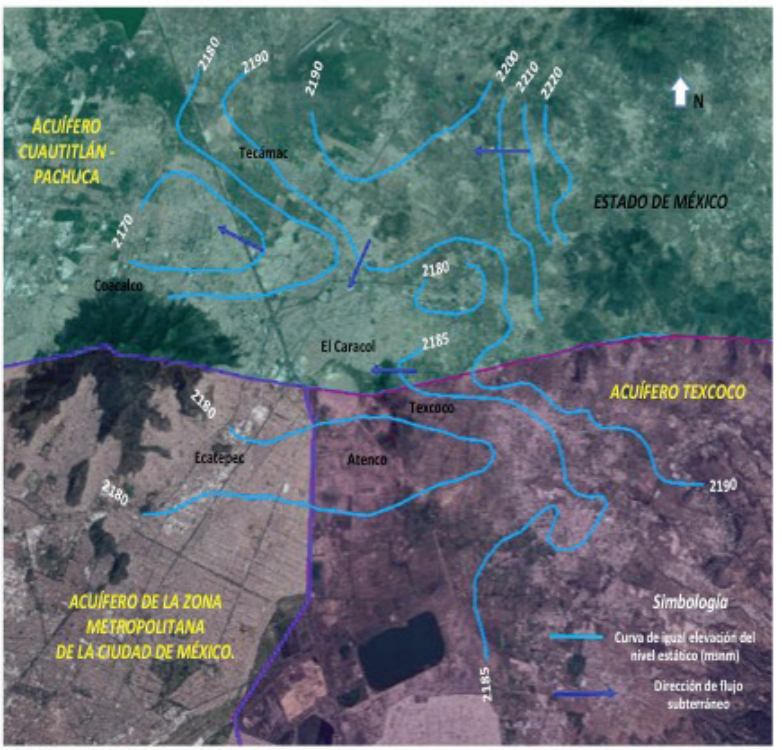


Figura 10.13. Configuración de la elevación del nivel estático (Conagua, 2012).



10.4. Trabajos de exploración geofísica, geológica y geohidrológica

10.4.1. Exploración geofísica y geológica

Se realizó un estudio exploratorio para acotar las alternativas de los sitios con posibilidades para desarrollar un SRA. La exploración geofísica y geológica, en conjunto, tienen como objetivo generar un estudio que integre los datos de los sondeos geofísicos que se realicen con el fin de determinar las condiciones físicas de estratos en el acuífero e integrar los estudios geológicos regionales, con lo cual se podrán ubicar las zonas con mejores posibilidades de llevar a cabo la recarga artificial de acuíferos.

Como parte de estos estudios se recopilaron, analizaron e integraron los estudios geofísicos y de referencia histórica y censal, previo a la ejecución de los estudios de campo y gabinete actuales, para definir los sitios de pozos de perforación piloto más adecuados, donde se realizaron las pruebas de infiltración y/o inyección de agua potable.

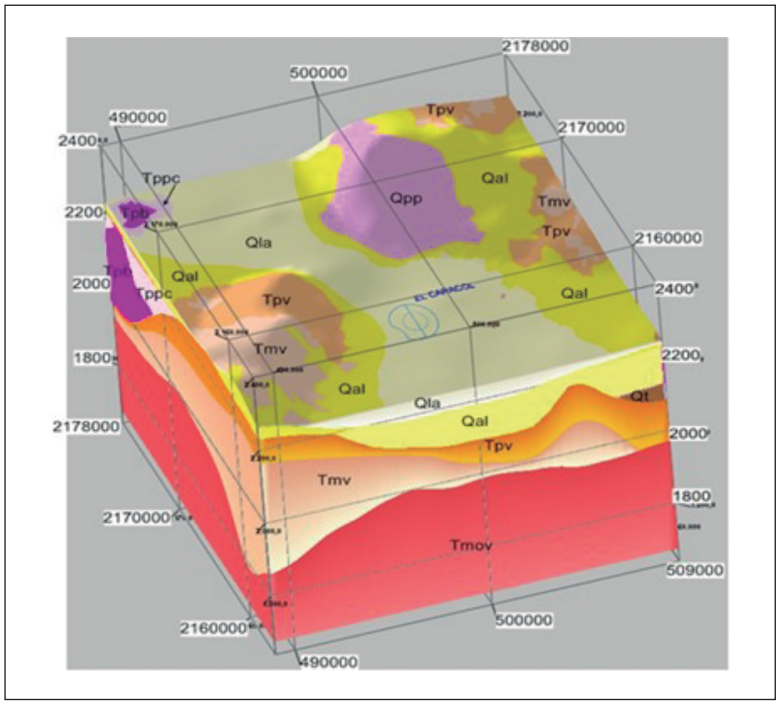
La compilación y el análisis de estudios previos geológicos y geofísicos en hidrología subterránea son de gran interés y ayuda, entre otros aspectos para tener un panorama general sobre el comportamiento de los acuíferos y las aguas que contienen, lo cual implica contextualizar el problema. Las formaciones geológicas que se presentan en la zona son del Terciario inferior al Reciente, caracterizadas por rocas producto de diferentes eventos volcánicos (tobas, cenizas, lavas y brechas de composición andesítica) con espesores superiores a los 500 m y material fluvial y aluvial con espesor superior a los 200 metros.

El acuífero superior heterogéneo (granular y/o fracturado) se halla conformado por la siguiente secuencia litológica (Figura 10.14): a) Depósitos aluviales (Qal), b) Depósitos lacustres (Qla), c) Tobas y brechas (Tmv), d) Tobas del Cuaternario(Tpv), e) tobas y aglomerados (Tmov), f) coladas lávicas (Qt) y g) Derrames lávicos, brechas y tobas (Tpb).

A 13 km al sur del sitio de las perforaciones de este estudio se ubica un pozo exploratorio denominado Texcoco 1, donde se atravesaron capas de arcilla, limos y arenas de 0 a 180 m; arcillas, lutitas, arcillas arenosas, arenas, areniscas y calizas lacustres de 180 a 505 m; tobas y rocas ígneas, brechas y conglomerados de 505 a l,437 m; tobas líticas, rocas ígneas y arenas de 1,437 a 1,980 m; anhidritas arcillosas y margas de 1,980 a 2,045 m, y arcillas margas y conglomerados calcáreos de 2,045 a 2,065 metros.

La estructura moderna de la cuenca de México representa un sistema complejo de elevaciones, depresiones y de sistemas que la atraviesan transversalmente, cuyas edades son muy variadas. Todo parece indicar que por su dirección, los sistemas diagonales de la cuenca son idénticos a los sistemas plegados del Mesozoico y del Cenozoico del país, y su persistencia en el relieve moderno sólo indica que han sido activados en algunas partes.

Figura 10.14. Unidades geológicas asociadas a la zona de estudio.



10.4.2. *Geohidrología*

El sitio de las perforaciones de los pozos de recarga corresponde al acuífero Cuautitlán-Pachuca, el cual presentó una recarga media anual de 356.7 hm^3 y un volumen concesionado de agua subterránea de 546.7 hm^3, lo que da por resultado un déficit de 190 hm^3 (2011). Lo anterior implica un abatimiento acelerado de los niveles de agua subterránea y una disminución de la disponibilidad, con lo cual se pone en riesgo la sustentabilidad del acuífero y de las actividades socioeconómicas de la cuenca.

De acuerdo con los materiales que conforman el valle se le considera un acuífero de tipo semiconfinado. El modelo conceptual establecido por diversos autores (Sánchez-Díaz, L. F.,

1989, Rudolph *et al.*, 1991; Mooser *et al.*, 1996) considera que, en vista de la relación existente entre la secuencia litológica y su permeabilidad, se tiene una continuidad hidráulica entre las diversas unidades hidrogeológicas existentes en la cuenca de México. De este modo, las unidades estratigráficas establecidas en la sección anterior, estarían dispuestas hidrogeológicamente de la siguiente manera: acuitardo superior, acuífero superior, acuitardo medio, acuífero medio, acuitardo inferior y un acuífero inferior.

Con base en las condiciones que se presentan en la zona de El Caracol, a continuación se describirán

Tabla 10.2. Unidades hidroestratigráficas en la cuenca de México (adaptado de: Sánchez-Díaz, L. F., 1989, Mooser *et al.*, 1996).

Unidad	Clasificación hidrogeológica		Litología
1	Baja permeabilidad	Acuitardo superior	Arcilla lacustre.
2	Permeabilidad media alta de tipo granular primaria y secundaria debida a fracturamiento.	Acuífero superior	Aluviones, lavas basálticas y tobas del Cuaternario; así como depósitos de la Formación Tarango. Además de basaltos del Terciario Superior.
3	Baja permeabilidad	Acuitardo medio	Arcilla lacustre del Terciario Superior
4	Permeabilidad baja a media, debida a fracturamiento.	Acuífero medio	Rocas ígneas ácidas del Mioceno e intermedias del Oligoceno
5	Baja permeabilidad granular y de fracturamiento	Acuitardo inferior	Conglomerados del Eoceno; así como margas, areniscas, lutitas y carbonatos compactos del Cretácico Superior.
6	Permeabilidad media a alta, originada por fracturamiento y canales de disolución	Acuífero inferior	Carbonatos de las formaciones Morelos y El Doctor.

únicamente las dos primeras unidades hidroestratigráficas, que resultan ser las de interés.

- Unidad uno de baja permeabilidad (acuitardo superior).- Son arcillas lacustres que afloran, principalmente, en la porción meridional de la cuenca de México y llegan a tener un espesor que va de los 5 a los 130 m. Por el efecto del bombeo de las unidades permeables subyacentes, la arcilla lacustre transmite agua a través de un "proceso de goteo" en forma vertical descendente al acuífero superior (Sánchez-Díaz, 1989). Suelen

presentar una conductividad hidráulica de 2.3 x 10^{-9} a 5.6 x 10^{-8} m/s (Rudolph *et al.*, 1991) y un valor de Transmisividad de 2 x 10^{-7} m^2/s (Lesser, 1993).

- Unidad dos de permeabilidad media a alta (acuífero superior).- En la mayor parte de la planicie de la cuenca de México, este acuífero —granular, mixto y fracturado— se encuentra subyaciendo a las arcillas lacustres. Es el acuífero del que se extrae la mayor parte del agua subterránea en la cuenca. Adicionalmente, algunos autores (Sánchez-Díaz, 1989; Birkle *et al.*, 1995) consideran que más allá de los 300 m de profundidad, que hoy en día es captado, existe otra porción del acuífero superficial, con un alto potencial, localizado entre los 400 y 800 m.

En 1944, la compañía denominada Sosa Texcoco S. A. comenzó a explotar los depósitos salinos asociados con el lago de Texcoco, por lo que construyó una planta procesadora y un amplio campo de pozos para la extracción del agua subterránea salina asociada con este lago. Adicionalmente construyó un gran evaporador solar (cuyos remanentes aún existen) como parte del método para concentrar la salmuera extraída por medio de los pozos que tiene una composición química NaCl-$Na2CO_3$; y que era utilizada como material primario para la elaboración de químicos que se utilizan para la elaboración de vidrio, papel y detergentes. El campo de pozos creció hasta tener alrededor de 300 pozos productores, que captaban dos zonas productoras principales. En la década de los ochenta, la producción anual de salmuera era del orden de 9 x 10^6 m^3/año, pero la producción promedio por pozo era muy baja, del orden de 0.5-1.0 l/s (Rudolph *et al.*1991).

Los sedimentos lacustres de esta zona consisten de una sección del orden de 60–70 m de arcilla intercalada con horizontes de 5–10 m de espesor de material clástico cementado que se conocen localmente con el nombre genérico de “capas duras” y que constituyen las unidades productoras de la salmuera.

10.5. Hidrogeoquímica

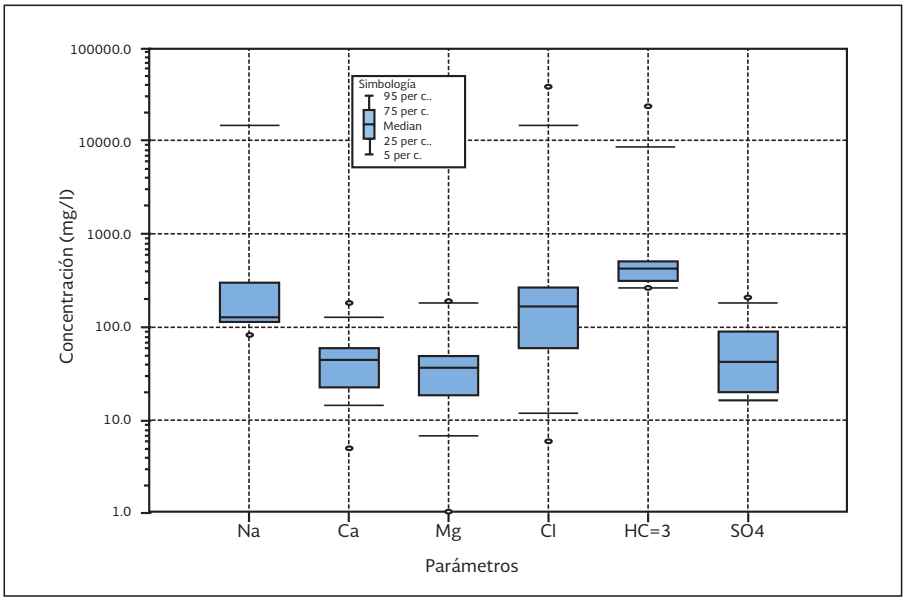
Una vez que se realizadas las pruebas piloto de inyección o infiltración de agua de recarga en el pozo de recarga se toman muestras de agua subterránea para alimentar la modelación hidrogeoquímica de las mezclas de agua resultantes, lo que permite identificar la validez del modelo hidrogeoquímico conceptual propuesto, con lo que se obtendrá información que permitirá mejorarlo.

10.5.1. Muestreo y análisis de laboratorio

La composición química de los recursos hídricos dentro del área de estudio se investigó por medio de una etapa de muestreo, misma que incluyó la colecta de 18 muestras de agua subterránea. Una vez empacadas las muestras del sitio, estas fueron enviadas para su análisis en laboratorio con las certificaciones internacionales necesarias. Una vez verificada la integridad de los diferentes frascos por el laboratorio se procedió a realizar el análisis correspondiente.

Las muestras de agua subterránea fueron obtenidas de aprovechamientos utilizados para el abastecimiento público-urbano. Dichos pozos presentaron, además de caudales y tiempos de operación diversos, profundidades máximas del orden de 250–300 m. En la Figura 10.15 se presentan los diagramas de Stiff correspondientes a su composición particular de elementos mayores.

Figura 10.15. Relación de concentraciones de elementos en la zona oriental del área de estudio.



10.5.2. Modelo y resultados

Los enfoques básicos que se utilizan en la modelación hidrogeoquímica de las interacciones que se desarrollan entre el agua subterránea y los minerales que componen un medio geológico se han denominado: i) modelación inversa y ii) modelación progresiva (*forward modeling*). La modelación inversa se utiliza cuando se conoce, en al menos dos puntos, la composición del agua subterránea a lo largo de una línea de flujo; en este caso es posible determinar las reacciones que se desarrollaron para producir los cambios observados en la composición química.

La modelación progresiva (o modelos directos) se utiliza para situaciones en las que los datos a lo largo de una línea de flujo son muy escasos o limitados. En este caso, la predicción de la composición del agua subterránea a lo largo de la línea de flujo se deriva de establecer reacciones químicas entre la solución y diversos reactantes (minerales) o de cambios en las condiciones ambientales (modificación de la temperatura, potencial redox, presión de CO_2, etc.). El esquema es:

SOLUCIÓN INICIAL + REACCIONES (DATO DE ENTRADA) → SOLUCIÓN FINAL + PRODUCTOS (RESULTADO)

Dentro de este esquema se incluye también la simulación de mezclas de aguas de diferente composición. En este caso serán dos las soluciones iniciales conocidas (el agua que se utiliza para la recarga artificial y el agua nativa del acuífero), y entre los procesos debe incluirse la proporción y los pasos en que debe establecerse la mezcla, además de las reacciones químicas (disolución, precipitación, intercambio, etc.) que se identifique que se llevan a cabo. Los resultados pueden compararse con aguas de composición conocida y pueden no coincidir en absoluto con esta. Esta comparación sirve para comprobar el grado de conocimiento que se posee de los procesos físicos y químicos que realmente ocurren en el medio real.

En general, la aplicación de uno u otro tipo de modelo depende de cuál sea el objetivo del estudio. Los modelos directos son de gran utilidad cuando se desea efectuar predicciones sobre cómo variará la composición del agua y la mineralogía del medio en respuesta a procesos naturales y perturbaciones del sistema, o para conocer las condiciones bajo las cuáles una reacción ha tenido lugar (sistema abierto o cerrado, equilibrio o no equilibrio, temperatura constante o variable). La

fiabilidad de las predicciones requiere un conocimiento elevado del modelo hidrogeoquímico conceptual, por cuanto debe indicarse no solo las reacciones probables, sino también su magnitud. No obstante, en el caso de investigar medios poco conocidos, los modelos directos son tanto más útiles cuanto mayor es el grado de incertidumbre sobre el medio real, es decir, cuanto más hipotético es el caso simulado. De esta forma se puede definir con todo el detalle que se desee los modelos hidrogeoquímicos conceptuales a verificar. Los modelos inversos resultan de mayor utilidad cuando el conocimiento del medio reactivo es mayor y se trata de cuantificar procesos que sean plausibles para explicar los cambios de composición observados sobre una línea de flujo. En este caso, en esta primera etapa en donde no se tiene investigado con detalle la mineralogía del medio geológico en donde se realizarán las acciones de recarga artificial, la utilización de modelación inversa no es adecuada.

10.6. Pozos de recarga

10.6.1. Ubicación

Los pozos de recarga que se ubican en el municipio de Ecatepec de Morelos (Figura 10.2 y Tabla 10.1), Estado de México.

10.6.2. Consideraciones de diseño y construcción de pozos de recarga

Las características de los diseños de los pozos existentes indican que la perforación exploratoria fue de 12 ¼″ a profundidades entre los 250 y 300 m, y terminados con ampliación de pozo de 22″, con longitudes de tubería de ademe lisa del orden de 150 m y ranurada tipo cedazo canastilla del orden de 100 a 150 m y los pozos en promedio aportaron caudales de 35 a 80 litros por segundo.

Teniendo como objetivo de proyecto una profundidad de 300 m con un diámetro constante de 12 ¼″, los trabajos iniciales de perforación fueron los exploratorios; la finalidad de esta actividad consistió en disponer de información de la naturaleza y condiciones geológicas en general del subsuelo, tanto litológicas y geohidrológicas, como hidráulicas, para lo cual se utilizaron barrenas de diámetro reducido. La perforación exploratoria requirió de un estricto control de cada una de

las actividades involucradas, como las características de los fluidos de perforación, avances por periodo de tiempo, toma de muestras, presencia de fisuramiento y discontinuidades de respuesta de las paredes de la perforación al ser atravesadas, así como el mayor o menor grado de dificultad al realizar la actividad, recuperación de recorte, perdidas parciales o totales en la circulación de los lodos e incidencia de contaminación, si se identifica. Es común que el total de los avances, hechos e incidencias que se observen a lo largo de cada jornada sean registrados en un reporte diario de perforación, en el cual no debe haber omisiones con el objeto de disponer de informes completos del historial de la exploración.

Es adecuado que durante los trabajos exploratorios se colecte una muestra de la litología que se atraviesa por cada dos metros de avance en la profundidad, misma que se envasa en recipientes.

El pozo 1 se perforó a 300 m de profundidad, la perforación se realizó a 18″ de diámetro, se instaló ademe de acero tipo canastilla de 8″ de diámetro, con tubería ciega de 0 a 200 m y ranurada de 201 a 300 m de profundidad; la cementación fue de 0 a 200 m y se colocó filtro grava sílica de 1/4″. De manera similar, para el pozo 2 se perforó a 250 m de profundidad, la perforación se realizó a 18″ de diámetro, se instaló ademe de acero tipo canastilla de 8″ de diámetro, con tubería ciega de 0 a 200 m y ranurada de 201 a 250 m de profundidad; la cementación fue de 0 a 200 m y se colocó filtro de grava sílica de 1/4″.

10.6.3. Pozos de monitoreo

De acuerdo con la localización de la perforación, esta se realizó con diámetro exploratorio de 15.24 cm (6″) hasta alcanzar la profundidad de 90 m, para luego continuar con la perforación de núcleo, según lo establecido y descrito anteriormente.

Terminada esta actividad se colocó tubería lisa de PVC, cédula 40 para ademe de 5.08 cm (2″) x ¼″ de espesor, de 0 a 290 m y de 290 a 300 m de profundidad tubería ranurada de 5.08 cm (2″) x ¼″ de espesor. En la base del ademe se instaló un tapón de fondo de cemento y sobre el nivel de piso del terreno se dejó un tramo de tubería de 1 m para la construcción del brocal del pozo. Una vez terminadas las etapas descritas se procedió a realizar el proceso de lavado del pozo, utilizando para ello la tubería de perforación franca hasta el fondo del pozo para circular agua exclusivamente, extrayéndola de tramo en tramo, hasta que por el pozo salga agua “limpia”. Una vez hecho este

proceso se colocó la tubería de PVC y el filtro de grava por gravedad en el espacio anular entre la tubería de ademe y las paredes del agujero.

Los cuatro pozos de monitoreo (tipo piezómetro abierto de cámara extendida) quedaron construidos a 200 m de profundidad (uno), a 250 m (dos pozos) y a 300 m (un pozo). Destacando que todos cuentan con tubería ranurada solamente los últimos 10 m de su profundidad y sellados en toda su demás longitud y con su respectivo ademe ciego.

10.6.4. Registro geofísico de pozo

El equipo utilizado para la ejecución del registro de pozo consistió en una sonda marca Century Geophysical Corporation, modelo 9144. Las curvas que genera este equipo son las siguientes: rayos gamma natural (RGN), potencial espontáneo (SP), resistividad normal corta (16″), resistividad normal larga (64″), resistividad lateral (RL), resistencia puntual (RP), resistividad de fluido (RF), temperatura (T) y delta de temperatura (ΔT). La interpretación del registro geofísico (Tabla 10.3 y Figura 10.16) arroja los siguientes resultados:

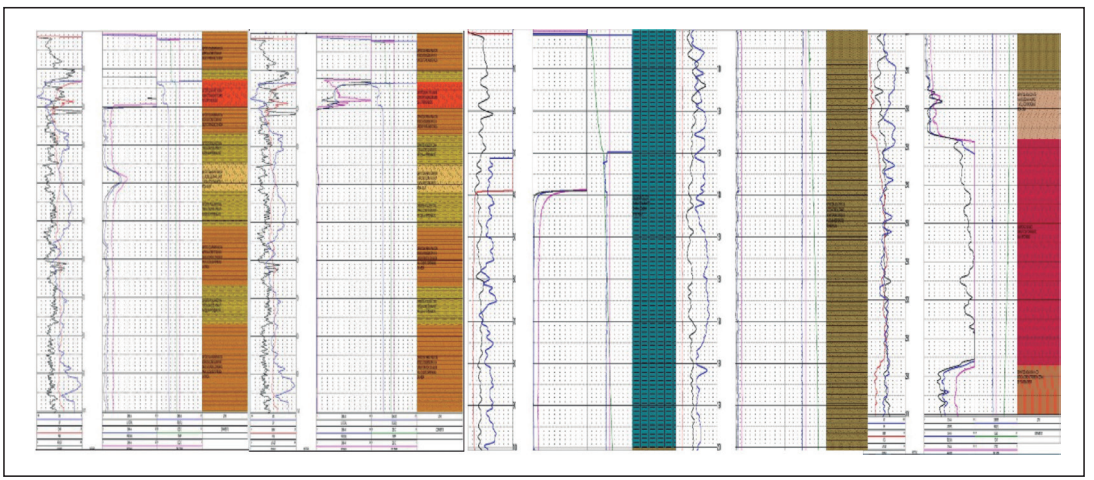
Tabla 10.3. Características geológicas y geohidrológicas del pozo 1.

Prof. (m)	Estratigrafía	Permeabilidad	Transmisibilidad	Observaciones
0-13	Intercalación de depósitos de arenas finas con presencia de gravas y limos y a un depósito arcilloso con intercalaciones de arenas finas.	Drenados	media	
13-20	Depósito de gravas y arenas con intercalaciones de limos.	media alta	media	
20-26	Depósito de arenas finas con intercalaciones de gravas y limos.	media a baja	baja	
26-35	Depósito arcilloso con intercalaciones de arenas finas.	Baja	baja a nula	
35-42	Depósitos de arenas con intercalaciones de gravas, limos y arcillas	media a baja	baja	
42-52	Depósito arcilloso con intercalaciones de arenas finas	Baja	baja a nula	

Tabla 10.3 Características geológicas y geohidrológicas del pozo 1. (Continuación).

Prof. (m)	Estratigrafía	Permeabilidad	Transmisibilidad	Observaciones
52-67	Depósito de arenas finas con intercalaciones de gravas y limos	Media a baja	Baja	Saturado con agua de mala calidad, tubería ranurada
67-77	Depósito arcilloso con intercalaciones de arenas finas	Baja	Baja a nula	Saturado con agua de mala calidad, tubería ranurada
77-100	Depósito de arenas finas con intercalaciones de gravas y limos	Media a baja	Baja	Saturado con agua de mala calidad, tubería ranurada
100-215	Depósito de arenas finas con intercalaciones de gravas y limos	Media a baja	Baja	Saturado con agua de mala calidad, tubería lisa
215-228	Depósito de arenas con intercalaciones de gravas, limos y arcillas	Media abaja	Baja	Saturado con agua de mala calidad, tubería ranurada
228-287	Aglomerado volcánico cementado	Baja a impermeable	Nula	Funciona como sello del acuífero
287-300	Depósitos de arenas y gravas con intercalaciones de fragmentos de roca	Media	Media	Saturado con agua de mejor calidad, tubería ranurada

Figura 10.16. Registro geofísico para el pozo 1.



Con los resultados obtenidos del registro se observó que el pozo presentó sus mayores posibilidades de absorción en los depósitos de arenas finas con intercalaciones de gravas y limos. Es importante mencionar que los depósitos que se encontraron a la profundidad de 100 m, estaban saturados con agua de mala calidad, por lo que si se pretendía inyectar agua de mejor calidad al subsuelo para recargar el acuífero, se recomendó terminar el pozo a la profundidad propuesta (300 m) y sellar estos 100 metros.

10.7. Pruebas hidráulicas en pozos

El desarrollo de un pozo es el conjunto de operaciones por medio de las cuales se logra el aumento de la porosidad y permeabilidad de las formaciones acuíferas circunvecinas al pozo, desalojando de ellas los materiales granulares finos que empacan los intersticios de las formaciones y de lodos de perforación infiltrados.

El equipo de bombeo estuvo provisto de una tubería de fierro, con diámetro mínimo de 25.4 mm (1") acoplada a la columna de bombeo, la cual sirve para introducir la sonda eléctrica y cuya longitud fue igual a la columna de bombeo. Se partió del caudal mínimo que permite el estado del pozo, el cual se incrementó en la medida en que van disminuyendo los sólidos en suspensión en el agua bombeada hasta lograr el caudal máximo que permitió la potencialidad y capacidad del acuífero explotado.

10.7.1. Desarrollo

La duración de la operación de desarrollo se fijó de acuerdo con las características del pozo y de las formaciones acuíferas por explotar. El desarrollo del pozo se inició con gasto cercano al nulo y a medida que se fue obteniendo agua limpia libre de sólidos en suspensión se aumentó la magnitud del caudal bombeado, para lo cual se dieron incrementos de 100 en 100 rpm a la velocidad de la flecha de la bomba. En cada escalón de velocidad y caudal se permaneció el tiempo necesario hasta que se obtuvo agua limpia. De esta forma se procedió incrementando periódicamente los caudales bombeados hasta llegar a un máximo. Una vez alcanzado el gasto máximo de bombeo durante el desarrollo de pozo, estando bombeándose agua limpia completamente libre de sólidos en suspensión, se procedió a efectuar el aforo del pozo.

10.7.2. *Aforo*

Después de haber desarrollado el pozo se suspendió el bombeo y se esperó el tiempo necesario para que el nivel del agua se recuperara hasta una profundidad tal equivalente al 80 % del abatimiento total observado durante la etapa de desarrollo o en su defecto hasta un máximo de 24 horas, momento a partir del cual se dio el inicio de la prueba de productividad.

A partir del momento en que se dio por iniciado el aforo se mantuvo el bombeo en un mismo escalón de caudal durante el lapso requerido para que el nivel dinámico se estabilizara. Para considerar este nivel como estabilizado fue necesaria la observación de tres lecturas a intervalos iguales de 30 minutos, sin que se tuvieran variaciones entre ellas. Logrando esto, se procedió a incrementar el caudal de extracción al siguiente programado y ejecutando la misma operación (nivel dinámico estabilizado) hasta que llegó al caudal máximo proyectado. En ese momento se dio por terminado el aforo y se procedió a tomar lecturas de recuperación mediante el sistema de prueba de bombeo durante un período de 4 horas. Los resultados que fueron obtenidos durante la prueba de aforo se consignaron, anotando las observaciones correspondientes a intervalos de 30 minutos. Durante esta etapa de aforo, por ningún motivo se suspendió el bombeo.

10.7.3. *Prueba de bombeo*

La finalidad de esta actividad es la de obtener las estimaciones cuantitativas de algunos parámetros hidráulicos del subsuelo, como son: conductividad hidráulica (K), transmisividad (T), coeficiente de almacenamiento (S), almacenamiento específico (Ss) y rendimiento específico (Sy), a partir de la interpretación de los ensayos de bombeo.

Por tanto, se interpretaron los ensayos de bombeo aplicando los métodos analíticos convencionales, como son: Theis, Cooper-Jacob, Walton, Neuman, recuperación de Theis, etc., según sea el comportamiento hidráulico de cada uno de estos ensayos, para lo cual fue necesario utilizar algún programa comercial para tal efecto. Además, como método numérico alternativo, es posible utilizar el método de Rushton.

Se utilizaron pozos cercanos para realizar las pruebas, considerando lo siguiente:

- Que estuvieran provistos de un equipo de bombeo en condiciones apropiadas para sostener un caudal de extracción constante durante el tiempo de duración de la prueba.
- Que pudieran ser fácilmente sondeados.
- Que contaran con un medidor de volúmenes de extracción, o pudieran ser aforados.
- Que el agua bombeada no se infiltrara en las proximidades del pozo.
- Que los pozos útiles no hubieran sido bombeados en las últimas 24 horas.
- Que se hubiera realizado la evaluación de su ubicación y distancia.
- Que tuvieran características constructivas (profundidad, diámetro entubado, etc.) y corte litológico conocido.
- Que se encontraran próximos a pozos que no hubieran operado en las últimas 24 horas y que pudieran ser fácilmente sondeados para utilizarlos como pozos de observación.

10.7.4. Pruebas de recarga

Una vez concluido el desarrollo y aforo aplicados a cada pozo de recarga se llevan a cabo las pruebas de recarga, mismas que tuvieron como objetivo conocer la capacidad de absorción, conducción y almacenamiento de agua de los materiales del subsuelo cortados por el pozo; la primera de las pruebas fue por gravedad a carga constante y la segunda consistió en la aplicación de una presión mayor con la utilización de una bomba.

Para las pruebas de recarga se aprovecharon los dos pozos de recarga (ubicados en el mismo acuífero) separados por 1 km, de los cuales uno funciono como pozo de extracción (Fotografía 10.1) y otro como pozo de recarga y después se invirtieron el desempeño de ambos pozos. Las pruebas continuas de recarga duraron tres meses.

Fotografía 10.1. Actividades referentes a las pruebas hidráulicas a los pozos de recarga.



10.7.4.1. Recarga pasiva

Para prueba de gravedad se contó con un sistema capaz de mantener un caudal de descarga a un nivel constante dentro de la tubería del pozo de recarga, preferentemente al nivel del terreno o al brocal del pozo, durante el tiempo que duró la prueba.

Esta prueba se ejecutó como mínimo durante 24 horas en forma ininterrumpida y se tuvo que considerar un volumen máximo de 100 m^3. La primera hora fue para equilibrar o regularizar el SRA y en las siguientes se verificó el gasto de ingreso conociendo el volumen de descarga y tiempo. Asimismo se verificó simultáneamente el nivel del agua dentro del pozo, con lecturas en intervalos de diez minutos.

El agua se vertió dentro del pozo mediante una tubería rígida de PVC o de acero de 6" de diámetro, roscada para acoplar cada tramo, cédula 40, colocada al centro de la tubería del pozo adaptada en la parte de la superficie provista con las herramientas necesarias que permitió la fijación segura y acoplar la fuente de agua de recarga y el dispositivo de medición de caudal.

Las variaciones del nivel dinámico durante las pruebas de recarga se registraron con una sonda automatizada en intervalos de un minuto, durante el tiempo que duró la prueba, mientras que la información registrada se descargó mediante una *laptop* en el sitio para su posterior interpretación y reporte.

Con esta prueba se determinó, entre otros aspectos, la conductividad hidráulica media de los diferentes materiales del subsuelo cortados por el pozo, así como el volumen total de agua infiltrado al acuífero y el tiempo requerido, así como la variación de los niveles dinámicos en el pozo durante el periodo de tiempo de desarrollo de la prueba.

10.7.4.2. Recarga activa

La segunda prueba consistió en recargar agua en el pozo utilizando un equipo de bombeo de agua a presión, la cual se llevó a cabo en tres etapas de presión: de 10 kg/cm^2 (70 psi), 13 kg/cm^2 (91psi) y 16 kg/cm^2 (112 psi). En la Fotografía 10.2 se muestra el dispositivos utilizado para el monitoreo de la presión durante las pruebas.

La primera etapa de presión 10 kg/cm^2 (70 psi) fue tal que, una vez medido el nivel estático en el pozo, se consideró como estado inicial, posteriormente se incrementó, mediante presión, en 10 kg/cm^2 (70 psi), la carga hidráulica medida en el pozo, a fin de vencer dicho nivel estático y se pudo infiltrar un volumen por la tubería del pozo de recarga, midiendo el tiempo necesario para tal efecto y midiendo los niveles dinámicos en los pozos de monitoreo.

La segunda etapa de presión 13 kg/cm^2 (91 psi) fue tal que, terminada la primera etapa, a las 24 horas, se midió el nivel estático inicial en el pozo y se incrementó la carga hidráulica a 13 kg/cm^2 (91 psi) mediante presión, a fin de vencer dicho nivel estático, y se pudo infiltrar un volumen de agua determinado por la tubería del pozo de recarga, midiendo el tiempo necesario para tal efecto y obteniendo los niveles dinámicos en los pozos de monitoreo.

La tercera etapa de presión, 16 kg/cm^2 (112 psi) fue tal que, terminada la segunda etapa, a las 24 horas, se midió el nivel estático inicial en el pozo, y se incrementó la carga hidráulica a 16 kg/cm^2 (112 psi) mediante presión, a fin de vencer dicho nivel estático, y se pudo infiltrar un volumen de agua determinado por la tubería del pozo de recarga, midiendo el tiempo necesario para tal efecto y obteniendo los niveles dinámicos en los pozos de monitoreo.

Fotografía 10.2. Manómetro utilizado para el control de presiones durante las pruebas de recarga en los pozos.



Las pruebas anteriores tuvieron como objetivo orientar la fijación del índice de recarga.

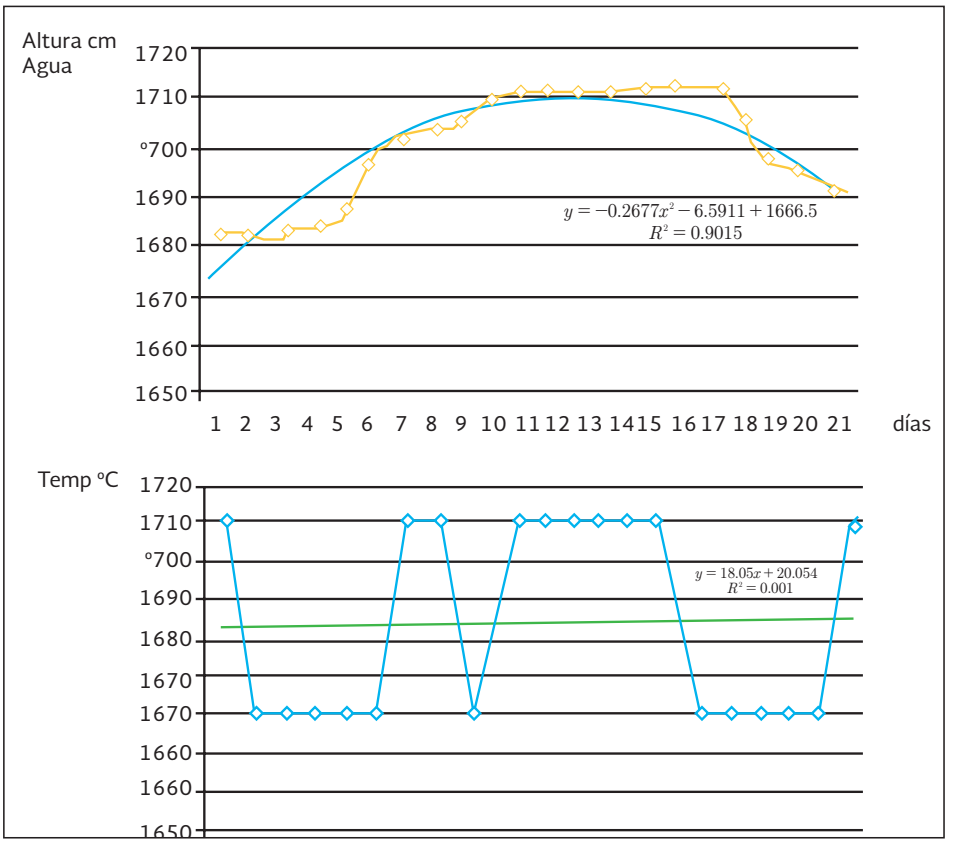
Para realizar las pruebas se requirió de un equipo bomba eléctrica centrífuga, tipo alta presión, con columna de succión de 6" y de descarga de 4", con capacidad de 3400 l/min. (56.6 l/s) y una presión que puede variar de 17 a 21 kg/cm^2 (120 a 147 psi) o un equipo de combustión interna de gasolina o de diésel, también centrífuga de 2,000 a 3,500 rpm, con gastos de inyección que pueden variar 1,112 l/min. (18.5 l/s) a 2908 l/min. (48.5 litros por segundo).

Los resultados obtenidos de la prueba, fueron los siguientes:

Se aplicó el método de Hvorslev Slug/Bail Test (para acuíferos no confinados o acuífero confinados, con penetración parcial o total) y se determinaron los parámetros del acuífero.

$$q(t) = \pi r^{r} \frac{dh}{dt} FK(H-h) \qquad \text{Ecuación 1}$$

Figura 10.17. Registro de driver de las pruebas de recarga en pozo.



Gasto en el medio acuífero, q(t).

$$F = 16\pi DSR \qquad \text{Ecuación 2}$$

Factor de forma (F)

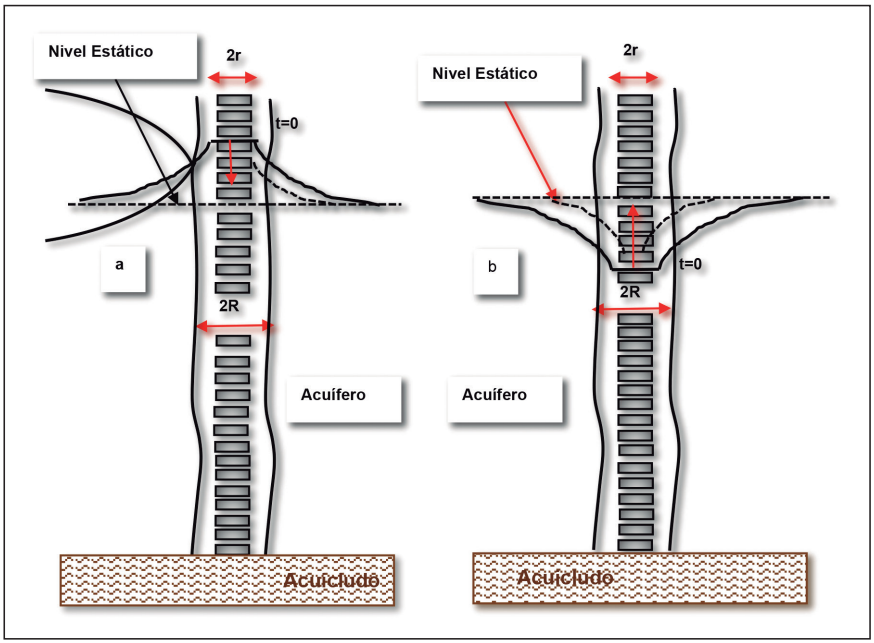
$$T_L = \frac{\pi r^2}{FK}$$ Ecuación 3

Tiempo requerido para que la inyección o extracción inicial desaparezca (T_L).

$$K = \frac{\pi r^2 \left(In \frac{H}{Ho} \right)}{Ft}$$ Ecuación 3

Conductividad hidráulica (K)

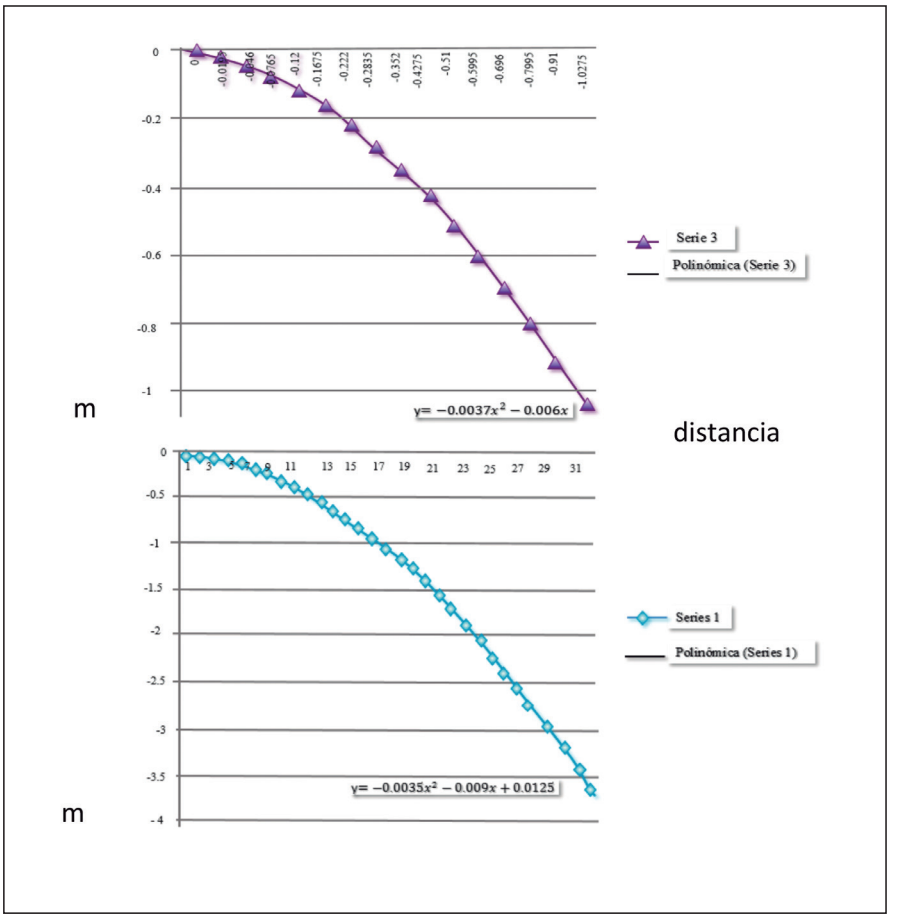
Figura 10.18. a) Esquema de la prueba de recarga y del fenómeno que se presenta en el acuífero y b) esquema de la prueba de bombeo y su cono de abatimiento.



Con el desarrollo de la prueba y las variaciones correspondientes en recarga activa y recarga pasiva se pueden obtener los parámetros necesarios para el SRA y conocer el funcionamiento del mismo.

La siguiente curva (Figura 10.19) muestra el comportamiento de las mediciones con la curva que se ajusta a la descripción en función de la curva que describió el domo de recarga con la prueba realizada en este sitio específico.

Figura 10.19. Domo de recarga medido en la prueba de recarga en los pozos.



Los resultados de estas pruebas proporcionan los siguientes datos de tasas de recarga para los pozos piloto probados.

Tabla 10.4. Resultados de las pruebas de recarga.

tipo de prueba	Gasto de agua infiltrado (m3/día)	Tasa de recarga (l/s)
Pasiva (pozo 1)	1257	14.55
Pasiva (pozo 2)	1315	15.23
Activa (pozo 1)	1664	19.26
Activa (pozo 2)	1901	22.01

En este sentido, es importante destacar que el proyecto piloto debería ser aprovechado y, en su caso, rehabilitado después de unos años de desuso, a fin de poder obtener nuevos datos y tener continuidad de los estudios, ya que dicha infraestructura es susceptible de aprovechamiento y aprendizaje.

Para este aprovechamiento se puede llevar a cabo un proyecto de rehabilitación del sistema de acuerdo con lo siguiente:

Tabla 10.5. Costos estimados para utilización del proyecto piloto.

Actividad/estudio Costo aproximado	Mes 1	Mes 2	Mes 3	Mes 4	Mes 5	Mes 6	Mes 7	Mes 8
Rehabilitación de proyecto piloto	M$ 2.8							
Pruebas de recarga continuas		M$ 1.8	M$0.3	M$0.3	M$0.3	M$0.3		
Monitoreo de sistema		M$0.3	M$0.3	M$0.3	M$0.3	M$0.3		
Modelo de flujo			M$2			M$2		
Integración de los estudios								$M 1.5

NOTA: Precios estimados en millones de pesos mexicanos para septiembre de 2016.

10.8. Conclusiones

- El Caracol es una zona favorable para llevar a cabo acciones de inyección de agua al acuífero, debido a que existe un espesor del orden de los 150 a 200 m de material aluvial; además se identifican horizontes de roca que pueden transportar y acumular agua al acuífero. Lo anterior se sustenta en las pérdidas de circulación de lodos que se presentaron durante la perforación de los pozos exploratorios ubicados en la porción norponiente de El Caracol, las cuales fueron identificadas por la exploración geofísica.
- Con base en el conocimiento adquirido es necesario realizar estudios con mayor detalle conforme los mencionados en el desarrollo, en la zona drenada del área de estudio, que asegure la factibilidad y el comportamiento de la infiltración y recarga al acuífero.
- La identificación de los horizontes potenciales con mayor detalle permitirá construir pozos apropiados a las condiciones naturales, disminuir los costos de construcción y ampliar su vida útil.
- Se cuenta con la información adecuada que podrá ser complementada para desarrollar a detalle un modelo matemático de flujo hidráulico subterráneo de la zona estudiada.
- Se ha intentado llevar a cabo trabajos de infiltración de agua al acuífero; éstas no han tenido el impacto por la falta de cultura del agua e información a la población, así como falta de visión a mediano y largo plazo.
- El beneficio de la recarga al acuífero (actualmente sobreexplotado) pudiera favorecer una mejora en el suministro de agua (gasto) a los pozos aledaños que abastecen agua a la población, además de ayudar a la recuperación de los niveles piezométricos, actualmente abatidos de manera importante.

Recomendaciones para rehabilitar los pozos piloto para recarga del acuífero:

- Se requiere evaluar las condiciones actuales de los dos pozos de recarga y de los pozos de monitoreo.
- Es conveniente realizar registros de videograbación de los pozos y emitir su diagnóstico.
- Es necesario medir los niveles de azolve de los pozos de recarga y de monitoreo.
- Evaluar si es factible la rehabilitación de los pozos técnica y económicamente.

- Complementar los estudios para determinar si es posible implementar el proyecto de SRA a nivel local y/o regional.

Recomendaciones generales referentes al tema de la recarga:

- Es necesario promover un decreto en el cual se consideren zonas de reserva ecológica o áreas naturales protegidas estratégicas para realizar obras de infiltración y recarga natural e inducida para mantener o reducir los niveles actuales de abatimiento del agua subterránea.
- Retroalimentar la normatividad vigente en materia de recarga de acuíferos, sobre todo en el tema de las pruebas hidráulicas para la recarga.
- Es importante evaluar efectos secundarios o daños a terceros por la inyección de agua a los acuíferos o capas de interés en el subsuelo, tales como fracturamiento hidráulico, colmatación, subpresión inducida, formación de cavidades, grietas, entre otros.
- Es conveniente contar con censos de aprovechamientos de agua subterránea, estudios de piezometría, etc., en las zonas de interés para la recarga, a fin de evaluar los efectos en cuanto a calidad y cantidad. En este sentido, resulta importante la recopilación y análisis de la información existente (estudios, proyectos, artículos, entre otros) para conocer la zona donde se planea la recarga. Con base en la calidad de la información se podrá evaluar la necesidad de estudios o actividades complementarias, ya que con ello se pueden abatir costos.
- Implementar medidas para prevenir la contaminación de los acuíferos o estratos de interés para la recarga.
- Evaluar la ubicación de los pozos de recarga con sus respectivos pozos de monitoreo considerando los aspectos hidrogeológicos, geotécnicos, de calidad del agua y de tenencia de la tierra a fin lograr SRA adecuados. Es importante efectuar un modelo de flujo subterráneo previo a la perforación de los pozos a fin de determinar su mejor ubicación evaluando diferentes escenarios que permitan sensibilizarse sobre las condiciones y efectos de la recarga por el sistema de recarga mediante pozos.
- Es fundamental realizar la evaluación de los parámetros hidráulicos de la recarga, tales como gasto óptimo de inyección, presión de inyección, índice de infiltración, permeabilidad, etc., así como la regulación de caudales (aportación controlada), niveles de operación y monitoreo del sistema de recarga.

- Invertir en estudios y proyectos de recarga para el beneficio de los acuíferos y de la población en el corto, mediano y largo plazo. Lo anterior se traduce en reducir la sobreexplotación del acuífero y de pozos de suministro de agua, recuperación gradual de los niveles freáticos o piezométricos, reducción del abatimiento y mayor tiempo para asegurar el gasto o caudal de pozos de abastecimiento de agua subterránea para diversos sectores (industrial, agrícola, servicios, entre otros).
- Otro beneficio para la recarga de los acuíferos es el sector de hidrocarburos y/o ambiental, para ayudar al saneamiento de acuíferos contaminados por hidrocarburos ligeros donde es necesario recargar zonas estratégicas para la recuperación de los hidrocarburos (diésel, gasolinas, turbosina, entre otros) en aeropuertos, en terminales de almacenamiento y distribución de combustibles, refinerías, gasolineras y otros.
- Evaluación de la infraestructura hidráulica de las condiciones geohidrológicas y geotécnicas, a fin de revisar el posible cambio de vocación de los pozos de extracción de agua por pozos de recarga. Considerar si es factible el rediseño de los pozos que lo ameriten, así como la evaluación de la dotación y de la población beneficiada de manera sectorizada. Replantear políticas de operación de los sistemas de abastecimiento de agua.
- Evaluar el posible encamisado de pozos de abastecimiento que han sido dados de baja, que han sido abandonados, etc., previo análisis técnico y económico para ser utilizados como pozos de recarga.
- En obras de ingeniería civil, tales como edificaciones, cimentaciones profundas, estructuras subterráneas (túneles, galerías, lumbreras, captaciones, cajas, etc.), es necesario contrarrestar los flujos subterráneos (reducir o controlar las entradas o aportaciones de agua) y reducir las presiones de poro o hidrostáticas para evitar posible falla por subpresión de alguna estructura. Durante la construcción de las obras citadas se extrae agua del subsuelo solamente durante un cierto periodo de tiempo, en este sentido, de ser factible, sería adecuado que el agua subterránea extraída por bombeo de achique o mediante pozos se inyectara o regresara al acuífero o capas de interés (si las condiciones lo permiten). Respecto al tema, vale la pena mencionar que si el agua extraída tiene una determinada "calidad" se inyecte con la misma calidad (el agua cambiaría de un lugar a otro —"traspalear"—, solamente se quitaría para poder construir la obra de interés). Esta consideración se pone a disposición o a tomar en cuenta dentro de la normatividad vigente en materia de recarga a fin de favorecerla, ya que en muchas

ocasiones el agua extraída no tiene un uso final determinado o su disposición no siempre es la adecuada.

- Aprovechar o implementar la instrumentación geotécnica-geohidrológica con fines de monitoreo del sistema de recarga, tanto de piezómetros abiertos o pozos de observación, en el cual se podrán obtener muestras de calidad del agua para su análisis e interpretación; se podrán medir niveles piezométricos o freáticos para la construcción de hidrogramas y evaluar su comportamiento.
- Conciliar con las autoridades, gobiernos o particulares la reserva de espacios o predios adecuados para la recarga natural o inducida para beneficio de la población, favoreciendo la "alimentación de agua" a los acuíferos sobreexplotados.
- Considerar los aspectos sociales y de tenencia de la tierra a fin de lograr proyectos social y técnicamente factibles.
- Evaluar la posibilidad de modificar o complementar la norma NOM-003-Conagua–1996, que establece los requisitos durante la construcción de pozos de extracción de agua para prevenir la contaminación de acuíferos, considerando los aspectos asociados a los pozos de recarga.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Comisión Nacional del Agua (Conagua) por el apoyo recibido y las facilidades para poder realizar el trabajo correspondiente, en especial a la Coordinación General de Proyectos Especiales de Abastecimiento y Saneamiento (CGPEAS): Coordinación General, Gerencia de Ingeniería y Subgerencia de Estudios y Proyectos.

Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) por la invitación para realizar el presente documento, ya que sin su apoyo este documento no hubiera sido posible. A la Coordinación de Hidrología y a la Subcoordinación de Hidrología Subterránea por el apoyo, seguimiento y gestiones de los trabajos.

A todas los profesionistas y personas que cooperaron con sus contribuciones para la mejora del presente documento.

Referencias

Birkle, P., Torres, V. y González, E., 1995. Evaluación preliminar del potencial de acuíferos profundos en la cuenca del Valle de México. Ingeniería Hidráulica en México, septiembre – diciembre de 1995, pp. 47-53.

Carmona P.RB y Gonzalez, R.S. 2015. *Instrumentación geotécnica - geohidrológica aplicada al tramo III del Túnel Emisor Oriente*. Revista del Colegio de Ingenieros Civiles de México (CICM) No.549, año LXV. México.

Carmona P.RB y González, R.S. *et al.*, R.S.2015. *Modelo de funcionamiento hidrogeológico y modelo geotécnico asociado al trazo de excavación del Túnel Emisor Oriente*. Revista de obras Subterráneas de AMITOS, año 2 No.8. México.

Conagua. 2002a. *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México*. Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas (GAS). México.

Conagua. 2002b. *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Cuautitlán –Pachuca*, Estados de México e Hidalgo. Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas (GAS). México.

Conagua. 2002c. *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Texcoco, Estado de México*. Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas (GAS). México

Conagua. 2009. *Estudios de factibilidad técnica e ingeniería básica que sirvan para la elaboración del proyecto ejecutivo y la construcción del túnel Emisor Oriente, en el Distrito Federal y Estados de México e Hidalgo*. Comisión Federal de Electricidad (CFE), Gerencia de Estudios de Ingeniería Civil (GEIC). México.

Conagua. 2010. *Elaboración del proyecto ejecutivo y construcción del túnel Emisor Oriente localizado en el Distrito Federal, Estado de México, dentro de la cuenca del valle de México y el Estado de Hidalgo*. Constructora Mexicana de infraestructura subterránea, S.A. de C.V (Comissa). México.

Conagua. 2010. *Procesamiento de información de niveles piezométricos de la cuenca del valle de México,* Organismo de Cuenca Aguas del Valle de México, Dirección técnica, Estudios, Proyectos y Sistemas, S.A de C.V. México

Conagua. 2012. *Estudios de pruebas de recarga continua y su monitoreo, bajo diferentes cargas hidráulicas, en pozos piloto de recarga profunda, asociados a la recarga artificial con agua residual tratada al acuífero Cuautitlán –Pachuca*. Geoevaluaciones y perforaciones, S.A de C.V. México.

DGCOH. 2002. *Sinopsis de la piezometría de la cuenca del valle de México*. Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica. reporte inédito.

Gobierno del Distrito Federal. 2002. *Sinopsis de la piezometría de la cuenca del valle de México.* Secretaría de Obras y Servicios, Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica. Lesser y Asociados, S.A de C.V. México.

Gonzalez, R.S. 2014. *Análisis geohidrológico para el control de flujo del agua del subsuelo en la construcción de la obra civil y subterránea (lumbreras y túneles de interconexión) para la planta de bombeo "El Caracol", ubicada en el municipio de Ecatepec, Estado de México.* Memorias del Cuarto congreso Mexicano de ingeniería de túneles y obras subterráneas. Asociación Mexicana de Túneles y Obras Subterráneas (AMITOS). México.

Lesser y Asociados.1993. Fuentes de contaminación al agua subterránea y alternativas de saneamiento. México, DF, Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, 110 p.

Mooser, F., Montiel, A. y Zuñiga, A., 1996. Nuevo mapa geológico de las cuencas de México, Toluca y Puebla. Comisión Federal de Electricidad.

Rudolph, D.L., Cherry, J.A. and Farvolden, R.N. 1991. Groundwater flow and solute transport in fractured lacustrine clay near Mexico city. US, Water Resources Research, Vol. 27, No. 9, pp. 2187-2201

Sánchez-Diaz, L. F. 1989. Los Acuíferos de la Ciudad de México: Su estado actual y alternativas de solución para su control y conservación. México, Instituto Politécnico Nacional, Tesis de Maestría en Ciencias (inédita), 382 p.



11

PRESA SUBTERRÁNEA AIRE NO.1, CHARAPE DE LOS PELONES, QUERÉTARO, MÉXICO

M. J. Álvarez

[1] Presas Bajo Tierra, S.A. de C.V.; contacto@presasbajotierra.com

Resumen

Como un reto para la Comisión Estatal de Aguas del Estado de Querétaro (CEA), después de efectuar diferentes estudios para obtener una fuente de abastecimiento de agua potable para la comunidad de Charape de los Pelones y sabiendo de la presencia de rocas tipo filita con características difíciles de permitir la presencia de agua subterránea entre ellas, se solicitó a esta empresa proponer una alternativa diferente a las convencionales para tal fin.

La CEA decidió financiar los estudios necesarios y, de ser factible, realizar la ejecución de este proyecto, proponiendo la construcción de una barrera impermeable que haga las veces de una presa en el estrato permeable sobre la roca filita, con el propósito de contener y controlar el agua subsuperficial del arroyo Charape, obteniendo al final de este proceso la elevación del nivel del agua del arroyo y el almacenamiento de agua en el subsuelo y, de manera extensiva, aguas arriba, una posible recarga de los mantos acuíferos que pudiesen existir en la zona.

Asimismo, bajo este mismo principio se puede hacer uso de esta técnica para el bloqueo de aguas que corren en zonas de recarga naturales, propiciando un mayor volumen de recarga por más tiempo durante el año.

Palabras clave: presa subterránea, escurrimiento subálveo, agua potable rural.

11.1. Introducción

Sabemos que aproximadamente una de cada nueve personas en el mundo carece de acceso al agua y que la demanda de agua se incrementará en un 40 % en los próximos diez años (UNISEF, 2013). El agua que extraemos de un acuífero tarda más de cincuenta años en regresar a este. En México se han identificado 32 acuíferos con presencia de suelos salinos y agua salobre (Conagua, 2014). En el 2010 se presentó intrusión salina en 17 acuíferos. De 653 acuíferos en México, 106 se encuentran en condiciones de sobreexplotación, los cuales proporcionan el 55.2 % del agua subterránea empleada en México (Conagua, 2014).

Tan solo en la Ciudad de México, la sobreexplotación de las aguas subterráneas ha hecho que se hunda la ciudad, respecto de su nivel original desde el inicio de la extracción de agua. En temas relacionados con el agua, vivimos una realidad evidente de sobreexplotación de nuestros mantos acuíferos. Es por eso que es muy importante tomar acciones certeras para tener un manejo sustentable de nuestros recursos hídricos ante la constante retórica de nuestras autoridades, invitando a encontrar alternativas diferentes de solución al problema del agua y sin propuestas viables, económicas y concretas encaminadas a la sustentabilidad del agua. Por varios años con la idea en mente, decidimos actuar y proponer este concepto de solución, iniciando con pequeñas comunidades y con la esperanza de aplicarlo a la recarga de acuíferos como soluciones mayores en beneficio de las personas, con la premisa de que fuera sustentable.

Además, ante el cambio climático, el ciclo del agua, un ciclo aparentemente perfecto, tiene un punto débil: el agua no cae sistemáticamente en el mismo momento, por lo que el agua escasea en demasiadas zonas del planeta. Por ejemplo, en algunos lugares se alteran estaciones de lluvia, siendo una parte de los años torrenciales y después llegan las estaciones secas en las que no llueve, es decir, las lluvias caen y se van bruscamente, esto es a lo que se le llama el monzón, debido al cambio climático se distorsiona el ciclo del agua.

Sabemos que en algunas regiones la cantidad de lluvia es limitada año con año y que ha aumentado la explotación de aguas subterráneas por medio de pozos. En virtud de lo anterior ha habido una repercusión en el abatimiento del nivel freático y de los mantos acuíferos. La altura del nivel del agua subterránea fluctúa debido a la naturaleza y los requerimientos de agua de la población. La

diferencia en los niveles de agua subterránea afecta significativamente la geografía humana y el medio ambiente de los países y territorios.

El territorio mexicano cuenta con algunas regiones propicias para la construcción de presas superficiales; sin embargo, en el centro y norte del país existen regiones con problemas de agua. En algunos casos, esta problemática se debe a la perforación indiscriminada de pozos y a las complicadas interacciones entre las demandas tecnológicas y sociales.

A pesar de que las necesidades de agua aumentan, la viabilidad y factibilidad de estos proyectos disminuyen debido a la creciente carencia de sitios adecuados, al rápido incremento en los costos de construcción y a los conflictos de intereses que se generan al inundar una parte del territorio con las presas superficiales.

Las presas subterráneas rompen esquemas por su innovación, ya que son un sistema efectivo que da soluciones para muchos años. Estas construcciones son más recomendables en zonas áridas, semiáridas o costeras. En este caso, el estado de Querétaro tiene una zona semidesértica y a pesar de los avances que ha logrado el gobierno en el tema, el agua siempre va a resultar insuficiente; es un elemento vital que se debe cuidar ahora y siempre.

En Charape de los Pelones, debido a su orografía, a su terreno escarpado, y a la geología, se pudo dar una alternativa de solución al abastecimiento de agua a través de la construcción de la presa subterránea AIRE no. 1. Para ello se trabajó durante 23 días, en este proyecto. Cabe mencionar que para poder realizar la construcción de la presa se analizaron los estudios técnicos que contaba la Comisión Estatal de Agua y complementarlos, lo cual nos tomó más de tres meses. Por otro lado, la población en donde se instaló la presa tiene ya una vida de asentamiento comprobada de más de 50 años y a lo largo de toda su historia nunca había tenido una fuente de agua controlada para su posterior aprovechamiento y distribución.

La comunidad de Charape de los Pelones es la última localidad del municipio de Querétaro. Se encuentra ubicada en la delegación de Santa Rosa Jáuregui, al norte de la capital del estado de Querétaro. Tiene un total de 526 habitantes, mismos que no tienen la oportunidad de contar con un trabajo en su comunidad que les ayude a mejorar su calidad de vida. Dados los niveles de marginación de las personas se pretende fomentar el desarrollo económico a través de proyectos

varios en los ámbitos social, educativo y económico, para que los habitantes tengan algún recurso para su autoconsumo o, en su caso, se dediquen a la venta de algo que puedan producir. Se trata de una comunidad que en realidad no tiene amplias extensiones donde las personas pudieran sembrar, por lo que no tienen los medios para producir. En resumen, es la gente más desprotegida de todo el municipio de Querétaro, que vive en condiciones difíciles. De acuerdo con la Secretaria de Desarrollo Sustentable del Estado de Querétaro, las personas que viven en esa localidad tienen dificultades para poder salir adelante y por esa razón se busca que diferentes programas municipales, estatales y federales beneficien a la población de Charape de los Pelones.

11.2. Metodología

11.2.1. Preliminares

Fisiografía

La zona de estudio se encuentra dentro de la provincia fisiográfica "Franja Volcánica Transmexicana", cerca de los límites con la provincia de la Mesa del Centro, caracterizada por predominar en ella una cadena montañosa compuesta por derrames lávicos, rocas del complejo volcanosedimentario constituidas por andesitas, filitas, calizas, limolitas, lutitas y material piroclástico (Valencia-Vallejo, 1995), como es en el caso de las sierras de los cerros La Margara, Charape y por la sierra del volcán La Joya. Estas rocas se han erosionado, formando valles que constituyen la unidad de planicie y que se extienden hacia el noreste y suroeste, en dirección al valle de Jofrito y Buenavista. Estas varían desde el Cretácico hasta el Cuaternario. Las rocas más antiguas son de composición filítica, andesítica e ignimbritas riolíticas, las cuales constituyen las montañas escarpadas y mesetas que se levantan de 2,000 a 3,000 msnm; las más recientes son de composición basáltica, que forman pequeños conos cineríticos y mesetas de menor elevación. El relieve es bruscamente cortado por fallas normales, que dieron lugar a la formación de pilares (Horts) y profundas fosas tectónicas (Grabens); las fosas han sido rellenadas con material volcanoclástico lacustre y sedimentos aluviales, producto de la erosión de las montañas y gran parte por cenizas de los volcanes más recientes, con lo que se originó el valle de Querétaro (Cortés-Sliva *et al.*, 2009).

Geomorfología

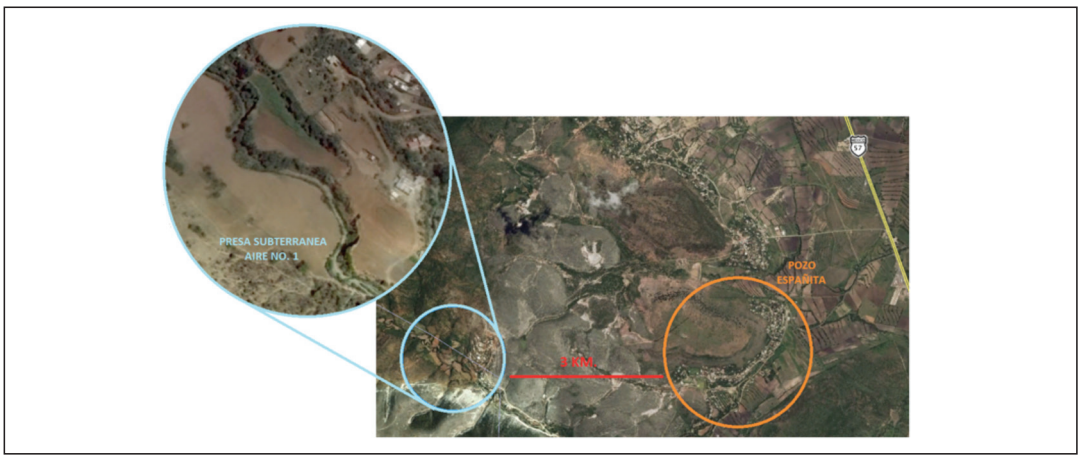
Está compuesta principalmente por la sierra formada por los el cerro Las Margaritas y el cerro de Charape, en donde se agrupan las rocas que afloran en elevaciones que varían entre 2,120 y 2,600msnm. Una gran parte de la topografía lo integran formas abruptas a suaves, según el grado de intemperismo, quedando como residuos de erosión las rocas de origen volcanosedimentario, sobre todo de calizas, andesitas y filitas. El resto de las formas son cerros alargados y redondeados labrados en rocas andesíticas y basálticas (Consejo de Recursos Minerales, 1992). Dentro del ciclo geomorfológico, el área se encuentra en una etapa de madurez avanzada en la zona del valle con líneas de drenaje espaciadas de baja pendiente; en las partes altas presenta una etapa de juventud tardía, porque las pendientes topográficas son todavía fuertes.

Figura 11.1. Depósito de talud en la parte alta, compuesto por material areno-arcilloso.



Desde el punto de vista litológico, las rocas vulcanosedimentarias que afloran en la zona de estudio forman parte de un complejo metamórfico constituido por andesitas y filitas, que por su naturaleza constituyen verdaderas barreras impermeables que impiden la infiltración del agua al subsuelo. Algo interesante que se observó en el trabajo de campo es que estas rocas están fracturadas y presentan una intensa foliación a lo largo de los planos de estratificación, los cuales se espera que puedan contribuir a la infiltración y ayuden a la transmisividad de los acuíferos. Cabe mencionar que la cuenca de captación de agua superficial es de 15 km^2, con una alta evaporación y que, de acuerdo con la unidad hidrogeológica distribuida en la zona de estudio, el tipo de acuífero que se puede localizar en el área es del tipo libre. Con respecto a la información de pozos estudiada, como antecedente, esta nos indica una zona acuífera de agua dulce en la zona de estudio. Como un ejemplo, en un radio de 3 km en dirección hacia el noreste de la zona de estudio, está el pozo Españita (Figura 11.1), que está funcionando adecuadamente y satisface plenamente a la comunidad de Españita, ubicada en el municipio de San José Iturbide, en Guanajuato, Este tiene una profundidad reportada de 220 m. Su nivel estático se localiza a 80 m de profundidad y está equipado con bomba sumergible con tubería de 3 pulgadas de diámetro. En general, toda el área presenta poca disponibilidad de agua superficial, debido a que prácticamente se encuentra en vertiente de tres subcuencas, muy poca captación, mínima infiltración debido a la naturaleza arcillosa de la roca, la alta pendiente de los arroyos y la alta evaporación.

Figura 11.2. Ubicación del pozo Españita y la presa bajo tierra AIRE No. 1, a una distancia aproximada de 3 km en línea recta.



Climatología

De acuerdo con la carta de climas, Querétaro (Inegi, 1989), de la actualización que de W. Koppen, podemos decir lo siguiente: La zona de estudio, se localiza entre los índices Bs1kw (e), los cuales corresponden: B, al grupo de clima seco, donde los Bs1. representan los menos secos con un cociente P/T mayor de 22.9 °C, templado con verano cálido y una temperatura media anual entre 16 °C y 18 °C, la del mes más frío entre -3°C y 18 °C y la del mes más caliente mayor a 18 °C, y w, régimen de lluvias de verano por lo menos diez veces mayor cantidad de lluvia en el mes más húmedo de la mitad caliente del año, que en el mes más seco, un porcentaje de lluvia invernal entre 5 mm y 10.2 mm de la total anual. Con un clima extremoso (e), el cual oscila entre 7 y 14 grados centígrados.

El régimen de lluvia predominante es en verano y su isoyeta media anual es de 600 milímetros al año, con una isoterma de 16 grados centígrados.

11.2.1.1. Localización y exploración del lugar

Una vez que la CEA mostró interés por las presas bajo tierra, se platicó y se analizó en base a sus necesidades el suministro de agua a diferentes comunidades en el estado y se preguntó: ¿Cuál de todas sería de mayor impacto social y la más difícil? Se acordó que era Charape de los Pelones, municipio de Querétaro, Querétaro. Entonces se procedió a la localización de esta comunidad. Al mismo tiempo se hicieron varias visitas para reconocer la geomorfología del lugar y así sucesivamente ir particularizando y analizando los arroyos aledaños. Al ir haciendo varias visitas para explorar toda el área de influencia de Charape, y viendo en donde había la presencia de agua sub-superficial (subálvea), se continuaron las exploraciones más intensamente. Se encontró que el arroyo Charape presentaba agua subálvea, por lo que se tomó la decisión de precisar los estudios en dicho arroyo Charape (Figura 11.3). Cabe mencionar que esta comunidad no ha tenido agua, la tiene por recolección de un manantial y por pozos a cielo abierto en el lecho del arroyo en la época de estío, teniendo que acarrearla en cubetas, la mayoría de la población.

Figura 11.3. Localidad Charape.



11.2.2. Estudios y proyecto

11.2.2.1. Elaboración de la topografía de la zona:

Una vez que se decidió intensificar los estudios en el arroyo Charape, el primer paso después de comprobar la presencia de agua subálvea fue realizar el levantamiento topográfico del lugar para conocer la forma del arroyo, sus pendientes y dimensiones, que servirían posteriormente para la ubicación exacta de la presa, el cálculo del volumen de almacenamiento y la definición de la altura de la construcción de la misma, entre otras cosas útiles para el desarrollo del proyecto (Figura 11.4 y Figura 11.5).

Figura 11.4. Topografía general del lugar de construcción de la presa subterránea AIRE No. 1.

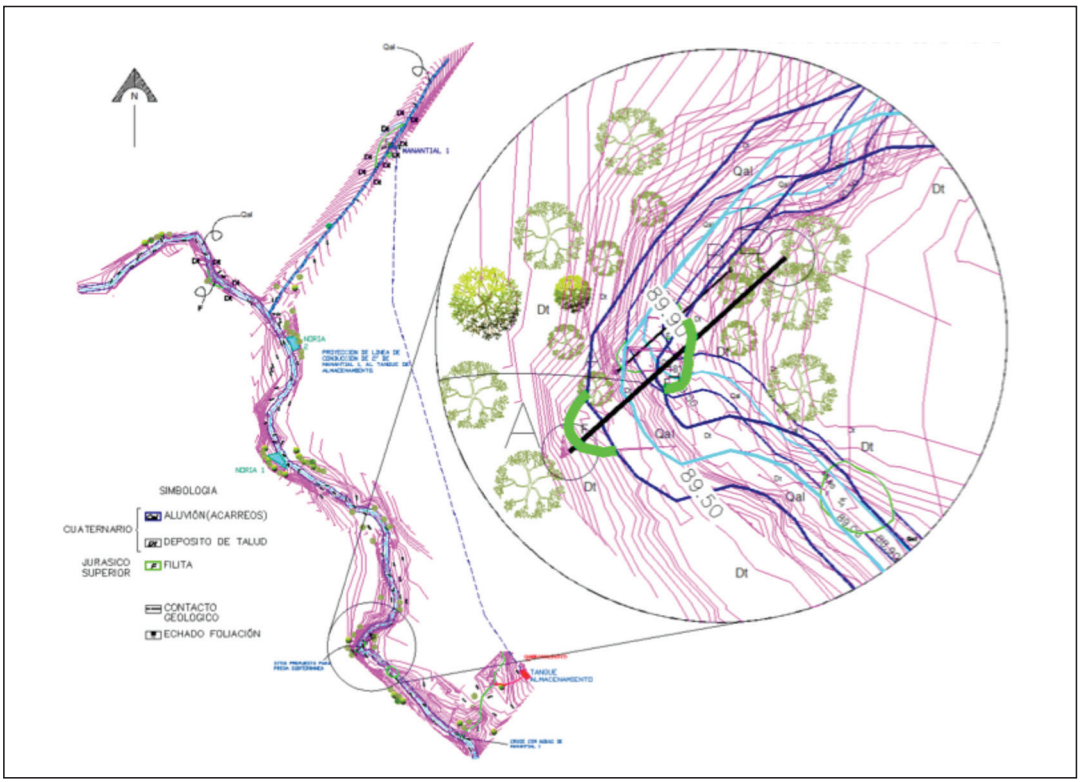


Figura 11.5. Posición exacta de la barrera respecto del arroyo Charape.

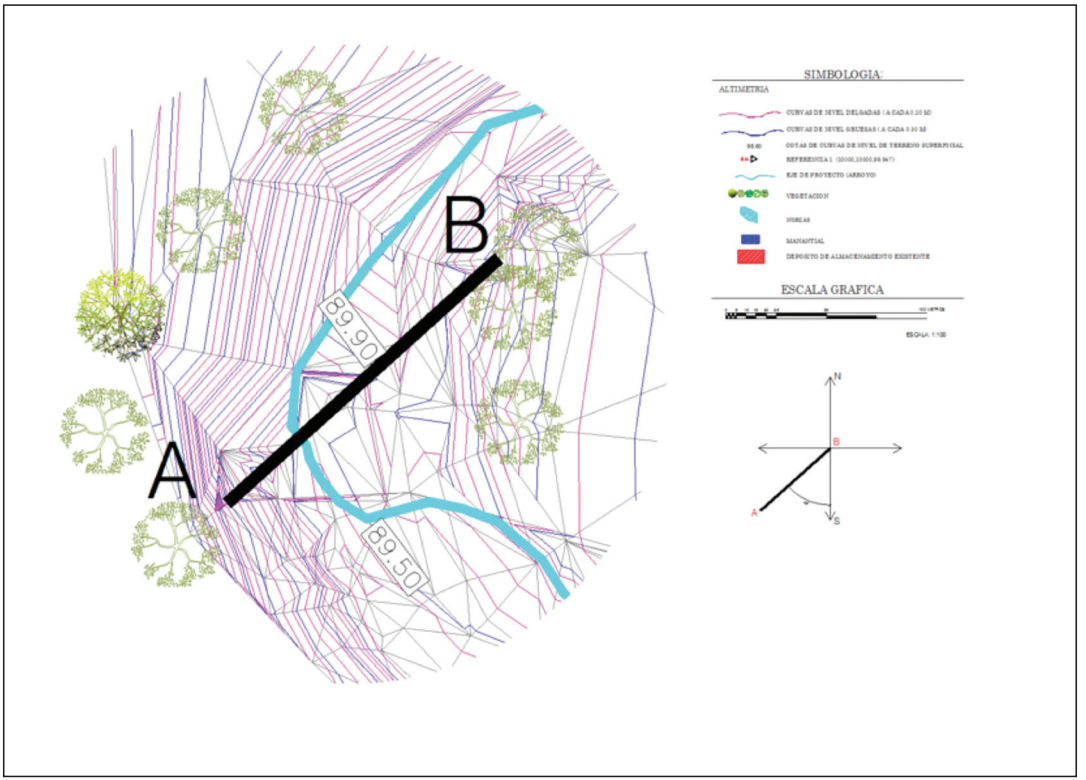


Tabla 1. Ubicación de la barrera impermeable.

Proyección de línea de la cortina						
Lado		Rumbo	Distancia	V	Coordenadas (UTM)	
EST	PV				Y	X
T				B	10,015.8290	9,918.6090
B	A	N 48°06'42.34" E	13.70	A	10,007.2100	9,908.9990

11.2.2.2. Determinación del posible sitio de la obra

Tomando en consideración, después de varias visitas y recorridos, las características específicas del lugar, la presencia de agua, la geomorfología, la geología local, la ubicación de la unión de los dos arroyos, la contaminación, y el afloramiento de la roca tipo filita, se determinó el sitio de construcción posible y de primer intento.

11.2.2.3. Estudio geológico del sitio de la obra

El predio del proyecto está ubicado hacia el noroeste y noreste de la delegación municipal de Santa Rosa Jáuregui, en el municipio de Querétaro, Qro., México. Se trata de una ladera de pendiente que varía de moderada a media; con un espesor considerable de depósitos de talud, con alturas de 5.00 a 20.00 m, que rematan en una zona semiplana del arroyo el Charape de régimen intermitente, correspondiente a suelos aluviales constituidos predominantemente por cantos rodados, gravas, arenas y arcillas, con un espesor que varía de 0.30 a 0.60 m. La distribución de los materiales geológicos encontrados y la morfología ubican al área de estudio en las zonas geotécnicas de ladera y acarreos (Figura 11.6).

Zona geotécnica de ladera: Corresponde a una pendiente de moderada a media, cuya estratigrafía corresponde a depósitos de talud los cuales se encuentran principalmente conformados en las partes bajas de la ladera por fragmentos subredondeados y angulosos, empacados en un material areno-arcilloso. Las partes altas del talud están compuestas solo por material fino, de composición areno-arcilloso y, en menor proporción, con algunos afloramientos aislados de roca filita del Jurasico Superior, de origen metamórfico y es el basamento impermeable de la zona estudiada. La estructura es foliada con rumbos al NE30°-47°SW y echados que varían de 16° a 29°, textura granoblástica, compacta, cementación regular, alteración moderada por carbonato de calcio y oxidación, color verdoso. El eje del sitio propuesto para la presa subterránea en ambas laderas (márgenes) y cauce estará apoyada sobre la roca metamórfica filita. La unidad de ladera o depósito de talud se refiere a las paredes o laderas donde se va a desplantar la cortina y está compuesta por fragmentos empacados en una matriz areno-arcillosa.

Zona geotécnica de acarreos (suelos aluviales): A través de los años, el arroyo El Charape ha depositado un paquete de depósitos aluviales compuestos principalmente por cantos rodados,

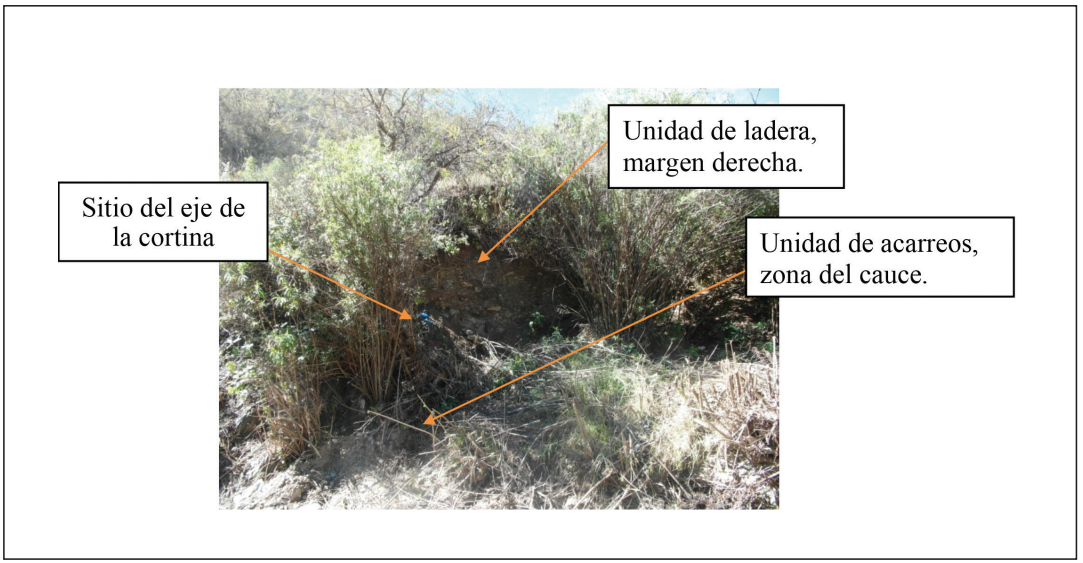
Figura 11.6. Poblados aledaños.



gravas, arenas y arcillas con contenidos de carbonato de calcio. Su espesor promedio varía de 0.30 a 0.60 m. Aguas abajo aflora la roca metamórfica filita y también aguas arriba, casi en la parte final de zona de embalse. La unidad de acarreos está compuesta por material suelto (gravas, arenas, limos y arcilla) que es transportado en los causes por el agua de lluvia que corre en el arroyo El Charape.

En la Figura 11.7 y Figura 11.8 se ubican las márgenes derecha e izquierda y el sitio del eje propuesto para la presa de El Charape.

Figura 11.7. Eje de la cortina y la ladera derecha donde afloran las unidades geotécnicas de Ladera y de acarreos.



Zona geotécnica alta o rocosa: Está delimitada por el cerro El Charape, que en la parte más alta está conformado por un basalto con estructura lajeada, textura afanítica y compactos. En la parte media aflora la filita un poco más intemperizada que la que se encuentra en la parte más baja del talud. Esta zona geotécnica se encuentra fuera del área de estudio; sin embargo se describe, ya que sus afloramientos no están tan lejos de la zona de estudio, como se muestra (Figura 11.9), en donde se pueden observar las tres unidades geotécnicas.

Figura 11.8. Eje de la cortina y la ladera derecha donde afloran las unidades geotécnicas de ladera y de acarreos.



Figura 11.9. Muestra de las tres zonas geotécnicas.



Con base en el levantamiento geológico y lo observado dentro del área de estudio, no se encontraron indicios (espejos de fallas, bloques desplazados o escarpes) de posibles fallas normales de origen tectónico, y por encontrarse a poca profundidad el macizo rocoso metamórfico, compuesto por una filita (Figura 11.10), es muy difícil que se produzca el fenómeno de subsidencia. De acuerdo con lo observado, los recorridos realizados y el estudio geotécnico, no existe peligro de inestabilidad o fallas de origen tectónico en la zona de estudio.

Figura 11.10. Roca tipo filita encontrada en el sitio de construcción, mostrando el rumbo y echado de su foliación.



11.2.2.4. Exploración superficial con maquinaria

La exploración se realizó con una maquinaria de perforación tipo rotatoria, marca Longyear, modelo 34, para obtención de muestras a 5.5 m de profundidad.

La exploración directa se requirió para explorar y conocer las condiciones del suelo, grava-arena y la profundidad de las filitas, así como obtener información de las capas de suelo subyacentes, su

espesor, y la forma en la que posiblemente fluye el agua en el arroyo, ahorrando tiempo al no hacerlo de manera manual. Cuando el análisis del sitio nos indicó de manera positiva la factibilidad de la presa, para ser considerada como una fuente de abastecimiento de agua, se decidió intensificar el análisis de las rocas, particularmente alrededor del sitio de la presa, para de esta forma poder evaluar y considerar la mayor posibilidad de almacenamiento y flujo de agua sobre la capa superpuesta de filitas.

11.2.2.5. Exploración con equipo de perforación

Con el propósito de conocer específicamente el sitio de construcción, la profundidad de la roca y sus condiciones mecánicas para poder decidir y calcular el tipo de cimentación de la cortina y, en consecuencia, llevar a cabo el cálculo del muro que constituye la presa, se realizó la exploración con equipo de perforación de dos sondeos denominados SM (sondeo mixto), con profundidades de 4.3 m y 3.19 m, respectivamente. La perforación rotatoria se alternó con un total de 12 pruebas de penetración estándar (SPT) a cada 60 centímetros.

11.2.3. Construcción

Las actividades realizadas durante la construcción fueron las siguientes:

11.2.3.1. Ubicación topográfica del sitio de construcción

Se colocaron referencias para la excavación haciendo un trazo exacto para la ubicación del eje de la barrera impermeable (Figura 11.11).

Figura 11.11. Trazo y ubicación del sitio de construcción.



11.2.3.2. Excavación

La excavación se realizó con maquinaria pesada. En este caso, con excavadoras rotatorias a 360 grados de 0.9 yd^3, marca DOOSAN 53 W y retroexcavadoras marca Caterpillar 416 D, a ambos lados del eje de la presa, es decir, aguas arriba y aguas abajo hasta la profundidad proyectada, la propia cortina funciona como dentellón dentro de la roca tipo filita (Figura 11.12 y Figura 11.13).

Figura 11.12. Inicio de los trabajos de excavación en el eje proyectado de la barrera impermeable.



Figura 11.13. Descubrimiento y limpieza de la roca tipo filita.



11.2.3.3. Colocación de muro de mampostería

Se realizó el junteo de la piedra aguas arriba y aguas abajo del eje de la cortina en el mismo arroyo para la construcción de la barrera impermeable de 2 metros de base, con una longitud de la cortina de 13.70 metros lineales (Figura 11.14 y Figura 11.15).

Figura 11.14. Dimensiones y perfil de la barrera impermeable de mampostería.

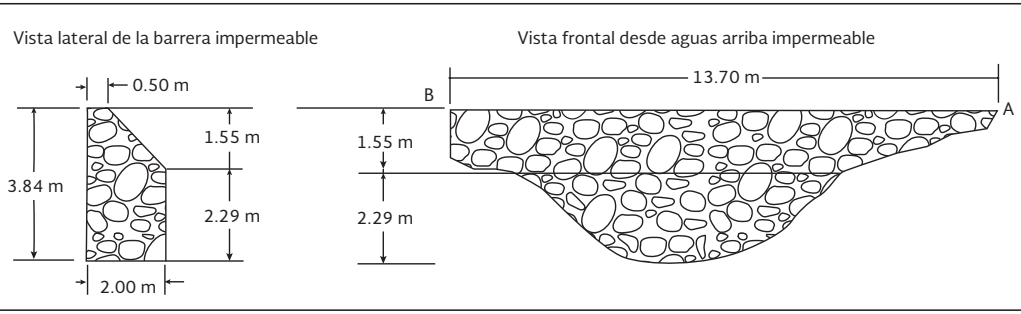


Figura 11.15. Barrera impermeable de concreto ciclópeo.



11.2.3.4. Colocación de dren con tubería de ademe

Con tubería de acero de 14 y 30 pulgadas se realizó el sistema para la extracción del agua. Se utilizó tubería de ademe con ranuras de canastilla utilizada para suelos finos. Una vez armado el sistema de extracción y colocado en su posición final, a cada tubo vertical de ademe se le colocó una camisa de malla para cribar con grava redondeada de ½ pulgada, haciendo un diámetro total de 60 centímetros, la cual aumenta el drenaje de agua a dicho sistema (Figura 11.16 y Figura 11.17).

Figura 11.16. Sistema de captación con tubería de ademe de 14″, tubería lisa de 14″ y 30″.

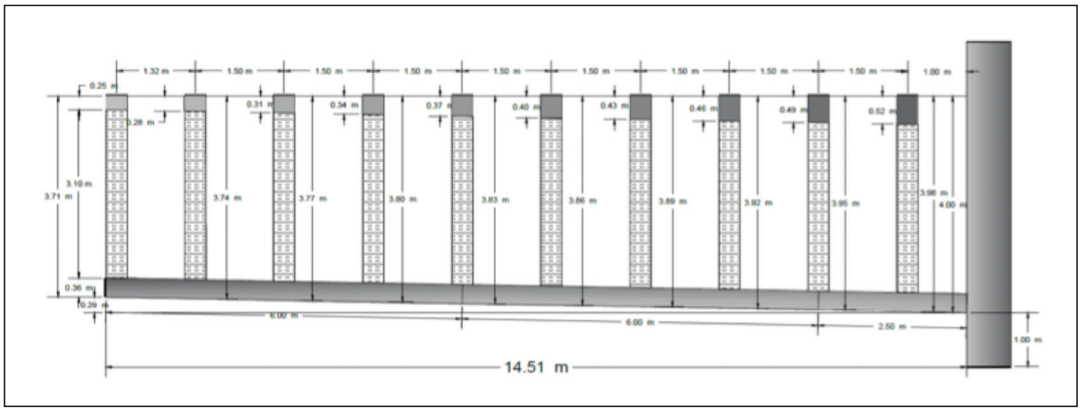


Figura 11.17. Armado del sistema de captación.



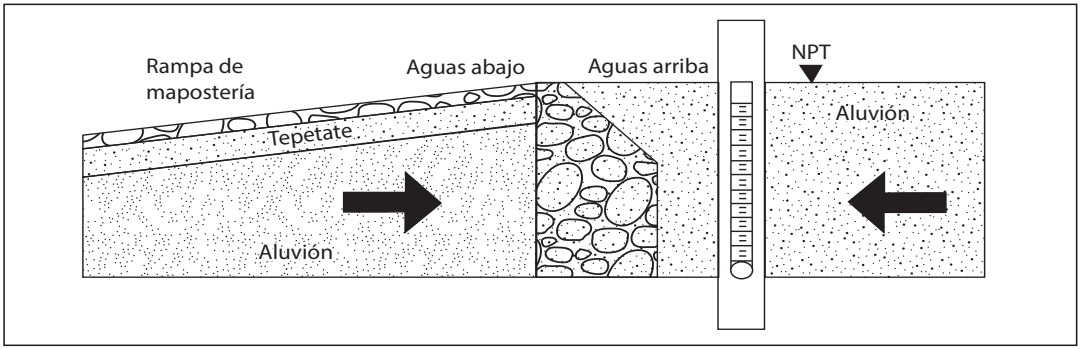
11.2.3.5. Formación de taludes

Aguas arriba de la presa se niveló el terreno con material tipo aluvión y con grava redondeada al contacto con los tubos, y aguas abajo se rellenó con material producto de la excavación, esto con la finalidad de equilibrar esfuerzos y de que la cortina no sufra ningún daño ni volcaduras (Figura 11.18 y Figura 11.19).

Figura 11.18. Relleno del sitio de construcción con material tipo aluvión existente en el lugar.



Figura 11.19. Vista en perfil de formación de taludes aguas arriba y aguas abajo para equilibrio de esfuerzos.



11.2.3.6. Mejoramiento del suelo aguas arriba de la presa

Para aumentar la capacidad del suelo de almacenar agua se decidió aumentar la porosidad colocando una capa de grava de ¾ de pulgada aguas arriba de la presa, provocando con esto que el agua circule a una mayor velocidad directamente al sistema de captación, logrando una mayor eficiencia cuando el sistema funcione.

11.3. Resultados

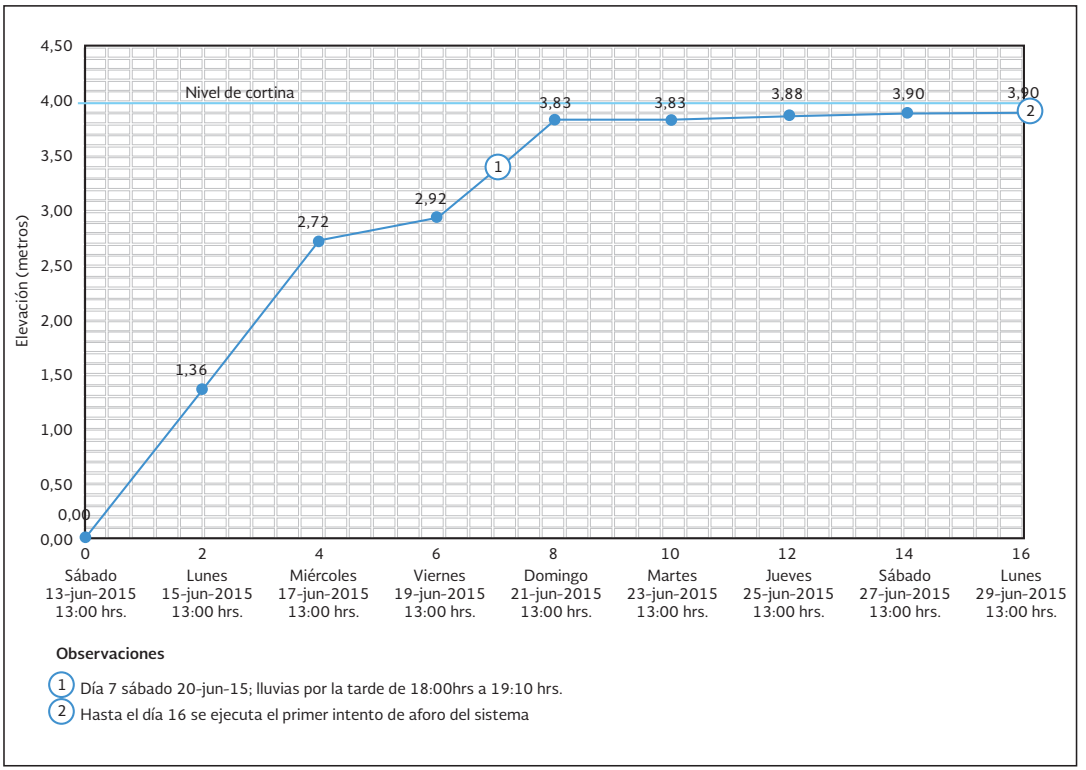
Una vez que se terminó la construcción de la presa subterránea AIRE no. 1 con su sistema de captación, y con el propósito de verificar el almacenamiento y el acenso de agua en el lugar, el día sábado 13 de junio del 2015, día cero, se llevó a cabo el último bombeo del agua sub-superficial que se almacenaba diariamente en el arroyo y que había que bombear para poder trabajar en la construcción de la presa y para poder iniciar el análisis de almacenamiento de agua, así como la elevación del nivel de la misma, observada en el tubo de 14" de diámetro del sistema de captación.

Cabe mencionar que después de siete días de este proceso, el día sábado 20 de Junio de 2015, llovió durante una hora y diez minutos; para el día número 14, correspondiente al sábado 27 de Junio de 2015, se tenía un acenso del agua de 3.90 m. Es importante hacer notar que la altura de la corona

de la cortina es de 4.00 m, quedando esta corona 0.80 m arriba del nivel del piso natural original del arroyo antes de construir.

El día número 16, lunes 29 de junio de 2015, la altura del agua en el arroyo El Charape tenía 3.90 m, es decir, estaba a 0.10 m de rebasar la corona de la presa. Fue entonces que la CEA decidió realizar el primer aforo del sistema; adicionalmente, la cortina se vio rebasada dos semanas después, con el inicio de la época de lluvias, y así se mantuvo durante toda la temporada de lluvias, haciendo con esto que el sistema se volviera sostenible durante dicha temporada de lluvias del año 2015.

Figura 11.20. Resultados del ascenso de agua en el sistema.



Determinación del volumen de agua aprovechable

Para conocer la cantidad de agua presente en el sistema durante la época de secas, se llevó a cabo el aforo del mismo por parte de la CEA. En este caso, aprovechando los pozos a cielo abierto que hace la gente para obtener agua el resto del año, cuando no llueve, arrojando este ejercicio 6.5 l/s de agua en un periodo de 5 horas de bombeo directo en promedio, dando un volumen aprovechable de 117,000 litros de agua hasta que esta se abate y se recupere al día siguiente.

Es importante mencionar que se espera que este volumen de agua se incremente una vez que se termine la construcción de la presa y que ésta empiece a funcionar. El agua se almacenará y recargará el acuífero. También vale la pena decir que todo este sistema sigue en proceso de estudio y análisis hasta la fecha.

Población beneficiada por la obra

Charape siempre ha tenido presencia de agua, pero no ha tenido el control de la misma a través de una fuente sólida de abastecimiento, sino hasta ahora. Se puede tener el control de la misma para un futuro a través de esta barrera.

Asimismo, Charape de los Pelones tiene una población de 500 habitantes, a los cuales la CEA considera proporcionarles 100 litros de agua por habitante por día, haciendo un requerimiento diario de 50,000 litros para uso cotidiano de todo el pueblo.

De acuerdo con el volumen de agua aprovechable mencionado anteriormente, el volumen de 117,000 litros por día disponible proporciona 1.34 veces más el gasto requerido por la gente de Charape.

Tomando en cuenta esto, puede decirse que el problema de abastecimiento de agua para consumo humano queda resuelto, permitiendo a la población de Charape aprovechar el agua excedente para cualquier otro uso, como el agrícola por ejemplo.

11.4. Conclusiones

El proyecto de Presas Bajo Tierra, como se ha mencionado, permite recolectar, almacenar y extraer aguas subterráneas para su aprovechamiento. Además, estas presas son utilizadas para favorecer la recarga de acuíferos, disminuyendo la velocidad del agua en pendientes que no favorezcan su infiltración y para la mitigación de la intrusión salina en zonas costeras, así como en la estabilización de fallas geológicas provocadas por la sobreexplotación de los mantos acuíferos.

Con esta alternativa que se propone, estamos convencidos de que se puede llevar a cabo buen manejo de los recursos hídricos del país, al menos con este tipo de aguas y para comunidades similares a la aquí mencionada. Es imperativo que se deben hacer obras que detonen el crecimiento de las comunidades, que permitan a las personas en condiciones de pobreza salir adelante, recuperar sus capacidades educativas e incorporarse a la vida productiva. Se deben hacer programas sostenibles a mediano y largo plazo, donde evitemos programas asistencialistas de corto plazo, que al final del día no cambian la vida de las personas.

Es por esto que se recomienda el uso de este procedimiento para el control del agua sub-superficial y para dar soluciones económicas y sostenibles a poblaciones de pocos habitantes en condiciones de carencia de agua.

También se recomienda esta técnica para que se dé pronta respuesta a las carencias de agua, por el corto tiempo que dura su construcción. Es recomendable también por su autonomía eléctrica en el control de agua en sus desiertos, pues se logran conducciones más largas hasta llegar a la zona de beneficio. Ubicando las zonas de recarga de los acuíferos, se recomienda la construcción de estas barreras para una recarga más rápida y con un mayor volumen de agua aprovechada.

Finalmente, se tiene la convicción y la certeza de que este proyecto puede llevar bienestar y calidad de vida a las comunidades donde se aplique, ya que el contar con el beneficio del agua conlleva a muchos significados positivos para las comunidades, donde se verá reflejado en su economía, educación, trabajo y salud.

Defender el derecho al agua es defender el derecho a la vida.

La elaboración de este proyecto, así como cualquier otro llevado a cabo por Presas Bajo Tierra, está sustentado bajo el número de patente 347027 ante el Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial.

Referencias

Conagua. 2014. *NUMERAGUA* MÉXICO. *Semarnat*, México, 99p. consultado en: http://www.Conagua.gob.mx/Conagua07/Publicaciones/Publicaciones/Numeragua.pdf.

Consejo de Recursos Minerales. 1992. *Monografía Geológico - Minera del Estado de Querétaro*, Secretaría de Energía, Minas e Industria Paraestatal, Subsecretaría de Minas e Industria Básica Consejo de Recursos Minerales, 1. ed., México, 108 p.

Cortés-Silva, Alejandra, Arzate-Flores, Jorge, A. y Lozano-Guzmán Alejandro, A. 2009. El Valle de Querétaro y su geoentorno: Tomo I, Instituto de Geofísica del UNAM.

Inegi. 1989. Carta de Climas, escala 1:250,000, F14-10, Querétaro.

Unicef. 2013. *Progress on sanitation and drinking-water - 2013 update*. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, Switzerland. Consultado en: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/81245/1/9789241505390_eng.pdf

Valencia-Vallejo Domingo Gerardo. 1995. en *Construcción del Fallamiento de los suelos en la Ciudad de Querétaro*, Tesis de Grado.



12

RECARGA ARTIFICIAL DEL ACUÍFERO EN EL CERRO DE LA ESTRELLA, IZTAPALAPA, CIUDAD DE MÉXICO

F. A. Ávila[1], L. A. Correa[2], S. O. Peralta[3] y M. Melchor[4]

[1]Sistema de Aguas de la Ciudad de México; avilafer54@hotmail.com
[2]Sistema de Aguas de la Ciudad de México; laccamacho@prodigy.net.mx
[3]Sistema de Aguas de la Ciudad de México; samanthaperaltac@yahoo.com
[4] Sistema de Aguas de la Ciudad de México; melchormmario@yahoo.com.mx

Resumen

El abastecimiento de agua potable a la Ciudad de México se conforma por fuentes locales y externas provenientes de otros estados. Las fuentes locales representan el 63 % del suministro y se componen básicamente por los acuíferos de Toluca, Ixtlahuaca y de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM). Sin embargo, actualmente el acuífero de la ZMCM presenta problemas de explotación intensiva (extracción mayor a la recarga), disminución de caudales para el abastecimiento a la población y abatimiento de los niveles, lo que conlleva a realizar perforaciones a mayores profundidades y mayores costos de bombeo, además de problemas de contaminación en corrientes superficiales, como es el agua que se filtra a los mantos acuíferos. Al mismo tiempo, la ZMCM presenta problemas de asentamientos considerables en el suelo de la ciudad. Por ello, el Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACM) lleva a cabo la recarga en el acuífero superficial de la ZMCM utilizando técnicas de manejo de la recarga a los acuíferos (MAR). El proceso de la recarga se efectúa mediante la infiltración e inyección directa, a través de agua residual tratada

proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales Cerro de la Estrella, operada por el SACM, ubicada en la zona oriente de la Ciudad de México.

Palabras clave: recarga de acuíferos, agua residual, planta de tratamiento, Ciudad de México, acuífero superficial, infiltración, pozo de infiltración.

12.1. Introducción

El suministro de agua potable, así como el desalojo del agua residual y/o tratamiento para reúso, son acciones indispensables para el desarrollo de una población. La cobertura de estos servicios está supeditada a la disponibilidad y aprovechamiento sustentable de los recursos hídricos, así como a su ubicación respecto a los centros de consumo. En el caso de la Ciudad de México, la alta densidad de población ha generado una fuerte demanda de agua, lo que se ha traducido en una grave problemática agudizada por la insuficiencia de las fuentes de abastecimiento locales y la consecuente importación de agua de cuencas vecinas (Figura 12.1). Por tales motivos, la gestión del agua se ha convertido en uno de los más grandes retos de nuestra época, debido a su complejo entorno geográfico, demográfico y socioeconómico. Para enfrentar la tarea, se requiere regular la gestión mediante políticas que observen el manejo integral del recurso agua; es decir, contemplando las variables sociales y ambientales e identificando su interrelación para adoptar las medidas que permitan alcanzar la sustentabilidad. De acuerdo con el Consejo de Cuenca del Valle de México (CCVM, 2011), el abastecimiento de agua potable a la Ciudad de México es de 31.7 m^3/s y se conforma por fuentes locales (ubicadas en la Ciudad de México y en el Estado de México), y fuentes externas (localizadas en los estados de México y Michoacán). Las fuentes externas son superficiales y subterráneas y representan el 37 % del caudal total suministrado a la Ciudad de México; sus aportaciones no han presentado variación significativa. Sin embargo, en el corto plazo, se prevé la reducción del caudal proveniente del Sistema Cutzamala (por lo menos 1 m^3/s), el cual es suministrado por la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Por otro lado, las fuentes locales, que representan el 63 % del suministro, se componen básicamente de los acuíferos de Toluca, Ixtlahuaca y la ZMCM. La problemática de este último incluye:

- *Explotación intensiva*. La extracción es mayor a la recarga, debido a la demanda creciente y a la reducción de las zonas de recarga, ubicadas en su mayoría en barrancas y en suelo

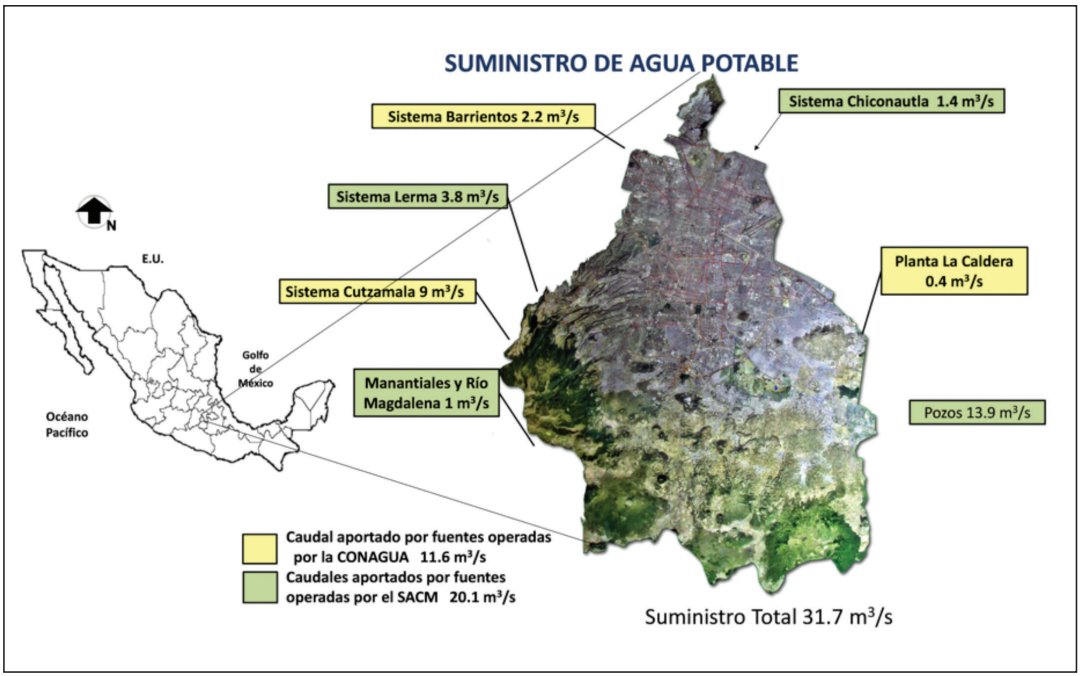
de conservación. Existen cerca de ochenta barrancas divididas en alrededor de treinta sistemas que, durante la temporada de lluvias, captan el 70 % del agua que se recarga a los mantos acuíferos del valle de México. Asimismo, el suelo de conservación constituye el 58.9 % de la superficie total de la Ciudad de México y se estima que, por cada hectárea que se urbaniza, la recarga se ve reducida en 2.5 millones de litros de agua al año, en promedio (CDMX, 2016).

- *Disminución de caudales para el abastecimiento a la población (cerca de 3 m^3/s en los últimos años)*. El abatimiento de los niveles del acuífero obliga a realizar adecuaciones en los pozos (perforaciones a mayores profundidades, con mayores costos de bombeo), o bien, reubicarlos en otras zonas. Cabe mencionar que entre siete y ocho pozos por semana dejan de operar debido a fallas en el suministro de energía eléctrica o electromecánica, así como por vandalismo. Una vez rehabilitados de nuevo entran en operación.
- *Contaminación*. Existen zonas del acuífero, como la sureste de la ciudad, que por sus características naturales presentan mala calidad de agua. Sin embargo, poblaciones contiguas a cauces y barrancas han provocado pérdida de vegetación y contaminación (tanto en la corriente de agua como en el agua que se filtra a los mantos acuíferos), y por la infiltración del agua de lluvia de media calidad proveniente de corrientes y descargas de aguas residuales sin tratamiento.

El acuífero del área metropolitana de la Ciudad de México se drena paulatinamente, perdiendo capacidad de almacenamiento e induce asentamientos considerables en el suelo de la ciudad, lo cual repercute en mayor o menor grado tanto en las edificaciones como en la infraestructura hidráulica. Otra preocupación es el alcantarillado sanitario de la ciudad, por ser un potencial aportador de contaminación para el acuífero somero y el acuitardo, mismos que puede ceder agua verticalmente hacia el acuífero en explotación.

En virtud de los problemas ocasionados por la explotación intensiva del acuífero de la ZMCM, es necesario buscar alternativas para disminuir el impacto ambiental, así como para garantizar, en la medida de lo posible, la sustentabilidad de la Ciudad de México. Desde 2005, el SACM ha retomado los trabajos de recarga artificial que venía realizando a partir de los años ochenta en la Delegación Iztapalapa. La Tabla 12.1 muestra un resumen, desde 1989 hasta 2010, de los trabajos efectuados por la entonces Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica (DGCOH), ahora Sistema de Aguas de la Ciudad de México.

Figura 12.1. Localización de la Ciudad de México y las fuentes de suministro de agua potable.



Desde hace varias décadas se han considerado diversas alternativas para el abastecimiento de agua potable a la Ciudad de México, dentro de las cuales destaca traer agua de fuentes cada vez más lejanas, tales como Temascaltepec, Veracruz, y valle del Mezquital, Hidalgo. Hoy se piensa seriamente en la recarga artificial del acuífero mediante la infiltración e inyección directa, alternativas que se analizaron en una primera etapa en el periodo 2010-2013, a nivel piloto, en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) Cerro de la Estrella, operada por el sistema de aguas de la capital.

Tabla 12.1. Estudios de recarga en la Ciudad de México realizados por la DGCOH y el SACM.

Año/ dependencia	Trabajos de recarga
1989 DGCOH	Construcción de pozos de monitoreo y adaptación del pozo San Luis 15, para la recarga artificial del acuífero con agua tratada de la PTAR San Luis Tlaxialtemalco.
1990 DGCOH	Proyecto experimental para conocer los efectos de la recarga artificial del acuífero sobre el pozo Santa Catarina 6, construyendo una PTAR a nivel avanzado. También, se realizó el proyecto de recarga artificial a escala experimental en varios sitios de la ciudad de México (Cerro de la Estrella, Ciudad Deportiva, San Luis Tlaxialtemalco y Santa Catarina). De igual forma, se realizaron estudios para establecer lineamientos para la recarga de acuíferos.
1991 DGCOH	Proyecto: *Experimentación sobre recarga artificial para evitar contaminación de acuíferos*.
1992 DGCOH	Operación de la planta experimental avanzada para la recarga del acuífero Santa Catarina, a fin de depurar 20 l/s del efluente de la PTAR Cerro de la Estrella. Se realizó el proyecto de operación del módulo experimental de recarga artificial con agua residual tratada. De igual manera, se efectuó la operación del módulo experimental de recarga artificial del acuífero y el diseño ejecutivo de plantas potabilizadoras en el Distrito Federal (DF) para la recarga.
1993 DGCOH	Dictámenes técnicos para la rehabilitación de pozos de observación y muestreo de agua a diferentes profundidades. Además, se definió el grado de remoción por procesos del tren de tratamiento a pie de pozo, de la planta Santa Catarina 6.
1995 DGCOH	Estudio *Balance geohidrológico de la zona metropolitana de la ciudad de México*, como parte del plan maestro de agua potable.
1999 SACM	Estudios para evaluar el impacto de la recarga artificial del acuífero con agua residual tratada.
1995-2000 SACM	Estudios para evaluar la calidad del agua para la recarga del acuífero, así como el monitoreo en los pozos de inspección, con el propósito de establecer los flujos subterráneos y su impacto en el acuífero de Santa Catarina.
2000 SACM	Suspende la operación de la planta experimental de recarga artificial del acuífero pozo Santa Catarina 6.
2005 SACM	Reinicio de los trabajos de la recarga artificial del acuífero, planeando la construcción de la planta piloto de recarga con capacidad de 20 l/s, a ubicarse en la PTAR Cerro de la Estrella, implementado los procesos de clarifloculación, ozono, filtros a presión, carbón activado, ósmosis inversa e ultravioleta, con la finalidad de dar observancia al entonces proyecto de norma local y federal por emitirse.
2010 SACM	Planteamiento de hacer los estudios establecidos en la NOM-014-Conagua-2003. Localización en mapas georreferenciados de la infraestructura hidráulica en la zona de recarga artificial del DF y ubicación y caracterización de las fuentes de agua residual, caracterización del suelo de la zona de recarga artificial del acuífero de la zona oriente, estudio toxicológico del agua de recarga artificial al acuífero del oriente del DF, calidad del agua de recarga experimentación piloto de recarga in situ del proceso de potabilización ubicado en la PTAR de Cerro de la Estrella.

A partir de 2010, el SACM ha realizado una serie de estudios y proyectos señalados por la NOM-014-Conagua-2003 (*DOF*, 2009):

- Geoposicionamiento de la infraestructura hidráulica en la zona de recarga artificial del acuífero de la Ciudad de México y sus alternativas de suministro de agua residual, como materia prima.
- Hidrología de la zona del proyecto de recarga artificial del acuífero del oriente de la Ciudad de México.
- Caracterización del suelo de la zona de recarga artificial del acuífero de la zona oriente de la Ciudad de México.
- Evaluación piloto de los procesos de potabilización para la recarga artificial del acuífero de la zona oriente de la Ciudad de México.
- Estudio toxicológico del agua de recarga artificial al acuífero del oriente de la Ciudad de México.
- Vigilancia de calidad del agua para el sistema de recarga artificial para la zona oriente de la Ciudad de México.

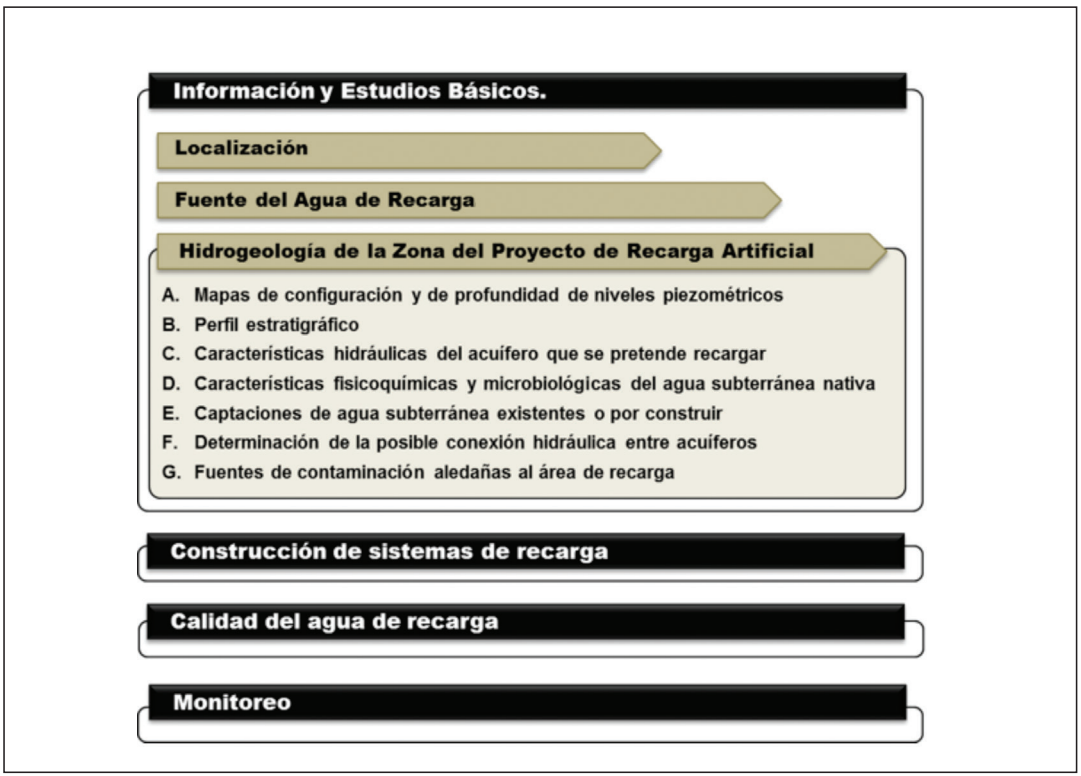
12.2. Objetivo

El objetivo principal de este trabajo es describir el proceso de la recarga en el acuífero somero de la Ciudad de México, mediante la infiltración e inyección directa de agua residual tratada proveniente de la PTAR Cerro de la Estrella, operada por el SACM y ubicada en la zona oriente de la Ciudad de México.

12.3. Metodología

Para describir el proceso de la recarga artificial del acuífero somero de la ciudad de México, a través de pozos de infiltración e inyección directa de agua residual tratada, la metodología a seguir es la descripción de los estudios requeridos en la NOM-014-Conagua-2003 (*DOF*, 2009) y que el SACM realizó para el proyecto de infiltración en la zona del Cerro de la Estrella. La información y estudios básicos requeridos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada se muestran en la Figura 12.2.

Figura 12.2. Información y estudios básicos requeridos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada, NOM-014-Conagua-2003.



12.4. Información y estudios para el sistema de recarga

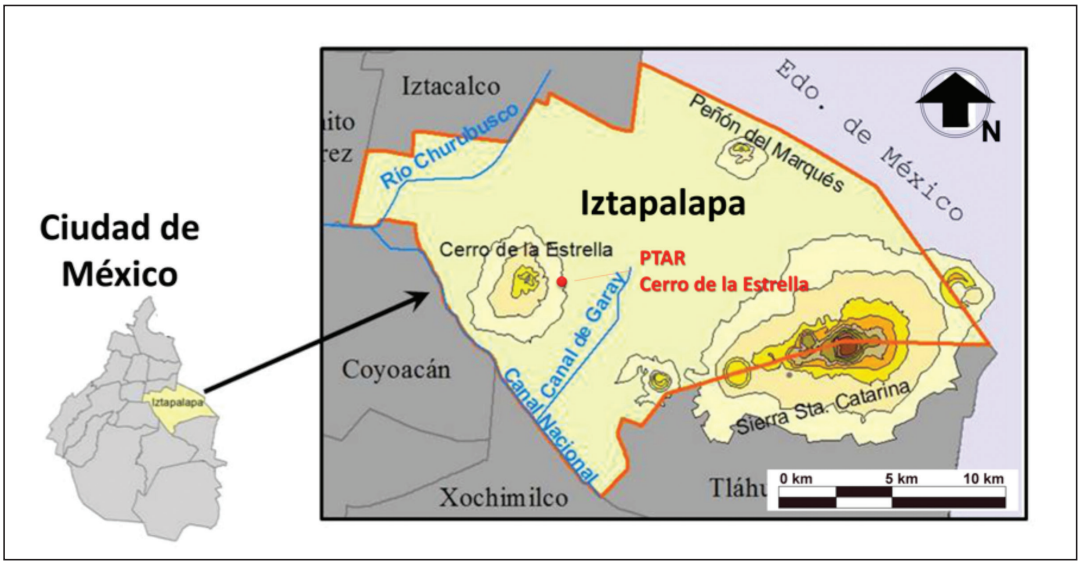
En esta etapa se describe la localización y fuente del agua de recarga, así como todos los estudios sobre la hidrogeología de la zona del proyecto de recarga artificial Cerro de la Estrella.

12.4.1. *Localización de la zona Cerro de la Estrella*

La zona Cerro de la Estrella se ubica en la delegación Iztapalapa, en la zona oriente de la Ciudad de México, y colinda con nueve colonias de alta densidad de población, como San Juan Xalpa, San Juan Cerro, Estrella del Sur, El Manto Bella Vista, Benito Juárez, Granjas Estrella, San Simón y Los Reyes Culhuacan (Figura 12.3). De todas las delegaciones que componen la Ciudad de México, la delegación Iztapalapa es la demarcación más poblada y cubre sus necesidades de agua mediante: a) agua subterránea procedente de 78 pozos (aportan 1.3 m^3/s); b) tres tanques de abastecimiento (caldera con un caudal de 0.7 m^3/s proveniente del Sistema Cutzamala; Xaltepec, con caudal de 0.6 m^3/s, y Cerro de la Estrella, con caudal de 1.8 m^3/s), y c) acueducto Santa Catarina (0.7 m^3/s). También cuenta con abastecimiento a través pipas de agua potable (en promedio, 3.400 m^3/d), ya que el abasto del líquido es proporcionado por tandeo (sólo algunas horas al día) en el 38 % del área de la delegación (Domínguez-Mariani *et al.*, 2015). En esta zona se ubica el sitio de recarga del acuífero de la Ciudad de México, así como la PTAR Cerro de la Estrella, considerada una de las obras de infraestructura en materia de saneamiento más importantes de México, en materia de tratamiento de aguas residuales (Conagua, 2014). La Figura 12.3 muestra la localización de la zona de Cerro de la Estrella, así como las delegaciones colindantes y el límite con el Estado de México. Dicha figura también muestra los principales rasgos topográficos e hidrológicos (ríos ya entubados) de la zona.

En la estratigrafía de la zona Cerro de la Estrella, el número de pozos operando de manera ininterrumpida, la evolución de los niveles piezométricos, el abatimiento gradual del caudal de extracción y la carencia de un programa de recuperación de caudales llevaron a la necesidad de realizar el proyecto *Recarga artificial del acuífero de la zona de Cerro de la Estrella con agua residual potabilizada a través de inyección directa*. Es por ello que, como primera etapa, se construyó la planta experimental de tratamiento avanzado con capacidad operativa de 20 l/s, como instalación formal para iniciar con el proyecto piloto que solicita la autoridad competente (la Conagua), como actividad previa a la recarga masiva a los niveles que demanda el acuífero. El agua que se recarga en esta zona del acuífero de la Ciudad de México se obtiene a través de la PTAR Cerro de la Estrella, ubicada en la Avenida San Lorenzo 312, Colonia San Juan Xalpa, Delegación Iztapalapa, Ciudad de México (Figura 12.4).

Figura 12.3. Localización de la Ciudad de México, Delegación Iztapalapa, así como el cerro de la Estrella (adaptado de: Domínguez-Mariani *et al.*, 2015)
(adaptado de: Domínguez-Mariani *et al.*, 2015)



12.4.2. *Fuente de agua de recarga*

La PTAR Cerro de la Estrella fue inaugurada en 1971 con un diseño para depurar 2 m^3/s. Su capacidad original se incrementó en el año 2008 a partir de su rediseño, hasta producir actualmente un caudal tratado de 3 m^3/s. De acuerdo con la Conagua (2014), el agua depurada en la instalación se reutiliza para el riego agrícola en las delegaciones de Tláhuac y Xochimilco, así como para el riego de áreas verdes, además del uso industrial y comercial.

La PTAR Cerro de la Estrella cuenta con un total de 14.050 m^2 de terreno, en los cuales se localizan: planta de recarga del acuífero, laboratorio de control de procesos, planta didáctica, área de bioindicadores de calidad, lago recreativo, auditorio audiovisual, área de mantenimiento, área de maniobras y áreas verdes (Tabla 12.2).

Figura 12.4. Vista del valle de la PTAR Cerro de la Estrella.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen: 5/4/2015.



Tabla 12.2. Área de la planta piloto de recarga artificial del acuífero

Concepto	Área (m^2)
Planta piloto	250
Planta didáctica	180
Patio de maniobras	70
Lago artificial	700
Piloto superficial	350
Piloto geohidrología	130
Laboratorio	150
Oficinas	150
Bioensayos	70
Áreas de jardín y arbolada	12,000
Total	14,050

De entre diversas pruebas de tratabilidad, se seleccionó el tren de tratamiento que brinda la mejor opción técnica y económica.

Actualmente se trabaja en la rehabilitación de la planta para iniciar la segunda etapa, donde ya se considera la recarga al acuífero mediante la inyección directa en el pozo Núm. 204 (Panteón Civil 3), localizado a 880 m (en línea recta) al noroeste de la planta.

La planta de recarga del acuífero se alimenta de la línea Zaragoza, del caudal efluente de la PTAR Cerro de la Estrella, que a su vez recibe agua de la planta de bombeo Aculco, situada en el cruce de las avenidas Río Churubusco y Apatlaco, en la Delegación Iztacalco, donde se conducen a través de una línea de 1.83 m de diámetro y 8 km de longitud hasta la PTAR, para ser sometidas a un proceso de tratamiento a nivel terciario, con una capacidad de producción de 4.000 l/s. La planta piloto para la recarga del acuífero tiene una capacidad de producción de 20 l/s, y cuenta con un proceso de potabilización conformado por floculación con adición de polímeros, prefiltración con zeolita, ozonación, posfiltración, ósmosis inversa y, para la desinfección del agua, se utiliza el sistema de luz ultravioleta para ser enviada al pozo de recarga. La Figura 12.5 muestra el diagrama del tren de tratamiento de la PTAR Cerro de la Estrella y, la Figura 12.6, una fotografía del mismo.

Figura 12.5. Diagrama del tren de tratamiento de la PTAR Cerro de la Estrella

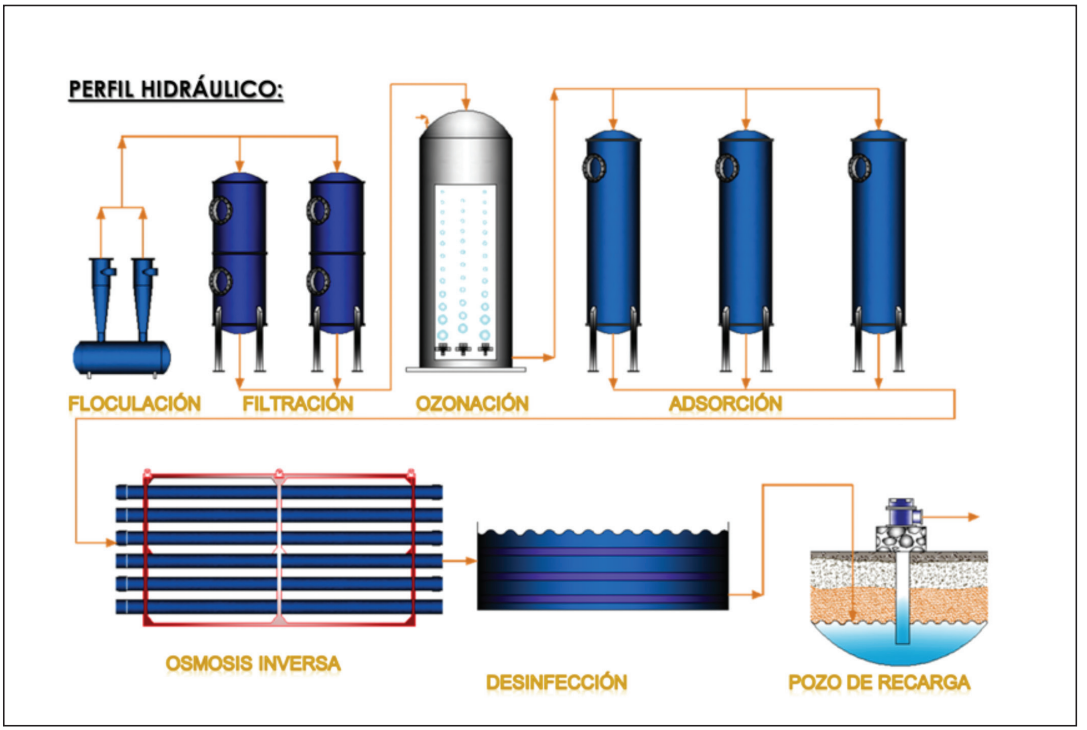


Figura 12.6. Fotografía del tren de tratamiento de la planta piloto para la recarga.



El caudal de ingreso a la planta piloto para la recarga llega con una presión de 1 kg/cm^2, iniciando con un sistema de mezclado en línea (mezclador estático), en el cual se dosifica según se requiera un producto coagulante y/o floculante; posteriormente, el caudal es dirigido a un hidrociclón, que tiene como principal objetivo sedimentar los flóculos formados en el proceso anterior y eliminarlos a través del sistema de purga del tanque colector de lodo. El agua entra en el hidrociclón, situado en posición vertical; el flujo rotacional origina una fuerza centrífuga. Los sólidos, al ser más pesados que el agua, son desplazados hacia el exterior de la corriente y, debido a la componente gravitacional, descienden hacia el colector de impurezas situado en la parte más baja de la unidad; el agua sin impurezas asciende por la parte central y sale por la parte superior. En este tratamiento se reducen, principalmente: olor, color, sabor, turbiedad, metales pesados, materia orgánica y sólidos sedimentables.

El agua floculada pasa a un sistema de prefiltración, en donde se realiza la remoción de partículas suspendidas en el agua, ya sea por reacción química o por oxidación, a través de un medio filtrante como la zeolita. Este sistema consta de cuatro filtros a presión de 15 l/s, que trabajan de manera paralela en dos torres duales de acero al carbón de 1.20 m de diámetro y 3.5 m altura.

Como medio filtrante se consideró utilizar la zeolita natural, debido a su gran poder depurador. La estructura altamente porosa de las zeolitas puede capturar partículas contaminantes de hasta cuatro micras. Las zeolitas están cargadas negativamente de forma natural, por lo que pueden adsorber cationes, como metales pesados y amoníaco. También, pueden absorber algunos contaminantes orgánicos y olores no deseados; asimismo, las zeolitas naturales tienen una excelente capacidad de intercambio iónico y de recuperación de cationes de metales pesados (plomo, cobre, cadmio, zinc, cobalto, cromo, manganeso y hierro. Plomo y cobre, tan altas como 97 %) del agua potable y agua residual.

Luego, el agua prefiltrada pasa a un proceso de ozonación, de tal manera que el caudal pasa al tanque de contacto, donde se inyecta ozono, forma alotrópica del oxígeno con tres átomos. La reacción del ozono en el agua se realiza bajo dos mecanismos: primero, en forma directa, ya que debido a su triple valencia es capaz de oxidar muchos compuestos orgánicos e inorgánicos en forma lenta; el segundo, en forma rápida, por la formación de ion hidroxilo, agente oxidante de mayor poder que el mismo ozono, por lo que se utiliza para oxidar los constituyentes indeseables del agua y en la desinfección. El objetivo del proceso es la eliminación del color causado por el hierro, el manganeso o la materia carbonosa, y los sabores y olores por la presencia de materia orgánica. El ozono elimina la turbiedad, el contenido de sólidos en suspensión y las demandas químicas y biológicas de oxígeno. Además, puede eliminar detergentes y otras sustancias tensoactivas, y es un poderoso desinfectante; no sólo mata las bacterias patógenas, sino que además inactiva a los virus y otros microorganismos.

Una vez realizado el proceso de ozonación, el caudal se envía a través de una bomba de transferencia al sistema de posfiltración, que consta de tres filtros de acero al carbón de 5.5 m de altura y 1.20 m diámetro empacado con zeolita. Posterior a la salida de los filtros, el caudal se bombea al sistema de ósmosis inversa a través de una bomba de alta presión, que incluyen como pretratamiento dos tanques de acero inoxidable del 1.4 m de altura x 0.40 m de diámetro, que alojan 11 filtros de polipropileno de 0.76 m. de altura x 0.06 m de diámetro de cinco micrones, empleados como sistema de pretratamiento.

El equipo de ósmosis inversa se conforma de dos pasos: el primero cuenta con seis cilindros y, el segundo, con cuatro cilindros, cada uno con seis membranas de poliamida, con tamaño del poro de 0.0005 a 0.002 micrones. Con este proceso se logran eliminar iones disueltos en el agua,

moléculas, sólidos disueltos, compuestos orgánicos, compuestos pirogénicos, materia coloidal, microorganismos, virus y bacterias del agua; asimismo, se reduce la cantidad de aluminio, bario, cadmio, cianuros, cobre, cromo total, plomo, cloruros, fierro, manganeso, sodio, floruros y sulfatos. Finalmente, como se establece en la Norma Oficial Mexicana NOM-014-Conagua-2007 (*DOF*, 2009), el agua es sometida, como medida de desinfección, a un sistema de luz ultravioleta con capacidad de 15 l/s, conformado por cuatro módulos con 16 lámparas, cada uno.

12.4.2.1. Calidad del agua subterránea

La calidad del agua subterránea representa un concepto de vital importancia para la decisión de implementar el sistema de recarga en la zona Cerro de la Estrella. Como ya es sabido, en la franja oriente de la Ciudad de México (Iztapalapa y Tláhuac) actualmente se padece del abastecimiento de agua potable de forma regular; no se abastece en cantidad y la calidad del agua administrada presenta concentraciones en nitrógeno amoniacal, nitrógeno proteico, sodio, fierro y manganeso, por lo que se requieren plantas potabilizadoras.

Hoy en día, es necesario contar con una fuente de abastecimiento interna segura, confiable y viable económicamente, como el almacenamiento de agua residual tratada y potabilizada, que mejore a futuro las características del agua subterránea nativa y reduzca los hundimientos de la zona mediante la recarga artificial, así como dejar de explotar intermitentemente los pozos de la zona mediante el fomento de programas sobre el uso eficiente del agua. La Figura 12.7 muestra los mapas de la distribución del manganeso y del fierro, y la Figura 12.8 los mapas de la distribución del nitrógeno amoniacal y del sodio, ambos, en el agua subterránea en la Ciudad de México en el año 2010.

Figura 12.7. Distribución del manganeso (izquierda) y del fierro (derecha) en el agua subterránea en la Ciudad de México, año 2010.

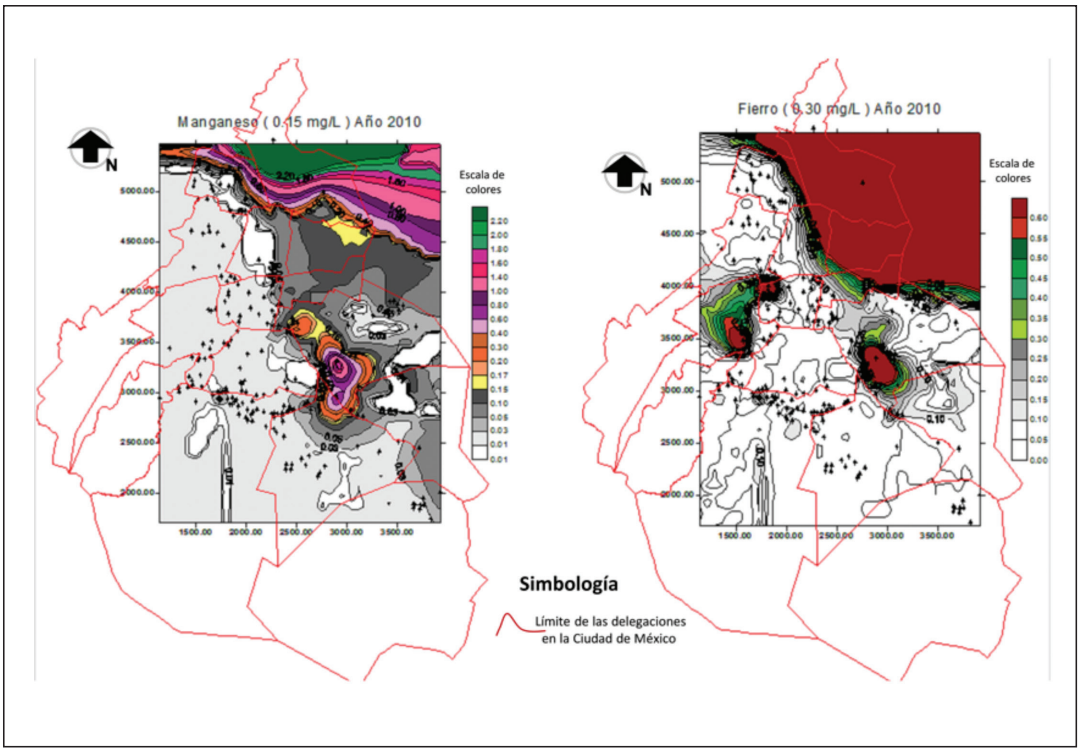
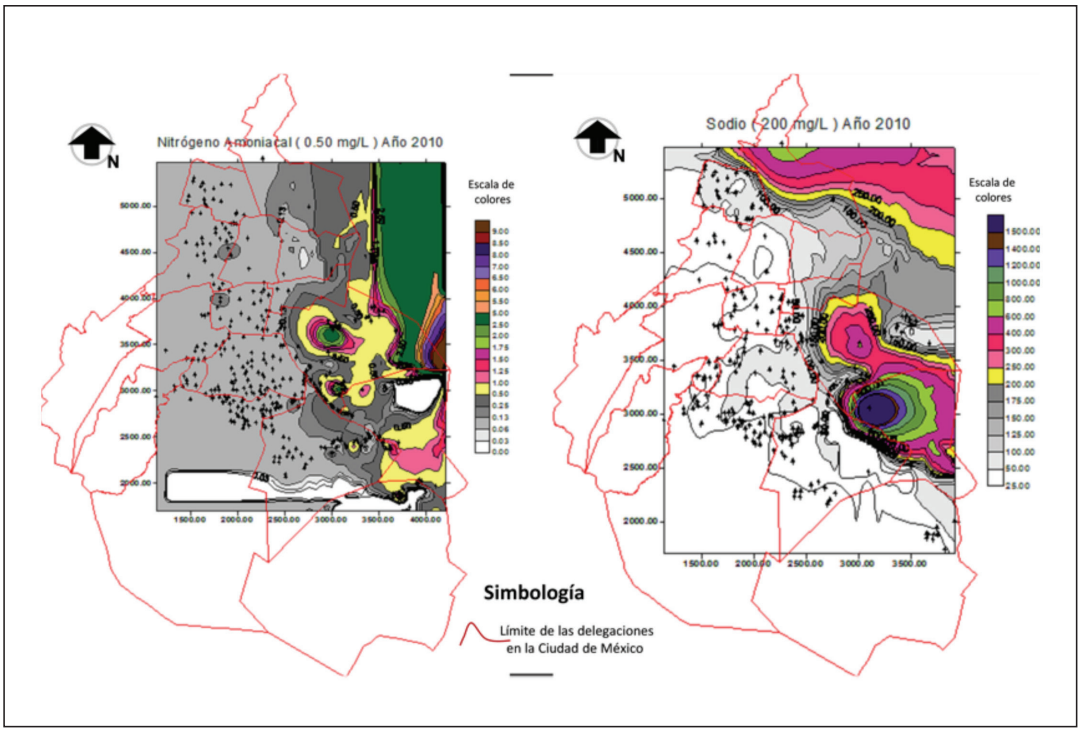


Figura 12.8. Distribución del nitrógeno amoniacal (izquierda) y del sodio (derecha), en el agua subterránea en la Ciudad de México, año 2010.



12.4.3. *Hidrogeología de la zona Cerro de la Estrella*

En este punto se describen las características hidrogeológicas de la zona Cerro de la Estrella, área en donde se ubica el sistema de recarga del acuífero. Los siguientes puntos describen las características de la zona:

12.4.3.1. Configuración de niveles piezométricos

El abasto de agua en la zona Cerro de la Estrella se realiza mediante 14 pozos que, desde la década de los años cincuenta, operan de manera ininterrumpida, lo que ha provocado un abatimiento considerable a través de los años. Como ejemplo, el Pozo Unidad Modelo 3, localizado en el mismo predio en que se ubica la planta piloto para la recarga del acuífero Cerro de la Estrella, en su primer aforo, en 1982, registró un nivel estático a los 42.25 m y, en el año 2001, a los 78.59 m, mostrando un abatimiento de 36.34 m en 19 años. La Tabla 12.3 muestra las observaciones del nivel estático histórico (1982-2009) de algunos pozos de la zona del Cerro de la Estrella.

En la zona de Iztapalapa, donde se lleva a cabo la recarga, el flujo subterráneo circula en dirección noreste y norte; en el Cerro de la Estrella, se recarga el acuífero en forma natural con agua de lluvia. En los alrededores del pozo seleccionado para la recarga (Pozo 204, Panteón Civil 3), los pozos más cercanos son: pozo 103 (Panteón Civil 1) a 468 m, y los pozos 104 (Panteón Civil 2) y 164 (Unidad Modelo 3), ubicados ambos a 771 m de distancia. La configuración de la elevación del nivel estático y la dirección del flujo subterráneo en la zona de recarga artificial y alrededores, se muestra en la Figura 12.9. La profundidad al nivel estático en el punto de recarga es de 70 metros.

12.4.3.2. Características del acuífero receptor

La cuenca de México está rodeada por montañas; en diferentes puntos se encuentra cubierta por áreas lacustres. Es una cuenca endorreica de carácter lacustre y se mantiene seca artificialmente. El fondo de la cuenca es una planicie lacustre de 1.431 km^2 y tiene una altitud que varía entre 2,230 y 2,240 msnm. El parteaguas de la cuenca se extiende por la zona montañosa circundante y tiene elevaciones por encima de los 3,000 msnm. El acuífero ZMCM se localiza en el suroeste de la cuenca del valle de México y ocupa el 17 % de la superficie de la cuenca. Dentro del acuífero ZMCM se consideran 13 delegaciones de la Ciudad de México y siete municipios del Estado de México. Bajo

Tabla 12.3. Tabla 3. Nivel estático histórico de pozos de la zona Cerro de la Estrella.

POZO	1982	1985	1986	1987	1988	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2009**
Unidad Modelo 3	42.3					56.4	54.9			61.1			62.9				78.5			
Sector Popular 3																			56.8	63.6
Panteón Civil 1	42.3	46.6			52.8	56.4			59.7	61.1			63.0				52.4			
Panteón Civil 2		48.2	46.3	47.2	50.6	57.0	57.6	59.0	59.9	62.9	62.5	63.4	62.8	64.0	64.7	65.8	67.8	68.0	68.9	73.2
Santa Catarina 8		46.7		33.6	39.7				52.6	53.3	54.3	56.5	55.7	56.7	55.9	46.3	66.6	46.1		49.8
Santa Catarina 9		33.0		32.4	33.9						36.9	36.4	36.1	39.0					71.6	87.7
Santa Catarina 10		32.9		34.7	34.7				37.2	37.7										
Santa Catarina 12						32.9	33.2	32.9	33		33.1	34	33.2	33.3	35.0	34.5	35.2	35.9	33.4	73.7
Santa Catarina 13		26.0	20.8																	

la Ciudad de México se encuentra un acuitardo arcilloso con espesor que varía alrededor de los 50 m, mientras que el acuífero somero alcanza profundidades mayores a 800 m y en él se encuentran pozos con profundidades que oscilan entre 100 y 400 m (Conagua, 2015). El valle de México se caracteriza por estar constituido por materiales volcánicos (lavas y piroclásticos) intercalados con aluviones, cubiertos en la parte central del valle por arcillas lacustres. Los volcánicos pertenecen al Terciario y Cuaternario; los aluviones al Cuaternario y las arcillas lacustres son de edad reciente.

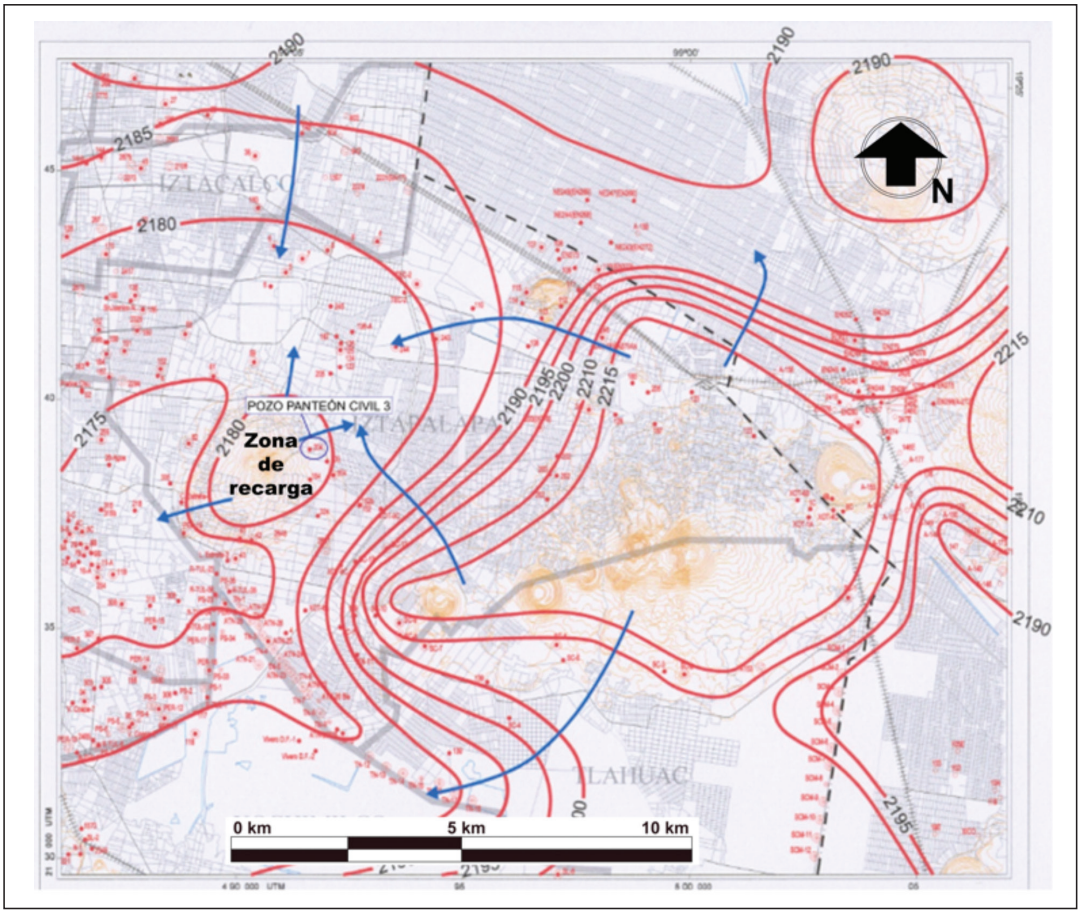
La ZMCM se encuentra limitada por elevaciones topográficas de origen volcánico, como son la sierra de Guadalupe, al norte, la sierra Las Cruces al poniente, la sierra Chichinautzin al sur, el volcán del Ajusco al suroeste y la Sierra Nevada al oriente. Dentro del valle existen algunos aparatos volcánicos aislados, siendo los principales los que forman la sierra Santa Catarina, además de algunos otros que aparecen en forma aislada, como son: el peñón del Marqués, el peñón de los Baños y el cerro de La Estrella.

Lo que ahora constituye el valle de México, antiguamente drenaba hacia el sur. Las corrientes superficiales que circulaban en dicha dirección fueron interrumpidas por la salida de productos volcánicos a través de conos, que dieron origen a la sierra Chichinautzin. Ello dejó al valle de México sin drenaje hacia el exterior, razón por la que se acumuló agua en su parte central, formando los lagos de Zumpango, Texcoco, México, Xochimilco y Tláhuac. Los materiales que constituyen el subsuelo del valle de México corresponden a una intercalación de productos volcánicos tales como lavas, tobas y cenizas, que incluyen materiales granulares transportados por ríos y arroyos provenientes de las partes topográficamente altas. Cubriendo a dichos materiales y en espesores variables, se encuentran arcillas y arenas finas, producto del sedimento o azolve de los antiguos lagos.

De acuerdo con Domínguez-Mariani *et al*. (2015), el territorio de la Delegación Iztapalapa (lugar donde se ubica la zona de recarga) está morfológicamente compuesto por una planicie constituida por depósitos arcillosos lacustres, que estructuran un acuitardo que sobreyace a los materiales acuíferos de extensión regional. El acuitardo se define por una serie de elevaciones topográficas de diferente altitud, por lo que representa un área de recarga potencial al acuífero, debido a que está conformado de materiales volcánicos de buena a alta permeabilidad. En la zona más superficial, los depósitos lacustres poseen espesores que varían de 30 a 60 m, proporcionando confinamiento al acuífero subyacente en su parte superior. Tienen una composición limo-arcillosa y los depósitos

lacustres finos están interestratificados con arenas piroclásticas (conocidas como capas duras); son las zonas en las que se asientan las cimentaciones de las principales edificaciones de la ciudad.

Figura 12.9. Mapa de configuración piezométrica en msnm y dirección del flujo subterráneo en la zona de recarga artificial y alrededores.



Geología

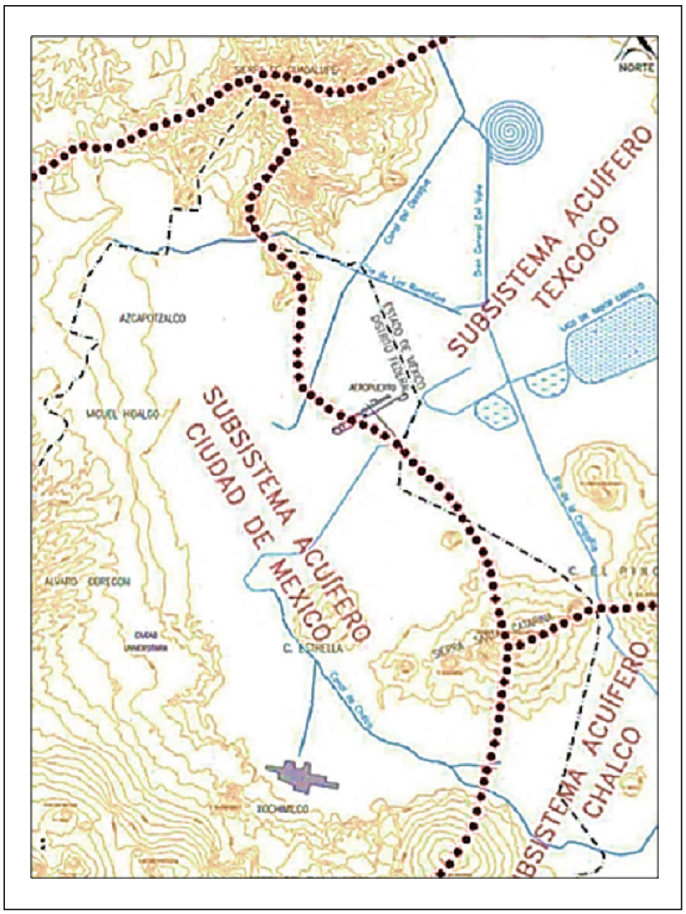
En la zona donde se lleva a cabo la recarga a nivel experimental corresponde al flanco oriente del Cerro de La Estrella. La geología de esta elevación topográfica corresponde a una alternancia de productos volcánicos, principalmente piroclásticos, tobas y algunas lavas de basalto. El valle de Iztapalapa, al norte de la sierra y de Chalco-Tlahuac, al sur de la misma, se encuentra formado por intercalaciones de aluviones y productos volcánicos, sobre los cuales se halla un fuerte espesor de arcillas lacustres, producto del azolve de los antiguos lagos de México.

La influencia de este tipo de materiales es de importancia en la recarga al acuífero, ya que las arcillas superficiales y las tobas no permiten la circulación de agua. Las lavas de basalto corresponden a rocas fracturadas de alta permeabilidad, al igual que los piroclásticos gruesos. Por lo que se refiere a los aluviones (arenas y gravas), permiten el paso del agua y funcionan como filtro de agua subterránea con calidad deficiente.

Geohidrología

De acuerdo con las configuraciones de la superficie piezométrica del acuífero y los límites naturales del valle de México, se ha dividido la región en tres subsistemas acuíferos (ZMCD, Texcoco y Chalco). El subsistema acuífero de la ZMCM está limitado al poniente, norte y sur por las sierras de Las Cruces, Guadalupe y Chichinautzin, que constituyen elevaciones prominentes desde donde se establece un flujo subterráneo hacia el centro del valle. La sierra de Santa Catarina presenta un parteaguas subterráneo, a partir del cual se establece un flujo al norte y otro hacia el sur. Hacia el sureste del valle, se encuentra el subsistema acuífero de Chalco. En Tláhuac, el flujo subterráneo va de, aproximadamente, el límite oriente del DF hacia Xochimilco (al poniente), y es independiente de otro flujo que circula en dirección al oriente (Chalco), formando un parteaguas subterráneo que muestra con claridad la división entre estos dos subsistemas acuíferos: Ciudad de México (en su porción de Xochimilco) y el subsistema acuífero de Chalco (Figura 12.10).

Figura 12.10. Subsistemas acuíferos Ciudad de México, Texcoco y Chalco.



12.4.3.3. Estratigrafía

El sitio propuesto para la recarga, dentro de la zona cerro de la Estrella, está situado al poniente de la delegación. Fue un volcán de composición mayormente clástica. Se localiza en la zona de transición, donde se intercalan rocas granulares del Terciario con volcánicas del Cuaternario, cubiertos por una pequeña capa de arcillas, también del Cuaternario. El cerro de la Estrella se

ubica dentro de la Zona Geohidrológica III Basaltos, región donde la extracción se realiza en forma intensiva. Antes de la desecación del sistema lacustre del valle de México, el cerro de la Estrella formaba el extremo poniente de la península de Iztapalapa, que separaba el lago de Texcoco de los vasos de Xochimilco y Chalco. Está constituido por piroclásticos, entre los que predominan las arenas intercaladas con cenizas y algunas capas de tezontle, así como tobas. En general, constituye una zona permeable que permite la infiltración y circulación de agua en el subsuelo. La Figura 12.11 muestra las características del subsuelo en las zonas donde se realiza la recarga. En la mayoría de los sitios, se atraviesa una capa superficial de arcillas lacustres y, posteriormente, material volcánico permeable hasta los 100 m de profundidad, que es donde se llevará a cabo la recarga. La Figura 12.12 muestra el perfil estratigráfico de la zona de la recarga obtenido mediante perforaciones exploratorias y sondeos geofísicos. La figura muestra la posición y continuidad de las principales unidades estratigráficas en la zona.

Figura 12.11. Cortes litológicos de los pozos ubicados en los alrededores de la zona de la recarga.

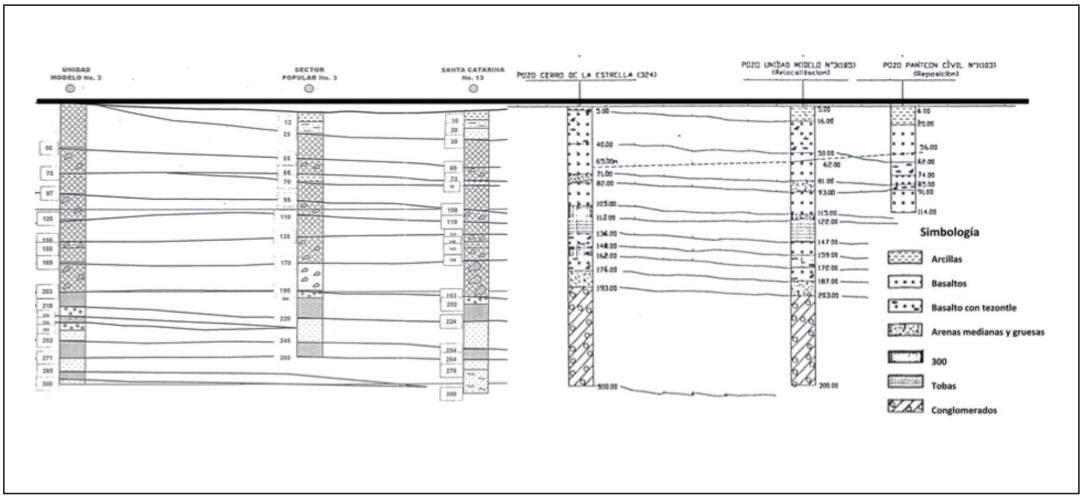
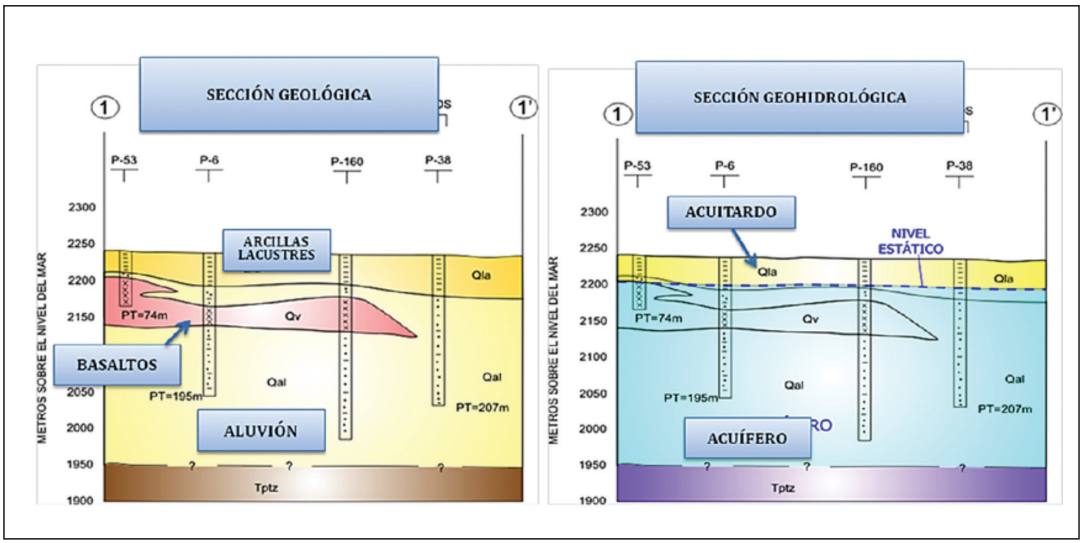


Figura 12.12. Perfil estratigráfico y funcionamiento geohidrológico de las principales unidades del subsuelo.

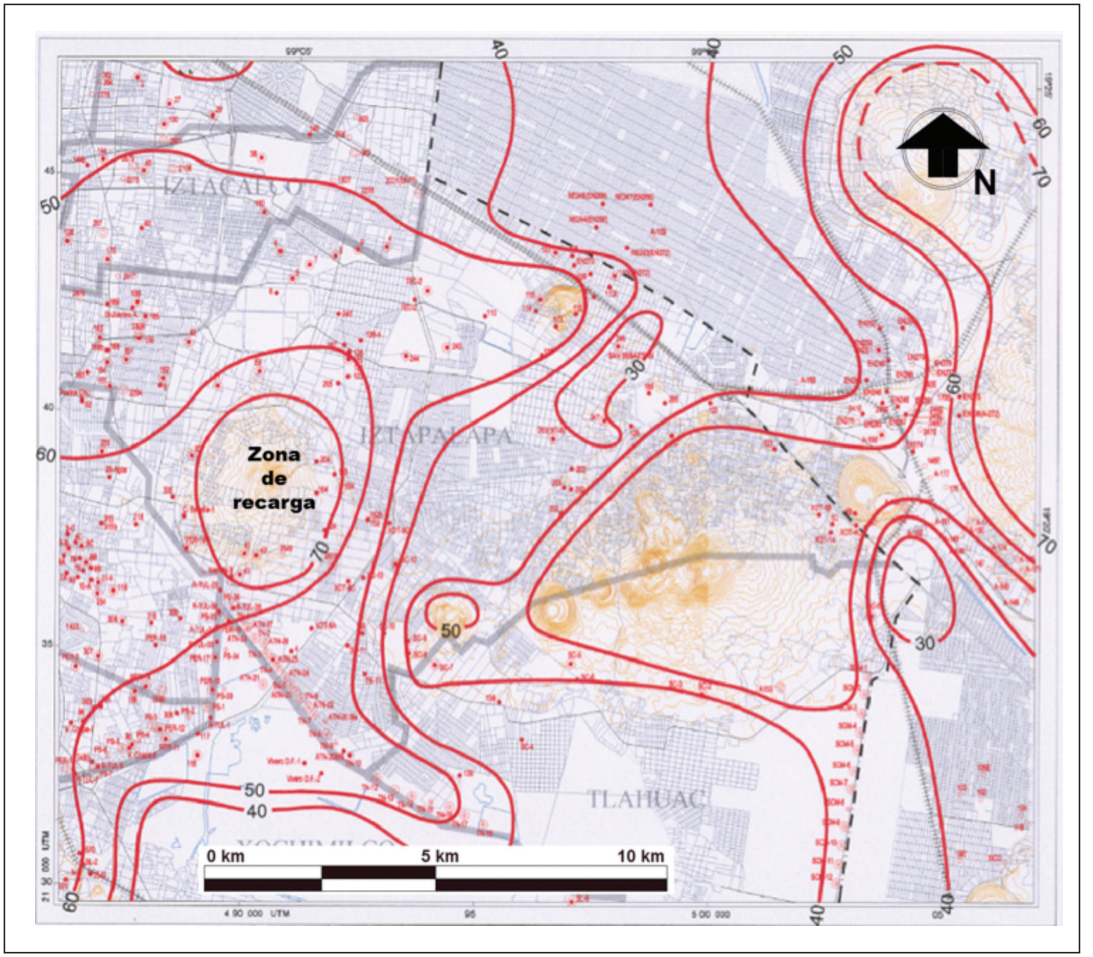


La permeabilidad de los materiales, de acuerdo con pruebas de bombeo, es del orden de 9×10^{-3} m^2/s. El coeficiente de almacenamiento (de acuerdo con datos del Pozo Unidad Modelo 3) es de 0.2. El nivel piezométrico se encuentra alrededor de 80 m de profundidad, debido a que el pozo se encuentra situado topográficamente alto con respecto al valle, mientras que el nivel del agua en el valle se encuentra a 40 m de profundidad (Figura 12.13).

12.4.3.4. Características hidrogeoquímicas

Desde los años cincuenta hasta la actualidad, el SACM cuenta con información de la calidad del agua mediante programas de vigilancia de la calidad del agua e infraestructura hidráulica de la Ciudad de México. En su Laboratorio Central de Control, en proceso de acreditación ante la Entidad Mexicana de Acreditación, se realizaron estudios y análisis de: parámetros fisicoquímicos, bacteriológicos, compuestos orgánicos, metales pesados, radiactividad, virus, mutágenos, parásitos y toxicológicos. Además, cuenta con un área de Control de Calidad Analítica que permite saber si los resultados obtenidos son confiables para la toma de decisiones.

Figura 12.13. Mapa de configuración de profundidad del nivel estático de la zona de Iztapalapa, Ciudad de México.



Con todo el acervo de información proporcionada, principalmente a través de los pozos que opera el SACM, se definieron las características del agua nativa del acuífero de la ZMCM. La información permitió elaborar mapas de curvas de concentraciones de diferentes parámetros en la zona de Iztapalapa. De la Figura 12.14 a la Figura 12.26 se muestran, en la zona oriente de la ciudad, las isolíneas de los parámetros: alcalinidad, arsénico, calcio, cloruros, color, conductividad, dureza total, hierro, manganeso, manganesio, pH y sodio para los años 2009 y 2013, en específico en las delegaciones Iztapalapa y Tláhuac y, en menor medida, en Xochimilco y Milpa Alta. Las concentraciones de algunos de los parámetros mostrados en las figuras rebasan los límites máximos permisibles establecidos en la norma NOM-127-SSA1-1994 (*DOF*, 1994), que establece los límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Esta información ha permitido, en los últimos años, planear la construcción de varias plantas potabilizadoras para poder distribuir el agua a los usuarios. Con objeto de comparar la evolución de la calidad del agua, respecto al tiempo, se utilizaron también configuraciones de cloruros y sólidos disueltos totales para el año 1995, a fin de identificar los cambios que ésta pueda presentar al mezclarse con el agua de recarga.

Figura 12.14. Isolíneas de alcalinidad en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

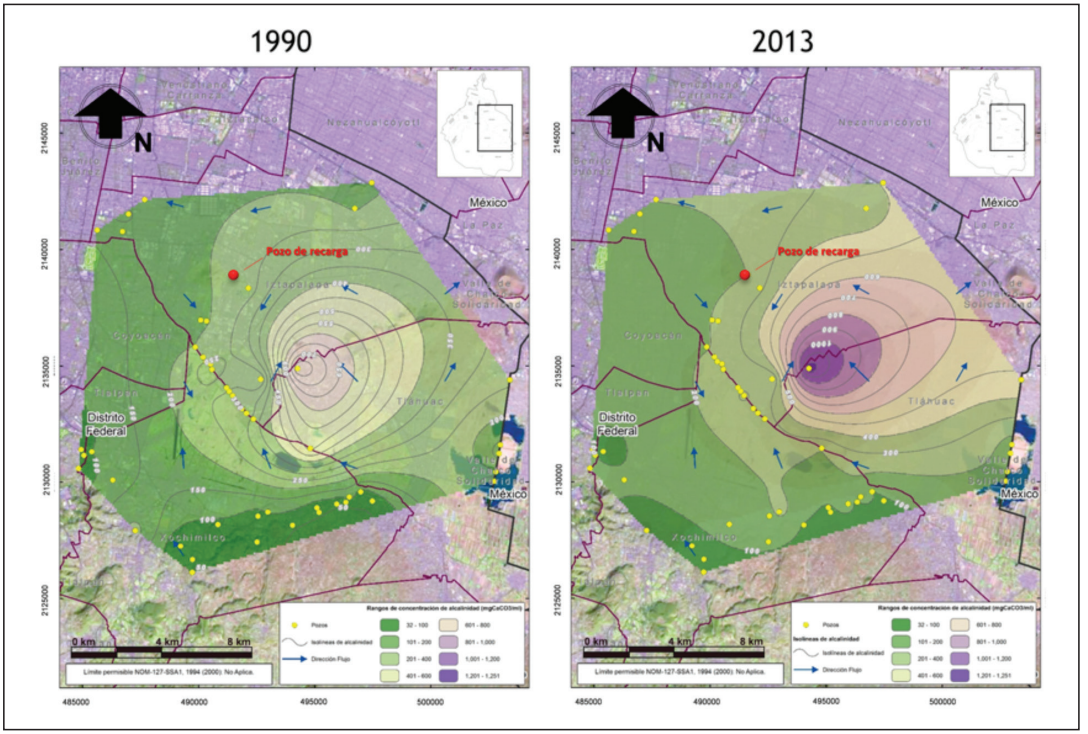


Figura 12.15. Isolíneas de arsénico en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

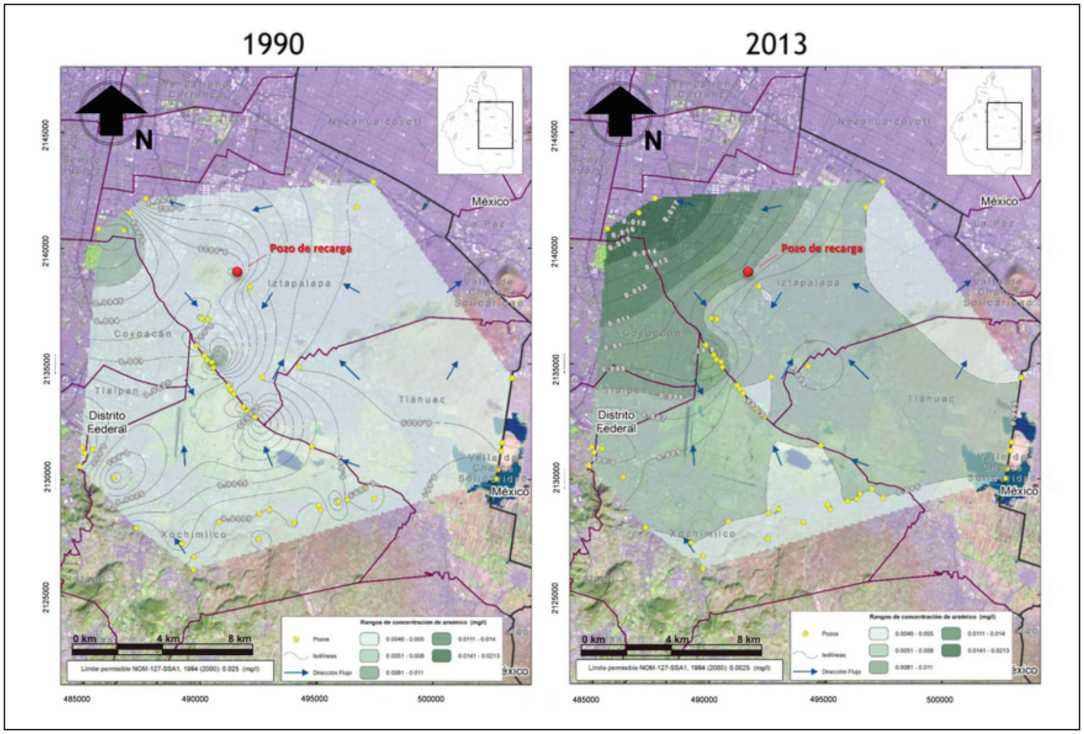


Figura 12.16. Isolíneas de calcio en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

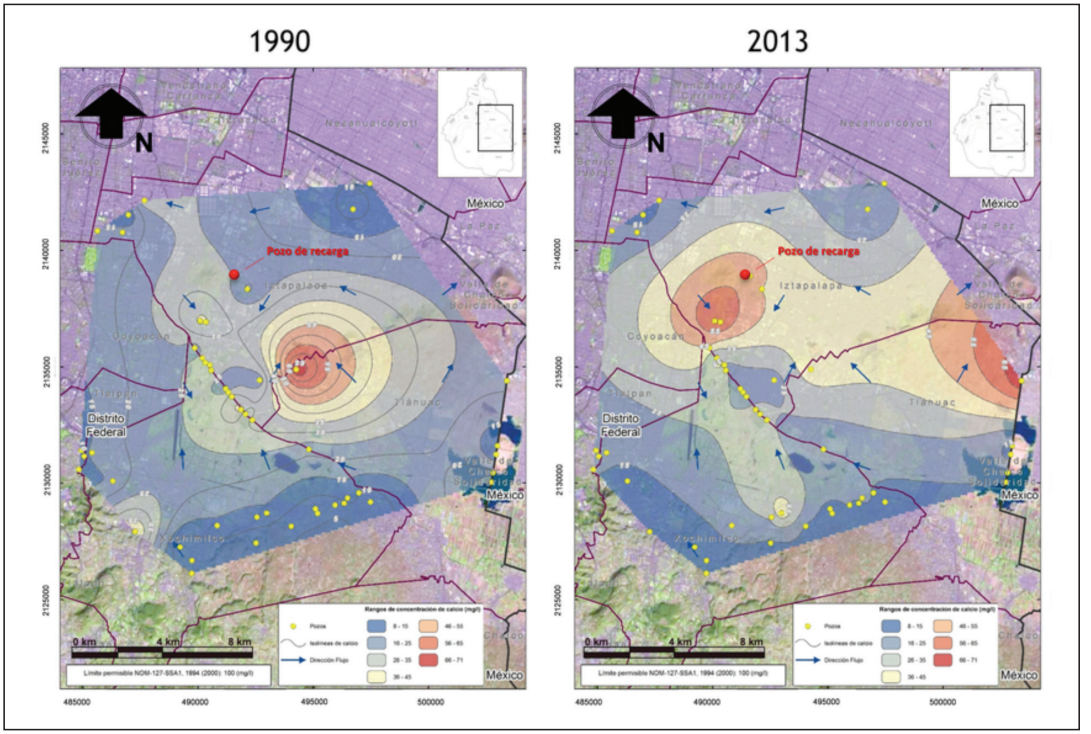


Figura 12.17. Isolíneas de cloruros en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

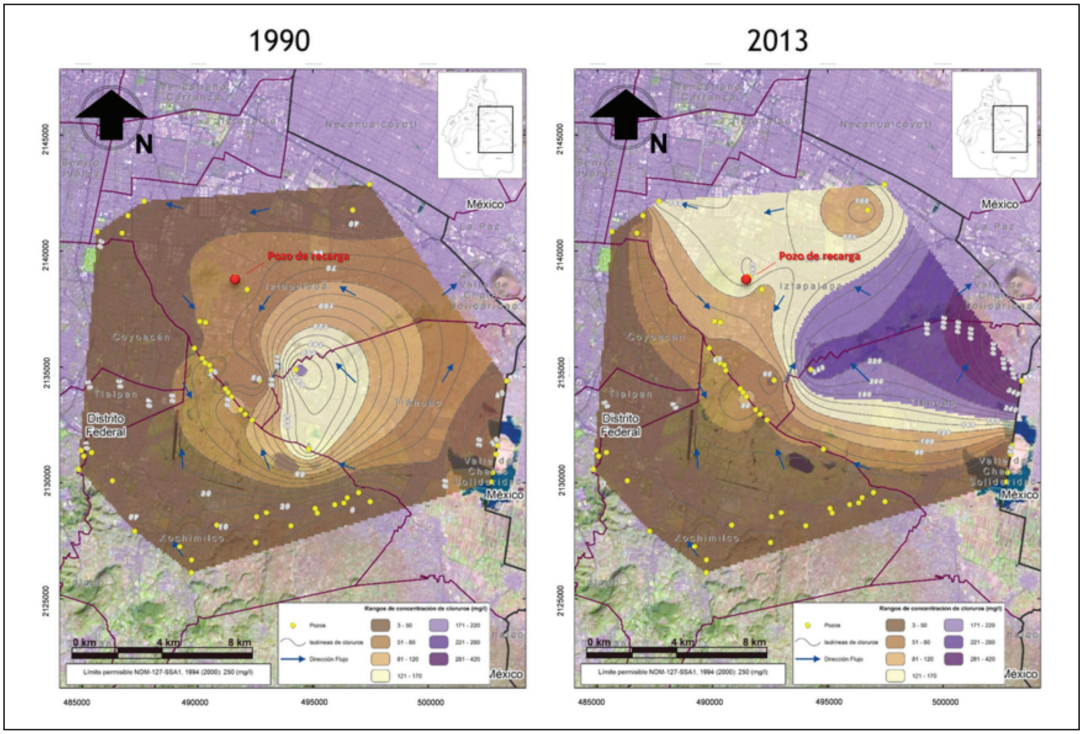


Figura 12.18. Isolíneas de color en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

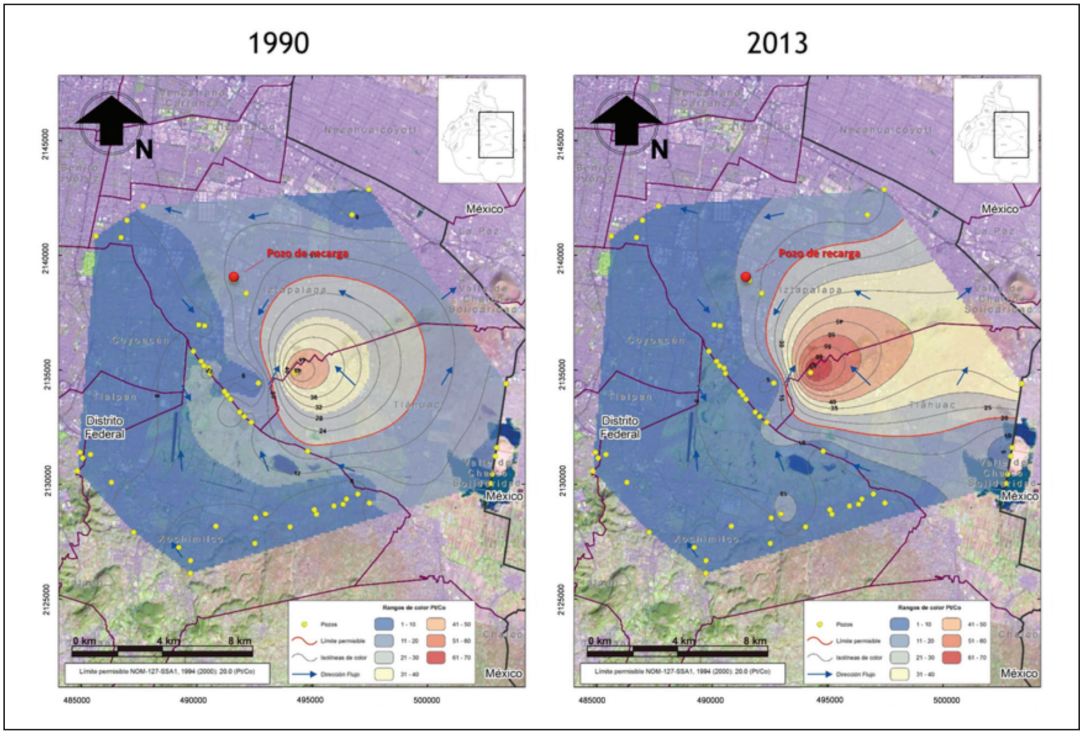


Figura 12.19. Isolíneas de conductividad eléctrica en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

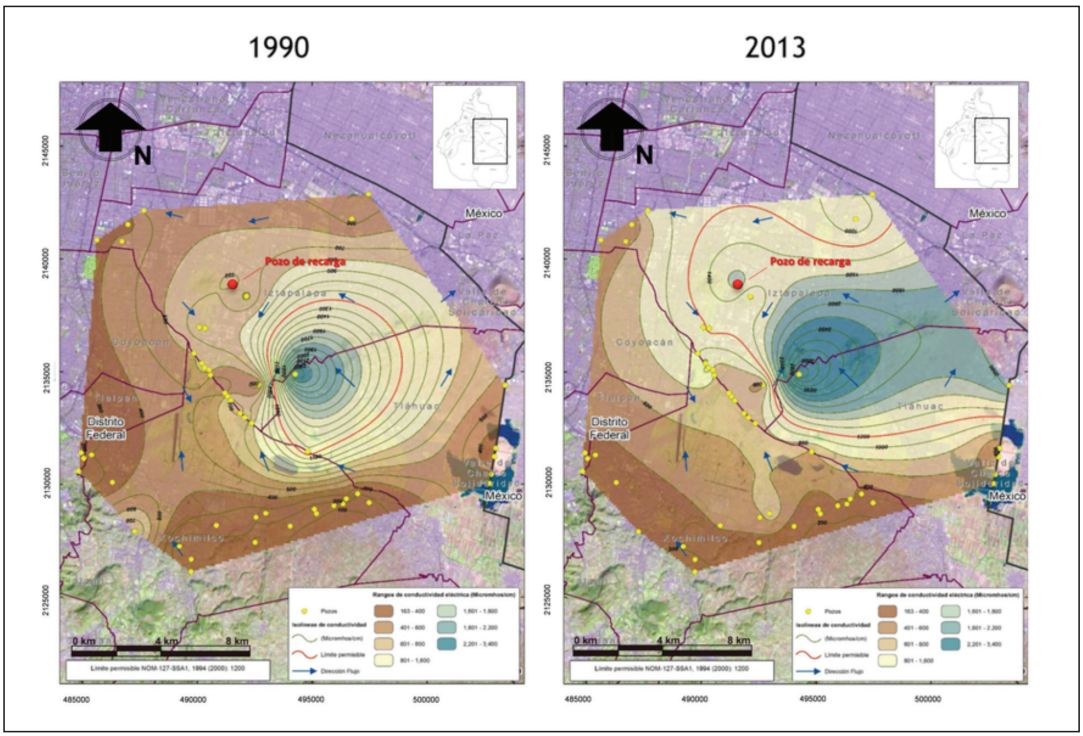


Figura 12.20. Isolíneas de dureza total en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

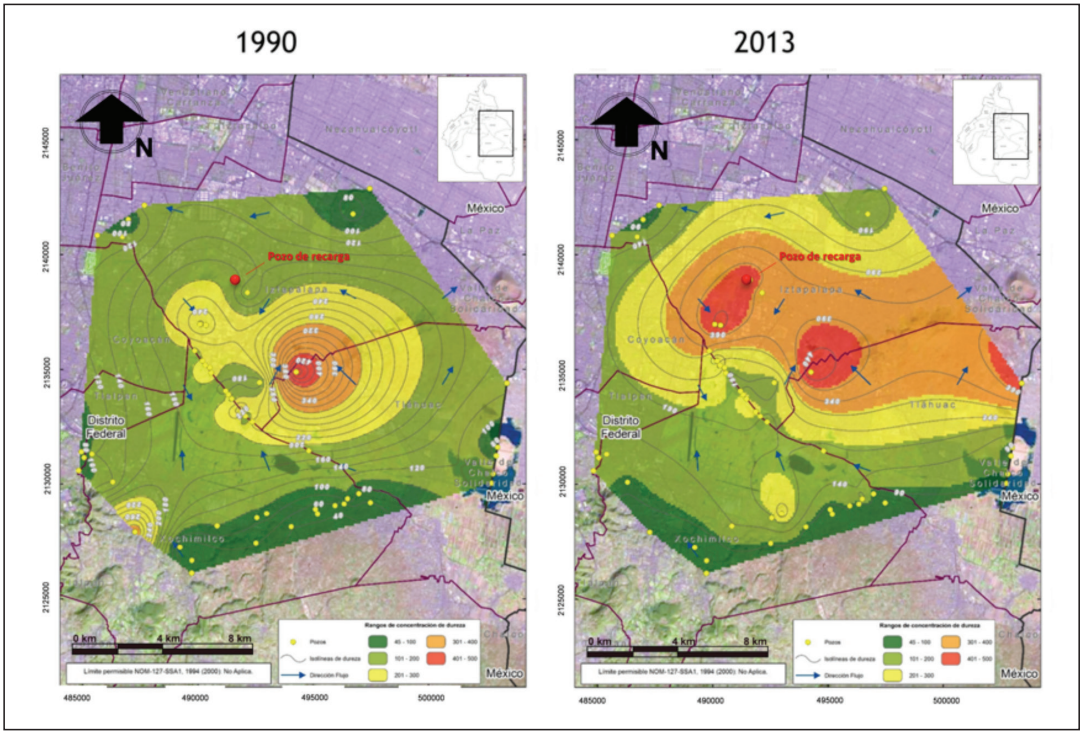


Figura 12.21. Isolíneas de hierro en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

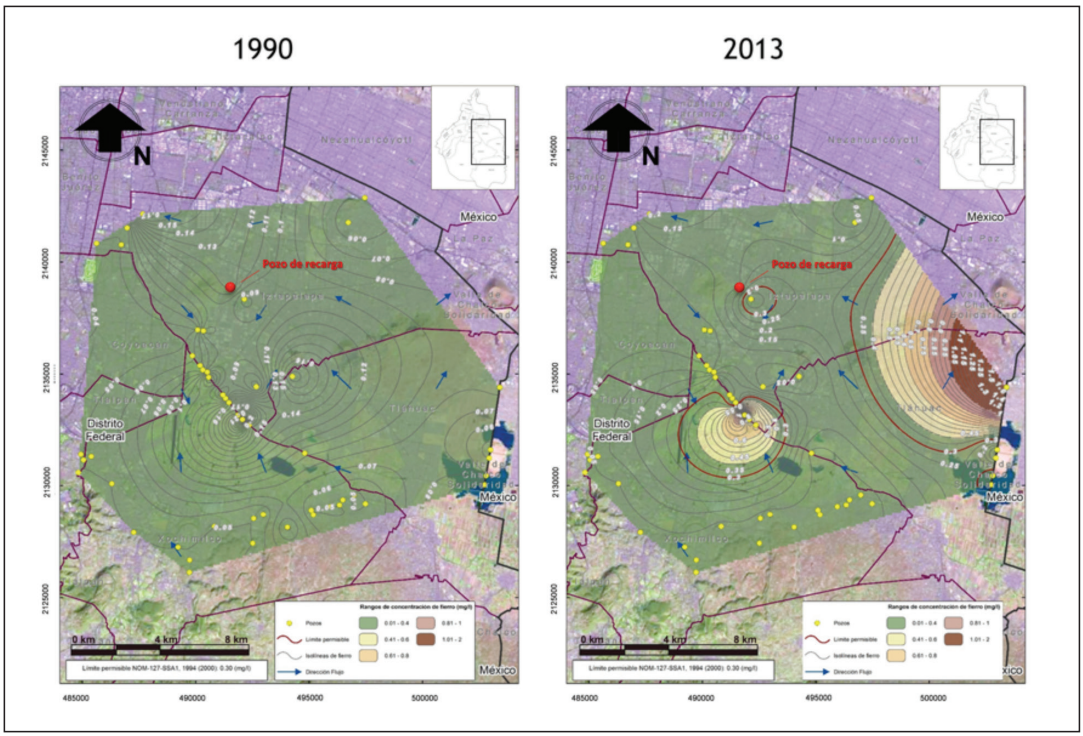


Figura 12.22. Isolíneas de floruros en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

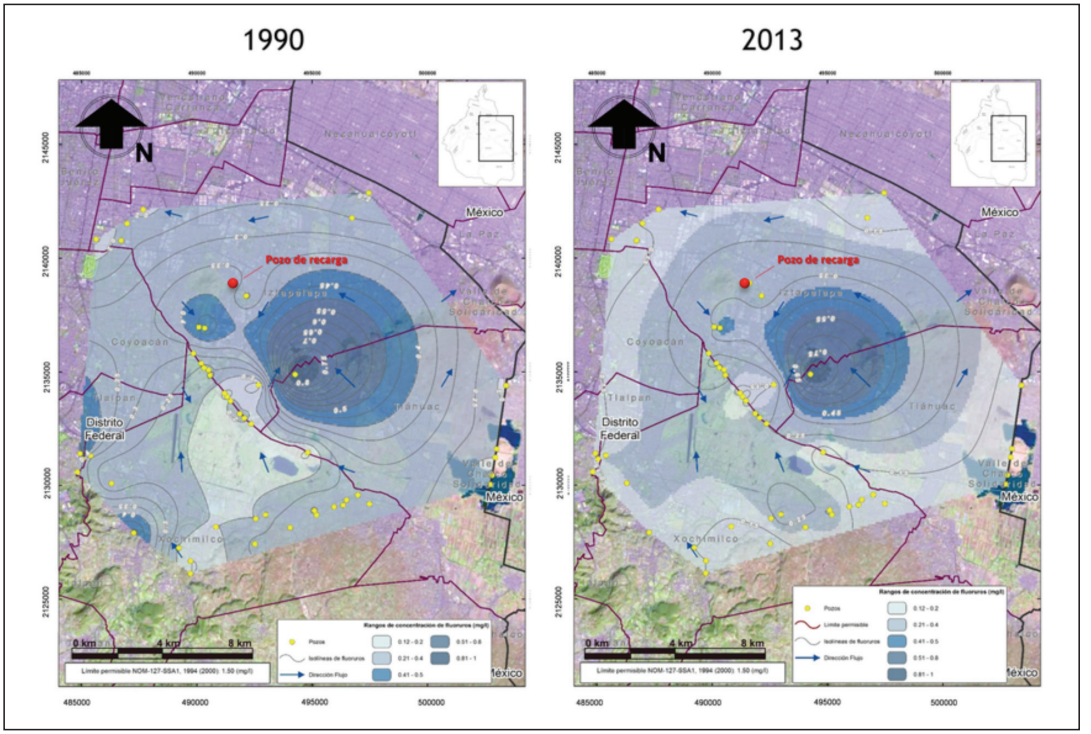


Figura 12.23. Isolíneas de manganeso en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

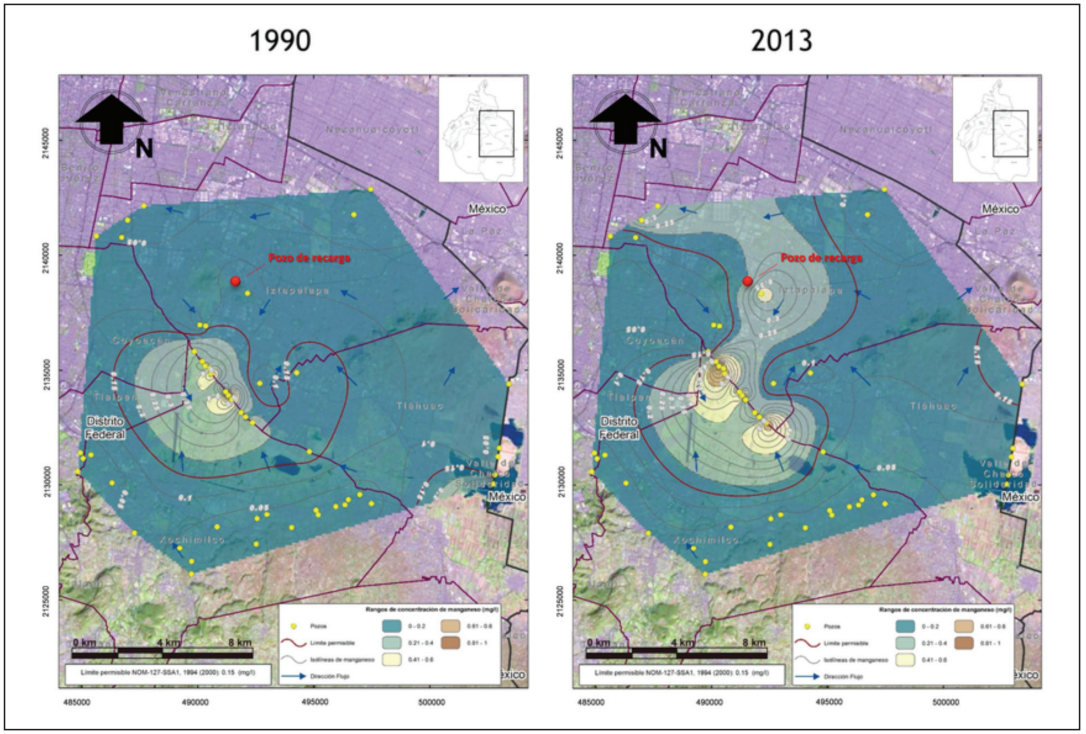


Figura 12.24. Isolíneas de manganesio en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

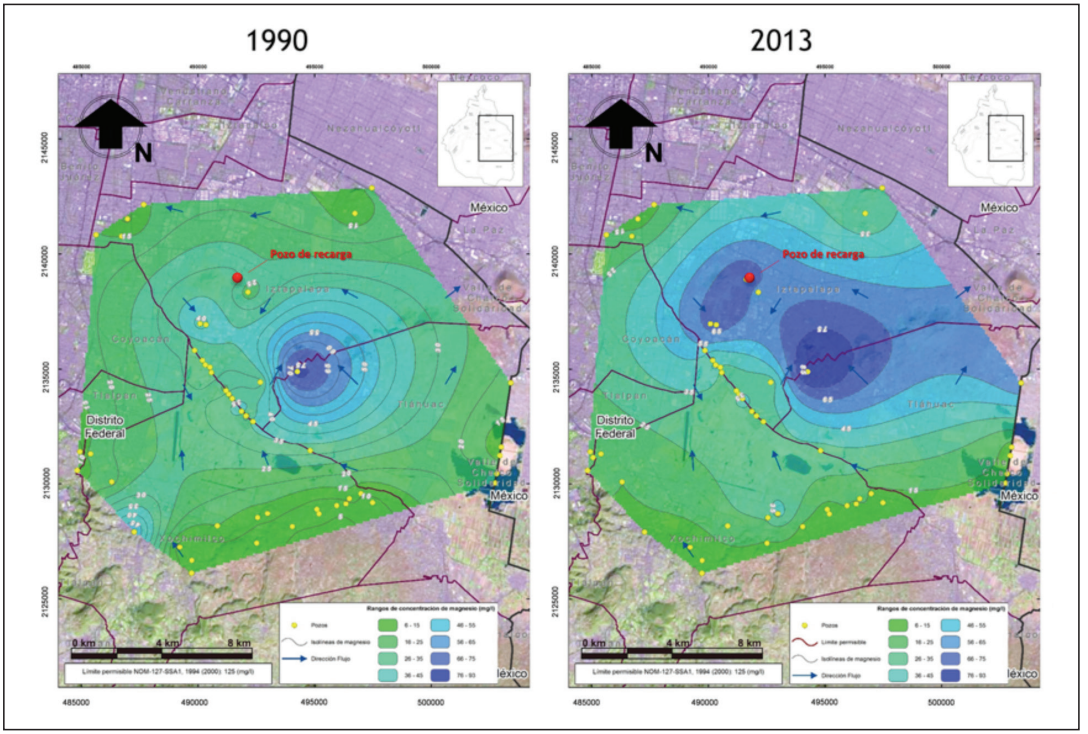


Figura 12.25. Isolíneas de pH en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).

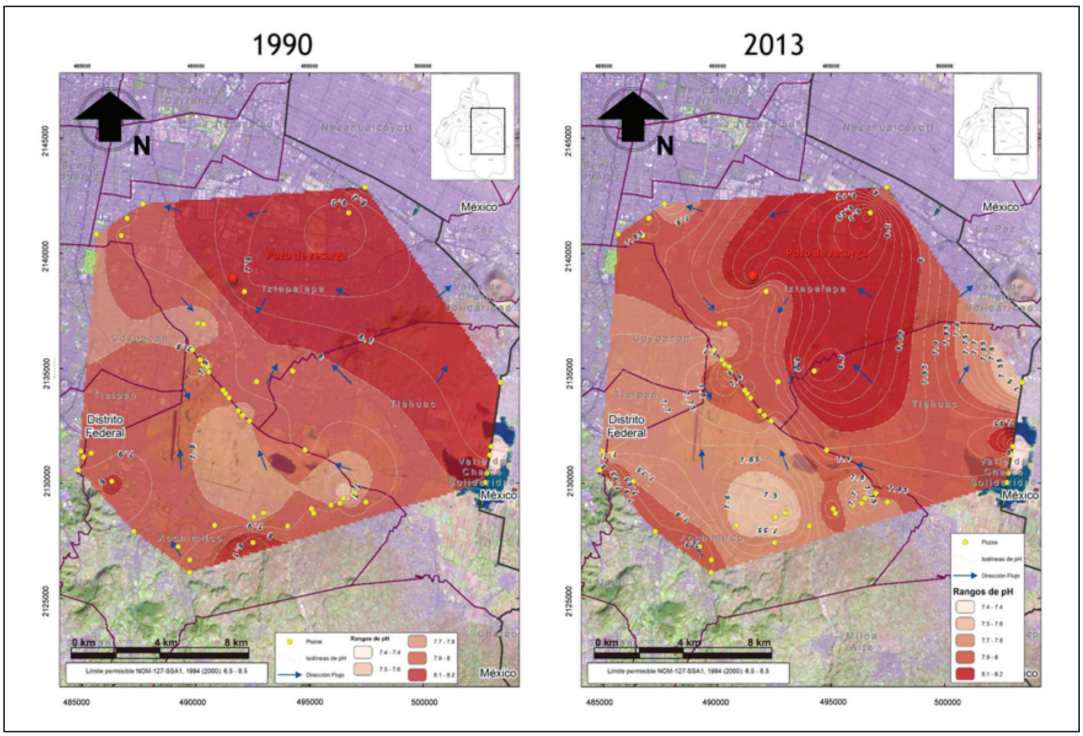
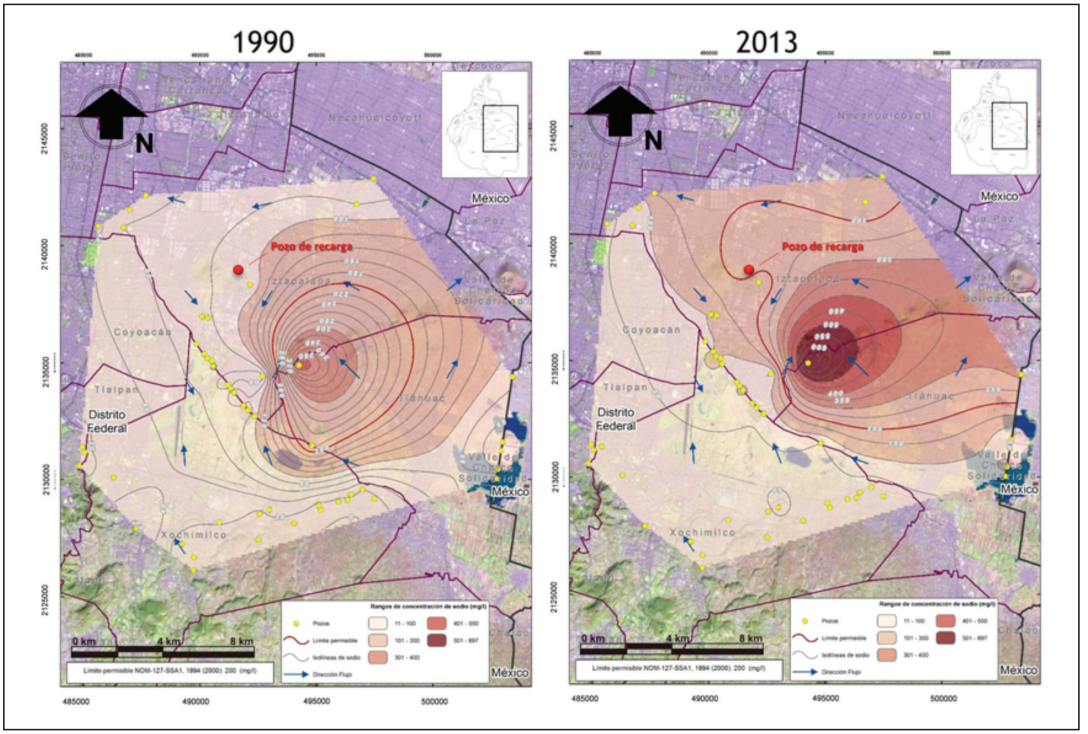


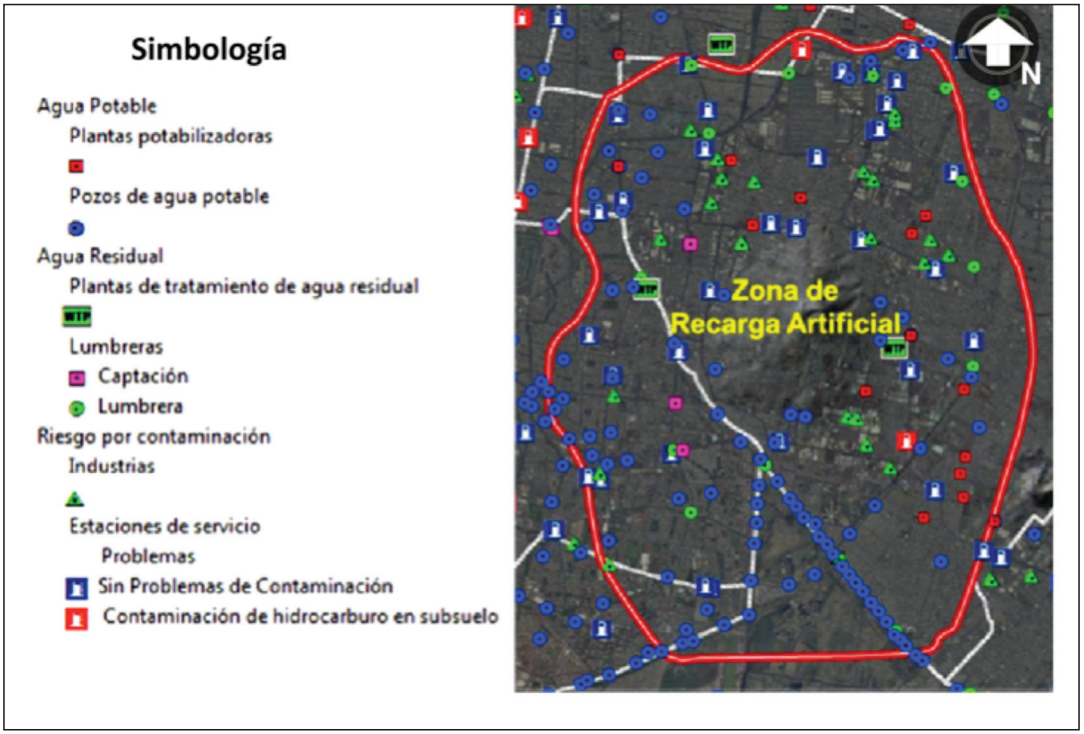
Figura 12.26. Isolíneas de sodio en el agua subterránea de la zona oriente de la Ciudad de México, para los años 1990 (izquierda) y 2013 (derecha).



12.4.3.5. Fuentes de contaminación aledañas

Como parte de la información que establece la NOM-014-Conagua-2007 (*DOF*, 2009), se identificaron las fuentes de contaminación aledañas al área de recarga. Para ello, se elaboró un mapa de la zona de recarga en donde se localizan las plantas potabilizadoras, los pozos de agua potable, las plantas de tratamiento de agua residual, las lumbreras, así como el riesgo de contaminación por industrias y estaciones de servicio. En cuanto al riesgo de contaminación de las estaciones de servicio, se logró identificar las que tienen problemas de contaminación de hidrocarburos en el subsuelo. La Figura 12.27 muestra el mapa de las fuentes de contaminación aledañas a la zona de la recarga.

Figura 12.27. Mapa de las fuentes de contaminación aledañas a la zona de la recarga.



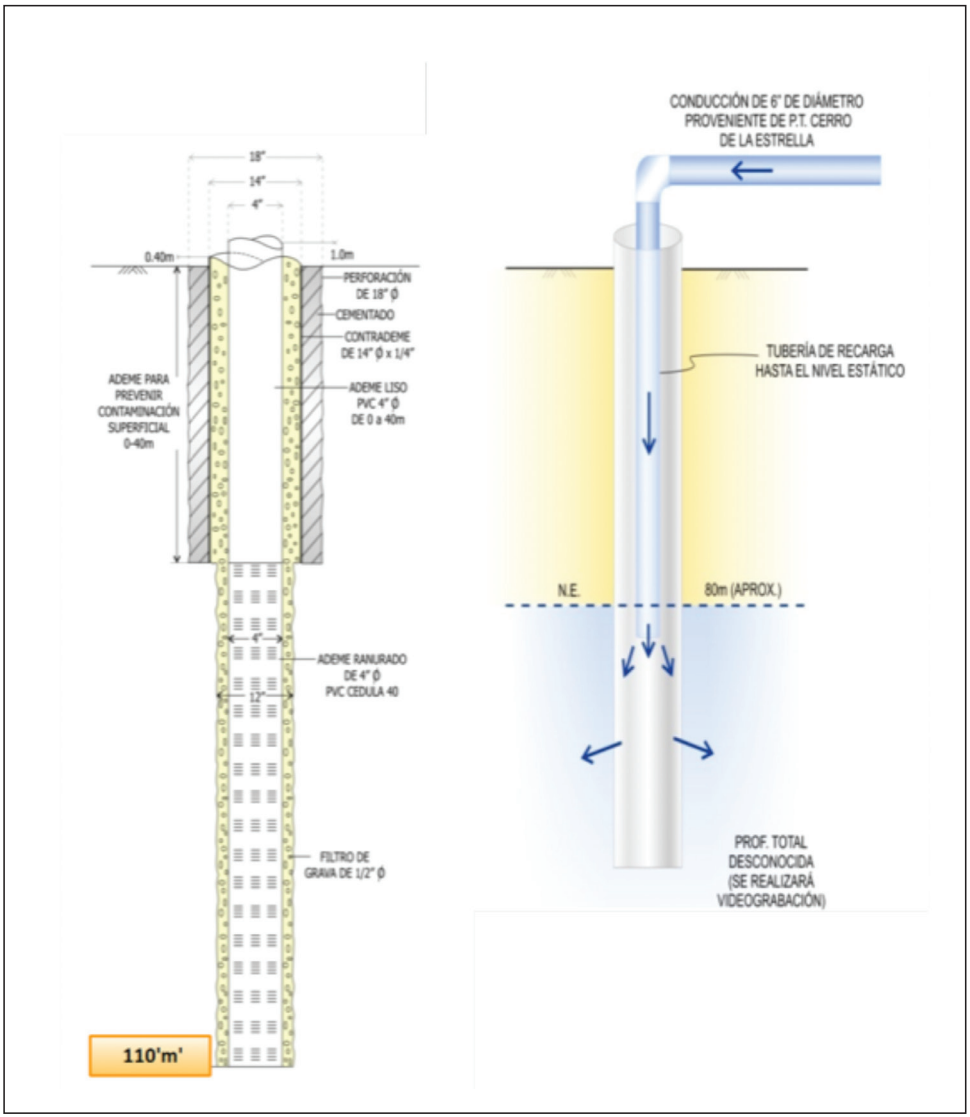
12.4.4. Sistema de recarga

Como parte del proceso se requiere rehabilitar la planta de tratamiento y una videograbación del interior del pozo 204 (Panteón Civil 3), con objeto de conocer las condiciones actuales de su interior. En este sentido, la adaptación incluye una línea de conducción del agua (6″ de diámetro) de la planta experimental hacia el pozo, la cual tendrá una longitud de 1.422 m, sobre las vialidades existentes, como se muestra en la Figura 12.28. En el pozo de recarga, se requiere continuar la tubería de conducción dentro del pozo, hasta una profundidad tal que se encuentre bajo el nivel estático (alrededor de 80 m de profundidad), a fin de que el agua de recarga se disponga por debajo el nivel estático para evitar su oxigenación (Figura 12.29).

Figura 12.28. Localización geográfica de la obra de recarga y localización de la línea de conducción de la planta de tratamiento al pozo de recarga (1,422 m).



Figura 12.29. Pozo de inyección directa (Pozo Núm. 204, Panteón Civil 3).



12.4.5. Calidad del agua de recarga

El agua residual tratada utilizada en la recarga debe cumplir los requisitos establecidos en la NOM-014-Conagua-2003 (*DOF*, 2009), de acuerdo con el tipo de sistema de recarga. Es por ello que el efluente final del sistema de potabilización se dirige a un estanque con cultivo de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiis*). La trucha arcoíris es considerada como un excelente bioindicador de la calidad de agua, debido a su baja tolerancia a contaminantes orgánicos e inorgánicos. Para su desarrollo, crecimiento y reproducción requieren habitar en aguas de gran pureza y óptima calidad.

En la planta piloto de recarga artificial del acuífero se estableció un programa de vigilancia de la calidad del agua, tanto en el influente, en los procesos de potabilización, como en el efluente, con objeto de monitorear el proceso planteado por el SACM para potabilizar el agua residual tratada producida en el efluente de la PTAR Cerro de la Estrella, con la medición de los parámetros establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (*DOF*, 1994) y la NOM-014-Conagua-2003 (*DOF*, 2009); además de aplicar algunos criterios internacionales, nacionales y del propio SACM.

Cabe señalar que de igual manera, con tecnología analítica actualizada del SACM, con la que se ha iniciado el proceso de acreditación al laboratorio, se tiene capacidad de la medición de parámetros emergentes no normados y, no menos importante, la medición de la toxicidad del agua, mediante la implementación de la técnica analítica de *Daphnia magna*, establecida por la NOM-087-ECOL-SSA1-2002 (*DOF*, 2001). La planta piloto tubo un tiempo de proceso de estabilización, permitiendo establecer los parámetros de operación de aproximadamente sesenta días.

La planta de recarga durante el periodo de operación trabajo a flujo continuo las 24 horas del día, colectando muestras de cada una de las unidades de proceso durante corridas de cuatro horas para el control de procesos, mientras que se colectó una muestra diaria del influente, efluente y procesos intermedios para ingresarse al laboratorio Central de Control de la Calidad del Agua del SACM, donde se analizaron 18 parámetros sancionados por la norma oficial mexicana 014 (*DOF*, 2009), además de un estudio toxicológico para cumplir con el programa de control y vigilancia de la calidad del agua producida con fines de recarga al acuífero.

Los parámetros de campo que se analizaron dentro del Laboratorio Experimental de la Planta de Recarga Cerro de la Estrella fueron: pH, temperatura, turbiedad, color, sólidos disueltos totales, conductividad eléctrica, alcalinidad total, dureza total, dureza de calcio, dureza de magnesio, nitrógeno de nitrato, nitrógeno de nitrito, nitrógeno amoniacal, demanda química de oxígeno, fósforo, sulfuros carbono orgánico total, fierro y manganeso. Para cada corrida experimental, se registró la fecha, hora, número de corrida, personal responsable del muestreo y del análisis de laboratorio; asimismo, en cada una de ellas se registraron las condiciones operativas de cada unidad de proceso.

Tabla 12.4. Condiciones operativas de cada unidad de proceso.

Fecha septiembre 2010	Presión alimentación kg/cm^2	Presión salida Kg/Cm^2	Presión filtros kg/cm^2	Presión torres kg/cm^2	Presión filtros cartucho kg/cm^2	**Frecuencia bomba transferencia Hz**	**Amperaje bomba transferencia**
1	1.0	0.8	0.2	1.6	1.8	60	18.5
2	1.0	1.0	0.2	1.7	1.6	60	18.6
3	1.0	0.8	0.3	1.7	1.6	60	18.8
4	1.0	0.8	0.3	1.7	1.6	60	18.4

Por otra parte, se calculó el grado de saturación del agua para cada pozo utilizando los resultados del análisis más reciente, que correspondió al año 2010. El cálculo se llevó a cabo utilizando el *software* de simulación *PHREEQC*. Mediante este modelo, se obtiene el grado de saturación que presenta el agua respecto a los minerales más comunes.

12.5. Conclusiones y recomendaciones

Dada las actuales condiciones de explotación intensiva que afectan al acuífero de la ZMVM, aprovechar el recurso disponible de agua residual tratada para su potabilización y recarga artificial al acuífero es una necesidad. En este sentido, la planta piloto de tratamiento de aguas residuales ubicada dentro de las instalaciones de la PTAR Cerro de la Estrella que opera el SACM, que cuenta

con capacidad de 20 litros por segundo, ha dotado exitosamente el agua residual potabilizada para la recarga del acuífero somero en esta zona, a través de un pozo de inyección.

Con ello se pretende iniciar, por un lado, una reserva de agua futura y, por el otro, mejorar las características fisicoquímicas del agua del acuífero en la zona Cerro de la Estrella. Conjuntamente, la realización de este tipo de proyectos de recarga al acuífero puede favorecer uno de los efectos negativos producto de la explotación intensiva: los hundimientos o subsidencias del terreno presentes en la zona. A diferencia del agua de lluvia, utilizar las aguas residuales potabilizadas para recargar al acuífero de la ZMCM tiene la ventaja de que el volumen es constante; de esta forma, el funcionamiento de la infraestructura es más eficiente y rentable.

El SACM indica que un aspecto importante del proyecto para recargar al acuífero con agua residual potabilizada consiste en informar a la sociedad en general de las bondades de realizar este tipo de proyectos, además de ser necesario mostrar a la población los beneficios que se tendrán con la recarga del acuífero.

Es por ello que al interior de las instalaciones de la planta piloto se construyeron diversas obras para demostrar la confiabilidad de la calidad del agua que se está tratando; las obras incluyen: un laboratorio de análisis físico-químico para determinar en forma permanente la calidad del agua que se obtiene de la planta, un lago artificial de 21,000 m^3 que es llenado con el agua residual potabilizada y donde se llevan a cabo actividades recreativas, un estanque para criadero que contiene 2,500 truchas arcoíris (únicamente habitan en agua sin impurezas), un centro educativo y una sala audiovisual para que a los visitantes se les informe sobre temas referentes al agua, además de plantas piloto interactivas para que los visitantes diseñen procesos de potabilización y vean sus resultados.

Referencias

Conagua. 2014. *El agua que mueve a* México, XXV Aniversario, Conagua y *Semarnat,* Producción Editorial Bermellón Edición e Imagen, México, DF.

Conagua. 2015. *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México (0901)*, Comisión Nacional del Agua, México, DF.

CCVM. 2011. *Recarga artificial al acuífero NOM-014-Conagua-2003* (presentación), Reunión de trabajo No. 72, Grupo Especializado de Ordenamiento del Consejo de Cuenca del Valle de México, disponible en*:* http://cuencavalledemexico.com/wp-content/uploads/2011/02/GEO-72-Recarga-agua-tratada-Cerro-de-la-Estrella.pdf

CDMX. 2016. ¿De cuánta agua disponemos?, El agua en la ciudad, CDMX sustentable, disponible en: http://www.cuidarelagua.cdmx.gob.mx/consumo.html

DOF. 1994. *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud Ambiental, Agua para uso y Consumo humano-L*ímites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su *potabilización*, México.

DOF. 2001. Norma Oficial Mexicana NOM-087-ECOL-SSA1-2002, *Protección ambiental-Salud ambiental-Residuos peligrosos biológico-infecciosos-Clasificación y especificaciones de manejo,* México.

DOF. 2009. *Norma Oficial Mexicana NOM-014-Conagua-2007, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada*, México.

Domínguez-Mariani, E., Vargas-Cabrera, C., Martínez-Mijangos, F., Gómez-Reyes, E., Monroy-Hermosillo, O. 2015. "*Determinación de los procesos hidrogeoquímicos participantes en la composición del agua de las fuentes de abastecimiento a pobladores de la Delegación Iztapalapa, DF*", Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, volumen 67, núm. 2, p. 299-313.

PAOT. 2009. *Estudio de opinión para determinar el estatus para la recategorización de tres áreas naturales protegidas: Parque Nacional Cerro de la Estrella, Parque Nacional Desierto de los Leones y Parque Nacional Lomas de Padierna*, Categoría Áreas Patrimoniales y Monumentos, Legislación, Áreas Naturales Protegidas, Ciudad de México, disponible en: http://centro.paot.mx/index.php/porinstituciones/paot/tag/14?start=20



13

RECARGA ARTIFICIAL EN EL ACUÍFERO DEL VALLE DE SAN LUIS RÍO COLORADO A TRAVÉS DE LAGUNAS DE INFILTRACIÓN

M. H. Hernández-Aguilar [1*]

[1] Director de Saneamiento OOMAPAS SLRC, SON.; dir.saneamiento.oomapasslrc@gmail.com

Resumen

El Organismo Operador Municipal de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (OOMAPAS) de la ciudad de San Luis Río Colorado, Sonora, ha impulsado durante los últimos 16 años *el Proyecto Integral de Mejoramiento de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (PIMAAS), mediante el cual se han generado obras de alcantarillado y de agua potable, se construyó la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), y un sistema de lagunas de infiltración. Estas obras han permitido disminuir riesgos en la salud de la población al reducir considerablemente la existencia de fosas sépticas y letrinas, así como recargar el acuífero del valle de San Luis Río Colorado (entre otros beneficios). La recarga artificial del acuífero se realiza a través de un sistema de lagunas de infiltración alimentadas con el efluente proveniente de la PTAR y previo a la construcción, tanto de la planta como de las lagunas de infiltración, se llevó a cabo un plan piloto de recarga, cuyo objetivo consistió en determinar la tasa de infiltración en la zona, así* como la capacidad del suelo para el *tratamiento posterior de suelo del acuífero (SAT).*

En México, el OOMAPAS de San Luis Río Colorado es precursor en la investigación, construcción y operación de un sistema de recarga artificial de un acuífero utilizando aguas residuales tratadas. Es por ello que el principal objetivo de este trabajo es describir el sistema de recarga artificial, incluyendo la descripción de las principales características de la zona de estudio, los estudios previos realizados para el proyecto, así como los procesos, tanto de la PTAR San Luís Río Colorado como de las lagunas de infiltración. Además, se detallan las instituciones participantes y las fuentes de financiamiento para la realización del proyecto. Los resultados del proyecto de recarga han permitido desarrollar un exitoso sistema de manejo de recarga de acuíferos (MAR), compuesto de cuatro lagunas para cada tren de tratamiento, divididas en tres fases: infiltración, secado y limpieza. Los datos de calidad del agua indican que hay una mejora significativa en la calidad del efluente, tanto química como bacteriológica. Del mismo modo, en las muestras del pozo de observación no se encontraron coliformes después de la infiltración SAT, lo que indica que el suelo trabaja de forma apropiada. El sistema de infiltración de agua residual tratada es un método de tratamiento de infiltración rápida.

Palabras clave: planta de tratamiento de aguas residuales, lagunas de infiltración, recarga de acuíferos, tratamiento del acuífero en suelo, infiltración rápida.

13.1. Introducción

El agua subterránea ha sido una fuente de abastecimiento en diversos lugares del mundo mediante la captación y retención de afloramientos de manantiales, la excavación de norias, galerías filtrantes y, en épocas más recientes, con la perforación de pozos profundos. Actualmente, en diversos lugares del mundo, el agua subterránea tiene un valor estratégico, ya que es un recurso importante tanto para la agricultura como para el uso doméstico, principalmente, y México no escapa a esa realidad. De acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (Conagua, 2015), México recibe un promedio de 740 mm de lluvia al año, lo que equivale a 1,449,471 hm^3 de agua en forma de precipitación (se estima que un 72.5 % se evapora, un 21.2 % escurre en los ríos y arroyos y el 6.4 % se infiltra y recarga los acuíferos), de los cuales 447,260 hm^3 son agua dulce renovable. El promedio nacional per cápita de agua dulce renovable es de 3,736 m^3/hab./año; sin embargo, el análisis del agua renovable se debe realizar considerando la distribución temporal, la distribución espacial y el área de análisis que considera la problemática del agua desde un análisis local, debido a que el promedio nacional per cápita de agua dulce renovable puede esconder fuertes variaciones

que existen en el país. Esta consideración se presenta en la zona noroeste de México, en la Región Hidrológica Administrativa I Península de Baja California, en donde el valor per cápita de agua dulce renovable es de 1,135 m³/hab./año lo que implica una diferencia substancial per cápita de agua dulce renovable en México. Esta condición ha propiciado que el acuífero del valle de San Luis Río Colorado (definido con la clave 2601 en el Sistema de Información Geográfica para el Manejo del Agua Subterránea de la Conagua) esté considerado como sobreexplotado y sujeto a dos decretos de veda tipo I y tipo III. Estos decretos establecen que no es posible aumentar las extracciones sin abatir peligrosamente o agotar los mantos acuíferos y que la capacidad de los mismo permite extracciones limitadas para usos domésticos, industriales, de riego y otros (Conagua, 2009). Actualmente existen opciones para la recuperación de acuíferos, las cuales radican en la utilización del agua residual municipal apropiadamente tratada (también llamada agua regenerada) para la recarga artificial de acuíferos (Conagua, 2014). Sin embargo, la recarga artificial plantea una problemática importante para determinar la capacidad de tratamiento del sistema suelo-acuífero sobre las aguas residuales tratadas (Sol-Uribe *et al.*, 2008). Esta situación se encuentra presente en la zona de San Luís Rio Colorado en el estado de Sonora, ya que desde el año 2007 se encuentra en operación la PTAR San Luis Río Colorado (SLRC) que utiliza lagunas de infiltración para disposición final del efluente (Conagua, 2014a).

13.1.1. *Objetivo*

El objetivo principal de este trabajo es describir el sistema de manejo de recarga de acuíferos que se lleva a cabo en la zona de SLRC mediante el uso de agua residual municipal apropiadamente tratada proveniente de la PTAR a través de lagunas de infiltración. Para alcanzar este objetivo, como un primer paso, se describen tanto las instituciones participantes como las fuentes de financiamiento que han permitido desarrollar el proyecto MAR, posteriormente se presenta la descripción de las principales características de la zona de estudio. Como segundo paso se describen tanto los estudios previos realizados para el proceso de MAR como el proceso de la PTAR SLRC y las lagunas de infiltración. Finalmente se presentan los resultados.

13.1.2. *Instituciones participantes y fuentes de financiamiento*

En la frontera internacional, el agua fluye de un lado a otro entre ambos países, por lo que las descargas de agua residuales con un tratamiento inadecuado o incluso insuficiente producen

diversos problemas. En torno al agua subterránea, el acuífero transfronterizo de la zona de SLRC es utilizado tanto en el estado de Sonora, México como en el estado de Arizona, Estados Unidos de América, y tiene una dirección de flujo general de norte a sur (Sol-Uribe *et al.*, 2008). Es por ello que los gobiernos de ambos países han acordado desarrollar diversos programas de cooperación mutua con el objetivo de asegurar un uso más eficiente del agua. Para ello han creado un paquete de medidas financieras binacionales dedicadas a apoyar iniciativas para mejorar las condiciones de infraestructura de agua potable, alcantarillado y saneamiento de las aguas residuales, con las cuales se logra la conservación y preservación del medio ambiente. En este sentido, el Banco de Desarrollo de América del Norte (BDAN), previa certificación de la Comisión de Cooperación Ecológica Fronteriza (Cocef), autorizó la creación de un Fondo de Inversión para Proyectos de Conservación de Agua. La ciudad de SLRC fue beneficiada con parte de estos fondos para resolver la problemática de recolección, tratamiento y disposición final del agua residual. El promotor para desarrollar los proyectos fue el OOMAPAS de la ciudad de SLRC, y es el actual operador de la PTAR de la ciudad. Actualmente, el OOMAPAS implementa un programa integral de saneamiento en tres etapas constructivas (Cocef, 2007).

- La primera etapa consistió en la ampliación del sistema de alcantarillado sanitario (aproximadamente 36,000 m), en la construcción de una planta de tratamiento de aguas residuales (capacidad instalada de 400 l/s), en la construcción de una planta de bombeo de aguas residuales y en la construcción de un emisor a presión para conducir los gastos a la planta de tratamiento. La PTAR entró en actividad en 2006, y el proceso de infiltración inició en 2007 (aunque la norma oficial mexicana NOM-014-Conagua-2003, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada se publicó hasta agosto de 2009) (*DOF*, 2009).
- La segunda etapa consistió en la construcción del Proyecto Integral de Mejoramiento de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (PIMAAS) y los elementos que conforman el proyecto son: ampliación del sistema de alcantarillado sanitario, equipamiento electromecánico del cárcamo de bombeo sur, construcción del segundo emisor sur, construcción del tercer módulo de la planta de tratamiento de aguas residuales (incrementando la capacidad instalada de 400 a 600 l/s) y la construcción de cuatro lagunas adicionales de infiltración con capacidad instalada de 600 l/s para la disposición final del efluente de los tres módulos de la PTAR. Con estas obras se incrementó la cobertura del alcantarillado sanitario y de tratamiento del agua residual del 42 al 86 por ciento.

La tercera etapa consistió en la ampliación de la red de alcantarillado sanitario (incluye emisores y redes de atarjeas) en zonas que carecen del servicio y la ampliación de la capacidad instalada de la planta de tratamiento de aguas residuales de 600 a 800 litros por segundo.

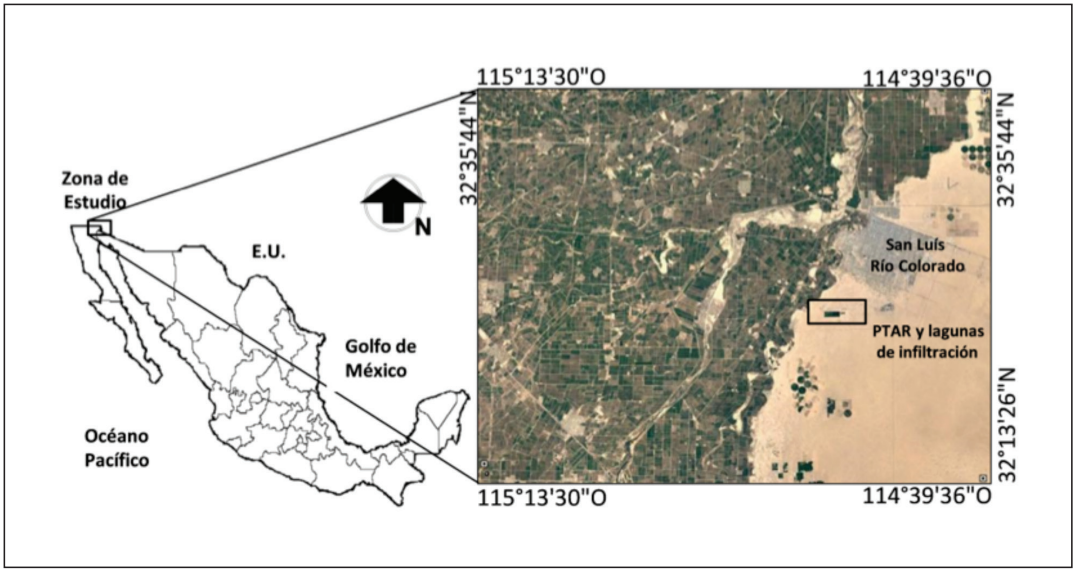
13.2. Metodología

Para describir el proceso MAR en el Acuífero de SLRC mediante el uso de agua residual municipal a través de lagunas de infiltración, en la metodología se procedió a dividirla en cuatro etapas: en la primera se describen las características de la zona de estudio, incluyendo clima, fisiografía, hidrología superficial y subterránea, geología e hidrogeología; en la segunda etapa se describen los estudios previos realizados para la implementación del tratamiento de suelo del acuífero (SAT, por sus siglas en inglés); en la tercera etapa se describen tanto las características como el proceso de las lagunas de infiltración y, finalmente, se describen las características del proceso de la PTAR.

13.2.1. Caracterización de la zona de estudio

La ciudad de San Luís Rio Colorado se encuentra ubicada en la zona noroeste del estado de Sonora, entre el desierto de Altar y el estado de Baja California, colindando al norte con el estado de Arizona, Estados Unidos. La ciudad de San Luis Río Colorado se encuentra a una distancia por carretera de 620 km de Hermosillo (capital del estado) con coordenadas geográficas que la limitan al norte 32º 30′, al sur 31º 31′; al este 113º 41′ y al oeste 115º 03′. Su altitud promedio es de 40 msnm. En la Figura 13.1 se muestra la localización de la zona de estudio, y en la Figura 13.5 se muestran las etapas constructivas de la PTAR, así como de las lagunas de infiltración que actualmente opera el Organismo Operador Municipal de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento.

Figura 13.1. Localización de la zona de estudio.
Modificado de Google Earth (2016).

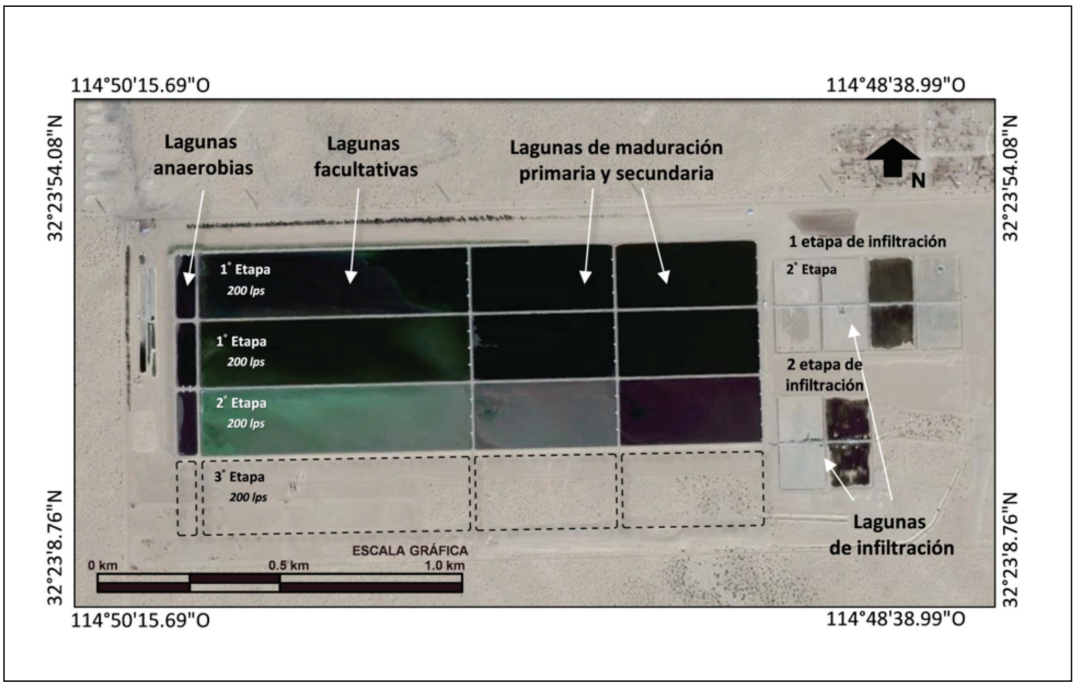


La PTAR y las lagunas de infiltración se localizan a 5.5 km al sur de la ciudad, sobre el desierto de Altar en el área denominada mesa arenosa, y el terreno de la planta de tratamiento tiene una superficie total de 240 hectáreas. Los límites del valle de la Mesa Arenosa se extienden dentro de Estados Unidos y con coordenadas geográficas 31° 38′ a 32° 29′ de latitud norte y 114° 17′ a 115° 03′ de longitud oeste (Conagua, 2009).

De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi, 2000) en el año 2000 la población de la ciudad de San Luís Río Colorado era de 127,084 habitantes (población total del municipio: 145,276 habitantes). Sin embargo, de acuerdo con el número de tomas efectivas de agua potable, y cotejado con los servicios domésticos de energía eléctrica de la Comisión federal de Electricidad (CFE), se estimó una población para el año 2001 de 166,908 habitantes. Aunque, de acuerdo con las proyecciones de proyecto se estima que para el año 2018 la población de la ciudad sea de 207,840 habitantes (OOMAPAS 2002). El abastecimiento de agua potable de la ciudad (Cocef, 2014), se lleva a cabo a través de 17 pozos profundos de 22 instalados con un gasto de explotación actual de 1,284 l/s. De acuerdo con el Programa de Indicadores de Gestión de

Organismos Operadores (PIGOO, 2016), el porcentaje de cobertura de agua potable en el municipio es de 97 % para el 2014. La cobertura de alcantarillado ha ido aumentando significativamente, ya que en 2007 era de 53.4 %, en 2008 de 62.1 % y más recientemente, en 2013 y 2014, de 85 %. El volumen de aguas residuales en la zona se basa en aportaciones domésticas y comerciales, sin aportaciones significativas de aguas residuales correspondientes al sector industrial; el porcentaje del volumen de agua residual que es tratado es del 39.25 % en el 2014 (PIGOO, 2016).

Figura 13.2. Etapas constructivas de la PTAR de SLRC y lagunas de infiltración que actualmente opera el OOMAPAS.
Modificado de Google Earth (2016), fecha de la imagen: 27/2/2016.



Clima

En la zona existe un clima muy seco, con temperatura media anual de 20.9 °C. Las temperaturas de junio a septiembre fluctúan entre los 30 y 33 °C y de noviembre a marzo fluctúan entre 13 y 15 °C. Estas fluctuaciones de temperatura determinan que el clima en la zona es muy extremoso. La precipitación promedio anual es de menos 50 mm y se modifica solo cuando se intensifican los fenómenos del Niño; la precipitación promedio mensual es de 0 a 8 mm y la mayor precipitación se concentra entre los meses de noviembre a marzo (Conagua, 2014c). En cuanto a la evapotranspiración, se estima que es del orden de 2,316 mm, mayor que la precipitación, por lo que existe un gran déficit de agua en la parte superior del suelo. Estas condiciones climatológicas indican que la alimentación del acuífero proviene de las infiltraciones de la Mesa de Yuma y del canal Todo Americano en los Estados Unidos, del Río Colorado en ambos países, así como de los canales del lado mexicano y de los volúmenes de agua superficial y subterránea aplicados al riego dentro del distrito (Cocef, 2004). Las fluctuaciones de temperatura y las condiciones de precipitación en la zona determinan que el clima sea considerado como seco y extremoso.

Fisiografía

La zona se encuentra ubicada dentro de la provincia Desierto Sonorense, que está dividida en dos subprovincias y una discontinuidad: sierras y llanuras sonorenses, desierto de Altar y sierra del Pinacate. Particularmente, el área pertenece a la subprovincia del desierto de Altar en el estado de Sonora y se caracteriza por ser un desierto arenoso con altitudes menores de 200 m. Es importante comentar que hacia la región occidental de la zona se localiza el mayor delta de México, el del río Colorado, que cruza la subprovincia en sentido norte-sur hasta su desembocadura (Conagua, 2009a).

Hidrología

La zona de estudio se encuentra ubicada en una de las zonas más áridas de México y se sitúa en la región hidrológica Río Colorado (RH7) de la Subregión de Planeación Baja California que está dentro de la Región Administrativa I Península de Baja California, aunque el acuífero de SLRC pertenece a la Región Administrativa II Noroeste. Esta zona forma parte del Distrito de Riego Río Colorado (DR 014) de la Región I. La ciudad de San Luis Río Colorado se abastece de agua potable

del acuífero a través de 17 pozos profundos de 22 instalados, con un volumen de explotación actual de 23,000 hm^3anuales; las profundidades de los pozos oscilan entre 100 y 200 (Cocef, 2004).

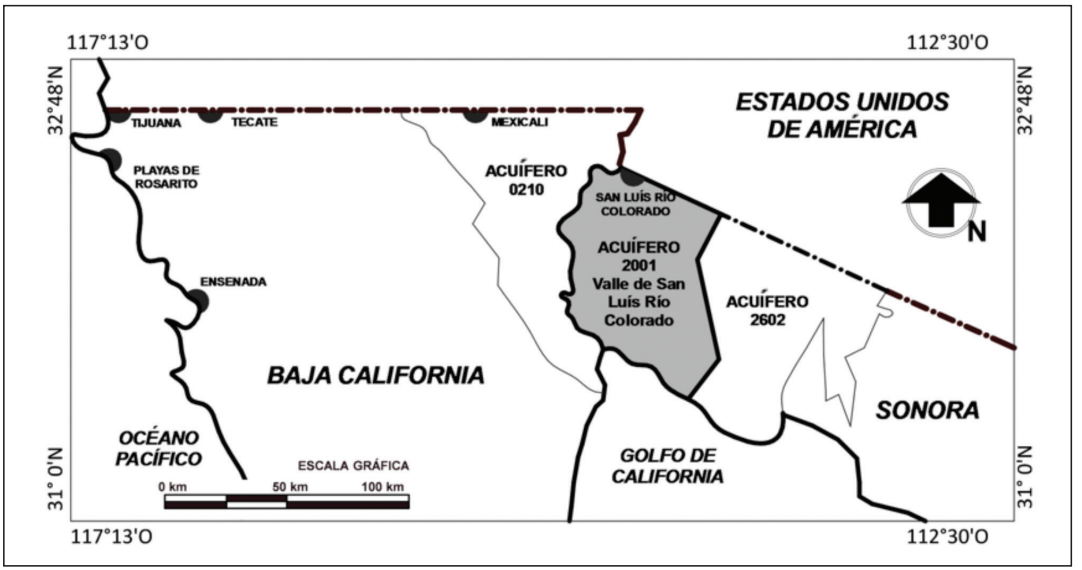
Hidrología superficial

La RH7 abarca el noroeste del estado de Baja California y la zona noroeste del estado de Sonora del lado mexicano, y se extiende por parte de la Unión Americana. El río Colorado atraviesa la planicie con dirección noreste-suroeste y desemboca en el golfo de California después de recorrer 185 km por territorio mexicano. En la parte del río existen numerosas terrazas, y conforme el río avanza hacia el sur, se presentan numerosos meandros abandonados y pequeñas lagunas que actualmente se han incorporado a las tierras de cultivo. De acuerdo con el Inegi (2001) el río aporta 1,850 hm^3 anuales, que son aprovechados para la agricultura en el DR 014 y para uso doméstico (Inegi, 2001). En cuanto a obras hidráulicas, en la zona se encuentra la presa derivadora José María Morelos, así como una red de canales y drenes destinados principalmente para uso agrícola. También existen acueductos que llevan el agua a las grandes ciudades del estado desde otras cuencas hidrológicas (trasvases a Tijuana y Ensenada).

Hidrología Subterránea

El Sistema Acuífero Transfronterizo Cuenca Baja del Río Colorado se localiza en la porción sur de los estados de California y Arizona, en los EUA, y en la porción norte de los estados de Baja California y Sonora, en México (Oroz-Ramos, 2007). En la margen izquierda del río Colorado se encuentra el acuífero del valle de San Luis Río Colorado, que cubre una superficie de 4,397 km^2 y se localiza en la porción noroeste del estado de Sonora, entre las coordenadas geográficas 31° 38′ y 32° 29′ de latitud norte, y 114° 17′ y 115° 03′ de longitud oeste (Conagua, 2009). El acuífero limita: al norte con la Mesa la Fortuna, la Mesa de Yuma, y el valle de Yuma, pertenecientes al estado de Arizona, EUA; al este con el acuífero Los Vidrios (definido con la clave 2602), donde se extiende el desierto de Altar y la zona volcánica de la reserva ecológica El Pinacate, en el estado de Sonora; al sur con el golfo de California y al oeste con el acuífero del valle de Mexicali (definido con la clave 0210) y el delta del río Colorado y la zona de inundación del golfo de California, que forman parte del municipio de Mexicali, B.C. México (Oroz-Ramos, 2007).

Figura 13.3. Localización del acuífero del valle de San Luis Río Colorado



Geopolíticamente, el acuífero se localiza dentro del municipio San Luis Río Colorado; la Figura 13.3 muestra la ubicación y las fronteras del acuífero. En la zona, el agua subterránea es una fuente muy importante, ya que abastece el 31 % del volumen total disponible (Sol-Uribe *et al*., 2008), aunque el acuífero Mesa Arenosa-Mexicali y Mesa Arenosa-San Luis Río Colorado son considerados como sobreexplotados (Conagua, 2000a).

Geología

En cuanto a la geología estructural, el área que comprende el acuífero del valle de San Luis Río Colorado (VSLRC) forma parte de la porción occidental del valle de Mexicali, en donde se localiza un graben que está rellenado por sedimentos continentales depositados por el río Colorado y se caracteriza en gran parte por las terrazas aluviales y macizos montañosos de la sierra de Los Cucapás y la sierra El Mayor, que se localizan fuera del área de estudio y están constituidas por rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias. La zona del acuífero del VSLRC forma parte de un basamento escalonado con dirección NO-SE (colinda al oeste con el valle de Mexicali, por lo que comparten algunas características), que es una extensión al sur del sistema de fallas de San Andrés, lo que

permite una comunicación vertical de toda la columna estratigráfica (como en la zona geotérmica de Cerro Prieto). De acuerdo con Moro (2000) la descripción de las características físicas de la columna litológica de la región, partiendo de la más reciente a la más antigua, se describe en los siguientes párrafos:

Depósitos del Reciente

Depósitos aluviales Q (al): Estos depósitos comprenden arcillas, limos, arenas y gravas poco consolidados y se distribuyen en toda la llanura de inundación del valle de Mexicali. Los limos alternan con capas de arena de grano muy fino, compuesta de cuarzo, y que se presenta en capas delgadas con estructura laminar y estratificación cruzada. A partir de la ciudad de Mexicali y hacia el este, los depósitos deltáicos pasan de clásticos muy finos (arcillas y limos) a clásticos muy gruesos (arenas y gravas). En estos materiales se localizan la mayoría de los pozos de la región, lo que evidencia su alta permeabilidad.

Depósitos eólicos Q (eo): Estos depósitos presentan grandes acumulaciones de clásticos de cuarzo, feldespato y líticos con tamaños de arena media, que se localizan principalmente en la porción noreste y sur del área de estudio. Todos estos materiales provienen del intemperismo de las sierras de la zona y por la erosión del río Colorado. En dichos lugares se forman cordones de dunas compuestas en su mayor parte por arenas finas de color gris amarillento a gris claro; la permeabilidad de estos materiales es alta.

Depósitos lacustres Q (la): Esta sección está constituida por una intercalación de arenas finas, limos y arcillas bien clasificadas, con estructura laminar. La permeabilidad de estos materiales es menor en superficie donde existe un predominio de materiales finos, mientras que a profundidad, la permeabilidad se incrementa al contener una mayor cantidad de arenas.

Conglomerado Q (cg): Esta sección está representada por depósitos de gravas constituidos por clásticos subredondeadeos, con una variada granulometría; por lo general se presentan como estratos masivos sin consolidar. Se encuentran distribuidos hacia el oeste del valle de Mexicali, donde se ubican algunos pozos del campo de Cerro Prieto, estos materiales presentan una permeabilidad alta.

Basaltos Q (b): Esta sección (denominada también como Formación Cerro Prieto) se presenta dentro de la planicie del valle de Mexicali, como una estructura volcánica de

composición basáltica, que descansa discordantemente sobre arenas finas. A las rocas de esta unidad se les ha asignado una permeabilidad de media a alta.

Depósitos del Cretácico

Granitos K (gr): Se define así a las rocas de tipo ígneo intrusivo que se ubican en otra parte de las sierras de Cucapás y El Mayor, la cual está formada por granitos de biotita de estructura masiva, con ligero fracturamiento; la permeabilidad de estas rocas también es muy baja.

Depósitos del Paleozoico

Gneises y esquistos P (gn - E): Compuesto por las rocas más antiguas que se ubican en parte de las sierras de Cucapás y El Mayor; a estas rocas se les ha asignado una edad del Paleozoico, y están constituidas por esquistos y gneises. Su permeabilidad es muy baja.

Hidrogeología

El sistema fluvio-deltáico del río Colorado contiene importantes depósitos sedimentarios que conforman el medio granular del acuífero y cuyo espesor varía de 600 hasta posiblemente 4,000 m. Los sedimentos del sistema son de diversa granulometría (desde arena, grava y limo hasta arcilla) con una distribución errática y una estratificación ocasionalmente oblicua. De acuerdo con la Conagua (2009), estas características, junto con las variaciones de permeabilidad de los materiales, originan condiciones anisotrópicas (tanto en sentido vertical y horizontal como en la dirección del flujo subterráneo), por lo que el sistema funciona como acuífero libre. En este sentido, Oroz-Ramos (2007) coincide en que el sistema corresponde a un sistema acuífero de tipo libre, constituido por una unidad superior de más de 3,000 m de espesor, conformada por arenas no consolidadas de excelente textura (constituyen un acuífero de alto rendimiento), que en ocasiones se pudiera comportar como semiconfinado o multicapa, en los niveles en donde ocurren materiales arcillosos. La recarga natural del acuífero es muy escasa, aunque el riego con agua derivada del río Colorado ha generado una recarga incidental por filtración en canales y retorno de excedentes de riego en terrenos de gran capacidad de infiltración.

De acuerdo con la Conagua (2009), la reconstrucción litológica a detalle de la secuencia estratigráfica de la zona se divide en cuatro unidades identificadas, las cuales, de la base a la cima, son: Unidad A (Secuencia de lodos marinos), Unidad B (Secuencia transicional marina-fluvial), Unidad C (Secuencia transición-fluvial) y Unidad BC (Basamento cristalino).

Con mayor detalle se definieron tres unidades sedimentarias (Unidades 1, 2 y 3) en los primeros 300 m, que corresponden a la secuencia de transición-fluvial (Unidad A) y son:

- Unidad 1. Unidad no consolidada constituida principalmente por arenas que varían desde grano fino a medio. Corresponde posiblemente a sedimentos característicos de ambientes fluviales y aluviales.
- Unidad 2. Unidad compuesta por arena, grava y gravilla no consolidadas, contiene el registro sedimentario de las facies fluviales del río Colorado. La litología está dominada por arena de grano medio a grueso que contiene intercalaciones de arcilla y grava.
- Unidad 3. Unidad que presenta potentes paquetes de grava y gravilla arenosa.

El movimiento del agua subterránea en la región se efectúa en los depósitos aluviales. En este sentido, la Figura 13.4 y Figura 13.5 muestran la configuración de la elevación del nivel estático en msnm para la zona del valle de Mexicali y el valle de San Luís Río Colorado (MORO, 2000) para el año 1987 y 1999, respectivamente.

La configuración de isolíneas para el año 1987, mostrada en la 13.4, muestra que las líneas de flujo parten desde la porción noreste del VSLRC y confluyen hacia la parte central del valle, entre las poblaciones Ciudad Juárez, Hermosillo y Tabasco; la confluencia en esta zona se debe a que se forma un cono de abatimiento como producto de la intensa explotación (en esta zona se localizan una gran cantidad de pozos). En el área comprendida entre los poblados de Pescaderos, Colima Dos y el Refugio, se forma un domo el cual se asoció como parte de la recarga del río Colorado; hacia el noroeste del desierto de Altar se observó que la recarga tiene una dirección noreste-suroeste, siguiendo la misma traza del río. La configuración de 1999, (Figura 13.5), muestra que la dirección del flujo es muy similar a la 1987 (13.4), con excepción de la porción central, donde se observa como característica importante la formación de dos conos de abatimiento, producto de la intensa explotación. Al mismo tiempo, la figura muestra un domo (entre la Colonia Chiapas, Número Tres y la Colonia Hidalgo). En esta zona corre el río Colorado, por lo que se hace evidente la relación del río con el acuífero, en donde, al parecer, el primero recarga al segundo (MORO, 2000). En resumen, las figuras muestran que las mayores elevaciones se presentan en la porción norte-noreste del acuífero del VSLRC y las menores hacia la línea de costa; se identifica que la dirección predominante de flujo subterráneo es hacia el suroeste.

Figura 13.4. Localización del acuífero del valle de San Luis Río Colorado
Adaptado de MORO (2000).

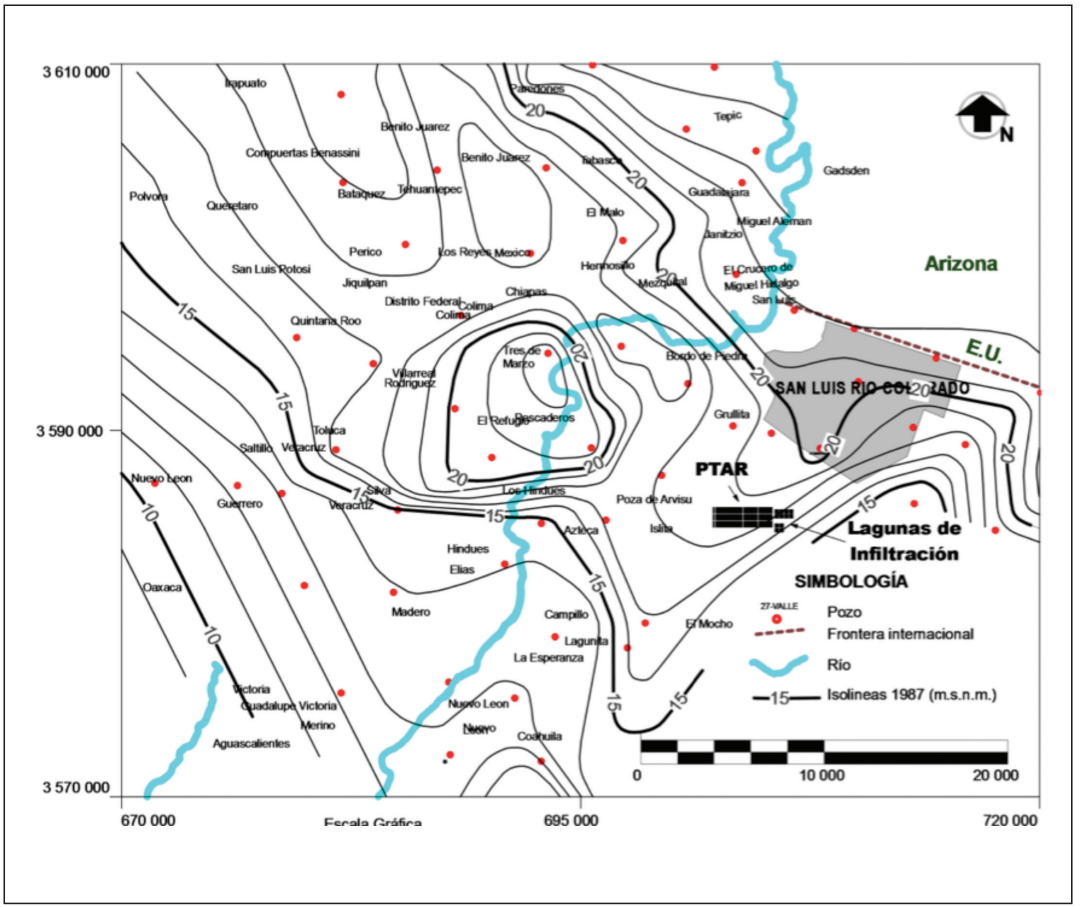
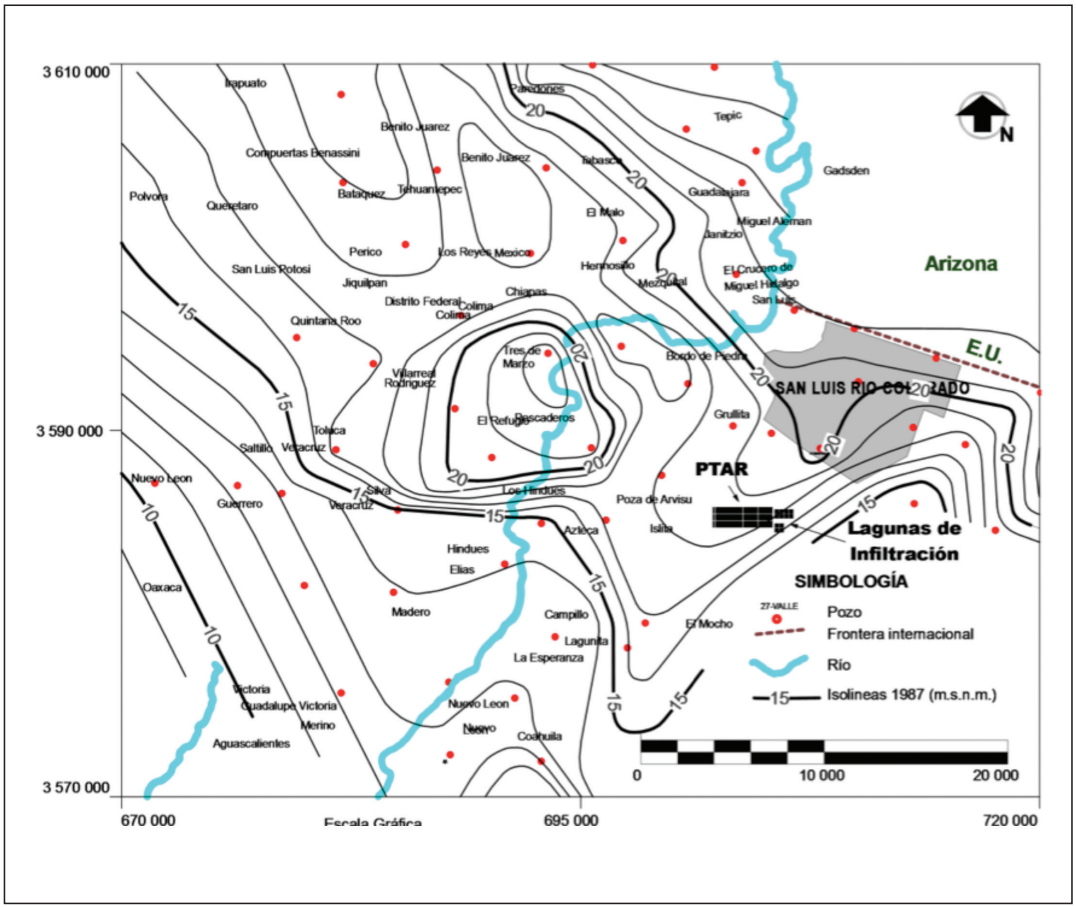


Figura 13.5. Elevación del nivel estático (msnm) del año 1999.
Adaptado de MORO (2000).



El mecanismo de recarga y descarga del acuífero del VSLRC en general se da de la siguiente manera: la recarga está representada por las entradas horizontales de agua subterránea, por la infiltración del agua de lluvia y de las aguas superficiales, en donde una de las más importantes es la aportación del río Colorado, así como también los excedentes de riego, aunque estos son en menor proporción. La recarga total media anual (suma de todos los volúmenes que ingresan al acuífero) es de 236.8 hm^3 anuales, de los cuales 155.2 corresponden a la recarga natural y los 81.6 hm^3 restantes provienen de la recarga inducida (Conagua, 2009). La descarga se realiza por las salidas horizontales, una de las cuales aparentemente es hacia el acuífero geotérmico de Cerro Prieto, por las aportaciones al río Colorado en algunos sitios y principalmente por el bombeo de pozos y norias. El volumen total de las salidas subterráneas que descarga naturalmente hacia la zona costera en donde existe la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado es de 32.5 hm^3 anuales. En cuanto a la extracción de agua subterránea, volumen anual de extracción, de acuerdo con los títulos de concesión inscritos en el Registro Público de Derechos de Agua (REPDA) de la Subdirección General de Administración del Agua, con fecha de corte al 30 de septiembre del 2008, es de 107.2 hm^3 al año, aunque adicionalmente, en la base de datos del REPDA existe un volumen de 68 hm^3 al año, correspondiente a los módulos números 21, 22, 3 y 2, margen izquierda del río Colorado, cargados al acuífero del valle de Mexicali (Conagua, 2009).

13.2.2. Estudios previos realizados

Previamente a la construcción de la PTAR se llevaron a cabo diferentes estudios. Uno de los más importantes tuvo como objetivo determinar la tasa de infiltración en las localidades propuestas de SAT. Este tipo de tratamiento en suelo para recarga de acuíferos es actualmente ampliamente utilizado, sobre todo en zonas en donde existe una alta presión sobre los recursos hídricos, como lo es el caso de la zona de SLRC. El uso del suelo como medio de disposición de aguas residuales son prácticas antiguas; sin embargo, las altas concentraciones de población han provocado un aumento en la generación de aguas residuales. Conjuntamente a lo anterior, hoy en día, en las aguas residuales se encuentran presentes una diversidad de contaminantes, por lo que un uso no controlado puede causar problemas de contaminación, tanto del suelo como de los acuíferos. Utilizar el suelo para el tratamiento adicional de aguas residuales tratadas previamente cumple dos funciones: es un medio receptor de las aguas residuales (evitando el vertido a otros medios) y es el agente activo en donde se llevan a cabo procesos de remoción de nutrientes, materia orgánica, microorganismos y otros componentes (Conagua, 2014). Para utilizar el SAT como método de introducción del agua

residual previamente tratada al acuífero en la zona de SLRC, se realizó un estudio de percolación de agua a través del suelo en condiciones controladas, para determinar la tasa de infiltración, así como el grado de atenuación que el subsuelo tendrá sobre el agua y definir si existe contaminación del acuífero. Es por ello que como un primer paso se llevó a cabo un plan piloto que indicó que la tasa de infiltración en las localidades propuestas de tratamiento del acuífero en suelo (SAT) es alta, y que la recarga del efluente tratado es posible. En los siguientes puntos se detalla el proceso y los resultados del plan piloto.

Plan piloto de recarga

Como un primer paso, en el predio para la construcción de la PTAR se requirió estimar la capacidad del subsuelo para remover o reducir la carga contaminante de descargas de aguas residuales sobre el suelo, con el objetivo de reducir el riesgo por problemas de contaminación tanto del suelo como del acuífero. Para ello se desarrolló un estudio Geohidrológico puntual para obtener las características hidráulicas del acuífero donde se pretende realizar el proyecto de recarga artificial de acuífero mediante la infiltración con agua residual tratada (Sol-Uribe *et al.*, 2008). En el estudio se determinó desde el efecto sobre la calidad del agua residual tratada al pasar por la zona no saturada y alcanzar el acuífero, hasta las características hidráulicas del mismo. Para ello se diseñó un estanque de 5 x 5.6 m, con altura de 1 m, sobre el cual se aplicó volumen suficiente (y conocido) de agua capaz de infiltrarse hasta el acuífero superior y poder ser recuperada es su tránsito a través del perfil del suelo y también a su arribo al acuífero superior. El piso del estanque corresponde al material del terreno, arena fina y media. Las fuentes de agua aplicadas al estanque fueron:

1. Agua no contaminada proveniente de un pozo ubicado en la PTAR.
2. Agua residual tratada proveniente de un efluente de tratamiento de la PTAR del cuartel militar asentado en la ciudad.

Para recuperar el agua infiltrada se instalaron cuatro pozos con diferentes profundidades. La Figura 13.6 muestra el esquema de cuatro pozos con sus profundidades, el estanque de infiltración y la descripción litológica del suelo de la zona. El pozo profundo (D) de la PTAR se construyó para utilizarse durante el proceso de construcción de la planta, y tiene las siguientes características: profundidad final 120 m, de los 48 a 114 m está conformado por tubería de acero de 12 pulgadas ranurada, y de los 114 a los 120 m está conformado por tubería lisa y tapón de fondo (Sol-Uribe *et al.*, 2008).

Procedimiento

Como un primer paso se llevó a cabo la medición de los descensos al espejo de agua en el estanque a cada 30 minutos (medición manual) y a cada minuto (medición automatizada). Al mismo tiempo se llevó a cabo el muestreo de agua en los pozos de observación utilizando tubos adaptados (con tapón y ranurado en uno de sus lados) de PVC de tres pulgadas. El procedimiento se llevó a cabo para los dos casos de infiltración de agua, la no contaminada y el agua residual tratada. Como un segundo paso se llevó a cabo la adecuada recuperación y transportación de las muestras para su posterior análisis. Para el caso de infiltración de agua no contaminada se analizaron los parámetros químicos dispuestos en la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994 (*DOF,* 1996) que establece los límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización (salud ambiental, agua para uso y consumo humano). Para el caso de infiltración de agua residual tratada se analizaron los parámetros de la norma NOM-001-ECOL-1996 (*DOF*, 1997), que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (Sol-Uribe *et al.*, 2008).

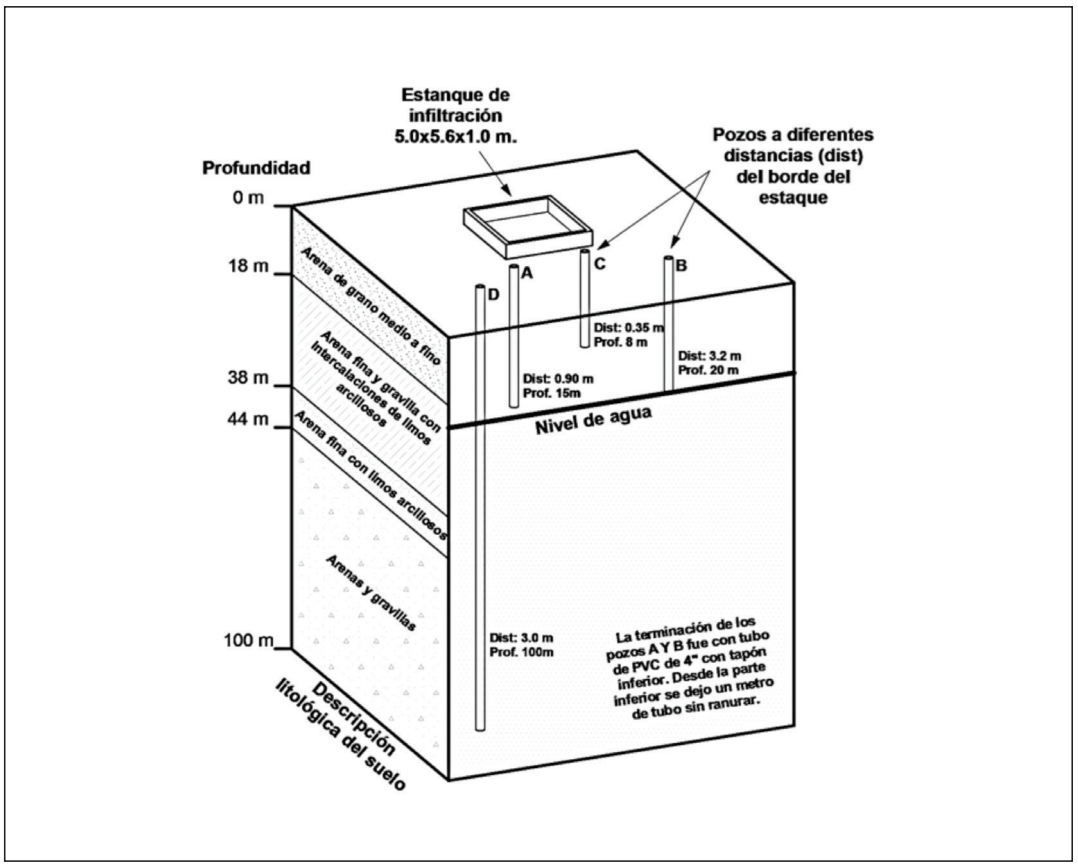
Prueba de infiltración con agua no contaminada

El objetivo de esta prueba fue determinar la tasa de infiltración, el parámetro de la conductividad hidráulica saturada y la calidad del agua infiltrada en los pozos A y B (15 y 20 m), así como un pozo profundo con el agua nativa.

<u>*Procedimiento*</u>: La prueba se realizó en dos ocasiones y se utilizó agua del pozo profundo con volúmenes y tiempo variados (100 m^3 y 10 horas; 300 m^3 y 72 horas).
<u>*Análisis*</u>: Se analizó la mayoría de los parámetros de la NOM-127-SSA-1994.
<u>*Resultados*</u>:

- Las sales solubles se incrementaron en relación a la profundidad, debido al arrastre de sales a través de la zona no saturada.
- La capacidad de infiltración se estabiliza y se estima en un valor promedio de 4.8 m/día (conductividad hidráulica vertical K_v).
- Se estima que la velocidad de infiltración es de 13.33 m/día.

Figura 13.6. Esquema de pozos, estanque de infiltración y descripción litológica del suelo. Adaptado de Sol-Uribe *et al.* (2008).



- El valor promedio de la transmisividad estimada es de 2246 m^2/día y la conductividad hidráulica horizontal K_H de 22.46 m/día (considerando los 100 metros de espesor del pozo ranurado). En Yuma se han reportado valores de K_H entre 15.2 y 152.4 m/día.

Prueba de infiltración con agua residual tratada

El objetivo de esta prueba fue determinar el comportamiento de la carga orgánica sobre la zona no saturada.

Procedimiento: La prueba se realizó en dos ocasiones y se utilizó agua de la planta de tratamiento (volumen aproximado 200 m^3) con valores de sólidos suspendidos y sólidos sedimentables de 54 mg/l y 0.5 ml/l, respectivamente (valores dentro del límite de la NOM-001-ECOL-1996).
Análisis: Para determinar el comportamiento de los parámetros físicos del suelo, primero se llevaron a cabo análisis texturales a cada 15 cm de los primeros 90 cm del perfil del suelo, antes y después de la infiltración del agua residual, para posteriormente realizar la comparación.
Para determinar el comportamiento de los contaminantes en la zona no saturada se analizaron los parámetros bacteriológicos, físicos y organolépticos, así como la mayoría de los parámetros químicos de la norma NOM-127-SSA1-1994; para el agua recuperada se analizaron todos los parámetros de la NOM-001-ECOL-1996
Resultados:

- El análisis textural antes de la infiltración determinó que el tipo de suelo es arenoso (83 y 86 % de arena, 4 a 8 % de arcilla y 10 a 11 % de limo), con porosidad promedio de entre 34 y 36 %, así como valores de capacidad de almacenamiento de agua en campo de 3.5 % y punto de marchitamiento permanente de 1.9 %.
- El análisis textural después de la infiltración con agua residual tratada se reportó sin variaciones significativas (82 y 85 % de arena, 6 a 10 % de arcilla y 10 a 11 % de limo), con porosidad promedio de entre 34 y 35 %. Sin embargo, un cambio notable fue en la velocidad de infiltración, debido a los sólidos sedimentables y en suspensión contenidos en el agua residual, lo que ocasionó el fenómeno de colmatación (parte superficial del suelo).
- Debido a que durante las pruebas se presentó el fenómeno de colmatación, se requirió determinar la función de colmatación respecto al tiempo, a fin de obtener la función de la tasa de infiltración por colmatación durante el tiempo de estudio. Los resultados del ajuste de la función a diferentes tiempos indica que la tasa de infiltración estabilizada promedio es de 4.8 metro por día.

- Los resultados de los parámetros analizados mostraron que la calidad del agua residual tratada al pasar por la zona no saturada muestra una reducción de coliformes totales y fecales en función de la profundidad. En el pozo profundo no existió la presencia de coliformes totales y fecales, debido al efecto depurador del medio, así como a la mezcla con el agua subterránea.

13.2.3. Descripción de las lagunas de infiltración

El proceso de infiltración de agua residual cruda, afluentes de tratamientos primarios, secundarios o terciarios a través de lagunas (u otros métodos) se conoce como métodos naturales de tratamiento de aguas residuales o métodos de depuración natural, ya que comprenden los procesos en los que una parte del tratamiento es proporcionado por los componentes del medio natural (suelo) sin la intervención de agentes artificiales. Se pueden diferenciar en dos grandes grupos (IGME, 1995):

- Métodos de tratamiento mediante aplicación en el terreno: se dividen en infiltración lenta, infiltración rápida y flujo superficial. Los tres se basan en que la depuración conseguida es a través de los procesos físicos, químicos y biológicos naturales.
- Métodos de tratamiento a través de sistemas acuáticos: se basan en la creación de un flujo controlado, en el que microorganismos y plantas transforman los contaminantes y se pueden implementar mediante lagunajes, humedales y cultivos acuáticos (plantas flotantes). Generalmente se proyectan para un flujo continuo con descarga a ríos o lagos próximos.

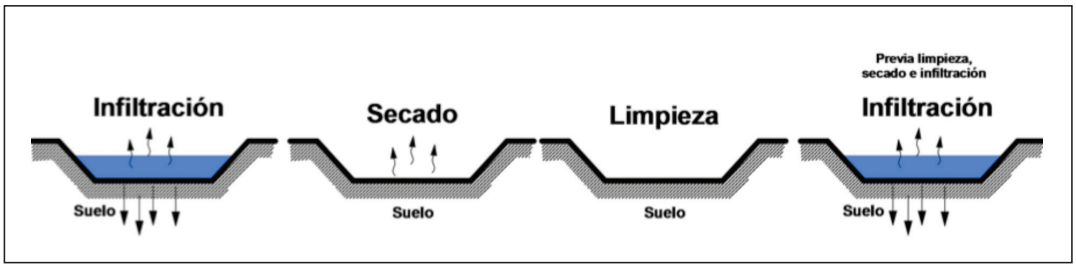
El sistema de infiltración de agua residual tratada proveniente de la PTAR es un método de tratamiento de infiltración rápida, también conocido en la literatura inglesa como RI (rapid infiltration). La característica que tiene este tipo de sistemas es la aplicación controlada de agua residual tratada sobre balsas superficiales, también llamadas lagunas de infiltración, que se construyen en suelos de permeabilidad media a alta. El agua residual requiere al menos de tratamiento primario previo a la aplicación; el proceso de infiltración se lleva a cabo de forma cíclica para permitir la regeneración aerobia de la zona de infiltración y mantener la máxima capacidad de tratamiento. Este tipo de proceso de infiltración requiere que las lagunas de infiltración tengan un mantenimiento periódico de la superficie (IGME, 1995).

Actualmente, la PTAR de SLRC tiene capacidad de dar tratamiento a 600 l/s, y para ello utiliza tres módulos de 200 l/s. La planta se diseñó para cumplir con los parámetros especificados bajo la NOM-001-ECOL-1996 (descarga a efluentes), aunque el agua residual tratada recarga al acuífero de San Luis Río Colorado a través de lagunas de infiltración. Como se describió en el apartado anterior, previo a la construcción de la PTAR se llevó a cabo un plan piloto de recarga que determinó que la tasa de infiltración en la zona de tratamiento del acuífero en suelo es alta (valor promedio de la capacidad de infiltración: 4.8 m/día) y que la recarga del efluente a través de lagunas de infiltración era factible. La PTAR está compuesta por un sistema lagunar que incluye lagunas anaerobias, facultativas y de maduración que dan un tratamiento secundario al agua residual. Cuando el agua sale de la PTAR, pasa a las lagunas de infiltración (Figura 13.7), que como se describe en el párrafo anterior, se considera un método de tratamiento de infiltración rápida. Es importante comentar que en este tipo de sistemas de infiltración rápida se deben de extremar las precauciones en los aspectos relativos a la conservación de la calidad de las aguas tratadas, así como realizar una estimación preliminar de las necesidades de terreno, de aquí la importancia del plan piloto de recarga que se llevó en la zona. Con base en los resultados del plan piloto de recarga se realizó el diseño de las lagunas de infiltración y actualmente el sistema lo conforman 12 lagunas de 120 por 120 metros y un metro de profundidad, con bordos de tierra compactada de arcilla (57 %) y arena (43 %). El proceso de infiltración se compone de cuatro fases: percolación, inundación, secado y espera; este tipo de procesos trabaja alternando las fases (Figura 13.7).

Operación de las lagunas de infiltración

Para cada tren de tratamiento se requiere el empleo de cuatro lagunas y el periodo en el que el efluente pasa de la primera laguna de estabilización a la laguna de infiltración es de aproximadamente 29 días. El ciclo de infiltración (tiempo de derrame) requiere de aproximadamente cinco días (Conagua, 2014c). La Figura 13.7 muestra la configuración en el tiempo en que operan las lagunas de infiltración, en donde, mientras una laguna está en la fase de infiltración, otra en estado de secado, la tercera está en estado de limpieza y la cuarta está nuevamente en el proceso de infiltrado (previa limpieza, secado e inundación, respectivamente).

Figura 13.7. Configuración del tiempo y utilización de las lagunas de infiltración. Adaptado de Conagua (2014c), con datos del OOMAPAS.



En los siguientes puntos se describen las fases de las lagunas de infiltración del SAT de SLRC:

- **Fase de infiltración (inundación):** tiene como objetivo llenar a través de un cierto periodo de tiempo la laguna con el efluente que proviene de la PTAR. La fase de inundación se lleva a cabo durante 5 días con el objetivo de prevenir la obstrucción del suelo ocasionada por la mayor cantidad de sólidos suspendidos. En esta fase también se lleva a cabo la **fase de infiltración**, que tiene como objetivo percolar el efluente que proviene de la PTAR a través del método de tratamiento de infiltración rápida.
- **Fase de secado:** tiene como objetivo restaurar las condiciones aerobias del suelo, necesarias para la oxidación de materia orgánica y nitrificación del amonio adsorbido, así como recuperar las características de permeabilidad del suelo. Esta fase es necesaria, debido a que las condiciones anaerobias que se presentan durante los periodos de inundación tienden a reducir la porosidad del suelo. Durante esta fase se requiere dar mantenimiento a las lagunas; en este sentido, el arado de la capa superior de una laguna tiene un impacto enorme en las características físicas de la capa superior y en la efectividad del proceso de infiltración. Un arado incontrolado puede tener un impacto negativo en el proceso; puede llevar a la compactación del suelo y disminuir los índices de infiltración. Se utiliza un tractor para limpiar la laguna y recuperar la infiltración.
- **Fase de espera:** tiene como objetivo esperar el efluente que proviene de la PTAR para iniciar la fase de inundación.

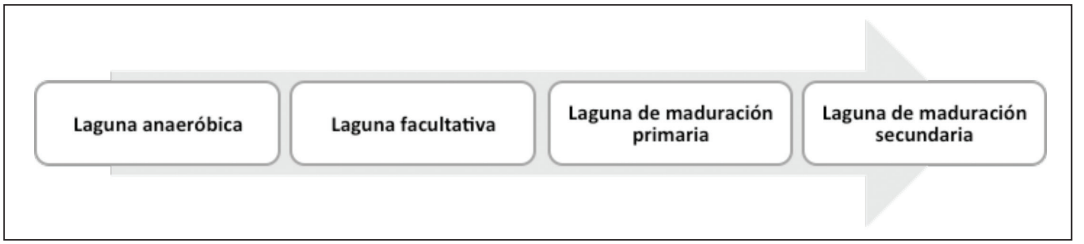
Estas fases forman un ciclo en el que el tiempo entre un llenado y otro en una sola laguna está definido por el tiempo de ciclo de llenado. En las lagunas de infiltración de la PTAR se siguen las siguientes reglas para la operación: 1) se recomiendan los ciclos cortos de llenado para maximizar la tasa de procesamiento y 2) los ciclos de secado largos y de arado mejoran la infiltración. Para llevar a cabo lo anterior es necesario mantener un balance preciso durante la operación de las lagunas. Con respecto a la calidad del agua, existen dos pozos de observación a un lado de las lagunas de infiltración en los que periódicamente se llevan a cabo análisis de calidad. De los datos de la calidad de agua se indica que hay una mejora significativa en la calidad del efluente, tanto química como bacteriológica, después de la infiltración SAT. De la misma forma que el agua potable de la zona, el agua en el pozo de observación se caracteriza por altas concentraciones de sulfatos (190 mg/l); el agua se encuentra bajo condiciones anaerobias. Es muy importante comentar que en las muestras del pozo no se encontraron coliformes, lo que indica que el suelo del SAT trabaja de forma apropiada.

13.2.4. Descripción de la PTAR

La PTAR se diseñó para que se construyera en tres etapas y esté constituida por cuatro trenes independientes que operarán dos en la primera etapa y dos más en la segunda y tercera etapas, respectivamente. Una vez que estén concluidas las cuatro etapas la PTAR, esta tendrá una capacidad total de 800 l/s. En el año 2005 se inició la construcción de la PTAR y entró en operación en 2007. El caudal de diseño para cada tren de tratamiento es de 189 l/s. (200 l/s para fines prácticos) y está conformado por una laguna anaeróbica, una laguna facultativa y dos lagunas de maduración (Figura 13.8 y Figura 13.9).

Laguna anaeróbica

Figura 13.8. Diagrama de flujo de cada tren de tratamiento.



La primera etapa de la PTAR es el proceso anaerobio, el cual se lleva a cabo en las lagunas anaeróbicas que tienen una profundidad de cuatro metros y un área de 8,925 m^2. En esta etapa es en donde, a través de un proceso de degradación de los sólidos disueltos, se remueve la mayor parte de la materia orgánica suspendida, así como una fracción de los coliformes presentes en el agua cruda (OEM, 2015). Lo anterior se realiza a través de dos fases:

- *Fase 1:* En esta fase intervienen bacterias anaeróbicas productoras de ácidos que degradan los contaminantes orgánicos y los transforman en compuestos más simples.
- *Fase 2:* En esta fase las bacterias, además de algas, hongos y protozoarios, utilizan esos compuestos simples y producen gas metano, bióxido de carbono y otros productos más degradados.

En esta primera etapa intervienen bacterias autotróficas, heterotróficas, protozoarios y hongos, además de algas de los géneros Chlamydomonas y Pandorinas. Después de esta primera etapa, el agua y los compuestos orgánicos fermentados en la etapa primaria pasan mediante una interconexión a la segunda etapa.

Laguna facultativa

La segunda etapa se denomina proceso facultativo y se realiza en la laguna facultativa a cielo abierto, que tiene una profundidad de dos metros y un área de 127,582 m^2. En esta laguna intervienen microrganismos en dos niveles del agua:

- *Estrato superior:* ocurre una simbiosis (relación biológica interactiva) entre bacterias aeróbicas y algas a través del proceso de fotosíntesis. Las algas liberan el oxígeno que necesitan las bacterias aeróbicas heterotróficas para descomponer los contaminantes en compuestos solubles y bióxido de carbono.
- *Estrato inferior:* donde no logra penetrar la luz solar, el proceso lo realizan las bacterias anaeróbicas, las cuales completan la descomposición iniciada desde la laguna anterior.

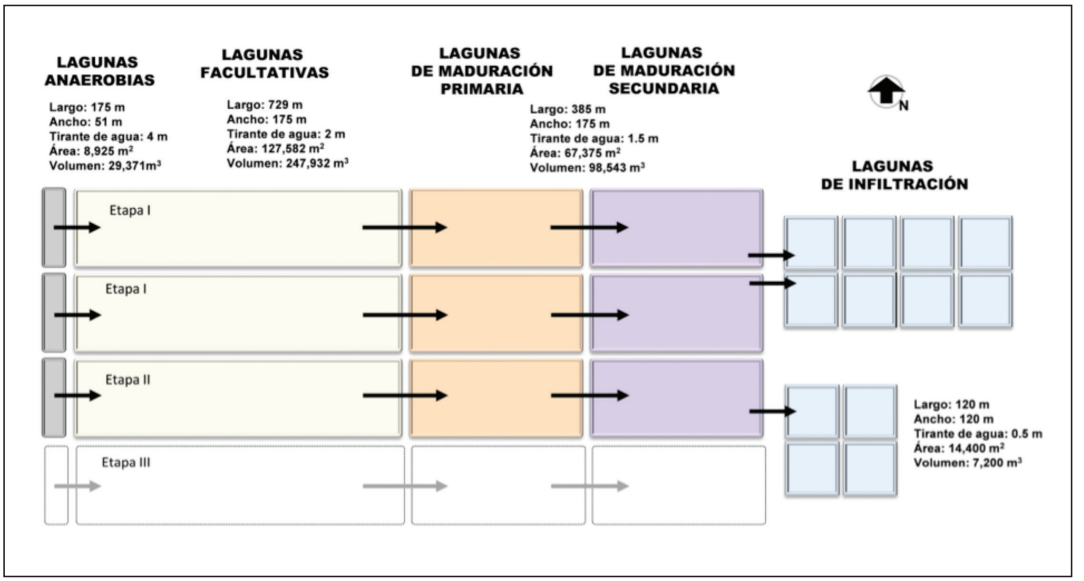
La materia orgánica, los coliformes y los huevos de helminto que no sean removidos en la laguna anaeróbica serán eliminados en gran parte en las lagunas facultativas. Entre las bacterias

que intervienen se encuentran *Seudomonas*, *Zoogloea*, *Achromobacter*, *Flavobacter*, *Nocardia*, *Mycobacter*, *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, además de algas *Euglena*, *Phacus*, *Chlamydomonas*, *Eudorina*, *Chlorelia* y *Volyox*.

Lagunas de maduración

La tercera y última etapa en el proceso de tratamiento secundario se denomina proceso de maduración 1 y 2, y se lleva a cabo en dos lagunas con 1.5 metros de profundidad y 67,375 m^2. De forma similar al proceso de las lagunas facultativas, el proceso en esta etapa es completamente aeróbico, lo que implica que existe producción de oxígeno mediante la fotosíntesis con la presencia de algas. En estas lagunas la penetración de la luz solar llega hasta el fondo. A este proceso también se le denomina de pulimiento, ya que en ellas es donde se elimina la mayor carga bacteriana, debido a la presencia de oxígeno. Las lagunas de maduración recibirán el efluente de las lagunas anteriores y sirven para remover coliformes, huevos de helminto y materia orgánica.

Figura 13.9. Planta general de la PTAR y las lagunas de infiltración.



El efluente de salida de la última laguna de maduración tiene una calidad que permitiría usarla para riego agrícola, ya que cumple con los requerimientos de la norma oficial mexicana NOM-001-*Semarnat*-1996 (*DOF*, 2007). Sin embargo, el efluente es depositado en lagunas que permiten su filtración al subsuelo y que se describieron en el punto anterior. Es importante mencionar que debido a que en un momento dado las tuberías, cajas y aquellos elementos que regulan el funcionamiento hidráulico de las lagunas anaeróbicas, facultativas y de maduración puedan presentar problemas de azolve y taponamiento, constantemente se llevan a cabo trabajos de mantenimiento y limpieza de los sistemas; para ello se cuenta con el Manual de Operación y Mantenimiento de la planta de tratamiento de aguas residuales.

13.3. Resultados y discusión

El Proyecto Integral de Mejoramiento de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (PIMAAS), impulsado por el Organismo Operador Municipal de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de la Ciudad de San Luís Río Colorado, Sonora, ha permitido la generación principalmente de obras de alcantarillado y, colateralmente, de agua potable, la construcción de la PTAR y de las lagunas de infiltración. El objetivo principal del PIMAAS es el saneamiento del lecho seco del río Colorado, en donde antes se vertía el agua del drenaje local. Además ha permitido reducir la contaminación del subsuelo en la zona urbana, generada por las descargas de aguas residuales que no estaban conectadas al sistema de alcantarillado sanitario, al no contar con este servicio. Se estima que en el año 2000 existían más de 24,000 fosas sépticas, ubicadas dentro de la ciudad. Las inversiones llevadas a cabo hicieron efectivo en parte el objetivo de tener un "medio ambiente más sano y limpio para esta ciudad".

La etapa I del PIMAAS tuvo una inversión cercana a los 225 millones de pesos, y la segunda y tercera etapa de 235 millones (total 460 millones de pesos). Se estima que la construcción de la PTAR fue de 139 millones de pesos y las lagunas de infiltración de 14 millones.

En México, el Organismo Operador de Agua Potable, (OOMAPAS) de SLRC es precursor en la construcción y operación de un proyecto de recarga artificial de un acuífero utilizando aguas residuales tratadas de la población de SLRC. La PTAR y las lagunas de infiltración entraron en operación en el año 2007 y, de acuerdo con información de la Conagua (Congreso Internacional

de Manejo de Recarga de Acuíferos ISMAR9, Ciudad de México), es el único operando en el país. El proyecto consta de 12 lagunas de infiltración con dimensiones de 120 m x 120 m, que son alimentadas con el efluente de la PTAR a través de un canal central y compuertas de vertido en cada una de ellas. El agua tratada (que cumple con los parámetros solicitados por la norma NOM-001-*Semarnat*-1996) se infiltra lentamente hacia el acuífero, mezclándose con el agua nativa. El proyecto de infiltración al acuífero de SLRC tiene nueve años operando, en los que hasta ahora el principal problema operativo es controlar el crecimiento en exceso de algas y en algunas ocasiones el incumplimiento de la calidad del agua de la PTAR referente a las concentraciones de sólidos sedimentables (arriba de 19 ml/l). Lo anterior genera taponamientos en la parte superior de las lagunas de infiltración, reduciendo el tiempo de operación de las lagunas. Este fenómeno, conocido como colmatación, genera costras sobre la superficie de las lagunas de 0.5 a 1.0 cm, que son removidas mediante pasos de tractor y escrepa, que limpian y recuperan la capacidad de infiltración de las lagunas.

Las aportaciones del gobierno federal mexicano, del Banco de Desarrollo de América del Norte (BDAN), de la Comisión de Cooperación Ecológica Fronteriza, además del mismo organismo operador, han sido muy importantes para la realización tanto de la introducción y ampliación del sistema de alcantarillado, la construcción de la planta de tratamiento y de la realización del proyecto de infiltración. En cuanto a costos, el costo del tratamiento en la PTAR por metro cúbico es uno de los más baratos a nivel mundial, con un costo aproximado de $0.98 por metro cuadrado.

Referente a los resultados del estudio piloto, se destaca que los análisis del agua infiltrada mostraron: a) una reducción de los parámetros bacteriológicos tales como coliformes totales y fecales, presentándose disminuciones hasta de 200,000 veces la concentración original, sobresaliendo los primeros 15 metros de profundidad; b) una reducción de otros parámetros químicos, como nitratos, sodio, dureza total, bario, cadmio, aluminio, arsénico, cobre, fierro, mercurio y plomo; c) en cuanto a las concentraciones de cloruros, sulfatos, sólidos disueltos totales y manganeso, mostraron que aumentaron por arriba de la NOM-127-SSA1-1994; sin embargo, de acuerdo a los investigadores que realizaron el estudio, estos incrementos pueden deberse al proceso de lavado de sales durante su recorrido por la zona no saturada y en el caso del manganeso, a la presencia de este elemento en ciertos estratos de arenas limo arcillosas, y d) que la contaminación del acuífero es de bajo riesgo, con una tasa de infiltración saturada de 2.12 m/día, con un ciclo de operación de 1 día de llenado por 6 días de secado y 0.5 m de tirante de operación (Hernández, 2013).

Otro resultado importante de la implementación del sistema de recarga de acuífero de SLRC es el adecuado enfoque interdisciplinario e interinstitucional, así como la conciliación de autoridades, usuarios, especialistas y operadores para su exitosa operación; convirtiéndose en acciones efectivas para la resolución de un problema local (reúso del agua tratada) con un componente regional orientado a mantener el balance hidráulico del acuífero y la sustentabilidad hídrica del delta del río Colorado. La difusión de los resultados de implementación del sistema puede propiciar tanto un intercambio de experiencias y conocimientos entre los especialistas nacionales y extranjeros, así como un avance considerable en el campo de la investigación sobre el reúso del agua tratada en nuestro país.

El OOMAPAS de SLRC se encuentra actualmente realizando los trámites ante la Conagua para obtener el Certificado de Calidad de Agua Infiltrada, de acuerdo con el artículo 224 de la Ley Federal de Derechos, el cual exenta del pago de derechos por extracción de agua de pozos a cualquier usuario que regrese el agua a su fuente original, siempre y cuando cumpla con los lineamientos de calidad del agua solicitados, antes de mezclarse con el agua del acuífero. Esto significa que al organismo operador se le puedan acreditar los volúmenes infiltrados y bonificar en su pago hasta $2,892,226 pesos anuales, mismo monto que podría ser aumentado de acuerdo con el incremento de los volúmenes infiltrados.

En México, la calidad del agua es protegida y regulada por medio de normas oficiales mexicanas y otras disposiciones normativas. A pesar de estos ordenamientos, existe un amplio campo a desarrollar en materia de determinación, tratamiento, normatividad y remediación de contaminantes, reúso de aguas residuales tratadas (PI-ARMT-COAH, 2009), así como para la regulación en torno a la infiltración-extracción de agua infiltrada. En este sentido, para mejorar los impactos ecológicos positivos y para prevenir y mitigar los efectos (nacionales y transfronterizos) derivados del manejo del sistema de recarga en el acuífero del valle de SLRC, se requiere generar un programa operativo que incluya la formulación de un reglamento del acuífero, concertado con los usuarios, que regule los volúmenes de infiltración-extracción aguas abajo, así como la entrega de agua a los usuarios agrícolas, y la aplicación de programas de apoyo federales y extranjeros, entre otros programas.

13.4. Conclusión

El proyecto de San Luis Río Colorado es innovador en el ámbito de la recarga en México, ya que es el primer sistema que opera de forma regular con un manejo exitoso del sistema MAR que se compone de cuatro lagunas para cada tren de tratamiento, divididas en tres fases: infiltración, secado y limpieza. Los datos de calidad del agua indican que hay una mejora significativa en la calidad del efluente, tanto química como bacteriológica. Del mismo modo, en las muestras del pozo de observación no se encontraron coliformes después de la infiltración SAT, lo que indica que el suelo trabaja de forma apropiada.

Como beneficios de la operación del sistema el OOMAPAS de SLRC puede solicitar una exención por pagos de derechos por extracción de agua de pozos en un monto aproximado de $2.8 Millones de pesos anuales, mismo monto que podría ser aumentado de acuerdo con el incremento de los volúmenes infiltrados.

Agradecimientos

A la Dr. Jessica Vanessa Briseño Ruíz, quien realizó la recopilación de la información y conformó la primer versión del texto. Al Dr. Edgar Yuri Mendoza Cázares, por sus comentarios.

Referencias

Cocef. 2002. *Proyecto ejecutivo planta tratamiento San Luís Río Colorado*. Disponible en: http://virtual.cocef.org/Proyectos_certificados/Proyecto_160/Formato_F_25/Final_Design_Proyecto_Ejecutivo/Proyecto_Ejecutivo/Informe/Operacion_RS_SLRC1_inicio_abril_2002.pdf

Cocef. 2007. *Proyecto de Ampliación del Sistema de Alcantarillado y Tratamiento de Aguas Residuales en San Luís Río Colorado, Sonora*. Disponible en: http://server.cocef.org/CertProj/Spa/Julio2007/485%20SLRC%20Docto_Cert%2006-22-07.pdf

Cocef. 2014. *Propuesta de Certificación, Ampliación del Sistema de Alcantarillado en las Avenidas "B" San Luis Río Colorado, Sonora*.

Cocef. 2004. *Estudio Geohidrológico puntual para obtener las características hidráulicas del acuífero donde se pretende realizar el "Proyecto de Recarga Artificial de Acuífero mediante la infiltración con agua residual tratada"*, 65 págs. Disponible en: http://www.fing.uach.mx/avisos/2016/03/18/Reporte-final%20recarga%20de%20acuifero%20SLRC.pdf

Conagua. 2009a. *Determinación de la Disponibilidad de Agua en el Acuífero 2601 Valle de San Luis Río Colorado, Estado de Sonora*. Publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 16 de Agosto de 2010.

Conagua. 2014. *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Alternativas tecnológicas de tratamiento de aguas residuales para la recarga artificial de acuíferos*, ISBN: 978-607-626-029-6. Edición 2014, p. 272

Conagua. 2014a. *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación*, 308 p.

Conagua. 2014b. *Estudio Geohidrológico puntual para obtener las características hidráulicas del acuífero donde se pretende realizar el "Proyecto de Recarga Artificial de Acuífero mediante la infiltración con agua residual tratada"*.

Conagua. 2014c. *San Luis Rio Colorado, Estado de Sonora, Tratamiento de Efluentes con el Suelo del Acuífero: Recomendaciones de Mejora*, 50 p.

Conagua, 2015. *Estadísticas del agua en México*, Edición 2015, 298 p.

DOF. 1996, *Norma Oficial Mexicana NOM-127-CNA-200-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano - límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación*, México.

DOF. 1997, Norma Oficial Mexicana NOM-001-CNA-1994, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, México.

DOF. 2009. Norma Oficial Mexicana NOM-014-Conagua-2007, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada. *Diario Oficial de la Federación*, México.

Google Earth. (08 de agosto de 2016). Google Earth. Obtenido de http//:googleearth.com

Hernández, H. 2013. *Ponencia: "Recarga Artificial en San Luis Río Colorado"*, 2 Jornadas Técnicas sobre la Recarga Artificial de Acuíferos y reúso de agua. Torre de Ingeniería, UNAM, México D.F.

Inegi del censo de Población y Vivienda del 2000

Inegi. 2001. *Síntesis de Información Geográfica del Estado de Baja California. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática*. Primera edición, 108pp.

IGME. 1995. *Nuevas Tecnologías para el Saneamiento, Depuración y Reutilización de las Aguas Residuales en la Provincia de Alicante*, Instituto Geológico y Minero de España. 55 p.

MORO. 2000. *Estudio: Reactivación de redes de monitoreo piezométrico zona Mexicali-Mesa Arenosa, Estado de Baja California-Sonora. Fundación México- Estados Unidos para la Ciencia. Proyecto supervisado por la Gerencia de Aguas Subterráneas de la Conagua*. Elaborado por: Estudios y Proyectos MORO, S.A. de C.V., Contrato FUMEC 99-01. 2000

OEM. 2005. *Procesos en planta tratadora de Aguas residuales permite agua limpia*, Organización Editorial Mexicana. Fecha: 4 de abril de 2015. Disponible en: http://www.oem.com.mx/laprensa/notas/n3761680.htm#sthash.9NaqmSGI.dpuf

Oroz-Ramos, L.A. 2007. *Política y Manejo Bilateral en un Acuífero Transfronterizo de México: El acuífero Son-01 Valle de San Luis Río Colorado, Sonora, México*: Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias-Geología. Departamento de Geología, Universidad de Sonora

PI-ARMT-COAH. 2009. Anexo L *"Cómo desarrollar un programa de reúso de aguas residuales". Plan integral de reúso de las aguas residuales municipales tratadas (ARMT) de Saltillo, Ramos Arizpe y Arteaga*, Proyecto COAH-2010-C14-149646. Disponible en: http://www.larr.mx/BaseDatos.html

PIGOO. 2016. *Programa de Indicadores de Gestión de Organismos Operadores, Organismo Operador Municipal de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento de la ciudad de San Luis Río Colorado, Sonora*. Fecha de consulta: 19 de agosto de 2016. Disponible en: http://www.pigoo.gob.mx/index.php?option=com_wrapper&view=wrapper&Itemid=657

Sol-Uribe, A., Reyes-López, J., Ramírez-Hernández, J., Hernández-Aguilar, H., Lara-Guerrero, F., Valenzuela-Vásquez, L. y Lázaro-Mancilla, O. 2008. *Estudio experimental para evaluar la calidad del agua residual infiltrada del proyecto de recarga artificial en San Luis Río Colorado, Sonora, México*. Ingeniería hidráulica en México, Vol. 23, Nº. 1 (ENE-MAR), 2008, págs. 89-102

14

ESTUDIO PARA EVALUAR LA FACTIBILIDAD DE RECARGAR EL ACUÍFERO LIBRE SOMERO DE VALLE DE LAS PALMAS, BC

R. Morales-Escalante[1*]

[1] Moro Ingeniería, S.C.; raul_agua@yahoo.com.mx

Resumen

El trabajo se realizó muy cerca de la ciudad de Tijuana, en Valle de Las Palmas. En esta región, el desarrollo humano es importante, pero es una zona semidesértica con escasez de agua. Para abastecer a la población se construyó un acueducto de aproximadamente 114 km de longitud, que trasvasa 4 m^3/s desde la región de Mexicali, teniendo que vencer una diferencia de altura de más de 1,000 m. Del uso de esta agua, Tijuana genera un volumen de agua residual tratada que excede los 2.5 m^3/s, que se busca sean reutilizados.

Con este fin se realizó un estudio para localizar un sitio donde construir un campo experimental de recarga, conformado por una estructura de 25 m^3 y 16 pozos de monitoreo. En la prueba de recarga se utilizaron 160 m^3 de agua residual tratada y en los pozos de monitoreo se midió la variación del nivel piezométrico antes, durante y después de la prueba.

También se realizaron noventa análisis químicos para caracterizar agua subterránea nativa, residual tratada y de mezcla. Con los resultados se realizó una modelación hidrogeoquímica a través del modelo geoquímico PHREEQC-2 y se estableció la capacidad de recarga y autodepuración de la

zona no saturada, la reducción en las concentraciones de los parámetros que en el agua infiltrada estaban fuera de la norma NOM-127-SSA1-1994 y se dieron las recomendaciones para que se realizara el proceso de recarga a gran escala.

Palabras clave: recarga de acuíferos, reúso, agua residual tratada, acuífero libre, NOM-014-Conagua-2003.

14.1. Introducción

De acuerdo con el último censo poblacional del estado de Baja California, la población del municipio de Tijuana es de aproximadamente 1,559,683 habitantes (Inegi. *Censo de Población y Vivienda 2010*). En esta región, los recursos hídricos superficiales son escasos, debido a que se tiene una precipitación media anual de entre 231 y 270 mm (Conagua, 2002).

Esta falta de recursos hídricos motivó que se tuviera que trasvasar agua desde el valle de Mexicali; sin embargo, el bombeo de esta agua es sumamente costoso, además de que representa la única fuente de abastecimiento de agua potable a la ciudad, lo que es una preocupación para la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Tijuana (CESPT).

Por lo antes expuesto, la CESPT, en el año 2007, a través del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), desarrolló el proyecto denominado Estudio Geohidrológico de la Zona Comprendida entre el Rancho Santa Anita, Presa Abelardo L. Rodríguez y el Valle de las Palmas, BC. Con los resultados de este trabajo se propuso la ejecución del presente estudio, cuyo objetivo principal fue la evaluación de la respuesta del acuífero a ser recargado con agua residual tratada (ART). Este estudio se realizó dando cumplimiento a la NOM-014-Conagua-2003 (NOM-014) "Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada" (*DOF*, 2003).

El estudio tuvo como base el hecho de que una prueba de recarga y el proceso de recarga artificial de un acuífero no pueden realizarse si antes no se conoce con detalle el marco geológico de la zona en donde se pretende llevar a cabo esta práctica, pues es la única forma de entender cómo funciona el acuífero a recargar y los resultados de la prueba citada. Solo con el profundo conocimiento del medio natural y en particular del subsuelo se pueden aceptar o modificar los planteamientos

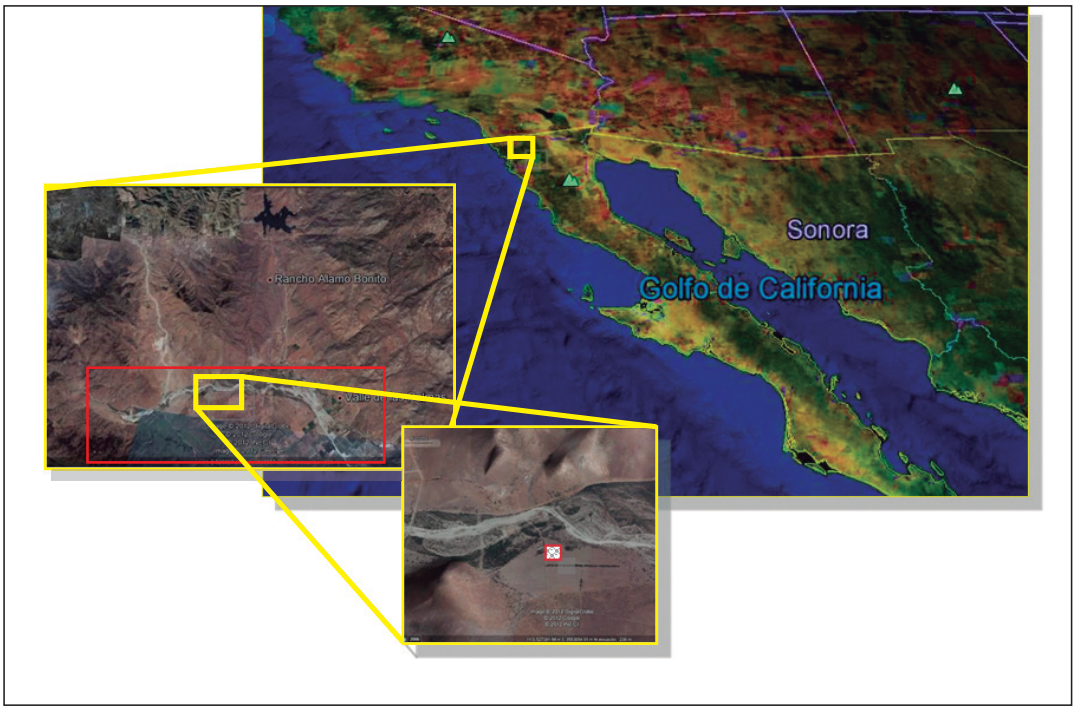
relacionados con la facilidad de movimiento del agua de recarga en su tránsito por la zona no saturada y el acuífero y dar una explicación a los cambios químicos encontrados en el agua de mezcla.

El objetivo del estudio fue realizar una prueba piloto de recarga en Valle de las Palmas, BC, con el fin de estimar la tasa de infiltración y la capacidad del subsuelo para remover o reducir su carga contaminante y su efecto en el acuífero.

Este trabajo, como se comentó, fue realizado por la CESPT, quien obtuvo recursos económicos de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), del Banco de Desarrollo de América del Norte (BDAN) y de la Comisión de Cooperación Ecológico Fronteriza (Cocef). Los trabajos tuvieron una duración de diez meses.

El área de estudio (65 km^2) se ubicó al norte del estado de Baja California, entre las ciudades de Tijuana y Tecate, a 10 km al noroeste de la población de Valle de Las Palmas (Figura 14.1). Esta se encuentra a un costado del arroyo de Las Palmas, en la parte final de la subcuenca hidrológica del mismo nombre, el cual desemboca en la presa Abelardo L. Rodríguez.

Figura 14.1. Localización del área de estudio (recuadro rojo grande); el sitio en donde se realizó la prueba de recarga se muestra en la imagen inferior con el recuadro rojo pequeño.



14.2. Metodología

14.2.1. Actividades realizadas

En el desarrollo del estudio se realizaron más de treinta actividades de campo y de gabinete. A continuación se enlistan solo las más importantes:

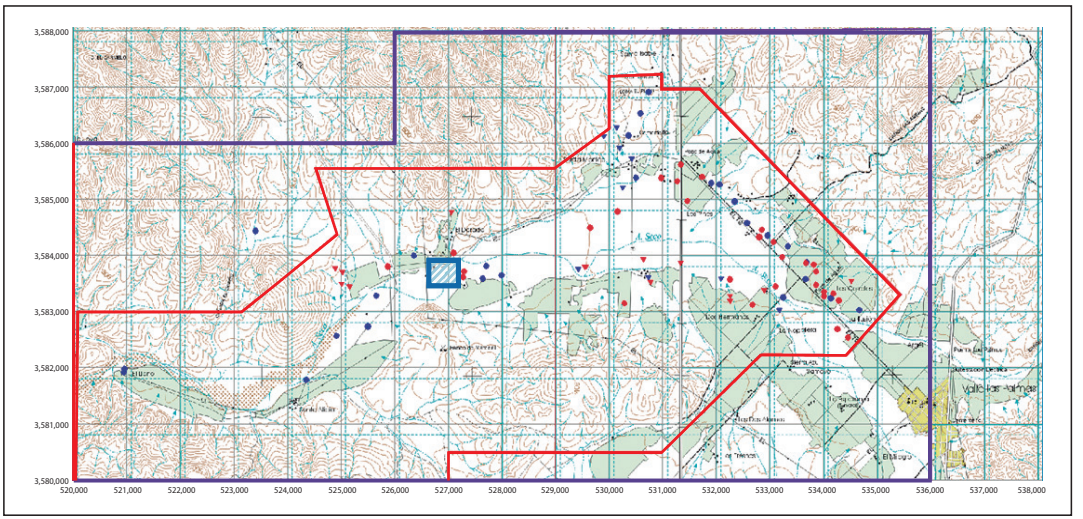
- Recopilación y análisis de la información.
- Análisis de la norma NOM-014-Conagua-2003, "Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada".

- Reconocimiento geológico e hidrogeológico del área de 65 km^2 y del sitio donde se realizó la prueba de recarga.
- Censo de captaciones de agua subterránea.
- Localización y caracterización de las fuentes potenciales de contaminación.
- Exploración geofísica (sondeos transitorios electromagnéticos).
- Nivelación topográfica.
- Excavación de pozos a cielo abierto.
- Ensayos de laboratorio de muestras de suelo y análisis químicos de suelos.
- Perforación de pozos para la realización de una prueba de bombeo.
- Diseño y distribución de las estructuras en el campo de experimentación.
- Perforación de pozos de observación y de monitoreo.
- Realización de registros eléctricos.
- Construcción de la estructura de recarga y de las protecciones a los pozos.
- Muestreo de ART de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Arturo Herrera y del agua subterránea nativa (ASN) en el campo de experimentación y en diversas partes del acuífero de Valle de Las Palmas.
- Realización de perfiles multiparamétricos en los pozos de observación y monitoreo, antes, durante y después de la prueba de recarga, en los que se midió: conductividad eléctrica (CE), temperatura, pH, potencial óxido-reducción (ORP) y oxígeno disuelto (OD).
- Instalación de medidores de precisión para conocer la posición y variación del nivel del agua en los pozos y en la estructura de recarga.
- Ejecución de la prueba de recarga.
- Muestreo del ART y del agua de mezcla (AMX).
- Realización de análisis químicos, con base en los parámetros solicitados en la norma NOM-127-SSA1-1994 (*DOF*, 1994) "Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización" y de la tabla 3 del Anexo Normativo "A" de la NOM-014-Conagua-2003 (*DOF*, 2003) "Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada".
- Integración de resultados, modelación hidrogeoquímica y realización del informe final.
- Elaboración de un manual para la recarga de acuíferos libres someros.

14.2.2. Modelo conceptual hidrogeológico

Con los resultados de las actividades arriba listadas se estableció con detalle el funcionamiento del acuífero en el área de 65 km^2 (recuadro rojo en la Figura 14.2), así como en el sitio donde se realizó la prueba de recarga (recuadro azul achurado en la Figura 14.2).

Figura 14.2. Área en que se desarrollaron los trabajos; el recuadro azul más pequeño en el centro de la figura es el área donde se realizó la prueba de recarga; los círculos y triángulos son pozos y norias, respectivamente

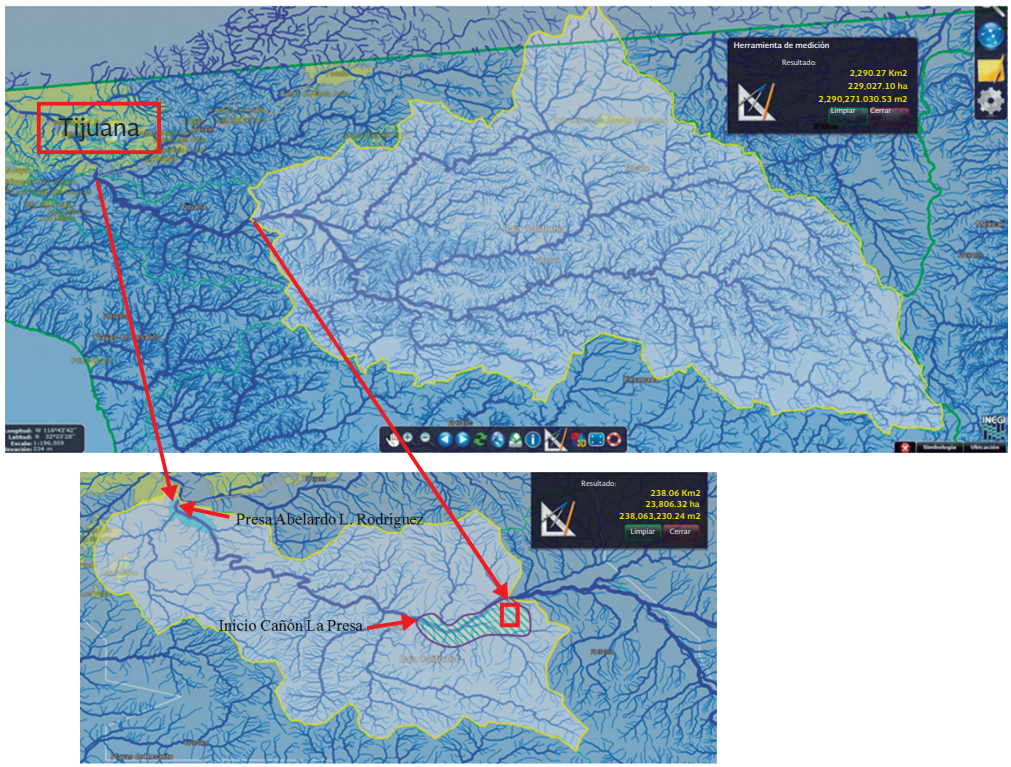


La zona donde se construyó el campo experimental está ubicada en una porción de la subcuenca hidrológica de Las Palmas, que aguas arriba capta los recursos hídricos del 90.58 % (2,290.27 km^2) de la superficie total de la cuenca, que es de 2,528.33 km^2, por lo que de este sitio hacia aguas abajo, sólo resta el 9.42 % de la cuenca, que representan 238.06 km^2, de los cuales solo una pequeña porción tiene materiales capaces de conformar acuíferos.

La Figura 14.3 muestra las dimensiones de la cuenca hidrográfica del arroyo Las Palmas; el recuadro rojo muestra la ubicación del sitio donde se realizó la prueba de recarga; el área achurada en verde es la parte final del acuífero, que va del sitio de experimentación hasta el inicio del cañón de La Presa (parte final del acuífero de Las Palmas). Desde donde inicia el citado cañón hasta la presa

Abelardo L. Rodríguez, predominan las rocas de muy baja permeabilidad y los sedimentos aluviales son prácticamente inexistentes.

Figura 14.3. Localización del campo de experimentación, con relación al área aguas arriba y aguas abajo de la cuenca hidrológica



Otra razón por la que resulta importante ubicar al sitio de recarga en este marco de referencia hidrológico es para mostrar que la zona del acuífero aguas abajo del sitio, cuya calidad del agua se vería modificada al infiltrar agua residual tratada, es de dimensiones muy reducidas y está localizada en el extremo final del acuífero (Figura 14.3), en donde sólo hay seis captaciones de aguas subterráneas, de las cuales sólo dos estaban activas y están a más de 3 km de lo que sería el campo de recarga (la norma NOM-014 solicita que se ubiquen a más de 1 kilometros).

Con relación al acuífero a recargar, este se encuentra localizado en los sedimentos aluviales del cauce del arroyo de Las Palmas, que están constituidos por arenas, gravas y boleos, resultantes del intemperismo físico y la erosión de granodioritas y rocas metavolcánicas; los materiales como limos y arcillas son muy escasos. Estos sedimentos gruesos se localizan en parte sobre las rocas metavolcánicas de la Formación Alisitos y las granodioritas del Batolito Peninsular, que en conjunto forman un macizo prácticamente impermeable. Otra unidad litológica con la que los sedimentos están en contacto son los conglomerados del Terciario y Cuaternario, con los que tienen un cambio brusco de permeabilidad, debido a que en estos últimos el grado de compactación es muy alto y están mal seleccionados (sus fragmentos son muy heterogéneos en tamaño); esto en conjunto reduce su porosidad y permeabilidad.

Los espesores del acuífero son muy variables, en el sitio donde se realizó la prueba (zona del rancho El Dorado) los mayores espesores se localizan hacia la porción central del valle aluvial, en donde tienen entre 40 y 57 m; pero en general están entre 10 y 90 m. El acuífero es de tipo libre, con un nivel piezométrico somero, que varía de 3.7 a 10 m (para diciembre del 2011), en el que el agua subterránea se mueve de forma muy similar a la trayectoria que sigue el agua superficial; su principal fuente de recarga es el escurrimiento superficial que le llega de la parte media y alta de la cuenca hidrológica, que como se mencionó tiene una amplia área de captación aguas arriba de la zona estudiada. Otra fuente de recarga es la precipitación pluvial, debido a que los sedimentos de la zona no saturada son de granulometría gruesa y a que el nivel de saturación está muy somero; finalmente los retornos de riego forman parte del agua que llega a este acuífero.

La descarga está representada por las captaciones de aguas subterráneas activas de la zona de estudio, que para diciembre del 2011 eran solo el 57 % (45 captaciones) del total censado; de estas, 32 eran pozos y 13 norias, de las cuales 22 captaciones eran empleadas para uso agrícola (el 49 % de las activas), 17 para uso pecuario (38 % de las activas) y el 13 % restante eran principalmente de uso doméstico.

Por otra parte, en lo relacionado a la potencialidad del acuífero, los resultados de pruebas de bombeo muestran una trasmisividad variable: baja en la porción sureste (17.11 m^2/día) y media a alta en zona noreste (190 m^2/día). En el área donde se realizaron la prueba de bombeo y la de recarga, la trasmisividad varió de alta a muy alta, con valores de entre 763 y 2,159 m^2/día, que corresponden a conductividades hidráulicas de entre 78.63 y 222.36 metros por día.

La calidad química del agua que circula por este acuífero es en general buena; para diciembre del 2011 tenía una conductividad eléctrica (CE) de menos de 2,000 mS/cm. Esta calidad del agua varía a consecuencia de los residuos derivados de las actividades humanas, como los retornos de riego de la porción este de la zona de estudio, los residuos sólidos y líquidos de las actividades que se desarrollan en ranchos y las aguas residuales sin tratar de tipo doméstico, entre otras.

Con relación a la variación en la calidad del agua en sentido vertical, en el sitio donde se construyó el campo de experimentación, se realizaron 438 perfiles multiparamétricos, uno de los parámetros medidos fue la CE del agua. En octubre del 2011 (antes del inicio de la prueba de recarga) las mediciones mostraron que de la profundidad del nivel estático (3.6 m) a los 13.5 m de profundidad hubo tres zonas con diferente CE: la primera que va del nivel estático a los 7 m tuvo un rango de entre 1,250 y 900 mS/cm, de los 7 a los 10 m la CE varió de 900 a 800 mS/cm, y de los 10 a los 13.5 m tuvo una CE de 850 a 1,700 mS/cm. Estos cambios se observaron también en los resultados de los análisis químicos, como se muestra en la Tabla 14.1.

Tabla 14.1. Variaciones en sentido vertical de la calidad del agua subterránea nativa en el campo de experimentación antes de la prueba de recarga.

Pozo	Catión predominante	Anión predominante	Profundidad a que se tomó la muestra (m)	Profundidad total del pozo (m)	Rango tubería ranurada (m)	Conductividad eléctrica (mS/cm)	Sólidos totales disueltos (mg/l)
P-2	Na	HCO3	4.60	5.00	4 a 5	1,000.00	820.50
P-7	Na-Mg	HCO3-SO4	7.00	7.50	6 a 7.5	800.00	599.00
P-8	Na-Mg	HCO3-SO4-Cl	8.84	13.50	Todo	666.67	490.75

Esta tabla muestra que no sólo cambia la cantidad de sales contenidas a profundidad, sino también la concentración relativa entre los iones, de forma que entre 4 y 5 m (la parte somera del acuífero) se tiene agua de tipo bicarbonatada-sódica y a casi 9 m de profundidad el agua es bicarbonatada-sulfatada-clorurada, sódica-magnésica, esto es, agua mixta; cabe mencionar que en esta última muestra el pozo estaba totalmente ranurado.

Estos cambios están relacionados con los procesos de evaporación que se dan a la profundidad del nivel piezométrico; cambios en el tipo de sedimentos a la profundidad de entre 4.5 y 7 m, donde dejan de ser predominantemente arenosos y contienen una gran cantidad de boleos empacados en gravas y arenas, lo que produce una reducción en la permeabilidad a consecuencia de la heterogeneidad, así como por procesos de difusión por los que el agua más salina de la base del acuífero asciende e incrementa la salinidad y cambia el tipo de agua.

14.2.3. Diseño del campo de experimentación

Con base en el conocimiento de las características del acuífero, que incluye el tipo de materiales, granulometría y distribución en el subsuelo, se realizó el diseño para el campo de experimentación, que tuvo como base tres factores: el primero fue la dirección del flujo del agua subterránea, a fin de orientar los pozos de monitoreo y la estructura de recarga de forma que fueran paralelas a las líneas de flujo; de esta forma se buscó que pozos con un mismo diseño captaran el agua de mezcla (AMX) en diferentes partes del campo de experimentación, para conocer la forma en que iba evolucionando la calidad del agua.

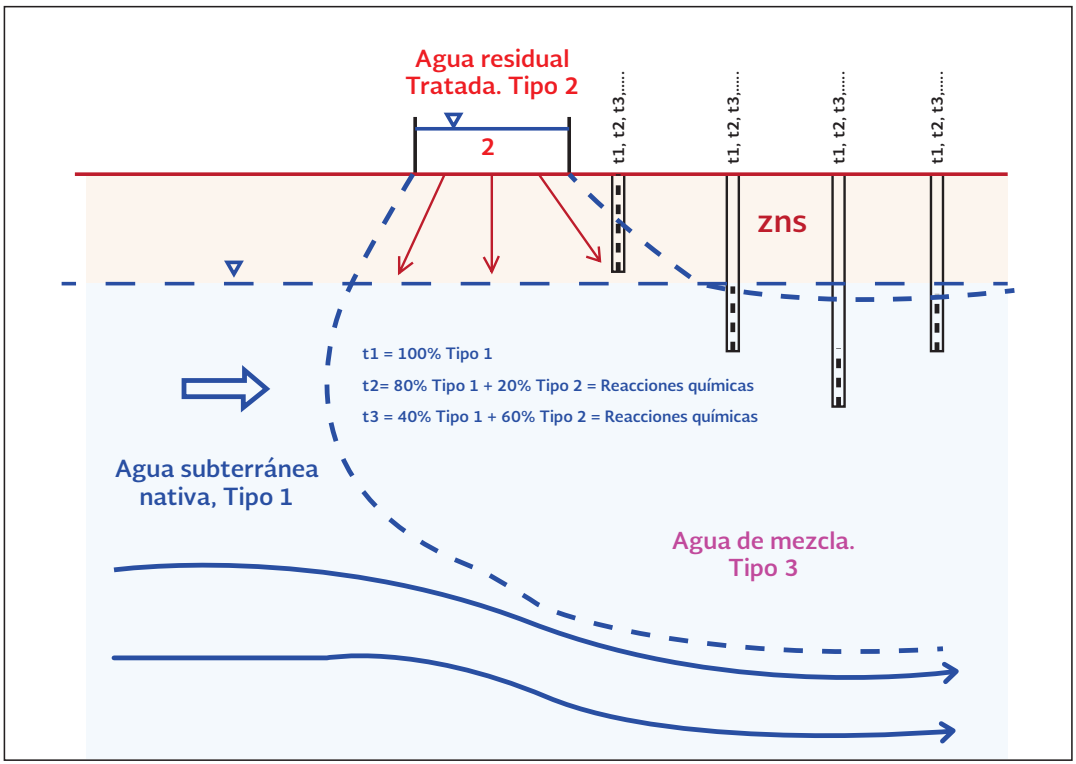
El segundo factor fue la evaluación de la velocidad real que tendría el agua subterránea (velocidad de Darcy dividida entre la porosidad eficaz), al moverse en el medio granular que conforma al acuífero.

El último factor estuvo relacionado con el diseño de los pozos de observación y monitoreo, que permitió que los resultados que se obtuvieran de la modelación hidrogeoquímica, a través del uso del software PHREEQC-2, dieran resultados que mostraran la calidad del agua a diferentes profundidades y distancias de la estructura de recarga. Por esta razón, la tubería ranurada en los pozos se ubicó a profundidades previamente seleccionadas. Si la tubería hubiera sido totalmente ranurada en todos los pozos, hubiese sido más probable que se hubiera tenido agua de mezcla de diferentes profundidades del acuífero, por lo que las reacciones y cambios químicos que se iban a encontrar al utilizar el PHREEQC-2, hubieran representado algo irreal.

Con esta base de partida se planteó un modelo conceptual como el que se muestra en la figura 4, que ayudó a establecer la cantidad de pozos y su diseño. En esta figura, en el tiempo 1 (t1), que representa un momento antes del inicio de la prueba de recarga, en el acuífero bajo la zona del

campo de recarga, solo se estaría moviendo agua tipo 1 (t1=100 %), es decir solo habría agua subterránea nativa; en un tiempo t2, habría un 80 % de agua subterránea nativa (tipo 1), más un 20 % de agua residual tratada (tipo 2), las cuales en conjunto representarían al agua de mezcla (tipo 3); además, en este tiempo t2 se habrían tenido una serie de reacciones químicas, ocurridas tanto en la zona no saturada como al combinarse las dos aguas antes citadas. Este tipo de combinaciones y reacciones continuarían en el tiempo y dependerían entre otros factores de las composiciones originales de las aguas (ASN + ART), los volúmenes de una y de otra, la composición mineralógica de la zona no saturada (ZNS), la profundidad del nivel freático, la velocidad con que se mueve el agua en la ZNS y en el acuífero, las reacciones químicas entre el ASN, el ART y la parte sólida del acuífero, etcétera.

Figura 14.4. Esquema que muestra la forma en que se daría el recorrido y mezcla entre el ART y el ASN (ZNS = Zona no saturada)



A partir de la Figura 14.4 se concluyó que era necesario contar con un pozo en que se conocieran los cambios en el ART en su paso a través de la zona no saturada. Este pozo, por tanto, se localizó muy cercano a la estructura de recarga y penetró muy poco dentro del nivel piezométrico (su tubería fue totalmente ranurada). Para conocer los cambios y reacciones en la parte superior del acuífero y a diferente distancia de la estructura de recarga, se perforaron pozos que penetraron entre 1 y 1.5 m por debajo del nivel estático y que solo estuvieron ranurados en esa parte. Finalmente se construyeron otros pozos con los que se evaluaron las reacciones químicas a una mayor profundidad, a diferentes distancias de la estructura de recarga; estos solo estuvieron ranurados a la profundidad de investigación seleccionada. Este conjunto de pozos permitió la toma de muestras de agua, el monitoreo de la variación del nivel piezométrico y la realización de perfiles multiparamétricos (Tabla 14.2).

Tabla 14.2. Características constructivas y usos que se le dieron a los pozos

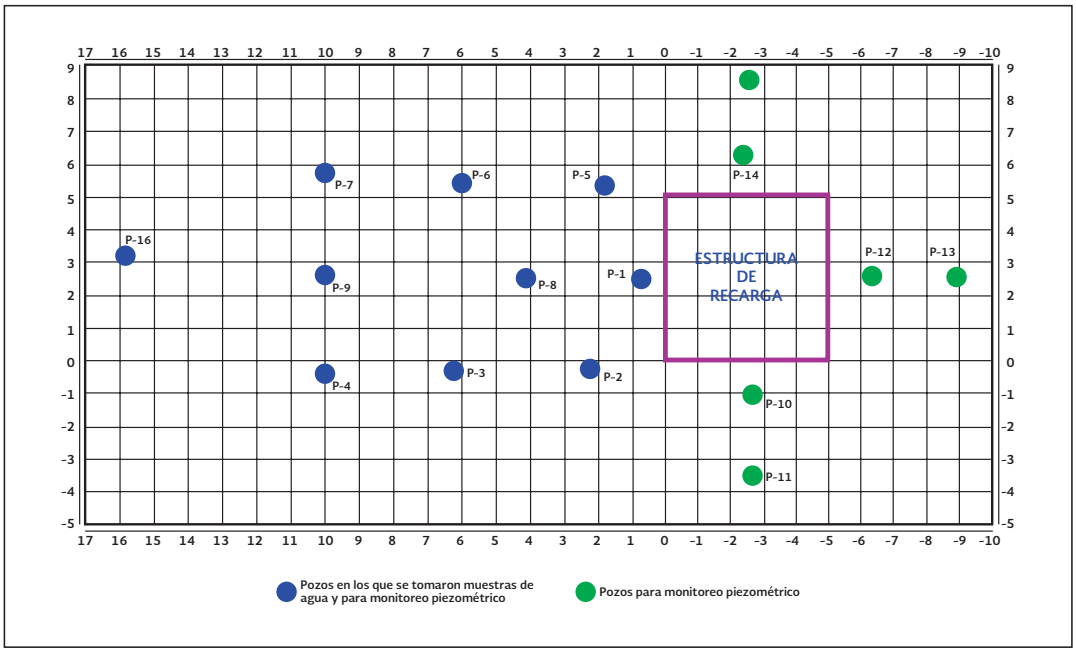
Pozo	Profundidad del pozo a nivel del terreno (m)	Posición de la tubería ranurada (m)	Distancia a la estructura de recarga **(m)**	**Diámetro de la tubería de ADEME (pulgadas)**	**Uso que se dio al pozo**
P1	3.80	0.00-3.80	0.78	6	TM, MP
P2	5.00	4.00-5.00	2.09	6	TM, MP, PO, PMP
P3	5.00	4.00-5.00	6.24	6	TM, MP, PMP
P4	5.00	4.00-5.00	9.98	6	TM, MP, PO, PMP
P5	7.50	6.00-7.50	1.90	6	TM, MP, PO, PMP
P6	7.50	6.00-7.50	6.04	6	TM, MP, PMP
P7	7.50	6.00-7.50	10.04	6	TM, MP, PO, PMP
P8	13.50	0.00-13.50	4.11	8	TM, MP, PB, PMP
P9	11.50	0.00-11.50	10.00	6	TM, MP, PO, PMP
P10	5.00	0.00-5.00	1.05	6	MP, PMP
P11	5.00	0.00-5.00	3.59	6	MP, PMP, PO
P12	5.00	0.00-5.00	1.30	6	MP, PMP
P13	5.00	0.00-5.00	4.00	6	MP, PMP, PO
P14	5.00	0.00-5.00	1.15	6	MP, PMP
P15	5.00	0.00-5.00	3.46	6	MP, PMP, PO
P16	7.50	0.00-7.50	15.92	6	TM, MP, PO, PMP

Claves: TM=Toma de muestras de agua; MP=Monitoreo piezométrico; PO=Pozo de observación en la prueba de bombeo.
PMP=Realización de perfiles multiparamétricos; PB=Pozo de bombeo para la prueba de bombeo

Es importante comentar que el nivel piezométrico en la zona del campo de recarga estaba entre 7.002 m (pozo 8 de 13.50 m de profundidad) y 4.212 m (pozo 13 de 5.00 m de profundidad). Adicionalmente, para conocer la forma que tendría el domo debajo de la estructura de recarga, se perforaron seis pozos localizados muy cerca y alrededor de la estructura; estos pozos estuvieron totalmente ranurados y solo penetraron del orden de un metro por debajo del nivel piezométrico.

Finalmente, para conocer las propiedades hidráulicas del acuífero, calcular la velocidad real del agua subterránea en el acuífero a recargar, y con ello programar la distancia entre pozos, y la distribución temporal de la toma de muestras de AMX, se perforaron tres pozos totalmente ranurados, uno de bombeo localizado al centro del campo de experimentación (pozo P8) y dos de observación también con tubería totalmente ranurada (pozos 9 y 16). De esta forma, el campo de experimentación quedó conformado por 16 pozos de observación y de monitoreo, distribuidos como se muestra en la Figura 14.5, cuyo diseño se resume en la Tabla 14.2.

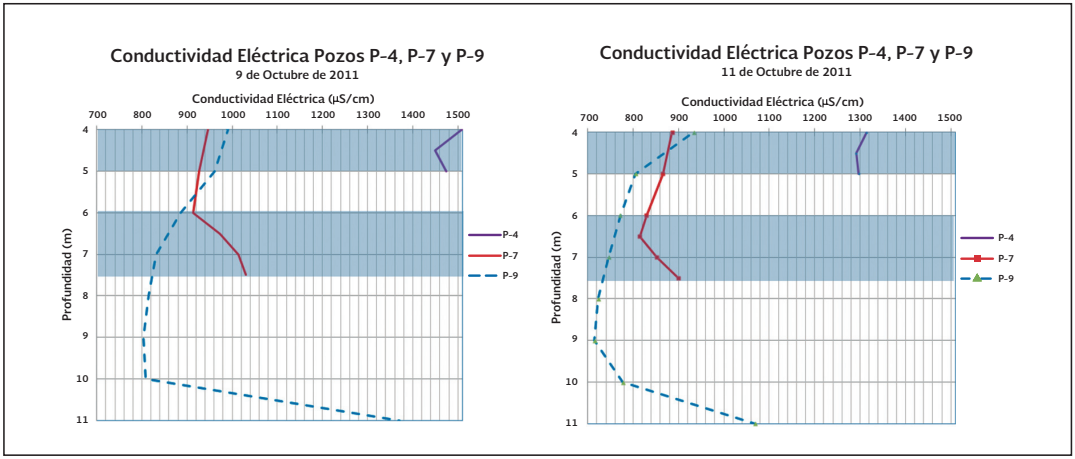
Figura 14.5. Distribución de los pozos y la estructura de recarga en el campo de experimentación. La cuadrícula representa un metro por lado en el campo



Con relación al diseño de los pozos, solo se puso tubería ranurada a la profundidad a la que se quería conocer la calidad del agua; en el resto del pozo se colocó tubería lisa y en todos los pozos se colocó un tapón de fondo. Este diseño fue un factor muy importante, ya que a través del muestreo puntual fue posible modelar y conocer las reacciones químicas en una determinada parte del acuífero y no del agua mezclada en el interior del pozo.

En la Figura 14.6 se observa que para el día 9 de octubre, cuando aún no se había iniciado la prueba de recarga, la CE de un pozo totalmente ranurado, como es el caso del P9, variaba en alrededor de 520 mS/cm a los 5 m de profundidad, con un pozo que está solamente ranurado de los 4 a los 5 m (pozo P4). De igual forma, a la profundidad de 7.5 m la variación de la CE entre los pozos P9 y el P7 era de 210 mS/cm. Esto confirma que para conocer con precisión las características químicas del agua en diferentes partes del acuífero se requiere de pozos con diseños especiales y no de pozos totalmente ranurados.

Figura 14.6. Variación de la conductividad eléctrica (CE) en pozos con diferente diseño. Las zonas en azul indica la parte ranurada en los pozos: P4 (solo la parte superior), P7 (solo la parte inferior), P9 (totalmente ranurado).



14.2.4. *Realización de la prueba de recarga*

De forma previa a la realización de la prueba de recarga se realizaron las siguientes actividades: toma de muestras de ASN y de ART; instrumentación de pozos de observación y monitoreo, así como de la estructura de recarga, y realización de perfiles multiparamétricos. La prueba de recarga con ART comenzó el 11 de octubre de 2011, a las 11:17 am, y la descarga de agua se realizó como se observa en la Tabla 14.1.

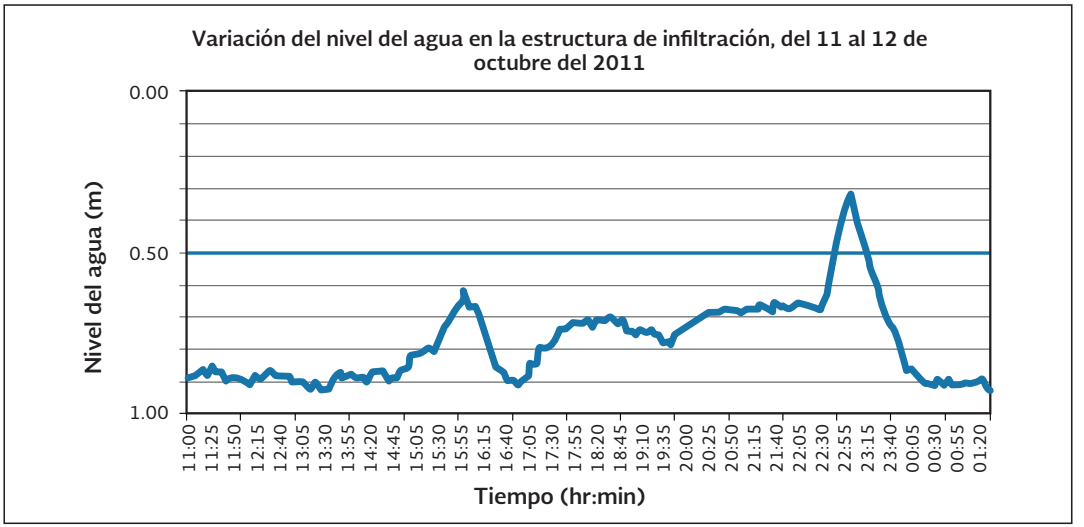
Tabla 14.3. Mecanismo de descarga de ART durante la prueba de recarga

No. de pipa	Hora de inicio	Hora de término	Duración (min)	Volumen vertido (m^3)
C 1	11:17	11:58	39.00	14.00
D 1	11:58	12:49	52.00	8.00
B 1	12:11	12:26	15.00	3.00
B 1	12:47	14:46	119.00	25.00
B 1	14:46	14:57	11.73	2.40
C 2	14:50	15:50	60.30	14.00
D 2	15:26	16:00	34.00	8.00
A 1	16:03	16:06	6.00	0.60
A 1	16:06	18:50	164.00	25.00
D 3	18:50	19:04	14.00	1.80
D 3	19:04	19:40	36.00	6.20
C 3	19:40	20:37	57.00	14.00
B 2	20:37	21:00	23.00	4.80
B 2	21:00	23:55	175.00	25.20
D 4	22:30	22:49	19.00	8.00

Nota: C1 significa descarga uno de la pipa C, C2 descarga dos de la pipa C, etc.

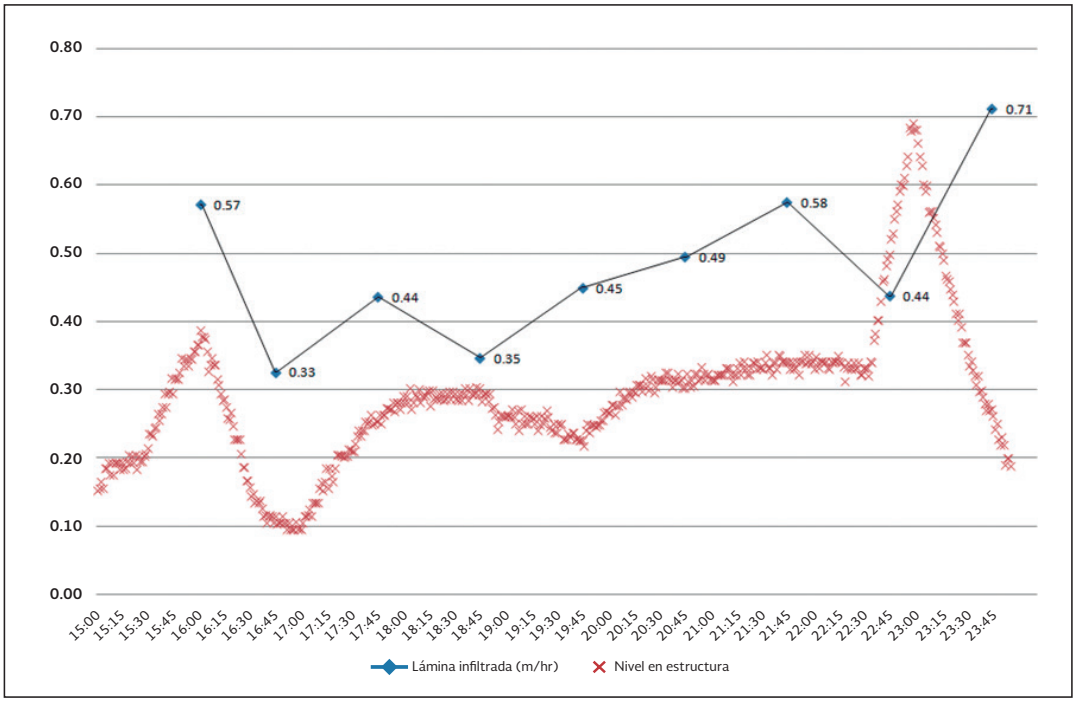
La descarga de ART se realizó de manera continua y uniforme; en total se descargaron 160 m^3 en un tiempo de 12 horas y 39 minutos. Concluida la descarga se continuaron las mediciones en la estructura de recarga, en la cual se tuvo agua de las 11.17 h del día 11 de octubre, hasta las 13.22 h del día 12 de octubre; un total de 14 horas con 5 minutos. La forma en que se descargó el ART se puede observar en la Figura 14.7.

Figura 14.7. Variación del agua en la estructura de recarga.



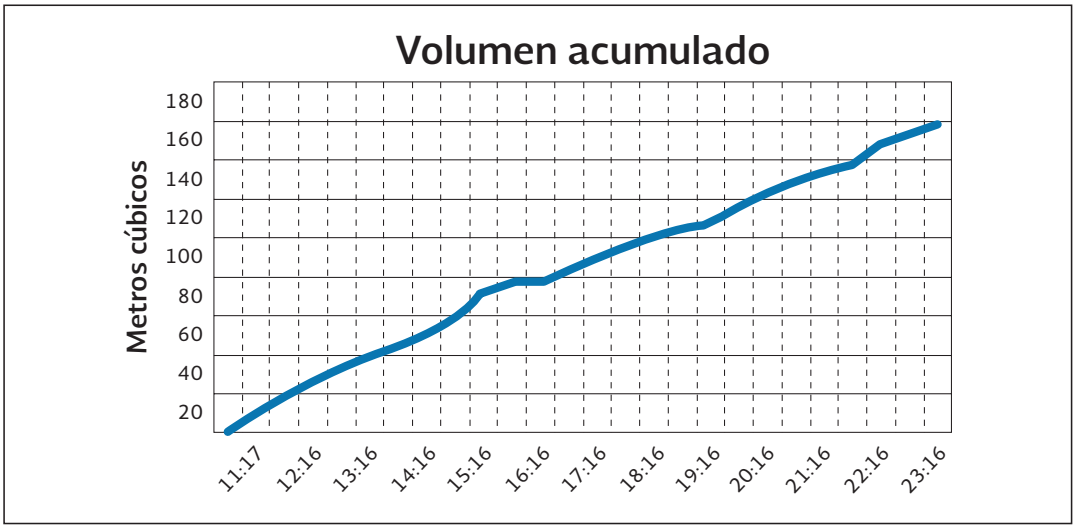
En la Figura 14.8 se observa la velocidad de infiltración y se registra que no hubo disminución con respecto al tiempo de la magnitud de la lámina de infiltración, y que cuando el nivel del agua en la estructura de recarga se incrementó (incremento de la carga hidráulica), también aumentó la lámina de infiltración. De esta forma se estableció que la lámina de infiltración por metro cuadrado de área tuvo como valor más bajo 0.33 $m/h/m^2$, como valor máximo 0.71 $m/h/m^2$ y un valor promedio de 0.51 $m/h/m^2$.

Figura 14.8. Correlación entre lámina de infiltración por metro cuadrado y nivel de agua en la estructura de recarga. (En ordenadas está el nivel del agua en metros y en abscisas las horas del día en que se desarrolló la prueba).



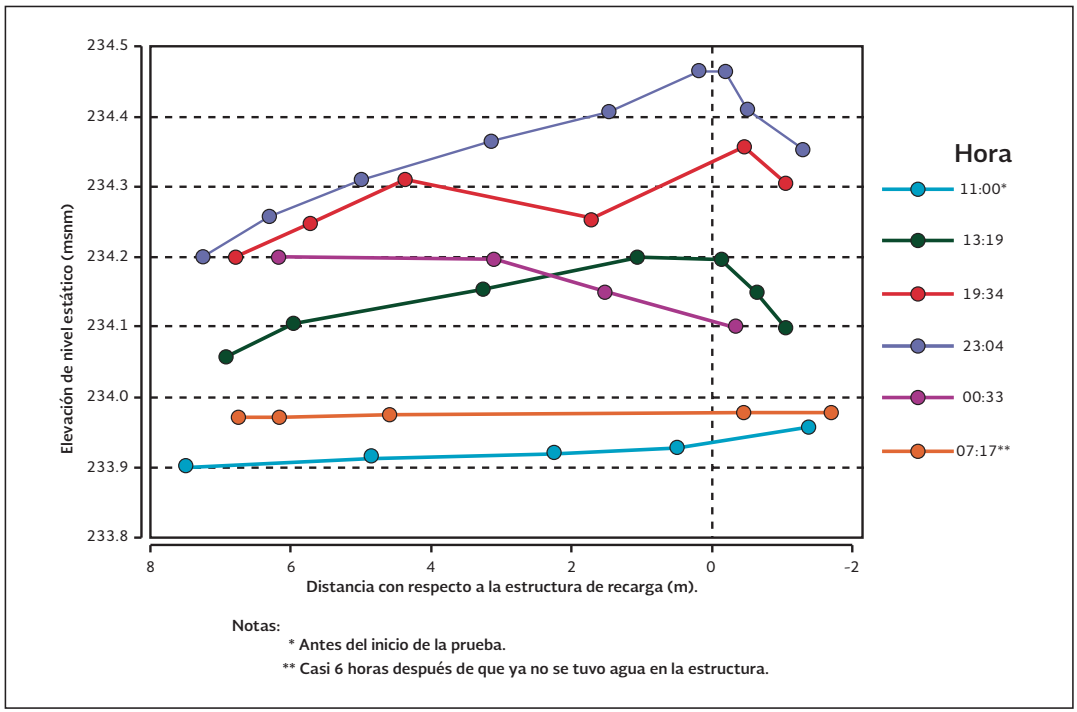
Para comprobar si el proceso de recarga tuvo algún tipo de variación o respuesta a la forma en que se desarrolló el experimento, se realizó una gráfica (Figura 14.9) en la que se correlacionó el volumen acumulado de ART que se infiltró con respecto al tiempo; como resultado se observa que el proceso fue lineal y que solo hubo un quiebre en la línea de tendencia a las 16 h, cuando se decidió dejar de agregar ART para conocer si había algún cambio en el comportamiento de la velocidad de infiltración. Nuevamente esto muestra que para el tipo de prueba que se realizó, la capacidad del acuífero para aceptar agua es muy alta, debido a su elevada permeabilidad.

Figura 14.9. Variación en la prueba de recarga del volumen infiltrado acumulado con respecto al tiempo.



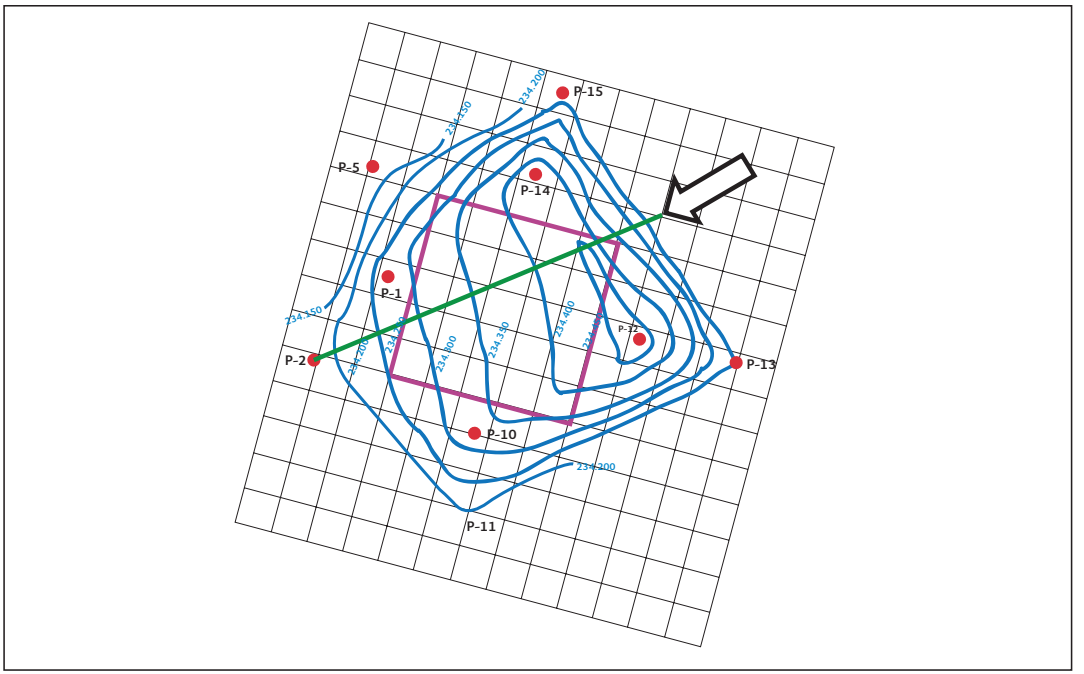
Con los resultados de las mediciones automatizadas y manuales de los niveles en los pozos se estableció la forma en que se movió el agua en el acuífero antes, durante y después de la prueba de recarga; con estos datos se construyeron configuraciones de elevación del nivel piezométrico. Estas configuraciones permitieron conocer que debido a la elevada permeabilidad del medio, el agua de mezcla (AMX) se movió muy rápido, por lo que a los cuatro días de haber iniciado la recarga, el efecto de la misma era mínimo y la trayectoria del agua subterránea era prácticamente la que se tenía antes de iniciar la prueba. Esta situación se vio reflejada también en la forma y altura del domo que se formó debajo de la estructura de recarga (Figura 14.10).

Figura 14.10. Variación del nivel piezométrico debajo de la estructura de recarga, ubicada en el valor cero metros del eje de abscisas.
La cota de la superficie del terreno es de 237.463 msnm.



En la Figura 14.10, la gráfica de las 15.00 h representa la posición del nivel piezométrico antes del inicio de la prueba, y la de las 23.04 h la máxima elevación registrada en el nivel piezométrico; esta última manifiesta un ascenso del orden de 0.50 m, cuando se alcanzó el mínimo espesor de la zona no saturada, que fue de 3 metros.

Figura 14.11. Forma del domo debajo de la estructura de recarga (recuadro en color magenta).



La configuración de la Figura 14.11 se realizó con datos medidos a las 23.04 h, a 12 horas de haber iniciado la prueba de recarga. La línea verde muestra la dirección de la sección de la Figura 14.10; la flecha indica la trayectoria del movimiento del agua subterránea.

En esta figura se observa claramente que no es un domo simétrico, lo cual, además de estar relacionado con la heterogeneidad y anisotropía del medio, está también estrechamente asociado a la trayectoria natural del agua subterránea. Se observa en la citada figura que el mayor gradiente hidráulico se ubica en la porción aguas arriba de la estructura de recarga (1.2×10^{-1}) y en dirección aguas abajo de la trayectoria que lleva el flujo subterráneo, el gradiente es menor (3.6×10^{-2}). Esta información fue de gran utilidad para establecer la separación que deberían tener las lagunas de recarga cuando este proceso se realice a mayor escala.

Finalmente, durante el desarrollo de la prueba se tomaron dos muestras compuestas del ART que se estaba infiltrando, así como dos del pozo P1, con objeto de conocer las variaciones que el ART podía tener en su paso por la zona no saturada.

14.2.5. Caracterización del ASN, ART y AMX

La caracterización del agua subterránea se realizó a través del análisis de cuatro muestras de ASN en el sitio de experimentación, dos muestras en diferentes sitios del acuífero de Valle de Las Palmas, cuatro muestras de ART y ochenta muestras de agua de mezcla (AMX), en total noventa muestras de agua; a estas muestras se les analizaron los parámetros incluidos en la norma NOM-127-SSA1-1994 "Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano (*DOF*, 1994). Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización", y los incluidos en la tabla 3 del anexo normativo A de la norma NOM-014-Conagua-2003 "Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada" (*DOF*, 2003).

Los resultados mostraron que el ASN era de buena calidad, que tenía variaciones con la profundidad, pero que muy pocos de los parámetros de la norma NOM-127 eran excedidos en sus límites; estos fueron los coliformes totales en dos de las muestras de agua del sitio donde se realizó la prueba de recarga, así como el olor y el pH en las muestras tomadas en otras dos captaciones del acuífero (un parámetro en cada caso).

En el caso del ART, la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de donde se tomó el agua para realizar la prueba de recarga, fue la Arturo Herrera, localizada en la vía rápida de la ciudad de Tijuana. Esta PTAR tiene título de asignación de la Conagua para trabajar con base en la norma NOM-001-*Semarnat*-1996 "Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales" (*DOF*, 1996); sin embargo, su capacidad de depuración es mayor y relacionada a la norma NOM-003-*Semarnat*-1997 "Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público" (*DOF*, 1997), en la que la gente puede tener contacto directo con el agua, por lo que puede descargar a cuerpos de agua federales, así como a camellones y otras áreas en donde se pueden aplicar para el riego de jardines.

El tipo de tratamiento que da es a nivel secundario, en el que se incluye un reactor bilógico, aeración extendida y sedimentación secundaria, pero en este caso la PTAR tiene además filtración a

través de arenas silícicas y desinfección por radiación ultravioleta. Por otra parte, debido al tipo de autorización que la Conagua otorgó a la CESPT para la PTAR Arturo Herrera, no es necesario que su agua cumpla con los límites establecidos en la norma NOM-127.

Para establecer las características del ART se realizaron dos actividades: la primera consistió en caracterizar los resultados de análisis químicos históricos efectuados en la PTAR Arturo Herrera y la segunda fue llevar a cabo 4 análisis químicos del ART, dos en el canal Parshall en la misma PTAR y dos más el 11 de octubre del 2011, día en que se llevó a cabo la prueba de recarga.

Con relación a la primera actividad se revisaron más de setenta análisis químicos realizados para la CESPT en el año 2011, cuyas fechas van de febrero a diciembre. En este periodo se llevaron a cabo muestras simples y compuestas de 24 horas, en las que se analizaron más de 27 parámetros; los resultados mostraron que hay presencia de metales como: cromo, cobre, mercurio, níquel, plomo y zinc, pero normalmente en concentraciones menores a los límites impuestos en la norma NOM-127. Solo en cuatro ocasiones se sobrepasaron estos límites, en dos casos para el mercurio y dos para el plomo, con valores de 0.0011 mg/l para el primero (la NOM-127 solicita 0.001 mg/l) y de 0.0331 mg/l para el plomo (la NOM-127 solicita 0.01 mg/l). Otros parámetros que sobrepasaron la NOM-127 fueron el pH (en tres ocasiones, con valores un poco menores a 6.5), los coliformes fecales y los nitratos.

Para las cuatro muestras que se tomaron como parte de este trabajo, del total de 45 parámetros contenidos en la NOM-127, solo siete (16 %) estuvieron fuera de los límites establecidos en la citada norma, estos fueron: plomo, cloruros, sólidos totales disueltos, coliformes totales, coliformes fecales, sodio y aluminio (Tabla 14.4).

Un aspecto muy importante relacionado con las características del ART, es el hecho de que sale de la PTAR prácticamente sin sólidos en suspensión, lo cual fue comprobado cuando se filtraron algunas de las muestras. Esta es una situación favorable, ya que durante el proceso de recarga en la prueba no se tuvieron problemas de colmatación de la porosidad del terreno por acumulación de los sólidos contenidos en el ART.

Con relación al AMX, las muestras fueron tomadas en 10 de los 16 pozos que conformaron el campo de experimentación (Foto 14.1). En la Tabla 14.5 se detallan las características de los pozos y las profundidades a las que se tomaron las muestras de agua.

Tabla 14.4. Valores de los parámetros en el ART que sobrepasaron los límites de la norma NOM-127-SSA1-1994.

Sitio de muestreo	Fecha	Plomo (mg/l)	Sodio (mg/l)	Coliformes Totales (mg/l)	Coliformes Fecales (mg/l)	Cloruros (mg/l)	Sólidos totales disueltos (mg/l)	Aluminio (mg/l)
LIMITE PERMISIBLE NOM-127-SSA1-1994		0.01	200	Ausencia o no detectables	Ausencia o no detectables	250	1,000	0.2
ART 1	11/10/2011	0.195	198.37	≥2,400	4	279.47	1,358.5	0.254
ART 2	11/10/2011	0.099	201.98	≥2,400	12	288.07	1,383.5	0.395
CANAL PARSHALL	17/10/2011	0.118	214.19	350	12	291.32	1,347.25	<0.01
CANAL PARSHALL	29/02/2012	<0.01	150.74	≥2,400	72	111.04	1,013.00	< 0.01

Foto 14.1. Forma del domo debajo de la estructura de recarga (recuadro en color magenta).



Tabla 14.5. Características constructivas de los pozos y profundidad a la que se tomaron las muestras de AMX.

Pozo	Profundidad total* (m)	Rango tubería ranurada (m)	Profundidad toma de muestra* (m)	Distancia a estructura de recarga (m)
P1	3.80	0.00-3.80	3.46	0.78
P2	5.00	4.00-5.00	4.25	2.09
P3	5.00	4.00-5.00	4.25	6.24
P4	5.00	4.00-5.00	4.27	9.98
P5	7.50	6.00-7.50	6.65	1.90
P6	7.50	6.00-7.50	6.65	6.04
P7	7.50	6.00-7.50	6.65	10.04
P8	13.50	0.00-13.50	8.50	4.11
P9	11.50	0.00-11.50	11.16	10.00
P16	7.50	0.00-7.50	6.65	15.92

Nota: * Indica que los valores están relacionados al nivel del terreno, sin tomar en cuenta el brocal de los pozos.

Los resultados de los análisis químicos indicaron que de los 45 parámetros de la NOM-127, sólo ocho sobrepasaron la norma (del orden del 18 %); de estos, siete provenían del ART y uno fue lavado de la zona no saturada o generado en la mezcla del ASN con el ART (manganeso).

Los parámetros encontrados en el AMX, que sobrepasaron los límites de la norma y provienen del ART fueron: plomo, sodio, sulfatos, cloruros, sólidos totales disueltos, coliformes fecales y coliformes totales; de estos seis en su tránsito por el acuífero modificaron sus concentraciones y terminaron con valores que estuvieron dentro de la NOM-127. Esta excelente capacidad de autodepuración se logró en un experimento en el que se infiltraron 160 m^3 de ART, en un lapso de 12 h y 5 minutos, tomado posteriormente muestras de AMX durante 14 días y con un diseño del campo de experimentación en el que el pozo más alejado se localizó a 16 m de distancia de la estructura donde se infiltró el ART.

El parámetro que prácticamente siempre estuvo fuera del límite de la norma NOM-127 fue el plomo; sin embargo, al final de la prueba mostró una tendencia a reducir sus concentraciones (Figura 14.2) y en algunos pozos, como en el P2, quedó por debajo del límite máximo permitido al final de la toma de muestras. Algo que está pendiente de evaluar es la razón por la

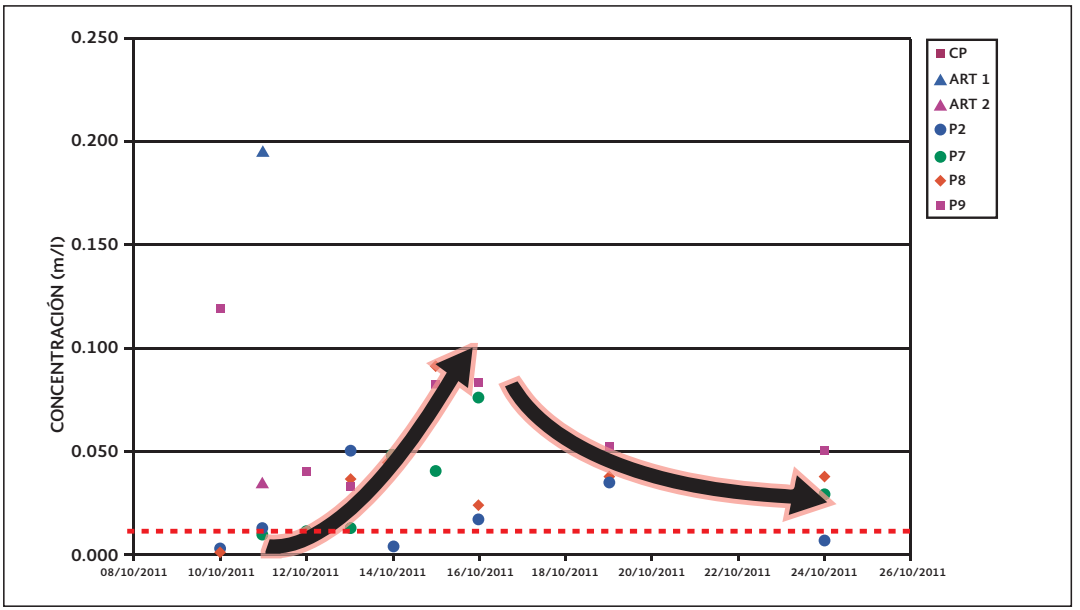
cual en las siguientes 48 h de haber iniciado la prueba de recarga hubo un incremento en sus concentraciones.

El parámetro que en cinco de las muestras de AMX estuvo fuera de la norma NOM-127 fue el manganeso, el cual al final del experimento mostró valores por debajo de los 0.15 mg/l que solicita la citada norma.

Finalmente, es importante destacar que en el ART, el aluminio estaba fuera de la norma de potabilidad y en su paso por la zona no saturada y llegar a los pozos registró un valor por debajo del límite permitido, por lo que en el AMX estuvo siempre por debajo del límite citado.

En resumen, se concluye que bajo las condiciones del experimento de recarga, la capacidad de autodepuración del medio (zona no saturada y el acuífero libre somero) fue muy buena.

Figura 14.12. Gráfica que muestra el comportamiento de las concentraciones de plomo en su trayecto por el campo de experimentación.
(La línea roja punteada muestra el límite máximo permitido en la norma NOM-127, que es de 0.01 mg/l).



En la Figura 14.12, las claves de las muestras representan lo siguiente: CP es la muestra tomada en el canal Parshall de la PTAR Arturo Herrera; ART 1 y ART 2 son las muestras 1 y 2, respectivamente, tomadas en el agua residual tratada en el sitio de recarga, antes de que el agua fuera vertida a la estructura; P2, P7, P8 y P9 representan las concentraciones de plomo en mg/l obtenidas en los pozos 2, 7, 8 y 9 del campo de recarga, a lo largo del experimento.

14.3. Resultados y discusión

Como parte de los resultados de este proyecto se realizó una zonificación del acuífero, con objeto de identificar extensiones con características similares a las del sitio donde se realizó la prueba de recarga; para identificarlas se hicieron intervenir variables como: espesor del acuífero en los sedimentos aluviales del cauce del arroyo de Las Palmas, profundidad del nivel piezométrico, localización de captaciones de aguas subterráneas con uso doméstico (no hubo de uso público-urbano) y la trayectoria que sigue el agua subterránea.

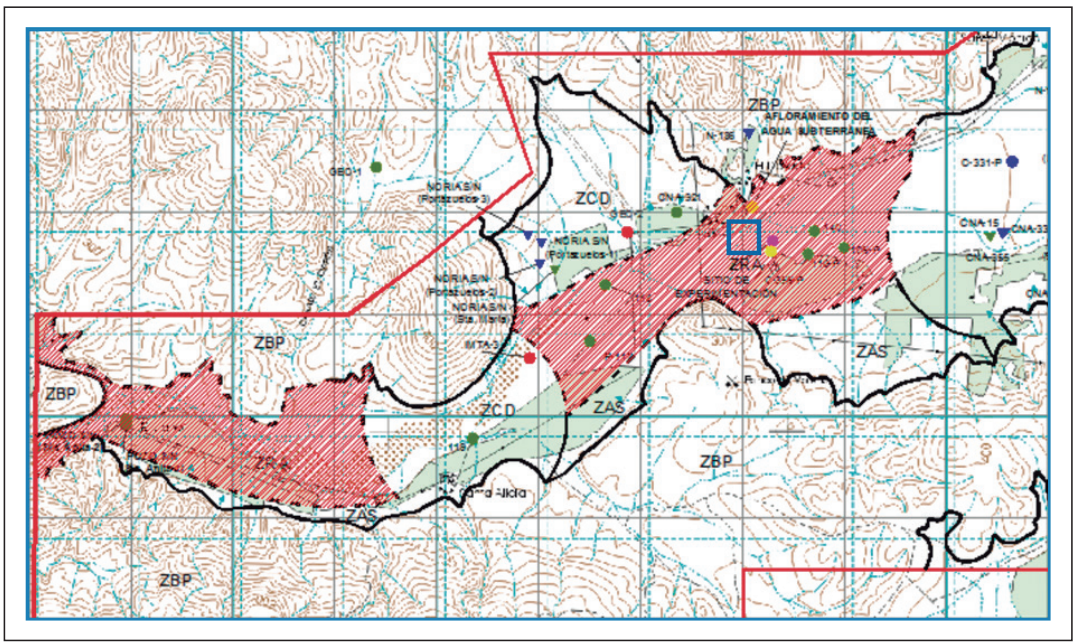
La integración de estas variables se muestra en la Figura 14.13, en donde la zona achurada con rojo es la que presenta condiciones similares a las encontradas en el sitio del experimento.

La zona donde es factible llevar a cabo la recarga se localiza en la parte final del acuífero de Valle de Las Palmas; en esta zona los resultados de la geofísica muestran que sigue habiendo materiales granulares gruesos; sin embargo, es necesario realizar nuevas perforaciones para confirmarlo. En esta porción del acuífero, la profundidad del nivel piezométrico varía de 4 a 10 m y su espesor entre 30 y 90 metros.

Por otra parte, con base en los trabajos realizados en la zona del campo de experimentación, se concluye que la capacidad del medio para permitir el paso de ART es alta, con valores de velocidad de infiltración entre 0.33 y 0.71 m/h por metro cuadrado. Esta variación no se debió a una reducción en la capacidad de infiltración del terreno, sino a cambios en la altura del ART en la estructura de recarga.

Con base en los resultados de la prueba de recarga, para infiltrar un volumen de 1,400 l/s que se podrían tener disponibles en esta zona, una vez que estuvieran en operación las PTAR proyectadas para la región, con una velocidad de infiltración de 0.71 m/h por metro cuadrado de superficie, se

Figura 14.13. Zonificación para identificar zonas en donde se puede realizar la recarga artificial del acuífero.
ZCD=Zona con pozos o norias de uso doméstico; ZAS=Zona con agua de alta concentración salina; ZBP=Zona con materiales de baja permeabilidad; ZRA=Zona con potencialidad para realizar recarga.
El recuadro azul muestra la localización que tuvo el campo de experimentación.



requeriría de un área de 0.725 ha, por lo que si se construyera una laguna de recarga de 100 x 100 m (1 ha) se tendría una mayor capacidad de infiltración. En el caso del valor mínimo de velocidad de infiltración, de 0.33 m/h por metro cuadrado, sería necesaria una superficie de 1.55 ha, por lo que con una laguna de 100 x 150 m (1.5 ha), se estaría muy cerca de la capacidad requerida.

Con esta información se podría establecer la dimensión de la(s) laguna(s) a construir; sin embargo, antes de decidir las dimensiones finales es importante considerar lo siguiente:

- La recomendación de investigadores expertos en este tema, como Bower (2002), indica que se instalen lagunas de recarga piloto de al menos 20 por 20 m y sean operadas recargando agua durante un tiempo mínimo de un año para medir efectos estacionales.

- Paralelamente con la construcción del sistema piloto de lagunas de recarga es conveniente implementar un modelo matemático de flujo y de transporte que se esté calibrando con los resultados de las lagunas piloto, con los cuales se determine la altura que puede alcanzar el domo ante diferentes dimensiones de las lagunas y formas de infiltrar el ART, la evolución del nivel piezométrico aguas abajo del sistema de recarga artificial (SRA) y la variación de la calidad del AMX con la distancia.
- Visitar instalaciones en California y Arizona (clima similar al de la zona del Valle de Las Palmas), en donde se esté realizando la recarga artificial de acuíferos a través de lagunas de recarga, para conocer sus experiencias con relación a las dimensiones de las lagunas, su forma de operación y de mantenimiento.

Con relación a los resultados desde el punto de vista químico, se encontró que las variaciones en la calidad del AMX en el acuífero varían, con base en aspectos como el tipo de parámetro analizado, la distancia a la estructura de recarga y la profundidad en el acuífero. Se concluyó que para pozos que estuvieron a la misma distancia de la estructura de recarga, los cambios más importantes en las concentraciones de los parámetros se observaron a la profundidad de 4 a 5 m, más que los encontrados a la profundidad de 6 a 7.5 m, lo que permite concluir que los efectos de la mezcla son inmediatos y que a muy poca profundidad los procesos de dilución, disolución e intercambio catiónico, entre otros, son notorios.

En el caso del sodio, por encima de los 8 m de profundidad hubo un incremento en la concentración en los primeros días; esto se explicó con la variación que hay en la selección de los sedimentos, ya que por debajo de los 7 m de profundidad los sedimentos son más heterogéneos, disminuyendo la porosidad y la facilidad de movimiento del agua, lo que permite que el agua se mueva más rápidamente en la parte más somera del acuífero y exista una mayor dispersión.

Por otra parte, debido a que el ART era de tipo sódico, clorurada-sulfatada, en concentraciones que excedían la NOM-127, al combinarse con el ASN de forma inmediata hubo un incremento en los valores naturales de estos parámetros, lo cual fue evidente a la profundidad de 4 m. En este caso las concentraciones llegaron a estar fuera de los límites de la norma NOM-127 y, posteriormente, por dilución e intercambio catiónico, redujeron su valores.

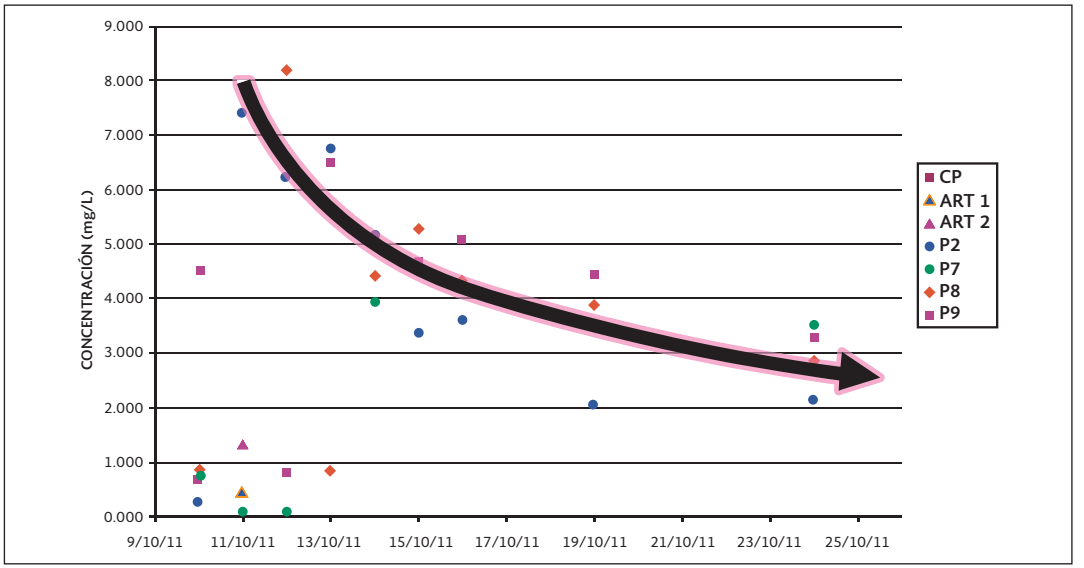
Con respecto a los minerales carbonatados se observó un efecto diferente, sobre todo a poca profundidad; en este caso hubo una disminución de la concentración inicial, debido a que el ART

tiene una menor concentración de bicarbonatos que el ASN. A mayor profundidad el efecto fue de tener una ligera ganancia en concentración, para posteriormente regresar a sus valores iniciales.

Los sulfatos tuvieron un incremento en las porciones someras del acuífero, llegando a estar inclusive por encima de la concentración que tenía el ART. A profundidad se presentó primero una dilución y después un ligero incremento, para finalmente, en algunos casos, volver a estar cerca de la concentración inicial. De manera similar se presentó la evolución de los nitratos (Figura 14.14); en este caso la variación en la concentración en el AMX fue también mayor que en el ART; después se tuvo una rápida disminución.

En la Figura 14.14, las claves de las muestras representan lo siguiente: CP es la muestra tomada en el canal Parshall de la PTAR Arturo Herrera; ART 1 y ART 2 son las muestras 1 y 2, respectivamente, tomadas en el agua residual tratada en el sitio de recarga, antes de que el agua fuera vertida a la estructura; P2, P7, P8 y P9 representan las concentraciones de nitratos en mg/l obtenidas en los pozos 2, 7, 8 y 9 del campo de recarga, a lo largo del experimento.

Figura 14.14. Evolución de la concentración de los nitratos a lo largo del experimento; las condiciones iníciales corresponden al día 10 de octubre, antes de iniciar la prueba.



Estas evoluciones de los sulfatos y nitratos permiten concluir que durante la prueba de recarga, el agua vertida "lavó" la zona no saturada y llevó estos iones hasta el acuífero; posteriormente, el flujo del ASN fue reduciendo paulatinamente las concentraciones, debido a que ya no hubo más aporte de estos parámetros, ya que las ART no tienen altas concentraciones de estos iones.

Esto concuerda con lo establecido en estudios previos, en los que se menciona que hay infiltración de retornos de riego, concentrados por la evaporación del agua utilizada para la irrigación, lo que genera (por el tipo de clima), un proceso de salinización del suelo. Vale la pena tomar en cuenta que esta parte del acuífero fue una zona agrícola de riego (aún se conservan vestigios de antiguos canales de riego y cajas de válvulas).

En cuanto a los metales como el plomo, detectados en las ART, se observa un incremento en la concentración inicial, seguida por una dilución paulatina; nuevamente a menor profundidad está la máxima concentración.

En el caso de los coliformes fecales y totales, redujeron de manera significativa su concentración, en particular en los coliformes totales, que pasaron de tener más de 2,400 NMP/100 ml a tener menos de 2 NMP/100 ml.

Un factor que influyó de manera importante en los resultados de los análisis químicos realizados en el AMX fue la forma en que esta se movió en el acuífero, así como la manera en que el flujo del propio acuífero afectó al movimiento del AMX; las configuraciones de elevación del nivel piezométrico realizadas antes, durante y después de la prueba de recarga mostraron que en algunas partes del campo de experimentación la influencia del ASN fue importante, por lo que este fue un factor que se hizo intervenir en el estudio de los resultados de los análisis químicos y en la modelación hidrogeoquímica.

En cuanto a la capacidad autodepuradora de la zona no saturada, que tuvo un espesor reducido (del orden de 3.50 m) y está conformada por materiales de granulometría predominantemente gruesa, en donde los limos y la materia orgánica son escasos y las arcillas inexistentes; se encontró que hubieron pocos cambios en el ART, manteniendo las concentraciones de sodio y calcio debido a la inexistencia de arcillas, notándose un pequeño decremento de potasio y la disminución de las concentraciones de aluminio (estaban por encima del límite de la NOM-127 en el ART), que prácticamente desapareció en las muestras de agua de mezcla.

Finalmente, un proceso identificado fueron los incrementos y decrementos continuos en las concentraciones de los parámetros, con una tendencia general hacia valores más bajos. Este comportamiento muestra que el descenso del AMX a través de la zona no saturada no se dio forma continua, debido al aire que esta zona contiene en sus espacios porosos, así como por las variaciones que hubo en la carga hidráulica dentro de la estructura de recarga, lo cual en conjunto manifiesta un flujo descendente estilo "pistón" en la zona no saturada, que ha sido reportado por muy diferentes investigadores.

Con relación a la utilización del modelo geoquímico PHREEQC-2, permitió en primera instancia definir los índices de saturación de las soluciones que conforman los miembros extremos, en este caso constituidos por ART y ASN, así como los valores correspondientes a las mezclas producidas durante el desarrollo del experimento. En términos generales, los índices de saturación para el caso de los principales carbonatos como son calcita, dolomita y magnesita, mostraron condiciones de equilibrio o sobresaturación, por lo que se establece que existe la tendencia de precipitación de estos minerales en el AMX. Por esta razón es probable que durante la operación a largo plazo del sistema de recarga artificial (SRA), en las condiciones climáticas que prevalecen en la región de Valle de las Palmas, el índice de saturación se incrementaría con respecto a los carbonatos del ART y por lo tanto tendrían una tendencia a precipitar.

Sin embargo, con la información disponible no es posible definir la cinética de las reacciones de precipitación de carbonatos en el acuífero, lo único que se puede establecer, de acuerdo con los índices de saturación calculados, es que existe la tendencia a que se produzca su precipitación en el AMX, por lo que se deben tomar las precauciones necesarias para evitar que disminuya la capacidad de infiltración, por la colmatación progresiva de los espacios porosos.

Es conveniente, por tanto, realizar pruebas adicionales que consideren la presencia de materia orgánica disuelta en el ART, que potencialmente pueda inhibir el desarrollo de reacciones de precipitación.

Una respuesta definitiva a que la precipitación de carbonatos pudiera presentarse de manera significativa solo puede lograrse mediante experimentos de campo y/o laboratorio, en donde se lleve a cabo a largo plazo la recarga de ART. En este caso se debería realizar el análisis detallado de los sedimentos después de que fueron utilizados para la recarga de esta agua, para establecer si se tuvo

la precipitación de carbonatos en los espacios porosos. Si en esta prueba a largo plazo se presentara una disminución notoria de la capacidad de recarga, esta podría deberse a la precipitación de carbonatos.

Si esto se comprobara, entonces una solución práctica podría ser la disminución del pH del ART (mediante adición de ácido), lo cual reduciría la posibilidad de la precipitación de carbonatos, pero podría provocar la movilización de metales contenidos en los sedimentos, por lo que se tendría que realizar un análisis previo para identificar hasta donde es conveniente llevar a cabo la disminución del pH en el agua residual tratada.

Por otra parte, es importante considerar que el sitio en donde se realizó la prueba de recarga está casi al final de la cuenca hidrológica de Valle de las Palmas; debido a esto, el agua subterránea ha tenido tiempo suficiente para interactuar con los diversos minerales que tienen elementos en estado reducido, como es por ejemplo el hierro ferroso, lo cual condiciona que el contenido de oxígeno disminuya paulatinamente y justifica las condiciones redox reductoras identificadas.

Sin embargo, de acuerdo con la dinámica medida en el sitio, en donde el acuífero tiene elevados valores de conductividad hidráulica y la recarga puede ser muy rápida, provoca que las condiciones redox del ASN cambien a oxidantes con presencia de oxígeno disuelto, con lo que es factible que se presente la precipitación de minerales como Fe(OH)3 (amorfo) y manganita en los espacios porosos de la zona saturada, en donde cambiaron las condiciones redox.

Adicionalmente, visualizando la operación a largo plazo del SRA, la modificación de las condiciones redox a lo largo del año puede tener un efecto en la calidad del AMX, ya que la oxidación de la materia orgánica disuelta por intermedio de las bacterias y la presencia de óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso pueden incrementar notablemente la concentración de estos elementos en el AMX aguas abajo del SAR, además de que potencialmente puede generar la precipitación de sulfuros de hierro y siderita.

Otro aspecto importante encontrado en la modelación hidrogeoquímicia fue la importancia de evaluar con detalle el contenido de materia orgánica que haya en el ART y realizar prácticas que eviten que durante el proceso de recarga a gran escala se genere este tipo de materia, a fin de evitar problemas en la calidad del agua de mezcla.

Otros minerales secundarios que fueron identificados con los resultados de la modelación inversa, como subproductos de las reacciones de interacción en la mezcla del ASN con el ART, fueron los resultantes de la alteración de minerales primarios silicatados que forman la parte sólida del acuífero y que fueron identificados en los sedimentos mediante el análisis mineralógico. Las reacciones más comúnmente identificadas fueron la disolución de plagioclasas y biotita, así como illita (mineral secundario), que se transforman a caolinita y otras arcillas de tipo montmorillonita, las cuales permitieron el desarrollo de reacciones de intercambio catiónico, que también fueron identificadas mediante el ejercicio de modelación inversa.

En resumen, con el planteamiento del modelo geoquímico conceptual fue posible realizar exitosamente la modelación inversa y determinar los porcentajes de mezcla entre miembros extremos, así como la transferencia de masa que justifica la composición química de las muestras de agua colectadas en los pozos, con lo que se cumplió con uno de los principales objetivos planteados en cuanto a la modelación hidrogeoquímica se refiere.

Debido a que los pozos P8 y P9 tuvieron tubería totalmente ranurada, se generaron mezclas inducidas en el propio pozo, que provocaron que los resultados de la modelación inversa no fueran satisfactorios en muestras obtenidas de esos pozos; esto confirma la importancia de no tener pozos totalmente ranurados para el análisis hidrogeoquímico. En el caso de los pozos P4, P7 y P16 tampoco fue posible obtener resultados consistentes en los diversos ejercicios de modelación inversa, debido a su posición dentro del campo de experimentación, ya que por un lado son los más alejados del sitio de recarga y por otro la inercia del flujo natural de ASN, modificó las condiciones del tipo de agua que llegaba a ellos.

Durante la evaluación y comparación de los resultados de los análisis químicos de las muestras de AMX con la NOM-127, se identificó que el plomo presenta en ocasiones valores superiores al límite permisible, por lo que se recomienda que antes de realizar la recarga a gran escala se realice un modelo de transporte para conocer con detalle que pasará con la evolución temporal y espacial en las concentraciones de este elemento.

De este modo, con los resultados obtenidos de la prueba de recarga, se propone que para futuros experimentos se aplique para solutos específicos un modelo matemático de flujo y transporte. El modelo deberá incluir los principales compuestos detectados como importantes en este trabajo,

que son los que sobrepasaron los límites de la norma NOM-127. En la modelación matemática se deberán considerar procesos de transporte, como advección, dispersión y difusión molecular, mientras que los procesos a considerar en las reacciones deberán ser adsorción-desorción. La simulación numérica deberá de realizarse aplicando modelos numéricos implementados en programas validados a nivel internacional, como puede ser MODFLOW o FEFLOW. La simulación matemática deberá de considerar la migración en función del tiempo del AMX así como la recarga de ART, considerando todos los factores físicos (lluvias, explotación de pozos, etc.) que pudiesen influir para acelerar la migración del agua de mezcla.

Conclusiones

Una de las conclusiones más importantes de este proyecto fue establecer que la única forma de tener buenos resultados en la práctica de recarga es conocer con detalle las características del acuífero en que se realizará este proceso, para determinar con qué tipo de materiales tendrá contacto el agua infiltrada, qué trayectorias seguirá y en cuánto tiempo tendrá contacto con el ASN. Esto implica tener un profundo conocimiento del medio geológico en el subsuelo, del tipo de acuífero, de su geometría y funcionamiento, de lo contrario, la práctica se convierte en ingresar agua a una caja negra y suponer con poco grado de exactitud el efecto que provocará en el acuífero, tanto en cantidad como en calidad.

Es importante realizar una caracterización detallada del ASN, del agua que se vaya a usar en la recarga y del agua de mezcla; en esta última se debe evaluar su evolución con respecto al tiempo que dure la recarga y de forma posterior a esta, para lo cual es necesario conocer la velocidad real del agua en el acuífero.

Referencias

Bower H. Jan. 2002. *Artificial recharger of groundwater: hydrogeology and engineering*. Hydrogeology Journal (2002) p. 121-142.

Cemex Concretos S.A. 2002. *Determinación de las características estratigráficas y geohidrológicas en la porción del cauce del arroyo seco, Municipio de Tecate B.C.*

Comisión Nacional del Agua (Conagua). 2002. *Determinación de la disponibilidad de agua en el Acuífero Las Palmas, estado de Baja California, 2002* (actualizado en el 2009).

E. Custodio /M.R. Llamas. 1983. *Hidrogeología subterránea*. Universidad tecnológica de Barcelona, Tomo 1 y Tomo II.

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (Inegi). *Cartas topográficas y geológicas a escala 1:50,000 Clave I11d71, I11d72*.

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). 2007. *Estudio geohidrológico de la zona comprendida entre el rancho Santa Anita, presa Abelardo l. Rodríguez y el Valle de Las Palmas, Baja California*.

DOF. 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-001-*Semarnat*-1996. *Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*.

DOF. 1997. NOM-003-*Semarnat*-1997. *Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público*.

DOF. 2003. Norma Oficial Mexicana NOM-014-Conagua-2003. *Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada*.

DOF. 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. *Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*.

Parkhurst, D. L. 1995. *User's guide to PHREEQC-a computer program for speciation, reaction path, advective-transport and inverse geochemical calculations*. US Geol. Surv. Water Resour. Invest. Rep. 99-4529.

Parkhurst, D.L., y Appelo, C.A.J., 1999. *User's guide to PHREEQC (version 2)-a computer program for speciation, reaction-path, 1D-transport, and inverse geochemical calculations*. US Geol. Surv. Water Resour. Inv. Rep. 99-4259, 312p.

PLUMMER, L.N. 1992. Geochemical modeling of water-interaction: Past, present, future. Water-rock interaction, Kharaka & Maest (eds.), Balkema, Rotterdam, pp. 23-33.

Técnicas Modernas de Ingeniería (TMI). 1974. *Estudio geohidrológico del Valle de las Palmas en el Estado de Baja California Norte*. SARH

Tlaloc Ingeniería S.A. de C.V. 1997. Para la Comisión Nacional del Agua, bajo contrato No. GAS-006-1997. *Censo de captaciones de aguas subterráneas y colección de datos geohidrológicos en la zona de Las Palmas, B.C.*





SECCIÓN 3
CASOS INTERNACIONALES



15

LA APLICACIÓN DE MAR EN GINEBRA (SUIZA): TODO UN ÉXITO DESDE HACE 35 AÑOS DEBIDO A UNA TÉCNICA Y UNA GOBERNANZA ADECUADAS

Gabriel de los Cobos
GESDEC - DETA, Departamento del medioambiente, de los transportes y de la agricultura, Cantón de Ginebra (Suiza). 12 quai du Rhône, 1205 Ginebra, Suiza.
gabriel.deloscobos@etat.ge.ch

Resumen

El sistema de recarga artificial (MAR) del acuífero transfronterizo del Genevois, Suiza, ha estado funcionando con éxito desde 1980, lo cual permite a esta región transfronteriza gozar de un nivel suficiente de agua subterránea ante los picos de demanda especialmente en verano cuando se recurre a importantes bombeos del acuífero libre. Globalmente, el acuífero representa el 20 % del agua potable distribuida anualmente mediante el sistema de recarga artificial.

Por un lado se dio inicio a una serie de estudios técnicos y científicos orientados a paliar dicha sobreexplotación, con vistas a explorar la posibilidad de la recarga artificial del acuífero libre, y por otro se entablaron negociaciones con distintas autoridades locales y nacionales francesas para hallar un consenso a la hora de financiar las obras y también para que estos recursos se

gestionaron de manera concertada. El manejo del acuífero transfronterizo francosuizo del Genevois es uno de los pocos exponentes de un acuerdo bilateral para la gestión de un sistema acuífero transfronterizo, basado por añadidura en una gestión de la recarga artificial en forma original y eficaz.

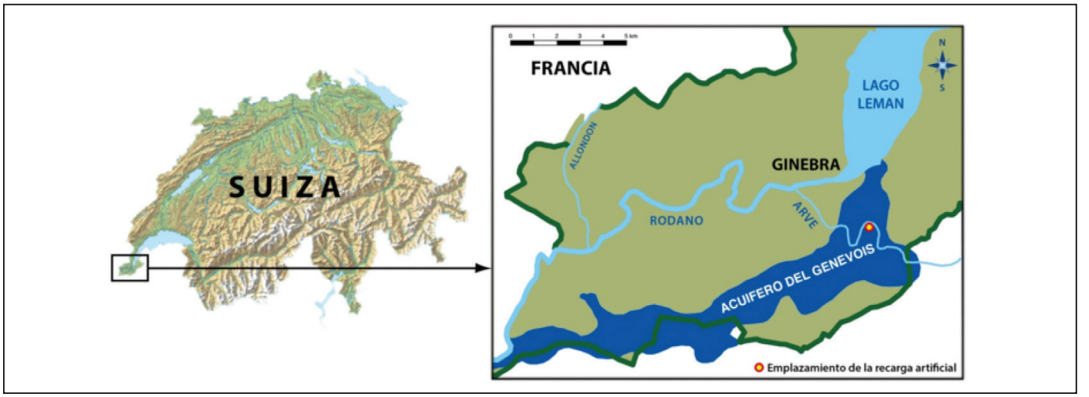
Desde 1980, este instrumento ha demostrado su utilidad, pues permitió compensar la sobreexplotación de los años 60-70 y propició el aumento del nivel medio del acuífero entre seis o siete metros. La cantidad de agua utilizada desde hace 35 años asciende a unos 555 hectómetros cúbicos.

Palabras clave: acuífero transfronterizo, MAR, agua subterránea, Ginebra, acuífero del Genevois

15.1. Descripción general del acuífero

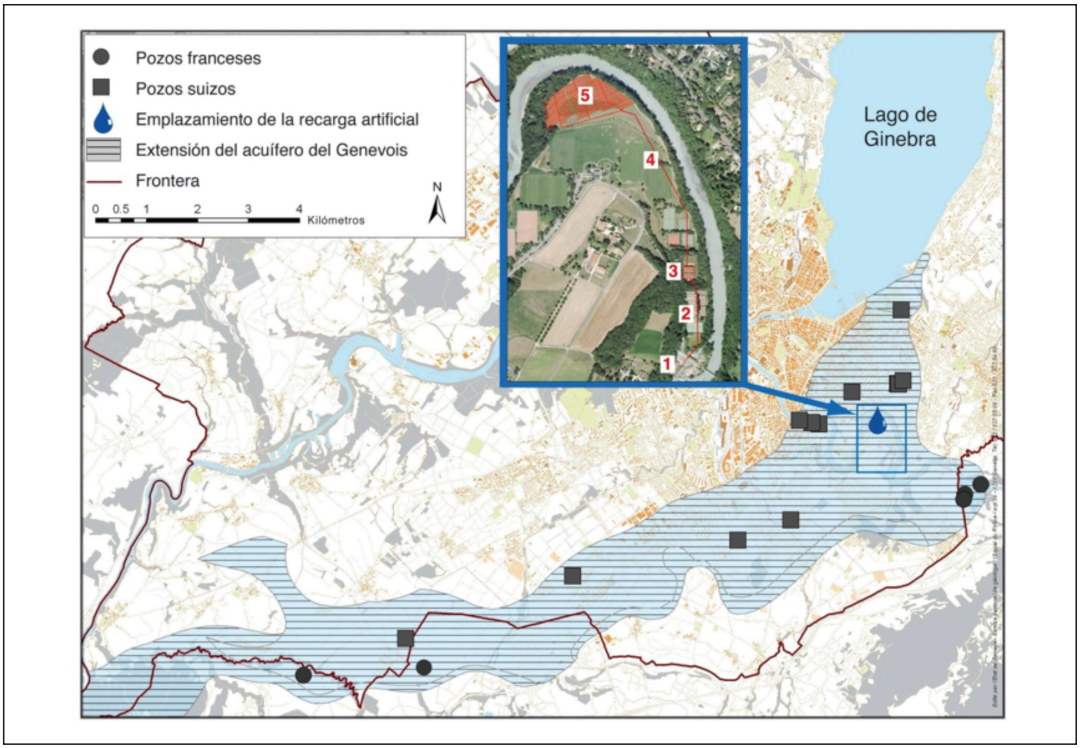
La extensión del acuífero del Genevois, también conocido como acuífero del Arve por ser alimentado por aguas de este río, es de 30 km^2, con una longitud de19 km entre el lago de Ginebra (Lemán) y el extremo oeste del cantón de Ginebra; con una anchura variable entre 1.0 y 3.5 km (Figura 15.1). Se encuentra ubicado entre las zonas urbanas de Eaux Vives y Chancy. Una parte del acuífero está situada en territorio francés y otra en Suiza.

Figura 15.1. Localización del acuífero del Genevois y de la obra de recarga artificial (coordenadas: lat. 46°18′65″ – long. 6°16′56″).



La explotación del acuífero transfronterizo se lleva a cabo mediante cinco pozos por la parte francesa y diez pozos por la parte suiza (Figura 15.2). Las extracciones están reguladas mediante un convenio entre el Estado de Ginebra y las comunidades francesas; este convenio también reglamenta la parte financiera. Por parte de Suiza, la sociedad explotadora es SIG (Servicios Industriales de Ginebra), empresa pública propietaria de todos los pozos y también, desde 2008, propietaria de la planta de recarga artificial de Ginebra. La gestión de las aguas se hace bajo la autoridad del Departamento del Territorio del Cantón de Ginebra, con una concesión de explotación del Estado de Ginebra a SIG. El suministro de agua potable proviene principalmente (80 %) del lago y el resto (20 %) se extrae del acuífero del Genevois, aunque en condiciones especiales, cuando hay mantenimiento a la red de suministro, el acuífero puede aportar más del 40 porciento.

Figura 15.2. Localización de la obra de recarga (coordenadas: lat. 46°18'65" – long. 6°16'56") y de los pozos de explotación de agua subterránea.

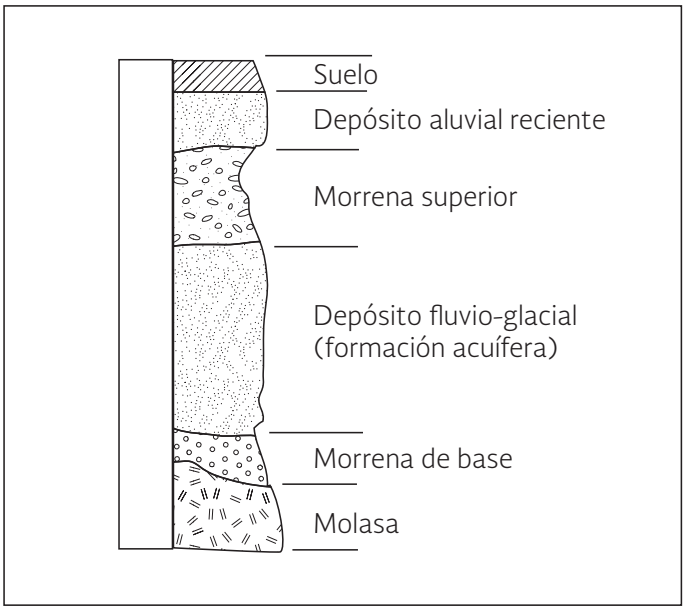


El acuífero de Genevois fue descrito particularmente en 1879 por el geólogo Alphonse Favre (1815-1890) y luego con más detalle en 1941 por Etienne Joukowsky (1869-1948) en lo que constituye la primera base científica detallada de estudio de las aguas subterráneas regionales (De los Cobos, 2012).

La base del acuífero está compuesta por una capa de areniscas del Terciario (molasa) y por una capa de morrena (de base rissienne). El acuífero está constituido por una formación de materiales fluvio-glaciales (gravas y arenas limosas) que pueden medir hasta 50 m de espesor. Esta formación está recubierta por un depósito glacial (morrena superior Würmian) de poca permeabilidad, que limita la infiltración del agua, pero que ayuda a la protección natural del acuífero; sobre estos materiales se encuentra el depósito de material aluvial reciente (Figura 15.3).

Según las condiciones topográficas, el nivel freático medio se encuentra entre 15 y 80 m de profundidad. La mayor parte de las salidas naturales del acuífero tienen lugar hacia territorio francés.

Figura 15.3. Columna estratigráfica local Minero (tomado de los Cobos, G. 2009).



15.2. La explotación del acuífero

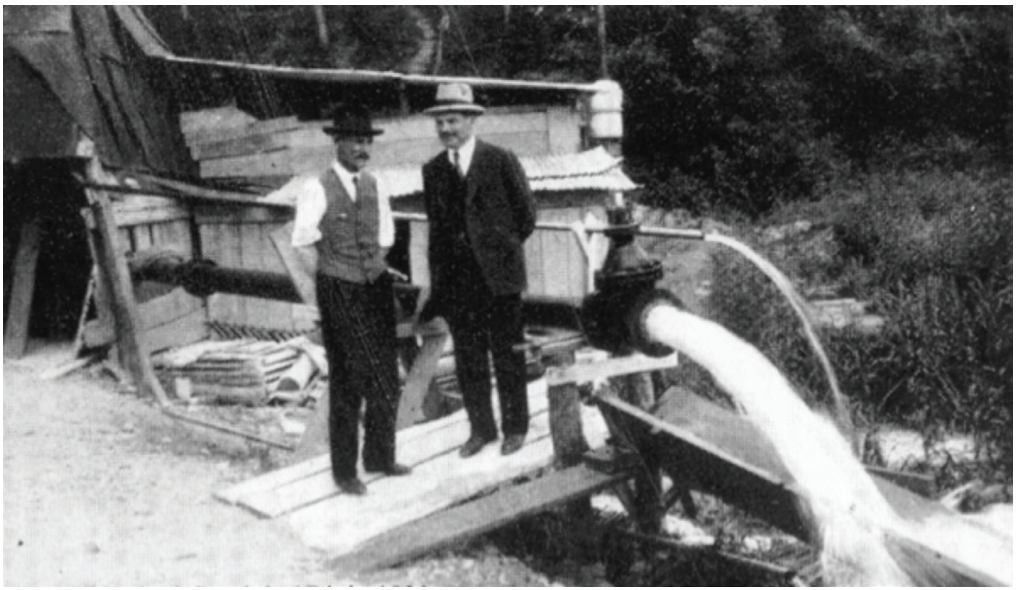
En 1866 se fundó una compañía privada, la Sociedad de Aguas de Arve, para utilizar la energía hidráulica del río para el bombeo hacia algunas zonas de la orilla izquierda del agua del lago. La construcción de la planta y de la presa para utilizar la energía del agua del río Arve comenzó en 1884 en un lugar llamado Vessy (Figura 15.4). Los sondeos revelaron una masa de agua a 10 m de profundidad, 5 m por debajo del nivel del río. Esto confirmó la hipótesis de Alphonse Favre de la existencia de un cuerpo de agua subterránea alimentado por el río Arve en las cercanías de Champel, Malagnou y de Eaux-Vives, que fluye hacia el lago.

Figura 15.4. Planta y presa de Vessy.



Desde 1928, la dirección de SIG le encargó a E. Joukowsky la prospección en detalle de los recursos hídricos del cantón de Ginebra. Entre 1930 y 1940 se llevó a cabo la construcción de pozos en Soral, Saconnex d'Arve, Perly, Frontenex y Carouge (Figura 15.5). La compañía de agua del Arve extendió sus operaciones en nuevos pozos en Vessy y Florissant. Entre 1884 y 1940, la extracción anual se ubicó entre 1 y 3 millones de m^3/año, volumen menor que el flujo utilizable. Los niveles estáticos se mantuvieron estables, con una disminución en las tasas de descarga natural. En 1956, la ciudad de Annemasse (Francia) comenzó la explotación del acuífero en la región Veyrier y en 1967, la ciudad de Gaillard (Francia) también comienza la explotación en la región Veyrier con la perforación de un pozo.

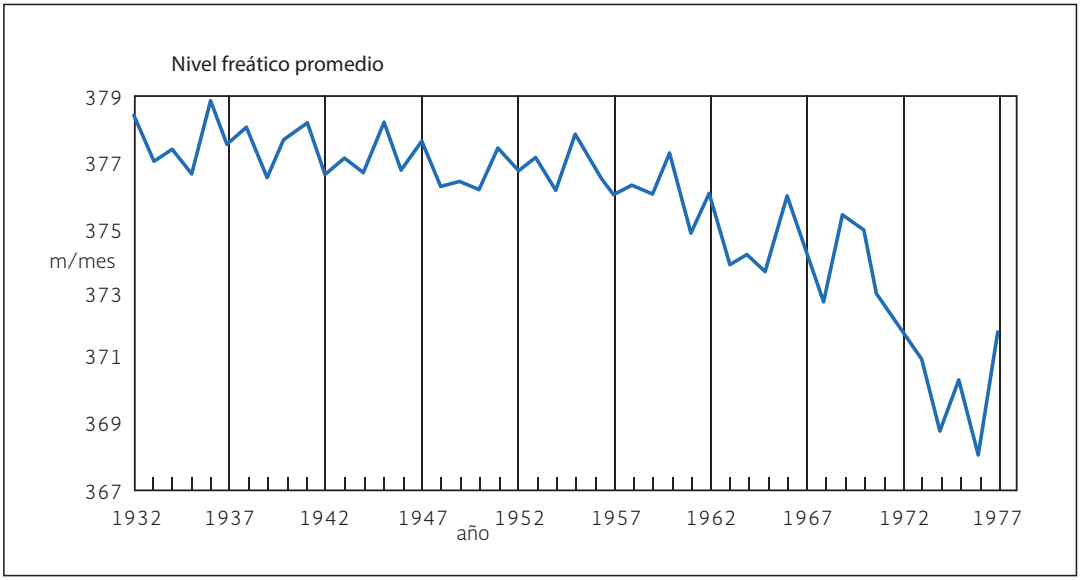
Figura 15.5. El primer bombeo de agua subterránea en el pozo de Soral (archivos GESDEC).



En 1968, la explotación de las aguas subterráneas realizada por SIG, la Compañía de Aguas del Arve, la ciudad de Annemasse y las ciudades de Gaillard, Saint-Julien y Viry alcanzó el volumen de 12 a 14 millones de m^3 por año, a través de 21 pozos, excediendo de esta manera la capacidad natural del acuífero (7.5 hm^3/año). De 1970 a 1974 se presentó un descenso general del nivel estático

debido a la sobreexplotación y agravado por la sucesión de años con escasez de precipitaciones (1971, 1972, 1973). El descenso del nivel estático promedio fue de 8 m en veinte años, con el agotamiento de alrededor de un tercio de las reservas totales (Figura 15.6).

Figura 15.6. La reducción del nivel freático entre 1932 y 1978.



De esta manera se visualizó como urgente una gestión del agua. Una opción era la disminución de las extracciones y otra la explotación de otra fuente de agua, lo que requería la construcción de una nueva planta de potabilización del agua del lago o fortalecer la capacidad natural de acuífero a través de la recarga artificial. La sobreexplotación de las aguas subterráneas empujó al Departamento de Geología y al Departamento de Agua del Estado de Ginebra a llevar a cabo ensayos de larga duración para implementar la recarga artificial de acuíferos.

15.3. La elección entre el agua del lago o la recarga artificial de acuíferos

El análisis realizado en 1970 por dos autoridades suizas y tres autoridades francesas demostró que la extracción superaba los 10 millones de m^3/año, causando una disminución general del nivel estático hasta el punto de que varios pozos de bombeo ya no suministraban más agua, por lo que se preguntaban si debían abandonar este acuífero y avanzar hacia la construcción de nuevas plantas de bombeo y de tratamiento del agua del lago.

Las encuestas de las administraciones implicadas en ese entonces pusieron de manifiesto los siguientes puntos:

- En caso de agotamiento del acuífero vemos que, en ambos lados de la frontera, las comunidades francesas y suizas no cuentan con otros recursos;
- Todas las estaciones de bombeo instaladas anteriormente permiten, durante los períodos pico, tomar del acuífero más de 200,000 m^3 por día. Esta es una capacidad máxima para satisfacer los requerimientos de agua máximos, pero que no se utiliza plenamente, mas que unas pocas semanas al año, o incluso días.

La elección entre ambas posibilidades fue difícil. Se enfrentaban a una técnica conocida y dominada versus la recarga artificial, que constituía para entonces una aventura, teniendo en cuenta el número de incógnitas en la realización de este tipo de proyecto. Dos criterios condujeron a la elección final: el de la garantía de abastecimiento y el económico. La garantía de abastecimiento exige la diversificación de los recursos para asegurar la continuidad en el suministro de agua en caso de falla técnica o de contaminación grave de una fuente. El criterio del costo arrojó que, para obtener la misma capacidad de producción sin recurrir al acuífero, SIG debía construir una nueva estación de bombeo de agua del lago con un costo superior a los 150 millones de francos suizos de 1975. Por su parte, los franceses estaban planeando la construcción de una estación en el lago en la zona de Chens-sur-Léman. Este proyecto implicaba la construcción de 25 km de acueducto con un costo del mismo orden. Mientras que para el proyecto de recarga artificial de acuífero (MAR), incluyendo un sistema de monitoreo automático colocado en el río, aguas arriba de la obra de recarga para detectar contaminaciones del río Arve, el costo era de 20 millones de francos suizos.

Por otra parte, en los años setenta, la eutrofización progresiva de los lagos, asociada con un aumento de la contaminación de las aguas superficiales, apuntaba hacia el uso de las aguas subterráneas, ya que el tratamiento del agua del lago como fuente de agua potable sería cada vez más complejo.

Una primera idea simple y económica fue utilizar el agua del lago tratada para la recarga del acuífero en invierno, con los excedentes en la capacidad del bombeo del lago, pero se observó que esto podría deteriorar la calidad del agua nativa del acuífero. La otra opción fue la de utilizar el agua del río Arve, dado que se ha estado infiltrando al acuífero por miles de años anteriormente. La elección del sistema MAR fue acompañada de varias pruebas, a fin de determinar la técnica más adecuada para el emplazamiento elegido según sus condiciones geológicas e hidrogeológicas. Para el diseño del proyecto de recarga fue necesario considerar las variaciones en el nivel del río Arve y de sus contenidos de hojas y detritus vegetales, la variación en la cantidad de sólidos en suspensión en el agua del río, la naturaleza de los sólidos en suspensión en el agua y la contaminación por metales pesados.

15.4. Estudios preliminares

Aunque la técnica de recarga artificial de agua subterránea no se encontraba tan desarrollada en esa época, se le consideró como una alternativa muy interesante en la gestión de los recursos hídricos. La idea de incorporar esta técnica en el acuífero Genevois surgió tras las visitas a lugares muy importantes de recarga como son Fráncfort (capacidad de 30,000 m^3/d) y Croissy, cerca de París (capacidad de 100,000 m^3/d). Estas instalaciones realizan un tratamiento completo para el agua del río que incluye floculación, filtrado con carbón activado y esterilización; de manera tal que el agua, antes de que se infiltre en el suelo, ya tiene teóricamente las cualidades del agua potable.

En el caso del acuífero Genevois, este sistema también permitiría beneficiarse de una gran reserva natural y de facilitar el transporte en el subsuelo de cantidades considerables de agua a decenas de kilómetros. La recarga artificial del acuífero también permitiría el uso racional de las estaciones de bombeo existentes.

El primer análisis consistió en la búsqueda de un sitio favorable para el emplazamiento de la obra de recarga, considerando que las zonas propensas para las infiltraciones de agua con probabilidades de

alcanzar el acuífero son muy limitadas. Teniendo en cuenta las limitaciones dictadas por la geología se localizó un sitio cerca del río Arve, fuera de la ciudad, que era fácilmente accesible y capaz, sin gastos excesivos, para construir las instalaciones. Se eligió una zona boscosa de 2,000 m^2 en el meandro de la zona de Vessy en un lugar llamado La Grande Fin, el cual se tuvo disponible a partir del verano 1967 para llevar a cabo los trabajos de reconocimiento.

El segundo análisis consistió en el estudio de la geología de la zona, para lo cual se realizaron varias perforaciones entre 12 y 18 m de profundidad, para la instalación de piezómetros y pozos de monitoreo. Estas perforaciones revelaron un terreno muy heterogéneo compuesto por capas de arena y grava, con lentes casi impermeables de arcilla y alternando con capas de boleos. La elevación media del nivel del terreno es de 385 msnm, y la cota de la superficie freática se encontró entre 372.2 y 374.9 msnmm (entre julio de 1968 y febrero de 1969). El basamento impermeable lo constituye la morrena rissienne que se encuentra en la cota media de 330 metros sobre el nivel medio del mar.

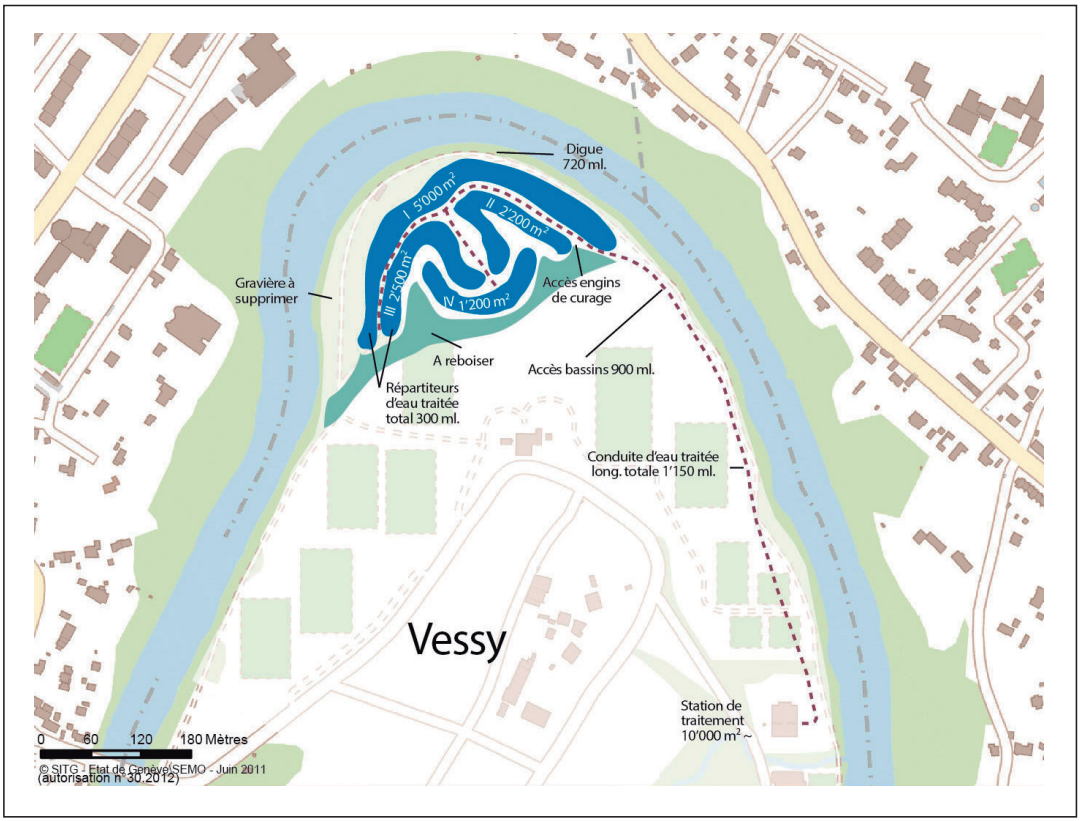
El tercer análisis consistió en el estudio de la variabilidad temporal y espacial del agua subterránea. El conocimiento de la época era que el agua infiltrada circulaba muy lentamente por la morrena superior, pero que respondía muy rápidamente a las inundaciones en el río Arve; se estudiaron las variaciones en la composición físicoquímica del agua subterránea.

El cuarto análisis fue el estudio del agua del río Arve, que es un río torrencial, con un área de cuenca de 1,980 km^2, desde una altitud media de 1,400 msnmm, y comprende unos 120 km^2 de glaciares. Los materiales disueltos que acarrea el río son de origen silíceo (macizos cristalinos) y calcáreo (macizos pre-alpinos). Los sólidos en suspensión en el agua del río Arve son partículas excesivamente finas 92 % inferior a 30 micras, por lo que una sedimentación simple en estanques no sería suficiente para eliminarlas; la instalación final de la recarga debería incluir dispositivos de floculación y filtración del agua cruda del río.

15.5. Estación experimental con capacidad de 500 m³ al día (1968-1975)

El proyecto piloto se llevó a cabo en varias etapas en la zona de Vessy, en un lugar llamado "La Gran Final", y que es una parcela que limita con la margen izquierda del río Arve (Figura 15.7). Se proyectaron 3 fases de estudios globales:

Figura 15.7. Estación experimental de Vessy: Proyecto de infiltración.



Fase 1: Estudio de las características hidráulicas del subsuelo (coeficiente de transmisividad), ensayos de infiltración por riego superficial con agua cruda del río Arve. Además, un estudio prospectivo con los usuarios franceses y suizos para determinar la extensión de las instalaciones de recarga deseados para cubrir al menos las necesidades de treinta años.

Fase 2: Estudios físicoquímicos de las aguas subterráneas y del río Arve a utilizar para la recarga, lo cual incluirá determinaciones de trazas de detergentes, fenoles, pesticidas y de metales pesados. Ensayos de infiltración en trincheras y en estanques, con agua simplemente floculada y decantada.

Fase 3: Prueba de varios procesos de tratamiento de aguas del río Arve, incluyendo remoción de arena por ciclón, floculación con diferentes productos químicos, sedimentación y filtración. Se prestó especial atención a la velocidad de eliminación de ciertos micro-contaminantes de acuerdo con el tipo de tratamiento aplicado.

15.6. Dispositivos para las pruebas

Para la realización de las pruebas se construyeron dos pozos, distantes entre sí por 30 m. El primero para el monitoreo continuo del agua subterránea; el segundo estaba equipado con una bomba de 3,000 l/min y se utilizó para la inyección de trazadores y para los ensayos de inyección directamente en el acuífero. Se instalaron siete piezómetros en la zona de recarga.

El agua cruda del río Arve se extraía mediante dos bombas instaladas en una balsa amarrada a la orilla. Una de ellas se utilizó para recargar por aspersión sobre áreas de infiltración. Esta recarga se llevó a cabo durante los periodos de baja turbidez del agua del río Arve. Las boquillas de aspersión que se fabricaron especialmente tenían un gran agujero de 10 mm de diámetro para que no se obstruyeran se usó una presión de 1 a 2 kg/cm^2, suficiente para producir una fina lluvia que asegura la oxigenación óptima del agua antes de su infiltración en el suelo. Se colocaron unas noventa boquillas en una superficie de aproximadamente 2,000 m^2 que, con la bomba y la red de tubería instalada, permitía bombear 140 m^3/h.

15.7. Mediciones

Los pozos en operación de la Compañía de Agua de Arve estaban situados a menos de 1 km de la estación de prueba, por lo que fue indispensable prestar especial atención a todas las posibles consecuencias de la recarga artificial del agua del río en las aguas subterráneas.

Se conectaron dispositivos de medición de precisión a un grabador multipista que se instaló en un tráiler de construcción transformado en laboratorio. Estos dispositivos permitieron el control y la medición de los niveles, temperaturas, conductividad, turbidez y la detección de hidrocarburos en el agua.

La medición de los niveles freáticos permitió establecer la importancia de la renovación natural que se produce con cada inundación por el río Arve (excepto en invierno cuando el suelo está congelado) y las variaciones de la superficie freática en virtud de la influencia de la recarga artificial.

La medición de la temperatura del agua del río Arve varía entre 0 y 12 °C, mientras que la temperatura de las aguas subterráneas se mantiene entre 9 y 12 °C. Se encontró que en la zona del borde del río Arve, en particular en Vessy, el agua subterránea se enfría más al final del invierno.

Independientemente de la recarga artificial, se detectaron las fluctuaciones estacionales de la conductividad del agua del río Arve y de las aguas subterráneas. En ese momento, la elección de las células de medición apropiadas, fáciles de limpiar y no polarizantes, fue crucial para obtener una medición continua de la conductividad de manera confiable.

Las variaciones bruscas de la turbidez del agua del río Arve obligaron el estudio de un dispositivo de apagado automático de las bombas, para evitar la colmatación rápida de la zona de alimentación. Después de varios meses de pruebas se hizo evidente que se requería un dispositivo de monitoreo continuo de la turbidez en forma confiable, que se colocaría en la estación final para optimizar las operaciones de recarga artificial.

La contaminación accidental del agua por el derrame de aceites o hidrocarburos es común, y se debe de estudiar ese riesgo. Por lo tanto se instaló un dispositivo de cierre inmediato de la bomba del sistema de recarga, al detectarse el inicio de dicha contaminación, mediante un detector de hidrocarburos consistente en un fotómetro de fluorescencia.

15.8. Ensayos efectuados

Las obras comenzaron en el otoño de 1967 en la zona de Vessy. Al término de la construcción de los primeros pozos y piezómetros se realizaron pruebas de bombeo en los pozos con piezómetros de observación y pruebas de infiltración mediante el riego superficial con agua del río Arve. Estas pruebas arrojaron resultados que permitieron diseñar nuevas instalaciones de recarga que se construyeron en 1968. En septiembre de 1968 se presentó una inundación extraordinaria en la zona, que causó una elevación del nivel freático en más de 1 m en un par de días. Esto también sirvió para demostrar la capacidad de infiltración natural de los suelos de la zona, sin que se observara un incremento significativo en el contenido de bacterias en los pozos localizados en las márgenes del río Arve. También se tomaron medidas preventivas al incrementar el área de infiltración y la construcción de canales y drenes.

En vista de los resultados satisfactorios de esta primera fase de prueba se puso en servicio una planta piloto para determinar:

- Las características fisicoquímicas y bacteriológicas del agua del río Arve y de las aguas subterráneas
- Las variaciones estacionales y la eventual presencia de una contaminación grave (hidrocarburos, metales pesados)
- La búsqueda de una técnica de pre-tratamiento del agua cruda para luego filtrarla a través de un filtro de arena convencional
- El método más adecuado de recarga con diferentes calidades de agua
- La posible modificación de la calidad del agua subterránea o disminución de la permeabilidad en la zona de recarga

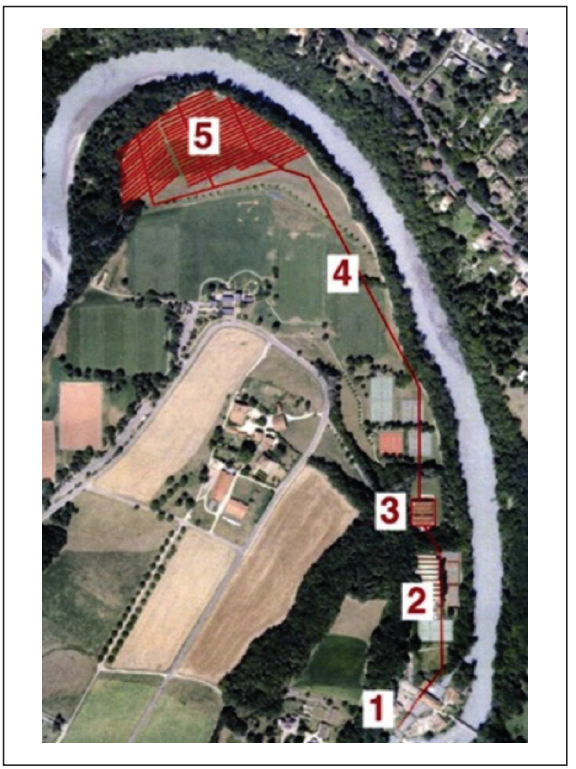
En 1970 se abordó la cuestión de la introducción del agua en el terreno. En principio se había previsto el desarrollo de cuencas de infiltración, como ejemplo de lo que se hacía en muchas otras instalaciones de recarga artificial (Gotemburgo, Dortmund, Basilea). Situados en una zona de aluviones de buena permeabilidad, con 10,000 m^2 de área de infiltración habría sido suficiente para infiltrar diariamente unos 50,000 m^3 de agua tratada. Se estudiaron diferentes sistemas de filtros para evitar la colmatación de la obra de infiltración.

15.9. Descripción del sistema de recarga

El trabajo de construcción de la estación y del área de infiltración se inició en junio de 1977 por parte del Estado de Ginebra, a través del Servicio Geológico del Departamento del Interior y de Agricultura. La ejecución de los trabajos estuvo a cargo del Departamento de Ingeniería Civil de la Secretaría de Obras Públicas. La dirección de la obra se asignó a la oficina de E. & G. Bourquin Stencek, mientras que los Servicios Industriales de Ginebra y su servicio de agua fueron responsables de los estudios de equipos hidráulicos, electro-mecánica y de ingeniería química.

El sistema de recarga artificial de Ginebra está formado por los elementos siguientes (Figura 15.8):

Figura 15.8. Plano de conjunto de las instalaciones para la recarga.



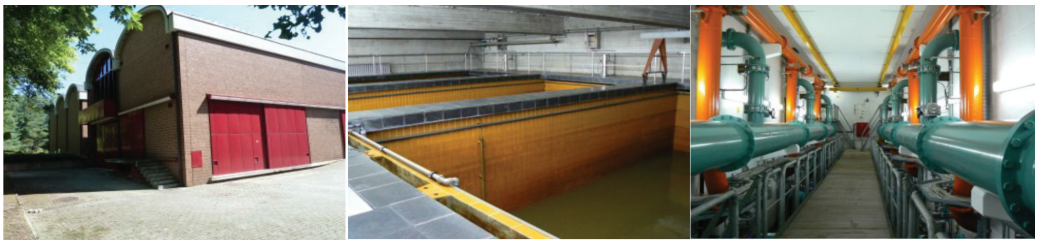
1. Una toma de agua (captación) en el río Arve, 300 m río arriba de la planta, con rejilla auto-limpiadora para eliminar los elementos gruesos que se encuentren flotando o en suspensión en el agua del río (Figura 15.9).

Figura 15.9. Detalle de la toma de agua (captación) en el río Arve.



2. Una tubería que traslada el agua bruta hacia la planta de tratamiento (diámetro: 700 mm, largo: 400 m).
3. La planta de tratamiento del agua del río cuenta con desarenador, micro-floculación ($FeCl_3$) sobre filtro de tres capas y desinfección con cloro (Cl_2). El caudal máximo es de 630 l/s (Figura 15.10).
4. Una tubería que traslada el agua tratada hacia la zona de recarga de 800 mm de diámetro y de 700 m de largo.

Figura 15.10. La planta de tratamiento y los filtros.



5. La zona de recarga subterránea con 4,950 m de tuberías perforadas de 200 mm de diámetro. Las zanjas con drenes para infiltración se excavaron a -2 m en las gravas aluviales y glaciales. Las tuberías perforadas están recubiertas con gravilla redonda y lavada. El relleno superior consiste en material de excavación. Las tuberías perforadas están colocadas 7 m por encima del nivel freático medio, en la zona no saturada. La superficie de la zona de recarga es de 3 ha (Figura 15.11, Figura 15.12 y Figura 15.13).

Figura 15.11. Detalle de las zanjas con drenes.

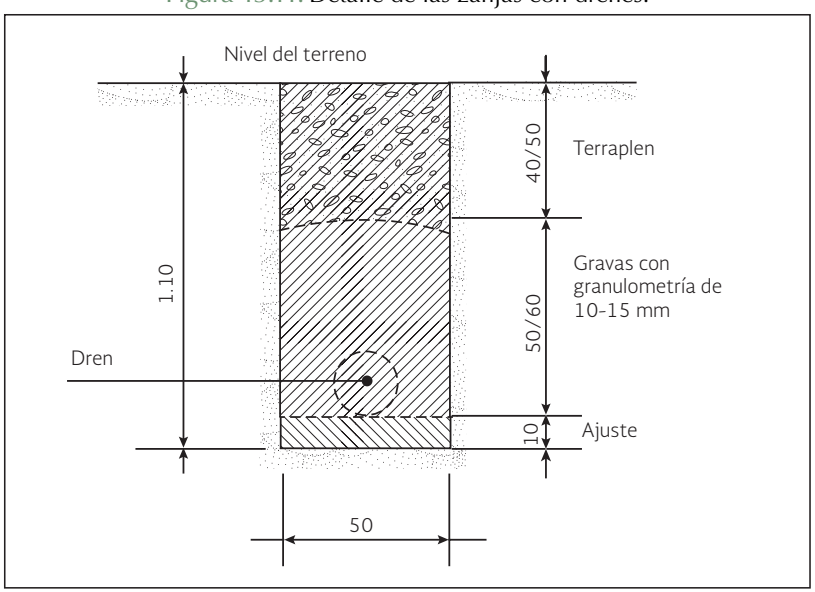
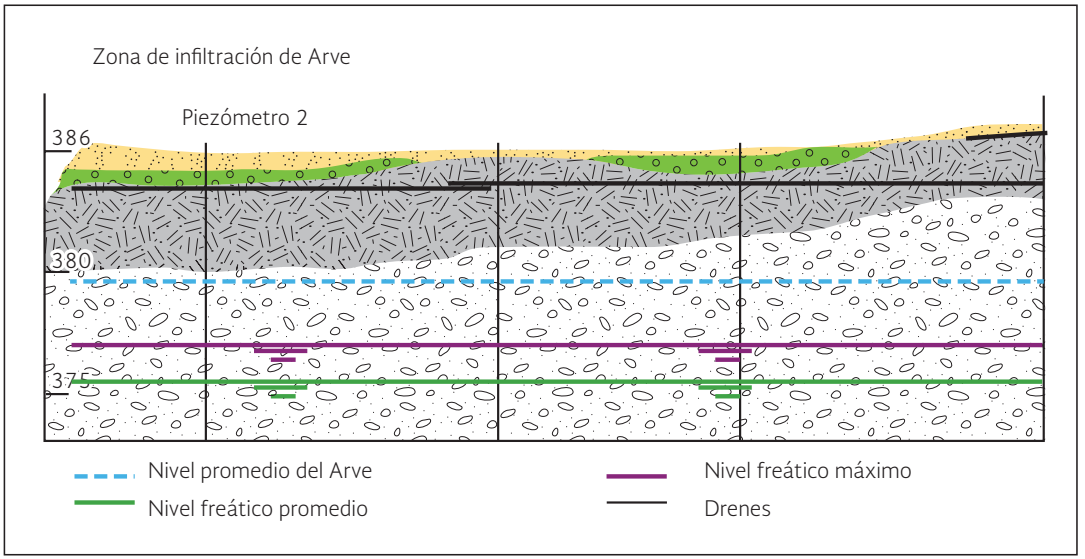


Figura 15.12. Vista de la zona de recarga artificial.



El sistema de recarga es monitoreado desde el centro de control de SIG, localizado a 6 km de la estación. Desde el punto de vista de mantenimiento, sólo dos personas están a cargo de la verificación de las instalaciones y de ciertas intervenciones en el emplazamiento. Un laboratorio de control automático y permanente de la calidad del agua del río está situado a 1 km río arriba, al borde del río. Gracias a ese laboratorio se pueden detectar eventuales contaminaciones del río y activar automáticamente la parada de la toma de agua del sistema.

Figura 15.13. Diagrama con las posiciones de los drenes (cotas) en función de la geología, los niveles de agua subterránea y del río Arve.



La capacidad total teórica de la planta, teniendo en cuenta el uso del 14 % del agua producida para el lavado de los filtros de arena, es de 17 hm^3/año (540 l/s). Teniendo en cuenta la alta turbidez del agua del río, que implica la suspensión de la explotación durante ciertos períodos (65 días al año en promedio) y los paros automáticos de la estación en caso de contaminación del agua del río, la capacidad real es de 11 hm^3/año (350 litros por segundo).

La estación se inauguró el 5 de junio de 1980, después de numerosas pruebas de funcionamiento realizadas desde febrero de 1980. El funcionamiento de la estación se ha establecido de manera que el volumen de agua que se introduce anualmente al acuífero es programado de acuerdo con las necesidades de cada empresa de agua, francesa o suiza, y los niveles del agua subterránea. Por otra parte, gracias al tratamiento de las aguas del río Arve, en comparación con los infiltrados en forma natural, los volúmenes de agua introducidas artificialmente están libres de plomo, cromo y otros productos tóxicos, eliminados en su totalidad o en parte. Esto se debe a que muchos de los servicios que proporcionan estas instalaciones, así como para la ampliación futura de la planta, se planearon desde el principio.

Figura 15.14. Sala de control de la estación de Vessy.



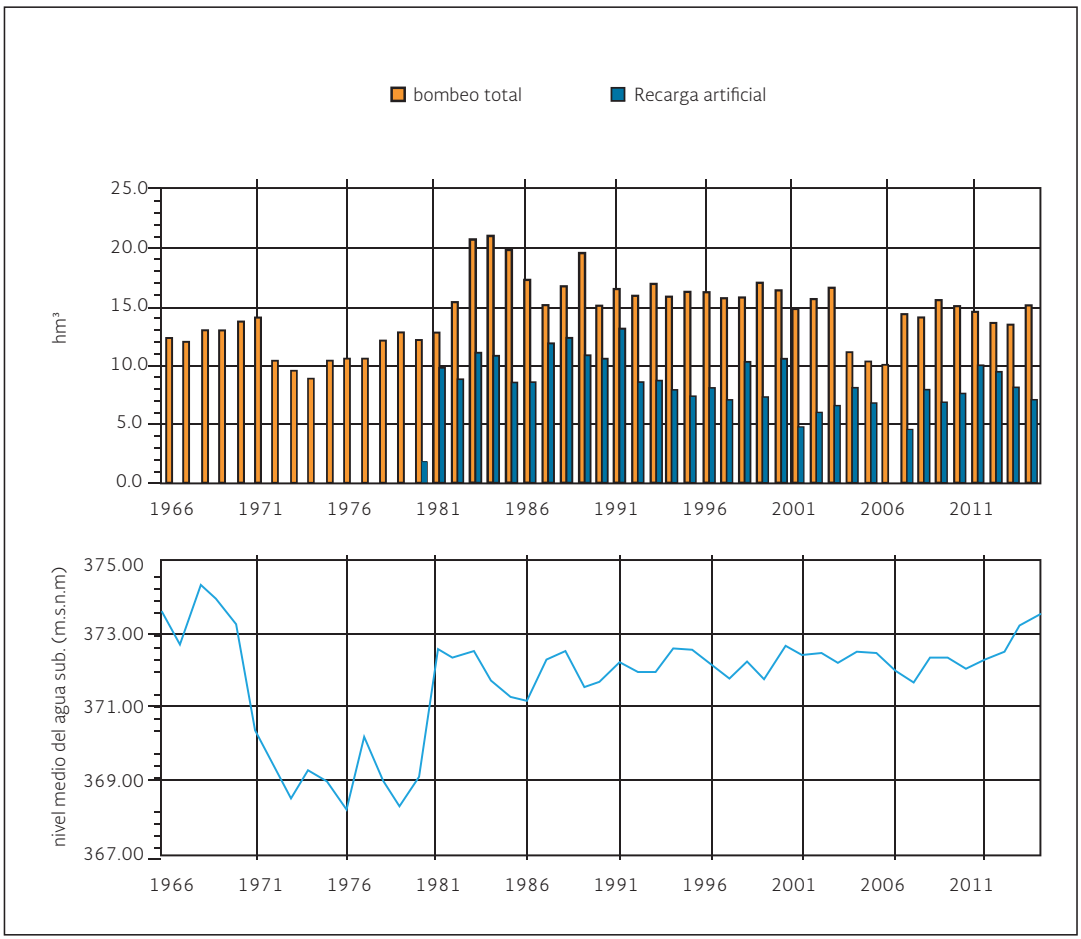
15.10. Balance de 35 años de recarga artificial

15.10.1. Aspectos cuantitativos

En los 35 años que lleva funcionando el sistema de recarga artificial de Ginebra ha supuesto una aportación global de más de 290 hm^3 de agua filtrada al acuífero del Genevois, lo cual ha facilitado la extracción de más de 555 hectómetros cúbicos.

Desde 1990, el volumen anual total extraído ha variado entre 15 y 17 hm^3/año y la recarga artificial de 8 a 10 hm^3/año. El nivel freático medio se ha estabilizado a una cota de 372.15 msnm, resultado de un buen equilibrio entre bombeos y recarga artificial (Figura 15.15).

Figura 15.15. Comportamiento del bombeo, la recarga y los niveles del acuífero.



Pero sobre todo contribuyó a aumentar el nivel medio del acuífero desde finales de los setenta para recuperar las reservas del acuífero y favorecer la eficaz gestión de pozos distribuidos por todo el acuífero, tanto en la parte francesa como en la parte suiza. La puesta en operación de este sistema de recarga artificial también ha permitido la creación de un ejemplo de una gestión conjunta de aguas subterráneas transfronterizas.

El sistema de recarga artificial ha permitido también mejorar la calidad global del recurso en cuanto a la dureza del agua y los nitratos. Dicho lo cual, paradójicamente, si bien los distintos tipos de MAR desarrollados a lo largo de los pasados cuarenta años siempre han surtido efectos benéficos sobre la cantidad de agua por almacenar (beneficio hidráulico), cabe, sin embargo, plantearse seriamente si los efectos son igualmente positivos cualitativamente, ya que la inyección de aguas brutas en un acuífero de buena calidad acarrea un riesgo patente de contaminación.

Se puede notar que en los pozos cercanos al sitio de recarga artificial (en Carouge a 500 m, en Bellavista a 1500 m y en Saconnex d'Arve a 3000 m de la zona recarga), los niveles medios anuales de nitratos, calcio y dureza total, así como la conductividad eléctrica del agua, disminuyó significativamente durante los primeros seis años de funcionamiento de la estación de recarga artificial.

En el caso de Ginebra no puede eludirse este temor, y por ende, se ha investigado últimamente al respecto en el marco de un programa de investigación transfronterizo (proyecto IRMISE).

Los primeros resultados de las diversas campañas de análisis específicos de los micro-contaminantes y residuos de medicamentos en el agua del río, efectuados entre 2013 y 2015, dejan constancia de que no se da un tránsito preferencial por medio del sistema de recarga artificial de los posibles contaminantes del río que pudieran llegar al recurso subterráneo. Este resultado deja claro que la elección del sofisticado sistema (drenajes de infiltración subterráneos) combinado con un pre-tratamiento de las aguas de infiltración, lo cual implica un tránsito purificador en la parte no saturada del acuífero antes de alcanzar la capa freática, ha dado resultado. Además, el hecho de llevar tantos años funcionando sin dar problemas es otro argumento bastante convincente.

Conviene destacar, no obstante, que no habría sido suficiente si no se llega a poner en marcha una gestión transfronteriza del recurso.

15.11. Aspectos políticos y transfronterizos

La experiencia de los últimos 35 años ha permitido identificar algunos elementos clave que han contribuido al éxito del acuerdo de 1978 y a la preparación del acuerdo de 2008 que le sucedió:

- **La capacidad de concentrarse en los recursos hídricos comunes**. Esto era absolutamente necesario para rescatar el acuífero del peligro causado por el uso excesivo del agua subterránea. El conocimiento geológico e hidrogeológico es particularmente bueno gracias a la acumulación de datos técnicos y al monitoreo del acuífero, lo cual ha contribuido a sostener el proceso de rescate del acuífero. Las características específicas de la geología de Ginebra ayudaron a establecer un sistema de información eficaz, que por cierto no es característico de otros sistemas de acuíferos en el mundo. Por otra parte, y sin el problema específico y grave que se presentó en los años sesenta y setenta en Ginebra, no habría una razón particular para una gestión transfronteriza.
- **El tratamiento de los aspectos administrativos y políticos locales de la gestión del acuífero**. Se puede remarcar que en las negociaciones realizadas en los años 70 y que condujeron a un acuerdo político y administrativo, también sirvieron de base para elaborar un nuevo acuerdo en 2008. Este último, gracias a las disposiciones legales internacionales existentes, ha sido capaz de facilitar y permitir la satisfacción de las comunidades francesas, que se han sentido más involucradas en la gestión del recurso, así como ciudadanos responsables, dado que ahora pueden reaccionar de forma más fácil y directamente como firmantes.
- **La facultad del cantón de Ginebra para tratar directamente con los aspectos transfronterizos**. El Cantón de Ginebra ha sido líder en el proyecto de recarga y la gestión conjunta entre las diversas partes interesadas, la oportunidad que se brinda a los cantones para manejar las cuestiones transfronterizas fue una ventaja para conseguir el documento de 1978 y, por supuesto, también para garantizar durante los primeros 35 años la gestión óptima de los recursos de aguas subterráneas. Esta característica es una ventaja clara de la organización típica suiza. Por lo tanto, uno se pregunta si el esquema transfronterizo entre el cantón de Ginebra y las comunidades de la Alta Saboya podría trasladarse fácilmente a otras partes del mundo.

15.12. Gobernanza administrativa y política (acuerdos francosuizos)

A la par que se han desarrollando estudios y pruebas en la estación experimental, ha ido, lógicamente, surgiendo una voluntad política de enfocar el desarrollo del proyecto de forma transfronteriza. De hecho, alrededor del 90 % de la superficie del acuífero del Genevois se encuentra en territorio del cantón de Ginebra, y el 10 % restante está en territorio francés. En los años setenta, solo dos proveedores de agua se repartían el suministro de agua en Ginebra (la *Société des Eaux de l'Arve*, y los *Services Industriels de Genève – SIG –*), en cambio, del lado francés, distintos municipios y sindicatos explotaban los diversos pozos existentes.

Fueron muchos los debates y las reuniones que tuvieron lugar a la vez que se desarrollaban los estudios y proyectos del convenio, aunque solo fuera para acordar:

- las restricciones de explotación mientras el nivel freático, en fase de regresión, y hasta de desaparición, no fuese recargada artificialmente;
- un reparto equitativo de los gastos cuando la recarga, una vez realizada y operativa, sirva a beneficiarios a ambos lados de la frontera.

Ya durante las primeras reuniones francosuizas en 1972 saltaba a la vista la escasez del agua subterránea; de hecho, la capa freática venía disminuyendo de manera continua. Era un problema que afectaba a Ginebra, y a la vez a toda la región francesa circundante.

Entre 1973 y 1974, las obras se centraron en identificar los recursos de agua potable de la región, y asimismo en estudiar su vertiente hidrogeológica, las pérdidas, el suministro natural, los bombeos futuros y las tasas de recarga, es decir, el conjunto de problemas que se planteaban entonces a la hora de sentar las bases de un proyecto de convenio francosuizo.

Durante el año 1975, la parte francesa declaró que iba a dejar de explotar el acuífero y recurrir a otros recursos propios, pero a la vez se reservaba la posibilidad de participar más adelante en el proyecto de recarga y sacarle partido. A la postre, el 19 de junio de 1978, el Estado de Ginebra y el Departamento de Alta Savoya firmaron un acuerdo para los próximos treinta años. El convenio estableció que el costo de la recarga (amortización, intereses, gastos de renovación y explotación)

quedaba repartido cualquiera que fuera el origen geográfico del agua (ya sea alimentación natural o artificial). La parte francesa obtiene una franquicia anual de 2 hm^3. Cuando se sobrepasa este tope, el precio por m^3 se calcula sobre la base de una ecuación que tiene en cuenta distintos parámetros.

Entre 2007 y 2008, la comisión de explotación del acuífero creó un grupo de trabajo franco-ginebrino, cuya labor consistirá en redactar un documento de partida para la gestión del recurso del Genevois a lo largo de los treinta años venideros. Este tendrá su vertiente jurídica; se trata de velar por que las especificidades técnicas que las partes aceptan queden enmarcadas en un contexto global reconocido política y administrativamente.

El 18 de diciembre de 2007, distintas agrupaciones de municipios de aglomeraciones francesas cercanas de la frontera con Suiza y el Consejo de Estado de la República y Cantón de Ginebra firmaron un convenio sobre el uso, la recarga y el seguimiento del acuífero francosuizo del Genevois. Este resultó del arreglo previo concertado en 1978 y entra en vigor el 1 de enero de 2008 por un período de treinta años. Este acuerdo es de los pocos ejemplos de convenios transfronterizos sobre gestión de un acuífero entre comunidades de la Unión Europea y un cantón suizo.

15.13. Conclusiones

Con su sistema de recarga del acuífero, que se remonta a los años setenta, el cantón de Ginebra se ha provisto de una herramienta que le permite paliar la sobreexplotación de su acuífero transfronterizo, valiéndose de este recurso a modo de depósito temporal capaz de solventar en verano las fuertes demandas de agua, a modo de complemento de sus recursos procedentes del lago Lemán. Esta diversificación de los recursos hace que el cantón mantenga al acuífero como una reserva estratégica en caso de grave sequía. El citado acuerdo transfronterizo deja clara constancia de la eficacia de la gobernanza bilateral de la gestión del agua, basada en la experiencia acumulada durante 35 años en materia de gestión de la recarga. Todo ello ha sido posible por la contribución jurídica y técnica de la *Société Suisse d'Hydrogéologie*, por sus recomendaciones y asesoramiento técnico a la hora de implementar el convenio. La Asociación Internacional de Hidrogeólogos (AIH), y en particular su comisión sobre los MAR, es de gran ayuda a la hora de desarrollar y monitorear proyectos de recarga de acuíferos en cualquier parte del mundo. En lo referente

a los aspectos transfronterizos de la gestión de los acuíferos internacionales, la Comisión de Derecho Internacional de las Naciones Unidas (ILC) facilita un excelente marco legal de trabajo para cualquier proyecto de agua compartida, especialmente por medio de la resolución 63/124 de la ONU relativa al derecho de los acuíferos transfronterizos.

Referencias

De los Cobos, G. 2002. *The aquifer recharge system of Geneva, Switzerland: a 20-year successful experience*. In: Management of Aquifer recharge for Sustainability, P.J. Dillon (ed), A.A. Balkema Publishers, pp. 49-52.

De los Cobos, G. 2007. *Impacts of a long-term shutting down on the aquifer recharge management: case of the aquifer recharge of Geneva, Switzerland*. In: Management of Aquifer recharge for Sustainability, P. Fox (ed), ACACIA Publishing Incorporated, pp. 296-306.

De los Cobos, G. 2009. *La recarga artificial de acuífero como ayuda a la gestión de los recursos hídricos; el ejemplo del sistema de Ginebra (Suiza)*. Boletín Geológico y Minero, 120 (2): 305-310.

De los Cobos, G. 2012. *L'eau sans frontières. Quarante ans d'une gestion partagée de la nappe d'eau souterraine du Genevois. Editions Slatkine, Genève*. ISBN 978-2-8321-0526-9.

16

LAS ACEQUIAS DE CAREO DE SIERRA NEVADA (SUR DE ESPAÑA), UN SISTEMA DE RECARGA ANCESTRAL EN ACUÍFEROS DE ALTA MONTAÑA

S. Martos-Rosillo [1*], A. González-Ramón[1], C. Marín-Lechado[1], J.A. Cabrera[2], C. Guardiola-Albert[1], J. Jodar[3], E. Navarrete[4], A. Ruiz-Constán[1], F. Moral[5], A. Pedrera[1], R. Navas[6], M, López[6] y J.J. Durán[1]

[1] Instituto Geológico y Minero de España;

[2] Profesional libre; España

[3] Universidad Politécnica de Cataluña; Cataluña, España

[4] Agencia de Medio Ambiente y Agua de la Junta de Andalucía; Andalucía, España

[5] Universidad Pablo de Olavide de Sevilla; Sevilla, España

[6] Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, Andalucía, España

Resumen

En las partes altas de Sierra Nevada (sur de España) se realiza, desde época andalusí (Edad Media), un Sistema Integrado de Gestión del Agua Subterránea, en el que las acequias de careo constituyen un elemento clave. Estos canales excavados en el terreno están diseñados para recargar las aguas procedentes del deshielo, a lo largo de su recorrido y en distintas zonas concretas, donde hay una mayor permeabilidad del terreno. Una vez que el agua se infiltra en las partes altas de los valles,

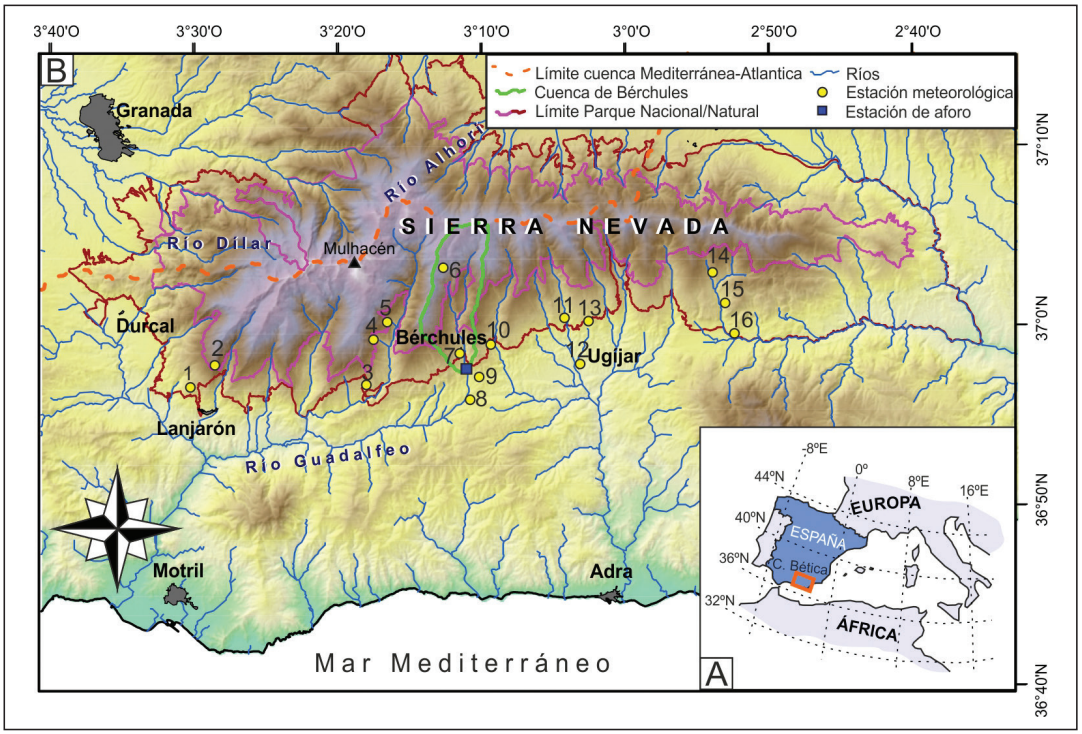
pasa a circular lentamente por los acuíferos superficiales y surge por ríos y *manantiales situados a media ladera. En este trabajo se presentan los resultados conseguidos mediante el monitoreo e investigación hidrogeológica de una cuenca de 68 km² (cuenca del río Bérchules), situada en Sierra Nevada, donde se aplica la técnica de careo. Los resultados conseguidos han permitido comprobar que el careo aplana el hidrograma de los ríos de alta montaña, reduciendo su componente nival y aumentando la subterránea. Además contribuye a mantener el caudal de los manantiales y los ecosistemas asociados a esta descarga. Su uso en otras zonas de alta montaña permitiría disponer de una excelente herramienta de adaptación al cambio climático.*

Palabras clave: acequia, Alpujarras, recarga artificial, Sierra Nevada

16.1. Introducción

Sierra Nevada constituye la principal cadena montañosa del sur de España, con más de 22 picos que superan los 3,000 m de altitud (con su cúspide en el cerro del Mulhacén, con una altitud de 3,498 msnm), a menos de 30 km de distancia del mar Mediterráneo. En la margen sur de Sierra Nevada nace una densa red de ríos que la surcan, fundamentalmente, en dirección norte-sur (Figura 16.1). Las aguas drenadas por estos ríos son la principal fuente de suministro para abastecimiento a la población y para regadío, tanto en las propias laderas de la sierra como aguas abajo, además de contribuir al mantenimiento de numerosos ecosistemas asociados. En este sentido, el especial valor ecológico de los ecosistemas que existen en las cumbres de Sierra Nevada, además de otros aspectos de tipo paisajístico y cultural, han motivado que este espacio fuese declarado Reserva de la Biosfera, en 1986, y Parque Nacional, en 1999.

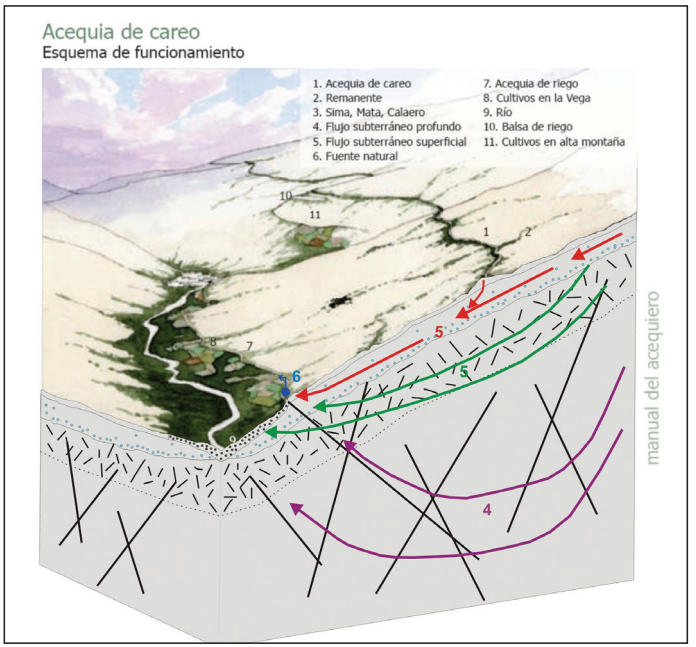
Figura 16.1. Situación de la cuenca del río Bérchules. (**a**) Situación de la zona de investigación, en el sur de Europa; (**b**) Límites del Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada, delimitación de la cuenca del río Bérchules, posición de la estación de aforos del río Bérchules y de las estaciones meteorológicas utilizadas para el cálculo de gradientes altitudinales de precipitación y temperatura en la margen sur de Sierra Nevada.



El régimen de funcionamiento de los ríos que nacen en la margen sur de Sierra Nevada suele ser de tipo nival, con un máximo de caudal que coincide con la época de deshielo. Pese a ser ríos desarrollados sobre materiales metamórficos poco permeables y en cuencas hidrológicas con una elevada pendiente, presentan una alta componente subterránea en sus hidrogramas, siendo frecuente que más del 40 % de las aportaciones totales sea de origen subterráneo (Al-Awani, 1997). El origen de esta alta componente subterránea, en principio poco explicable con las condiciones naturales de la cuenca, está estrechamente vinculado con el manejo del agua que se realiza en Sierra Nevada desde la época medieval, donde las acequias de careo (canales excavados en el terreno para derivar el agua de la cabecera de los ríos y recargarla en las laderas de los valles para usarlas en las partes bajas) constituyen un elemento clave (Figura 16.2).

El careo consiste en recargar en los acuíferos el agua superficial captada en la cabecera de los ríos (Figura 16.2). El agua que se deriva por los intrincados sistemas de acequias de careo de Sierra Nevada (Figura 16.3 y Figura 16.4a) en la época de deshielo (abril-junio), se infiltra, una parte, durante su transporte por la propia canalización (Figura 16.4b), y otra se vierte, intencionadamente para su recarga, hacia las zonas de mayor permeabilidad (Figura 16.4c), todo ello antes de la temporada de riego (julio-septiembre). Se consiguen de esta forma diferentes objetivos: i) retardar el tránsito del agua a su paso por el medio subterráneo para mantener durante el estiaje el caudal de los ríos y de los manantiales situados en cotas más bajas que son utilizados para uso agrícola y abastecimiento a la población, ii) alimentar a la vegetación instaurada en las laderas para favorecer el crecimiento de los pastos, y iii) incrementar la baja concentración en sales del agua subterránea y aprovechar el poder autodepurador del terreno para mejorar su calidad como agua de abastecimiento a la población (Martos-Rosillo *et al.,* 2015a). Se trata, por tanto, de un ejemplo claro de simbiosis entre el hombre y su entorno, dado que esta actividad es esencial para la conservación del suelo y de distintas especies de flora y fauna asociadas (Plaza-García y García-Rubia, 2010).

Figura 16.2. Esquema de funcionamiento de las acequias de careo (modificado de Espín *et al.*, 2010).



Este sistema de manejo del agua, implantado desde la presencia árabo-beréber en el sur de la Península Ibérica del siglo VIII (Delaigue, 1995), ha provocado una intensa transformación del paisaje de Sierra Nevada, en el que las terrazas de cultivo y los pastos coexisten con ecosistemas de alto valor ecológico (Figura 16.4d), en los que destaca una vegetación propia de zonas más húmedas, en un contexto general de vegetación mediterránea adaptada a condiciones de mayor sequedad. La recarga del agua de deshielo en las laderas para regular el caudal nival de los ríos, los cultivos en terrazas (Figura 16.4d; que favorecen la infiltración y disminuyen la escorrentía superficial y las pérdidas de suelo), el riego a manta (riego por inundación), las trasferencias de agua entre cuencas hidrológicas, para que en las cuencas contiguas se puedan recargar los excedentes de la época de deshielo, los moldeables sistemas de reparto del agua adaptados a la variabilidad meteorológica de la región que se mantienen desde la Edad Media, y otra serie de innumerables aspectos suponen una lección de gestión hídrica, desapercibida e infravalorada hasta la fecha; pero que, como indican Vivas *et al.* (2009), poco se separa del paradigma de lo que recientemente se ha denominado *Integrated Groundwater Management* en el sentido descrito por Jakeman *et al.* (2016).

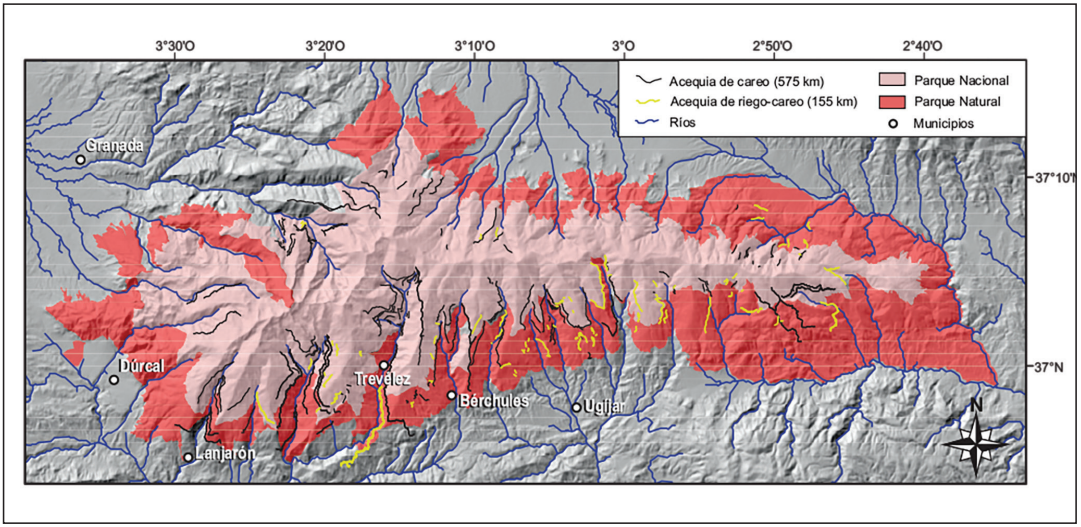
Desde el punto de vista hidrogeológico debe ser destacado el trabajo de Pulido-Bosch y Sbih (1995), donde se presentan las principales acequias de la margen sur de Sierra Nevada y se propone un modelo conceptual de funcionamiento hidrogeológico de las zonas de careo, fundamentado, entre otros aspectos, con datos hidrogeoquímicos y ensayos de trazadores. También hay que destacar distintos trabajos de tipo descriptivo, en donde se establecen diferentes tipologías de acequias de careo en función del material por el que discurren (Fernández-Escalante *et al.*, 2005 y 2006). Desde un enfoque más descriptivo, pero no por ello menos interesante, se recomienda la imprescindible lectura del *Manual del Acequiero* (Espín *et al.*, 2010), así como la publicación de Delaigue (1995), donde se identifican las acequias que ya funcionaban en la Edad Media y se plantea una hipótesis sobre la evolución temporal de la red de acequias en la comarca de La Alpujarra Alta (sur de Sierra Nevada).

Asimismo, es interesante visitar el blog titulado *Sembrar agua*, mantenido por el profesor Rafael Fernández Rubio (http://sembraragua.blogspot.com.es/), en el que además de poder encontrar abundante documentación relacionada con las acequias de careo, se pone de manifiesto la sorprendente analogía entre este sistema de recarga y el que se realiza en los Andes mediante las amunas. La lectura de los trabajos en donde se describe el funcionamiento de las amunas de Huarochiri (Apaza *et al.*, 2006) o las de Huamantanga (Bardales *et al.,* 2015), en Perú, hace difícil

de asimilar que ambos sistemas fueron realizados por nuestros ancestros, varios siglos antes de la conexión entre ambas culturas, cuando aún estaban separados por un océano teóricamente infranqueable. En este sentido hay que señalar que los escenarios guardan muchas similitudes desde el punto de vista fisiográfico, aspecto que puede haber contribuido a alcanzar una misma solución. Asimismo, impresiona el alto grado de conocimiento hidrogeológico y el notable desarrollo tecnológico alcanzado por nuestros antepasados. Las amunas y las acequias de careo están construidas con una gran precisión y pendientes mínimas, para evitar altas velocidades del agua. Algunas atraviesan laderas abruptas (Figura 16.4f), otras discurren sobre materiales muy inestables y todas están provistas de numerosos artilugios para controlar el caudal, la capacidad de infiltración, la velocidad del agua y disminuir la erosión, etc. (ver Espín *et al.*, 2010).

El principal objetivo de este trabajo ha consistido en evaluar la eficiencia del careo como técnica de recarga de acuíferos. Se ha pretendido comprobar cuál es la capacidad de infiltración de estos canales construidos sobre rocas duras, si esta recarga puede laminar el caudal del río principal y qué modificaciones conlleva este sistema de recarga en el funcionamiento hidrogeológico del acuífero superficial, asociado a la zona de alteración de las rocas duras que afloran en las zonas altas de

Figura 16.3. Situación de la red de acequias de careo cartografiadas hasta la fecha en Sierra Nevada (Fuente: Arqueoandalusí, S.L.)



Sierra Nevada. Por otro lado, otro de los objetivos de este trabajo ha consistido en analizar distintos métodos de investigación que puedan servir para caracterizar otras cuencas de alta montaña donde se han empleado o se puedan utilizar técnicas de recarga similares.

Para conseguir los objetivos planteados se ha elegido como cuenca experimental la cuenca del río Bérchules, situada en el sector central de la margen sur de Sierra Nevada (Figura 16.1). Esta cuenca, en la que la comunidad sigue manteniendo el funcionamiento de las principales acequias de careo, cuenta con una superficie de 68 km^2 y se dispone de una importante serie de datos meteorológicos y de caudal, estos últimos procedentes de una estación de aforo ubicada al sur de la cuenca (Figura 16.1).

Los resultados que se presentan constituyen parte de un proyecto realizado por el Área de Hidrogeología General y Calidad del Agua del Instituto Geológico y Minero de España (IGME) para la Agencia de Medio Ambiente y Agua de la Junta de Andalucía (AMAYA) y que están integrados en la mejora de conocimiento para el segundo ciclo de planificación hidrológica de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía. Los trabajos han sido ejecutados en un plazo de 16 meses, entre septiembre de 2014 y diciembre de 2015, y han sido cofinanciados por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (Feder).

16.2. Descripción del área de estudio

La cuenca del río Bérchules, situada en la margen meridional de Sierra Nevada (Figura 16.1), en el sur de España, ocupa 67.63 km^2 de superficie, con una pendiente y altitud media del 37 % y 2,072 msnm, respectivamente. Las máximas elevaciones se encuentran, al norte, a 2,910 msnm y el punto de menor cota coincide con el de la estación de aforo de la cuenca, a 979 msnm, al sur. El cauce principal del río Bérchules tiene 17.3 km de longitud.

La precipitación media en la estación meteorológica de Bérchules es de 698 mm/año, con una desviación estándar de 299 mm. Además, el río Bérchules presenta, en su estación de aforo (Figura 16.1), un hidrograma con una alta componente subterránea y con caudales máximos en enero y mayo, y mínimos en julio y septiembre. Las aportaciones medias del periodo 1970-2010 alcanzan 12.7 hectómetros cúbicos por año.

En la cuenca investigada afloran, fundamentalmente, esquistos grafitosos feldespáticos de grano fino con intercalaciones de cuarcitas, correspondientes al complejo Nevado-Filábride de la zona interna de la Cordillera Bética. La zona de alteración superficial de los esquistos y los depósitos de formaciones recientes que se acumulan sobre ella dan lugar a un acuífero superficial, que no había sido investigado hasta la realización de este trabajo. La estructura de deformación principal que se reconoce en el área de estudio es una foliación muy penetrativa con un buzamiento general hacia el N-NE localmente deformado por la presencia de pliegues tardíos abiertos de dirección E-O.

En la zona predomina la vegetación de pastizal, matorral, coníferas y quercíneas, así como frutales de secano y cultivos herbáceos de regadío. La superficie total de cultivos de regadío es de 260 ha (4 % de la superficie de la cuenca).

16.3. Metodología

El estudio de las cuencas hidrológicas desarrolladas en zonas de alta montaña y en rocas duras suele ser complejo. Para conseguir resultados satisfactorios es imprescindible el empleo de distintas técnicas que permitan obtener resultados contrastados y coherentes. Por otro lado, se debe destacar que la información hidrogeológica previa en esta zona era prácticamente inexistente, al ser considerada sin interés hidrogeológico por los investigadores, gestores y planificadores del agua. Se exponen a continuación, de forma resumida, los métodos de investigación utilizados.

16.3.1. Cartografía hidrogeológica y de la infraestructura hidráulica existente

Para la realización de la cartografía geológica se ha partido de la Cartografía Geológica Digital Continua (GEODE), que ha sido completada con una primera cartografía de formaciones superficiales mediante las correspondientes jornadas de campo y con la ayuda de la técnica de fotointerpretación 3D. Se ha utilizado el programa GOCAD, en el que se representa el modelo digital del terreno (MDT) del Instituto Geográfico Nacional, de 5x5 metros de resolución. También se ha incorporado a la cartografía previa la posición de las principales diaclasas y fracturas. Finalmente, sobre la cartografía hidrogeológica realizada se ha representado el inventario de puntos de agua (sondeos, zonas de rezume, manantiales y pozos) y las acequias existentes. Para posicionar los puntos de agua

y los distintos tramos de las acequias se realizó un primer trabajo de gabinete mediante la técnica de fotointerpretación y posteriormente, en campo, se utilizó un GPS modelo MAPCX de la marca Garmin.

16.3.2. Diseño y seguimiento de una red de control foronómica

La ausencia de sondeos de investigación hidrológica obligaba a hacer esta investigación mediante la medida de caudales en distintos tramos del río Bérchules y en las principales acequias de careo, regadío, y de trasvase de agua entre cuencas. La selección de los puntos de aforo requirió de un primer conocimiento de cómo se maneja el agua de la cuenca, para lo cual fue esencial la trasmisión de información de los acequieros de la Comunidad de Regantes del río Bérchules. Los acequieros son los encargados de distribuir el agua para riego y careo, siguiendo los procedimientos empleados por sus antepasados y transmitidos de generación en generación.

En cada una de las secciones seleccionadas, un total de 13, cinco en el río (a las que se debe añadir la de la estación de aforo de la cuenca), y ocho, en distintas acequias, se ha establecido la correspondiente curva de gasto. Estas se han hecho contrastando los datos de la altura de la lámina de agua, en una sección fija, con los datos de caudal medido con micromolinete o con un aforador salino, con cadencia aproximadamente mensual (Figura 16.4 g y Figura 16.4 h).

Se utilizó el aforador salino (modelo SalinoMADD, de la casa MADDThegnologies Sàrl), cuando la turbulencia del flujo era elevada o cuando la sección a aforar era muy irregular. En los demás casos se utilizó un micromolinete modelo C2 10.150, de la marca OTT. Las hélices junto con el micromolinete han sido calibradas por OTT con ocho velocidades diferentes en un carro remolque que se desplaza en un canal con agua estanca, siguiendo la norma ISO 3455. Junto al molinete se ha utilizado un contador OTT Z400. El procedimiento de realización de los aforos con micromolinete se ha hecho mediante el método de área-velocidad.

Las medidas de la altura de la lámina de agua se han realizado con limnígrafos automáticos de capacitancia marca Odyssey (Figura 16.4 h). Estos limnígrafos se han programado para registrar con una cadencia horaria la capacitancia de un semiconductor sumergido en el agua, señal que es trasformada en altura de la lámina de agua, previa calibración del sensor. Los datos son almacenados en un *logger* incorporado en el limnígrafo que se descarga mediante un PC portátil. Estos datos,

en bruto, son convertidos a valores de caudal, según la curva de gasto correspondiente. Existen distintas secciones de aforo, especialmente en acequias de riego, en donde los sensores fueron destruidos deliberadamente. Por este motivo se optó por aforar quincenalmente y recopilar los datos durante un año hidrológico para hacer una estimación aproximada del caudal derivado por estas acequias. Durante el año hidrológico controlado (2014-2015), los caudales han sido muy reducidos y constantes, por lo que las curvas aún no están bien ajustadas para valores elevados de caudal.

16.3.3. Análisis de los datos meteorológicos, de caudal de la estación de aforo y evaluación de la recarga al acuífero

El procesado previo de los datos meteorológicos, de las 16 estaciones seleccionadas (Figura 16.1), permitió determinar las necesarias series de datos diarios del mismo periodo, de precipitación, temperatura y de evapotranspiración potencial, calculada esta última por la ecuación de Hargreaves (1994), en la cuenca hidrológica del río Bérchules. El tratamiento de toda la información meteorológica se ha realizado con el código TRASERO (Padilla y Delgado, 2014).

Se ha realizado una evaluación de los recursos hídricos de la cuenca del río Bérchules mediante códigos agregrados y semidistribuidos de precipitación–aportación. Una vez calibrados estos modelos, ha sido posible descomponer los hidrogramas para determinar la componente subterránea, la superficial y la hipodérmica, así como evaluar la recarga subterránea media de la cuenca. Se han calibrado dos modelos de precipitación aportación: el modelo HBV (Seibert, 2005) y Visual Balan (Samper *et al.,* 1999; Samper *et al.,* 2005; Castañeda y García-Vera, 2008). Estos dos códigos se han aplicado a las series de datos de caudal diarios de la estación de aforo del río Bérchules (Figura 16.1), correspondientes al periodo 1970-2015 y 1970-2010, respectivamente.

Figura 16.4. Fotografías de: (a) la acequia de Trevélez, antes de su entrada en la cuenca del río Bérchules, (b) diferentes zonas de rezume asociadas a la acequia de El Espino, (c) una zona de vertido del agua, desde una acequia de careo, para su infiltración, (d) vegetación natural y terrazas (sima) de cultivo junto a la localidad de Bérchules, (e) cultivos en terrazas en la localidad de Ohanes, (f) detalle de la acequia de Trevélez a su paso por un escarpe sobre rocas duras, (g) aforo con molinete en una acequia de careo y (h) detalle del limnígrafo y las escala instalados en una sección de aforo del río Bérchules.



El código Visual Balan permite una mejor calibración de la recarga al acuífero que HBV, al considerar con mayor detalle el comportamiento del agua a su paso por la zona edáfica y la no saturada y al permitir una mejor estimación del flujo hipodérmico. Por ello, que los valores que resultan de recarga media del acuífero conseguidos con Visual Balan se han considerado más representativos. Por último, se ha comparado el hidrograma medio de la estación de aforo de Bérchules con el de otros dos ríos de Sierra Nevada, en los que los caudales derivados para careo son prácticamente insignificantes.

16.4. Resultados

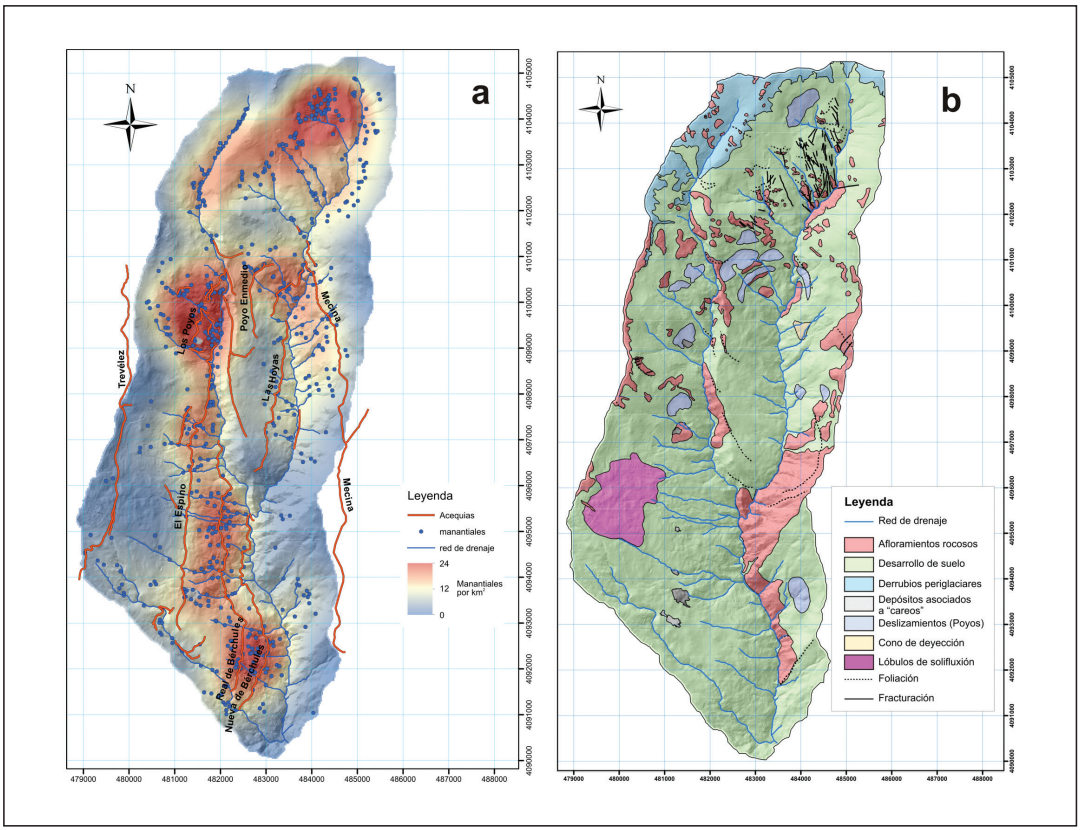
16.4.1. Cartografía hidrogeológica y de la infraestructura hidráulica existente

Se han inventariado 609 manantiales (9 manantiales/km^2), de los que el 95 % presentan caudales inferiores a 0.2 l/s agotándose, muchos de ellos, durante el estiaje. Además, existen veinte sondeos de explotación de aguas subterráneas con caudales de explotación inferiores a 1-2 l/s y que son utilizados para uso agrícola y ganadero (Figura 16.5a y Figura 16.5b). Un importante número de manantiales se ubica en las partes más altas de la cuenca. Estos están asociados a cambios en la pendiente del terreno o a la diminución del espesor o la desaparición lateral del regolito. En el resto de la cuenca existe una clara relación entre la posición de las acequias y la de los manantiales. En la Figura 16.5 se puede comprobar cómo la mayoría de las surgencias se ubican aguas abajo de las acequias, de lo que se deduce que las acequias aumentan el número de manantiales y condicionan su distribución espacial, afectando por tanto al funcionamiento hidrogeológico del acuífero y a su descarga, que pasa a ser mayor en las laderas y menor en el río.

En esta cuenca existen 19 acequias, con una longitud total de 57.45 km (Figura 16.5 a). El total de acequias dedicadas al careo suman 21 km de longitud y se utilizan entre marzo y junio para recargar el acuífero asociado al río, con agua del propio río. Una parte del agua se infiltra durante su transporte por la propia canalización, y otra se vierte en determinadas zonas puntuales de mayor permeabilidad para su infiltración. Estas zonas, que se denominan en la terminología local como “simas”, no deben ser confundidas por su nombre con las simas kársticas. Finalmente, la acequia de Trevélez trasvasa agua de la margen izquierda del río Trevélez hacia la cuenca del río Bérchules,

donde es careada, y la acequia de Mecina capta agua de la cabecera del río Bérchules y la deriva para su careo en la cuenca hidrológica situada al este. Los receptores del agua trasvasada de otras cuencas, durante la época de deshielo, se encargan del mantenimiento de las acequias de trasvase y ceden el agua una semana de cada mes para que los usuarios de la cuenca donante las utilicen en el riego de pastos o en la recarga de pequeñas simas. Por último, entre julio y septiembre, las únicas acequias en funcionamiento son las acequias de riego, que derivan el agua del río para regar los cultivos de las zonas de vega desarrolladas en sus márgenes.

Figura 16.5. (a) Mapa de densidad de manantiales y situación de las principales acequias y (B) mapa de formaciones geomorfológicas cartografiadas en la cuenca del río Bérchules.



La cartografía geomorfológica que se presenta en la Figura 16.5b ha permitido definir el acuífero al que dan lugar los materiales de la zona de alteración superficial de los esquistos más las formaciones superficiales permeables cuaternarias, que se superponen a los anteriores (Figura 16.6). Este acuífero superficial presenta un espesor medio comprendido entre 30 y 40 m, si bien las principales zonas productivas de los sondeos se sitúan entre 20 y 30 m de profundidad. La superficie total de afloramientos permeables del acuífero es de 59.2 km^2 (Figura 16.6) y sus límites coinciden con los de la divisoria de aguas superficial del río Bérchules. En el esquema conceptual de funcionamiento hidrogeológico (Figura 16.7), la recarga del acuífero se produce mediante: i) la infiltración de la precipitación, tanto en forma de nieve como de lluvia y ii) de forma artificial, mediante las acequias de careo y, en menor medida, por los retornos de regadío. El agua infiltrada que traspasa el suelo edáfico puede fluir verticalmente hasta recargar el acuífero o bien hacerlo casi horizontalmente, para ser descargada como flujo hipodérmico, a través de los numerosos manantiales colgados existentes. El flujo recargado en el acuífero se dirige, siguiendo la pendiente del sustrato, hacia el cauce del río Bérchules y hacia sus tributarios. La explotación por sondeos se considera mínima. Por otro lado, además de las descargas asociadas al drenaje del acuífero superficial, existe otra descarga de aguas subterráneas de circulación más profunda, asociada a la fracturación de las rocas metamórficas inalteradas, que da lugar a la existencia de algunos manantiales de muy bajo caudal, inferiores a 0.2 l/s, pero con interesantes anomalías térmicas e hidroquímicas con respecto a los manantiales asociados al acuífero superficial (Martos-Rosillo *et al.,* 2015b).

16.4.2. Diseño y seguimiento de una red de control foronómica

El seguimiento de una red de 13 secciones de aforo durante el año hidrológico 2014-2015 ha permitido, entre otros aspectos: i) evaluar la capacidad de infiltración de la principal acequia de careo de la cuenca del río Bérchules (la acequia de careo de El Espino), ii) establecer el balance hidrológico global de la cuenca y definir las relaciones río-acuífero y iii) comprobar los cambios en el régimen de funcionamiento del río aguas arriba y aguas abajo de las acequias.

Figura 16.6. Mapa hidrogeológico del acuífero de Bérchules (Martos-Rosillo *et al.*, 2015b).

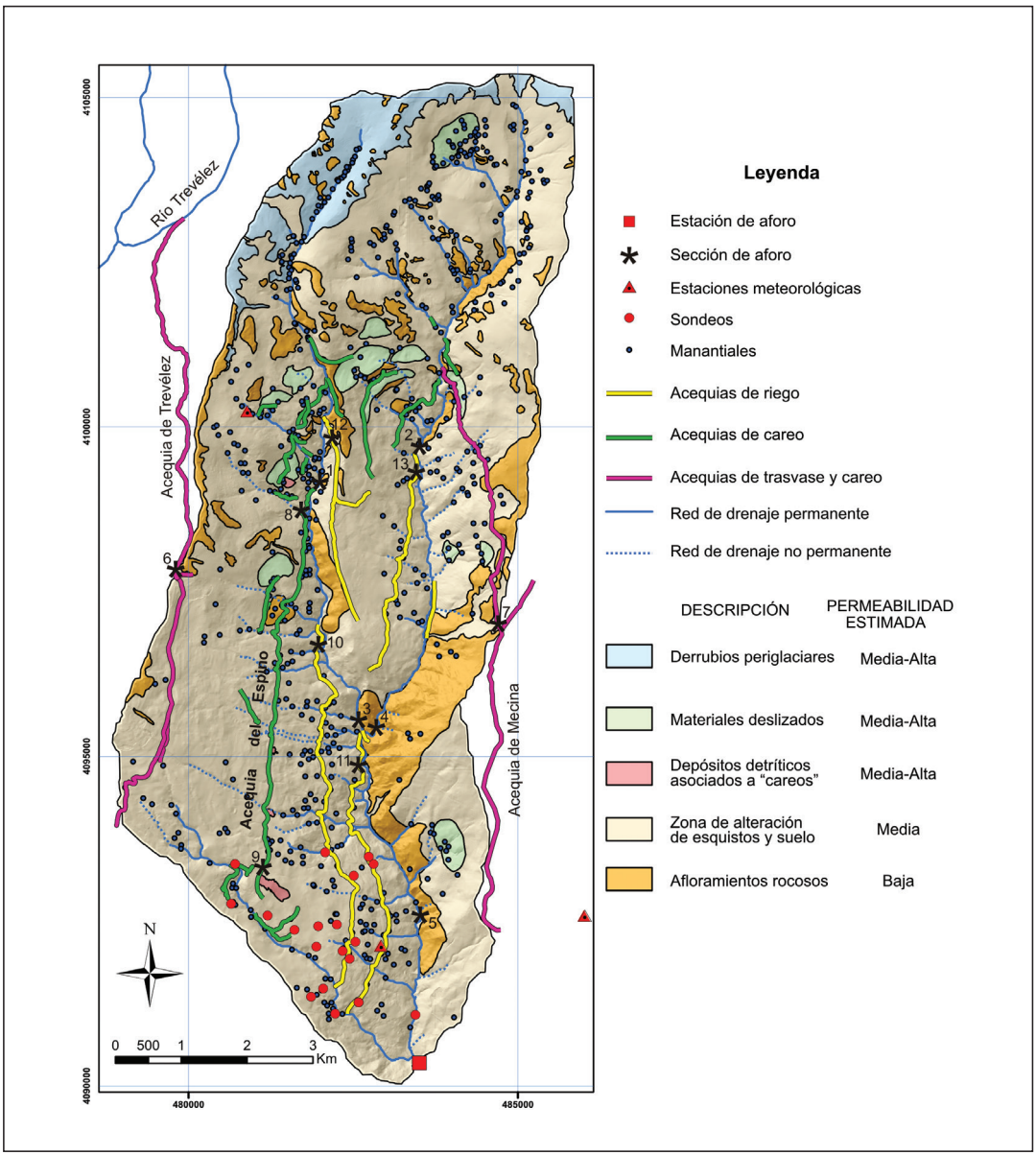
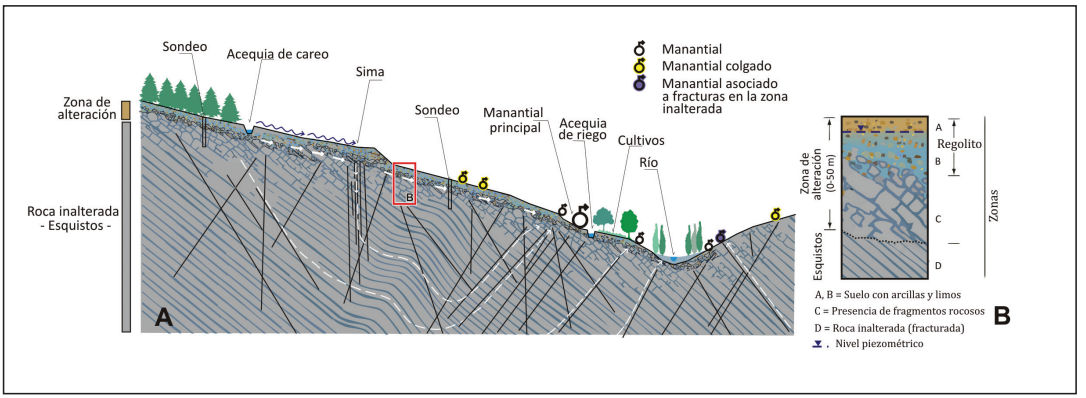


Figura 16.7. Esquema conceptual de funcionamiento hidrogeológico en la ladera de la margen derecha del río Bérchules.



16.4.2.1. Capacidad de infiltración de la acequia de careo de El Espino durante el año hidrológico 2014-2015

La acequia de careo de El Espino consiste en un canal excavado en rocas metamórficas que parte de una derivación existente en la margen derecha de la cabecera del río Bérchules. Una sencilla construcción denominada "toma", de piedras y lajas de esquisto dispuestas en el cauce del río, sin argamasa (Figura 16.8a), deriva el agua del río hacia la acequia (Figura 16.8b). La acequia tiene una longitud de 7,070 m y una anchura media de canal de 1.5 m. Comienza, en su toma, con una altitud de 1,998 msnm y termina en la Sima de Bérchules (Figura 16.8c y Figura 16.8d), con 1,820 msnm. La altitud media de la acequia es de 1,905 m y su pendiente media de 6.8 %. Durante su recorrido, y antes de llegar al punto de vertido total, que se realiza en la zona de la sima de Bérchules, no existe ninguna derivación para riego. La sima de Bérchules constituye la principal área de recarga de la acequia de El Espino. Consiste en una superficie cubierta de pasto, de escasa pendiente, que cubre un área de 32,328 m^2, y que se caracteriza por presentar un sustrato con una alta capacidad de infiltración (Figura 16.8 d).

Respecto al funcionamiento de la acequia, en los años secos, empieza a derivar agua en noviembre-diciembre y no suele llegar hasta marzo-abril a la sima de Bérchules. Durante todo ese periodo se produce una importante infiltración de agua por el lecho de la acequia, antes de que el agua alcance la sima. En los años con lluvias medias y/o abundantes (años húmedos) se deriva agua del río más

tarde. Durante la época de deshielo, el agua se vierte en la sima de Bérchules hasta que se supera su capacidad de infiltración y el agua empieza a escurrir por su superficie. En ese momento se abren las derivaciones de otras dos pequeñas simas situadas aguas arriba de la anterior. Debe ser indicado que, antes de cada campaña de riego y de careo, un grupo de personas realiza las operaciones de limpieza y mantenimiento de las acequias y que, posteriormente, durante la campaña, y si no existen grandes desperfectos, son los propios acequieros los que se encargan de su mantenimiento, así como del reparto de agua para riego y careo.

En la Figura 16.9 se han representado los datos de caudal registrados en las dos secciones de control instaladas en la acequia de careo de El Espino durante el año hidrológico 2014-15 (ver secciones de aforo 8 y 9 de la Figura 16.6).

Toda el agua derivada hacia la acequia se infiltró, bien a lo largo de su recorrido por la acequia, bien en la sima de Bérchules. El volumen total infiltrado ha sido de 1,995.812 m^3, de los que 350,550 m^3 se infiltraron en la sima de Bérchules (entre el 1 de abril y el 15 de mayo de 2015). Es decir, durante esta campaña, la mayor cantidad de agua infiltrada se ha producido por el lecho de la acequia (1.64 hm^3). El control del caudal que circula por la acequia ha permitido comprobar que es necesario infiltrar un volumen importante de agua (0.34 hm^3 en esta campaña) para que esta alcance la sima de Bérchules. Entre el 15 de mayo y el 15 de junio, el agua no alcanzaba la sima de Bérchules, pero se infiltraron 0.263 hm^3, aguas arriba de esta. Por otro lado, se ha comprobado que el caudal derivado del río debe ser superior a los 150 l/s para que el agua llegue a la citada sima. Otro aspecto que destaca en la Figura 16.9 consiste en la evolución temporal paralela de los caudales en las dos secciones de control, con diferencias de caudal del orden de 120 a 300 l/s. Esto vuelve a poner de manifiesto la importante capacidad de infiltración de la acequia a lo largo de su recorrido, pese a que este se hace sobre esquistos, es decir, en materiales teóricamente poco permeables.

Figura 16.8. (a) Fotografías de la toma de la acequia de El Espino, en la que se observa que la práctica totalidad del agua que circula por el río es derivada hacia la acequia, (b) detalle de un tramo de la acequia de careo de El Espino, (c) fotografía de la Sima de Bérchules y (d) acuarela de la panorámica en la que se observa la terminación de la acequia y la sima de Bérchules (autora: Rocío Espín).

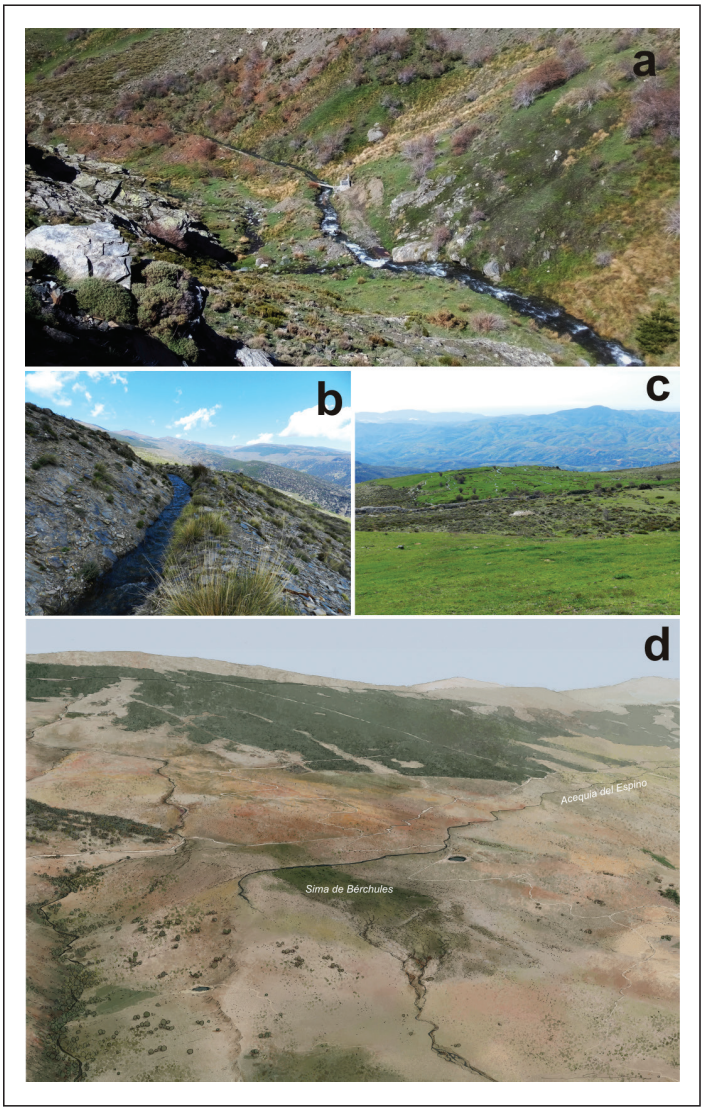
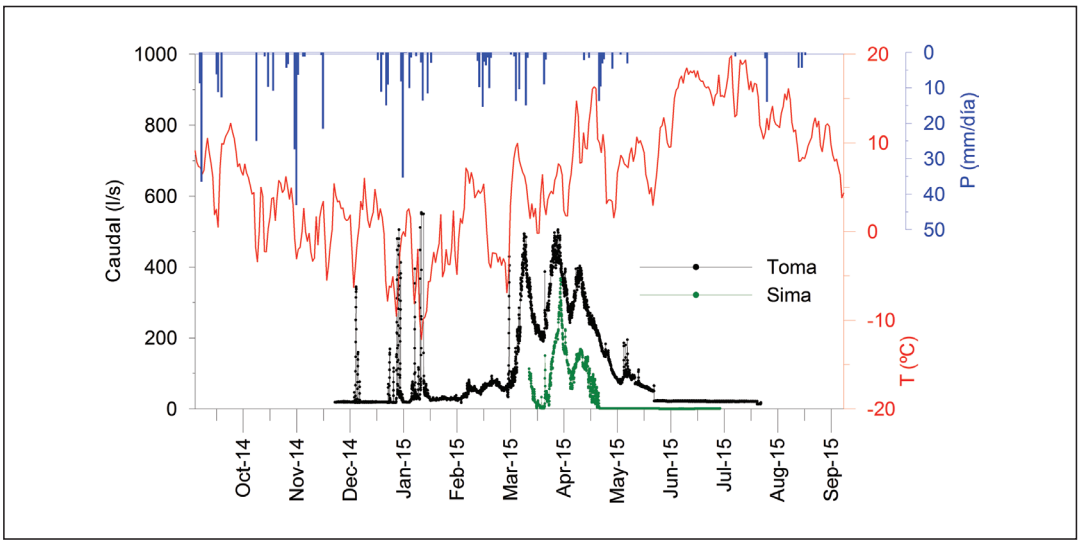


Figura 16.9. Hidrogramas del caudal medido en la toma de la acequia de El Espino (línea negra) y en la entrada de la sima de Bérchules (línea verde).

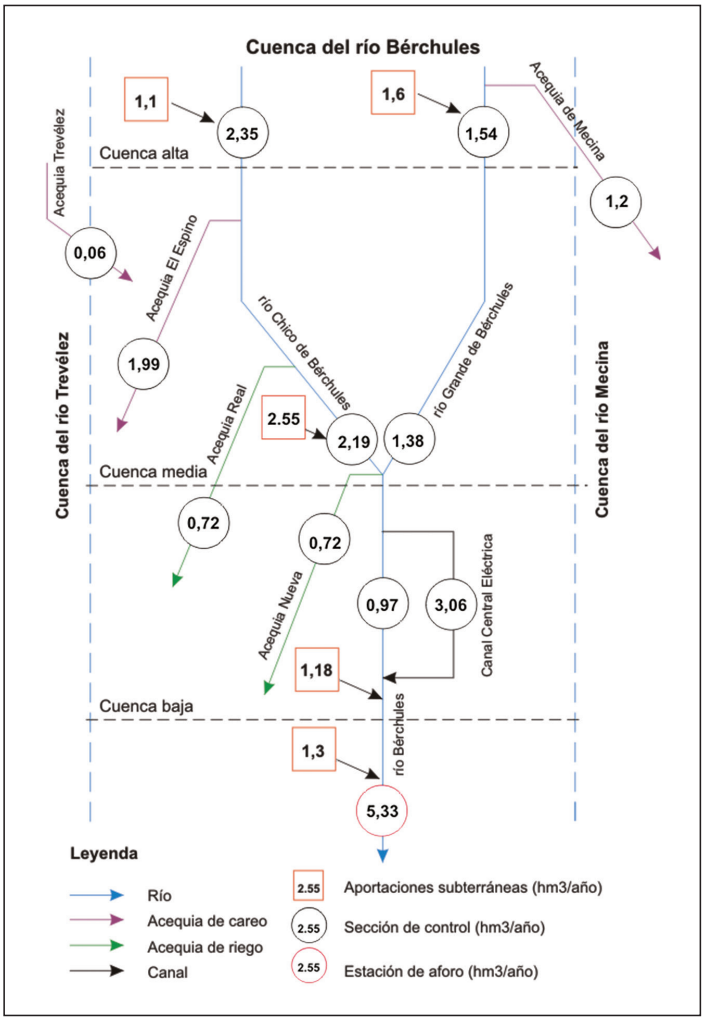


16.4.2.2. Balance hidrológico de la cuenca (2014-2015) y relaciones río-acuífero

Durante el año hidrológico 2014-15, las aportaciones medidas en la estación de aforo han sido de 5.3 hm^3. Es decir, el año estudiado es un año de tipo seco, con unas aportaciones en la estación de aforo muy por debajo de la media, que están en torno a 12-13 hm^3/año. Los resultados del trabajo de seguimiento se sintetizan en el esquema topológico que se presenta en la Figura 16.10. En la cabecera del río Bérchules, los aportes subterráneos han sido de 2.7 hm^3. Aguas abajo, entre los 2,000 m de altitud y la unión de los ríos Chico y Grande, los aportes subterráneos han sido evaluados en 2.55 hm^3. Entre este punto y la localidad de Bérchules (que coincide con la sección de aforo 5, de la Figura 16.6), el acuífero aporta 1.2 hm^3 y otros 1.3 hm^3 entre este punto y la estación de aforo.

Por otro lado, el seguimiento de las principales acequias de regadío ha permitido comprobar que han sido derivados para ese fin 1.5 hm^3. Al agua derivada por las acequias Real y Nueva hay que añadir el agua utilizada por otras acequias menores y el agua que es captada directamente de los manantiales existentes a media ladera, aguas abajo de la acequia de El Espino. La cifra indicada

Figura 16.10. Esquema topológico del río Bérchules, con cifras de aportaciones en hm^3, correspondientes al año hidrológico 2014-2015.



coincide, de forma aproximada, con las estimaciones de consumo agrícola (1.5 hm^3 en el año hidrológico 2014-15) realizadas por las investigadoras M.P. González-Dugo y E. Carpintero, E. del IFAPA de Córdoba mediante técnicas de teledetección (Com. Per).

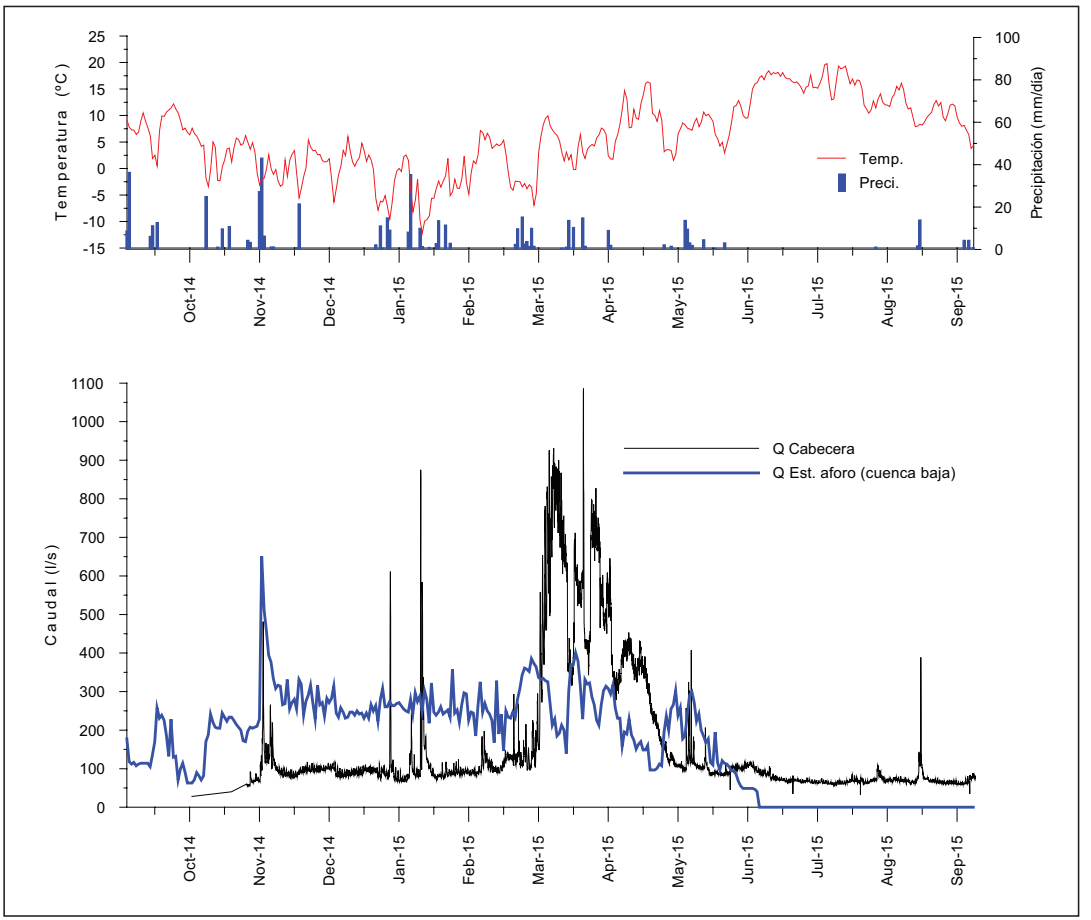
El balance hídrico de la cuenca investigada, del año 2014-2015, que ha sido un año manifiestamente seco, indica que las entradas del sistema río –acuífero (7.6 hm^3/año) se han producido por la recarga de agua (natural y artificial) en el acuífero y las salidas se han repartido entre 1.5 hm^3 para regadío y abastecimiento, y 1.2 hm^3 para su trasferencia a la cuenca del río Mecina; el resto, 5.3 hm^3, han discurrido superficialmente por el río Bérchules, aguas abajo de su estación de aforo. La diferencia entre las entradas y las salidas se explicaría por una disminución del volumen de agua almacenado en el acuífero, o por un error de cierre del balance.

16.4.2.3. Comportamiento del río Bérchules aguas arriba y aguas abajo de las acequias

La morfología de los hidrogramas de la cabecera del río (suma de los caudales medidos en las secciones 1, 2 y 7, Figura 16.6) no tiene nada que ver con la del hidrograma medio de la estación de aforo durante el año hidrológico 2014-15 (Figura 16.11). En la cabecera, el hidrograma del río es claramente nival, con un caudal de base prácticamente constante, debido a las aportaciones subterráneas, que se ve notablemente incrementado durante la época de deshielo. En la estación de aforo, situada en la parte baja de la cuenca, la morfología del hidrograma del río es muy inercial, prácticamente plano durante todo el año hidrológico, pero con un rápido agotamiento relacionado con el inicio de la época de riego.

En la estación de aforo, los caudales se han mantenido en torno a los 0.25-0.3 m^3/s entre noviembre y abril, cuando comienzan a descender hasta su total agotamiento en junio. Este año, al ser más seco que la media (519 mm/año de precipitación frente a 735 mm/año), prácticamente la totalidad del agua de deshielo se deriva por las acequias de careo y, por ello, el pico de caudal del deshielo no se detecta en la estación de aforo. El otro pico que suele producirse en enero tampoco ha tenido su reflejo en la estación de aforo, dado que las escasas lluvias coincidieron con un periodo de bajas temperaturas y se produjeron, en su mayoría, en forma de nieve. En junio, el caudal en la estación de aforo se anula. En esas fechas, la demanda agrícola es máxima, y las acequias de riego derivan la totalidad del caudal.

Figura 16.11. Hidrograma de los tributarios del Bérchules a 2,000 msnm (determinado con la suma de los caudales medidos en el río Chico, el río Grande y en la acequia de Mecina) frente al hidrograma medido en la estación de aforo (año hidrológico 2014-2015).



16.4.3. *Análisis de los datos meteorológicos y de los datos de caudal de la estación de aforo*

El tratamiento de los datos meteorológicos ha permitido comprobar que la importante variación altitudinal de la cuenca da lugar a que existan considerables gradientes de precipitación (19 mm/100 m) y de temperatura (-0.56 ºC/100 m). Por encima de 2,400 msnm suele haber nieve entre noviembre y mayo, produciéndose un deshielo total, la mayoría de los años, al final del verano. La precipitación media anual en la cuenca, en el periodo comprendido entre 1970 y 2010, es de 735 mm/año, con una desviación estándar de 312 mm/año. La temperatura media anual es de 8.9 ºC (Cabrera *et al.,* 2015).

En lo que respecta a la modelización de las aportaciones que se registran en la estación de aforo del río Bérchules, hay que decir que se ha aplicado el código HBV. El intervalo total de simulación (1970-2014) se dividió en dos periodos de longitud 2/3 y 1/3 del total (1970-1999 y 2000-2015, respectivamente), con un paso de tiempo diario, siendo utilizados el primer y el segundo intervalo para la calibración y la validación del modelo, respectivamente. El modelo HBV considerado es el modelo estándar de tres cajas.

En la gráfica de la Figura 16.12 se presenta el hidrograma obtenido tras el ajuste de los periodos de calibración y validación con el modelo HBV. La eficiencia del modelo R_{eff} (Seibert, 2005) es del 0.16. Como se puede observar, los caudales calculados reproducen a priori con bastante fiabilidad los caudales medidos. Se consigue una buena reproducción de las variaciones temporales y las tendencias; no obstante, el caudal calculado es con frecuencia algo mayor que el observado. Esto queda reflejado de manera inequívoca en la Figura 16.13 donde se presentan los caudales calculados vs. los caudales medidos. Los resultados del modelo indican que del flujo total de descarga del río Bérchules en la estación de aforo, el 1.9 % corresponde a la escorrentía superficial, el 2.9 % a la escorrentía sub-superficial, y el 95 % restante procede de la descarga subterránea. Un 23 % de las entradas se producen en forma de nieve y el resto como lluvia.

Los datos registrados en la estación de aforo indican que las aportaciones medias de la cuenca, correspondientes al periodo 1970-2015, son de 11.87 hm^3/año. En ese mismo periodo las aportaciones medias calculadas por el modelo ascienden a 12.44 hm^3/año. Como se puede observar, el modelo sobreestima ligeramente estas aportaciones. De hecho, promediando los caudales de

manera mensual (Figura 16.14 y Tabla 16.1) se observa cómo el modelo ajusta los caudales medidos en verano otoño, invierno y primavera, pero sobreestima los caudales en verano, dado que durante estos meses el río Bérchules no lleva apenas agua debido a las derivaciones para riego que se hacen aguas arriba de la estación de aforo. En la Tabla 16.1 se presentan los valores de la aportación mensual promedio en la cuenca del río Bérchules.

Figura 16.12. Hidrograma calculado para el periodo de calibración (línea azul) y validación (línea verde) e hidrograma medido (línea roja) para la cuenca del río Bérchules.

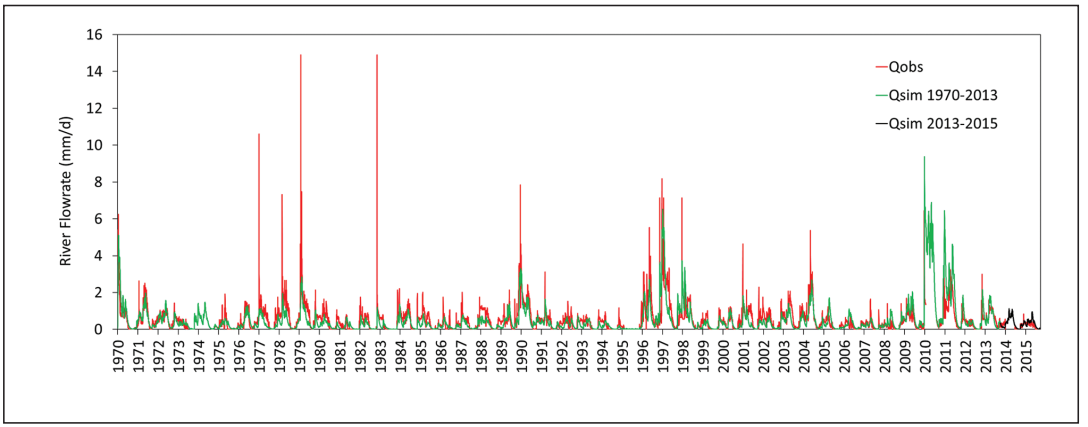


Tabla 16.1. Aportaciones mensuales y anual promedio de descarga medidas en la estación de aforo y aportaciones calculadas con HBV en la cuenca del río Bérchules. Ap. Obs. aportaciones medias del periodo comprendido entre enero de 1970 a septiembre de 2015. Ap Sim. aportaciones medias simuladas con HBV del mismo periodo.

	Oct	Nov	Dic	En	Fe	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Total
Ap. Obs.	0.46	0.95	1.28	1.62	1.39	1.43	1.52	1.70	1.03	0.29	0.07	0.14	11.87
Ap. Sim.	0.46	0.82	1.27	1.73	1.45	1.60	1.57	1.73	1.06	0.45	0.16	0.16	12.44

Figura 16.13. Relación entre el caudal calibrado con HBV para la cuenca del río Bérchules y el caudal medido en la estación de aforo.

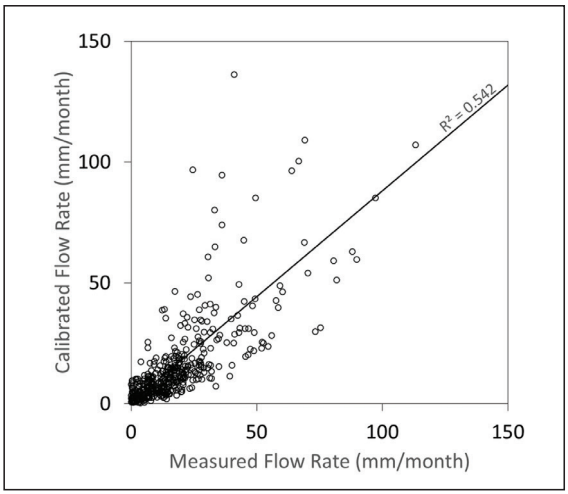
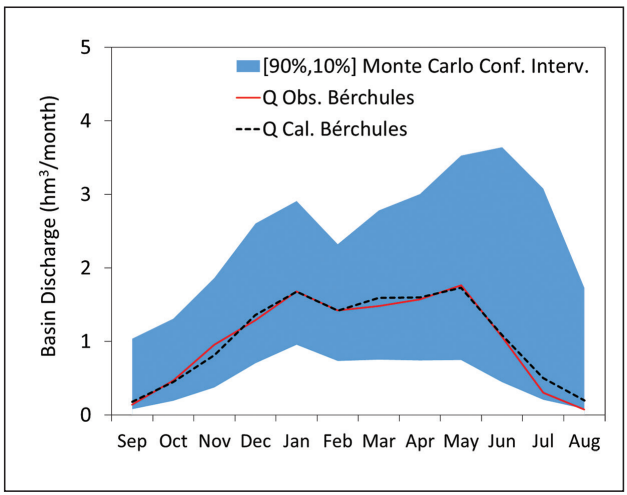


Figura 16.14. Hidrograma mensual promedio obtenido para la cuenca del río Bérchules. Los caudales observados y calculados se representan con una línea continua y discontinua, respectivamente.



Para la evaluación de la recarga al acuífero se ha utilizado el código Visual Balan 2.0, tomando los mismos datos de entrada que en el modelo HBV, pero los correspondientes al periodo 1970-2010. Se ha considerado que la recarga se produce por infiltración del agua de lluvia y fusión de la nieve y las salidas por interceptación, evapotranspiración real, escorrentía y descargas subterráneas hacia el río Bérchules. La interceptación se ha calculado por el método de Horton, la evapotranspiración potencial con la ecuación de Hargreaves y la evapotranspiración real con el método de Penman-Grindley (Samper *et al.,* 1999). La escorrentía se determinó mediante la ley de Horton, con una capacidad de infiltración del suelo, en condiciones de capacidad de campo, de 180 mm día^{-1} y, a punto de marchitez, de 210 mm día^{-1}. La reserva útil del suelo se ha considerado, tras la calibración del modelo, de 378 mm. El coeficiente de agotamiento considerado es de 2.31x10^{-2} días^{-1}.

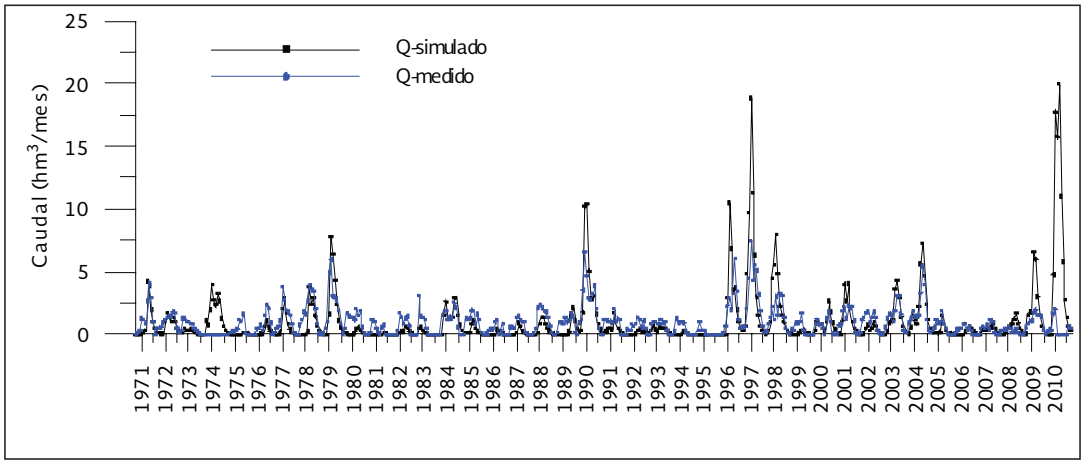
El ajuste alcanzado entre los caudales mensuales medidos y los calculados es bastante aceptable (Figura 16.15), si bien no se ha conseguido una buena reproducción de todos los picos de los hidrogramas. En la Tabla 16.2 se presentan los resultados del balance hídrico medio anual, correspondientes al periodo 1970-2010.

Tabla 16.2. Resultados de los principales componentes del balance mediante Visual Balan 2.0 (periodo 1970-2010). (Inter: Interceptación, ETR: evapotranspiración real, Esc.sup: escorrentía superficial, Flu. hipo: flujo hipodérmico)

Unidades	Precipitación (lluvia)	Inter.	ETR	Esc.sup.	Flu. hipo.	Recarga al acuífero	Caudal total
mm/año	735,51	67,1	482	1,07	94,55	92,55	187,87
hm^3/año	49,7	4,5	32,6	0,07	6,4	6,3	12,7

De los resultados del balance hecho en la cuenca del río de Bérchules (67.63 km^2) se desprende que la recarga media anual del acuífero es de 6.3 hm^3/año (13 % de la precipitación y 49 % del caudal total), que se recargan en 59.2 km^2 de afloramientos permeables, resultando una tasa anual de recarga media de 106 mm/año.

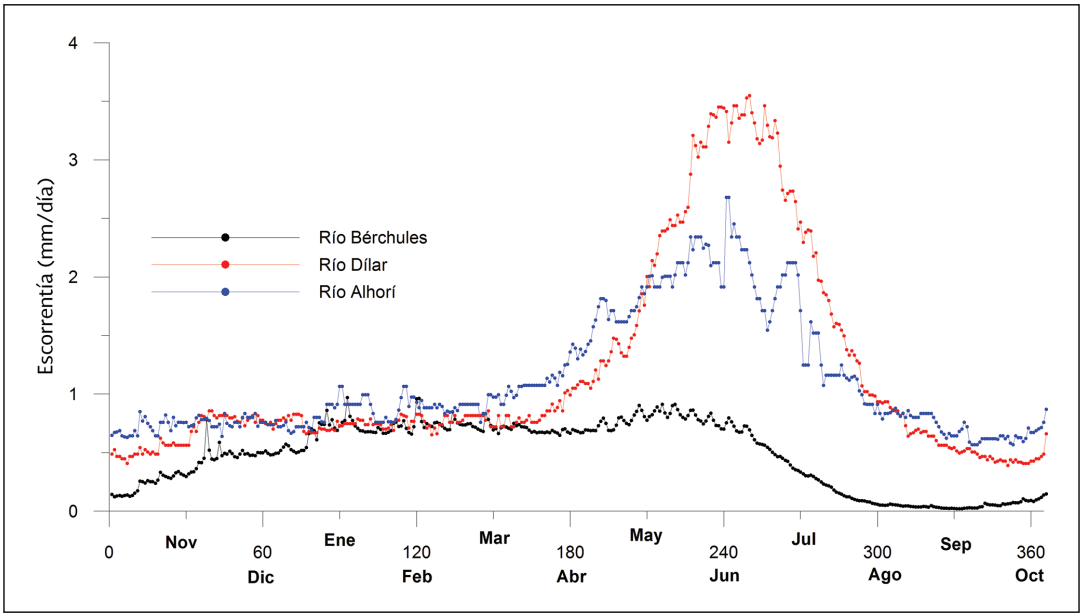
Figura 16.15. Hidrograma con Visual Balan 2.0 calculado y medido en la cuenca del río Bérchules.



Por último, en la Figura 16.16 se comparan los hidrogramas medios de tres ríos de Sierra Nevada, entre los que está incluido el hidrograma medio del río Bérchules. Los datos de caudal se han transformado en unidades de mm/día, al dividir las aportaciones por las correspondientes superficies de cada cuenca de recepción. Las cuencas de los tres ríos tienen similares características geológicas, hidrológicas y meteorológicas (ver su situación en la Figura 16.1). Los tipos de vegetación también son muy parecidos. En el río Dílar existen varias acequias de careo abandonadas, mientras que en el Alhorí se siguen utilizando, aunque poco, dos acequias de careo que disponen de escasa capacidad de derivación de caudal (menos de 100-150 l/s). La componente subterránea es muy parecida en los tres ríos. Los caudales de invierno, cuando la precipitación se produce en forma de nieve y el deshielo es mínimo por las bajas temperaturas, son prácticamente de origen subterráneo. En las tres cuencas, este caudal está en torno a 0.8 mm/día. Sin embargo, la derivación de agua para regadío, aguas arriba de la estación de aforo del río Bérchules, hace que este hidrograma presente un menor caudal en la temporada de regadío, que en las zonas altas puede extenderse hasta finales de septiembre. La principal diferencia en el comportamiento de los tres ríos está relacionada con el careo. El contraste entre el caudal máximo y el caudal de invierno es mayor en los ríos en los que no se hace careo. En efecto, la derivación del agua de deshielo por las acequias de careo hace que el pico nival se atenúe en las estaciones de aforo situadas aguas abajo de las tomas de las acequias, e incrementa la componente subterránea de los hidrogramas, al ser recargada esta agua en los

correspondientes acuíferos, surgiendo posteriormente en estiaje, para ser aprovechada en el regadío y el abastecimiento de la población local.

Figura 16.16. Hidrogramas medios de los ríos Bérchules (periodo 1970-2013), Alhorí (periodo 1994-2013) y Dílar (periodo 1970-2013).



16.5. Discusión

Para alcanzar los objetivos planteados ha sido necesario realizar una cartografía geológica de detalle de la cuenca hidrológica estudiada. Este hecho, además de ser esencial para la elaboración de la posterior cartografía hidrogeológica, ha permitido comprobar que la disposición geométrica de los planos de esquistosidad, del conjunto del macizo rocoso que conforma el sustrato de la cuenca, buzando hacia el este-noreste, ha favorecido la formación de un relieve estructural en el que las laderas occidentales son más largas y tendidas que las laderas orientales, que presentan valles angostos y vertientes más abruptas. La menor pendiente de las laderas occidentales y el hecho de que la red de drenaje apenas haya producido incisión provocaron que la agricultura y los principales

asentamientos se instalasen sobre las mismas. Es a esas laderas hacia donde se dirige prácticamente la totalidad de las acequias de careo y riego y en donde este ingenioso saber hacer ha permitido crear un vergel de altura. Aguas arriba de las acequias, la cubierta vegetal es menos densa y está constituida por una vegetación de tipo mediterráneo, adaptada a las condiciones de semiaridez que se dan en la margen sur de Sierra Nevada. Por el contrario, las peores condiciones para el desarrollo de la agricultura en las márgenes izquierdas de los ríos han provocado que sus afluentes trasfieran sus recursos, mediante acequias, hacia las cuencas hidrológicas inmediatamente situadas al este. Es allí donde se hace el careo del agua de deshielo, que de otra forma escurriría naturalmente aguas abajo de la cuenca sin poder ser utilizada para riego y/o retenida mediante su infiltración en el correspondiente acuífero.

Las aportaciones al conocimiento geológico del sector, antes indicadas, y la elaboración de un inventario de puntos de agua (que ha pasado a reflejar la existencia de 609 manantiales y 20 sondeos), unidas al análisis de la respuesta hidrodinámica del sistema río-acuífero (caudales de aforo en ríos y acequias) han permitido definir un acuífero desarrollado en rocas duras, en el que sus límites superficiales coinciden con los de la cuenca hidrológica del río Bérchules. En este acuífero, con 59.3 km^2 de afloramientos permeables, la recarga, calculada con el código Visual Balan, ha resultado de 6.3 hm^3/año (13 % de la precipitación y 49 % del caudal total), con una tasa anual de recarga media de 106 mm/año.

Para evaluar la recarga del acuífero y los recursos medios de la cuenca se ha requerido un análisis previo de la información meteorológica. Se han procesado más de medio millón de datos de precipitación y temperatura máxima y mínima diaria, de 16 observatorios meteorológicos ubicados en la ladera sur de Sierra Nevada. Con el tratamiento de esta información se han podido determinar los gradientes altitudinales de precipitación y temperatura. A su vez, se ha generado una serie diaria de datos térmicos y pluviométricos con la que se ha podido cuantificar la precipitación y la evapotranspiración potencial de la cuenca hidrológica, correspondiente al periodo del que se dispone de datos foronómicos en la estación de aforo del río Bérchules. En este sentido, se debe recalcar que buena parte de los resultados conseguidos con este trabajo se deben a la existencia de series de datos meteorológicos y de caudal, básicos en este tipo de análisis.

Se ha comprobado que los acuíferos desarrollados en rocas duras y en zonas de grandes pendientes requieren de un especial análisis de la componente que se descarga mediante flujo hipodérmico.

En el acuífero estudiado, una parte importante del agua que se percola en la zona edáfica no llega a recargar el acuífero y surge por numerosos manantiales colgados de la zona hipodérmica. Por este motivo, para la evaluación de la recarga de los acuíferos de alta montaña se deben seleccionar códigos que, además de considerar el efecto de la precipitación nival, consideren los efectos del flujo hipodérmico y de la recarga al acuífero. En relación con lo anterior, Visual Balan ha sido utilizado con éxito en este tipo de ambientes. En Samper *et al.* (2015) se presentan los resultados de la evaluación de la recarga y del flujo hipodérmico en las cuencas hidrológicas de alta montaña de la Sierra da Estrela (norte de Portugal), de la cuenca del río Valiñas, en A Coruña (noroeste de España), y de la cuenca del río Bernesga, en Cantabria (norte de España). Estas aportaciones subterráneas estaban comprendidas entre el 19 y el 46 % de la escorrentía total. Los resultados de la recarga media estimados en el acuífero de Bérchules, 106 mm/año, con un coeficiente de recarga del 14 %, son acordes con los que se obtienen en rocas duras a escala global (entre el 5-15 % de la precipitación; ver Singhal y Gupta, 2010).

Con los datos de la estación de aforo del río Bérchules también se ha calibrado el modelo agregado de precipitación- aportación HBV, con el que se ha podido: i) estimar los recursos medios de la cuenca que se descargan por el río, ii) determinar qué componentes del hidrograma son de origen superficial, hipodérmico y subterráneo y iii) evaluar qué cantidad de precipitación alcanza la cuenca en forma de nieve y qué parte lo hace en forma de lluvia, entre otros aspectos. Los resultados conseguidos han permitido comprobar que las descargas medias al río Bérchules, en el periodo 1970-2015, son de unos 12 hm^3/año. Este modelo indica que algo más del 90 % de la escorrentía total es de origen subterráneo, y que el 14 % de las entradas por precipitación lo hacen en forma de nieve. Resultados similares han sido conseguidos con datos del periodo 1970-2013 por Cabrera *et al.* (2015) utilizando el código de Témez (1977), combinado con el método del Grado-Día (Cabrera, 2014; Jodar *et al.*, 2017), donde resultaron unas aportaciones subterráneas (incluidas las hipodérmicas) del 76 %. Por otro lado, Al-Awani (1997) calibró los caudales de la estación de aforo de la cuenca el Bérchules, del periodo 1986-1993, mediante el código HSPF (Johanson *et al.,* 1979), resultando unas aportaciones subterráneas del 83 % de la escorrentía total.

El análisis de los hidrogramas del periodo de registro de la estación de aforo pone de manifiesto que el agua que circula por el río Bérchules, durante los años secos y medios, que son mayoría, es prácticamente en su totalidad de origen subterráneo. Solo en los escasos años con precipitaciones por encima de la media se producen crecidas importantes aguas abajo. Esta respuesta, como se

demuestra más adelante, no es natural, y se debe al manejo del agua que se realiza mediante acequias de careo y riego.

Para analizar más detalladamente el comportamiento hidrológico del río Bérchules, desde su cabecera hasta la estación de aforo, durante el año hidrológico 2014-2015 se ha realizado un importante esfuerzo de adquisición de datos en campo. La derivación de las aguas de deshielo para su infiltración mediante las acequias de careo en la cabecera de la cuenca y la que se hace para regadío, en la parte media y baja de la cuenca, en la época de estiaje, modifican de forma manifiesta el hidrograma que debería presentar el río en condiciones naturales. Este manejo del agua provoca que la respuesta del río en la parte baja de la cuenca sea la de un río muy inercial, como los que discurren en cuencas muy permeables y de baja pendiente. En efecto, el hidrograma en la estación de aforo resulta prácticamente plano, con una componente subterránea próxima al 100%, no detectándose el pico del deshielo, que se registra de forma evidente en la cabecera del río. Por su parte, la comparación de las aportaciones medidas en cada sección de control confirma el carácter ganador del río durante todo su trayecto y ha permitido comprobar que las principales entradas del sistema se producen por las márgenes occidentales del río Bérchules y de sus afluentes, donde se realiza el careo y el riego.

Uno de los objetivos parciales de este trabajo consistía en analizar los efectos de la técnica de careo en el funcionamiento del río. Aunque estos efectos se observan en la investigación a escala de cuenca, se decidió abordar esta tarea con más detalle, y para ello se realizó un control en continuo del agua infiltrada en la principal acequia de careo de la cuenca, la acequia de El Espino. Esta labor de control hidrológico ha demostrado la alta eficiencia de este ancestral sistema de recarga. La acequia, con 7 km de longitud, ha infiltrado, en un año seco, 2 hm^3, lo que supone el 38 % de las aportaciones registradas en la estación de aforo. El control automático del caudal en dos secciones de la acequia ha permitido determinar que la mayoría del caudal se infiltra a lo largo del recorrido (1.7 hm^3), mientras que 0.3 hm^3 han sido infiltrados en la denominada Sima de Bérchules, una zona puntual de infiltración, desde donde se alimenta a los principales manantiales utilizados para el abastecimiento a la población. En este sentido, la superposición de los mapas de distribución de las acequias de careo de toda la cuenca, con los mapas de densidad de manantiales y con la situación de los tramos de los arroyos y barrancos con vegetación permanente de ribera, pone de manifiesto el importante papel que desempeñan las acequias de careo en el mantenimiento del peculiar paisaje serrano, en el que alternan bancales irrigados con la descarga de los manantiales situados a media

ladera y bosques de ribera. No es de extrañar, por tanto, que el nombre de Bérchules, que deriva del término vergel en árabe, esté íntimamente ligado al sabio y ancestral manejo del agua que han hecho, desde época andalusí, los habitantes de esta región de Sierra Nevada.

El balance hídrico de la cuenca investigada, realizado con los datos del año 2014-2015, que ha sido un año manifiestamente seco, indica que las entradas del sistema río –acuífero (7.6 hm^3/año) se han producido por la recarga de agua (natural y artificial) en el acuífero, y las salidas se han repartido entre 1.5 hm^3, para regadío y abastecimiento, y 1.2 hm^3 para su trasferencia a la cuenca del río Mecina; el resto, 5.3 hm^3, han discurrido, superficialmente por el río Bérchules, aguas abajo de la estación de aforo. La diferencia entre las entradas y las salidas se explicaría por una disminución del volumen de agua almacenado en el acuífero, o por un error de cierre del balance. Por otra parte, los datos medios de las aportaciones controladas en la estación de aforo, correspondientes al periodo 1970-2015, indican que los recursos medios de la cuenca están comprendidos entre 15 y 16 hm^3/año, incluidos 1.5 hm^3/año usados para regadío y entre 1 y 2 hm^3/año, trasferidos a la cuenca del río Mecina.

La consecución de los objetivos planteados en este trabajo ha sido compleja debido a la ausencia de información hidrogeológica previa y a las dificultades logísticas e instrumentales que supone trabajar en un ambiente relativamente hostil de alta montaña, a lo que se ha sumado la fuerte antropización que sufre el funcionamiento de este sistema río-acuífero, donde existe un entramado de acequias de careo y riego que permiten modificar, sustancialmente, su funcionamiento hidrodinámico. A estas dificultades se debe añadir el limitado tiempo de ejecución del proyecto y, en especial, la ausencia de sondeos de investigación hidrogeológica. Solo se ha podido contar con un año de medidas de caudal en ríos y acequias, cuando lo habitual en este tipo de estudios es contar con un mínimo de tres años de seguimiento. Asimismo, si en el futuro se dispusiera de sondeos se podría contar con datos referentes a la profundidad del acuífero, parámetros hidráulicos de los materiales y la toma de medidas piezométricas, fundamentales para la realización de cualquier tipo de estudio hidrogeológico. Pese a estas limitaciones, se considera que los objetivos generales se han cumplido. Se ha comprobado el importante papel que desempeña la técnica de careo en el funcionamiento hidrológico en los ríos de Sierra Nevada y se ha conseguido un importante avance en el conocimiento del funcionamiento hidrogeológico e hidrológico de la cuenca del río Bérchules. En relación con lo anterior, se debe destacar que la cuenca estudiada presenta unas características geológicas e hidrometeorológicas muy parecidas a las del resto de cuencas que drenan Sierra Nevada, en el sur de España; cuencas

que suministran unos recursos hídricos fundamentales, tanto para la población local, como para la que depende de ellos, aguas abajo, sin olvidar el rol de la descarga subterránea en el mantenimiento de los ecosistemas asociados. Por estos motivos, muchas de las técnicas aplicadas podrán ser utilizadas en el resto de cuencas de alta montaña de Sierra Nevada y en otras cuencas de similares características. No obstante, debe indicarse que la utilización de los modelos de precipitación-aportación convencionales debe hacerse con cautela. Los códigos de precipitación-aportación tan ampliamente usados en los procesos de planificación hidrológica no tienen en cuenta el efecto de los careos y, además, no pueden reproducir de manera correcta el efecto del paso del agua subterránea recargada mediante careo por el acuífero. Por tanto, las predicciones de cambio climático que se están haciendo con este tipo de códigos están sobreestimando los caudales de estiaje, dado que si en un futuro se reduce el careo en estas cuencas, las respuestas de estos ríos serán mucho menos inerciales, y los caudales de estiaje se verán notablemente disminuidos por este efecto. Para poder resolver estas cuestiones es necesario recurrir a modelos de flujo subterráneo. Estos modelos deben estar alimentados con información distribuida de cotas piezométricas, permeabilidad, coeficiente de almacenamiento y profundidad del acuífero, entre otras variables. Se requiere, por tanto, realizar y monitorizar en el futuro inmediato sondeos de investigación hidrogeológica.

La realización de sondeos mecánicos de investigación hidrogeológica y la aplicación de técnicas de prospección geofísica de superficie son de necesaria ejecución en futuras investigaciones, para conocer la profundidad del acuífero y su distribución espacial. Los acuíferos son cuerpos tridimensionales, y en esta investigación solo se ha hecho investigación 2D. Por otro lado, una vez que se conocen los puntos de descarga asociados a los careos, la aplicación de ensayos de trazado puede ser fundamental para mejorar el conocimiento de los tiempos de tránsito del agua por el acuífero.

16.6. Conclusiones

En la práctica totalidad de la cuenca hidrológica del río Bérchules afloran materiales permeables que deben ser catalogados como materiales acuíferos. El acuífero definido, que coincide en superficie grosso modo con los límites de la cuenca, se alimenta con el agua de precipitación en forma de lluvia y de nieve y, fundamentalmente, mediante las acequias de careo y los retornos de regadío. Su descarga se produce por manantiales, por el río Bérchules y por su explotación mediante sondeos.

La evidente conexión hidrogeológica entre el acuífero y el río, demostrada con esta investigación, pone de manifiesto que para entender el funcionamiento de los ríos que nacen en Sierra Nevada es necesario investigar la hidrogeología de estas cuencas.

El manejo ancestral del agua que se realiza en la cuenca del Bérchules incrementa la recarga del acuífero de manera notoria y modifica, sustancialmente, la respuesta hidrológica del río. Los hidrogramas de la parte alta de la cuenca, claramente nivales, nada tienen que ver con el que se registra en la estación de aforo del río, aguas abajo. La práctica totalidad del agua de deshielo se recarga en el acuífero y se trasvasa hacia la cuenca del río Mecina. Otra parte importante del caudal es derivada para riego de pastos y de zonas regables. Estas actuaciones hacen que el comportamiento del río en la parte baja de la cuenca sea el de un río muy inercial, con una alta componente subterránea.

El manejo del agua que se hace en la cuenca del Bérchules permite que aguas abajo de las acequias de careo se mantenga un manto de vegetación con unas exigencias hídricas mucho mayores a las que se dan, de forma natural, en la margen sur de Sierra Nevada. Por otra parte, el careo incrementa el caudal de estiaje del río Bérchules y su teórico abandono implicaría la notable disminución de la descarga del río durante los periodos secos.

Con motivo de esta investigación se han contrastado distintas técnicas de investigación que van a poder ser aplicadas para conseguir un mejor conocimiento respecto a la hidrología y la hidrogeológica de las cuencas de alta montaña de Sierra Nevada y de otras cuencas de similares características en otras zonas del planeta, donde el empleo de la técnica de careo o similares podría constituir una interesante herramienta para la adaptación al cambio climático.

Agradecimientos

Parte del presente trabajo se encuadra dentro de los resultados del Servicio de Investigación que el IGME ha realizado a la Agencia de Medio Ambiente y Agua de la Junta de Andalucía, y constituye una contribución al nuevo de ciclo de Planificación Hidrológica 2016-2021 de las cuencas intracomunitarias y al Grupo de Investigación RNM-126 de la Junta de Andalucía. Agradecemos la especial ayuda prestada por la Comunidad de Regantes de Bérchules, en concreto por su presidente,

José Luís Ortega Rodríguez. Asimismo, se quiere agradecer la colaboración del Parque Nacional de Sierra Nevada y, en particular, a Beatriz Villagómez y Manuel Peregrina por su inestimable ayuda en las labores de campo.

Referencias

Al Alwani, G. 1997. *Hidrología e hidrogeología en la cuenca del río Guadalfeo. Aplicación del Modelo HPSF para la simulación de nieve y balance hídrico*. Tesis Doctoral. Departamento de Geodinámica. Universidad de Granada, Granada, 343 p. España.

Apaza, D., Arroyo, R., y Alencastre, A. 2006. *Las amunas de Huarochirí. Recarga de acuíferos en los Andes*. Instituto Interamericano de Cooperación para la agricultura (Perú) y Embajada Real de los Países Bajos. 98 p. Perú.

Bardales, J.D., Barriga, L., Saravia, M. y Angulo, O. 2015. *Análisis preliminar de la funcionalidad de una práctica ancestral de siembra y cosecha del agua en ecosistemas semiáridos. El Sistema de Mamanteo de la Comunidad de Huamantanga (Sierra de Lima)*

Cabrera, J.A., Martos-Rosillo, S., Marín-Lechado, C., Jódar, J., Fernández Ruíz, L., Durán, J.J., González-Ramón, A., Navarrete, E., y López-Rodríguez, M. 2015. *Incorporación de la dinámica nival al modelo hidrológico de Témez para la evaluación de recursos hídricos en cuencas de alta montaña. Aplicación a la cuenca del río Bérchules (Sierra Nevada, Granada)*. In. Simposio del Agua en Andalucía. Málaga, Noviembre 2015. España.

Cabrera, J.A. 2014. *Estimación de los recursos hídricos en una cuenca de alta montaña (cuenca del río Bérchules, Sierra Nevada, Granada) utilizando modelos hidrológicos agregados y semidistribuidos*. Trabajo Fin de Máster. Máster en Recursos Hídricos y Medio Ambiente. Universidad de Málaga. España.

Castañeda, C y García-Vera, MA. 2008. *Water balance in the playa lakes of arid environment, Monegros, NE Spain*. Hydrogeology Journal (16):87–102.

Delaigue, M.C. 1995. La red de acequias de la Alpujarra Alta. In. El agua en la agricultura de Al-Andalus. 143-150. Madrid. España.

Espín, R., Ortiz, E. y Guzmán, J.R. 2010. *Manual del Acequiero*. Agencia Andaluza del Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla. 155 p. España.

Fernández-Escalante, A.E., García, M. y Villarroya, F. 2006. *Las acequias de careo, un dispositivo pionero de recarga artificial de acuíferos en Sierra Nevada, España. Caracterización e inventario.* Tecnología y Desarrollo. Separata, Volumen IV. 33 p.

Fernández-Escalante, A.E., García, M., Villarroya, F. 2005. *The "careos" from Alpujarra (Granada Spain), a historical example of artificial recharge previous to XIII century applicable to the XXI century. Characterization and inventory.* ISMAR 5 proceedings. 5th International Symposium on management of aquifer recharge. Berlín.

Hargreaves, G.H. 1994. *Defining and Using Reference Evapotranspiration.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 120: 1132-1139.

Jakeman, A.J., Barreteau, O., Hunt, R.J., Rinaudo, J:D., Ross, A., Muhamad, A. y Hamilton, S. 2016. *Integrated Groundwater Management: An Overviews of Concepts and Challenges*. 2016. In. A.J. Jaketman, *et al*. (eds) Integrated Groundwater Management.

Jódar, J. Cabrera, J.A., Martos Rosillo, S., Ruiz-Constán, A., González-Ramón, A., Lambám, L.J., Herrera, C. y Custidio, E. 2017. Groundwater discharge in high-mountain wastersheds: A valuable resource for downstream semi-arid zones. The case of the Bérchules River in Sierra Nevada (Southern Spain). Sciencie of Total Enviroment. (593-594) 760-772.

Johanson, RC, Imhoff, JC y Davis, HH. 1979. *Programmer´s supplement for the hydrological simulation program – Fortram (HSF).*

Martos Rosillo, S., González-Ramón, A., Rodríguez Rodríguez, F., Marín, C., Guardiola-Albert, C., Durán, J.J., Fernández, l., Navarrete, E., López-Rodríguez, M., Fernández, M., Rodríguez-Rodríguez, M., Bruque, J.M., Ruiz-Costán, A., Pedrera, A. 2015. ¿Tiene interés hidrogeológico preservar las acequias de carero de Sierra Nevada? El caso de la acequia de careo de El Espino (Río Bérchules, Granada). In. Simposio del Agua en Andalucía. Málaga, Noviembre 2015. España

Martos-Rosillo, S., Guardiola-Albert, S., Marín-Lechado, S., González-Ramón, A., Villagómez, B., Peregrina, M., Fernández, L., Durán, J.J., Navarrete, E., López-Rodríguez, M., Pedrera, A., Ruiz-Costán, A. y Cabrera, J.A. 2015b. *Caracterización hidrogeológica y evaluación de la recarga de un acuífero de alta montaña desarrollado en rocas duras. Cuenca del río Bérchules*. Sierra Nevada. Granada.

Padilla, A., y Delgado, J. 2014. *Manual del usuario de la Aplicación Trasero 2.0.* Departamento de Ciclo Hídrico. Diputación Provincial de Alicante. España.

Plaza-García, M.P. y García-Rubia, R. 2010. *Actualización, digitalización y georreferenciación de la red de acequias de careo en el Espacio Natural Protegido de Sierra Nevada*. TRAGSATEC-Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla. 131 p. España.

Pulido-Bosh, A. y Sbih, Y. 1995. *Centuries of artificial recharge on the southern edge of the Sierra Nevada (Granada, Spain).* Environmental Geology, 26, 57-63

Samper, J., Huguet, L., Ares, J. y García-Vera, M. A. 2005. *Manual del Usuario del programa VISUAL BALAN 2.0.* Editorial, ENRESA, Madrid. 139 p. España.

Samper, J., Huguet, L.l., Arés, J. y García, M.A. 1999. *Manual del usuario del Programa Visual Balan: V. 1.0. Código interactivo para la realización de balances hidrológicos y la estimación de la recarga*. Empresa Nacional de los Residuos Radioactivos, ENRESA, Madrid, 132 pp. España.

Samper, J., Pisani, B., y Espinha, J. 2015. *Hydrological models of interflow in three Iberian mountain basins*. Environmental Earth Science (73): 2645–2656

Seibert, J. 2005. *HBV-light version 2 user's manual*. Department of Physical Geography. Stockholm University, 15 p

Singhal, BBS y Gupta, RP. 2010. *Applied Hydrogeology of Fractures Rocks*. Second Edition. Springer. 408 pp

Témez, J.R. 1977. *Modelo Matemático de Transformación "Precipitación –Aportación". Comisión de "Explotación y Garantía"*. Grupo de Trabajo de predicción de precipitaciones y relación entre precipitaciones y caudales. Asociación de Investigación Industrial Eléctrica (ASINTEL). España. In. Simposio del Agua en Andalucía. Málaga, Noviembre 2015. España

Vivas, G., Gómez-Landesa, E., Mateos, L. y Giráldez, J.V. 2009. *Integrated Water Management in an ancestral water sheme in a mountainous area of southern Spain*. 2009 World Environmental Water Resources Congress. Kansas City. Missouri. 9 p. Estados Unidos.



17

IMPLEMENTACIÓN DE MÁS DE 500 POZAS DE RECARGA ARTIFICIAL PARA LA SOSTENIBILIDAD DEL REGADÍO EN EL ACUÍFERO DE ICA (PERÚ)

R. Navarro Venegas [1]; E. Fernández Escalante [2*]*

1 Junta de Usuarios de Aguas Subterráneas del Valle de Ica; rnjuasvi@gmail.com
2 Tragsa I+D+i; efernan6@tragsa.es
* Email de Correspondencia: rnjuasvi@gmail.com

Resumen

El acuífero de Ica (que incluye el valle de Ica y las pampas de Villacurí y Lanchas) está situado en la región del sur del Perú, cuenta con un elevado desarrollo agroindustrial basado en el regadío, principal motor de la región y del sustento de centenas de familias, que dependen de la explotación de las aguas subterráneas.

La explotación intensiva ha conducido a la Junta de Usuarios de Aguas Subterráneas del Valle de Ica (Juasvi) y a la Autoridad Nacional del Agua (ANA) a emprender acciones de recarga artificial aprovechando los excedentes hídricos del río Ica durante la época lluviosa, mediante pozas de infiltración desde 2012.

La operatividad de la recarga artificial llevada a cabo en la zona, de carácter intermitente, temporal y supeditada a los excedentes hídricos del río Ica, debe ser mejorada en un proceso de aproximaciones sucesivas. Algunas de las metodologías y líneas de acción ya emprendidas o en proceso de estudio son la reducción del volumen de agua que desemboca en el océano mediante medidas estructurales y pequeñas obras de intercepción; gestión de avenidas con una cierta componente predictiva; mejora del conocimiento del acuífero y de su comportamiento hidráulico, con objeto de ubicar las pozas de infiltración en los lugares más idóneos; creación de una infraestructura hidráulica integrada en la que todos los nodos estén interconectados; mejora de la red de monitoreo y seguimiento en tiempo real; mayor eficiencia en las operaciones de mantenimiento, y la búsqueda de fuentes de toma alternativas (depuradoras, excedentes, retornos de riego, etc.).

Las principales líneas de acción llevadas a cabo en la actualidad pretenden vencer las principales complicaciones encontradas durante la implementación de la recarga artificial, que son básicamente debidas a la mejorable coordinación y comunicación entre los agentes implicados, el progresivo conocimiento del medio físico y de la respuesta del acuífero, y los problemas de colmatación y mantenimiento.

Se trata de una recarga joven en la que los técnicos implicados y las autoridades están aprendiendo de manera permanente de las acciones llevadas a cabo, integrando las actividades y fomentando la comunicación entre todos los agentes.

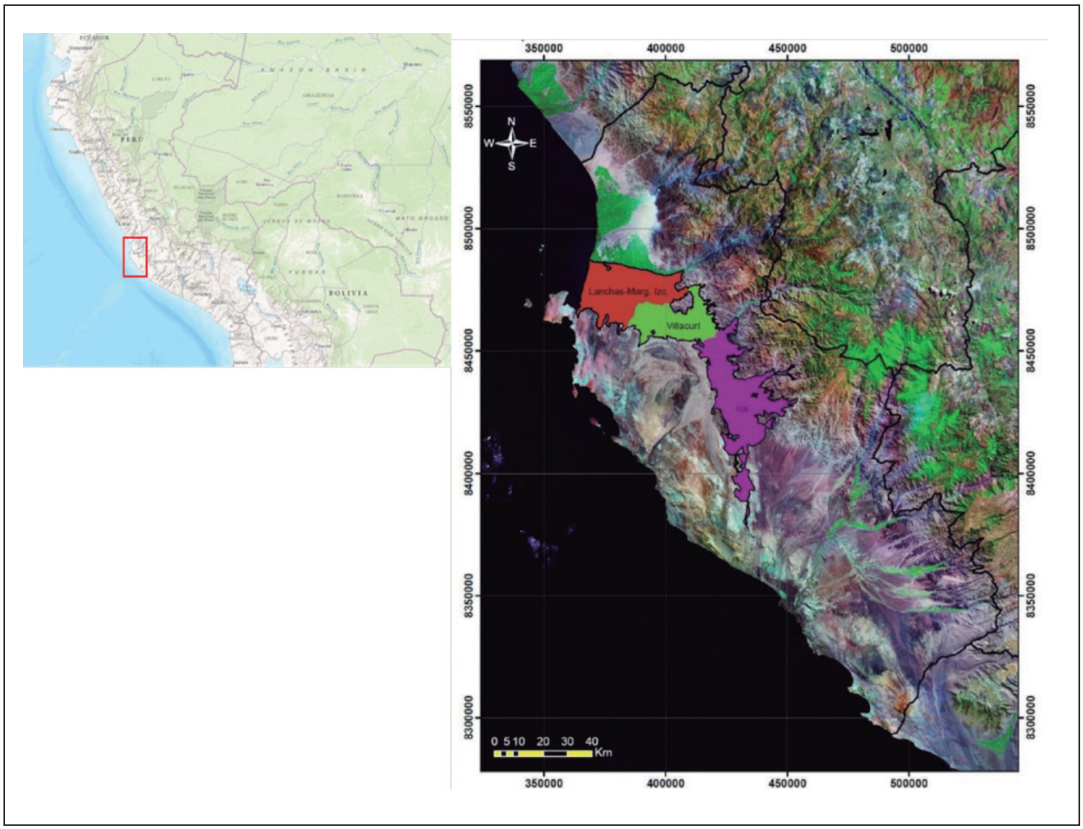
Palabras Clave: Recarga artificial, Managed Aquifer Recharge, Ica, Villacurí, Lanchas, Perú, pozas de infiltración, sangraderas, regadío, desarrollo sostenible..

17.1. Introducción general

Desde 2011, el gobierno de Perú está acometiendo acciones enmarcadas dentro del proyecto denominado "Modernización de la gestión de los recursos hídricos en el Perú. Proyecto gestión integrada de los recursos hídricos en diez cuencas", con una especial atención en los acuíferos en situación de explotación intensiva o sobreexplotación. Para ello ha llevado a cabo un inventario de 48 acuíferos objeto de planificación y elaboración de sus Planes de Gestión correspondientes (ANA-BM, 2016a).

Las acciones se han priorizado en los acuíferos de la vertiente del Pacífico, que presentan un mayor grado de explotación (Figura 17.1), con un volumen total explotado de 1,690 hm^3/año para el año 2014.

Figura 17.1. Posición de Ica en Perú y esquema con la zonificación del acuífero de Ica o I-V-L, con sus principales sectores (modificado de ANA, 2015)).



Especial atención requieren aquellos que han alcanzado un mayor índice de explotación y que precisan de una intervención inmediata, que son el de Ica [es habitual encontrar referencias a este acuífero como Ica-Villacurí-Lanchas o I-V-L (ANA, 2015, ANA-BM, 2016a, etc.)] y el Caplina.

También están registrados como acuíferos en explotación intensiva los de Chicama, Rimac, Chancay-Lambayeque y Nazca, en este orden.

Los cálculos de sus respectivos índices de explotación son indicativos del creciente déficit hídrico y de la enorme importancia socioeconómica vinculada a la extracción de las aguas subterráneas, motor de la economía en varios de los valles. En algunas regiones su sobreexplotación ha puesto en peligro el desarrollo sustentable y traído un delicado equilibrio entre la rentabilidad económica y la preservación del medio ambiente, como es el caso del valle de Ica y las pampas de Villacurí y Lanchas, objeto de este escrito.

En este contexto resultó un asunto prioritario para el gobierno de la nación la formulación de nuevas políticas, regulaciones y planes de gestión de los programas de aprovechamiento de los recursos hídricos subterráneos, adaptadas a la realidad actual y estudiando las vías de financiamiento necesarias para implementar los programas de medidas que resulten necesarios (ANA-BM, 2016a). Esta tarea fue encomendada a la Autoridad Nacional del Agua (ANA) del Ministerio de Agricultura del Perú (Minagri).

17.1.1. Antecedentes a escala regional

El acuífero de Ica (que incluye el valle de Ica y las pampas de Villacurí y Lanchas) está situado en la región del sur del Perú. Cuenta con un elevado desarrollo agroindustrial basado en el regadío, principal motor de la región y del sustento de centenas de familias. Gran parte de su producción agrícola se dirige al mercado exterior.

El valle se encuentra en una región desértica, con desarrollo de sistemas dunares, entre los que se intercalan amplios latifundios dedicados al regadío, con escasez de pequeños agricultores. El agua para riego procede de las aguas subterráneas casi en su totalidad, con utilización del caudal del río Ica que fluye desde los altos andinos hacia el mar durante el periodo de lluvias, de enero a abril, quedando el resto del año prácticamente seco y sin recursos suficientes para abastecer la alta demanda, satisfecha parcialmente mediante agua trasvasada de la cordillera a través del sistema Choclococha. Esta situación ha provocado el descenso del nivel freático en las dos últimas décadas, con tasas de hasta un metro al año, amenazando la sostenibilidad del sistema y la continuidad de la actividad en la comarca como consecuencia de la sobreexplotación.

Como respuesta a esta situación, la Junta de Usuarios de Aguas Subterráneas del Valle de Ica (Juasvi) ha iniciado acciones integradas con una fuerte componente de recarga artificial (el término recarga artificial será empleado indistintamente como MAR o recarga gestionada a lo largo de esta publicación) desde 2012 para aprovechar un volumen del caudal circulante por el río Ica en época lluviosa, derivarlo a pozas de infiltración donde es retenido para su decantación, y dirigido a pozas de recarga. Este sistema intermitente ha crecido año tras año y en la actualidad cuenta con más de 200 ha dedicadas a la recarga gestionada mediante la ocupación temporal de terrenos en las cuencas media y alta. Las pozas son construidas aprovechando los materiales naturales mediante simple movimiento de tierras, siendo reubicadas a medida que incrementa el conocimiento del acuífero.

El sistema, inicialmente desarrollado mediante "ensayo y error" se ha ido tecnificando, mediante estudios de prospección geofísica, la instalación y monitoreo en tiempo real de una red de control de la piezometría, la elaboración de un modelo matemático, la ampliación del área de recarga, y lo que es más importante, la sensibilización de la población sobre la necesidad de recargar al acuífero para mantener su sostenibilidad. Todas estas actividades han sido promovidas por la Juasvi y por la Autoridad Nacional del Agua (ANA) del gobierno peruano.

17.1.2. *Objetivo principal*

El principal objetivo de esta comunicación técnica es describir los dispositivos de recarga utilizados en el acuífero de Ica (Figura 17.1), el manejo de los mismos y plantear acciones de autocrítica para el futuro y de difusión de los resultados que han alcanzado un cierto éxito técnico. Estas acciones dan respuesta al grave problema de sobreexplotación que afecta a la totalidad del acuífero, con grandes diferencias en sus distintos sectores, según se describe a continuación.

17.1.3. *Contexto hidrológico. Análisis del balance acuífero en el acuífero de Ica al inicio de las labores de recarga gestionada*

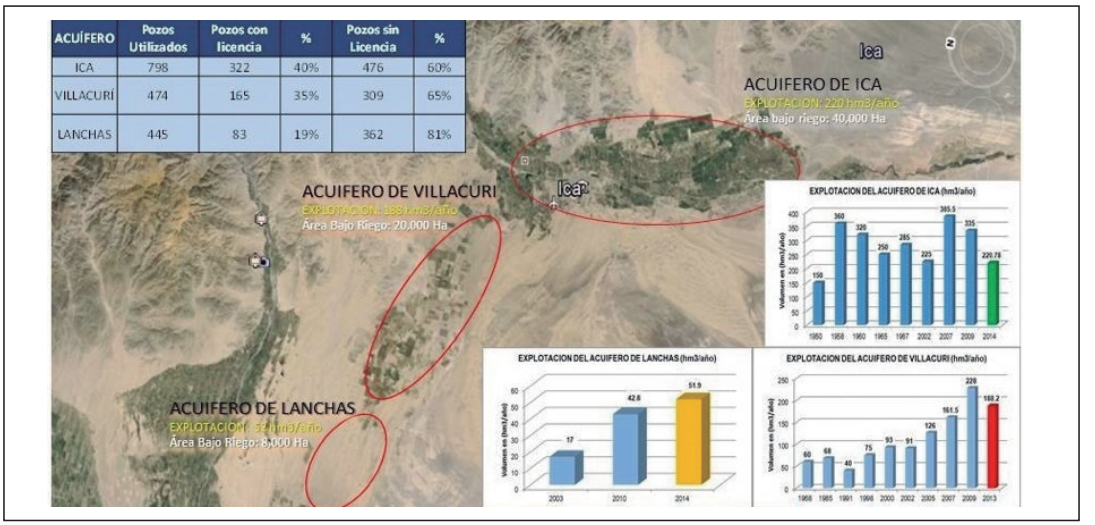
Ica es la primera zona agroexportadora del Perú. El vector agua desata una importante preocupación tanto por su cantidad como por su calidad, así como resulta atractivo para la participación pública. El 18 % de la población de Ica vive de la agricultura (Instituto Nacional de Estadística e Informática, INEI, en ANA 2012b). Esta cifra de población dependiente de la agricultura es muy superior en la actualidad, conforme a las autoridades locales.

Según las encuestas de campo, hay usuarios dentro del total de la superficie regable (según fuentes cercana a 35,000 ha) "dispuestos" a pagar una cantidad razonable para la mayor disponibilidad de agua y la mejora de los recursos hídricos.

Los principales recursos hídricos disponibles proceden de origen superficial (río Ica y Sistema Choclococha-canal de la Achirana) y de las aguas subterráneas, cuyos recursos movilizables o reserva explotable (según la fuente) están cifrados entre 200 hm^3 (ANA, 2013), 229 hm^3/año (ANA, 2015) y 269 hm^3/año (ANA-BM, 2016a). Las entradas al sistema (excluyendo recarga artificial) se han evaluado en 386.50 hm^3/año (GORE-Ica, 2014).

A partir del año 2002 la explotación se incrementó significativamente por demanda de cultivos de agro exportación alcanzando 335 hm^3/año en el año 2007. Al año hidrológico 2013-2014, la explotación total en los tres sectores fue cifrada en 461 hm^3/año, lo que representa una clara situación de "sobreexplotación" (incluyendo las connotaciones cualitativas de este complejo concepto). La Figura 17.2 presenta el desglose de cada sector, indicando el número de pozos en explotación y el porcentaje de los que carecían de licencia, las reservas y los componentes del indicador

Figura 17.2. Resumen del inventario de pozos en los acuíferos de Ica, Villacurí y Lanchas (2012-2014), posición de los sectores sobre imagen satelital y cuantificación de la sobreexplotación (tomado de ANA-BM, 2016a).



de sobreexplotación, en especial volúmenes otorgados y asignables. Así mismo se incluyen los diagramas que exponen la evolución de la extracción en cada sector con disponibilidad de datos. La mayor sobreexplotación se produce en el sector de Villacurí (-125 hm^3/año en 2014).

Como consecuencia del incremento de la explotación, en el periodo comprendido entre 2002 y 2009 aumentó la velocidad de descenso del nivel freático hasta 1.4 m/año. Actualmente esta velocidad ha disminuido en 0.17 m/año (Minagri-ANA, 2013) por efecto de la ordenación de las extracciones, con mayor intensidad en los sectores más productivos, los insumos procedentes de las acciones de recarga gestionada iniciados en 2012 y los programas en respuesta a la "veda" del acuífero que se exponen en el próximo subapartado.

El número de hectáreas regadas permanentemente con aguas subterráneas se acerca a 33,000 de las 68,000 (ANA-BM, 2016a), dado que algunas emplean fuentes alternativas mediante canales y depósitos superficiales.Los distintos componentes del balance hídrico con un cierto consenso bibliográfico son (Tabla 17.1):

Tabla 17.1. Componentes del balance hídrico en los sectores Ica, Villacurí y Lanchas del acuífero Ica en el año 2014 (ANA 2012-14, Programa 2).

Acuífero Ica. Sector	Reserva explotable (/año)	Explotación (/año) 2009	Explotación (/año) 2013-2014	Sobre-explotación (/año) 2009	Sobre-explotación (/año) 2013-2014	Volumen otorgado (/año)	Volumen asignable (/año)
Ica	189	335	220	-146	-31	134.14	54.86
Villacurí	63	228	188	-165	-125	87.8	-24.8
Lanchas	17	42	53	-25	-36	3.5	13.5
TOTAL	269	605	461	-336	-192	225.44	43.56

- Volumen explotado: 461 hm^3/año (totalidad del acuífero I-V-L).
- Sobre-explotación: -192 hm^3/año.
- Profundidad del nivel freático: entre 5 y 90 m.
- Tendencia del nivel freático: descenso.
- Recarga natural: Filtraciones en el lecho del río y áreas bajo riego (retornos) e importaciones de agua: 386.50 hm^3/año.
- Reserva explotable: 252.30 hm^3/año (volumen racionalmente explotable determinado mediante modelamiento numérico del acuífero) (ANA, 2015); o bien 269 hm^3/año (ANA-BM, 2016a).

El error de cierre no ha sido determinado con la información disponible.

A tenor de estos balances parciales, el caudal racionalmente explotable del acuífero ronda los 8 m^3/s como máximo (Navarro, 2015). Las concesiones otorgadas legalmente han alcanzado ya los 225,44 hm^3/año, cifra cercana a la reserva explotable (252.30 hm^3/año) que deja un escaso margen para concesionar futuras asignaciones legales (volumen asignable). Las previsiones para concesionar en 2014 ya excedían en 26.86 hm^3/año la situación considerada como sostenible un año después, detectando además que el sector de Villacurí arrastra una carencia de agua "legalizada" que será preciso contrarrestar mediante técnicas de gestión hídrica, básicamente transferencias desde el río Ica mediante canales y recarga artificial.

El volumen infiltrado de manera intencional es creciente a medida que aumenta la superficie de infiltración y la mentalización de los agricultores, que van prestando parcelas privadas para su uso temporal para el bien de la comunidad. Hay escasas parcelas de titularidad pública, y todas las emplazadas en lugares idóneos ya son ocupadas temporalmente para la recarga artificial. El resto de los meses son prestados a la población más desfavorecida económicamente para que lleven a cabo cultivos, en general de bajo costo.

En la época lluviosa del año 2017 fueron derivados 16,956 hm^3 del río Ica, y tras descontar la evapotranspiración se estima un volumen infiltrado al acuífero de 16,7 hm^3. Esta cantidad resulta insuficiente frente al volumen sobreexplotado, y muy alejado de poder aplicar la técnica del *safe-yield* (infiltrar el mismo volumen que se extrae) a corto plazo. Es por tanto una técnica *paliativa* para el impacto de la "sobre-explotación de las aguas subterráneas", pero todavía no es *curativa*.

17.1.4. *La veda del acuífero del valle de Ica y de las pampas de Villacurí-Lanchas (I-V-L)*

Para reducir el volumen detraído del acuífero, el gobierno peruano ha emitido hasta 11 resoluciones de veda sucesivas para reducir la sobreexplotación. La primera se remonta a 1970 (R.S. 468-1970-AG), cuando ya se prohibió la perforación de nuevos pozos salvo para abastecimiento humano. En 2008 se establecieron vedas para usos del agua subterránea (R.M. 061-2008-AG), con posteriores ampliaciones y ratificaciones. Desde 2010, el acuífero se encuentra en estado de "emergencia hídrica regional", con limitación de perforar nuevos pozos, ampliar la frontera agrícola y suspensión de la titulación de tierras con fines agrícolas y pecuario [O.R. 024/2010 Gobierno Regional (GORE) Ica].

En respuesta a esta problemática, el gobierno de la nación, a través de la ANA, elaboró el "Plan de Gestión del Acuífero del Valle de Ica, Pampas de Villacurí y Lanchas". El plan comprende seis programas de concienciación, actualización y gestión de la demanda, e incremento de la oferta, que son:

1. Fuentes de financiamiento
2. Población beneficiada con la obra de recarga
3. Estudios previos realizados
4. Problemática del acuífero a recargar
5. Costo de los estudios previos
6. Duración de la etapa de estudios básicos

Los programas 4 y 5 contienen una apuesta decidida por la recarga artificial de acuíferos, como técnica de gestión hídrica especial complementaria a las "convencionales" ya aplicadas en esta zona. Dentro de este grupo quedan incluidas el almacenamiento superficial, la explotación de aguas subterráneas y los transvases intercuencas (DINA-MAR, 2010).

Las actuaciones concretas son llevadas a cabo por la Junta de Usuarios de Aguas Subterráneas del Valle de Ica (Juasvi), en estrecha cooperación con la ANA y las entidades regionales y locales. Actualmente no ha sido todavía publicado un informe de resultado de la implementación de la veda.

17.1.4.1. Problemas relacionados con la gestión de las aguas subterráneas en el acuífero de Ica y medidas adoptadas

Los hidrogestores del acuífero de Ica encaran dos problemas destacables, que son los conflictos por el uso del agua y la necesidad de combatir la sobreexplotación del acuífero con medidas técnicas y sociales de aceptación general.

Desde 1998, algunos empresarios con visión agroexportadora intensificaron la actividad agrícola del valle de Ica, y en las pampas de Villacurí y Lanchas, con sistemas de riego tecnificado altamente eficiente. Aun así se ha incrementado la demanda de agua, generando conflictos relativos a la explotación de las aguas subterráneas con otros usuarios tradicionales del valle y, especialmente, con usuarios informales.

Conviene destacar que la gobernanza en este sector del Perú es más alta que en la mayoría de sus acuíferos en lo relativo a la distribución del agua subterránea, debido a la consolidación de una junta de usuarios respetada por la mayoría de los productores, habiéndose creado un contexto de entendimiento y cooperación. Esta situación ha permitido la implementación de acciones alternativas de gestión hídrica, tales como la recarga artificial mediante pozas y canales, con buena acogida por parte de los usuarios, cuya cuota financia estas infraestructuras.

Dentro de las posibilidades de mejora de la gestión de las aguas subterráneas, el gobierno peruano y la Juasvi han adoptado una serie de medidas basadas en la integración de la gestión, entre las que destacan:

- La ANA, en coordinación con las juntas de usuarios de aguas subterráneas, está implementando un Programa de Monitoreo y Fiscalización de los Usos de Agua Subterránea del acuífero de Ica (I-V-L), orientado a conservar, preservar y garantizar la sostenibilidad de los recursos hídricos del acuífero declarados en veda.
- La ANA está haciendo las coordinaciones necesarias para el establecimiento de un Comité de Recursos Hídricos del Valle de Ica y las pampas de Villacurí y Lanchas, con miras a formar parte del futuro Consejo de Recursos Hídricos de Cuenca del Río Ica.
- El gobierno ha declarado prioritario la ejecución de programas y proyectos de afianzamiento hídrico en la cuenca del río Ica, incluyendo un proyecto de recarga

basado en la construcción de una presa en el río Pisco y fomentando acciones de recarga artificial con los excedentes de la época de lluvias. En el valle de Ica y Villacurí se está trabajando en áreas demostrativas-experimentales de recarga artificial del acuífero mediante pozas y reservorios temporales. Conviene mencionar que "poza" es el término empleado en el Perú para las balsas, estanques o embalses de infiltración que se denominan en otros países, sin diferencias relevantes entre estos términos ni de diseño ni de funcionamiento. Las pozas constituyen cadenas de reservorios integrables con micro-reservorios a implementar incluso en zonas urbanizadas. En 2015, la Junta de usuarios de aguas subterráneas del valle de Ica había implementado 70 ha de reservorios de infiltración para la recarga artificial, con el objetivo de incrementar esta cifra hasta 402 ha. En Villacurí hay hasta 23 ha para la recarga artificial del acuífero, en general insertadas en explotaciones privadas, con buena aceptación y diligente cooperación por parte de los propietarios de los terrenos (al igual que en el caso precedente).

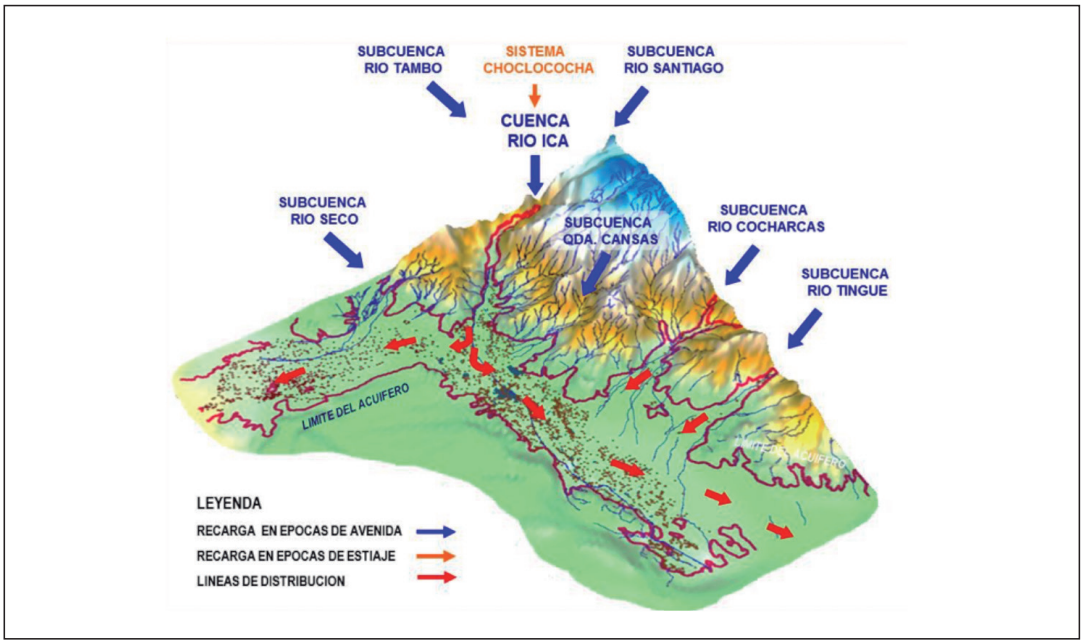
- El Decreto Supremo 007/2015 dispuso un plan de formalización de los pozos de explotación de agua subterránea construidos sin licencia a nivel nacional. Como parte de este plan se previó implementar el cobro de la tarifa de aguas subterráneas con objeto de obtener recursos.
- Las técnicas de cultivo de agua y tratamiento de laderas, tanto en cabecera de cuenca, son opciones que deben estar presentes en todo momento.
- El estudio de opciones de reutilización de aguas residuales no concesionadas para fines medioambientales se ha convertido en una realidad, a pesar de ciertos obstáculos relacionados con la compra-venta del agua depurada. Esta opción es contemplada con la ampliación de plantas de tratamiento y la existencia de nuevos volúmenes excedentes.
- La posibilidad de inducir recargas con excedentes de aguas de trasvases complementando al proyecto Choclococha es otra opción ampliamente considerada.

17.2. Aspectos metodológicos relacionados con la recarga artificial en I-V-L

17.2.1. Acciones de gestión hídrica y recarga artificial en la cuenca del río Ica disociadas por su ubicación

El funcionamiento del sistema del río Ica y los distintos elementos que conforman su recarga aparecen esquematizados en la Figura 17.3, tanto para épocas de avenida como de estiaje. El cauce que desciende de la cordillera tiene un partidor y se desglosa en dos subcuencas, la de río Seco y la de Cansas. Ambas han sido dotadas de pozas para la recarga artificial del aluvial, del sistema dunar combinado y del sustrato rocoso.

Figura 17.3. Esquema de la recarga del acuífero de Ica – Villacurí (Fuente: ALA Ica, modificado de ANA-BM, 2016a).



Las acciones de gestión hídrica a lo largo de la cuenca del río Ica y su relación con su acuífero pueden ser disociadas conforme a su posición en tres zonas claramente determinadas, como son zona alta, media y baja del valle. Esta distribución corresponde a razones técnicas de operatividad de la recarga en las zonas alta y media, por contar circunstancialmente con lugares apropiados y acondicionados para esta finalidad.

17.2.1.1. Cuenca Alta

Los técnicos de la Juasvi desarrollaron experiencias de cultivo de agua en la cuenca alta del río Ica. Las zanjas de captación, e.g. en Santo Domingo de Capillas, están acompañadas de acciones de forestación en la cuenca alta, con *Pinus radiata* y *Pinus* pátula en reservorios. Se trata de un proyecto piloto cuya cuantificación de agua cultivada está resultando difícil, por la permanente colmatación del vertedero triangular que fue instalado para efectuar las mediciones de caudal y las dificultades para su limpieza por la difícil accesibilidad. Esta experiencia relacionada con técnicas de cultivo de agua, como subconjunto de las posibles acciones de recarga artificial, prosiguen hoy en día.

17.2.1.2. Cuenca Media

La propuesta de llevar a cabo movimientos de tierras para realizar diques transversales al cauce del río es una medida de efectividad contrastada. Además de las experiencias positivas alcanzadas, técnicos de otras instancias, tales como el Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico de Perú (Ingemmet) y la ANA han apoyado la medida.

En cuanto a la implantación de nuevas pozas de infiltración, existe una demanda para que la legalización de estos reservorios cuente con un procedimiento especial de registro y autorización, teniendo la consideración de elementos que requieren una ficha técnica, sin llegar a la categoría de expediente.

La descolmatación de los canales es también una medida necesaria. A este respecto la Juasvi ha llevado a cabo, en el último trienio acciones de limpieza en 65 km de canal de los 927 km existentes, lo que apenas representa, según sus estimaciones, un 2 % de la actividad de limpieza precisa. Dicha actividad ha tenido un costo del orden de 100,000 soles al año (30,800 US$/año). La continuación de la actividad requiere una dotación presupuestaria del orden de 1,500 a 2,000 soles/km (460-

615 US$/km). Dada la insuficiencia presupuestaria, se seleccionan los tramos a limpiar por criterios de priorización.

17.2.1.3. Cuenca Baja

Dado que una buena parte del caudal que se dirige al mar por el río Ica lo hace por el subálveo del mismo (a través de las formaciones aluviales por las que fluye durante todo el año "agua invisible"), es preciso cuantificar estas salidas y proponer medidas para su re-captación. Aquí mencionar que la Juasvi ha implementado una infraestructura de aforo para medir caudales descargados al mar, mediante instalación de sensores data logger (Figura 17.4a).

Figura 17.4. Sistema de medición de caudales fluyentes por el río Ica. (a) Dique de hormigón para controlar los caudales circulantes por la formación geológica aluvial. (b) Flujo dirigido hacia el mar en el río Ica durante la época lluviosa, con un volumen aforado total de 28,5 hm^3 en 2013.



Los datos recopilados en la estación hidrométrica de Samaca reportan un volumen de agua importante que desemboca en el océano. Por ejemplo, para el año 2013 fue de 28,479,982 m^3 (Figura 17.4b), casi en su mayor parte registrados durante los noventa días de tiempo de concentración en la época lluviosa.

Conocido el orden de magnitud, una alternativa a considerar es la perforación directa de pozos y/o excavación de galerías transversales en el cauce del río que infiltren el agua a través del subálveo.

Información de interés relativa al registro de caudales, etc. puede ser obtenida de la web: www.juasvi.com.

17.2.2. Características del acuífero receptor

17.2.2.1. Profundidad de los niveles estáticos en el acuífero a recargar

El nivel freático del valle de Ica es predominantemente libre, siendo su fuente de alimentación las aguas que se infiltran de la parte alta de la cuenca (zona húmeda), así como las que se infiltran de los canales de regadío (construidos en suelo arenoso y sin revestir) y la infiltración en las áreas de cultivo irrigadas, la mayor parte por retornos de riego. También son zonas de recarga al acuífero las aguas que provienen de las quebradas, tales como Cansas, Cocharcas y Tingue (las subcuencas y quebradas se presentan en la Figura 17.3 y los distritos en la Figura 17.8).

Sobre la margen izquierda del río Ica, la profundidad del nivel freático se incrementa progresivamente desde menos de 10 a 16 m en proximidades del lecho del río, hasta unos 60 m con dirección hacia los límites laterales del acuífero. En Ocucaje (distrito adyacente al océano), la profundidad es menor de 5 m, por el afloramiento del lecho rocoso en esta área que represa al flujo subterráneo.

Sobre la margen derecha, hasta la entrada a las pampas de Villacurí, la profundidad llega hasta 60 m y continúa con profundidades hasta 30 m en San Ignacio. Aguas abajo de la ciudad de Ica, entre San Ignacio y Ocucaje, el nivel freático se encuentra a menos de 10 m y en el área de riego de Ocucaje a menos de 5 m. La elevación del nivel freático disminuye de 104 msnm en la parte más alta (noreste de las pampas) hasta menos de 5 m en la parte más baja, hacia la salida, disminución atribuible al estrechamiento de la sección del acuífero.

En Villacurí el nivel freático es predominantemente libre, aunque a mayor profundidad y en ciertos sectores podría haber confinamiento o semi-confinamiento. Su fuente principal de alimentación es el flujo subterráneo proveniente del valle de Ica a través de la sección que se encuentra entre los cerros Prieto y Soldado, donde existe una interconexión hidráulica. A través de esta es transferido hacia el acuífero de Villacurí un caudal de 2.4 m^3/s, o sea 76 hm^3/año conforme a resultados de simulación numérica del sistema acuífero (Prododua, Inrena, 2005, en Minagri, 2008).

La profundidad del nivel del agua es muy variable y cambiante de un sector del acuífero a otro. En la zona de Ica oscila entre 15 y 50 m; en Villacurí de 60 a 90 m y en la pampa de Lanchas: de 25 a 30 m (Juasvi, 2016).

En general el nivel freático en el valle de Ica y pampas de Villacurí fluctúa estacional y plurianualmente, pero con una tendencia al descenso, como consecuencia del incremento progresivo de la explotación, evidenciando un acuífero sobreexplotado. Entre 1974 y el 2005, el nivel freático descendió 3 a 8 m en los distritos de Ica, San Juan Bautista, Salas Guadalupe y Santiago; mientras que en La Tinguiña, Parcona, Los Aquijes y Pueblo Nuevo (cuya posición se presenta en la Figura 17.7) el descenso ha sido de 15 a 18 m (0.10 a 0.60 m/año) (Juasvi, 2016).

Entre 1998 y 2005, el nivel freático en el valle de Ica descendió 2 a 6.5 m, (0.25 a 0.8 m/año). En los pozos de Villacurí descendió de 1 a 19 m, (0.15 a 2.4 m/año). Los pozos del valle de Lanchas registraron una situación equilibrada hasta el año 2004, aumentando drásticamente desde entonces hasta 1.00 m/año, según ha sido ya indicado.

Desde 2009 hasta la actualidad (2017), la tendencia al descenso anual se ha mantenido constante en el valle de Ica, así como en las pampas de Villacurí, de tal manera que actualmente, el 76 % de los productores de Ica y el 100 % de Villacurí y Lanchas no cuentan con los recursos hídricos suficientes para cubrir su demanda, incluyendo propietarios que han optado por dejar de cultivar sus tierras. La ANA, mediante Resolución Jefatural, mantiene en estado de veda para fines de perforación de nuevos pozos y asignación de nuevos derechos de agua subterránea en el valle de Ica y las pampas de Villacurí y Lanchas en aras de evitar que se agrave la ya delicada situación.

17.2.2.2. Estratigrafía del acuífero a recargar

El reservorio acuífero del valle de Ica está constituido por sedimentos fluvio-aluviales no consolidados de edad Cuaternaria, depositados esencialmente por el río Ica. La superficie del valle y de su reservorio acuífero es de aproximadamente 335 km^2. La profundidad del lecho rocoso del acuífero se encuentra entre 60 m y más de 600 m, sin embargo no todo el espesor es acuífero aprovechable, porque sobre el fondo del lecho rocoso se encuentran sedimentos finos impermeables correspondientes a la formación Pisco, de hasta más de 350 m de espesor, de modo que el espesor de acuífero aprovechable en el valle de Ica y pampas de Villacurí varía entre 60 y 240 m y su espesor saturado entre 20 y 190 metros.

Se han realizado diez nuevos sondeos en el área de recarga artificial con una secuencia litoestratigráfica común, aunque espesores muy variables. Los materiales subyacentes desde la superficie del terreno son: suelo con cobertura aluvial, material arcilloso, acuífero constituido por arenas con limos y arena arcillosa, depósito arcilloso y sustrato rocoso (*suite* volcánica formando un sistema complejo escasamente estudiado).

17.2.2.3. Parámetros hidrogeológicos del acuífero a recargar

Los rangos o intervalos de oscilación de los principales parámetros para el valle de Ica proceden, por lo general, de distintos estudios y proyectos.

El coeficiente de permeabilidad horizontal (K_h) en varía de 0.98×10^{-3} a 2.70×10^{-3} m/s. En la pampa de Villacurí varía de 0.81×10^{-3} a 5.89×10^{-3} m/s. En el valle de Lanchas oscila entre 0.19×10^{-2} a 1.63×10^{-2} m/s (zona Paracas).

El coeficiente de almacenamiento ponderado, calculado en base a ensayos de bombeo en 6 pozos cuyos piezómetros se encontraban entre 7 y 100 m de distancia varía de 0.1 a 9 %. En el valle de Pampas entre 4.0 y 6.3 por ciento.

17.2.3. Inventario de captaciones y redes de control

En cualquier proceso de planificación y gestión de los recursos hídricos resulta preciso actualizar y verificar el inventario de puntos de agua para la situación actual.

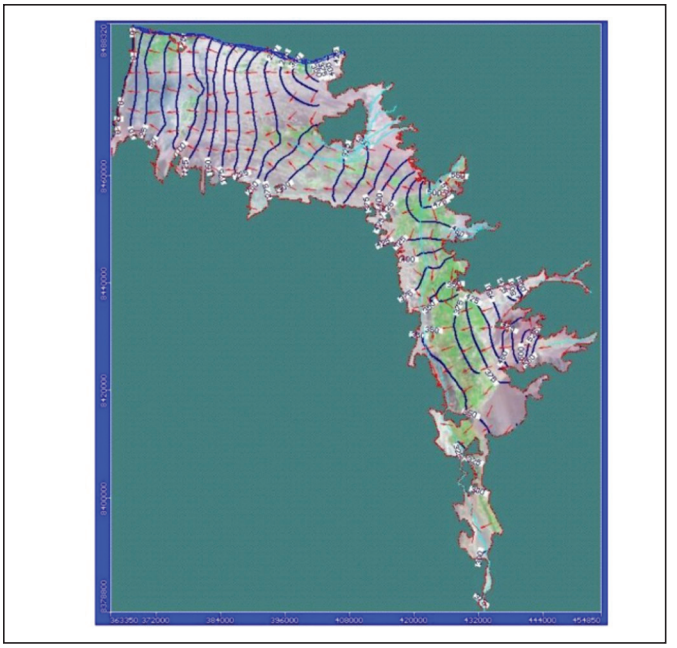
El número oficial de pozos conocidos en el acuífero de Ica, para comienzos de 2016 era de 2,056, a los que hay que añadir 1,170 en Villacurí y 1,077 en Lanchas, lo que suma un total de 4,303 pozos en la cuenca. En la actualidad se está llevando a cabo la actualización del inventario. Esta cifra excede con creces el contaje realizado en 2014 (Figura 17.2), en especial por las dificultades para localizar e inventariar las captaciones informales en la elaboración de los inventarios, especialmente en el interior de latifundios cerrados.

Las juntas de usuarios monitorean la red de control, constituida por 84 puntos de agua para los tres sectores. Esta red es complementada con 11 pozos de la red de la ANA. Un total de 35 pozos (24 más los 11 de la ANA) se encuentran equipados con *divers* para el monitoreo de la evolución del nivel freático. La densidad de la red ronda un pozo por cada cinco kilómetros cuadrados..

17.2.4. *Funcionamiento del acuífero*

La recarga se realiza principalmente desde las quebradas que proceden de la cordillera, con una divisoria hidrogeológica que dirige las aguas subterráneas bien hacia el oeste (pampa de Villacurí) o hacia el sur a lo largo del valle de Ica. Las líneas de flujo del acuífero libre superficial siguen el trazado de los cauces principales hasta el mar, con inflexiones en sus intersecciones con las aportaciones de aguas superficiales desde las quebradas. La Figura 17.5 esquematiza la orientación de las equipotenciales y líneas de flujo para los tres sectores del acuífero de Ica.

Figura 17.5. Cartografía hidrogeológica esquemática del acuífero de Ica, equipotenciales y líneas de flujo para el año 2014 (tomada de ANA, 2015).



17.2.5. *Calidad de las aguas*

La calidad del agua subterránea en el valle de Ica es, en términos generales, aceptable para fines de riego, que es el uso principal con gran diferencia. Las condiciones menos favorables se encuentran en la parte baja del valle (Ocucaje), donde el agua solo es apta para el riego de cultivos resistentes a la salinidad.

Los análisis realizados arrojan los siguientes valores: En la mayor parte del valle la conductividad eléctrica varía de 0.8 a 1.0 mmhos/cm a 25 ºC; mientras que en la parte baja del valle, la salinidad aumenta progresivamente, de 1.5 mmhos/cm en la CAP San Isidro Labrador, hasta 6 mmhos/cm a 25 en Ocucaje, hecho atribuible a la posición superficial del nivel freático con su consecuente mayor evaporación y salinización.

En las pampas de Villacurí, a partir de la zona más alta limítrofe con el valle de Ica, la conductividad eléctrica del agua es del orden de 0.8 mmhos/cm, incrementándose en el sentido del flujo subterráneo, adquiriendo valores de 1 a 2 mmhos/cm en la parte central y entre 5 y 7 mmhos/cm en la parte final de la pampa y zonas marginales del acuífero.

En Lanchas, sector de Paracas, la conductividad eléctrica tiene una alta variabilidad con fluctuaciones entre 0.39 y 6.61 mmhos/cm, siendo el sector con los registros más altos del valle. En los sectores restantes, e.g. Santa Cruz, el intervalo oscila entre 0.47 y 3.91 mmhos/cm, intervalo más representativo que el precedente.

En cuanto a la calidad de las aguas usadas para la recarga, son aguas de lluvia que discurren a gran velocidad desde la cordillera y desde las quebradas; por tanto cabe destacar su elevada turbidez y sólidos en suspensión, así como elevadas concentraciones de oxígeno disuelto.

El análisis del agua de recarga más moderno disponible fue realizado el 18/03/2016, 11 h en el río Ica, estación Rica6, 100 m aguas arriba de la bocatoma la Achirana, localidad Los Molinos y coordenadas (WGS-84) X: 426919; Y: 8460745 y Z: 519 msnm. Para evaluar la calidad del agua del río Ica en la zona más cercana a las pozas de recarga (Estación RIca6) se analizaron los siguientes parámetros y confrontaron con los valores Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA) categoría 3, según lo establecido en el D.S Nº 015-2015-MINAM (Tabla 17.2). El análisis presenta

unas concentraciones en aluminio, hierro y manganeso por encima de límites. Las aguas son pretratadas en las balsas de decantación antes de llegar a las de infiltración.

Tabla 17.2. Análisis químico del agua empleada para la recarga artificial de fecha 18/03/2016 y comparación con los valores Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA) de Perú. Tomado de ANA, 2016.

Parámetro	Unidad	ECA-Agua Cat 3	Rlca6
Oxígeno Disuelto	mg O_2/L	4	6.47
pH	Unidad de pH	6.5-8.4	7.65
Temperatura	ºCelsius	-	25.00
Conductividad Eléctrica	µs/cm	2 500	624.10
Demanda Bioquímica de Oxígeno en 5 días	mg O_2/L	15	ND(<3)
Demanda Química de Oxigeno	mg O_2/L	40	32
Cloruros	mg/L	500	90.19
Sulfatos	mg/L	1000	119.4
N-Nitratos	mg N/L	-	0.52
Aluminio total	mg/L	5	17.07
Antimonio total	mg/L	-	ND(<0.006)
Arsénico total	mg/L	0.1	0.031
Bario total	mg/L	0.7	0.139
Berilio total	mg/L	0.1	ND(<0.0005)
Boro total	mg/L	1	0.104
Cadmio total	mg/L	0.01	0.00040
Calcio total	mg/L	-	63.29
Cobalto total	mg/L	0.05	0.012
Cobre total	mg/L	0.2	0.061
Cromo total	mg/L	0.1	0.006
Estaño total	mg/L	-	ND(<0.003)
Estroncio total	mg/L	-	0.3324
Fósforo total	mg/L	-	0.64
Hierro total	mg/L	5	21.80
Litio total	mg/L	2.5	0.016
Magnesio total	mg/L	250	15.61
Manganeso total	mg/L	0.2	0.810
Molibdeno Total	mg/L	-	0.005
Mercurio total	mg/L	0.001	ND(<0.0001)
Níquel total	mg/L	0.2	0.006

Tabla 17.2 Análisis químico del auga empleada para la recarga artificial de fecha 18/03/2016 y comparación con los valores Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA) de Perú. Tomado de ANA, 2016. (Continuación).

Parámetro	Unidad	ECA-Agua Cat 3	Rlca6
Plata total	mg/L	-	ND(<0.002)
Plomo total	mg/L	0.05	0.034
Potasio Total	mg/L	-	6.20
Selenio total		0.02	0.0011
Sodio total		-	50.68
Talio total	mg/L	-	ND(<0.00015)
Titanio Total	mg/L	-	0.818
Vanadio total	mg/L	-	0.052
Zinc total	mg/L	2	0.0993
Coliformes Termotolerantes (44,5°C)	NMP/100mL	1000	23000

17.2.6. *Permisos tramitados para la obra de recarga*

El estudio de opciones para integrar la combinación de recursos superficiales y subterráneos es prioritaria. La toma de aguas superficiales para la recarga del acuífero requiere la solicitud de permiso (derechos de uso del agua). Ello se basa en que la Ley contempla un "uso eficiente y conjunto". Hasta ahora la recarga está supeditada a excedentes de aguas superficiales, no bajo criterios de uso directo sino de gestión, y en este marco se encuentra la posibilidad de tener derechos para recargar.

Una vez más, la idea de unificar las juntas de usuarios de aguas superficiales y subterráneas, separadas al igual que lo están en la legislación peruana, adquiere fuerza, ante las posibilidades que brinda considerar el recurso como único y tratarlo en consecuencia como tal.

Si conforme a la legislación peruana "cualquier agua excedentaria sirve para recargar", los mecanismos legales deben soportar tal planteamiento. En la actualidad cualquier trabajo para redistribuir excedentes requiere una autorización formal de la ANA (además de los requerimientos ya mencionados).

La agregación de zonas de titularidad privada y pública presenta diferencias legales para el cambio de uso de las aguas excedentarias de la época lluviosa, insistiendo en que no se trata de un cambio

de uso, sino más bien de gestión. En principio, la única condición exigida por los propietarios de los terrenos para ser utilizados como reservorios de agua para la recarga artificial es que queden limpios a término de cada ciclo, ante el potencial uso agrícola para cultivos de bajo rendimiento.

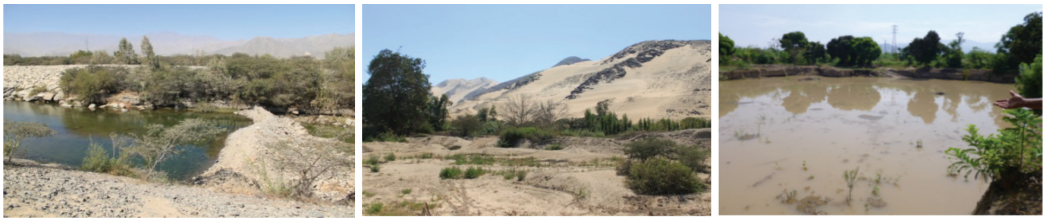
17.2.7. *Método y obras de recarga artificial*

El sistema de recarga, como se ha adelantado, consiste en la ocupación temporal de parcelas de titularidad privada en las cuencas media (lo más común) y baja del río Ica, en las que se han construido pozas de infiltración por simple movimiento de tierras.

La morfología más habitual es por excavación con taludes 2H/3V, pozas de 3 m de profundidad y con una superficie cercana a la media hectárea.

La derivación del agua desde el río Ica se lleva a cabo desde bocatomas, tranquilizando el agua, dirigiéndola hacia pozas de decantación, donde deposita la carga en suspensión, y luego son dirigidas a las pozas de infiltración. Algunas bocatomas cuentan con pequeñas represan de hormigón para la derivación, si bien la tendencia es a emplear terrenos naturales (Figura 17.6), dado el alto riesgo de que sean destruidas por "huaycos" (deslizamientos tipo *debris-flow* o lenguas de barro a lo largo del cauce de la cuenca).

Figura 17.6. Bocatoma en la "Acequia Nueva": (a) Represa de materiales sueltos para la derivación de las aguas de avenida, (b) hacia las pozas laterales, y (c) y aspecto de una de las pozas.



a) b) c)

Hasta la fecha, la selección de los emplazamientos se ha realizado "por oportunidad", empleando el mayor número de pozas posible. Actualmente y tras realizar una campaña de prospección geofísica del acuífero situado por debajo del aluvial del río Ica, se empieza a conocer qué pozas son las más productivas para la recarga del acuífero sub-superficial, y cuáles recargan exclusivamente al aluvial. Estas últimas resultan menos recomendables ya que inducen un desplazamiento del agua subterránea bastante rápido y por encima de los valores medios (permeabilidad horizontal o K_h entre 0.98×10^{-3} y 2.70×10^{-3} m/s, con un coeficiente de almacenamiento máximo del 9 por ciento).

La localización geográfica de las nuevas pozas de recarga se lleva a cabo en la actualidad mediante el apoyo en un modelo matemático de flujo tipo Modflow, simulando tasas de infiltración y la movilidad del agua infiltrada por el aluvial del río Ica y las pampas de Villacurí. Se ha percibido además que el acuífero tiene transferencias laterales desde Ica a Villacurí cifradas entre 64 hm^3 (ANA 2015) y 90 hm^3 (ANA-BM, 2016b).

Las "pozas" para recarga de Ica constituyen un ejemplo emblemático a nivel mundial, diferenciándose tres tipologías:

Pozas con galerías filtrantes. Galería horizontal o zanja o dren filtrante enterrado en los depósitos aluviales, que funciona como una zanja drenante o como el dren radial de un pozo en estrella, si bien suele emplazarse en la zona vadosa. Tan solo ha habido una experiencia en la cuenca baja con resultados muy positivos [Figura 17.7 (1)].

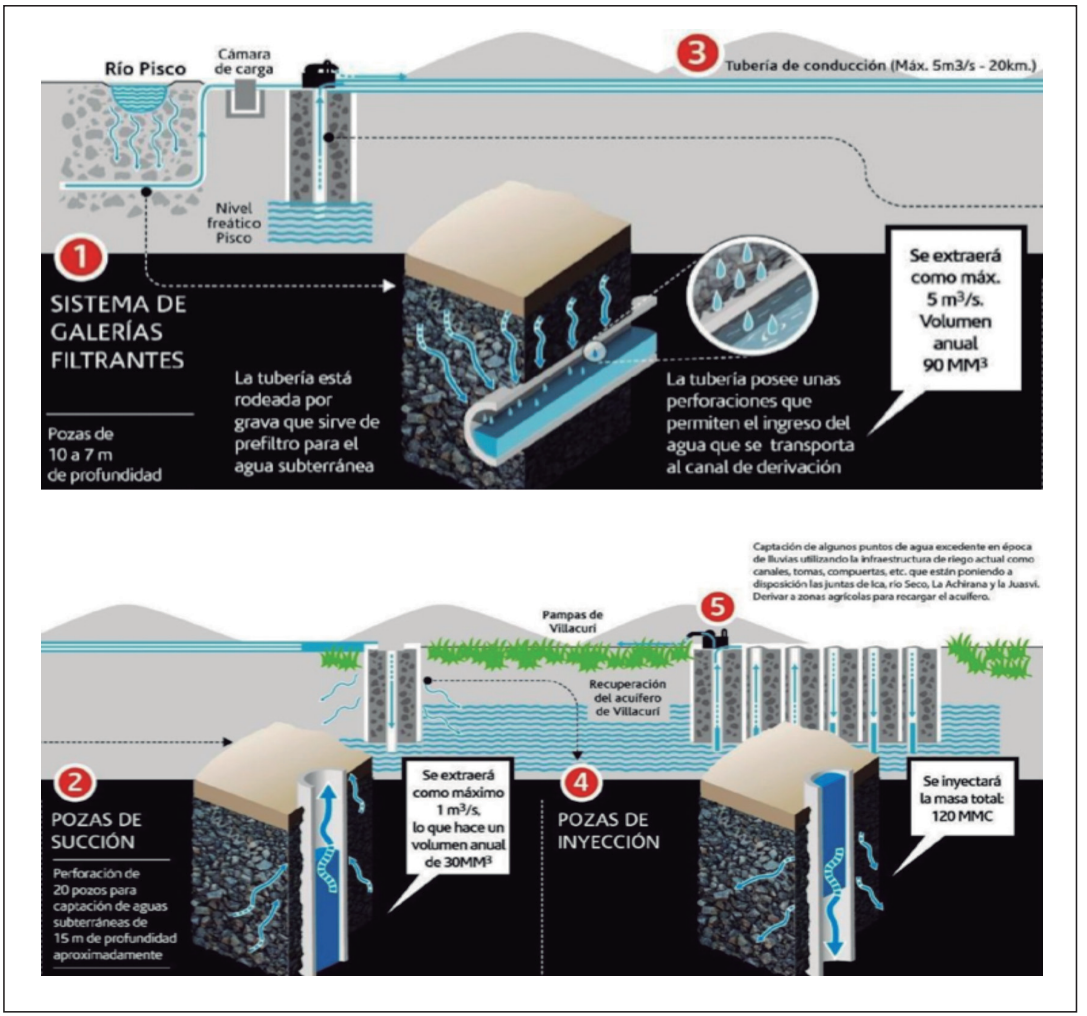
Esta práctica tiene finalidad y condicionante de que durante la época de presencia de aguas de avenida en el río y La Achirana, la obtención de estas aguas filtradas permitirá que dejen de funcionar algunos pozos de extracción de aguas subterráneas. Su costo es solo inicial, dado que las aguas son químicamente puras y limpias, lo que justifica sobradamente la inversión.

Pozas de succión. Funcionan como pozos de gran diámetro verticales que alcanzan al nivel freático y se emplean tanto para la recarga inducida como para la extracción [Figura 17.7 (2)].

Pozas de inyección. Pozas de infiltración o pozos de gran diámetro construidos en la zona vadosa que facilitan la infiltración del agua derivada del río Ica durante el período de lluvias (entre enero y abril) hacia el acuífero aluvial superficial y el sustrato rocoso subsuperficial que funciona como

acuífero fisurado. El método de recarga es pasivo. Con frecuencia la misma poza sirve para la decantación e infiltración, mientras que otras reciben el agua de pozas de decantación ubicadas "aguas arriba" [Figura 17.7 (4)].

Figura 17.7. Tipologías de los distintos tipos de pozas como elementos de recarga inducida ensayadas en el acuífero de Ica (modificado de ANA, 2013b). MMC = hm^3.



17.3. Resultados

Atendiendo a un sistema de recarga "genérico", hay una serie de "parámetros de diseño", en base a características del medio receptor, entre los que cabe destacar la superficie total del acuífero, su espesor total y saturado, sus parámetros hidrogeológicos, tales como transmisividad, permeabilidad y coeficiente de almacenamiento; profundidad del nivel freático, profundidad de las perforaciones, rendimiento de los pozos y volumen de explotación (UNOPS, 2015).

La disponibilidad de agua para llevar a cabo la recarga debe cumplir unos requisitos cualitativos, tales como el contenido de sólidos en suspensión y una composición fisicoquímica ajustada a la legalidad vigente..

17.3.1. Tamaño y dimensiones de las obras de recarga

17.3.1.1. Acuífero de Ica. Valle de Ica

En 2012 fueron implementadas 41 pozas en 10 zonas de recarga en el valle de Ica, sector Aquijes (Figura 17.8) que ocupaban 22.37 ha. El área de cada una oscilaba, por lo general, entre 1,300 y 2,500 m^2, con una altura promedio de 2 m y un volumen entre 1,900 y 22,000 m^3. Estos criterios constructivos estuvieron condicionados por las características de las parcelas que fueron "prestadas" para iniciar las primeras labores de recarga artificial experimentales.

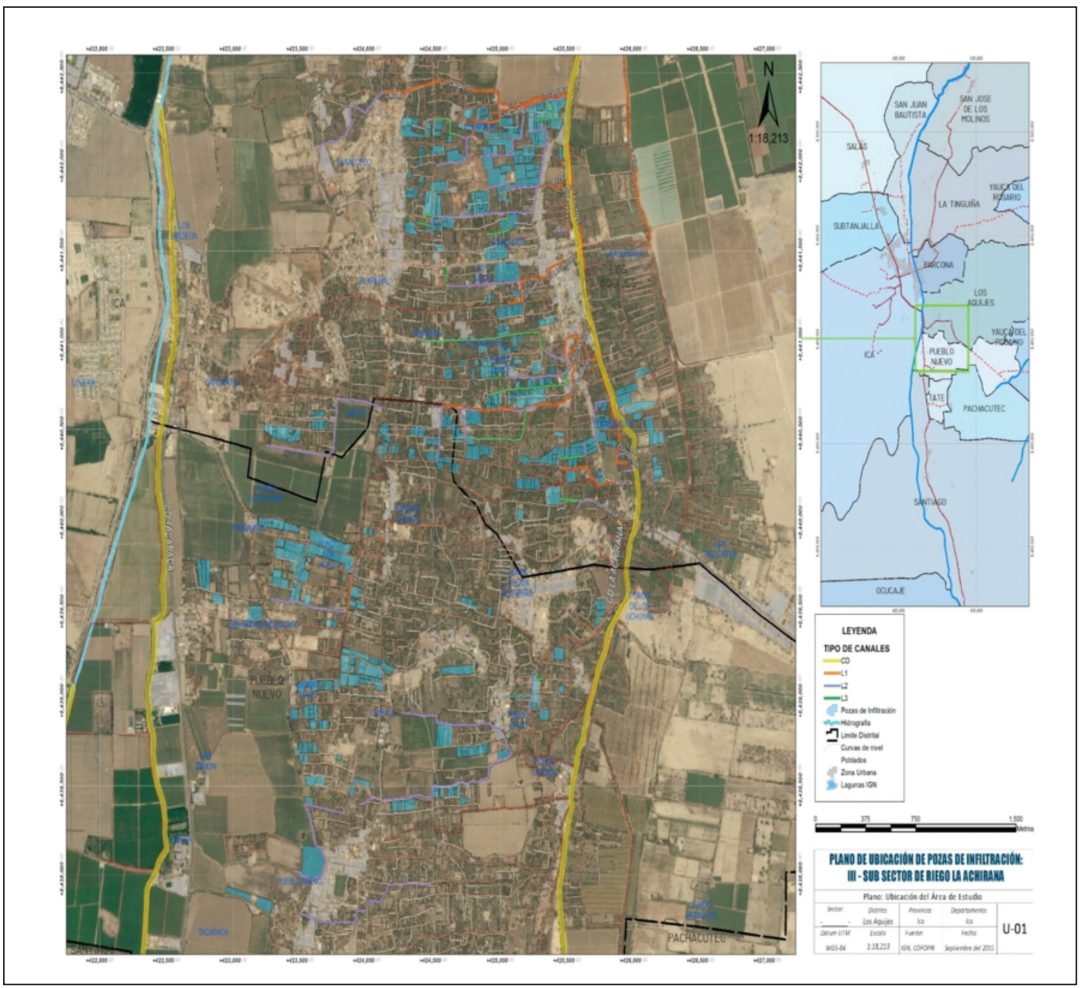
En 2013 fue ampliada la estructura de recarga artificial, añadiendo a las pozas precedentes otras nuevas distribuidas por los distritos Pueblo Nuevo y Parcona del acuífero y una primera prueba en el sector Villacurí, hasta un total de 89, ocupando 37 ha. La ampliación prosiguió en 2014 con 125 pozas ocupando 59,3 ha.

En 2015 fueron implementadas e inventariadas 192 pozas de infiltración, que ocupaban una superficie total de 70.17 ha, y funcionaban como celdas de gestión y de recarga inducida del acuífero. La Figura 17.8 corresponde a la situación de las pozas de recarga artificial para una zona emblemática del acuífero (distritos Pueblo Nuevo y Los Aquijes).

Con objeto de ampliar la superficie de infiltración efectiva, la Juasvi formuló una propuesta por la que los terrenos de titularidad pública existentes fueran facilitados en concepto de préstamo temporal a las juntas de usuarios para ampliar la zona de recarga, y gestionados directamente por la ANA o por el Gobierno Regional (GORE). Esta "solicitud" es comprensible en el marco de las labores de difusión y concienciación que se llevan a cabo tanto la ANA como la Juasvi entre los usuarios de aguas subterráneas. Además, las comisiones de regantes y las juntas de usuarios del valle restantes apoyaron la iniciativa. De este modo, en 2016 había 660 pozas útiles, ocupando 234 ha.

En este contexto, en 2017 se han incorporado nuevas pozas y microreservorios al sistema, alcanzando hasta 846 con una superficie de infiltración de 295 ha (información verbal de Juasvi no publicada). Gracias a su distribución y acción conjunta se ha alcanzado un volumen infiltrado cercano a 17 hm^3 entre enero y mayo de 2017 (ver apartado 4.1.1 para el histórico de la recarga artificial).

Figura 17.8. Plano de ubicación de las pozas de infiltración en 2016, con 70 ha empleadas como reservorios para la recarga artificial en el valle de Ica, Distritos Pueblo Nuevo y Los Aquijes. Esquema con la distribución de los distritos en la margen derecha. Fuente: JUASVI.



Como ejemplo ilustrativo, en abril de 2016 fue realizada una filmación con un dron sobre el sector de recarga principal, zona alta de Los Molinos (Figura 17.9). La filmación expone las pozas y reservorios habilitados para retener aguas procedentes del río Ica en la época lluviosa y de las

avenidas ocasionales, y facilitar su infiltración al acuífero. Sus dimensiones mantienen la tónica inicial: taludes 2H/3V de 2 a 3 metros de altura por simple movimiento de tierras y fondo labrado en caballones.

Figura 17.9. Recarga artificial en las márgenes del río Ica mediante pozas de infiltración tomadas con dron en la zona de Los Molinos el 24/04/2016. Aspecto de los reservorios empleados para la recarga artificial en pleno funcionamiento. La mayor parte de estos terrenos son de titularidad privada y los propietarios han prestado sus tierras para tal fin, conscientes de la ventaja que pueden adquirir, y con la condición de que los terrenos "queden limpios" tras el cese de la actividad. https://www.youtube.com/watch?v=2TKSMj7rn-A



Las áreas de las pozas son variables. Se pretende profundizar las excavaciones en las zonas más productivas aumentando ligeramente el espesor de la lámina de agua por encima de dos metros, que aunque pudiera bajar la velocidad de infiltración por compactación del medio receptor, el volumen infiltrado resultante final será previsiblemente mayor al acumularse mayor cantidad de agua y ser infiltrada durante más tiempo, habida cuenta de las menores tasas de evapotranspiración durante la época lluviosa.

Actualmente la Juasvi dispone de un inventario de estos reservorios para retener aguas de avenidas y de la época lluviosa utilizados para la recarga del acuífero. Este inventario de pozas de infiltración en el acuífero de Ica, 2016 (Figura 17.12), constituye una novedad importante por su novedad, amplitud y singularidad. La cobertura georreferenciada incluye información relativa al espesor

de la lámina de agua en cada poza conforme a su construcción, área del reservorio, volumen almacenable, margen del río en que se ubica y características del canal de alimentación. Dada la extensión del mismo se ha optado por publicar este inventario (Anexo 1) en Internet en aras de la brevedad de esta comunicación técnica. .

17.3.1.2. Acuífero de Ica. Pampas de Villacurí

La zona de recarga de Villacurí es de alta vulnerabilidad. Fue afectada por el terremoto de 2001 y más tarde ha quedado arenada. Las aguas de recarga proceden del río Ica a través del canal Macacona. Las derivaciones, al igual que para el caso precedente, se llevan a cabo en la época lluviosa.

Conforme a referencias bibliográficas, en 2013 había una única zona de recarga con 0.642 ha, alimentada por un único canal superficial, que producía un volumen infiltrado de 0.25 hm^3 (ANA, 2013b).

En el año 2015 se llevaron a cabo ocho derivaciones del río, entre enero y marzo, de caudales de unos 200 l/s durante un día de duración cada una, aproximadamente, sobre la infraestructura previa. El ascenso del nivel del agua al final de la campaña 2015, medido en los piezómetros de control "pozo 1" y "pozo 2", registraron un ascenso del nivel freático de 1.51 m. No hay datos sobre el número de pozos que cuentan con medidor en este sector.

Las pampas de Villacurí fueron dotadas con hasta 23 ha para la recarga artificial del acuífero en 2016, que igualmente almacenaban aguas traídas por el canal Macacona desde el río Ica, por gravedad, a través de un alimentador (Figura 17.17). Se trata de terrenos de titularidad privada, con importantes expectativas de uso de terrenos públicos para nuevos reservorios.

En este sector hay escasa presencia de materiales evaporíticos en el suelo que induzcan la salinización de las aguas de recarga. Esta presencia es creciente hacia "La Polvareda" donde hay abundantes caliches y la conductividad alcanza valores de 9.0 mohms. En estas circunstancias resulta preciso realizar observaciones y las pruebas necesarias para constatar la presencia de sales en el subsuelo, incluso de las zonas urbanizadas, donde sería posible incorporar micro-reservorios.

Como ejemplo de alta relevancia, la explotación "Agrícola Miranda" utiliza 13 pozos para el riego, cada uno con una profundidad entre 60 y 90 m. Al ser un sector con abundancia de arenas, ha habido frecuentes procesos de sifonamiento durante la perforación, que han requerido testar varios sistemas de empaque de grava en los pozos.

La poza de infiltración (huso 18L, X: 418656/ Y: 8455425, Figura 17.10), durante el año 2015, recibió un caudal para recarga de 20 l/s durante diez veces separadas de unos tres días de duración en noventa días por otorgamiento de la junta de usuarios, manteniendo un espesor de la lámina de agua de 1.5 m durante la recarga. El resultado fue un volumen infiltrado del orden de 50,200 m^3 y una tasa de infiltración cercana a 28 mm/día.

El agua resultante es de buena calidad, con una conductividad eléctrica en torno a 0.5 mohm, sin apenas variabilidad estacional, al ser zona de cabecera de cuenca.

Figura 17.10. Poza de recarga artificial en la explotación "Agrícola Miranda", Villacurí: (a) Aspecto general; (b) tubería de entrada de agua.



a)



b)

Desde 2016 y hasta la fecha, la Juasvi ha persistido en el análisis de nuevas opciones e identificación de áreas potenciales de construir nuevas pozas.

17.3.1.3. Acuífero de Ica. Pampas de Lanchas

En las pampas de Lanchas las opciones están fuertemente reducidas por la fuerte presencia de evaporitas, que provocan una elevación de la salinidad del agua de recarga a medida que atraviesa la zona no saturada. La alternativa de emplear reservorios para la infiltración debe quedar rechazada en este sector, donde se barajan para proyectos futuros largas conducciones y depósitos superficiales protegidos de la alta evaporación.

En la actualidad se utilizan "sangraderas" o zanjas de gran longitud (a veces más de 100 m) y gran profundidad (hasta 10 m) que alcanzan el nivel freático y permiten el riego de cultivos insertados en el sistema dunar (Figura 17.11).

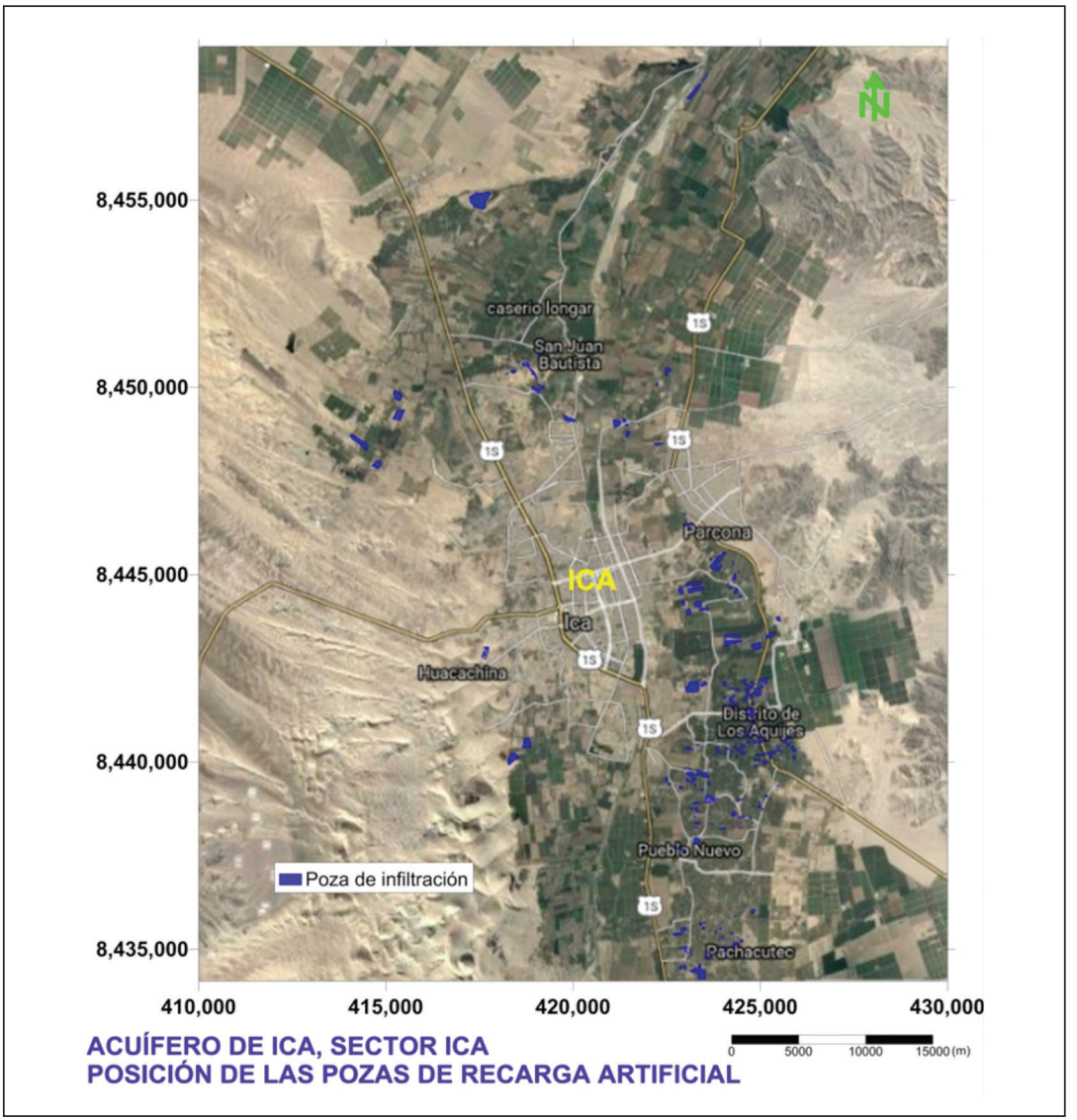
Figura 17.11. Vistas de la sangradera en la Pampa de Lanchas. Excavación artificial hasta alcanzar el nivel freático y posterior conducción hacia zonas de riego.



a) b)

En las dos zonas descritas con abundantes pozas de recarga artificial, Ica y Villacurí, el dinamismo es alto. El inventario de pozas de recarga (Figura 17.12) debe ser considerado en ampliación permanente, como consecuencia de los esfuerzos continuados de la Juasvi de construir nuevas pozas.

Figura 17.12. Inventario de pozas de infiltración 2017, acuífero de Ica (I-V-L) sobre ortoimagen y posición de las 637 pozas y microreservorios usados para la recarga artificial. Escala gráfica. Enlace a la tabla del inventario de pozas del acuífero de Ica: goo.gl/SbBGpG



17.3.2. *Instalaciones auxiliares necesarias para la recarga y sus dimensiones*

La mayor parte de las instalaciones auxiliares son canales y vertederos. En la Tabla 17.3 se muestra, a modo de ejemplo, las características de cinco canales sin revestir, cuyas dimensiones son representativas de la totalidad.

Tabla 17.3. Características constructivas de algunos canales de abastecimiento de pozas de infiltración. Zona Aquijes. T es la anchura, b la altura y H el calado, en metros.

Canal	Coordenadas		Margen	Características del canal			
	X	Y		Revestimiento	T (m)	b (m)	H (m)
Chacalpaza L1	425506	8442382	Derecho	Sin revestir	1.68	0.80	0.50
Las Espinozas L2	425452	8442351	Derecho	Sin revestir	1.16	0.70	0.30
Esperanzas L3	425437	8442343	Izquierdo	Sin revestir	0.95	0.21	0.30
Las Espinozas III L3	425368	8442335	Izquierdo	Sin revestir	0.72	0.20	0.27
Aguado 12	425215	8442313	Izquierdo	Sin revestir	1.20	0.50	0.60

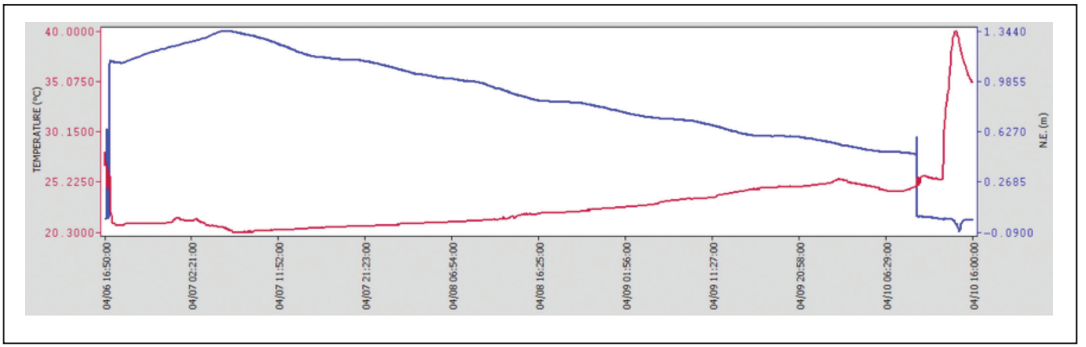
Las instalaciones auxiliares fueron diseñadas conforme a la denominada zona "roja" del valle de Ica, sector donde se concentran el mayor número de pozos de explotación de aguas subterráneas. En este se ha visualizado notoriamente el descenso del nivel freático, por lo que es precisamente en esta zona que se cuente con el mayor número pozas de recarga con la finalidad de atenuar ese descenso.

A las instalaciones infraestructurales cabe añadir los recursos humanos. A este respecto y para desarrollar la operatividad y funcionamiento de las labores de recarga, Juasvi cuenta con el personal experimentado que inspecciona cada captación para regular, controlar, conducir y vigilar los ingresos de agua y el llenado de las pozas. Posteriormente monitorea la altura de las aguas almacenadas, cubicando los respectivos volúmenes y gestionando su distribución en aras de cubrir el área de infiltración. Los volúmenes de evapotranspiración son calculados a partir de los datos proporcionados por el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (Senamhi) http://www.senamhi.gob.pe/.

17.3.3. *Tasas de infiltración*

Como resultados puntuales, entre los días seis y 10 de abril de 2017 se realizó una prueba de infiltración en la poza Chávez (La Achirana, Ica), de cuatro días de duración. La gráfica de la evolución del nivel del agua en la poza (N.E.) y de la temperatura se adjunta en la Figura 17.13. El resultado medio de esta prueba es 15.05 mm/hora (=361 mm/día). La morfología de la curva de carga hidráulica-tiempo denota además la entrada de aire al sistema. Los autores son conscientes de que un ensayo de infiltración adecuado para recarga artificial debe tener al menos un año de duración, no obstante los resultados obtenidos pueden resultar representativos de la tasa media de infiltración para el distrito Los Aquijes y adecuados para planificar nuevas actividades.

Figura 17.13. Gráfica descenso-tiempo del ensayo de infiltración realizado en la poza Chávez, distrito Los Aquijes en abril de 2017. Tomada de Navarro, 2017.



A tenor de este ensayo es patente la necesidad de grandes extensiones de infiltración o la necesidad de emplear otros dispositivos de recarga para incrementar el almacenamiento de agua en el acuífero al nivel requerido.

En el sector de Villacurí, poza de Agrícolas Miranda, la tasa de infiltración media obtenida para el experimento expuesto en el apartado precedente dio como resultado 28 mm/día durante noventa días, tasa muy inferior a la de Ica.

17.3.4. *Otros aspectos a tener en cuenta en la recarga artificial en el acuífero de Ica*

Cada ciclo de recarga se lleva a cabo durante la época lluviosa de enero a principios de mayo como máximo. La construcción de las obras de recarga es permanente a medida que se van consiguiendo los permisos correspondientes, especialmente durante los meses previos a cada ciclo. La vida útil estimada de la obra de recarga es bianual, con movimiento de tierras y un mantenimiento permanente en el período entre ciclos sucesivos.

El tratamiento o acondicionamiento previo del agua de recarga es por simple decantación ya que, al tratarse de agua de lluvia, no requiere más tratamiento que la extracción de finos.

En general el agua de recarga es conducida por canales, dentro de un complejo sistema de integración y distribución mejorado durante décadas, incluso siglos, que se presenta en la Figura 17.17.

Existen zonas de marcados de descensos del nivel freático en el acuífero determinadas por la presencia de un mayor número de pozos de explotación de las aguas subterráneas. En estos sectores se han concentrado preferentemente las pozas de almacenamiento, como un medio de mitigar ese descenso. A este respecto cabe mencionar que no se ha detectado una correlación directa entre el número de pozas con los volúmenes almacenados e infiltrados, dado que esta relación depende directamente de la disponibilidad de las aguas de avenidas y de su adecuada gestión, no directamente relacionada con la superficie de infiltración. La determinación de las mejores zonas del acuífero para la recarga es objeto de estudios detallados en la actualidad.

17.3.5. *Forma de medición del agua recargada*

Para controlar y evaluar la respuesta del acuífero a las labores de recarga artificial mediante el llenado de pozas de almacenamiento de agua, se cuenta con una serie de pozos de observación y una red piezométrica. Los pozos seleccionados se encuentran dentro del rango de acción y cercanía de las pozas de almacenamiento. El monitoreo de niveles bien cuenta con registro continuo por telemetría o bien son medidos manualmente con anterioridad al llenado, durante y con posterioridad al mismo. Los pozos más cercanos a las pozas son utilizados para evaluar las tasas de infiltración, la respuesta del acuífero y el volumen final total.

Hasta la fecha se lleva a cabo el seguimiento de la red de control de la piezometría (subapartado siguiente). A partir de las mediciones sucesivas y por operaciones de álgebra de mapas (diferencia volumétrica entre las dos capas freáticas multiplicada por el coeficiente de almacenamiento) se están obteniendo las diferencias en el almacenamiento.

El volumen de entrada se cuantifica mediante caudalímetros en el canal de entrada. Los vertederos entre pozas sucesivas han sido habilitados con canales Parshall.

17.3.5.1. Red de control actual en el acuífero de Ica, sector Ica

La principal red de control ha sido instalada por Juasvi. Está compuesta en la actualidad por 38 puntos de agua (sector Ica), gran parte de los mismos empleando pozos preexistentes. Su profundidad es variable de 15 a 50 m. Cada piezómetro está instrumentado con sensores Solinst, para la medición automática de la evolución del nivel freático. Las mediciones del nivel están complementadas con medidas de la temperatura. Los sensores son de ½ pulgada de diámetro. De manera adicional, la ANA ha instrumentado con *Divers* 11 de sus piezómetros del acuífero I-V-L, con determinación de los niveles estáticos (NE); conductividad eléctrica (CE) y pH en tiempo cuasi-real, con toma de datos cada hora en ambos casos. Ambas redes están siendo unificadas en la actualidad.

17.3.5.2. Red de control actual en los sectores Villacurí-Lanchas

La red de control actual en Villacurí-Lanchas está integrada y compuesta por 32 piezómetros más 11 adicionales que fueron instrumentados por la ANA. Tienen en torno a 35 m de profundidad en zona libre. Están instrumentados con sensores Schlumberger para el registro en continuo de la piezometría, complementados con *barodiver* para la corrección de las oscilaciones del nivel del agua producidas por cambios de la presión atmosférica.

En 2017, la ANA, con el apoyo de la Juasvi y las autoridades regionales y gracias a un préstamo del BM, ha comenzado a implementar una nueva red de control compuesta por 96 pozos instrumentados para todo el acuífero de Ica, 28 de ellos de nueva perforación (ANA-BM, 2017).

17.3.6. *Análisis del balance acuífero en el acuífero de Ica durante las labores de recarga gestionada*

En diciembre de 2015 la ANA desarrolló un nuevo modelo matemático en Modflow, que expone un balance de masas a partir de la información previa disponible. El informe termina con una serie de recomendaciones, tales como:

- Realizar mediciones anuales del volumen de agua extraído del sistema acuífero Ica-Villacurí-Lanchas.
- Optimizar la red piezométrica evitando utilizar pozos artesanales someros y pozos de bombeo en operación.

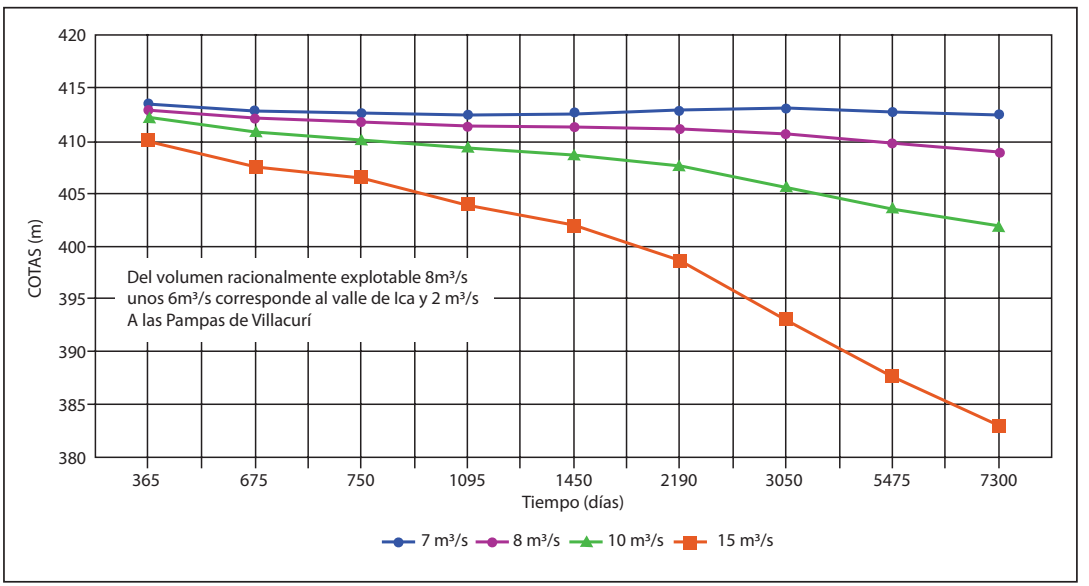
El balance no presenta grandes complicaciones técnicas, salvo el alto dinamismo del sistema y la complejidad para conocer las extracciones con precisión (Tabla 17.4 y Figura 17.14).

- El volumen neto extraído del acuífero en el valle de Ica es de 245.3 hm^3/año (7.8 m^3/s), en Villacurí 160 hm^3/s (5 m^3/s) y en Lanchas 42 hm^3/año (1.33 m^3/s).
- Las recargas explotables son: en Ica 189.22 hm^3/año (6 m^3/s), en Villacurí 63 hm^3/año (2 m^3/s) y en Lanchas 17 hm^3/año (0.54 m^3/s).
- Por consiguiente, la sobre-explotación sería la siguiente: del acuífero de Ica 56.08 hm^3/año (1.78 m^3/s), del acuífero de Villacurí 97.0 hm^3/año (3.07 m^3/s) y del acuífero Lanchas 25.0 hm^3/año (0.79 m^3/s).
- De acuerdo a los resultados de un estudió en modelo matemático realizado por la ANA en 2008, el caudal medio sostenible de explotación debería ser 6 m^3/s en el valle de Ica y 2 m^3/s en Villacurí (total 8). En Lanchas no se ha precisado todavía.

Tabla 17.4. Régimen de explotación de las aguas subterráneas en el valle de Ica y Pampas de Villacurí y Lanchas. Volumen explotado y estimación de la sobreexplotación (en hm^3/año).

Acuífero	Reserva explotable hm^3/año	Explotado el 2009 hm^3/año	Explotado el 2014 hm^3/año	Sobreexplotado en 2009 hm^3/año	Sobreexplotado en 2014 hm^3/año
Ica	189.2	335	245.3	(146)	(56.1) 29.%
Villacurí	63.0	228	160.0	(165)	(97.0) 154%
Lanchas	17.0	42	42.0	(42)	(25.0) 147%
Total	269.2	625	447.3	(353)	(178.1) 131%

Figura 17.14. Régimen de explotación de las aguas subterráneas en el valle de Ica y Pampas de Villacurí y Lanchas. Volumen explotado y estimación de la sobreexplotación (en hm^3/año).



17.4. Discusión

17.4.1. Operatividad de la recarga

17.4.1.1. Caudal de recarga

Tradicionalmente se han derivado caudales en la bocatoma de la Achirana que eran distribuidos por la red de canales hasta las pozas de infiltración. Esta actividad, como ya ha sido mencionado, ha traído un cierto conflicto de competencias con las autoridades a cargo de las aguas superficiales, distintas de las encargadas de la gestión de las subterráneas.

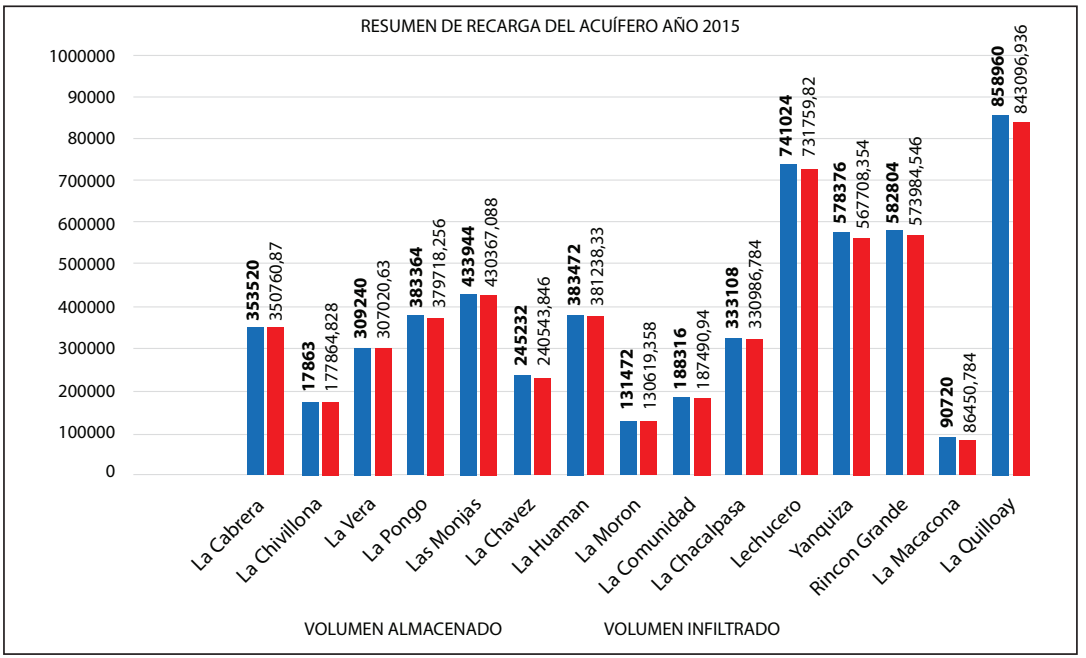
La derivación de aguas se comenzó a medir con cierta precisión en 2015 en los distintos sectores. La Tabla 17.5 expone el caudal del flujo en el río Ica, en la bocatoma principal y el volumen restante tras la derivación, totalizados por meses durante la época lluviosa.

La relación entre el volumen almacenado en las pozas y el infiltrado en los distintos sectores fue medida y calculadas en el invierno de 2015, y los resultados se presentan en la Figura 17.15.

Tabla 17.5. Análisis del balance hídrico en el canal La Achirana (bocatoma del río Ica) y en el río Ica (estación hidrométrica de Samaca). Volúmenes ingresados por aguas fluviales y de avenidas en el invierno de 2015. Datos en m^3 (Navarro, 2015).

Meses	La Achirana	Rio Ica	Agua al mar	Total
Enero	22,107,600	30,387,571	139,452	52,495,171
Febrero	19,127,167	34,783,495	5,143,958	53,910,662
Marzo	27,512,654	77,224,255	8,463,421	104,736,909
Abril	8,895,152	8,728,776	123,654	17,623,928
Mayo	0	0	0	0
TOTAL	77,642,573	151,124,097	13,870,485	228,766,670
Porcentaje (%)	33.94	66.06	0.4	100

Figura 17.15. Histograma con la relación entre el volumen almacenado en las pozas y el infiltrado durante el año 2015. Datos en m^3.



El año con mayor intensidad ha sido 2017, que ha sido excepcional en lo referente a la presencia de volúmenes de aguas de avenidas en el río Ica. La presencia de aguas de las lluvias se verificó desde el día 02 de Enero hasta el 04 de Mayo. Desde entonces llegaron las aguas procedentes del trasvase Choclococha-Achirana hasta el día 19 de mayo. La Tabla 17.6 expone el histórico de volúmenes de aguas de avenidas ingresadas al valle de Ica.

Tabla 17.6. Histórico de volúmenes de aguas de avenidas ingresadas al valle de Ica en el año 2017. El total general incluye el agua vertida al océano.

Volúmenes de agua de avenidas			
Cauce	Años		
	2015 (m^3)	2016 (m^3)	2017 (m^3)
La Achirana.	77,642,573	34,932,146	82,102,961
Río Ica	151,124,097	36,423,561	317,258,100
Total General	228, 766,670	71,355,708	399,361,061

Cabe mencionar que en dicha temporada, a diferencia de años anteriores, se ha acordado y hecho uso de una norma que permitió derivar volúmenes destinados para la recarga artificial en un porcentaje del 20 % del caudal diario del río Ica, volumen considerado "excedentario" por las Autoridades del Agua en 2017. Este hecho ha sido un factor favorable para contar con muchos más volúmenes para la infiltración y con un respaldo legal para la actividad.

Los datos totalizados disponibles para los cinco años de actividad figuran en la Tabla 17.7. Se ha descontado la evapotranspiración calculada de los volúmenes almacenados.

Tabla 17.7. Histórico de la recarga artificial del acuífero de Ica.

AÑO	VOLÚMENES ALMACENADOS (m^3)	VOLÚMENES INFILTRADOS (m^3)	N° DE POZAS	ÁREA (m^2)
2012	645,946	627,183	41	22,368
2013	1,494,592	1,468,699	89	36,952
2014	3,506,271	3,496,448	125	59,263
2015	5,719,611	5,702,478	192	70,171
2016	1,583,457	1,571,583	660	2,342,845
2017	17,674,834	16,700,000	846	2,955,539

El año 2017, además de haber contado con circunstancias hidrológicas propicias, ha tenido importantes mejoras en su infraestructura, diseñada y adecuada para facilitar el llenado de las pozas, mediante la conducción de las aguas de avenidas por los canales desmalezados y descolmatados de sólidos residuales y residuos orgánicos e inorgánicos en lugares no poblacionales. La limpieza de las zonas urbanas por las que discurren los canales fue realizada con antelación a la época de lluvias, lo que permitió realizar una conducción eficaz, así como la distribución y llenado de las pozas de almacenamiento.

Conforme a los datos disponibles, la tasa de infiltración media en las pozas del acuífero de Ica para los 123 días del ciclo de recarga de 2017 (2 de enero a 4 de mayo) ha sido de 5.98 m^3/m^2, lo que equivale a 48.62 l/m^2·día. Este dato resulta unas siete veces inferior al ensayo puntual de infiltración de cuatro días (Apartado 3.3), con un resultado de 361 mm/día, por su alta duración temporal y por haber pozas mal ubicadas en zonas de permeabilidad vertical muy baja.

17.4.1.2. Dirección del flujo de agua subterránea en la zona de recarga y destino final

El acuífero aluvial del río Ica, tras su partidero hacia río Seco, discurre hacia al mar a través de su formación geológica aluvial. El sustrato rocoso que subyace a este medio detrítico es de permeabilidad baja, y con frecuencia se comporta como acuitardo o como acuífero por fisuración. Las isolíneas son paralelas a las del acuífero superficial, y ambas formaciones geológicas son drenadas, valle abajo, hacia el mar.

17.4.1.3. Tiempo de residencia estimado del agua recargada

Conforme a los cálculos basados en la permeabilidad horizontal media del aluvial del río Ica, el tiempo de residencia entre la zona de La Achirana y el nivel del río cercano a la desembocadura, sector Samaca, es en torno a 458 días. La inercia del acuífero es baja y el coeficiente de anisotropía entre la permeabilidad horizontal y vertical es muy alto.

17.4.2. Dificultades o complicaciones para la recarga

Se han diferenciado tres tipologías principales: (i) la coordinación y comunicación entre los agentes implicados, (ii) el insuficiente conocimiento (provisional) del medio físico y de la respuesta del acuífero, y (iii) los problemas de colmatación y mantenimiento.

17.4.2.1. Coordinación y comunicación entre los agentes implicados

A partir de la experiencia obtenida durante seis años de recarga artificial, es necesario optimizar y concretar las coordinaciones tanto con las Autoridades respectivas como con las juntas de usuarios de las aguas superficiales, dado que todavía hay algunas dificultades a superar, como son:

- El requerimiento por parte de los agricultores de agua por oportunidad del número de sus riegos a sus cultivos se ve dificultada por el costo económico que conllevan, hecho que sin duda no permite un uso eficaz y una adecuada distribución de los volúmenes requeridos. Esta acción sobre la demanda motiva el cierre de las compuertas de las bocatomas, direccionando volúmenes hacia el océano e impidiendo su uso para la recarga del acuífero.
- En los primeros años de actividad se diseñó y construyó un canal de desagüe para evitar los daños por inundación mencionados, denominado canal El Rosario ubicado en la parte baja del valle, que comunica el canal La Achirana con el río Ica. El canal es empleado con una cierta descoordinación entre las dos Juntas de aguas superficiales implicadas en su gestión, la de La Achirana y la del río Ica. En consecuencia las aguas que discurrieran por este canal carecen de un manejo sincronizado.
- En el caso concreto del canal La Achirana, en determinados periodos de baja demanda de los usuarios de la parte baja del valle, específicamente del 7° Subsector, reducen el caudal en los canales de suministro para riego, y consecuentemente de los volúmenes derivados para la recarga, con el fin de evitar daños colaterales en dicha zona. Para ello retornan aguas al río Ica a través de la toma-aliviadero de Chanchajalla (ver Figura 17.17). Estas acciones provocan que las tomas de captación de las aguas de avenidas utilizadas para la recarga de pozas de almacenamiento de la zona media del valle, como son los distritos de Parcona y Los Aquijes, queden literalmente “colgadas” y vean

limitado su potencial para los fines perseguidos. Este caso representa un claro conflicto de intereses entre los usuarios finales, provocado por la baja capacidad de ciertos canales de conducción diseñados inicialmente para soportar caudales inferiores.

- El uso combinado y conjunto de las aguas superficiales y subterráneas por parte de los usuarios debe quedar mejor organizado, evitando bombeos de aguas subterráneas cuando hay disponibilidad de aguas superficiales.

Insuficiente conocimiento del medio físico y de la respuesta del acuífero

- En los análisis gráficos de las respuestas a las acciones de la recarga en los pozos testigos, se puede apreciar unos ascensos de niveles estáticos muy notorios en forma de "domos" generados por los ascensos en zonas concretas. Estas anomalías en la distribución homogénea del agua de recarga requieren de estudios de detalle específicos que incrementen el conocimiento del medio receptor en profundidad, su heterogeneidad y su anisotropía. Algunos ejemplos son:
- En el distrito de La Tinguiña, sector Santa Rosa, se constató que la velocidad de infiltración en sus pozas de recarga es casi nula, lo que requiere igualmente estudios de detalle.
- En el distrito de Parcona, sector Orongo se constata muy al contrario que en las pozas de almacenamiento la velocidad de infiltración es muy alta. Esta apreciación ha sido constatada mediante sensores.
- Igualmente, en el distrito de San Juan Bautista, sector El Olivo, como consecuencia del almacenamiento de las aguas de avenidas en las pozas de almacenamiento ubicadas en ese lugar, la velocidad de infiltración es muy alta, según demuestran los ascensos tan notorios verificados en los pozos testigo de la zona.
- En el distrito de Los Molinos, sector de Comesango, debido a las labores de llenado de las pozas de almacenamiento, se ha apreciado que el espesor de la zona no saturada es muy angosto. Los niveles se encuentran cercanos a la superficie y se han producido afloramientos de las aguas subterráneas en sectores de menor cota de terreno, como resultado de los almacenamientos aguas arriba. La inundación de zonas puntuales es un problema tradicional en las zonas de recarga también presente en el valle de Ica.
- En base a labores comparativas relativas a la eficiencia de almacenamiento de las aguas de avenidas, encontramos que las pozas de almacenamiento acondicionadas por debajo del nivel del suelo son más eficientes y presentan menos dificultades que las construidas

por encima del nivel del suelo, por la presión de la carga hidráulica que se ejerce sobre los taludes laterales, mayor cuanto mayor es su nivel de llenado, provocando en algunos casos roturas, desbordamientos y filtraciones laterales.

- Los volúmenes de aguas de avenidas que han llegado al mar han sido aforados mediante sensores en el sector de Samaca, en la parte baja del valle de Ica, con resultados cercanos al 40 %. Este volumen debe ser reducido con un mayor aprovechamiento de aguas en las zonas altas y medias del río Ica.
- Se hace necesario optimizar el aforo de los volúmenes de ingresos mediante la instalación de dispositivos de lectura permanente y telemetría.
- La absoluta dependencia del agua de lluvia requiere la búsqueda de otras fuentes de suministro. Esta limitación requiere encontrar mecanismos alternativos que permitan dinamizar la actividad (escorrentía urbana, efluentes de depuradoras, etc.).

La resolución de estas lagunas en el conocimiento se está resolviendo a lo largo del tiempo.

17.4.2.2. Problemas de colmatación y costes del mantenimiento

Los problemas de colmatación afectan tanto al fondo de las pozas de infiltración, en forma de colmatación física, como a los canales de conducción y derivación.

Con respecto a las primeras, durante la reconstrucción anual de ciertos taludes con excavadora, se remueve la capa arcillosa del fondo, y se vierte en los laterales. La intensidad de las labores de mantenimiento depende de la dotación presupuestaria.

En cuanto a los canales de conducción y bocatomas, se han realizado y optimizado la descolmatación y la recuperación paulatina, campaña tras campaña, de la capacidad de conducción de estas aguas por canales laterales correspondientes tanto al Rio Ica como al del Canal La Achirana en una longitud total de 57.4 kilómetros. La actividad se ha realizado en estrecha coordinación y de conocimiento de la Directiva de la Junta de Usuarios de La Achirana mediante un convenio suscrito, con el fin de poder contar con su aprobación, coordinación y colaboración. Así mismo, se coordinó con la Autoridad Local del Agua (ALA) mediante la inspección de campo de las pozas de almacenamiento respectivas en el ámbito de las mismas (Figura 17.16).

Figura 17.16. Colmatación en las pozas de infiltración en los sectores Chacalpasa (a) y Pongo Grande (b). Mayo de 2017.



a) b)

Se debe hacer constar que durante los seis años de duración de la actividad, las aguas de avenidas a ser usadas en la recarga no han constituido un grave problema con la colmatación de los sólidos arrastrados, y la velocidad de infiltración ha variado de manera inapreciable durante el total de las temporadas de almacenamiento e infiltración, en parte por la permanente incorporación de nuevas pozas limpias de procesos colmatantes y las limpiezas eventuales en las más antiguas. Esta observación se argumenta como un hecho favorable para la utilización de mayores volúmenes de las aguas de avenidas para la recarga artificial.

17.4.3. *Identificación de nuevas áreas susceptibles para la recarga artificial*

Además del uso de drones, la recarga artificial está en la idiosincrasia de los peruanos, y mediante simples encuestas es factible conocer nuevas áreas susceptibles para implementar dispositivos adicionales.

Una vez más, el problema, más que técnico, tiene un tinte social: la tecnología presenta el inconveniente de beneficiar tanto a los usuarios con su captación legalizada como a los "informales", quienes se beneficiarán de los volúmenes recargados de forma artificial, sin haber participado en los costos de implementación de esta acción. Esta labor requiere la participación de un equipo

pluridisciplinar para su adecuada implementación, incluyendo sociólogos y expertos en mediación con la población indígena.

17.4.4. *Infraestructura hidráulica integrada para el afianzamiento hídrico del acuífero de Ica*

El esquema propuesto para el acuífero de Ica, en su programa n° 05: Incremento de Recarga del Acuífero (ANA, 2013), combina cuatro tipos de acciones y cinco elementos para la mejora de la gestión hídrica, dentro de un esquema integrado que incluye aguas trasvasadas desde otras cuencas (Tabla 17.8).

Tabla 17.8. Acciones previstas en el programa n° 05. Desarrollo de proyectos de recarga de carácter local (época de avenidas) y de recarga artificial considerando trasvase de agua superficial de otras cuencas e integrando el uso conjunto de las aguas superficiales y subterráneas.

Programa n° 05: Aacciones estratégicas	Programa n° 05: Aacciones específicas
5.1 Promover la formulación y desarrollo de proyectos de recarga de carácter local (rehabilitación y mantenimiento de canales sin revestir; utilización de pozas existentes y por construir)	Coordinar con las juntas de usuarios de riego (superficial y subterránea) y con las empresas agrícolas interesadas en la recarga local para la distribución de agua superficial en épocas de avenidas.
5.2 Desarrollar proyectos de derivación de agua superficial de otras cuencas.	Coordinar con el Ministerio de Economía y Finanzas (MEF), Pro Inversión, GORE Ica y el proyecto Petacc el financiamiento y ejecución del proyecto *Choclococha desarrollado* (canal Ingahuasi y presa Tambo) y del proyecto *Agua Grande*.
5.3 Uso conjunto del agua superficial y subterránea con la finalidad de reducir la extracción de agua subterránea según la disponibilidad de agua superficial.	Coordinación del ALA Ica con los agricultores y con las Juntas de usuarios para la distribución del agua superficial y utilización de pozas y áreas libres para recarga.
5.4 Aprovechamiento de las aguas de avenidas y uso de galerías filtrantes, con el beneficio ahorrativo de que las aguas no requieren de tratamiento físico-químico, ya que son derivadas mediante acueductos a los sistemas de riego tecnificado de las agroindustrias.	Coordinar con ANA la regularización oficial del uso de esta nueva metodología y evitar mayores volúmenes derivados al mar de las aguas de avenidas.

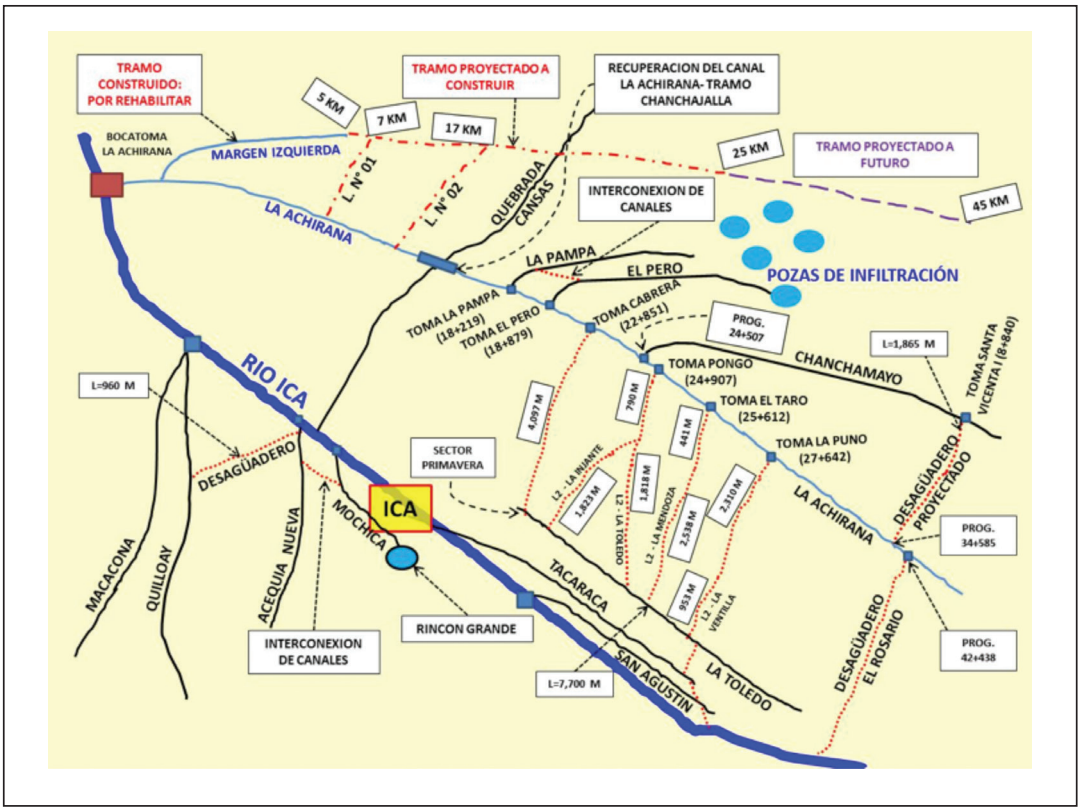
El programa nº 5 integra, además, los siguientes elementos, fijando responsables:

1. Identificación de zonas para obras de retención en el canal la Achirana (Petacc).
2. Ubicación de puntos para la perforación de piezómetros (GORE-ANA).
3. Estudios para la interconexión del canal la Achirana con el río Ica (zona de Ocucaje) (Petacc-Juasvi).
4. Estudios para el tratamiento de las aguas residuales domesticas para la recarga del acuífero (convenio Minagri-Israel).
5. Utilización de volúmenes excedentes para propósitos de recarga (ANA-Juasvi).

Las sucesivas tareas llevadas a cabo combinan los distintos elementos enunciados para el afianzamiento hídrico del valle de Ica, cuyo esquema topológico actual, tras numerosas intervenciones, se presenta en la Figura 17.17. Las dos fuentes principales e importantes de la conducción y distribución de las aguas de avenidas en el valle de Ica los constituyen el río Ica y el canal de derivación La Achirana, que es un canal telescópico de 52 kilómetros de longitud que atraviesa desde la zona alta del valle hasta la zona baja del mismo, y no cuenta con salida, de ahí que en épocas de abundancia de volúmenes de aguas no es usado por los agricultores (demanda cubierta) y puede ocasionar daños colaterales por inundación. Para evitar estos hechos existen canales complementarios (La Toledo, tacaraca, san Agustín) y una única zona de derivación que comunica este canal con el río (El rosario), que es utilizado como sistema de drenaje de excedentes.

Dentro de las posibles alternativas de gestión, se propone este esquema que contempla una mayor zona de cobertura de conexión mediante canales de derivación desde La Achirana hacia al río Ica y desarrollar en el intermedio de esas conexiones mayores áreas de pozas de recarga mediante el almacenamiento de las aguas, evitando así que las aguas de La Achirana se deriven directamente al río Ica por su no uso y se *pierdan* en el mar.

Figura 17.17. Esquema de afianzamiento hídrico del valle del río Ica. Infraestructuras adjuntas.



Conforme al esquema actual, la ampliación de la red de canales permite inducir infiltración mediante la inundación de zonas de recarga del acuífero (pozas y cadenas de reservorios y micro reservorios), siempre supeditada a la disponibilidad de aguas superficiales.

Los técnicos de Ica han mencionado la existencia de nuevas opciones de zonas donde aplicar técnicas de recarga artificial en la cuenca media. Una opción destacable es la zona de Los Molinos, con 7 km de río donde el cauce alcanza una anchura cercana a 250 m (Figura 17.18).

Figura 17.18. Nuevos reservorios para la recarga artificial, (a) afueras del núcleo urbano de Ica; (b) en la margen derecha del río Ica, sector de Los Molinos.



a) b)

Como acciones adicionales complementarias a la infraestructura hidráulica a desarrollar a corto plazo, cabe proponer:

17.4.4.1. Conocer qué pozos y tubulares abandonados pueden ser reutilizados para recarga inducida

Durante la ejecución del inventario llevado a cabo durante 2017, los técnicos de campo prestarán una especial atención a la presencia de pozos secos cercanos a fuentes de agua que puedan ser reutilizados para introducir agua al acuífero, así como canales, bocatomas, pozas, depuradoras, depósitos y cuantas fuentes de agua pudiera haber para la potencial recarga inducida del acuífero. Se recuerda la premisa "*no cierres un pozo, reutilízalo*".

17.4.4.2. Rediseño de las nuevas pozas de infiltración

Las pozas de infiltración deben ser rediseñadas, siendo dotadas de un talud estable ante la alta presión confinante, siendo recomendable el talud 2/1 (Figura 17.19). El fondo de la poza estará labrado con surcos para incrementar la tasa de infiltración y favorecer la sedimentación preferencial de procesos colmatantes en los surcos.

Figura 17.19. Pozas de infiltración en los sectores (a) Comesango en Los Molinos y (b) Los Aquijes, 1 de Mayo de 2017.



a) b)

Tras seis años de actividad se han alcanzado ciertas conclusiones técnicas y han surgido nuevas lagunas en el conocimiento y aspectos a resolver. La dicotomía sobre el tipo de recarga más beneficioso, bien sea superficial o profundo, no queda de manifiesto con los datos obtenidos. Las estructuras con mayor carga hidráulica de agua están dando tasas de infiltración superiores. Las obras en superficie requieren de una continua vigilancia para evitar fugas laterales por humedecimiento de los taludes, al ser producidos mediante movimiento de tierras. Los domos que se forman en los pozos testigos lo hacen con mayor rapidez junto a las pozas que en las inmediaciones de los canales.

En las pampas de Villacurí hay opciones puntuales para la creación de nuevos reservorios de almacenamiento temporal. Una de ellas se encuentra en el interior de la explotación "Agrícola Miranda". En este sector hay un predio de titularidad pública con características apropiadas para su uso como reservorio, al encontrarse en una zona deprimida topográficamente y en las inmediaciones de la acequia Macacona (ver Figura 17.17). En nivel freático se sitúa en torno a 20 m de profundidad y la permeabilidad del terreno es muy alta (Figura 17.20). Al igual que en este caso, hay numerosas parcelas en proceso de identificación para el almacenamiento temporal de las aguas, con objeto de ampliar las 23 ha de reservorios operativos en la actualidad.

Figura 17.20. (a) Depresión en el interior de la explotación Agrícolas Miranda que reúne todos los requisitos para su uso como reservorio para recarga artificial; (b). Terreno de propiedad Pública.



a) b)

17.4.4.3. Diques transversales y bocatomas mejorados

Se trata de una acción con altas posibilidades de éxito técnico, tanto para derivar el agua a los reservorios (Figura 17.21a) como para retener el flujo a través del subálveo y su desembocadura "invisible" en el océano (Figura 17.21b).

Figura 17.21. (a) Bocatoma o represa de hormigón armado para derivar el agua del río a los canales laterales. En general estas estructuras no cruzan el cauce de lado a lado. Actualmente hay cinco en el río Ica. Su operación es complicada y representan un obstáculo para el agua en casos de avenida (b).



a) b)

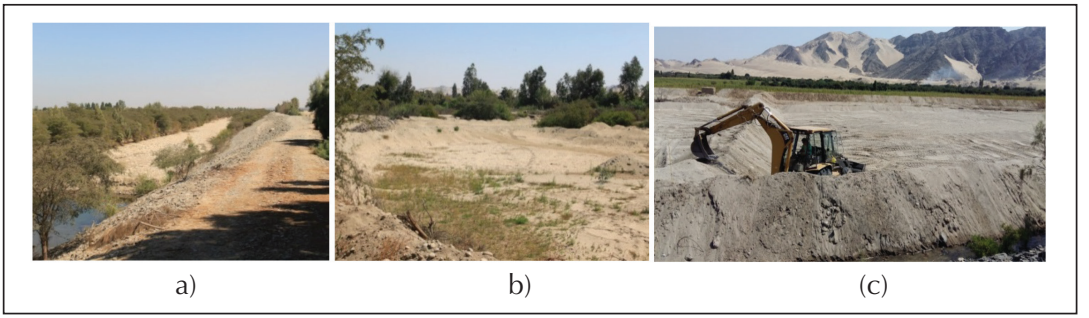
Acciones de limpieza de cauces

Un aspecto relevante a tener en cuenta es la influencia de la inversión en limpieza de los canales en el volumen infiltrado al acuífero por técnicas de inducción.

La junta de usuarios está cubriendo los costos operacionales para las labores de recarga, así como el mantenimiento de los canales, que en ocasiones han sufrido reducciones de hasta el 70 %, como es el caso del canal de la Achirana, que ha quedado cegado, sin salida. En 2015 se limpiaron 65 km de canal a cargo de la junta de usuarios. Los costos invertidos por la junta de usuarios en la limpieza de los canales en el último trienio han ascendido a 42,470 dólares americanos.

Actualmente las obras persisten, en preparación para el próximo periodo de lluvias (Figura 17.22). Las acciones a realizar en los próximos años deben contemplar un presupuesto para la limpieza de cauces y canales, cuyo grado de obstrucción es, a veces, importante, reduciendo la tasa de infiltración.

Figura 17.22. (a) Bocatoma en la "Acequia Nueva". (b) Represa de materiales sueltos para la derivación de las aguas de avenida, y (c) aspecto de las pozas laterales.



a) b) (c)

17.4.4.4. Sistema de monitoreo del agua recargada y su impacto en el acuífero

La influencia de las pozas en el nivel freático es medida mediante puntos de observación situados en las inmediaciones. Los reservorios carecen en la actualidad de sistemas para medir el volumen de agua entrante. Según la experiencia de los técnicos de Juasvi, el flujo en el río de caudales por

encima de 60 m^3/s permite que la derivación alcance todos los reservorios diseñados y operativos en la actualidad. El caudal es estimado a partir de las derivaciones (en el último año se derivó agua diez veces del cauce del río en tres meses del periodo de lluvias). Las mediciones realizadas arrojaron valores de ascenso del nivel del agua en puntos de observación situados junto a los reservorios en hasta 3.53 m, valor que puede estar sobreestimado por ser mediciones puntuales obtenidas cerca de los sitios de recarga, o bien por la cantidad de aire que se mezcla con el agua de recarga, que puede llegar hasta el 33 % en medios arenosos (Fernández, 2005).

Es preciso establecer un programa de seguimiento y vigilancia de las pozas, al menos durante el periodo de recarga, con inspección visual del estado de las bocatomas, verificar que las derivaciones de agua quedan libres de obstrucciones, tanto naturales como artificiales.

Las bocatomas deben contar con un sistema de medidas del caudal derivado, que puede ser mediante un vertedero triangular o un sistema equivalente tipo Parshall.

En general, existen varios procedimientos para cuantificar el volumen de agua que se infiltra al acuífero mediante operaciones de recarga artificial.

Entre los "directos" se encuentran el monitoreo de infiltrómetros (siendo los de disco los más usados), evolución del nivel del agua en los piezómetros adyacentes, variaciones globales de la red de control, etcétera.

Entre los "indirectos" se encuentran las variaciones en el balance hídrico y el método de la fluctuación del nivel del agua o Water Table Fluctuation modificado (WTF, en Fernández, 2005 y MARSOL 2015). Este último requiere un conocimiento del acuífero muy detallado, en especial del balance hídrico y de la distribución espacial del coeficiente de almacenamiento. El principio es muy sencillo: se reconstruye la capa freática antes y después de la recarga, se calcula el volumen de acuífero entre ambas capas, se multiplica por el coeficiente de almacenamiento y resulta así la diferencia volumétrica. Más tarde hay que aplicar las correcciones tales como disociación de la infiltración natural, salidas laterales, evaporación, etc. El método requiere de programa de cálculos volumétricos por álgebra de mapas y apoyo en la modelación.

17.4.5. *Costo de construcción de las obras de recarga*

Los costos para las pozas son variables, dependiendo del área básicamente y si es en superficie o en profundidad.

A modo de ejemplo, el presupuesto de obra del Sector Comesango, Distrito San José de los Molinos, realizado en noviembre de 2016 contaba con cinco partidas en conceptos de obras primarias, obras preliminares, movimiento de tierras y compactación, obras de captación y otros. El total ascendió a 204,170 soles, que según el tipo de cambio ronda los 63,000 US $ para una superficie cercana a 17 hectáreas.

17.4.6. *Costo de operación y mantenimiento de la obra de recarga*

Es importante reseñar los costos de personal encargado de los trabajos de recorrido, control de llenado y supervisión, además del mantenimiento mediante movimiento de tierras.

En la actividad del último año han participado 24 trabajadores externos a la Juasvi, quienes percibían jornales medios de 950 soles para el período de recarga (tiempo parcial), y un total de 22,820 soles (6,270 US $) por mes, dependiendo de la lejanía a las pozas de la zona urbana que tuvieran asignadas. El monto total se eleva a 97,500 soles / año (30,000 US $), excluidos los trabajos de movimiento de terrenos.

17.4.7. *Aceptación social de la obra de recarga*

La aceptación social es, sin duda, una gran limitante, toda vez que se requiere cambiar costumbres arraigadas en el tiempo. Existe una idea difundida que el agua solo es para riego, obvio que se fue expandiendo en que no se conocía la problemática por venir a causa de la explotación de las aguas subterráneas y los descensos de los niveles freáticos.

A la fecha se tiene que romper esa especie de "mito" en los pequeños y medianos agricultores de que el almacenamiento de estas aguas es una especie de desperdicio en contra de su posible beneficio, a pesar de que sus demandas de órdenes de riego extendidas por las juntas a las cuales pertenecen han sido cubiertas.

Cabe mencionar que en la temporada 2017 se han utilizado "excedentes de agua" y en esta oportunidad se ha hecho uso de una Resolución Directoral N° 018-2017-ANA-AAA-CH.CH. de fecha 11 de enero 2017 otorgada por las autoridades del agua, que consideraron un aporte del 20 % de agua de avenida para el aprovechamiento con fines de recarga. Este hecho fue, sin duda, un factor favorable para contar con un mayor volumen para la infiltración, aunque no se haya hecho uso de este porcentaje por requerirse mejores coordinaciones con las otras Juntas de usuarios (Figura 17.23).

Figura 17.23.. (a) Poza de infiltración en el Sector Los Aquijes y (b) algunos de los miembros del equipo implicado en la recarga de Ica, 2017.



a) b)

Se hace constar que la limpieza y subsolado del fondo de los reservorios es una medida necesaria para mantener altas tasas de infiltración. Esta medida puede ser calificada de *"éxito técnico"*, aunque, como todo, mejorable.

17.5. Conclusiones y recomendaciones

17.5.1. Propuestas de mejora del sistema actual

Cabe destacar las siguientes:

Las pozas o reservorios son dispositivos rectangulares, poco profundos, y de gran superficie, construidos fuera de los cauces. La infiltración se produce predominantemente por el fondo y los

muros suelen ser de tierra. En la zona de Ica suelen conectarse en serie en una o varias líneas. Las superficies de infiltración desparraman agua por la superficie del terreno. Con frecuencia se asocian a zonas regables. Los otros dispositivos de recarga artificial conjugados en la zona de Ica son los canales de infiltración y zanjas.

La cubierta arcillosa en tramos del cauce del río Ica ha sido extraída mediante "pozas ladrilleras", que han dejado accesos a la grava del subálveo. Estas deberán ser gestionadas adecuadamente, evitando cualquier tipo de vertido de calidad indeseable, ya que son un punto de entrada directo al acuífero que conectan aguas superficiales y subterráneas.

Se debe estudiar posibilidades de recarga inducida desde la planta de tratamiento de Bocachina, emplazada en las inmediaciones de un cauce aluvial donde aflora el flujo subterráneo por disminución del espesor del subálveo aluvial. De este modo deben ser estudiadas alternativas de recarga mediante pozos o sondeos.

El nuevo trazado (mejorado) del canal de La Achirana, viabiliza el funcionamiento de los canales laterales, siendo una alternativa con altas garantías de éxito técnico.

La limpieza de los canales es importante. Una opción a considerar es que sea fomentada por la ALA, repercutiendo costos en el nuevo sistema de tarificación, tras su última revisión en 2016. Este sistema externalizaría parte de los costos de la recarga inducida. Una alternativa para garantizar su limpieza podría ser supeditar la renovación de las licencias al estado de limpieza de los canales.

En cuanto a las superficies de recarga, una posibilidad incipiente es la inundación de áreas sin cultivo situadas en la zona marginal con excedentes de avenida. Estas zonas, que se inundan esporádicamente cada tres o cuatro años pueden ser prestadas a agricultores para su uso. Se trata de un sistema de cultivos de alto riesgo, con los que emerge una importante dicotomía entre infiltrar y cultivar.

Otros sectores, como el rincón Grande, a 1,500 m de Guacachina, sufren una importante presión urbanizadora, por lo que resultaría interesante la incorporación de elementos de hidrogeología urbana tipo *Sistemas Urbanos de Almacenamiento Sostenible* (SUDS, Tragsa, 2015).

Entre las medidas integradas, sería conveniente "oficializar" el excedente de agua para su uso potencial para recargar. Para ello es imprescindible determinar la cuantía de los excedentes, así como las transferencias laterales y hacia el mar con mayor precisión, tareas actualmente en desarrollo.

Otra posibilidad de alto éxito técnico podría consistir en fomentar medidas de retención del flujo subterráneo, disminuyendo su velocidad o creando diques enterrados, con la consecuente emanación del caudal circulante en superficie, donde podrían instalarse nuevas bocatomas.

El proyecto integrado propuesto por la ANA-BM y Juasvi contempla cuatro líneas de acción principales, a las que habría que añadir las del apartado precedente:

1. Posibilidad de diques de gravedad
2. Posibilidad de diques subterráneos para ralentizar el flujo subterráneo
3. Tratamiento de laderas
4. Recarga artificial en zonas urbanizadas mediante el tratamiento integral del agua de lluvia

Cabe añadir además que entre el paquete de medidas a aplicar quedan integrados el fortalecimiento de un comité de gestión y vigilancia, planes de explotación, monitoreo automático de la nueva red de piezómetros de observación, etc.

17.5.2. Previsiones de implementación de dispositivos MAR adicionales

En el desarrollo de su gestión hídrica se han llegado a implementar hasta cinco tipos de dispositivos de recarga gestionada: pozas, canales, diques de retención/bocatomas, filtración a través del lecho del río (RBF) y superficies de infiltración (zonas temporalmente encharcadas). La mayor parte de estas topologías están presentes en sectores de la cuenca media. No obstante, las alternativas posibles son mayores.

Los sistemas de recarga tradicionales pueden ser activos, en caso de requerir energía eléctrica para su funcionamiento, o **pasivos**, si funcionan por gravedad. El segundo tipo es el más recomendable, dada la alta pendiente de la cuenca.

Otro sistema de clasificación diferencia procedimientos permanentes, que funcionan durante todo el año, frente a los llamados **intermitentes**, temporales, estacionales o "de oportunidad". Este tipo de esquema es el más abundante, dado que la mayor parte de las precipitaciones se concentran en un período de tiempo muy corto, coincidiendo con la época lluviosa (enero-marzo/abril/mayo).

En cuanto al origen de las aguas, el plan de recarga contempla el uso de aguas de la misma cuenca, si bien deben ser tenida en cuenta la opción de utilizar agua de trasvases (proyecto Petacc).

En cuanto al elenco de dispositivos recomendables, dependiendo de la zona, el medio es especialmente proclive para obras de recarga superficiales, dada la alta permeabilidad del terreno en general. De entre todo el inventario de dispositivos para la recarga artificial de Fernández y San Sebastián, 2012 (que cuenta con 25 tipologías, hay hasta nueve tipos de instalaciones que, *a priori*, pueden ser implementadas en distintos sectores: pozas, canales, campos de infiltración, diques (de retención, permeables y enterrados), pozos, sondeos y Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS).

17.5.3. Nuevos ensayos y líneas de acción previstas para la mejora de los dispositivos

Se debe evitar usar datos de puntos de agua secos en las primeras mediciones que, como consecuencia de las operaciones de recarga artificial, entran en juego en mediciones posteriores. Por ello, hay algunos datos en puntos de la red de control en blanco en estadios iniciales con datos en las posteriores, lo que disminuye la efectividad de los interpoladores automáticos.

Existe un desfase entre el aumento del nivel del agua y la diferencia de volumen no proporcional. De esta manera, con aumentos del nivel freático medio de una magnitud determinada, los aumentos de volumen no guardan la misma relación de proporcionalidad, como consecuencia de la morfología del acuífero, su heterogeneidad y anisotropía.

La aplicación del método del WTF modificado es facilitada en acuíferos con una red de control instrumentada. Es conveniente medir la Red de control cerca del primer y del último día de cada ciclo de recarga.

La presencia de vacíos y huecos en los datos, muchas veces inevitables por ascender el nivel freático en puntos de agua inicialmente secos, introduce un margen de error en los interpoladores. De ahí la importancia de medir todos y cada uno de los puntos de las redes o bien interpolar o restituir los datos en blanco.

El método, requiere un grado de conocimiento del contacto entre el acuífero y el basamento muy bueno, de modo que cuanto mejor sea este conocimiento, mejores serán los resultados.

17.5.3.1. Actuaciones no estructurales

El punto de partida es el *"Plan de gestión del acuífero de Ica y pampas de Villacurí y Lanchas"* (ANA, 2012a), que plantea objetivos específicos a lograr mediante la propuesta de seis programas:

1. Información, difusión, sensibilización y capacitación
2. Evaluación del acuífero para determinar la oferta de agua
3. Control y vigilancia del acuífero
4. Disminución de demanda de agua subterránea con uso eficiente en riego y cambio de cédulas de cultivo con menor consumo de agua/ mayor rentabilidad
5. Incremento de la recarga del acuífero con agua superficial y uso conjunto agua superficial-subterránea
6. Modernización de la gestión integrada de los recursos hídricos

Cabe mencionar además, dentro del Programa 4, las recomendaciones relativas al control de perforación de nuevos pozos sin autorización:

1. Realizar campañas de información a las empresas perforadoras sobre la prohibición de perforar pozos sin autorización
2. Realizar inspecciones de campo para identificar pozos perforados y en perforación sin autorización
3. Iniciar proceso sancionador a los perforistas y propietarios por perforar pozos ilegalmente
4. Coordinar con los gobiernos locales el otorgamiento de licencia de funcionamiento
5. Prohibir la autorización de estudios hidrogeológicos de localización de nuevos pozos

Agradecimientos

La mayor parte de las actividades presentadas han sido desarrolladas por los ingenieros de la Juasvi, quienes desean agradecer la ayuda de la Autoridad Nacional del Agua (ANA) del Perú por su contribución en la toma de medidas para minimizar la sobreexplotación del acuífero, en especial a los doctores Abelardo de la Torre y Pedro Guerrero, y a los ingenieros Máximo Hatta, Paola Rojas y Elvis Risco, sin olvidar al resto del equipo del PGIRH. Así mismo, la ANA ha contado con apoyo del Banco Mundial para apoyo en ciertos aspectos técnicos, gracias a la coordinación de los hidrogeólogos Erwin de Nys y Habab Taifour. El consultor D. Portocarrero asesoró la elaboración de esta comunicación técnica, al igual que los técnicos de la Juasvi Alfredo Sotil y Aníbal Huaranca. Igualmente, los autores y la Juasvi agradecen a Fernando Cillóniz, Gobernador Regional de Ica, por su apoyo y confianza en esta alternativa para gestionar el agua. Finalmente se agradece a dos revisores anónimos su muy intensa labor.

Referencias

ANA. 2012- 2014. *Programa N°02: Inventario de pozos en los acuíferos de Ica, Villacurí y Lanchas*.

ANA. 2012a. *Estado situacional de las aguas subterráneas. Dirección de Conservación y Planeamiento de Recursos Hídricos*.

ANA. 2012b. *Plan de gestión del acuífero del valle de Ica y pampas de Villacurí y Lanchas. Ing. Jara e Uribe* (AAA-chaparra-chincha@ana.gob.pe).

ANA, 2013. *Incremento de la recarga en el acuífero del valle de Ica. Dirección de Estudios y Proyectos Hidráulicos Multisectoriales*.

ANA. 2013b. *Alternativas de recarga artificial de los acuíferos de Ica, Villacurí y pampa de Lanchas*.

ANA. 2015. *Modelo numérico de flujo del acuífero del valle de Ica – pampas de Villacurí y Lanchas*. Informe realizado por el Ing. D. Portocarrero.

ANA. 2016. *Informe técnico de monitoreo Participativo de la calidad del Agua Superficial en la Cuenca del río Ica*. Nº027-2016-ANA-AAA.CH.CH-ALA I-AT/SACM. Marzo 2016.

ANA-Banco Mundial. 2016a. *Modernización de la gestión de los recursos hídricos en el Perú. Proyecto "gestión integrada de los recursos hídricos en diez cuencas - PGIRH – Código SNIP n° 302961. Estudio de pre-inversión a nivel de factibilidad. Lima, septiembre de 2016*.

ANA-Banco Mundial. 2016b. *Proyecto de gestión integrada de los recursos hídricos en 10 cuencas hidrográficas del Perú. Formulación del estudio de factibilidad del proyecto*. Actividad I.A.4: monitoreo de las aguas subterráneas en acuíferos seleccionados. Lima, octubre de 2016.

ANA-Banco Mundial. 2017. *Proyecto: gestión integrada de los recursos hídricos en diez cuencas hidrográficas del Perú. Anexo b, componente i (consolidación de la gestión de los recursos hídricos a nivel nacional), subcomponente i.2 (gestión de las aguas subterráneas en la vertiente del Pacífico)*. Documento de acciones prioritarias. Lima, Mayo de 2017 (en prensa).

DINA-MAR. 2010. *Gestión de la recarga artificial de acuíferos en el marco del desarrollo sostenible*. Noviembre 2010. ISBN 978-84-614-5123-4. Serie Hidrogeología Hoy. Ed. Grupo Tragsa, 496 pg.

Fernández Escalante, E. 2005. *Recarga artificial de acuíferos en cuencas fluviales. Aspectos cualitativos y medioambientales. Criterios técnicos derivados de la experiencia en la Cubeta de Santiuste, Segovia*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

Fernández Escalante E. & San Sebastián Sauto, J. 2012. *Rechargeable sustainability. The key is the Storage. Book written in Spanish and English*. Ed. Tragsa. 2012 May. ISBN: 13:978-84-615-8704-9. 126 pg. http://www.dina-mar.es/pdf/DM-Rechargeable%20sustainability-en-sp.pdf

GORE Ica-PETACC-INCLAM Perú. *Plan hídrico regional de Ica. Resumen ejecutivo. Noviembre 2014.*

Juasvi. 2016. Evaluación y diagnóstico del acuífero del Valle de Ica. Informe nº 2, octubre de 2016.

MARSOL. 2015. Fernández Escalante, E.; Calero Gil, R.; González Herrarte, F.B.; San Sebastián Sauto, J.; del Pozo Campos, E. & Carvalho, T. 2015. *MAR Technical Solutions Review and Bata Base. MARSOL project deliverable* 13-1; 01.06.2015, at www.marsol.eu.

Minagri. 2008. *Estudio socio institucional (es) del proyecto de modernización de la gestión de recursos hídricos. Cuencas hidrográficas Chancay – Lambayeque, Ica-Alto Pampas y Chili-Quilca. Soc*. Instituto Nacional de Recursos Hídricos. Diciembre 2008.

Minagri-ANA. 2013. *Proyecto Gestión integrada de los recursos hídricos en las cuencas hidrográficas del Perú*. Resumen ejecutivo. Minagri-ANA, PMGRH-ANA.

Navarro. R. 2015. *Recarga artificial en el acuífero del valle de Ica* 2014-2015. Juasvi, ALA.

Navarro. R. (2017). Informe técnico de recarga artificial del acuífero valle de Ica campaña 2016/2017. Juasvi.

Tragsa. 2015. *La Gestión Integral del Agua de Lluvia en Entornos Edificados*. Segunda Ed. Tragsa, abril de 2015. 180 pg.

UNOPS. 2015. *Consideraciones preliminares para el diseño hidráulico de sistemas de trasvase*. INF. 14 UNOPS.

Accesos a páginas Web. Último acceso en junio de 2017

http://www.juasvi.com/

www.dina-mar.es

www.marsol.eu

https://www.youtube.com/watch?v=zhzJM-YwxL0

ANEXO 1. Inventario de pozas de infiltración en el acuífero de Ica, 2017: goo.gl/SbBGpG

18

WINDHOEK, NAMIBIA: DE LA CONCEPTUALIZACIÓN A LA OPERACIÓN Y EXPANSIÓN DE UN ESQUEMA MAR EN UN ACUÍFERO CUARCÍTICO

Ricky (EC) Murray[1], Ben van der Merwe[2], Immo Peters[3], Don Louw[4]

[1] Groundwater Africa; ricky@groundwaterafrica.co.za

[2] ENVES; ben@envescc.com

[3] IPE Engineering Services ; imba@iway.na

[4] Ciudad de Windhoek; Don.Louw@windhoekcc.org.na

* Correspondencia: ricky@groundwaterafrica.co.za; Tel.: +27-21-783 0245

Resumen

La ciudad de Windhoek se ubica en el centro de Namibia a unos 700 km del río perenne más cercano. El concepto de recargar el sumamente complejo acuífero de Windhoek se planteó por primera vez en 1997 como una alternativa al bombeo de agua del lejano río Okavango. El acuífero se estudió en detalle para establecer las características de flujo y los límites de este acuífero cuarcítico. Se realizaron cuatro pruebas de inyección en pozos de sondeo, las cuales proporcionaron la confianza

para diseñar y construir el esquema, el cual incluyó inicialmente seis pozos de inyección con una capacidad de recarga de 9,000 m³/día. La inyección a través de pozos se inició en el año 2006 y continuó hasta que el área de recarga se llenó en el año 2012. El éxito del esquema condujo a dos fases de expansión, con una tercera planeada para el año 2017. La primera consistió en barrenar diez pozos de inyección adicionales con una capacidad combinada de 675 m³/h y diez pozos profundos de extracción con una capacidad combinada de recuperación de 745 m³/h. La segunda fase de barrenado inició en el año 2016 e incluirá la penetración adicional de hasta 12 pozos profundos de inyección y extracción, con profundidades planeadas de 350 - 500 m. El objetivo es poder utilizar tanto espacio de almacenamiento disponible en los acuíferos como sea posible. Las fuentes son aguas superficiales de las presas que abastecen a la ciudad y una porción de agua residual tratada; ambas tratadas a estándares de calidad de agua potable previamente a la recarga.

Palabras clave: Acuífero fracturado; acuífero de roca dura; pozos de inyección; recarga artificial; bancos de agua, almacenamiento y recuperación (ASR)

18.1. Introducción

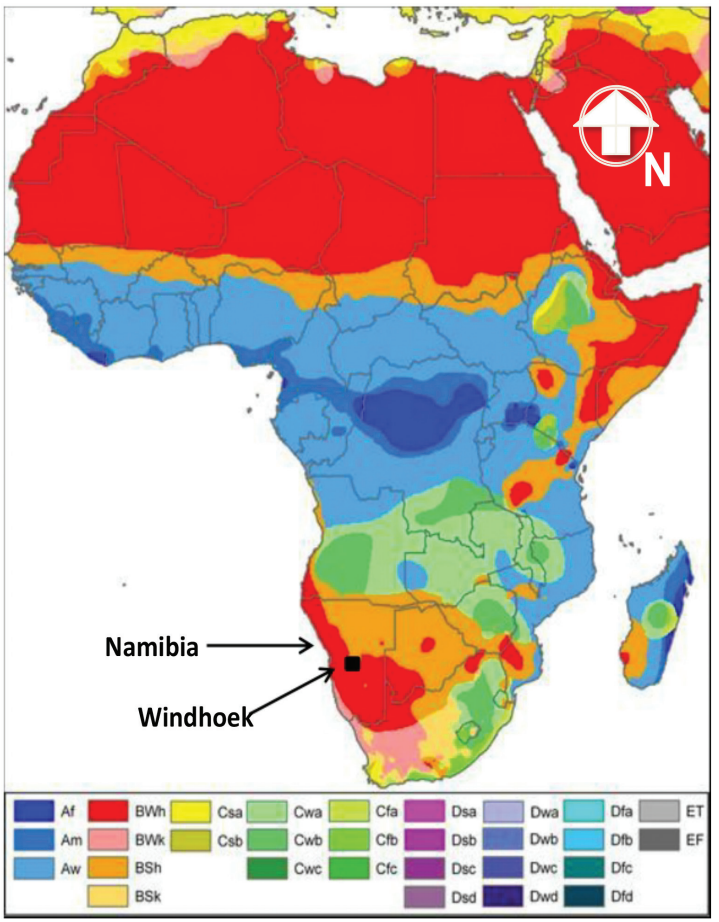
La ciudad de Windhoek se encuentra en el centro de Namibia, el país subsahariano más árido. La precipitación pluvial anual promedio en Windhoek es de 360 mm, mientras que la evaporación promedio es de 2,170 mm/año (Mendelsohn, *et al.*, 2009). No existen ríos perennes dentro de las fronteras del país; el río perenne más cercano a Windhoek es el Okavango, que se encuentra a 700 km al norte de la ciudad y constituye la frontera norte del país. La ciudad depende de tres presas, del acuífero Windhoek y del rehuso directo para abastecer a su población de 326,000 habitantes (censo de 2011). Para el año 2050 se espera que la población llegue a 790,000 habitantes y que la demanda de agua aumente del suministro actual de 27 hm³/año a ~50 hm³/año (ENVES, 2016). En los años noventa se consideraron varias opciones de abastecimiento de agua para aumentar los futuros requerimientos de la ciudad y se consideró que el más efectivo en cuanto al costo era la recarga artificial o manejo de la recarga de acuíferos (MAR). Murray y Tredoux, *et al.* (2007) y Murray (2014) propusieron usar el acuífero Windhoek como un banco de agua mediante el cual el agua superficial tratada se transferiría al acuífero para su almacenamiento y uso cuando se requiera.

Esta opción fue bien acogida por el municipio y se construyó el primer gran esquema de gestión de recarga de acuíferos en un acuífero complejo, fracturado, de roca dura. Para el año 2004, cuatro pozos de exploración se habían equipado para la recarga y para el año 2011 dos pozos adicionales se habían equipado, aumentando la capacidad combinada de recarga a 420 metros cúbicos por hora.

Dadas la creciente demanda y la amenaza a la seguridad del abastecimiento por las sequías y el cambio climático, el manejo de la recarga de acuíferos resultó ser la opción más favorable para incrementar el suministro de agua, y el esquema se expandió. Se barrenaron diez nuevos pozos de inyección y diez nuevos pozos de extracción con capacidades combinadas de 675 m^3/h (inyección) y 745 m^3/h (extracción) y actualmente se están barrenando nuevos pozos profundos (entre 400 – 500 m de profundidad) para propósitos de extracción.

El objetivo es utilizar tanto espacio de almacenamiento en el acuífero como sea prácticamente posible, ya que esto incrementará significativamente la seguridad de abastecimiento de agua a la ciudad. El efecto más probable del cambio climático a largo plazo en el suministro de agua es el incremento en las temperaturas máximas, junto con índices más altos de evaporación de los almacenamientos superficiales y sequías más frecuentes con una reducción estimada de 20 % en la precipitación pluvial promedio en el área central de Namibia (ENVES, 2016; Midgley, *et al.*, 2005; Turpie, *et al.*, 2010). Con estas consideraciones en mente, el municipio optó por incrementar la capacidad de almacenamiento y extracción del acuífero a su máximo potencial.

Figura 18.1. Clasificación del clima de Köppen-Geiger para África (Wikipedia) en la que el clima de Namibia se clasifica como desértico cálido (BWh - rojo) y semiárido cálido (Bsh - naranja).



18.2. Hidrogeología del acuífero complejo, fracturado, en roca dura de Windhoek

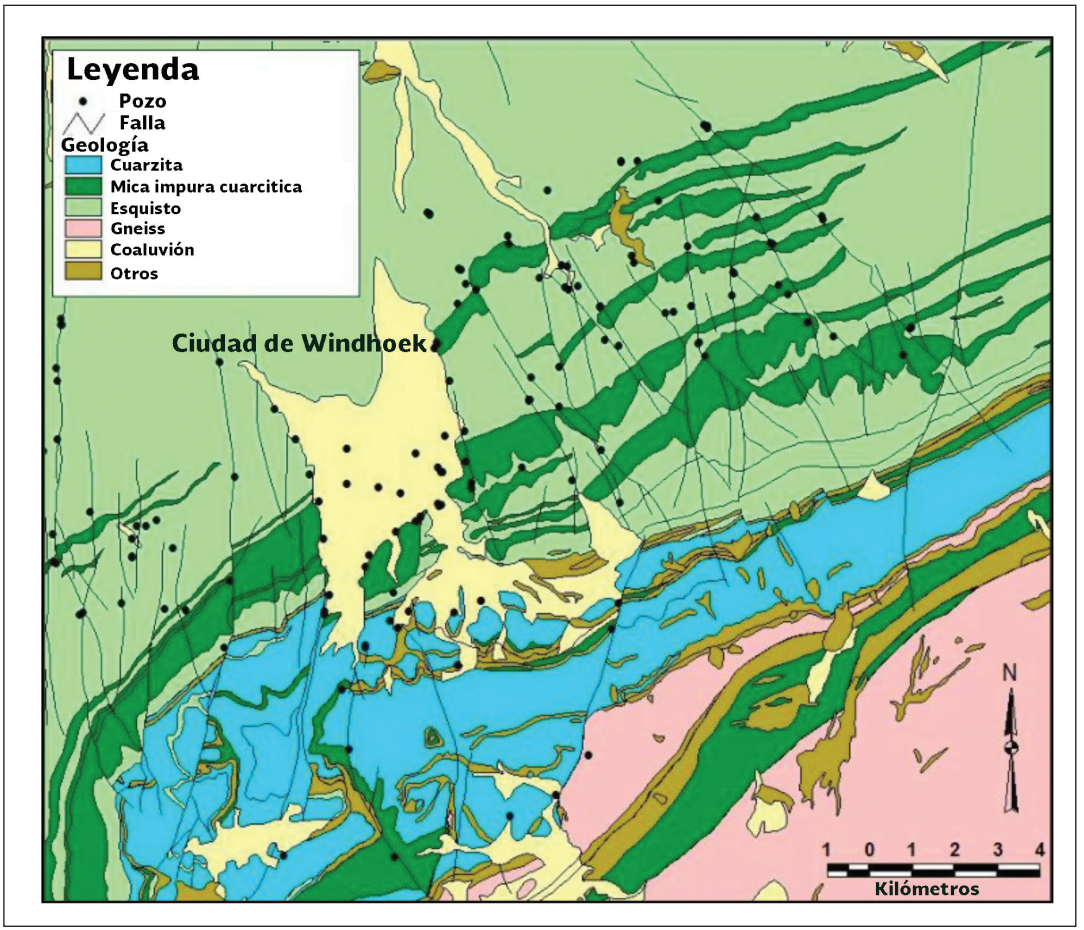
La hidrogeología del acuífero Windhoek está dominada por cuarcita fisurada y fracturada y rocas de esquisto (Figura 18.2). Las cuarcitas son quebradizas y se fracturan fácilmente, y como resultado de pliegues y fallas han desarrollado porosidad y permeabilidad secundarias. Los esquistos, por otra parte, son dúctiles y tienen poca permeabilidad secundaria. Se considera que tanto los esquistos como las cuarcitas no tienen porosidad primaria. La dirección dominante del flujo subterráneo es hacia el norte, desde las montañas de cuarcita al sur de la ciudad, hacia la ciudad misma, bajo la cual subyacen esquistos. El flujo sigue por vías preferenciales a lo largo de las numerosas fallas y zonas de fracturas que atraviesan transversalmente el área. Las cuarcitas se pueden dividir en cuarcitas puras, que forman las montañas Auas al sur de Windhoek (principalmente la formación Auas), e impuras o micáceas, que se encuentran entre la ciudad y las montañas Auas (principalmente la formación Kleine Kuppe). En el presente artículo se refiere a ellas como cuarcitas puras y micáceas, y su ubicación se muestra en la Figura 18.3. Intercalados, y hacia el norte de las cuarcitas micáceas, se encuentran los esquistos impermeables.

Los valores de transmisividad obtenidos de los pozos de mayor rendimiento oscilan entre 100 y 1,000 m^2/día para el componente de flujo por fractura temprano de las pruebas de bombeo, y las transmisividades tardías, que reflejan la permeabilidad de la red de micro-fracturas, oscilan entre 50 y 350 m^2/día (Murray, 2002). Los coeficientes de almacenamiento reflejan la naturaleza predominantemente confinada del acuífero: Las cuarcitas puras (0.009 – 0.010), las cuarcitas micáceas (0.005 – 0.008) y los esquistos (0.001) (Murray, 2002).

Un ejemplo de la complejidad de este acuífero se puede observar en el área de pozos 9/8 – 9/9. Durante el estudio de factibilidad (anterior a la construcción del esquema), se inyectó agua en el pozo 9/8A y se realizó una prueba de trazador con un colorante fluorescente entre los pozos 9/8A y 9/9 ubicados a 787 m uno de otro. Se obtuvo una velocidad de flujo sorprendentemente rápida de 216 m/hora (Van Wyk, *et al.*, 2000). Esto mostró que el agua inyectada fluyó muy rápidamente por las zonas de falla altamente permeables en las que se encuentran estos pozos.

La recarga natural, que se estima en promedio en 1.73hn^3/a (Zhang, *et al.*, 2002), es más alta en las cuarcitas puras y esto se refleja en la salinidad del agua, que tiene una conductividad eléctrica (CE)

Figura 18.2. Geología simplificada del acuífero Windhoek (Murray, 2002).

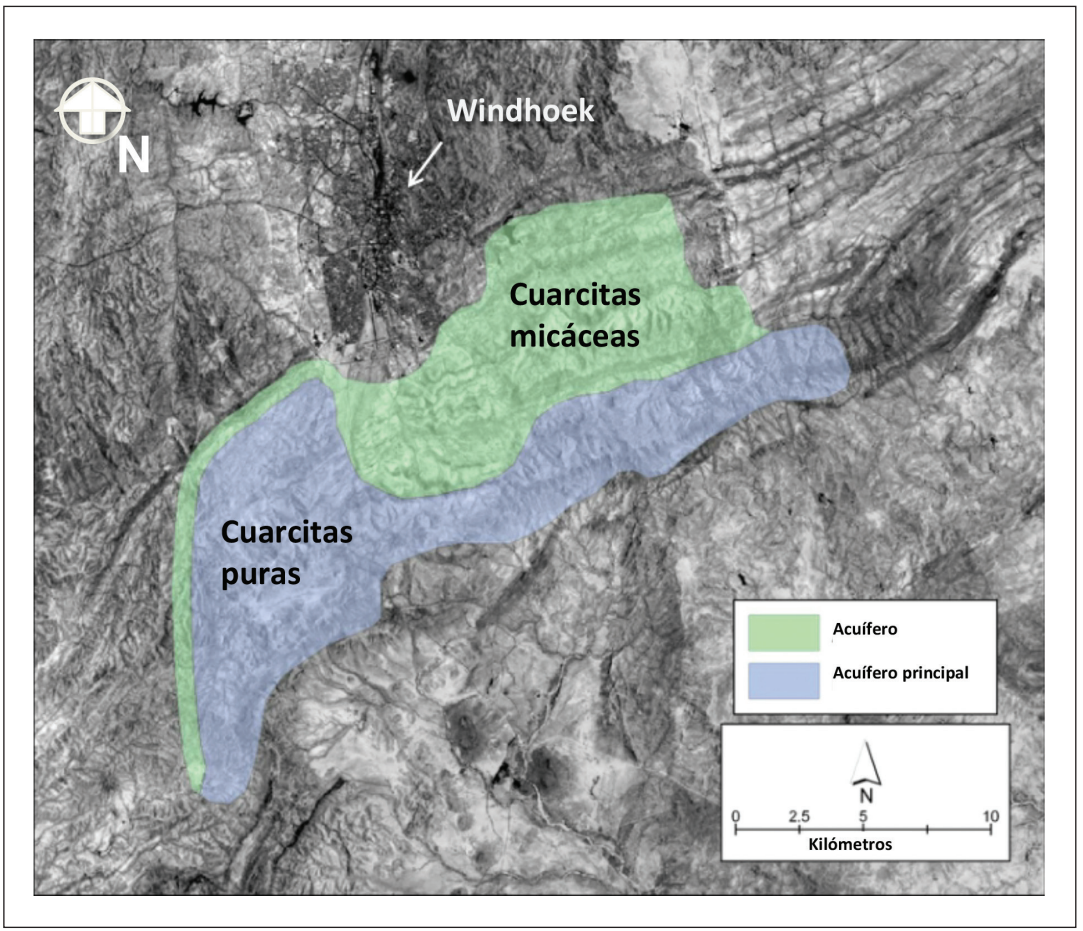


de 20 – 60 mS/m en comparación con las cuarcitas micáceas (50 – 80 mS/m) y en los esquistos (100 – 200 mS/m) (Murray, 2002). El trayecto del flujo del agua subterránea va de las áreas más elevadas predominantemente de cuarcita, donde los valores de cloruro son bajos, hacia la ciudad, donde los valores de cloruro son más elevados, y la evolución del agua subterránea a través de su trayecto descendiente de las cuarcitas hacia los esquistos sigue la tendencia característica de aguas con bicarbonato de calcio a aguas con cloruro de sodio (Murray, 2002). Los valores de 14C confirman el trayecto natural del flujo de agua subterránea de las cuarcitas puras (40 – 70 pcm) hacia las cuarcitas micáceas (20 – 40 pcm). La concentración de carbono orgánico disuelto (COD) en el acuífero es muy baja, con valores generalmente de <1 mg/L, (Murray, 2002).

Las concentraciones de arsénico en el acuífero generalmente son muy bajas y cercanas al límite de detección de 0.005 mg/L. La concentración más alta, de 0.013 mg/L, ocurre en pozos que se encuentran en los esquistos, en la parte más septentrional del acuífero. El agua subterránea en esta área es caliente y sigue un flujo profundo. Se considera un tanto probable que la mineralización de una importante falla haya contribuido a la presencia de estas concentraciones de arsénico.

Todas estas concentraciones están cercanas o por debajo del valor recomendado por la Organización Mundial de la Salud, así como del máximo nivel permisible de 10 µg/L. Se considera muy poco probable que los niveles de arsénico aumenten por encima de los valores de las directrices debido a las operaciones de recarga (WAJVC, 2005). Las áreas de recarga artificial y de banco de agua se encuentran lejos de estas áreas esquistosas con las concentraciones de arsénico ligeramente elevadas.

Figura 18.3. Representación de las litologías dominantes en el acuífero Windhoek – las cuarcitas (en azul) y las cuarcitas micáceas (en verde).



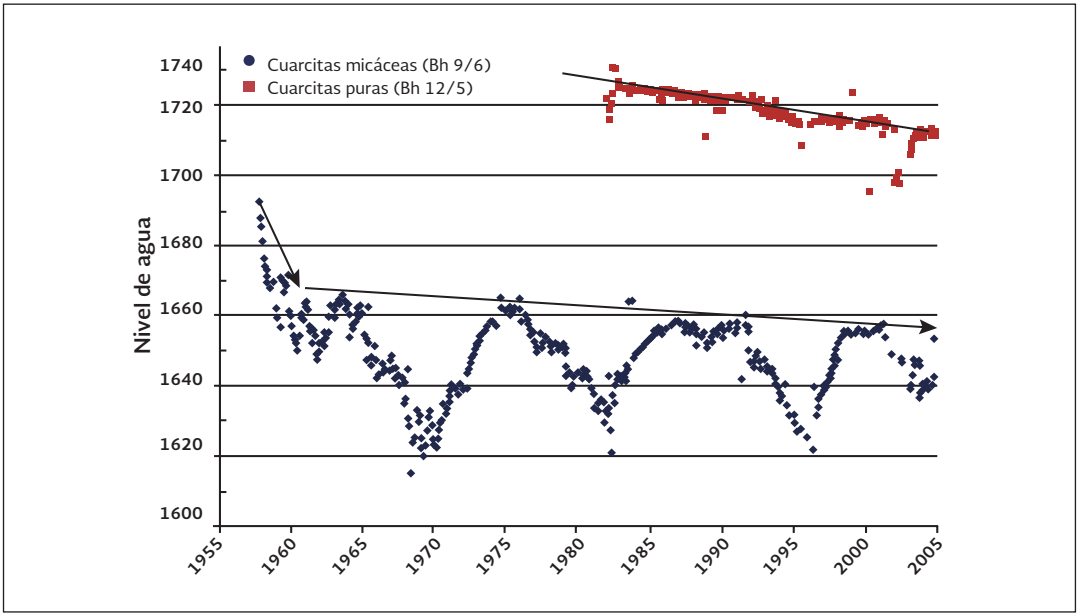
18.3. La factibilidad de recarga artificial en este acuífero anisótropo fracturado

18.3.1. Datos históricos del nivel de agua y la necesidad de incrementar la recarga

Desde los inicios de las extracciones a gran escala del acuífero Windhoek en los años cincuenta, y para cuando la recarga artificial de acuíferos se investigó a finales de los años noventa, los niveles de agua habían disminuido aproximadamente 40 m en las cuarcitas micáceas, que constituyen las principales áreas de perforación, y estaban declinando constantemente en las áreas de cuarcitas puras (Figura 18.4). Incluso después de periodos de cinco años de descanso (por ejemplo, del año 1970 al año 1975), los niveles de agua nunca volvieron a sus niveles originales. El acuífero había sido sobreexplotado y tomaría hasta una década para que los niveles de agua se recuperaran totalmente.

El volumen de agua que se había extraído del almacenamiento desde el año 1950 se calculó en el

Figura 18.4. Reducción del nivel de agua en pozos debido a extracciones a gran escala.



año 2002, utilizando un modelo numérico de diferencias finitas, en 27.9 Mm^3 (Zhang, *et al.* 2002). Los datos sobre el nivel de agua mostraron la necesidad de recargar artificialmente el acuífero en: i) las áreas de perforación de cuarcita micácea para reestablecer el nivel de agua, y ii) en las cuarcitas puras para restablecer el "banco de agua" principal, donde se encuentra la mayor parte de almacenamiento del acuífero y que de hecho había sido el más abatido como resultado de la extracción a gran escala desde los año cincuenta.

18.3.2. Pruebas de inyección de pozos

Con la finalidad de establecer la factibilidad de recargar este complejo sistema de acuíferos se llevaron a cabo cuatro pruebas de inyección de pozos tanto en las cuarcitas puras como en las micáceas entre los años 1997 y 1999. Se inyectó agua potable tratada principalmente proveniente de la planta potabilizadora Von Bach, que deriva su agua de tres presas. En total, 450,342 m^3 fueron recargados y la respuesta en el nivel del agua mostró que este sistema de acuíferos sumamente heterogéneo, que está compuesto por formaciones geológicas con características hidráulicas muy diferentes que incluyen flujos preferenciales y barreras al flujo, podría ser recargado artificialmente de manera eficaz. La Figura 18.5 presenta un ejemplo de una prueba de inyección de pozo, el pozo 12/3, que fue recargado con 118 m^3/hr (32.7 L/s) durante 35 días y los niveles de agua fueron monitoreados en los pozos circundantes.

Después del éxito obtenido en las pruebas de inyección se hizo patente que este acuífero podía ser recargado artificialmente y que la recarga debería enfocarse tanto en las áreas de los pozos existentes (las cuarcitas micáceas) como en el área principal de recarga natural y almacenamiento (las cuarcitas puras), ver Figura 18.6.

Figura 18.5. Respuesta del nivel de agua en pozos de monitoreo a la inyección de 118 m3/hr en el pozo 12/3.

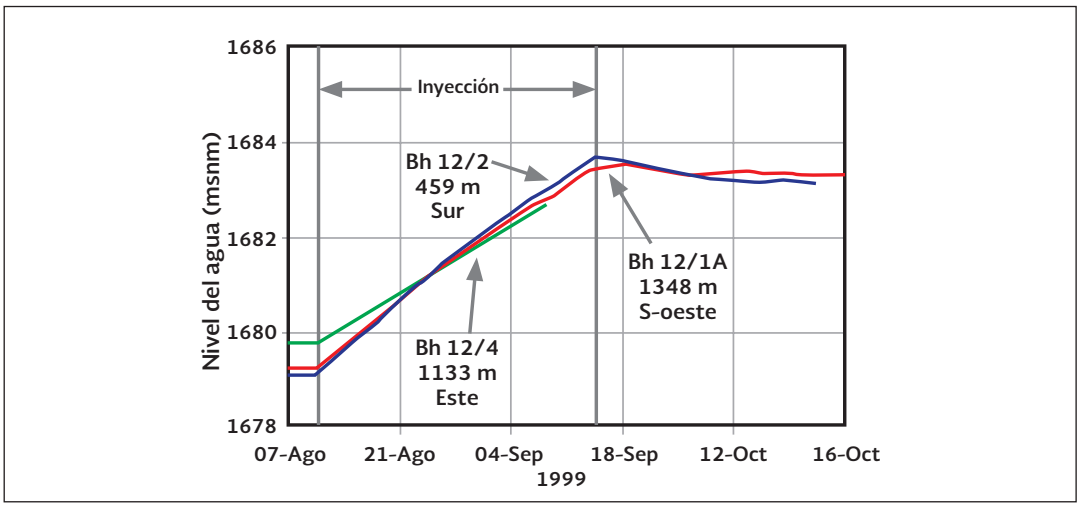
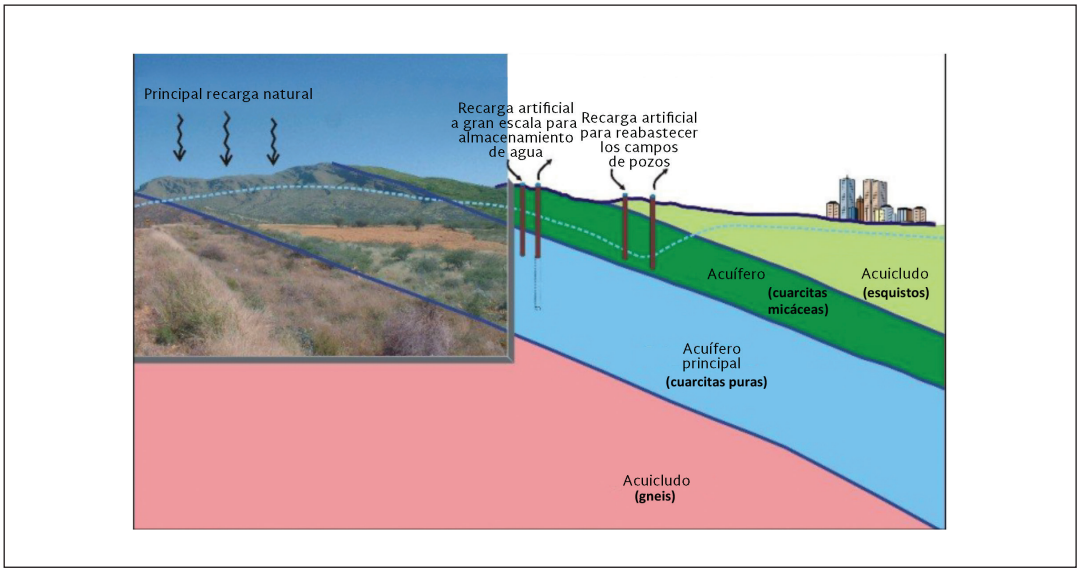


Figura 18.6. Representación esquemática de las principales litologías y áreas propuestas para la inyección de pozos.



18.4. Operación

18.4.1. Volumen de agua inyectada y respuesta del nivel de agua

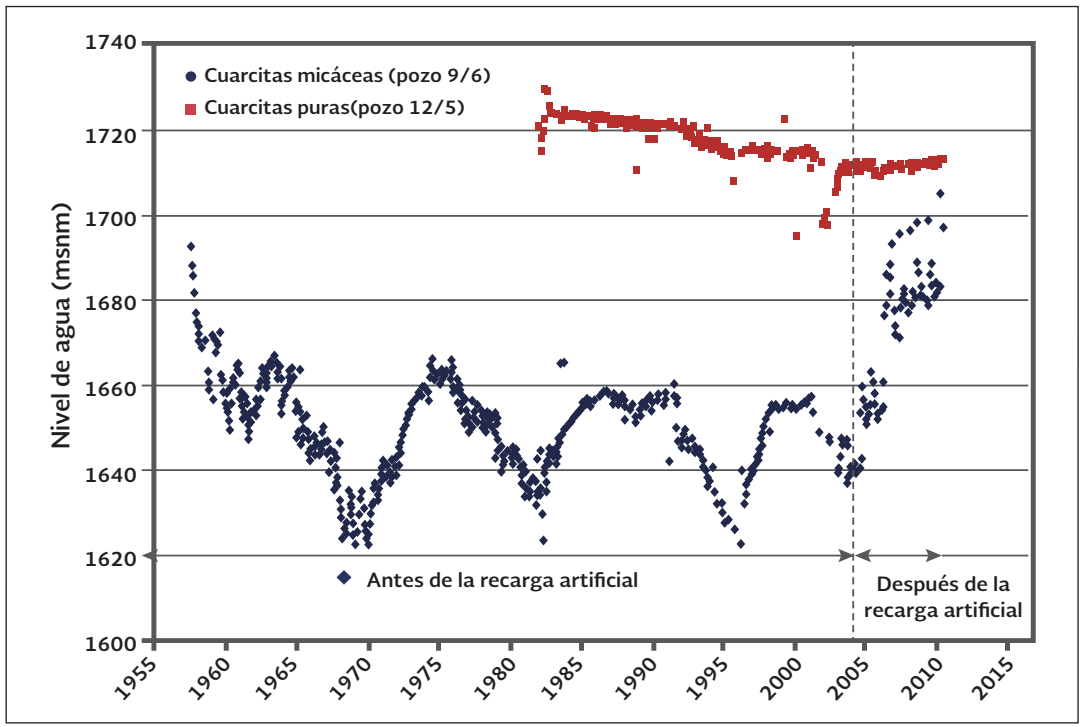
En el año 2004 se equiparon cuatro pozos para recarga y en el año 2011 se equiparon otros dos, elevando la capacidad combinada de recarga a 420 m^3/h. Por razones económicas y de logística, cinco de los seis pozos de inyección se ubicaron en las áreas de cuarcitas micáceas y solo uno en el área principal de almacenamiento de cuarcitas puras.

Entre los año 2006 y 2012, el primer periodo de "producción" de la recarga artificial (esto es, excluyendo las pruebas durante el estudio de factibilidad), un total de 2,833,795 m^3 fueron inyectados al acuífero mediante los seis pozos de recarga, y esto resultó en que algunas de las áreas de las baterías de pozos se rellenaran por completo. En total, esto llevó al volumen de agua artificialmente recargada a la fecha a 3.3 hm^3, que es aproximadamente el doble de la velocidad de recarga natural anual estimada (Zhang, *et al.*, 2002). La Figura 18.7 es una repetición de la Figura 18.4 que muestra la respuesta del nivel de agua a la recarga artificial.

Desde el inicio de la recarga artificial, los niveles de agua en el pozo 9/6 en las cuarcitas micáceas se elevó 50 m y el acuífero en esta área se recargó por completo. La precipitación pluvial promedio de los años 2002 a 2011 fue de 536 mm/a, la cual excedió la precipitación pluvial promedio de 360 mm registrada desde el año 1890 en Windhoek. Coincidentemente, esta precipitación pluvial más alta experimentada en Namibia ocurrió durante el mismo tiempo que el primer periodo operacional de recarga artificial. Si bien el aumento en los niveles de agua observado en el acuífero se puede atribuir a la recarga artificial, la excepcionalmente elevada precipitación pluvial y la recarga natural en este periodo contribuyeron a ello. La Figura 18.8 presenta los datos de extracción e inyección del pozo 9/6, los datos de precipitación pluvial y la respuesta del nivel de agua en el pozo 9/6.

Después del periodo de los años 2006-2012 de recarga artificial y de elevada precipitación hubo poca entrada de agua a las presas que abastecen a la ciudad y la extracción se reanudó a velocidades muy altas, particularmente en los años 2014 y 2015 (Figura 18.9). Los niveles de agua mostrados en la Figura 18.9 son los niveles promedio de agua de todos los pozos. Si bien los niveles de agua en el acuífero disminuyeron por consecuencia, este nivel de extracción no hubiera sido posible sin el periodo precedente de recarga artificial.

Figura 18.7. Respuesta del nivel de agua a la recarga artificial (ambos pozos se encuentran a 1.2 km de los pozos de inyección más cercanos; las diferentes respuestas del nivel de agua se deben a diferentes características del acuífero entre las cuarcitas puras y las micáceas).



La primera fase de recarga artificial se consideró exitosa en cuanto a que llenó el almacenamiento en las áreas de campos de pozos y, en mucho menor grado, donde existe un solo pozo de inyección, en las áreas de almacenamiento principal, las cuarcitas puras. El éxito de esta primera fase de recarga artificial proporcionó el ímpetu para expandir el esquema, particularmente en las áreas principales del acuífero de cuarcitas puras.

Figura 18.8. Extracción, inyección y niveles de agua con precipitación en el pozo 9/6.

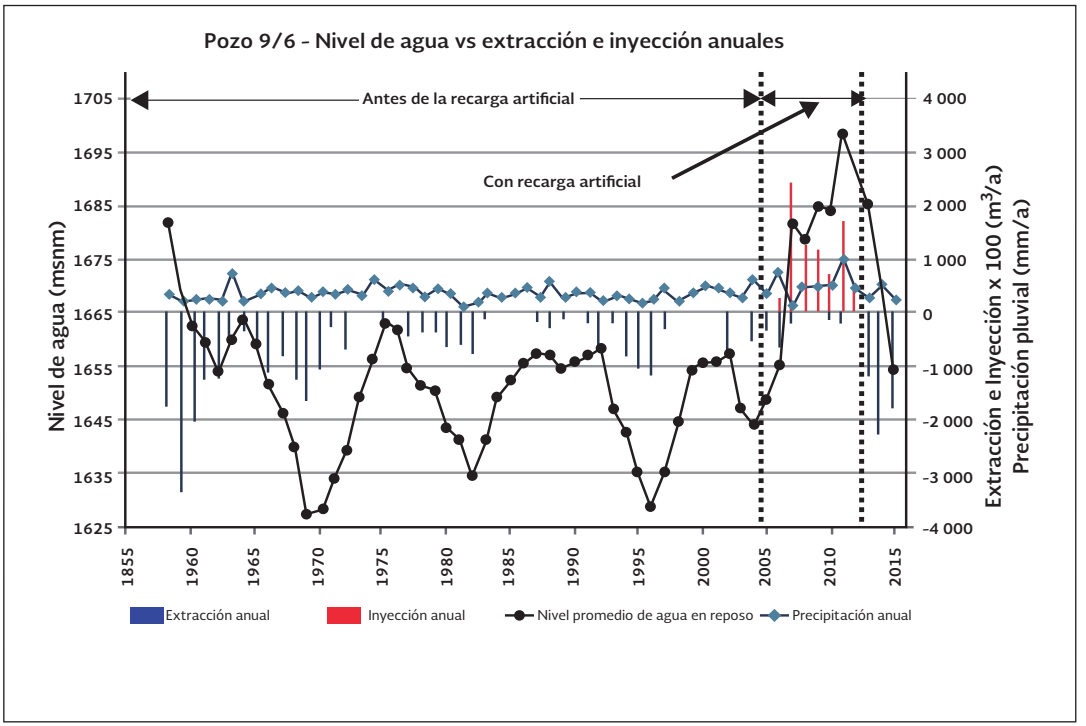
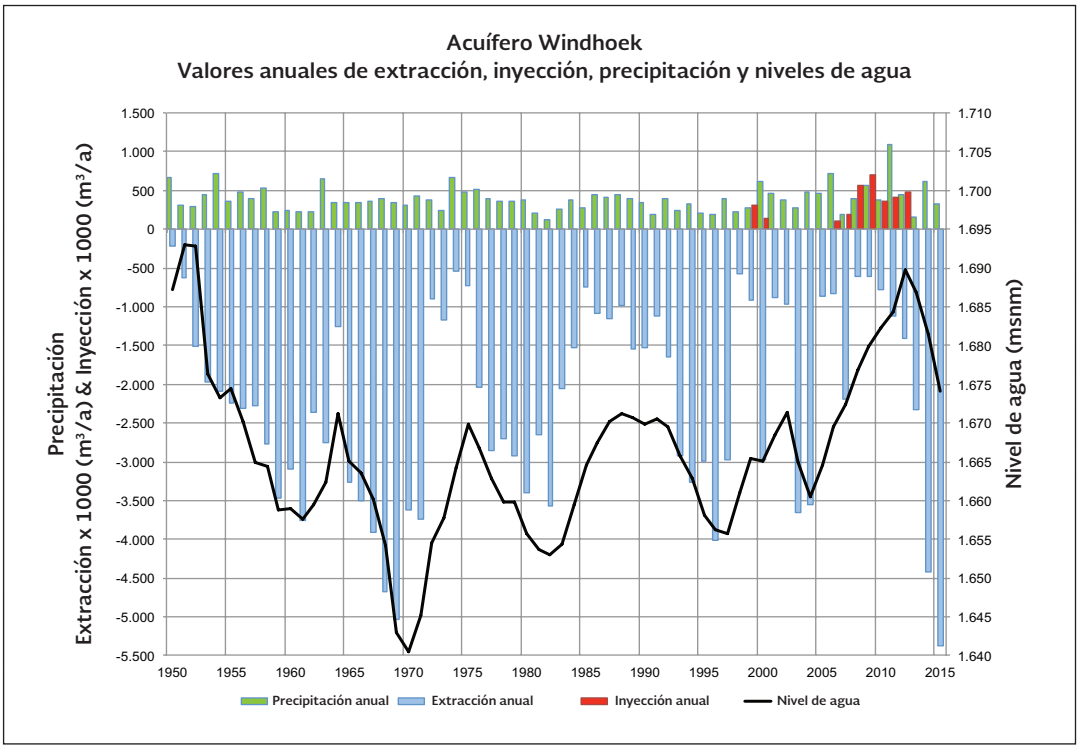


Figura 18.9. Valores totales de extracción, inyección, precipitación y niveles de agua



18.4.2. Calidad del agua

El agua de inyección es potabilizada bajo muy estrictas normas las cuales fueron desarrolladas para prevenir el deterioro de la calidad del agua subterránea y para minimizar el taponamiento de los pozos y del acuífero. El agua de inyección es una mezcla en proporción de 3 a 1 de agua superficial/ de las presas con agua residual tratada. En promedio, su salinidad ha sido de 68 mS/m o 456 mg/L STD (con base en un percentil de 95 %) y el carbono orgánico disuelto (COD) de 4.9 mg/L (con base en un percentil de 95 %) y 2.9 mg/L (en un percentil de 50 %) El agua es inyectada directamente al acuífero fracturado de roca dura mediante pozos profundos con profundidades por debajo del nivel piezométrico, donde se mezcla con el agua subterránea natural. A la fecha, la calidad del agua recuperada ha tenido una salinidad promedio de 91 mS/m o 610 mg/L de STD (con base en un percentil de 95 %) y un COD promedio de 1.1 mg/L (con base en un percentil de 95 %) y 0.4 (en un percentil de 50 %). Desde el inicio se fijaron los siguientes principios rectores para el agua de inyección:

- Que no tuviera un impacto ambiental significativamente negativo.
- Un uso sustentable del agua del acuífero Windhoek para propósitos de agua potable, de preferencia sin tratamiento o cuando mucho con poco tratamiento, como estabilización y desinfección:
- El agua de recarga debería cumplir con los estándares actuales de agua potable.
- Que no represente un riesgo adicional a la salud para los residentes de Windhoek en comparación a las fuentes actuales.
- No deberían surgir problemas técnicos significativos debido a la calidad del agua de inyección, tales como taponamiento, corrosión y demanda de tratamiento extenso previo a su distribución.
- Aceptar un deterioro de ciertos parámetros de calidad dentro del acuífero siempre y cuando la calidad del agua después de su extracción cumpla con normas aceptables.

Algunos de los parámetros de calidad del agua se enumeran en la Tabla 18.1 (WAJVC, 2005; Tredoux, *et al.*, 2007). Estas directrices se basan en la premisa de que por lo menos el 75 % del agua inyectada se originará de fuentes de agua superficial (esto es, no más del 25 % será agua residual tratada).

Tabla 18.1. Normas provisionales de calidad del agua para agua de recarga.

Parámetro	Límites provisionales de la calidad de agua de inyección
DOC (mg/L)	4
COA (tasa de crecimiento/h)	0.15
CE (mS/m)	60*
Cloruro (mg/L)	100
Sulfato (mg/L)	50
Nitrato y nitrito (como N)	5

*La CE del agua inyectada se puede ajustar hasta un máximo de 70 mS/m de acuerdo con la CE predominante en el agua subterránea en el área de recarga.

18.4.3. Arreglos institucionales

Se vencieron desafíos significativos antes de la operación del esquema. Entre estos se encontraban evaluar si el acuífero podría recibir y almacenar agua, construir la infraestructura de transporte y asegurar que la calidad del agua de inyección cumpliera con los requerimientos acordados. Sin embargo, probablemente el mayor desafío fue de tipo institucional. El agua de origen, obtenida principalmente de un sistema de abastecimiento compuesto por tres presas, se compra de NamWater, la autoridad de suministro de agua a granel, y vendida al municipio para su almacenamiento en el acuífero, operado por el mismo. Dado que no había ningún precedente para tal arreglo, esto significó nuevos desafíos y se desarrolló un modelo único. El modelo está basado en la premisa de que la Ciudad de Windhoek paga a NamWater el costo de operación del agua de recarga (esto es, se almacena al precio de costo). La ciudad paga un precio adicional a NamWater solo si se extrae en un año dado más agua que la velocidad de recarga promedio anual del acuífero, el conocido "rendimiento seguro" (1.73 hm^3/a). Este modelo beneficia tanto a las organizaciones como a los consumidores, ya que mejora la seguridad de abastecimiento durante extensos periodos de sequía y proporciona ingresos a NamWater durante las sequías (cuando normalmente venden menos agua).

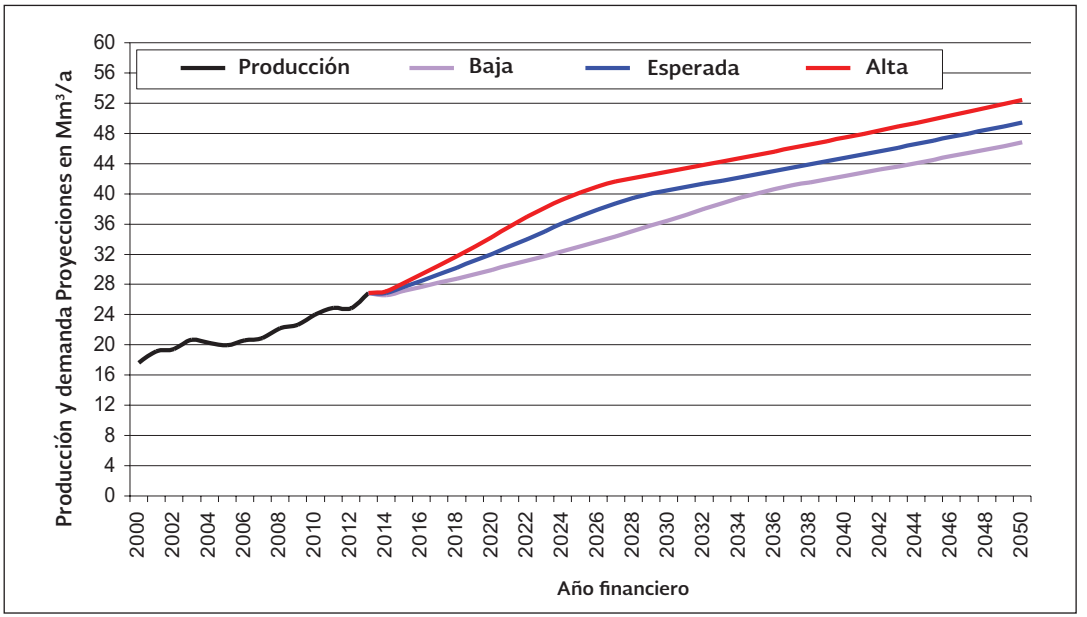
Se puede argumentar que el agua de bajo valor que se hubiera evaporado de las presas de suministro se almacena ahora en el acuífero o banco de agua para su uso durante tiempos de escasez de agua; transformándola así de un agua de bajo valor a una de alto valor al momento en que se suministre a los consumidores.

18.5. Expansión

18.5.1. Futuros requerimientos de agua

Se espera que la demanda de agua para Windhoek casi se duplique para el año 2025 de su uso actual de 26 hm^3/a. La Figura 18.10 presenta los pronósticos de demanda empleando diferentes suposiciones de crecimiento (Mendelsohn, *et al.*, 2009). Las fuentes existentes no pueden satisfacer esta demanda, por lo que se han investigado opciones de abastecimiento alternativas.

Figura 18.10. Predicción de requerimientos de agua para Windhoek con diferentes opciones de crecimiento (ENVES, 2016).



18.5.2. Futuras opciones de abastecimiento de agua

Además del manejo de la recarga de acuíferos se investigaron otras opciones de abastecimiento de agua. El análisis más detallado se concluyó en el año 2004, el cual cubrió la demanda de agua esperada en el área central de Namibia de los años 2013 a 2021. La siguiente lista cubre las opciones que se consideraron, aunque algunas fueron inmediatamente rechazadas, en el proceso de preselección debido a su costo, rendimiento o confiabilidad de las fuentes (ENVES, 2016):

- Extracción de emergencia de los acuíferos Tsumeb y Karst III.
- Manejo de la recarga del acuífero Windhoek mediante perforación de pozos profundos.
- Extracción de emergencia del río Okavango.
- Extracción continua de bajo volumen del río Okavango para suministrar agua para la recarga artificial del acuífero Windhoek.
- Cobertura del canal Grootfontein – Omatako (para reducir pérdidas por evaporación).
- Extracción del río Kunene (muy costosa, con poca disponibilidad de agua en el futuro).
- Extracción del río Orange (muy costosa).
- Desalinización de agua de mar en la costa, transferida a Windhoek (muy costosa con elevados costos unitarios de energía, pero una opción con base en un suministro de agua seguro).
- Desarrollo del acuífero Platveld (insuficiente capacidad de suministro).
- Agua de las presas Hardap y Oanob (insuficiente capacidad).
- Agua de la presa Friedenau (capacidad excedente insuficiente).
- Desarrollo a gran escala de los acuíferos de mármol Otjiwarongo (rendimiento insuficiente y reservado para desarrollo local).

Con la evaluación de las opciones antes mencionadas se seleccionó el Esquema de Manejo de la Recarga del Acuífero Windhoek como la mejor alternativa basada en la seguridad de suministro y las consideraciones de costos hasta marzo del año 2021. Además de estos, un esquema ampliado proporcionará los siguientes beneficios adicionales:

- Proporciona una relativa seguridad de suministro de agua para el área metropolitana de Windhoek hasta el año 2022 (en lugar del fallo total del sistema modelado para los años 2017/18).
- Mitigará las considerables pérdidas por evaporación del sistema actual de abastecimiento de agua de las tres presas.
- No se trata del desarrollo de un recurso completamente nuevo, sino de mejorar de la eficiencia de recursos existentes.
- Las fuentes de abastecimiento que se consideraban como no viables debido a sus bajos rendimientos anuales pueden llegar a considerarse viables para mantener lleno el banco de agua. Incluso ahorros relativamente pequeños a través de acciones de manejo de la demanda de agua (WDM) liberan agua para la recarga artificial.
- Los impactos ambientales son mínimos en comparación con otras alternativas.
- Existe un menor riesgo de escasez del abastecimiento de agua debido a reparaciones y mantenimiento en comparación con esquemas de transferencia de larga distancia. El agua se puede extraer del acuífero mediante una breve notificación, ya que habrá un gran banco de agua en la cuenca de Windhoek.
- Reducirá substancialmente el volumen de agua necesario de fuentes de abastecimiento distantes, tal como el río Okavango lo cual tendrá beneficios ambientales, para el río particularmente aguas abajo del punto de extracción y el delta del Okavango en Botswana.
- Los requerimientos de energía por metro cúbico de agua suministrada son considerablemente inferiores que los de las fuentes lejanas y la desalinización (2 kWh más elevados para la opción del río Okavango y 11.35 kWh para desalinización).

El plan de manejo de recarga de acuíferos cuenta con el apoyo del Plan Nacional de Manejo Integral de los Recursos Hídricos (IWRMPJVN, 2010), y la urgencia de actualizar el esquema fue resaltado mediante el Modelo de Área Central, el cual simula el balance hidrológico del área central de Namibia y utiliza una serie de datos mensual (ENVES, 2016). En esencia, los escenarios modelados indicaron que el proyecto de recarga necesitaba ser aprobado rápidamente e implementado con gran urgencia para poder minimizar la probabilidad de un futuro déficit de abastecimiento, y en el año 2014 un estudio de impacto ambiental evidenció los impactos socioeconómicos positivos del proyecto en relación con su importancia en crear una fuente de agua sustentable para el área central de Namibia.

18.5.3. *Estimación del potencial de la recarga artificial de acuíferos*

El acuífero de Windhoek se dividió en áreas de las baterías de pozos con base en información sobre el nivel histórico de agua y datos geológicos, y se estimó el volumen de agua que pudiera potencialmente ser almacenada y recuperada por área de batería de pozos y por "rebanada" de acuífero de 50 m a 300 m de profundidad. Para estimar el almacenamiento y la proporción recuperable de este, se tomaron en cuenta factores como el menor almacenamiento a mayor profundidad, la densidad potencial de los pozos, la transmisividad y la interconectividad de las fracturas. La Figura 18.11 y la Tabla 18.2 presentan las áreas de las baterías de pozos y los volúmenes estimados que podrían ser potencialmente almacenados y recuperados del acuífero (Murray, 2014).

Empleando este método, la mejor estimación del "banco de agua" potencial es de 89 hm^3, digamos 90 hm^3. Esta estimación es el volumen de agua extraíble que se mantiene en almacenamiento cuando el acuífero está lleno, y no toma en cuenta la recarga natural ni artificial.

Figura 18.11. Áreas de campos de pozos (los puntos representan los pozos).

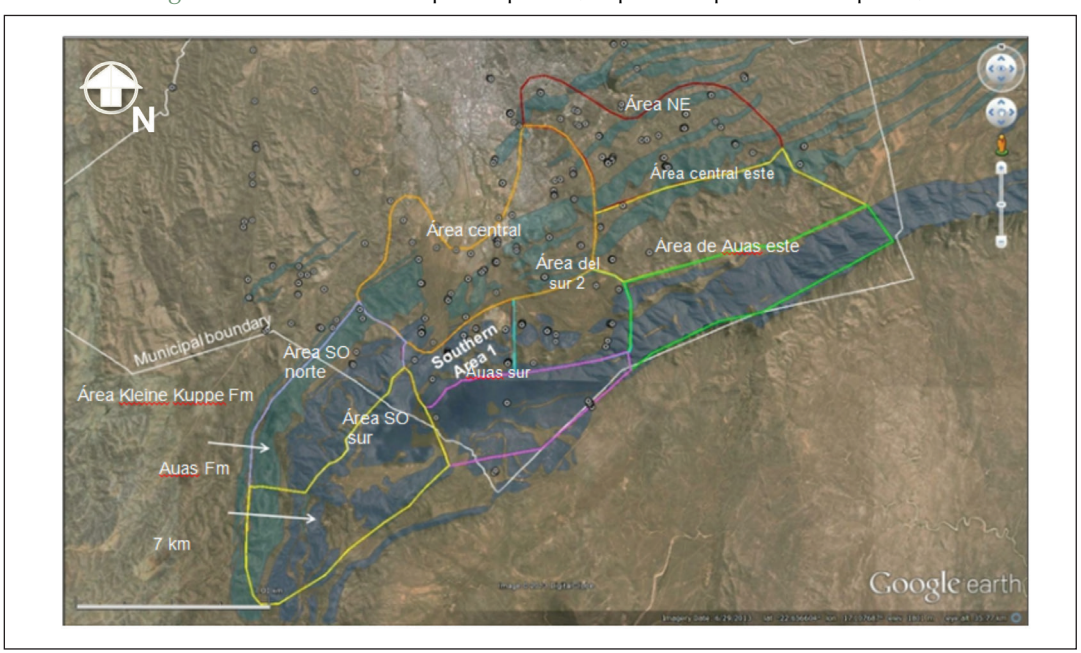


Tabla 18.2. Volumen de agua recuperable por área de campo de pozos (Murray, 2014)

Áreas de las baterías de pozos	Área		Estimación actual		Mejor estimación		Máximo	
	(km^2)	(%)	Rebanada/Volumen		Rebanada/Volumen		Rebanada/ Volumen	
Área Central								
Área del sur 1	8.2	4.4	150	9.8	200	11.7	300	14.2
Área del sur 2	12.3	6.5	25	1.1	150	5.3	300	7.2
Área NE	25.7	13.7	100	7.0	200	10.2	300	11.7
Auas sur	16.3	8.6	0	0	150	6.9	300	9.2
Auas este	20.2	10.7	0	0	100	3.8	300	6.5
Área central este	23.7	12.6	0	0	0	0.0	300	1.7
Área SO norte	20.4	10.9	0	0	200	10.4	300	12.2
Área SO sur	26.3	14.0	0	0	100	7.2	300	12.3
Total (hm^3)	100		41		89		113	
% de almacenamiento total			18		40		50	

*"Rebanada" de 50 m del acuífero

La Tabla 18.3 muestra un ejemplo de cómo el almacenamiento en acuíferos se puede emplear en las áreas de producción actuales de las baterías de pozos (campos de pozos de AC, S1, S2 y NE) en un periodo de sequías de tres años para aliviar posibles déficits. La situación "actual" se refiere a pozos existentes y la "mejor estimación" se refiere a la situación "actual" con pozos adicionales (nuevos pozos profundos, la mayoría de los cuales se pueden ubicar en sitios de pozos existentes en áreas donde se sabe que existe una alta transmisividad. La Tabla 18.3 indica que al usar las cuatro áreas existentes de campos de pozos se podrían extraer 20.3 hm^3/a en un periodo de sequía de tres años. Esto equivale a 80 % de los requerimientos anuales de agua que actualmente tiene la ciudad. Durante una sequía genuina, en la que se implementan prácticas de conservación y manejo de la demanda de agua, es probable que se puedan satisfacer todos los requerimientos de agua de la ciudad por tres años utilizando el acuífero Windhoek, siempre y cuando el "banco" esté lleno al inicio de la sequía.

Tabla 18.3. Ejemplo de rendimientos de las baterías de pozos en un periodo de sequía de tres años.

Volumen recuperable	Área central	Área del sur 1	Área del sur 2	Área NE	Total
Almacenamiento actual (hm^3)	23.2	9.8	1.1	7	41.1
Promedio de 3 años (hm^3/a)	7.7	3.3	0.4	2.3	13.7
Mejor estimación del					
almacenamiento (hm^3)	33.6	11.7	5.3	10.2	60.8
Promedio de 3 años (hm^3/a)	11.2	3.9	1.8	3.4	20.3

18.6. Planes de expansión

Los siguientes objetivos para expandir el esquema de recarga artificial del acuífero Windhoek se fijaron con base en los escenarios de modelación del balance hídrico:

1. Incrementar el potencial de abstracción de 5.5 hm^3/a a 9.15 hm^3/a para el año 2017.
2. Incrementar la recarga a 2.44 hm^3/a en el área principal del acuífero (Cuarcitas de Auas) para el año 2017.
3. Incremento de recarga a 12 hm^3/a en ambas áreas del acuífero (Cuarcitas micáceas y cuarcitas de Auas) para el año 2019.
4. Equipar los pozos para extracción de 19 hm^3/a durante sequías a partir del año 2019.
5. Incrementar la capacidad de almacenamiento del banco de agua de 41 hm^3 a 71 hm^3/a una vez completados los pozos y la infraestructura a partir de los años 2018/19.

El estado actual del esquema de manejo de la recarga del acuífero Windhoek se resume en la Tabla 18.4.

Tabla 18.4. Estado actual y expansión contemplada del esquema de manejo de la recarga artificial del acuífero

Etapa del Proyecto	Estatus
Actual	Seis pozos de inyección equipados con una capacidad combinada de 420 m^3/h. Treinta y cuatro pozos de extracción equipados con una capacidad combinada de 954 m^3/h (profundidades de toma de la bomba 150 – 200 m).
Programa de perforación del año 2011	diez pozos de inyección perforados con una capacidad combinada de 675 m^3/h. diez pozos "profundos" de extracción perforados con una capacidad combinada de 745 m^3/h (profundidades de toma de la bomba de 250 – 350 m).
Programa de perforación actual (año 2016)	Actualmente se están perforando 12 pozos de inyección. Actualmente se están perforando 12 pozos de extracción "muy profundos" (profundidades de toma de la bomba planeadas: 350 – 450 m).
Próximo programa de perforación (año 2017, dependiente de los fondos)	Se han realizado estudios geofísicos de primera etapa para identificar sitios adicionales de recarga y extracción. Se requerirán veinte nuevos pozos de inyección para satisfacer las futuras metas de inyección. Se requerirán veinte pozos de extracción "muy profundos" para satisfacer los futuros requerimientos de extracción.

18.7. Economía

Los pozos de inyección, y particularmente los pozos profundos de extracción, son muy costosos, y ubicarlos en los lugares óptimos para intersectar las fallas representa un gran desafío por su inclinación (del orden de los 80°), y localización a profundidades de 400 – 500 m. Además del mapeo geológico, se ha utilizado la geofísica, tanto aérea como de superficie, para localizar las fallas y obtener cálculos de inclinación iniciales. No obstante, la inclinación real de una falla solo se puede determinar mediante la perforación vertical, y si es posible inclinada, de pozos de exploración, requiriéndose generalmente dos o tres para determinar la inclinación de la falla. Estos pozos de exploración cuestan del orden de US$20,000 – 25,000 cada uno, y los pozos de producción US$600,000, incluyendo las instalaciones.

El costo de todo el esquema (a partir de 2016), que incluye instalación, perforación y pruebas de pozos; instalación de bombas; estaciones de bombeo para suministro a granel, y tuberías e infraestructura de suministro eléctrico, se calcula en US$49.9 millones excluyendo escalamiento o

US$52.4 millones incluyendo escalamiento. La ciudad de Windhoek ha gastado ya más de US$8.4 millones en el esquema, y pretende financiar US$9.6 millones adicionales de los US$49.9 millones requeridos; el remanente tendrá que ser financiado externamente.

18.8. Conclusiones

Entre finales de los años noventa y principios de los años dos mil se demostró la viabilidad de recargar artificialmente el complejo acuífero Windhoek. En el año 2000 se equiparon seis pozos de inyección, y después de siete años de recarga, partes del acuífero se rellenaron a sus niveles más altos desde los años cincuenta, cuando inició la extracción a gran escala. El éxito del esquema llevó a la perforación de diez pozos adicionales de inyección y de extracción, y actualmente el esquema se está expandiendo nuevamente con la perforación de pozos de inyección y de extracción muy profundos (400 – 500 m). El objetivo es maximizar el uso del espacio de almacenamiento disponible del acuífero y, con esto en mente, se planea otra fase de expansión en el futuro próximo. Al completarse su desarrollo, se espera que el banco de agua de la ciudad pueda proveer seguridad durante tres años como la única fuente de agua en condiciones de sequía.

Desde el año 2013, la demanda de agua en el área central de Namibia ha estado muy por encima del 95 % del rendimiento seguro de los recursos disponibles, y se espera que la demanda de agua, tan solo de la ciudad de Windhoek, casi se duplique para el año 2050. A la fecha, prácticamente todas las fuentes de agua locales y regionales consideradas viables dentro del área central de Namibia se han desarrollado por completo, excepto por el esquema de manejo de la recarga del acuífero de Windhoek. Desde el año 2002, varios estudios identificaron este esquema como la mejor opción para mejorar la seguridad del suministro de agua a las áreas centrales de Namibia.

En el año 2014 se llevó a cabo un estudio de impacto ambiental que reconoció los impactos socioeconómicos positivos del proyecto en relación con su importancia en la creación de una fuente de agua sustentable para el área central de Namibia. Este proyecto es por tanto considerado como una componente esencial para garantizar el futuro de la población en el área central y desempeñará un importante papel en el desarrollo sustentable y la salud socioeconómica.

Contribuciones de los autores: El Dr. R. Murray, hidrogeólogo del proyecto, evaluó la factibilidad del esquema, delineó el acuífero, determinó la capacidad de almacenamiento, identificó los principales sitios de recarga y extracción y cuantificó las tasas de recarga y extracción. El Sr. B. van der Merwe inició la recarga piloto (1996) e hizo una evaluación de la viabilidad técnica y financiera del proyecto, incluyendo la optimización de la infraestructura de extracción e inyección. El Sr. H. I. Peters fue responsable de la implementación y continuación del proyecto hasta finales de octubre del año 2015, fecha en la que se jubiló del municipio de Windhoek. Actualmente se desempeña como consultor para la ciudad de Windhoek en este proyecto. El Sr. D. Louw es el hidrogeólogo del municipio y es responsable del manejo de datos.

Referencias

ENVES. 2016. *Feasibility Report on the Windhoek Managed Aquifer Recharge Scheme (WMARS)*. Green Climate Fund – Feasibility Report.

IWRMPJVN, 2010. *Integrated Water Resources Management Plan Joint Venture Namibia. Development of an Integrated Water Resources Management Plan for Namibia: Theme Report 1: Review and Assessment of Existing Situation. Report for the Ministry of Agriculture, Water and Forestry, by Integrated Water Resources Management Plan Joint Venture* (Windhoek Consulting Engineers, Environmental Engineering Services CC, Heyns International Water Consultancy, Environmental Evaluation Association of Namibia, Institute for Management and Leadership Training and Dynamic Water Resources Management), Windhoek, August 2010.

Mendelsohn, J., Jarvis, A., Roberts, C and Robertson, T. 2009. *Atlas of Namibia: A Portrait of the Land and its People*. ISBN 978-1-920289-16-4. Published for the Ministry of Environment and Tourism by Sunbird Publishers, Cape Town, South Africa, Third Edition 2009.

Murray, E.C. y Tredoux G. 2002. *Pilot Artificial Recharge Scheme: Testing Sustainable Water Resource Development in Fractured Aquifers*. Water Research Commission Report No. 967/1/02, Pretoria. ISBN 1 86845 883 0.

Murray, E.C. 2002. *The Feasibility of Artificial Recharge to the Windhoek Aquifer*. Unpublished PhD Thesis, University of Free State, South Africa.

Murray. R. 2014. *Windhoek Aquifer Water Bank Potential. Report to the City of Windhoek*. Groundwater Africa, South Africa.

Midgley G, Hughes G, Thuiller W, Drew G y Foden W. 2005. *Assessment of potential climate change impacts on Namibia's floristic diversity, ecosystem structure and function*. Report for: Namibian National Biodiversity Programme, Directorate of Environmental Affairs by the Climate Change Research Group, South African National Biodiversity Institute (SANBI), Kirstenbosch Botanical Garden. Cape Town.

Turpie J, Midgley G, Brown C, Barnes J, Pallett J, Desmet P, Tarr J. y Tarr P. 2010. *Climate change vulnerability and adaptation assessment for Namibia's biodiversity and Protected Area System*. Final Report to Ministry of Environment and Tourism, by Anchor Environmental Consultants, Namibia Nature Foundation and Southern African Institute for Environmental Assessment.

Wastewater Division. CSIR, 2002.

WAJVC, 2005. *Windhoek Aquifer JV Consultants . Water Quality Requirements for the Artificial Recharge of the Windhoek Aquifer. Report for the City of Windhoek, by the Windhoek Aquifer JV Consultants* (Carr Barbour and Associates, Groundwater Africa and Environmental Engineering Services), Windhoek, February 2005.

Tredoux, G, Van der Merwe, B, Peters, I y Louw, D.R. 2007. *Water Quality Aspects of Artificial Groundwater Recharge at Windhoek*, Paper for Presentation at ISMAR6 Symposium, Phoenix, Arizona, USA, 28 October – 2 November 2007.

Van Wyk, B., Murray E.C., y Van Tonder, G.J. 2000. *A tracer test in a fractured aquifer that gave a groundwater flow rate of kilometers per day*. In: Sililo, O. *et al.* (eds). Groundwater: Past Achievements and Future Challenges. Proceedings of the XXX IAH Congress, Cape Town, South Africa, 26 November - 1 December 2000. A.A. Balkema, Rotterdam, pp 355-358.

Zhang, J., Tredoux, G., y Murray, R. 2000. *Windhoek Aquifer Groundwater Model. Report for the City of Windhoek, Department of Infrastructure, Water & Technical Services*, Bulk Water and



19

CONTROL DE INUNDACIONES Y SEQUÍAS MEDIANTE EL ALMACENAMIENTO SUBTERRÁNEO: DEL CONCEPTO A LA IMPLEMENTACIÓN PILOTO EN LA CUENCA DEL RÍO GANGES

Paul Pavelic[1], Brindha Karthikeyan[1], Giriraj Amarnath[2], Nishadi Eriyagama[2], Lal Muthuwatta[2], Vladimir Smakhtin[2] Prasun K. Gangopadhyay[3], Ravinder P. S. Malik[4], Atmaram Mishra[5], Bharat R. Sharma[6], Munir A. Hanjra[7], Ratna V. Reddy[8], Vinay Kumar Mishra[9], Chhedi Lal Verma[10] and Laxmi Kant[11]

1 International Water Management Institute (IWMI), Vientiane, Lao PDR;
2 IWMI, Colombo, Sri Lanka;
3 IWMI, New Delhi, India;
4 Water Resources,New Delhi, India;
5 Indian Institute of Water Management and Indian Council of Agricultural Research (ICAR), Odisha, India;
6 IWMI, New Delhi, India;
7 Agricultural Water Management at the Southern Africa Office of IWMI, Pretoria, South Africa;
8 Livelihoods and Natural Resources Management Institute (LNRMI), Hyderabad, India;
9 Central Soil Salinity Research Institute (CSSRI), Indian Council of Agricultural Research (ICAR), Regional Research Station, Lucknow, India;
10 Soil and Water Conservation, at CSSRI, ICAR, Lucknow, India;
11 Krishi Vigyan Kendra, Rampur, India.
Email de correspondencia: P.Pavelic@cgiar.org

Resumen

Las inundaciones y las sequías, junto con la sobreexplotación del agua subterránea, constituyen graves problemas en gran parte del mundo desarrollado y en desarrollo. Este artículo presenta un método, conocido como "control subterráneo de inundaciones para riego" (UTFI por las siglas en inglés de Underground Taming of Floods for Irrigation), para abordar estos desafíos de una manera integral y novedosa. El método consta de intervenciones a escala de cuenca hidrológica para recargar estratégicamente acuíferos aguas arriba durante periodos de caudal elevado, evitando así inundaciones locales y aguas abajo, y proporcionando simultáneamente agua subterránea adicional para el riego durante la temporada de estiaje para mejorar los medios de vida. Se explican las tres etapas claves y los riesgos a enfrentar al pasar de la etapa conceptual a la implementación generalizada del método UTFI. Un análisis de la cuenca del río Ganges indica que los prospectos para implementar el UTFI son altos, con una idoneidad alta o muy alta en el 68 % de la cuenca interna. Con base en un análisis hidrológico de la subcuenca Ramgana, junto con estimaciones tentativas del desempeño de la recarga basadas en métodos de recarga superficial y subsuperficial, se define el área de terreno requerida para almacenar y capturar las aguas de las avenidas y reducir los flujos pico. Los beneficios económicos para la agricultura local y aquellos para el público general por la reducción de inundaciones son substanciales, y justifican las inversiones iniciales y de mantenimiento. Después de un detallado proceso de consulta y selección del sitio, se eligió un lugar adecuado en Uttar Pradesh occidental, en donde se equipó un estanque local con pozos de recarga e infraestructura asociada para aprovechar los flujos monzónicos de un río cercano propenso a inundaciones. Este estudio piloto sirve como experimento científico y como demostración práctica. Si el estudio y el método UTFI, en general, se pueden verificar técnica, económica, social e institucionalmente, entonces existe un enorme potencial de aplicar el método para ayudar a los tomadores de decisiones a planear inversiones de adaptación y mitigación ante el cambio climático y en la mitigación de sus efectos, así como en la reducción de riego de desastres.

19.1. Introducción

Los desastres relacionados con el agua tienen importantes impactos sociales, ambientales y económicos a escala global, y existe una creciente evidencia científica que sugiere que su frecuencia y severidad continuará aumentando (IPCC 2012). Esto pondrá una mayor presión en

los países en desarrollo ya de por sí abrumados para impulsar su economía, mejorar los estándares de vida y forjar vías para el desarrollo sustentable (Agrawala y Fankhauser 2008; Patt *et al.,* 2010; World Bank 2010). Las inundaciones y las sequías constituyen el 90 % de los casos de afectaciones a personas por los llamados desastres 'naturales'. En promedio, en el periodo de 1980 a 2013, las inundaciones causaron la muerte de aproximadamente 5,000 personas, afectaron la vida de 52 millones y costaron 16 mil millones de dólares en daños cada año (CRED 2014). Las cifras correspondientes a las sequías fueron 17,000 muertes, 76 millones de personas afectadas y 3,500 millones de dólares en daños cada año. En términos geográficos, Asia eclipsa a todas las demás regiones y representa aproximadamente el 95% de todas las personas afectadas por inundaciones y sequías. Los impactos negativos de los eventos climáticos extremos son más severos para la gente pobre de los países en desarrollo, que son los más vulnerables y los que más sufren en términos de pérdida de vidas y formas de subsistencia (ACPC-UNDP 2005).

La manera de abordar la mitigación a los efectos de las inundaciones y las sequías consiste típicamente en considerar una o más medidas estructurales para almacenar y desviar/transferir agua, junto con medidas no estructurales que buscan mejorar, mediante información, la capacidad de advertencia y de respuesta ante tales eventos, así como crear instituciones y una mayor participación comunitaria (Jha *et al.* 2012). En años recientes se ha dado un mayor énfasis a la gestión integrada de inundaciones, que combina ambos enfoques. En el caso de las inundaciones, las medidas estructurales, tales como construir presas, bordos, diques y derivaciones, pueden también tener efectos negativos, incluyendo la transferencia de los problemas de inundación aguas abajo, impactos ecológicos adversos y elevados costos de inversión y de mantenimiento. Cabe señalar que, en algunos casos, pueden surgir impactos positivos en los medios de vida debido a inundaciones que son periódicas y de escala manejable, mediante el depósito de limo cargado de nutrientes en las zonas de inundación, el lavado de sales y una mayor biodiversidad (Nguyen *et al.* 2007).

Optimizar el almacenamiento de agua, tanto en superficie como en el subsuelo ayuda a mitigar ambos tipos de extremos hidrológicos: las sequías y las inundaciones. Las grandes presas son benéficas, pero también son costosas y sumamente controversiales desde varias perspectivas. Las grandes presas causan crecimiento económico, pero este crecimiento puede ser muy inequitativo y no llegar necesariamente a las comunidades más pobres (Ansar *et al.* 2014). La inundación de valles ocasiona la translocación de los asentamientos humanos afectados, y la modificación de los cauces fluviales puede tener efectos negativos en la ecología ribereña. No hay duda de que las presas tienen

un efecto positivo tanto en las inundaciones como en las sequías. Equilibrar los múltiples propósitos que se espera de una presa al definir reglas de operación adecuadas para lograr una serie de objetivos es un gran reto. Por ejemplo, las presas construidas específicamente para la generación de energía hidroeléctrica o para irrigación tienden a ser operadas desde esas perspectivas y pueden tener un bajo desempeño desde el punto de vista de control de avenidas (Goldsmith y Hildyard 1984).

Un hecho que a menudo se pasa por alto es que los almacenamientos más grandes se encuentran bajo el suelo en forma de acuíferos, donde el potencial de almacenamiento activo es generalmente vasto (Tuinhof *et al*. 2005). En tiempos de sequía, las reservas de agua subterránea, que son menos propensas a ser afectadas por la variabilidad pluvial que las aguas superficiales, pueden proporcionar suministros de agua continuos o de emergencia en casos críticos (McCartney y Smakhtin 2010). El uso del agua subterránea se ha intensificado en todo el mundo, creando enormes beneficios socioeconómicos para la salud pública, el saneamiento y la seguridad alimenticia (Giordano 2009). También ha habido impactos no deseables como resultado del bombeo intensivo, principalmente el agotamiento del agua subterránea, degradación de la calidad del agua, menores flujos a ríos y humedales, y subsidencia del terreno. Muchos de estos cambios son irreversibles a corto y mediano plazos, y la restauración de los sistemas regionales de acuíferos puede tomar décadas o siglos incluso si se implementaran de inmediato prácticas sustentables.

La ventaja del uso intensivo de agua subterránea es que la capacidad de los acuíferos para almacenar agua superficial mediante infiltración y otros métodos de recarga ha aumentado, como también ha aumentado la necesidad de que esto suceda para contrarrestar el uso no sustentable de agua subterránea en muchas áreas. Por tanto, las soluciones a las inundaciones, si se eligen sensatamente, pueden crear nuevas oportunidades durante periodos más secos lo que resulta en importantes beneficios para la protección contra sequías, la producción agrícola y el funcionamiento de los ecosistemas. Optimizar el almacenamiento de agua, particularmente en el subsuelo, ofrece un medio eficaz de mitigar las contingencias tanto por inundaciones como por sequías.

Las cuencas hidrológicas proporcionan una escala ideal para abordar problemas de recursos hídricos. El manejo de cuencas hidrológicas enfrenta en todo el mundo desafíos asociados con el desequilibrio entre la oferta y la demanda creado por la variabilidad de la lluvia (Krysanova *et al*. 2008). En la mayoría de las cuencas hidrológicas coexisten situaciones de escasez y abundancia de agua, aunque separadas por el tiempo o el espacio. En la temporada seca puede surgir escasez de

agua tan solo unos pocos meses después de una fuerte inundación monzónica y, en ocasiones, una inundación puede surgir poco después de una prolongada sequía. Mientras que en lugares ubicadas aguas abajo se experimentan inundaciones, sitios aguas arriba pueden enfrentar escasez de agua.

Uno de los principales desafíos para la investigación sobre la adaptación al cambio climático es proveer de soluciones costeables, aplicables y sustentables para los tomadores de decisiones y profesionistas (Moss *et al.* 2013). De manera ideal, las soluciones deben funcionar a varios niveles. Estas deben satisfacer no solo sus objetivos más inmediatos, sino también las necesidades de los miembros más pobres y vulnerables de la comunidad, quienes típicamente llevan una carga demasiado pesada.

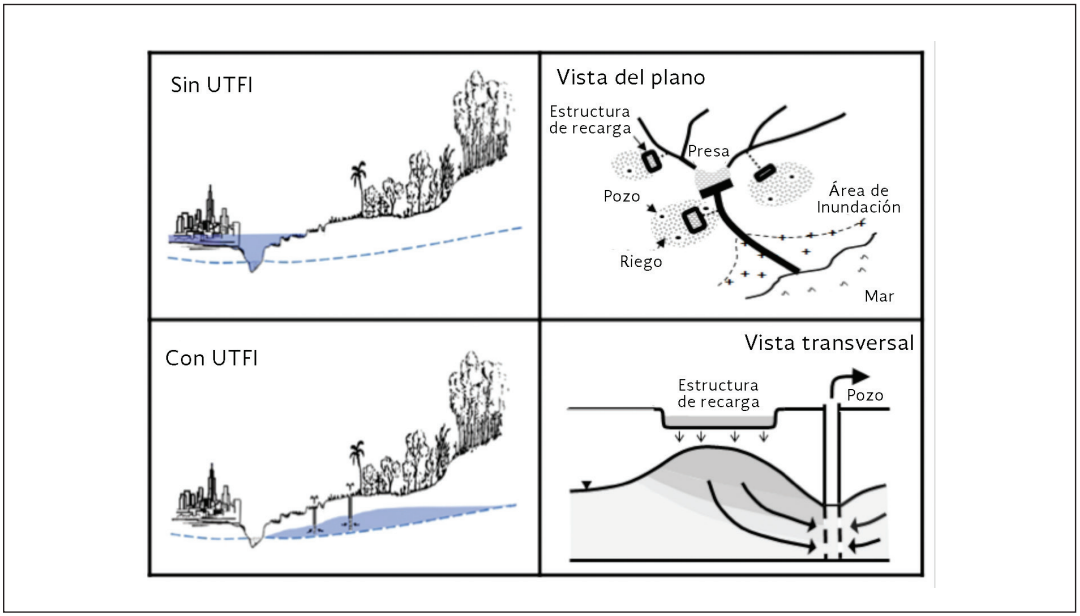
Iniciamos con la premisa de que el portafolio actual de tecnologías y prácticas para abordar los problemas actuales y futuros asociados con desastres de naturaleza hídrica son inadecuados y de que se necesitan alternativas. Este capítulo describe la idea general para un nuevo método y los pasos genéricos que se requieren tomar para su implementación, así como áreas prospectivas para futuras investigaciones. El marco que se ha desarrollado se aplica en la cuenca del río Ganges mediante un programa detallado de análisis y compromisos. Esto ha permitido acotar los prospectos de gran escala en la cuenca, mediante un análisis detallado en una subcuenca representativa, y finalmente seleccionar y establecer un estudio piloto para su implementación y prueba.

19.2. El concepto

19.2.1. Descripción y dimensiones biofísicas

En cuanto a las cuencas hidrológicas que presentan frecuentes inundaciones que impactan negativamente durante la temporada húmeda y déficits de agua en la temporada seca causados por el agotamiento de las aguas subterráneas o por sequía, la principal interrogante es ¿cómo interceptar las demasías de agua superficial para minimizar estos impactos sin afectar a los usuarios aguas abajo ni los requerimientos del caudal ambiental en la temporada seca? Una novedosa forma de gestión conjunta del uso del agua, denominada ‘control subterráneo de inundaciones para riego’ (UTFI ha sido desarrollada para abordar este problema. El concepto se representa mejor en forma visual, como se ilustra en la Figura 19.1.

Figura 19.1. Ilustración esquemática del concepto UTFI para captar, recargar y recuperar agua de inundación en áreas aguas arriba para proteger a comunidades aguas abajo.



La captura y almacenamiento de los caudales en exceso de la temporada húmeda que representan potencialmente un riesgo de inundación se lleva a cabo mediante estructuras de recarga de agua subterránea (intervenciones) instaladas en áreas aguas arriba para la protección de bienes de alto valor (urbanos, industriales, culturales, etc.), tanto locales como en áreas aguas abajo. Esto permitirá posteriormente la recuperación del agua almacenada en el subsuelo para usos productivos y el mejoramiento de los medios de vida. Por lo tanto, en cierto sentido, los impactos que se sentirían en una parte del sistema podrían ser contrarrestados para crear oportunidades en otra parte.

UTFI es una aplicación específica y única del manejo de la recarga de acuíferos (MAR) (Tabla 19.1). UTFI añade nuevo valor a los esfuerzos de MAR, a menudo *ad hoc*, y los pone en una perspectiva de mayor escala ya que ofrece una amplia gama de beneficios para áreas ubicadas tanto aguas arriba como aguas abajo. Una parte central de UTFI es la distribución de las intervenciones que mejoran la recarga en partes estratégicas de la cuenca para abastecer de agua que satisfagan la

demanda adicional durante la temporada seca, y para que esta agua sea recuperada mediante pozos agrícolas en lugar de permitir que el agua superficial se concentre y cause problemas en las zonas de inundación.

El uso de estructuras superficiales, tales como cuencas de infiltración, es preferible, ya que son las más fáciles de construir y mantener. En cambio, en algunos ambientes hidrogeológicos con capas superficiales de baja permeabilidad o en acuíferos profundos pueden ser necesario instalar sistemas de infiltración profunda, tales como los pozos de recarga. Todos los sistemas de recarga son propensos a la colmatación, y por tanto requieren un mayor pretratamiento del agua de recarga y un cuidadoso y continuo mantenimiento. Los acuíferos apropiados para el almacenamiento del agua son formaciones superiores no confinadas o semiconfinadas con una capacidad latente de almacenamiento y una adecuada productividad como acuíferos. Dados los tipos de características operacionales descritos, las inundaciones naturales de gran extensión y larga duración son las más apropiadas para UTFI que aquellas localizadas o de corta duración.

El almacenamiento del agua en formaciones subterráneas proveniente de varias fuentes superficiales (techos, drenes, canales, ríos, lagos, plantas de tratamiento de aguas residuales, etc.) en formaciones subterráneas mediante diferentes tipos de técnicas MAR se ha estado implementando por décadas (Dillon 2005). Sin embargo, hasta donde sabemos, el método UTFI todavía no se ha puesto en práctica ni se ha evaluado a escala. Algunos ejemplos de estudios de caso que son relevantes para el método UTFI se presentan en la Tabla 19.2. Estos ilustran la diversidad de ambientes y problemas en los que se ha aplicado la técnica MAR y muestran la clara preferencia hacia los métodos de recarga superficial en ambientes aluviales y problemas relacionados con la escasez de agua. Los estudios de caso 2 y 3 son los que más se comparan con el método UTFI, aunque todavía con grandes diferencias. El estudio de caso 2 considera la captación del escurrimiento de aguas pluviales de una cuenca periurbana en Australia meridional y su bombeo a un acuífero confinado para el riego de un parque. El caso de estudio 3 es para una región rural árida de Irán, donde los escurrimientos poco frecuentes se captan y se recargan para el riego.

Los orígenes del método UTFI se desprenden de un estudio MAR a escala piloto realizado en una subcuenca de la cuenca del río Chao Phraya, Tailandia (Pavelic *et al*. 2012). El desarrollo económico de la cuenca depende fuertemente de los recursos hídricos, pero regularmente se presentan severos problemas asociados con los excedentes y déficits de agua. En promedio, en la temporada húmeda,

el 28 % de la descarga de la temporada húmeda hacia el golfo de Tailandia proveniente de la cuenca (3,370 millones de metros cúbicos [Mm^3 *año*$^{-1}$]) podría ser captada sin impactar significativamente los usos de agua asociados con los almacenamientos grandes o medianos existentes o el ecosistema ribereño, en términos de evitar el ingreso de agua de mar y la contaminación de ecosistemas marinos al mantener la carga de nutrientes y de sedimento en niveles comparables al periodo anterior al gran desarrollo económico.

Tabla 19.1. Características generales del método UTFI.

Justificación	Mitigar las inundaciones estacionales y mejorar el almacenamiento subterráneo.
Escala	Cuencas pequeñas o cuenca hidrológica.
Acuífero objetivo	Principalmente poco profundo, libres o semiconfinado.
Selección de sitio	Ocurrencia e impacto de inundaciones regulares, idoneidad hidrogeológica, agotamiento de aguas subterráneas.
Diseño	Tecnologías simples de bajo costo que puedan ser manejadas por comunidades locales.
Frecuencia de operación	Pensado para capturar solo flujos excedentes, no necesariamente en cantidades iguales en todos los años.
Operación y mantenimiento	Comunidades locales que operen colectivamente con apoyo de las autoridades locales.
Beneficios	Beneficios aguas arriba y aguas abajo en términos de una mayor disponibilidad de agua subterránea, mitigación de inundaciones y mejores medios de vida.

Tabla 19.2. Estudios de caso de MAR dependientes de la captación de escurrimientos de aguas superficiales.

Estudios de caso							
Parámetro	1	2	3	4	5	6	7
Región	Australia Septentrional	Australia Meridional	Suroeste de Irán	Parte baja de Tailandia Septentrional	India Occidental	Uzbekistán	India Oriental
Tipo de agua de recarga	Agua de río	Escurrimiento de aguas pluviales	Agua de avenidas	Agua de canal	Escurrimiento de cuenca	Agua de río	Escurrimiento
Tecnología de recarga	Estanques y zanjas	Pozo de inyección	Sistema de inundación	Cuencas	Estanques, presas de contención	Cuenca de infiltración	Pozo de recarga artificial (ASR)
Volumen recargado	$100x10^6$ m^3/año	$0.25x10^6$ m^3 en 4 años	<1 a >$20x10^6$ m^3/año	5,000 m^3 en 30 días	347 $x10^3$ m^3/año	58,000 m^3 en 1.5 meses (potencialmente 100 Mm^3/año a escala)	220 mm/año
Acuífero	Aluvial, libre	Confinado, de caliza	Aluvial, libre	Aluvial, libre	Basaltos fracturados	Aluvión grueso	Aluvial, semiconfinado
Ambiente	Delta de río	Periurbano	Planicie árida	Planicies aluviales, trópicos húmedos	Semiárido	Valle semiárido	Planicies montuosas a suaves y área costera
Objetivo MAR	Esquema para reducir el uso excesivo de agua subterránea y la intrusión de agua de mar para sustentar la producción de azúcar	Piloto para probar la generación de agua dulce nueva para el riego de paisajes y reducir la descarga de escurrimientos a la costa	Captación de aguas de avenida para contrarrestar el uso excesivo de agua subterránea	Piloto dirigido a revertir el agotamiento de las aguas subterráneas	Evaluación de la recarga de microcuencas en varios años	Piloto para mejorar sustentablemente el uso de agua subterránea para riego a fin de combatir la escasez de agua aguas abajo durante la temporada seca	Utiliza los escurrimientos monzónicos excesivos para satisfacer demandas de riego

Tabla 19.2 Estudios de caso de MAR dependientes de la captación de escurrimientos de aguas superficiales (Continuación).

Estudios de caso							
Parámetro	1	2	3	4	5	6	7
Problemas encontrados	Extracción de agua subterránea sin permiso	Taponamiento de pozos	La disminución de agua subterránea persiste debido a la enorme demanda, la deposición de sedimentos y los daños por inundación al sistema	Extensa área de tierra usada como humedal para pretratamiento; el desempeño a largo plazo es incierto	Ninguno reportado	Ninguno reportado	Colmatación de los pozos de inyección
Agencia implementadora	Water boards (organización gubernamental regional)	Gobierno estatal		Gobierno central			
Fuente	Charlesworth *et al.* 2002	Pevelic *et al.* 2006	Hashemi *et al.* 2015	Pavelic *et al.* 2012	Sharda *et al.* 2006	Karimov *et al.* 2013	Holländer *et al.* 2009

Estos volúmenes, que crean un enorme peligro al concentrarse aguas abajo en zonas de inundación, podrían fácilmente utilizarse para rellenar los vastos acuíferos aluviales en las planicies centrales que se emplean extensamente para el riego de arroz y caña de azúcar. Los resultados de estudios piloto sobre recarga revelan que esta agua podría fácilmente recargar los vastos acuíferos aluviales someros situados dentro de las áreas propensas a inundaciones y aguas arriba de estas. La captación de los flujos pico tendría lugar en los años húmedos y requeriría dedicar alrededor de 200 km^2 de terreno para la recarga de agua subterránea dentro de la cuenca. Esto no solo reduciría la magnitud y los costos de las inundaciones, sino que también generaría 140 millones de dólares al año para mejorar los medios de vida de miles de granjeros y permitir así que las inversiones de capital se recuperen dentro de tiempos razonables.

19.2.2. Dimensiones financieras y económicas

La 'propuesta de valor' para el UTFI se centra en la transferencia de inversiones de enfoques tradicionales de manejo de cuencas en áreas aguas abajo a intervenciones alternativas ubicadas aguas arriba. UTFI requiere de costos continuos por adelantado que a su vez proporcionen beneficios tanto en términos de mitigación de inundaciones como de una mejor productividad agrícola, y generalmente mejoren el bienestar socioeconómico además de los beneficios existentes.

Se puede argumentar que el método UTFI no es un caso sencillo de análisis costo-beneficio, ya que los costos y beneficios tienen lugar en diferentes lugares e implican bienes y servicios tanto públicos como privados. Los beneficios públicos del método UTFI son servicios ambientales que van más allá de la mitigación de inundaciones, e incluyen mayor disponibilidad del agua subterránea durante la temporada seca y continuidad de flujos de base de agua subterránea hacia cuerpos de agua superficiales, mejorando así los bienes ambientales. Los servicios indirectos incluyen el abastecimiento sostenible de agua potable, mejoría en las actividades productivas y un mayor bienestar socioeconómico, incluyendo salud y educación. La distribución horizontal (en el espacio) y vertical (en los grupos socioeconómicos) de estos beneficios adicionales podría potencialmente resultar en una mayor prosperidad y en sociedades más equitativas, comunidades resilientes, una mejor gobernanza de los recursos naturales y ecosistemas protegidos. El método UTFI le da importancia a los servicios ecosistémicos de las intervenciones a nivel de cuenca. Se anticipa que la valuación económica de los ecosistemas conducirá a su uso óptimo y a la preservación de sus servicios.

19.2.3. Dimensiones institucionales y políticas

El método UTFI no se puede emprender unipartidariamente. Se requiere de una colaboración cercana con diferentes grupos de interés en áreas aguas arriba y aguas abajo mediante arreglos institucionales y de gobernanza que sean incluyentes y eficaces.

Los agricultores son beneficiarios clave y socios estratégicos y, por tanto, su participación y sus propiedades son fundamentales para el éxito operacional y la sostenibilidad del UTFI. La operación predeterminada de las estructuras de recarga para interceptar flujos excedentes, y quizá se permita que los flujos en años normales o secos se deriven para su uso en áreas aguas abajo cuando y donde se requieran, es una consideración de fundamental importancia. Igual de importante, y quizá un reto mayor, es el hecho de que existe una fuerte interdependencia creada entre quienes se encuentran situados en áreas bajas afectadas por inundaciones y quienes generan escurrimientos en áreas aguas arriba. ¿Cómo se puede convencer y alentar a las partes aguas arriba para que usen el suelo para propósitos de recarga y manejen esta infraestructura de manera continua para el beneficio de las comunidades aguas abajo? En áreas con usos de suelo intensivos esto puede requerir un cambio de uso de suelo para propósitos de recarga. ¿Qué papel desempeñará el número de actores involucrados requeridos para lograr impactos positivos en esta acción colectiva? ¿Cómo movilizarán recursos los actores involucrados aguas abajo para apoyar las acciones aguas arriba? ¿Cómo implementar reglas para establecer cuándo y cómo captar aguas pluviales y la cantidad mínima de agua subterránea que se necesita extraer para lograr una capacidad de almacenamiento eficaz?

El desafío de la gobernanza es identificar los mecanismos institucionales para la distribución equitativa de la compartición de costos y beneficios necesaria para asegurar la sustentabilidad de estas intervenciones y los consecuentes beneficios para los agricultores, las áreas urbanas y los ecosistemas. Se requieren de incentivos financieros y de otro tipo en forma continua que permitan el funcionamiento eficaz y continuo de la infraestructura en el largo plazo. Dado que tales incentivos tendrían que estar ligados a eventos de inundación, existe también incertidumbre en su uso, ya que tales eventos pueden ser irregulares y difíciles de predecir.

En términos de la implementación del método UTFI, existen varios modelos posibles:

- Vínculos con programas gubernamentales existentes que tienen que ver con el manejo de inundaciones, del agua subterránea y del riego.
- Instrumentos económicos, tales como el pago por servicios ambientales (PSA).
- Instrumentos no económicos (participativos).

Las agencias y programas gubernamentales con sinergias con el método UTFI trastocan varios sectores que abarcan la gestión de los recursos hídricos superficiales y subterráneos, de riego, de planeación del uso de suelo, de desarrollo urbano/agrícola y otros. Este complejo ambiente institucional se puede simplificar si se puede integrar el método UTFI en los programas y estrategias gubernamentales de desarrollo existentes. En algunos casos, la integración necesaria existe en la forma de organizaciones de cuenca, programas de mejora de cuencas, entre otros. Para entender cabalmente el contexto y los puntos de entrada para el método UTFI en la planificación urbana y rural, la participación de los actores involucrados de varios niveles y sectores es vital desde el inicio.

El pago por servicios ambientales es un instrumento institucional que vincula a los proveedores de servicios ambientales con los usuarios (esto es, los beneficiarios) con base en el principio de que aquellos que se beneficien de los servicios ambientales deben pagar, y aquellos que los proveen deben ser remunerados (Pagiola y Platais 2007). El PSA ha resultado ser un mecanismo eficaz y económico para atender diversos asuntos relacionados con la gestión de los recursos naturales; sin embargo, si bien es atractivo en teoría, ponerlo en práctica no es nada sencillo en la mayoría de los casos (Dillaha *et al*. 2007). El PSA puede dar origen a dilemas de acción colectiva a nivel local por corrupción política, relaciones de poder inequitativas y otros procesos. Dada la naturaleza y escala del método UTFI, esto tiene que ser manejado tanto con las localidades aguas arriba (vendedores) como con las localidades aguas abajo (compradores) por la comunidad, el sector privado o el gobierno mismo viendo por el interés público, o una combinación de ellos, en la que las partes trabajen juntos para cubrir los intereses tanto de los vendedores como de los compradores.

Los instrumentos no económicos (participativos) se basan en principios de gobernanza descentralizada y tienen una perspectiva de la gestión de recursos naturales, e incluyen mecanismos tales como participación y contribución comunitaria, aprendizaje participativo y regulación social. Los mecanismos no económicos se han aplicado en todo el mundo en diferentes ámbitos, tales como el agua subterránea, las cuencas, los sistemas de riego, los riesgos por inundaciones y sequías, los humedales, entre otros (Villarroya y Aldwell 1998; Shah 2009). Estos mecanismos se pueden aplicar

para llegar a arreglos entre comunidades que pueden tener condiciones socioeconómicas altamente contrastantes y problemas con los recursos naturales, especialmente cuando se consideran a escalas grandes o complejas. El éxito de los instrumentos o mecanismos participativos informales es atribuible a menudo a un fuerte liderazgo local o al apoyo de organizaciones no gubernamentales (ONG). Por lo tanto, la sostenibilidad y escalabilidad de estas iniciativas es de gran importancia. Se ha observado en general que, en la usencia de controles regulatorios, formales o informales, los agricultores tiene poco incentivo para seguir las prácticas especificadas en un ambiente político dado (Reddy 2012). Los niveles de confianza entre los agricultores y el público o los mecanismos de suministro de servicios por parte del gobierno constituyen un factor determinante clave. Si bien la continuidad y el escalamiento de estas iniciativas exitosas a pequeña escala no resultan *fácil*es, los aprendizajes que se derivan podrían integrarse a instituciones formales. Se tendrían que integrar varias instituciones participativas en el contexto del UTFI. La factibilidad de la regulación social a escala y alcanzar la equidad en el contexto del UTFI parecen razonables en teoría, pero requieren de mayor investigación.

19.3. Del concepto a la práctica generalizada

Los nuevos enfoques de la gestión del agua conllevan riesgos que deben identificarse y discutirse. En este caso en particular, los siguientes riesgos pueden clasificarse en cuatro tipos principales — técnicos (T), sociales e institucionales (SeI), económicos (EC) y ambientales (AM):

- Inadecuada selección.
- Diseño inapropiado del sistema, lo que conduce a un bajo desempeño (T, AM)
- Modelo de gobernanza mal dirigido (SeI)
- Falta de reglas de operación, lo que conduce a una mitigación ineficaz de las inundaciones (SeI).
- Fuerte inversión o grandes costos de operación en relación con otros métodos (EC).
- Anegamiento debido a una sobre-recarga del acuífero (T, AM, SeI)
- Contaminación del acuífero debido a contaminantes en el agua de recarga (T, AM, SeI).
- Intercepción de caudales ambientales aguas abajo (AM, SeI).

Para atender estos riesgos se propone una gestión adaptable, por etapas, para optimizar los beneficios de las inversiones y para evitar fracasos. Esto es consistente con los mensajes reportados por

practicantes experimentados de la técnica MAR (Bouwer 2002; Dillon 2005). También se advierte que a menos que se ponga en práctica una cuidadosa planificación podrán ocurrir fallas técnicas que raramente se reportan pero que pueden retrasar significativamente los avances.

Se espera que el avance del método UTFI desde sus inicios hasta su amplia implementación implicará una serie de pasos o etapas que conducirán colectivamente a un progreso avanzado. Por conveniencia, se definen a continuación tres etapas principales: i) Adecuada caracterización de amplia escala, ii) evaluación y pruebas a escala piloto, y iii) escalamiento.

19.3.1. *Adecuada caracterización de amplia escala*

El objetivo en este caso es llegar a comprender el probable alcance de la implementación del UTFI en una amplia región, como un país o una cuenca. Un análisis desagregado de la región serviría para para ubicar las localidades más favorables para su implementación; perfiladas como áreas en donde convergen características biofísicas, socioeconómicas e institucionales adecuadas.

En varias regiones se han llevado a cabo evaluaciones de amplia escala para examinar el potencial de la técnica MAR (Smith y Pollock 2012; Alraggad y Jasem 2010; Chusanathas *et al.* 2010). El enfoque de estos estudios consta de dos partes: 1) la naturaleza del subsuelo y su capacidad para aceptar, almacenar y recuperar agua; y 2) disponibilidad de suficiente agua para alcanzar los objetivos del proyecto. Estos son puntos de partida útiles, pero no incluyen necesariamente todos los elementos clave necesarios para una evaluación de oportunidad para el método UTFI. Se ha desarrollado una metodología generalizada para el método UTFI y su aplicación en Sri Lanka, Birmania y la cuenca del río Ganges. Los resultados de la evaluación de la cuenca del río Ganges se presentan en la siguiente sección.

19.3.2. *Evaluación y pruebas a escala piloto*

Las áreas con el mayor potencial para la implementación del UTFI se identificaron a partir de la caracterización. El siguiente paso es elaborar una prueba piloto del concepto mediante su implementación en campo.

Las principales mediciones biofísicas de desempeño son la atenuación de las inundaciones y la reducción de riesgos, junto con una mayor de capacidad de almacenamiento subterráneo y riego

intensivo. Se necesitan pruebas de desempeño continuo de varios años para capturar la variabilidad en la precipitación pluvial y las características de las inundaciones. Las operaciones sustentables de las intervenciones de recarga de agua subterránea se respaldan por una eficaz participación de los actores relevantes derivados de las comunidades y el gobierno locales. Las actividades de investigación cubrirán la selección del sitio, la caracterización biofísica y socioeconómica del sitio, diseño e implementación a escala piloto o intervenciones de almacenamiento/recarga, datos de línea base, monitoreo y pruebas del desempeño, modelación y predicción hidrológicas, capacitación y desarrollo de capacidades, arreglos de política social/institucional, y el análisis costo-beneficio. Las pruebas piloto tendrán que ser de una escala suficientemente representativa, pero a la vez alcanzable, y con pruebas y evaluaciones de operación realizadas en periodos prolongados para afinar los sistemas y protocolos de operación.

La selección del sitio es el paso de mayor importancia, ya que sienta las bases para un estudio piloto exitoso. En raras ocasiones se han reportado fallas en la técnica MAR; sin embargo, en las pocas excepciones que ha habido, el principal factor atribuible ha sido un sitio con características deficientes (Pavelic *et al*. 2010).

19.3.3. Escalamiento

Es de esperarse que los beneficios directos que puedan surgir de un estudio piloto sean modestos. La mejor manera de escalar el UTFI y los beneficios del método dependerán del empleo de herramientas que respalden la decisión, tales como los modelos hidrológicos, que ofrecen predicciones basadas en uno o más escenarios de implementación. Tales herramientas o modelos son valiosas también al diseñar los estudios piloto en la segunda etapa.

La base de evidencias generada, si se disemina adecuadamente, puede conducir a la aceptación de políticas y a las guías requeridas para que dichas políticas sean propagadas a una escala mayor por los gobiernos u otros inversionistas, lo cual puede estar ligado a programas gubernamentales continuos que tiene que ver con el manejo de inundaciones, agua subterránea y riego o con áreas transversales, tales como la adaptación al cambio climático y la mitigación de sus efectos. Involucrar a actores relevantes del sector de desarrollo, incluyendo a la iniciativa privada y a instituciones financieras internacionales, puede también facilitar la aceptación del método UTFI.

Por último, es sabido que las vías para el desarrollo rara vez son tan sencillas o directas como las que se presentan en el proceso de tres etapas definido anteriormente. Igualmente, dentro de cada etapa y entre una y otra puede haber una gran cantidad de pasos intermedios e interacciones específicas según cada caso y que son difíciles de identificar *a priori*.

19.4. Implementación potencial del método UTFI en la Cuenca del río Ganges

Esta sección es multifacética y describe las evaluaciones realizadas a escalas de cuenca, subcuenca, distrito y poblado. Se aplican una variedad de métodos y enfoques para determinar la factibilidad del UTFI en las diferentes escalas. Finalmente esto conduce a la implementación real de un estudio piloto de UTFI en un poblado prospecto.

19.4.1. Evaluación de oportunidades a escala de cuenca

La cuenca del río Ganges, en Asia del sur, en donde los problemas relacionados con las inundaciones estacionales, el agotamiento del agua subterránea y la seguridad alimentaria son particularmente graves, fue seleccionada para efectuar la adecuada caracterización. Esta es una de las más grandes (1.2 millones de km^2) y más pobladas (655 millones de habitantes) cuencas transfronterizas del mundo, que abarca cuatro países — Bangladesh (4 %), China (3 %), India (79 %) y Nepal (14 %) (JRCB 2011). Las inundaciones son de ocurrencia anual y la cuenca tiene un historial conocido de devastadoras inundaciones y las partes bajas de la cuenca son regularmente inundadas por aguas de crecidas. De hecho, algunas de las ciudades más grandes y de mayor crecimiento poblacional del Asia del sur (por ejemplo, Delhi, Kolkata, Luchknow, Dhaka) se ubican en las llanuras de inundación y zonas deltaicas altamente susceptibles a desastres naturales como inundaciones y elevaciones del nivel del mar. Las economías de los principales países ribereños de la cuenca dependen fuertemente de la agricultura, y muchas áreas permanecen sumergidas en la pobreza (Banco Mundial 2014). El rápido crecimiento poblacional y económico ha incrementado la demanda alimentaria en las últimas décadas. El área de irrigación en la parte india de la cuenca se calcula en 23 millones de hectáreas (Mha). El bombeo de agua subterránea para apoyar a la agricultura de riego constituye una de las principales fuentes de agua a lo largo y ancho de la cuenca. Esta fuerte dependencia ha

llevado al agotamiento del recurso en las planicies noroccidentales del Ganges, que incluyen gran parte de Hayana, Delhi y Uttar Pradesh occidental.

La identificación de sitios con características apropiadas para la implementación de UTFI mediante el uso de métodos y herramientas con bases científicas es un primer paso necesario. Las intervenciones UTFI requieren un enfoque zonal y deben implementarse a una escala suficientemente grande para que resulten eficaces en reducir los impactos de las inundaciones. Si bien existen herramientas en diferentes regiones para elegir sitios MAR o para determinar la variabilidad climática, las metodologías empleadas para este propósito no se pueden transferir directamente a UTFI y por ende se desarrolló un enfoque específico. Aquí se presenta solo un panorama general de los protocolos de evaluación y sus resultados; información más detallada puede encontrarse en Brindha y Pavelic (en preparación).

Los factores que ejercen influencia en la ocurrencia e impactos de las inudaciones en el Ganges se identificaron con base en literatura que se enfoca en el mapeo de riesgo de inundaciones, en el mapeo y desarrollo de zonas potenciales de agua subterránea. Se incluyeron nueve características superficiales de la cuenca (densidad de drenaje, densidad poblacional, geología, frecuencia de inundaciones, mortalidad por inundaciones y su distribución, eventos extremos de precipitación en un año, usos de suelo, pendiente y tipo de suelo), dos características del subsuelo (nivel del agua subterránea y transmisividad del acuífero) y pérdidas económicas debido a las inundaciones. Los datos relacionados con estas características superficiales y subterráneas del área fueron recabados de diferentes fuentes. El procesamiento de las capas se realizó mediante un análisis multicapa de un sistema de información geográfica (SIG), en el que se determinó un índice de idoneidad (II). Cada una de las capas se clasificó en tres grupos distintos que representan diferentes partes del ciclo de los flujos hídricos: (i) ocurrencia de inundaciones y sus impactos; (ii) captación y recarga; y (iii) almacenamiento de agua subterránea y su uso y demanda. Solamente se analizó el 43% de la cuenca, que comprende la 'zona interna', ya que se encontró que UTFI no es factible en la 'zona externa' debido al riesgo de inundaciones, sequías y pérdidas humanas/económicas. Se dispuso de datos en una amplia gama de escalas, y estos se agregaron y analizaron posteriormente a nivel de cuenca. Se asignaron rangos para las características dentro de las capas temáticas y las ponderaciones dadas a cada capa se combinaron para obtener un mapa final de índices de idoneidad organizado en cuatro clases: baja, moderada, alta y muy alta (Brindha y Pavelic en proceso).

La ocurrencia de inundaciones se tomó directamente del trabajo de Amarnath *et al.* (2012), que estableció el área máxima de inundación revelada por datos satelitales de espectroradiómetro de imágenes de resolución media (Modis). Estos datos consistieron en imágenes de 500 m de resolución de reflectancia espectral de suelo a intervalos de 8 días durante el periodo de 2000 a 2011, y se interpretaron mediante el uso de algoritmos de mapeo para la detección de inundaciones. En la cuenca del río Ganges las mayores inundaciones fueron altamente vareables con áreas que varían de 6,000 a 11,000 km^2. Los periodos de inundación más largos se dieron en 2007 y 2010 (aunque no resulta inmediatamente evidente a juzgar por la Figura 19.2).

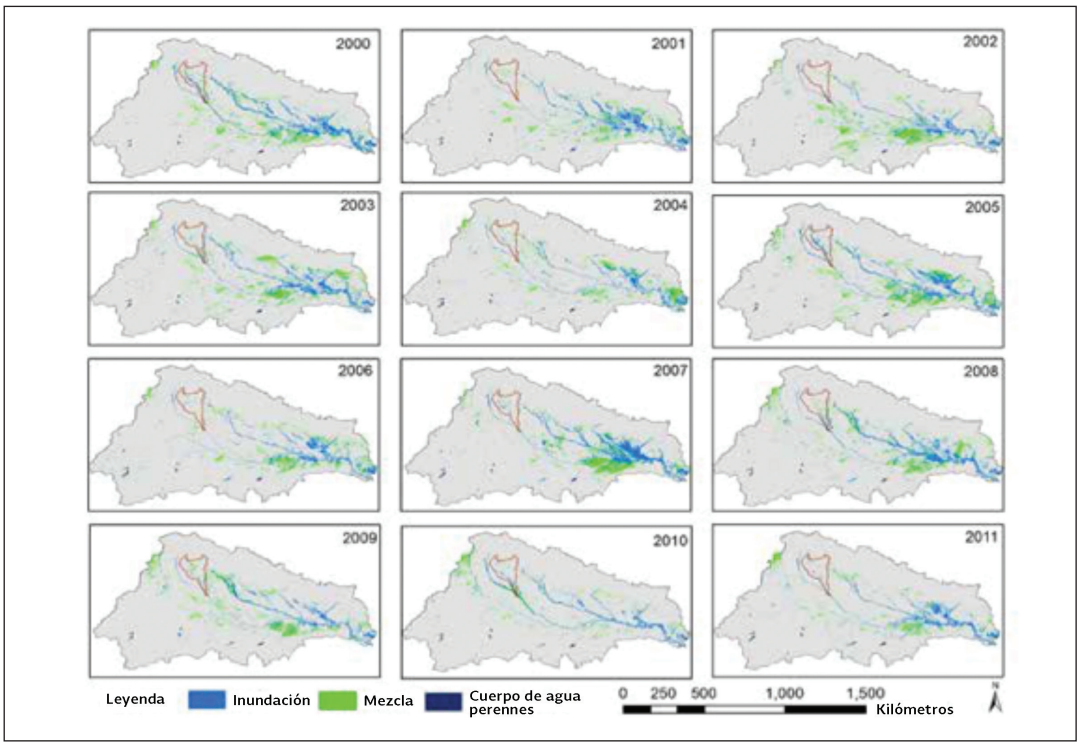
Los resultados muestran que el 24 % de la cuenca interna presentó un índice muy alto y el 44% un índice alto de idoneidad para UTFI (Figura 19.3). La distribución del índice de idoneidad revela una diferenciación de la idoneidad en la zona — no todas las áreas tienen el mismo potencial para la implementación de UTFI.

Hubo una tendencia de la periferia de las cuencas hacia un índice de idoneidad bajo, una transición natural considerando que las áreas adyacentes podrían ser excluidas del análisis. Estas áreas de tierras altas con índices de idoneidad bajos contribuyen con escurrimientos que pueden llevar provocar inundaciones aguas abajo (Sharma y de Condappa 2013). Esto subraya la naturaleza escalar del problema, y el dilema en tratar de encontrar un balance entre considerar escalas que sean demasiado pequeñas o demasiado grandes. Una escala demasiado pequeña puede desconectar a las áreas problemáticas aguas debajo de las áreas en las que existen oportunidades aguas arriba. Una escala demasiado grande crea una agregación excesiva y la separación entre las áreas aguas arriba y aguas abajo.

19.4.2. Evaluación de subcuencas

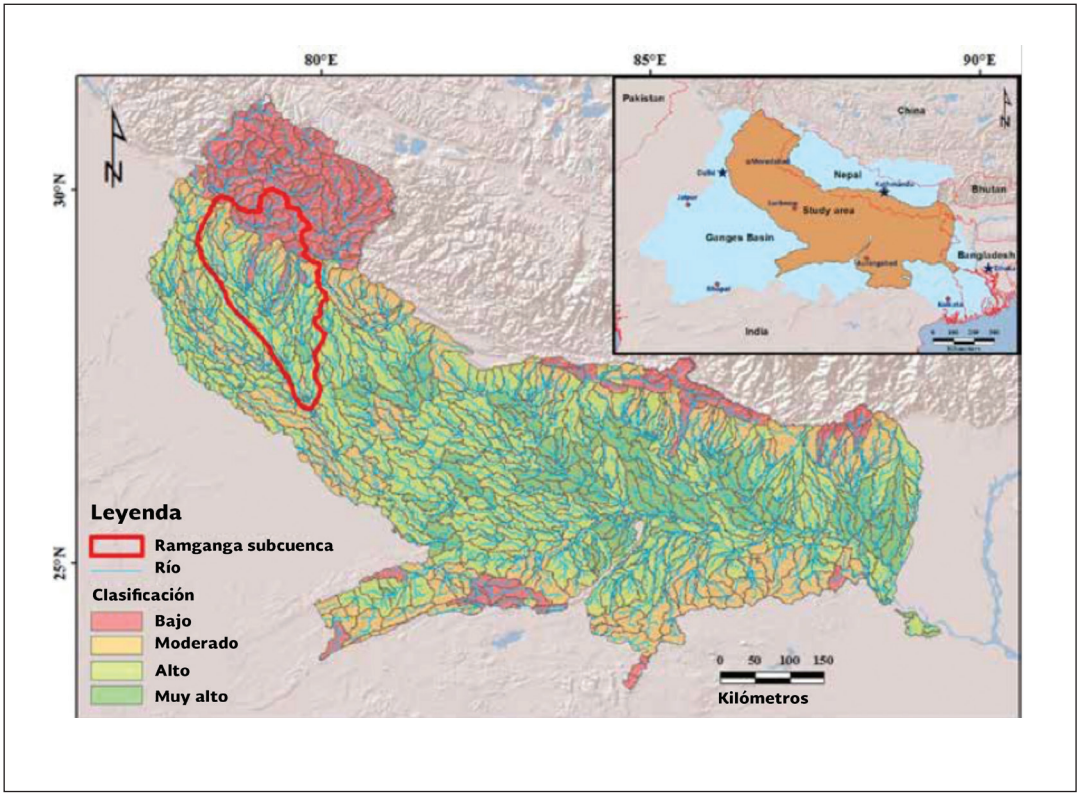
De acuerdo a la Figura 19.3, una de las áreas con potencial generalmente alto para la implementación de UTFI es la subcuenca del Ramganga. El Ramganga se origina en la zona de altitud elevada de 750 a 2,300 m antes de descender a las planicies gangéticas superiores. Su área de drenaje es de 18,665 km^2 con una descarga anual promedio de aproximadamente 200 $m^3 s^{-1}$ (ignorando el área de drenaje de un tributario en el Este, que fluye separadamente hacia el Ganges, pero que se incluye comúnmente en el análisis de la subcuenca de otros estudios). El almacenamiento más grande, el embalse Ramganga ubicado cerca de Kalagarh, provee de agua para riego y generación de energía hidroeléctrica.

Figura 19.2. Mapas de inundación máxima anual en la cuenca del río Ganges que muestran el área máxima de inundación para cada año entre 2000 y 2011. Los pixeles de inundación tienen índice de vegetación mejorado (EVI) de ≤0.1; los pixeles de mezcla incluyen agua y cubertura vegetal y de suelo, con EVI >0.1 y ≤0.3; los pixeles de cuerpos de agua de largo plazo tienen periodos de inundación >120 días. La línea roja indica la frontera de la subcuenca del Ramganga. Fuente: Según Amarnath *et al.* 2012.



En esta subcuenca se encuentra el primer río principal que se une al río Ganges, y su longitud desde la fuente hasta su confluencia con el Ganges es de 596 km. La subcuenca se extiende a dos estados administrativos: Uttaranchal y Uttar Pradesh. Los tributarios más importantes que fluyen hacia el río Ramganga son el Kho, Gangan, Aril, Koshi y Gorra. Existen aproximadamente 20 millones de habitantes en la subcuenca. Como en otras partes de la cuenca del río Ganges, el problema más desafiante en materia de gestión de recursos hídricos en esta cuenca es la diferencia entre la demanda de agua y su disponibilidad estacional. La precipitación anual promedio en la cuenca es de

Figura 19.3. Índices de idoneidad en la cuenca interna del río Ganges determinados a nivel de cuenca. Fuente: Adaptado de Brindha y Pavelic, en proceso.



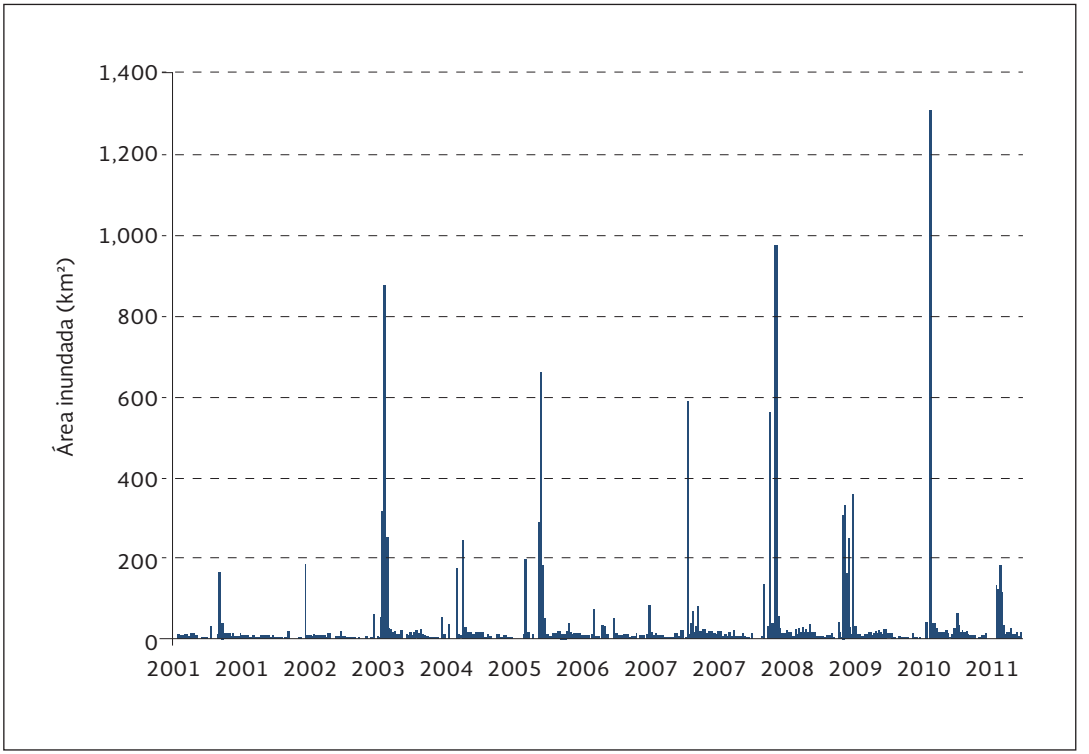
aproximadamente 900 mm y varía entre 550 mm y 1,340 mm. El periodo del monzón es de junio a septiembre y aproximadamente el 8 5% de la precipitación ocurre durante estos meses monzónicos. Igualmente, más del 80 % del flujo anual en el río Ramganga ocurre durante estos meses, lo cual resulta en vastas inundaciones. Durante el resto del año, los flujos de agua superficial son limitados, y esto tiene un impacto en los suministros domésticos y agrícolas y en los ecosistemas. Los niveles de agua subterránea están descendiendo en toda la cuenca, especialmente en áreas sin control, en donde el bombeo de agua subterránea no está siendo restituido por la filtración de canales y los flujos de retorno de aguas superficiales (CWC 2012).

19.4.3. *Relaciones entre flujos y avenidas*

La subcuenca del Ramganga tiene una alta frecuencia de avenidas, con inundaciones importantes estimadas para 2003, 2005, 2008 y 2010, con un área inundada promedio de aproximadamente 800 a 1,000 km^2 (Figura 19.4). En subcuencas de la cuenca superior del río Ganges, como la del Ramganga, las avenidas son más aparentes en el periodo de principios de agosto a finales de octubre.

Con la finalidad de conocer mejor los caudales problemáticos y para diseñar las intervenciones en forma apropiada se realizó un análisis de los flujos de la subcuenca del Ramganga utilizando el modelo SWAT (por las siglas en inglés de *Soil and Water Assessment Tool*), el cual se calibró con

Figura 19.4. Cambios temporales en la extensión de pixeles de inundación dentro de la subcuenca del Ramganga. Fuente: Según Amarnath *et al.* 2012.



registros de varias estaciones hidrométricas en un periodo de 15 años, de 1996 a 2010. Debido a que las estaciones hidrométricas estaban ubicadas en las partes superior e intermedia de la cuenca, se tuvo que usar el modelo para simular el caudal efluente total de la subcuenca. También sirvió para entender mejor la hidrología de una cuenca que será útil para otras facetas del estudio que se describirán más adelante.

El caudal mensual máximo del año simulado en la estación efluente se correlaciona fuertemente (R^2 = 0.62) con el área máxima inundada, según revelan los datos de Modis. Esto comprueba que la reducción de los caudales mensuales máximos tendrá un impacto aceptable en la reducción de la inundación. En teoría, se requiere de una reducción de caudales máximos mensuales a aproximadamente 500 $m^3 s^{-1}$ o menos para eliminar grandes inundaciones con impactos negativos, aunque probablemente no se eliminen inundaciones más pequeñas y manejables (Figura 19.5).

19.4.4. Intervenciones para reducir caudales

La Tabla 19.3 muestra los volúmenes de escurrimiento promedio para el 100 % caudal y los volúmenes requeridos para la recarga para alcanzar reducciones del 25 y 50 % del caudal. Una reducción del 50 % disminuiría el intervalo de recurrencia del caudal máximo del 210 de 16 años a 2 años. Para alcanzar la meta de 50 %, en toda la subcuenca, se necesitaría interceptar, almacenar y recargar aproximadamente 1,741 $m^3 ha^{-1}$, en promedio, o bien hasta 2,337 $m^3 ha^{-1}$ si se toma en cuenta la variabilidad de caudales.

En los suelos aluviales heterogéneos, característicos de la llanura de inundación del Ramganga, consideramos dos métodos de recarga: (i) infiltración superficial para las áreas en las que las zonas no saturadas son permeables y (ii) recarga subsuperficial para zonas menos permeables. La meta del 50 % de reducción se usa aquí para propósitos de demostración.

Para el primer método se supone que se puede alcanzar una tasa mínima de infiltración de 10 m por temporada húmeda en cualquier área identificada para recarga (Bouwer 2002), la cual es una estimación conservadora con base en la experiencia internacional bajo condiciones similares.

En este caso, en el que la meta de recarga es 1,741 $m^3 ha^{-1}$, menos del 2% del área tendría que estar dedicada a intervenciones de recarga en toda la subcuenca del Ramganga. Si se utilizaron áreas

Figura 19.5. Relación entre el área máxima anual de inundación determinada mediante datos de Modis y el caudal mensual máximo simulado con SWAT en un periodo de 10 años (2001-2010).

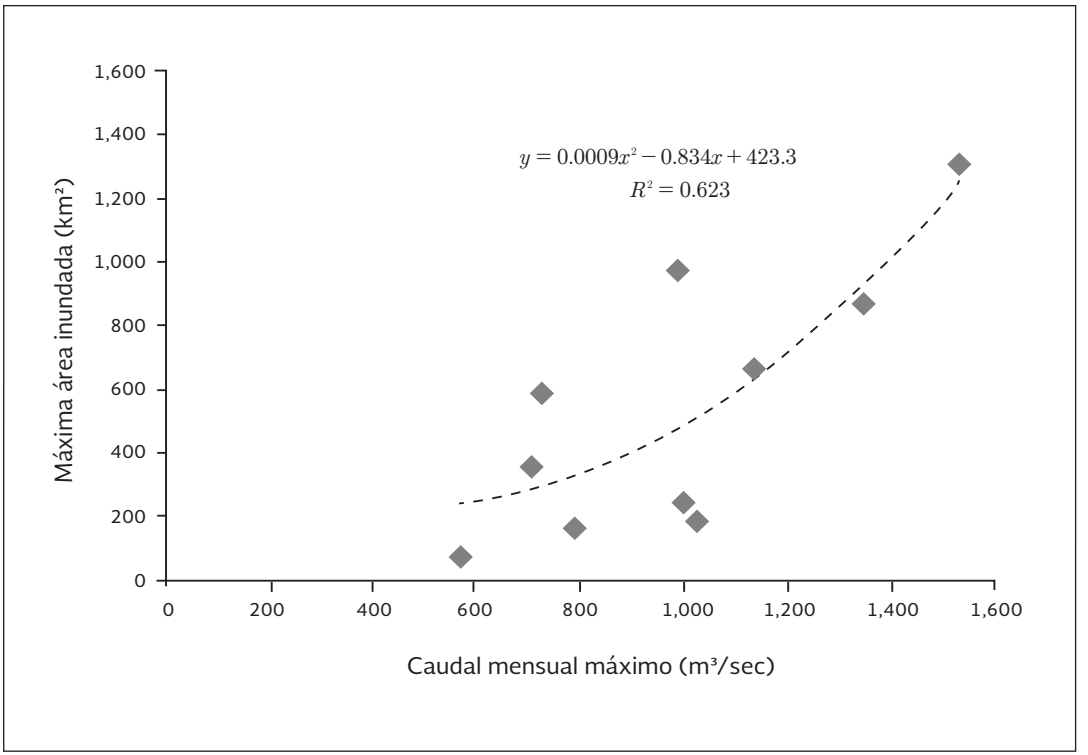


Tabla 19.3. Caudal efluente anual y desviación estándar para caudales y reducciones de caudal del 100, 75 y 50 %, y el agua captada necesaria para alcanzar cada escenario.

Porcentajes del caudal	Caudal efluente promedio anual ± desviación estándar (Mm^3)	Reducción de caudal promedio anual (Mm^3)	Rendimiento promedio de agua capturada ± desviación estándar ($m^3\ ha^{-1}$)
100	6,498 ± 2,375	0	0 ± 1,272
75	4,873 ± 1,782	1,624	870 ± 955
50	3, 249 ± 1,188	3,249	1,741 ± 636

con estratos superficiales y subsuperficiales muy permeables, se pueden conseguir mayores tasas de infiltración y el área requerida se reducirá proporcionalmente. Por ejemplo, si se consiguen 100 m de recarga por temporada se reduciría el área superficial aproximadamente a menos de 0.2 %, mientras que si solo se consigue 1 metro de recarga debido a una mala selección del sitio, el área requerida sería de hasta un 20 por ciento.

Para el segundo método se asume que se usan pozos de recarga. Con altas transmisividades en Uttar Pradesh del orden de 3,000 m^2/día (McDonald *et al*. 2015), se estima conservativamente que cada pozo puede recargar 100 m^3 $día^{-1}$ (1.2 litros s^{-1}) y que la recarga tiene lugar durante un periodo de 100 días en la temporada húmeda. Para alcanzar la meta de 50% de reducción se puede lograr con una densidad de 0.17 pozos por hectárea. Si se instalaran diez pozos en el fondo de un típico estanque de aldea, dicha instalación de estanque proporcionaría suficiente protección contra inundación para un área de 58 hectáreas.

Los valores proporcionados aquí para ambos métodos proporcionan estimaciones preliminares de cómo podría ser el posible desempeño en la práctica, tomando en cuenta cierto grado de incertidumbre. Se requerirían más datos para establecer las tasas de recarga reales, respaldadas por un análisis más riguroso que vincule los caudales con la dinámica de la recarga. Más aún, la fuerte carga de limo de las aguas de crecida del Ganges hace que el diseño de la recarga sea difícil y que sea necesario considerar un pretratamiento del agua fuente, lo que implicaría un desazolve periódico de las estructuras de recarga para lograr un desempeño eficaz y continuo.

19.4.5. Análisis costo-beneficio a nivel de distrito

Los costos y beneficios de las intervenciones UTFI son analizadas para el distrito de Moradabad, que se encuentra en la parte media de la subcuenca del Ramganga. La densidad poblacional promedio es de 745 personas por km^2, 68 % de las cuales viven en zonas rurales. El distrito tiene un uso intensivo de agua para la agricultura, 83 % de la cual es de riego, con una elevada intensidad de cosecha en tres temporadas principales. El 95 % del riego proviene de agua subterránea obtenida mediante norias o pozos. De acuerdo con la Junta Central de Agua Subterránea (CGWB, por sus siglas en inglés), más de la mitad de las unidades de evaluación cuentan con recursos de agua subterránea clasificados como 'no seguros' (esto es, sobreexplotados a niveles semicríticos) y, en promedio, la extracción de agua subterránea ha alcanzado el 95 % de la recarga. Los principales

cultivos incluyen arroz en la temporada húmeda, trigo en el invierno y maíz y mentol durante el verano. La caña de azúcar, cultivada durante todo el año, es otro de los principales cultivos.

Durante los últimos cinco a diez años no hubo sequías declaradas, aunque ha aumentado el estrés hídrico debido al agotamiento de las fuentes de agua subterránea, lo que ha causado pérdidas de productividad en algunas temporadas. El distrito de Moradabad sufre las inundaciones frecuentes. En los últimos cinco años ha tenido tres inundaciones: en septiembre de 2010, agosto de 2012 y julio de 2014. Tanto las de 2010 como la de 2014 fueron severas y resultaron en la pérdida de vidas así como en severos daños a cultivos y propiedades en áreas urbanas y rurales. Varias poblaciones del distrito de Moradabad quedaron sumergidas, a grado tal que las agencias estatales de atención en casos de inundación se vieron sobrepasadas y se requirieron operaciones militares de rescate.

Empleamos aquí el ejemplo del grado y costo de los daños causados por las inundaciones en 2010. Según los cálculos oficiales, ese año hubo 28 pérdidas de vidas humanas y 412,000 personas se vieron afectadas en 216 poblaciones, mientras que las afectaciones ascendieron a un total de un millón de rupias (aproximadamente 17 millones de dólares). Este cálculo de daños/costos no incluye las pérdidas humanas, las pérdidas debido a retrasos en el transporte, las pérdidas de días escolares o laborales, ni las pérdidas debidas a problemas relacionados con afectaciones a la salud.

Las mediciones del flujo de efectivo utilizando los datos sobre daños por inundación, costos de inversión y beneficios a los grajeros por el UTFI se calculan con base en un conjunto de suposiciones, con el fin de llegar a la evaluación del costo-beneficio en un marco de tiempo de 20 años usando tasas de descuento del 3 y el 8 % (Tabla 19.4). Suponemos que aproximadamente el 25 % de las áreas cultivables no utilizadas y los terrenos baldíos y sólo 2 % de las tierras regadas necesitan dedicarse a la captura de aguas de crecida bajo las intervenciones de UTFI. El agua capturada es suficiente para permitir por lo menos una aplicación de riego adicional para apoyar el cultivo durante periodos de escasez de agua. El costo capital de establecer las intervenciones UTFI (36,000 rupias/USD 600 por hectárea) se fija en tres veces la designación hecha para programas de manejo de cuencas a nivel nacional, debido al gran volumen de aguas de crecida que tendrían que retener en dicha área. El valor de renta de las tierras de riego se usa para calcular el costo de oportunidad de emplear esta tierra para intervenciones UTFI. El costo adicional de recuperación del agua subterránea para riego se supone que es equivalente al costo que tendrían los agricultores por rentar equipos de bombeo (incluyendo el diésel). Los costos de gobernanza se calculan según el salario anual del personal

necesario para supervisar las intervenciones de UTFI. Las ganancias de los agricultores mediante un cultivo más intenso y diverso se calculan utilizando los precios prevalecientes en el mercado. Se calcula que los precios de producción (a pie de granja) son del 80 % de los precios de mercado al mayoreo.

Los agricultores usan el agua subterránea adicional proporcionada por las intervenciones UTFI para destinar más tierra a la siembra de cultivos de seguridad alimentaria (el arroz se toma como cultivo modelo), cerrar la brecha de rendimiento (el cultivo modelo es la caña de azúcar) y posteriormente diversificar el patrón de cultivo (más papas, menos caña de azúcar) para incrementar sus ingresos. La intensidad de los cultivos aumenta a 195 % (de 188 %) con tan solo una aplicación de riego adicional, y puede llegar a 250 % con una adopción más amplia y una implementación a una mayor escala del método UTFI. Cálculos preliminares muestran que los agricultores se benefician por mayores ganancias a través de una mayor intensidad de los cultivos (42 millones de rupias/0.7 millones de dólares por año, en promedio), el cierre de la brecha de rendimiento y la diversificación de cultivos (812 millones de rupias/13.5 millones de dólares por año, en promedio). Los beneficios de la prevención de daños por inundaciones y los ahorros al gobierno en operaciones de emergencia de rescate por inundaciones son substancialmente importantes para justificar las inversiones en intervenciones UTFI. Los réditos son bastante elevados, incluso si se consideran solamente los beneficios a los agricultores y a la economía agrícola local. También resulta aparente que se podrían alcanzar niveles elevados del valor actual neto (VAN) y de la tasa interna de retorno (TIR); sin embargo las cifras sólo son indicativas y se requieren datos de campo detallados para un análisis económico más robusto de UTFI. Más aún, este análisis proporciona una guía sobre la viabilidad del UTFI en el Distrito de Moradabad en ausencia de cualquier intervención comparativa, como presas medianas o grandes.

Tabla 19.4. Análisis costo-beneficio de la implementación de UTFI en el Distrito de Moradabad, Uttar Pradesh, India.

Concepto	Rupias indias (millones)	Dólares americanos[1] (millones)
Costos		
Inversión total, establecimiento de intervenciones para la captura de aguas de crecida	286.9	4.78
Costos totales de operación y mantenimiento (OyM)	237.3	3.96
a) Costo promedio anual de OyM para el mantenimiento de las estructuras de UTFI	28.7	0.48
b) Costo de oportunidad de adquisición de terrenos	91.2	1.52
c) Recuperación de agua subterránea para riego	117.3	1.96
d) Gobernanza de UTFI (supervisión)	0.2	0.003
Beneficios		
Beneficio por prevención de daños (por evento de inundación)	953.0	15.9
Ahorros al gobierno en términos de operaciones de emergencia y rescate en casos de inundaciones (por evento de inundación)	136.6	2.28
Aumento de las ganancias de actividades agrícolas, mayor intensidad de cultivo	42.3	0.71
Aumento de las ganancias de actividades agrícolas, cierre de la brecha de rendimiento y diversificación de cultivos	812.2	13.5
Valor actual neto (VAN) al 3 %	13,660.9	227.7
VAN al 8 %	7,930.3	132.2
Tasa interna de retorno (TIR)	77%	
TIR con beneficios agrícolas solamente	42%	

Nota: [1]Se considera que 1 dólar = 60 rupias indias.

19.5. Planeación y establecimiento del estudio piloto

19.5.1. Proceso de selección del sitio

El primer paso para el estudio piloto fue seleccionar el sitio más adecuado al reducir el área de la subcuenca del Ramganga al nivel de población rural. Se seleccionaron dos cuencas aportadoras

adyacentes de escala media, de 248 y 295 km^2, en un área con un alto índice de idoneidad según el mapa de evaluación de oportunidades, en la que se encuentran canales o ríos y estanques, cerca de la capital administrativa del distrito (Rampur) (Figura 19.6).

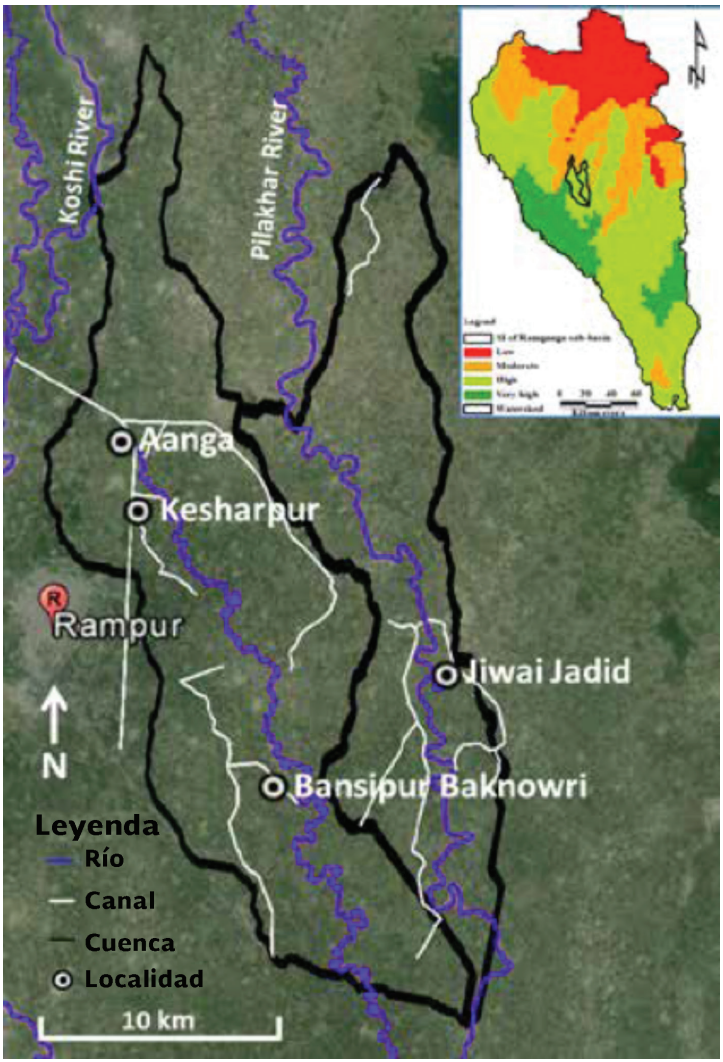
Utilizando las bases de datos a nivel de subcuenca suplementadas por información disponible a nivel de distrito, como los informes de agua subterránea de la CGWB y el plan de contingencia agrícola del Departamento de Agricultura y Cooperación de Uttar Pradesh (AGRICOOP), se identificó un conjunto de indicadores locales como ayuda en el proceso de seleccionar un sitio piloto adecuado. Estos indicadores incluyen lo siguiente:

- Ocurrencia de inundaciones
- Profundidad del nivel freático y tendencias a largo plazo de los niveles de agua subterránea (estable, ascendente, descendente)
- Distancia de la estructura de recarga propuesta (estanques) al río o canal más cercano
- Tamaño y número de estanques en cada población
- Tipo de propiedad de los estanques (del gobierno, comunitarias o privadas)

Se elaboraron mapas para cada indicador y los poblados dentro de las cuencas aportadoras se clasificaron con respecto a dichos indicadores. En el periodo de febrero a mayo de 2015 se hicieron visitas a los poblados con los diez puntajes más altos, mismos que se volvieron a clasificar después de las visitas. De estos, los cuatro con mayor puntaje se volvieron a visitar y se aplicó un cuestionario detallado que abarcaba varios temas: información general, inundaciones, agua subterránea, agricultura, socioeconomía e instituciones. Miembros del *Central Soil Salinity Research Institute* (CSSRI), de Krishi Vigyan Kendra y del *International Water Management Institute* (IWMI), con conocimientos colectivos sobre aspectos biofísicos y socioeconómicos, contribuyeron a preparar y aplicar el cuestionario de la encuesta.

En las llanuras cultivadas intensamente de la parte baja de la subcuenca del Ramganga, la disponibilidad de tierra para implementar el UTFI es una limitante importante. Los estanques dentro de los poblados ubicados en depresiones locales, donde existe la posibilidad de proponer la conversión del uso de suelo para la recarga de aguas de crecida, se convirtieron en los puntos focales obvios. Existen dos tipos de estanques: (i) estanques comunitarios, propiedad del gobierno local (Gram Panchayat) y (ii) estanques privados, propiedad de uno o más miembros de la comunidad.

Figura 19.6. Mapa satelital de las dos cuencas focales y los cuatro poblados considerados en el Distrito de Rampur. El poblado finalmente seleccionado para el programa piloto (Jiwai Jadid) se encentra entre los indicados en el mapa.



Los estanques comunitarios, de los cuales se dependía fuertemente para el suministro de agua doméstico y agrícola y para otros propósitos, han sido reemplazados por pozos privados mediante los que se extrae agua subterránea, y estos estanques sirven ahora como repositorios de aguas negras de los poblados. A medida que los programas de saneamiento nacional, tales como la *Clean India Mission*, se han implementado, los propietarios de casas habitación han construido baños para reemplazar las prácticas de defecación al aire libre. Debido a esto, la carga de contaminantes se ha concentrado en las áreas edificadas ubicadas dentro de las poblaciones, y finalmente termina en los estanques comunitarios. La mayoría de estos estanques están repletos de lirio acuático, debido al alto contenido de nutrientes. Por otra parte, los estanques privados, que tienden a estar ubicados en las afueras y partes rurales de los poblados, captan los escurrimientos de las áreas de captación locales y en ocasiones son suplementadas mediante el bombeo de agua subterránea, en lugar de aguas residuales, y por tanto están visiblemente menos contaminadas. Los estanques privados se usan generalmente para cultivar castañas de agua, criar patos y peces, y para abrevar/asear ganado. Los estanques privados y comunitarios tienen, pues, sus propias características específicas. El ambiente más limpio de los estanques privados debe sopesarse contra la necesidad de entender plenamente las motivaciones e intereses de sus propietarios. Los estanques comunitarios, que se ubican en terrenos comunes y son un bien público, ofrecen seguridad a largo plazo y pueden ser elegibles para atraer financiamiento a través de programas de desarrollo gubernamentales para el apoyo a actividades relacionadas con la producción de bienes de sustento. Para propósitos de la selección de los sitios no se descartó ninguna de las dos opciones explícitamente, sino que se dejó a los méritos de cada sitio en particular y al juicio de los miembros del equipo de selección.

Con base en la clasificación final, las visitas a los sitios y a los cuestionarios detallados (descritas en una subsección posterior), el poblado de Jiwai Jadid, situado en el bloque de Milak, en el distrito de Rampur, fue seleccionado para la fase piloto. En particular, se seleccionó un estanque comunitario situado a un lado de una carretera pavimentada y un canal que transporta agua del río Pilakhar (canal menor de Pilakhar) (Tabla 19.5). El sitio tiene un acceso conveniente y se encuentra prominentemente ubicado en un corredor de transporte que une Milak con Bilaspur *vía* Kemri.

El haber considerado varias cuencas proporcionó beneficios más allá de la simple selección del sitio, a saber: i) una mejor comprensión de los factores que afectan la idoneidad de un sitio a nivel local y ii) la identificación de varios sitios que se podrían seleccionar durante una subsecuente fase de expansión.

19.5.2. *Estudio piloto: diseño y construcción*

Al equipar estanques comunitarios para propósitos de recarga se prefieren generalmente métodos de infiltración superficial, ya que son económicos, simples y fáciles de manejar en comparación con otros métodos (CGWB 2007). Sin embargo, dado que los primeros metros del suelo en el poblado de Jiwai Jadid están compuestos de una arcilla pesada, las tasas de infiltración pueden ser insignificantes. Una alternativa viable es utilizar métodos de infiltración profunda, que sobrepasan las capas superiores que son resistivas al flujo, para transferir el agua directamente por gravedad a las capas más profundas y más permeables. En este caso, la recarga del agua subterránea se logró mediante pozos de recarga que transfieren por gravedad el exceso de agua de los canales (filtrada) a las zonas permeables del subsuelo.

Tabla 19.5. Comparación de poblados visitados en mayo de 2015 para identificar su idoneidad para implementar el método UTFI.

Parámetro[1]	Jiwai Jadid	Aanga	Kesharpur	Bansipur Banknowri (sitio 1)	Bansipur Banknowri (sitio 2)
Inundación[2]	X	X	X	-	X
Nivel freático en decaimiento	X	X	X	X	XX
Proximidad a un canal/río	XXX	XXX	XXX	X	XXX
Número de estanques	2	1	1	2	2
Facilidad de acceso[3]	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Tipo de estanque[4]	GP	P	GP	GP	P
Puntuación	1[5]	2	3	5	4

[1]X= Puntuación baja; XX=Puntuación media, XXX=Puntuación alta
[2] No se reportó pérdida de vidas humanas
[3] Distancia desde la carretera más cercana
[4] Propiedad del gobierno local; esto es, *gram parchayat* (GP), o propiedad privada (P) de uno o más miembros de la comunidad.
[5] El poblado de Anga recibió inicialmente una mayor puntuación que Jiwai Jadid. Sin embargo, como el estanque de Anga es privado, el equipo optó por el segundo.

Esta metodología se ha practicado ampliamente en toda la cuenca del río Ganges, por lo que se ha ganado una considerable experiencia operacional (por ejemplo: Kaledhonkar *et al.* 2003; Kumari *et al.* 2014).

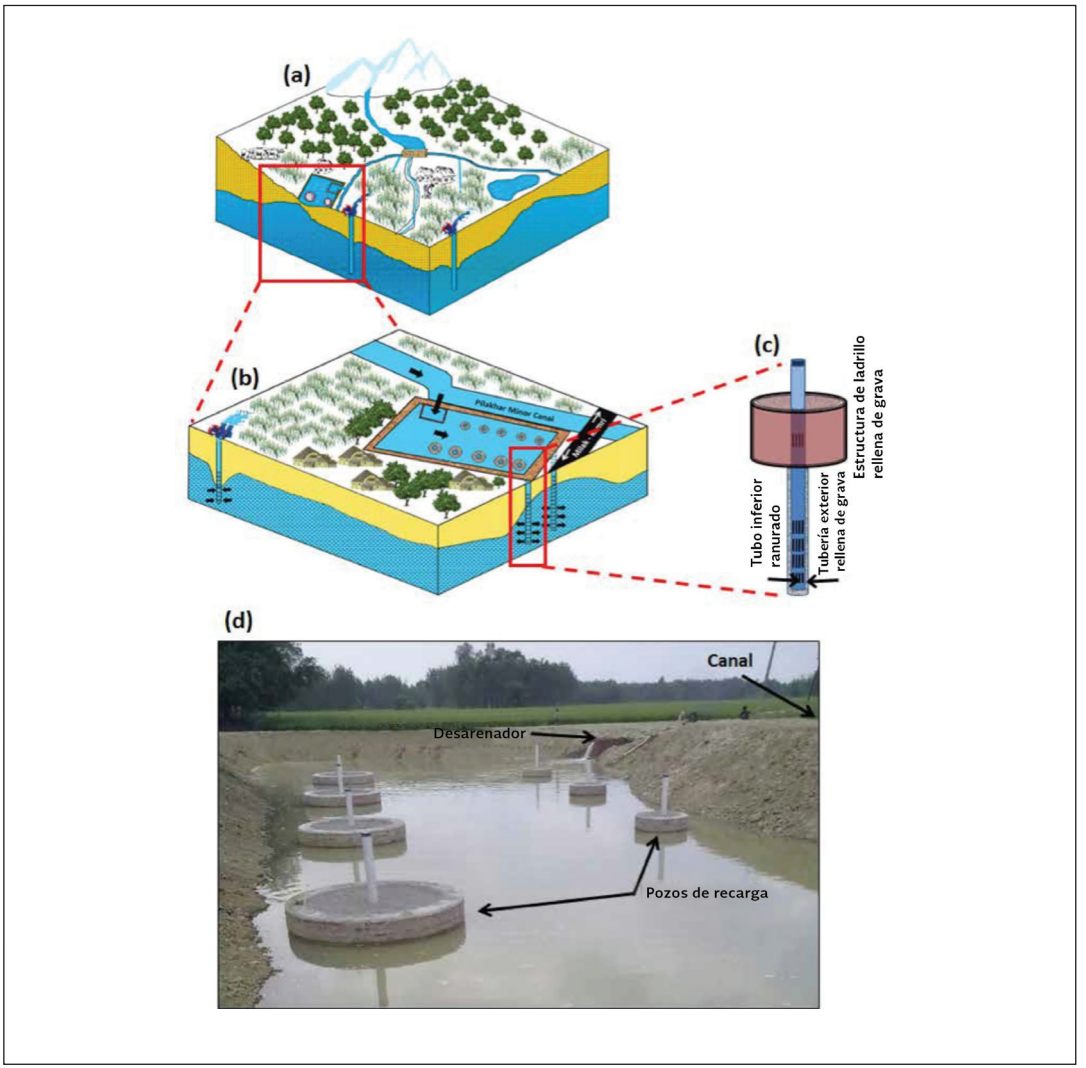
En un esfuerzo por establecer rápidamente el sitio piloto para maximizar las oportunidades presentadas por la temporada de monzónica de 2015, se invitó a licitar al sector privado. *Water Solutions*, una empresa ubicada en Delhi con amplia experiencia en la técnica MAR en la región, fue seleccionada para emprender el trabajo. El estanque se vació y se excavó a una profundidad de 2 m, recuperando la tierra para elevar y fortalecer los bordes (Figura 19.7). Un conjunto de diez pozos de recarga por gravedad con tubos de PVC de seis pulgadas de diámetro interno, ranurados en la base, fueron enterrados en el fondo del estanque. Los pozos están acoplados a un filtro de recarga que consiste de grava en una pequeña cámara de ladrillo y cemento para filtrar el lodo suspendido y asegurar mayores índices de recarga de agua subterránea. El agua residual, que anteriormente fluía hacia el estanque proveniente de 12 casas, se condujo hacia otro lado fuera del estanque. Los flujos de agua del canal entran a una cámara de infiltración al estanque a través de un tubo; la recarga opera cuando los niveles de agua dentro del estanque son de 1 a 2 m, asegurando así 1 m de agua permanente dentro del estanque para servir a otros propósitos de la comunidad. Se instalaron tres pozos de monitoreo a una distancia cercana del estanque para evaluar los impactos de la recarga, los niveles y la calidad del agua subterránea.

Las tasas de recarga anticipadas podrían ser de hasta 435 m^3 por $día^{-1}$ por $pozo^{-1}$ con base en las pruebas iniciales del desempeño del pozo de recarga. El volumen total del agua a ser recargada en el sitio cada temporada dependerá del índice de aceptación de los pozos, tomando en cuenta el grado de filtración y de taponamiento experimentado, así como la duración de la disponibilidad de agua en el canal. Estas características se revelarán en el curso del proceso de monitoreo. Los miembros de la comunidad recibirán capacitación por parte del equipo de investigación para desazolvar las cámaras de filtración y los pozos y en general para mantener la funcionalidad del sitio a la vez de crear conciencia de los beneficios directos del proyecto.

19.5.3. Proceso de consulta

Durante el proceso de selección y establecimiento del sitio se sostuvieron reuniones con funcionarios del gobierno desde el nivel local hasta el nivel nacional en Delhi, Lucknow, Moradabad y Rampur, así como en varios poblados dentro de las cuencas aportadoras indetificadas. Estas reuniones sirvieron para informar a la gente sobre el proyecto, solicitar sus opiniones y buscar su apoyo. El conocimiento local proporcionado en estas reuniones ayudó inmensamente a mejorar el proceso de definición del sitio.

Figura 19.7. Ilustraciones esquemáticas y fotografía del sitio piloto de UTFI en el poblado de Jiwai Jadid. (a) Representaciones a escala de cuenca y (b) a escala local; (c) diseño de los pozos de recarga; y (d) fotografía del estanque comunitario equipado.



Las principales partes interesadas con las que interactuó el equipo de investigación fueron las siguientes:

- El Departamento de Riego, incluyendo al ingeniero de la División del Canal Rampur
- El Magistrado de Distrito del Distrito de Rampur
- El Comisionado de la División de Moradabad (que cubre los distritos de Moradabad, Bijnor, Rampur, Amroha y Sambhal)

La aceptación de cualquier estudio de UTFI por parte de la comunidad local surgió como un tema importante. Antes de la visita a cada sitio se realizaron visitas de cortesía al jefe del poblado (Pradhan) y a otros funcionarios para informarles del concepto y del estudio planeado, y para preguntarles sus opiniones y buscar su apoyo para el proyecto. Se preparó un folleto sobre el proyecto en inglés y en hindi para incluir a la gente local. Cabe añadir que la selección final del poblado de Jiwai Jadid tuvo mucho que ver con la aceptación del estudio por parte de la comunidad, así como con la idoneidad biofísica del mismo.

El proyecto está aprovechando la buena disposición y el apoyo de la comunidad de Jiwai Jadid y está proporcionando la capacidad y los vínculos necesarios con otras instituciones. Esto permitirá a la comunidad local el manejo ulterior del sistema en el largo plazo, con vínculos con el gobierno para proporcionar el apoyo y los servicios necesarios.

Antes del inicio de las actividades en campo se llevó a cabo una reunión comunitaria en el poblado el 23 de junio de 2015 y se preparó una resolución (en hindi), la cual fue aprobada por el jefe y otros miembros del comité del pueblo (Panchayat Samiti) para la implementación del proyecto. La resolución confirmaba que el jefe del pueblo y sus residentes estaban complacidos en dar la bienvenida al equipo de investigación, a otras agencias de desarrollo y a la administración de Rampur para llevar a cabo el proyecto, y que convenían en otorgar su total cooperación a los miembros del equipo durante las fases de construcción y evaluación, así como en todas las demás actividades relacionadas con el proyecto. El equipo del proyecto se comprometió, a su vez, a mantener al Gram Pradhan y a otros miembros clave informados sobre sus actividades y a trabajar juntos en armonía y cooperación. También se elaboró una carta de notificación para el Comisionado de la División de Moradabad, el Magistrado de Distrito (Rampur), el Director de Desarrollo (Rampur) y el Magistrado de Subdivisión (Milak). El sitio también fue visitado por el *Lekhpal* (Asistente

Administrativo: Registros de Propiedad), y se realizaron revisiones de la propiedad y los linderos del sitio.

19.5.4. Pasos siguientes

El sitio piloto en Uttar Pradesh occidental ha sido preparado y el ensayo está en progreso. Se pretende que el sitio piloto tenga el doble propósito de ser una demostración práctica del método UTFI a nivel local, así como un experimento científico. Las principales actividades que se están realizando incluyen las siguientes:

- Monitoreo y evaluación del desempeño biofísico, socioeconómico e institucional
- Capacitación y desarrollo de capacidades de las instituciones locales en operaciones de UTFI
- Encuestas iniciales de las condiciones biofísicas y socioeconómicas en el poblado focal y en toda la cuenca
- Modelación hidrodinámica de amplia escala y local de los sistemas de agua superficial y subterránea para evaluar los impactos de UTFI y crear escenarios de escalamiento
- Convenios sociales/institucionales/de políticas y mecanismos de compartición de costos/beneficios que faciliten una participación exitosa
- Impactos de género/equidad en contextos de aguas arriba y aguas abajo
- Costos y beneficios del UTFI y análisis comparativos con tecnologías tradicionales y contemporáneas de manejo del agua

El análisis que surja de estos datos revelará el grado de éxito de la demostración/ensayo desde los puntos de vista técnico, económico, social e institucional al considerarlo en años sucesivos.

19.6. Conclusiones

El método UTFI se ha presentado aquí como una nueva manera de manejar conjuntamente los problemas de recursos hídricos de forma tal que ofrezca la doble ventaja de mejorar el potencial de riego y la producción de medios de sustento aguas arriba y moderar los impactos negativos

de las inundaciones aguas abajo. El método usa componentes que generalmente funcionan bien de manera individual, pero de manera combinada y en ambientes que son novedosos y que son distintos de otras modalidades de MAR. Las oportunidades para la implementación del método UTFI se están reconociendo gradualmente. Se ofrece un marco de investigación y desarrollo para probar y escalar el método UTFI y para conocer mejor los riesgos implicados y cómo se pueden abordar y manejar para lograr una mayor aceptación e implementación.

El estudio de caso de la cuenca del río Ganges demuestra que las características conducentes a la implementación del método UTFI están presentes en grandes áreas (68 %) de la región interna de la cuenca. Un análisis presentado para la subcuenca del Ramganga sugiere que desviar y recargar alrededor de 1,741 m^3 ha^{-1} reduciría las inundaciones máximas en un 50 % y reduciría significativamente los periodos de retorno de las inundaciones. Esto se logra mediante intervenciones de recarga superficial o subterránea, dedicando una proporción de tierra en áreas bajas que esté conectada hidráulicamente con ríos o canales.

Un análisis costo-beneficio para un distrito ubicado a medio curso del río (Moradabad) sugiere que la economía es favorable para la implementación, ya que las ganancias en producción agrícola y los beneficios públicos superan con creces las inversiones y los continuos costos. Los análisis hidrológicos y económicos reportados en este trabajo son en gran parte indicativos y se requieren datos de campo detallados para hacer un análisis hidro-económico más detallado del método UTFI.

Se ha seguido un proceso detallado para identificar y establecer un estudio piloto en el distrito de Rampur, en Uttar Pradesh occidental. Las intervenciones de recarga son de bajo costo, robustas, hacen el mejor uso de la infraestructura existente y se pretende que sean manejadas por los agricultores. La evaluación del desempeño está en progreso para determinar el impacto de las intervenciones de UTFI en la hidrología superficial y subterránea, en la producción agrícola y la seguridad alimentaria/nutricional, en los ingresos de las familias y en las dimensiones de género/equidad.

La implementación piloto busca generar evidencia científica robusta sobre el desempeño técnico y no técnico, para verificar la implementación sustentable y para encontrar instrumentos de políticas y convenios institucionales viables para que el método UTFI sea implementado en una escala que alcance impactos positivos significativos. Dado que las inundaciones y las sequías siguen infligiendo regularmente enormes costos socioeconómicos en el sur de Asia, las agencias gubernamentales y

otros tomadores de decisiones deberían considerar el método UTFI entre el portafolio de opciones al hacer inversiones en materia de adaptación al cambio climático y la mitigación de sus efectos y de reducción de riesgos a causa de desastres. Existe también campo de acción para considerar el método UTFI más allá de las áreas en las que surgió la idea y en donde se están enfocando actualmente esfuerzos para incluir otras regiones y, potencialmente, también en países desarrollados.

19.7. Referencias

ADPC (Asian Disaster Preparedness Center); UNDP (United Nations Development Programme). 2005. *Integrated flood risk management in Asia: A primer*. Bangkok, Thailand: Asian Disaster Preparedness Center. 332p.

Agrawala, S.; Fankhauser, S. (Eds.) 2008. Economic aspects of adaptation to climate change: Costs, benefits and policy instruments. Paris, France: Organization for Economic Co-operation and Development (OECD). 133p.

Alraggad, M.; Jasem, H. 2010. Managed Aquifer Recharge (MAR) through surface infiltration in the Azraq Basin/Jordan. Journal of Water Resource and Protection 2(12): 1057-1070.

Amarnath, G.; Ameer, M.; Aggarwal, P.; Smakhtin, V. 2012. Detecting spatio-temporal changes in the extent of seasonal and annual flooding in South Asia using multi-resolution satellite data. In: Earth resources and environmental remote sensing/GIS applications III: Proceedings of the International Society for Optics and Photonics (SPIE), Vol. 8538, Amsterdam, Netherlands, July 1-6, 2012, eds., Civco, D.L.; Ehlers, M.; Habib, S.; Maltese, A.; Messinger, D.; Michel, U.; Nikolakopoulos, K.G.; Schulz, K. Bellingham, WA, USA: International Society for Optics and Photonics (SPIE), 11p.

Ansar, A.; Flyvbjerg, B.; Budzier, A.; Lunn, D. 2014. Should we build more large dams? The actual costs of hydropower megaproject development. Energy Policy 69: 43-56.

Bouwer, H. 2002. Artificial recharge of groundwater: Hydrogeology and engineering. Hydrogeology Journal 10(1): 121-142.

Brindha, K.; Pavelic, P. Forthcoming. Identifying priority watersheds to mitigate flood and drought impacts by novel conjunctive water use management strategies. Environmental Earth Sciences. In press.

CGWB (Central Ground Water Board). 2007. Manual on artificial recharge of ground water. New Delhi, India: Central Ground Water Board (CGWB), Ministry of Water Resources, Government of India. Available at http://cgwb.gov. in/NEW/Documents/Manual-Artificial-Recharge.pdf (accessed on August 3, 2015).

Charlesworth, P.B.; Narayan, K.A.; Bristow, K.L.; Lowis, B.; Laidlow, G.; McGowan, R. 2002. The Burdekin Delta – Australia's oldest artificial recharge scheme. In: Management of Aquifer Recharge for

Sustainability: Proceedings of the 4th International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater (ISAR4), Adelaide, September 22-26, 2002, ed., Dillon, P.J. Lisse: Swets & Zeitlinger. Pp. 347-352.

Chusanathas, S.; Uppasit, S.; Munyou, S.; Intarasut, T.; Pholkern, K.; Srisuk, K. 2010. Application of GIS techniques for determining suitable areas for managed aquifer recharge in the Lower Ping-Yom River Basin, Thailand. In: Proceedings of the 38th IAH Congress on Groundwater Quality Sustainability, Krakow, September 12-17, 2010, eds., Zuber, A.; Kania, J.; Kmiecik, E. Extended Abstract No. 302. Katowice, Poland: University of Silesia Press.Pp. 1961-1972.

CRED (Centre for Research on the Epidemiology of Disasters). 2014. EM-DAT: The international disaster database. Available at http://www.emdat.be/database (accessed on November 30, 2015).

CWC (Central Water Commission). 2012. Environmental evaluation study of Ramganga major irrigation project. Volume 1 (main report), February 2012. Central Water Commission (CWC), Environmental Impact Assessment Directorate.

Dillaha, T.; Ferraro, P.; Huang, M.; Southgate, D.; Upadhyaya, S.; Wunder, S. 2007. Payments for watershed services regional syntheses. USAID PES Brief No. 7. Blacksburg, Virginia, Office of International Research, Education, and Development (OIRED). 18p.

Dillon, P.J. 2005. Future management of aquifer recharge. Hydrogeology Journal 13(1): 313-316.

Giordano, M. 2009. Global groundwater? Issues and solutions. Annual Review of Environment and Resources 34:153-178.

Goldsmith, E.; Hildyard, N. 1984. The myth of flood control. In: The social and environmental effects of large dams: Volume 1. Overview. Chapter 10. Cornwall, UK: Wadebridge Ecological Centre. 24

Hashemi, H.; Berndtsson, R.; Persson, M. 2015. Artificial recharge by floodwater spreading estimated by water balances and groundwater modelling in arid Iran. Hydrological Sciences Journal 60(2): 336-350.

Holländer, H.M.; Mull, R.; Panda, S.N. 2009. A concept for managed aquifer recharge using ASR-wells for sustainable use of groundwater resources in an alluvial coastal aquifer in Eastern India. Physics and Chemistry of the Earth 34: 270-278.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2012. Summary for policymakers. In: Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation, eds., Field, C.B.; Barros, V.; Stocker, T.F.; Qin, D.; Dokken, D.J.; Ebi, K.L.; Mastrandrea, M.D.; Mach, K.J.; Plattner, G.-K.; Allen, S.K.; Tignor, M.; Midgley, P.M. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK, and New York, NY, USA: Cambridge University Press. Pp. 3-21.

Jha, A.K.; Bloch, R.; Lamond, J. 2012. Cities and flooding: A guide to integrated urban flood risk management for the 21st century. Washington, DC: The World Bank. 631p.

JRCB (Joint Rivers Commission Bangladesh). 2011. Basin map of the Ganges, the Brahmaputra and the Meghna River. Dhaka, Bangladesh: Joint Rivers Commission, Bangladesh, Ministry of

Water Resources. Available at http://www.jrcb.gov.bd/basin_map.html (accessed on November 30, 2015).

Kaledhonkar, M.J.; Singh, O.P.; Ambast, S.K.; Tyagi, N.K.; Tyagi, K.C. 2003. Artificial groundwater recharge through recharge tube wells: A case study. IE (I) Journal–AG 84: 28-32.

Karimov, A.; Smakhtin, V.; Mavlonov, A.; Borisov, V.; Gracheva, I.; Miryusupov, F.; Djumanov, J.; Khamzina, T.; Ibragimov, R.; Abdurahmanov, B. 2013. Managed aquifer recharge: The solution for water shortages in the Fergana Valley. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI). 51p. (IWMI Research Report 151).

Krysanova, V.; Buiteveld, H.; Haase, D.; Hattermann, F.F.; van Niekerk, K.; Roest, K.; Martinez-Santos, P.; Schlüter, M. 2008. Practices and lessons learned in coping with climatic hazards at the river-basin scale: Floods and droughts. Ecology and Society 13(2): 32.

Kumari, R.; Sharma, B.; Singh, R.; Singh, R.M.; Tewari, R.K. 2014. Estimation of groundwater recharge using well recharging unit in Parasai- Sindh watershed of SAT region of India. Indian Journal of Ecology 41(2): 252-256.

MacDonald, A.M.; Bonsor, H.C.; Taylor, R.; Shamsudduha, M.; Burgess, W.G.; Ahmed, K.M.; Mukherjee, A.; Zahid, A.; Lapworth, D.; Gopal, K.; Rao, M.S.; Moench, M.; Bricker, S.H.; Yadav, S.K.; Satyal, Y.; Smith, L.; Dixit, A.;Bell, R.; van Steenbergen, F.; Basharat, M.; Gohar, M.S.; Tucker, J.; Calow, R.C.; Maurice, L. 2015. Groundwater resources in the Indo-Gangetic Basin: Resilience to climate change and abstraction. Nottingham, UK: British Geological Survey. Open Report OR/15/047. 63p.

McCartney, M.; Smakhtin, V. 2010. Water storage in an era of climate change: Addressing the challenge of increasing rainfall variability. Blue Paper. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI). 14p. Available at http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/Blue_Papers/PDF/Blue_Paper_2010-final.pdf

Moss, R.H.; Meehl, G.A.; Lemos, M.C.; Smith, J.B.; Arnold, J.R.; Arnott, J.C.; Behar, D.; Brasseur, G.P.; Broomell, S.B.; Busalacchi, A.J.; Dessai, S.; Ebi, K.L.; Edmonds, J.A.; Furlow, J.; Goddard, L.; Hartmann, H.C.; Hurrell, J.W.; Katzenberger, J.W.; Liverman, D.M.; Mote, P.W.; Moser, S.C.; Kumar, A.; Pulwarty, R.S.; Seyller, E.A.; Turner II, B.L.; Washington, W.M.; Wilbanks, T.J. 2013. Hell and high water: Practice-relevant adaptation science. Science 342: 696-698.

Nguyen, H.N.; Vu, K.T.; Nguyen, X.N. 2007. Flooding in Mekong River Delta, Viet Nam. UNDP Human Development Report Office, Occasional Paper 2007/53.

Pagiola, S.; Platais, G. 2007. Payments for environmental services: From theory to practice. Washington, DC: World Bank. Patt, A.G.; Tadross, M.; Nussbaumer, P.; Asante, K.; Metzger, M.; Rafael, J.; Goujon, A.; Brundrit, G. 2010. Estimating least-developed countries' vulnerability to climate-related extreme events over the next 50 years. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 107(4): 1333-1337. 25

Pavelic, P.; Dillon, P.J.; Barry, K.E.; Gerges, N.Z. 2006. Hydraulic evaluation of aquifer storage and recovery (ASR) with urban stormwater in a brackish limestone aquifer. Hydrogeology Journal 14: 1544-1555.

Pavelic, P.; Dillon P.J.; Chusanathas, S.; Barry, K.E. 2010. Capturing the lessons of ASR failure from trials in unconsolidated aquifers. Paper presented at ISMAR7, Theme - Integrated Water Management, Abu Dhabi, UAE, October 9-13, 2010. 5p.

Pavelic, P.; Srisuk, K.; Saraphirom, P.; Nadee, S.; Pholkern, K.; Chusanathas, S.; Munyou, S.; Tangsutthinon, T.; Intarasut, T.; Smakhtin, V. 2012. Balancing-out floods and droughts: Opportunities to utilize floodwater harvesting and groundwater storage for agricultural development in Thailand. Journal of Hydrology 470-471: 55–64.

Reddy, V.R. 2012. Hydrological externalities and livelihoods impacts: Informed communities for better resource management. Journal of Hydrology 412-413: 279-290.

Shah, T. 2009. Taming the anarchy: Groundwater governance in South Asia. Washington, DC: Resources for the Future; Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI). 310p.

Sharda, V.N.; Kurothe, R.S.; Sena, D.R.; Pande, V.C.; Tiwari, S.P. 2006. Estimation of groundwater recharge from water storage structures in a semi-arid climate of India. Journal of Hydrology 329: 224-243.

Sharma, B.R.; de Condappa, D. 2013. Opportunities for harnessing the increased contribution of glacier and snowmelt flows in the Ganges basin. Water Policy 15: 9-25.

Smith, A.J.; Pollock, D.W. 2012. Assessment of managed aquifer recharge potential using ensembles of local models. Groundwater 50: 133-143.

Tuinhof, A.; Olsthoorn, T.; Heederik, J.P.; de Vries, J. 2005. Groundwater storage and water security: Making better use of our largest reservoir. Water Science and Technology 51(5): 141-148.

Villarroya, F.; Aldwell, C.R. 1998. Sustainable development and groundwater resources exploitation. Environmental Geology 34(2-3): 111-115.

World Bank. 2010. Economics of adaptation to climate change: Synthesis report. Washington, DC, USA: The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank.

World Bank. 2014. Ganges strategic basin assessment: A discussion of regional opportunities and risks. World Bank South Asia Regional Report. Washington, DC, USA: The International Bank for Reconstruction and Development/ The World Bank.



20

MANEJO DE RECARGA DE ACUÍFEROS EN EL CONDADO DE ORANGE, CALIFORNIA, ESTADOS UNIDOS

J.V. Briseño-Ruiz [1], A. Hutchinson [2], Carlos Gutiérrez[3]

[1] Consultora,

[2] Director of Recharge Operations, Orange County Water District 4060 E. La Palma Ave. Anaheim, CA 92807, U.S.A.; ahutchinson@ocwd.com

[3] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Morelos, 62550 México; email: cgutierr@tlaloc.imta.mx

Email de Correspondencia: jevabrir@gmail.com

Resumen

El Condado de Orange se localiza al sur del estado de California, en Estados Unidos, en donde la demanda de agua en la zona ha aumentado considerablemente; es por ello que el Distrito de Agua de este condado (Orange County Water District, OCWD) se ha dado a la tarea de incrementar la recarga a los acuíferos de la zona utilizando técnicas de manejo de la recarga a los acuíferos (MAR). Algunas de las técnicas empleadas por el OCWD son serpenteos en el río Santa Ana, operación de diversas instalaciones, como estanques profundos y superficiales de recarga, estanques de sedimentación, diques de goma, tuberías y estaciones de bombeo así como una barrera contra la intrusión salina. La operación de las instalaciones MAR por el OCWD ha dado como resultado que en promedio se logren recargar 280 millones de m^3/año; lo que ha permitido incrementar de manera efectiva el rendimiento de la cuenca de agua subterránea permitiendo que en los últimos años se realice una extracción de agua subterránea en el rango de 400 a 430 millones de m^3/año. El objetivo de este trabajo es describir el Manejo de Recarga de Acuíferos que se desarrolla en el Condado de Orange, por el Orange County Water District.

Palabras clave: MAR, recarga de acuíferos, estanques profundos de recarga, estanques superficiales de recarga, estanques de desazolve, diques de goma, tuberías, estaciones de bombeo.

20.1. Introducción

El Distrito de Agua del Condado de Orange (Orange County Water District, OCWD) fue creado en el año de 1933 por la legislatura de California y es un organismo especial formado para la gestión de las aguas subterráneas en el condado de Orange California, Estados Unidos. La Legislatura conformó al OCWD para proteger la cuenca subterránea de la región, al mismo tiempo que administra y reabastece la cuenca, garantiza la estabilidad y la calidad del agua, evita la intrusión de agua salada y protege los derechos del condado de Orange sobre el agua del Río Santa Ana. El OCWD ha desarrollado nuevas alternativas para la recarga de agua a través de proyectos y programas que involucran el manejo de la recarga a los acuíferos (MAR), utilizando varios métodos de recarga artificial; así como el incremento de la eficiencia de la infraestructura del distrito, la protección de la calidad del agua, el reciclado del agua y la conservación del agua de lluvia (Herndon y Markus, 2014). El OCWD se rige por un consejo de 10 miembros, que se reúnen para discutir y realizar recomendaciones sobre las acciones de gestión del agua subterránea. La cuenca proporciona la principal fuente de abastecimiento de agua para aproximadamente 2.4 millones de personas que viven en esta región.

En el año de 1948, el OCWD inició la importanción del agua proveniente del río Colorado, convirtiéndose en la segunda fuente de agua del condado, sin embargo, a partir del año 1975, el reciclaje de agua se volvió parte del suministro de agua. En este año, la planta Water Factory 21 (Fábrica de Agua 21) empezó a operar, para inyectar las aguas residuales tratadas al acuífero. En el año 2014 se aprobó la Ley de Gestión Sustentable del Agua Subterránea (SGMA) de California, que reconoce que el agua subterránea se maneja de forma más eficiente a nivel local; es por ello que le proporciona a las agencias locales un marco para gestionar las cuencas de agua subterránea de forma sustentable (SGMA, 2015). En torno al Distrito del Condado de Orange, el primer Plan de Gestión de Agua Subterránea del Distrito (District's first Groundwater Management Plan) fue elaborado en el año 1989 y se realizó la quinta actualización a este documento en el año 2015 (GMP-OCWD, 2015). En este sentido, actualmente el OCWD se encarga de:

- Administrar el agua subterránea de la cuenca del Condado de Orange
- Conservar la cantidad y calidad de las aguas subterráneas en la cuenca
- Recuperar el agua para diversos usos útiles

- Conservar y controlar las aguas de tormenta y las inundaciones que desembocan en la cuenca

20.2. Objetivo

La demanda de agua ha aumentado considerablemente desde la fundación del OCWD. Esto ha impuesto el reto al Distrito de incrementar la recarga utilizando técnicas de manejo de la recarga de acuíferos (MAR), además de establecer métodos efectivos para la administración del agua y equilibrar la recarga y extracción del agua subterránea mediante políticas de gestión. En este sentido, los proyectos que desarrolla el OCWD lo consolidan como un líder con reconocimiento a nivel internacional en la industria del agua y en continuo crecimiento, ya que los proyectos que desarrolla han servido como modelos para otras agencias de agua a nivel mundial. Es por ello que el objetivo principal de este trabajo es describir el manejo de recarga de acuíferos que ha desarrollado en el condado de Orange, en el estado California, Estados Unidos por el OCWD durante más de ochenta años.

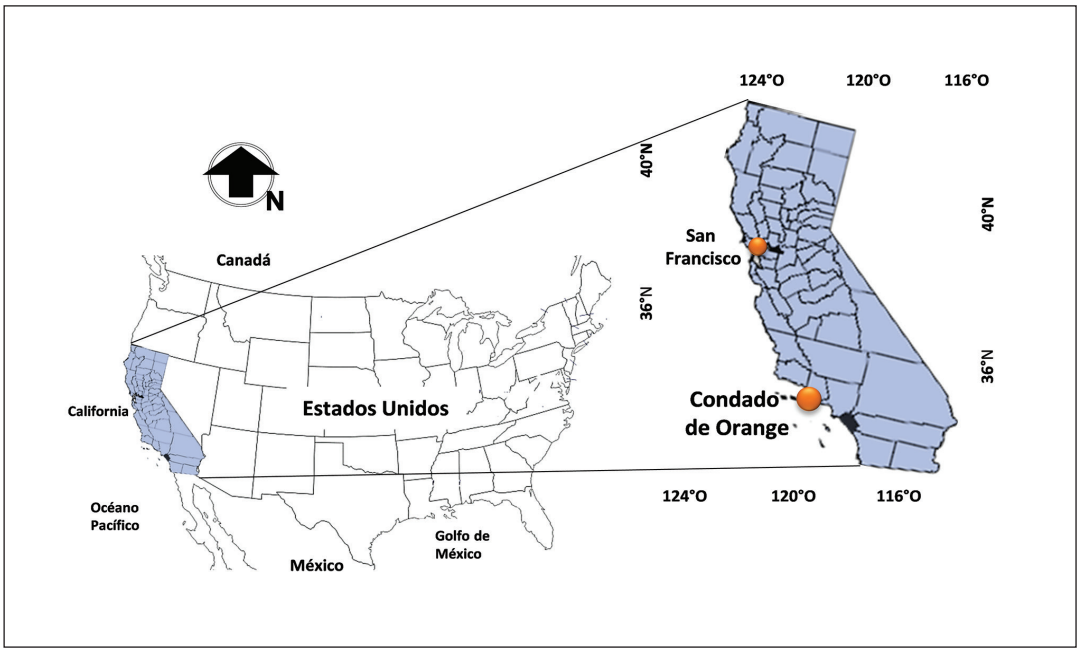
20.3. Metodología

Para describir las técnicas e instalaciones que involucran el manejo de la recarga a los acuíferos utilizadas en el condado de Orange por el OCWD, como un primer paso se mencionan las características generales de la zona de estudio incluyendo la hidrogeología de la zona del condado. Como un segundo paso se describen de forma general las funciones del OCWD para en un tercer paso realizar la descripción general de operaciones MAR en el condado. Finalmente se describe la optimización de las instalaciones MAR, así como las conclusiones de este trabajo.

20.3.1. Caracterización de la zona de estudio

El condado de Orange se localiza al sur del estado de California, en Estados Unidos. En la parte norte está próximo a la ciudad de Los Ángeles y en la parte sur a la ciudad de San Diego, ambas en el estado de California (Figura 20.1). La sede del condado es la ciudad de Santa Ana.

Figura 20.1. Localización del Condado de Orange, California.

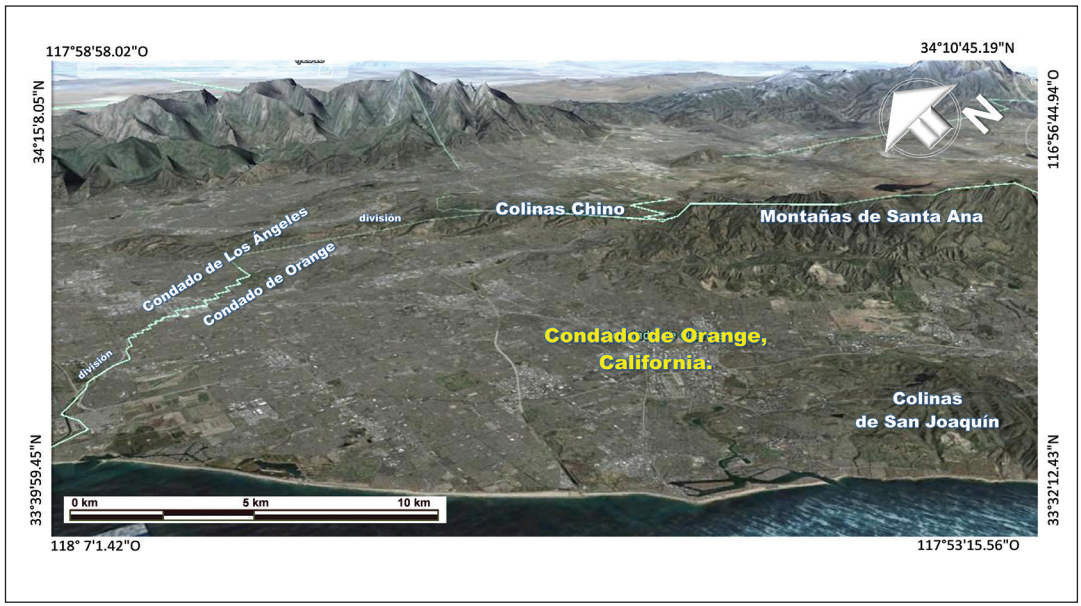


20.3.1.1. Hidrogeología de la cuenca

La cuenca subterránea del condado de Orange es una de las cuencas costeras más grandes del sur de California; cubre un área de 699.3 km^2 (270 millas cuadradas), tiene millones de años de edad y en su punto más profundo mide 1.2 km (4,000 pies). La cuenca se encuentra en el área designada por el Departamento de Recursos Hidráulicos de California (DWR) como la cuenca 8-1, denominada "Llanura Costera del Condado de Orange" (OCWD, 2016); subyace en la parte noroccidental del Condado a una llanura aluvial costera y está limitada por rocas consolidadas expuestas en la parte norte en las colinas Chino, al este con las montañas de Santa Ana, y en la porción sur, en las colinas de San Joaquín (Figura 20.2). La cuenca está limitada al suroeste por el océano Pacífico y al noreste por la división entre el condado de Orange y el condado de Los Ángeles (SCHRCG, 2016). La cuenca se localiza en la cuenca baja del río Santa Ana y subyace por debajo de amplias tierras bajas conocidas como las planicies de Tustin y Downey. La cuenca se encuentra en una planicie costera

semiárida en dónde la lluvia suele ser menor a 500 mm/año (Fernández-Escalante, A., 2010). En la parte central de la cuenca se encuentra el río más grande en el sur de California, el río Santa Ana que inicia en las montañas de San Bernardino y fluye río abajo hacia la presa Prado y hasta el océano Pacífico. El OCWD administra un tramo de 9.7 km (6 millas) del río. Los caudales del río se ven afectados por el uso de agua río arriba y la fluctuación del clima, lo cual los hace menos confiables que otras reservas de agua (OCWD, 2016).

Figura 20.2. Límites de la cuenca costera del condado de Orange, California. Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 24/2/2015



La cuenca Llanura Costera del Condado de Orange almacena aproximadamente 616.7 hm^3 (500,000 acres-pies) de agua utilizable, aunque solo una fracción de este estimado se puede extraer de forma sustentable sin causar impactos negativos, como la intrusión salina o la subsidencia de terreno. En cuanto a las características hidrogeológicas, la cuenca subterránea del condado de Orange es una estructura sinclinal, que está compuesta de sedimentos que contienen agua dulce que alcanzan profundidades de hasta 1,200 metros. Los acuíferos de la cuenca están conformados por una compleja serie depósitos de arena y grava interconectados y con intercalaciones de arcillas y limos.

La proporción de material fino aumenta generalmente hacia la zona de la costa, y en las zonas del interior de la cuenca, las capas de arcillas y limos se vuelven más delgadas y más discontinuas, lo que permite un mayor flujo de agua entre los acuíferos someros y los más profundos (mayor interconexión y más permeable). En la cuenca se han identificado tres sistemas acuíferos que están hidráulicamente conectados, de forma que las aguas subterráneas pueden fluir entre ellos a través de goteo procedente de los acuitardos intermedios o de discontinuidades dentro de los mismos (GMP-OCWD, 2015; Herndon y Markus, 2014). En general, el acuífero se extiende desde cerca del nivel del mar hasta más de 900 m bajo el nivel del mar (Figura 20.3).

La más importante fuente de recarga de la cuenca subterránea del condado de Orange proviene del agua del río Santa Ana, cuyos escurrimientos generalmente están compuestos de aguas residuales tratadas provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales situadas aguas arriba del río y de caudales estacionales ligados a tormentas. Se estima que cada año se pueden recargar aproximadamente 185 hm^3 de agua proveniente del río. En el año 2014, el OCWD estimó por un lado que que la recarga era de aproximadamente 86 hm^3 de agua reciclada procedente del Sistema de Recarga de Agua Subterránea (GWRS por sus siglas en inglés) y por el otro que los acuíferos de la zona absorben un promedio de 74 hm^3 por año de recarga natural procedente de la precipitación y la infiltración del agua de riego. En resumen, la cuenca subterránea del condado de Orange tenía una recarga de 345 hm^3 de agua, sin contar que en ocasiones el OCWD importa agua comprándola como fuente adicional de agua para recargar los acuíferos (Herndon y Markus, 2014).

Al mismo tiempo, el OCWD analiza los retos actuales respecto al agua que se presentan en la región y se prepara para satisfacer las demandas de agua de las generaciones venideras; es por ello que la misión del OCWD consiste en proporcionar un suministro estable de agua de alta calidad de manera rentable y responsable con el medio ambiente. Para cumplir los objetivos, el OCWD ha desarrollado una serie de técnicas de manejo de la recarga de acuíferos muy grande y compleja que consta de 26 instalaciones que cubren más de 6.1 km^2 (Hutchinson, A. S., 2016). El OCWD ha proporcionado en promedio 300 hm^3/año) de la recarga en la cuenca, lo que ha permitido incrementar de manera efectiva el rendimiento de la cuenca, permitiendo en los últimos años una extracción de agua subterránea en el rango de 400 a 430 hm^3/año (325,000 a 350,000 acre-pies/año). En promedio, el agua superficial de MAR proporciona aproximadamente el 75 % del volumen de aguas subterráneas bombeadas cada año (Hutchinson, 2016a), (Hutchinson, 2016b).

Figura 20.3. Sección geológica de la cuenca de agua subterránea del condado de Orange. Adaptado de: Orange County Water District (www.ocwd.com)

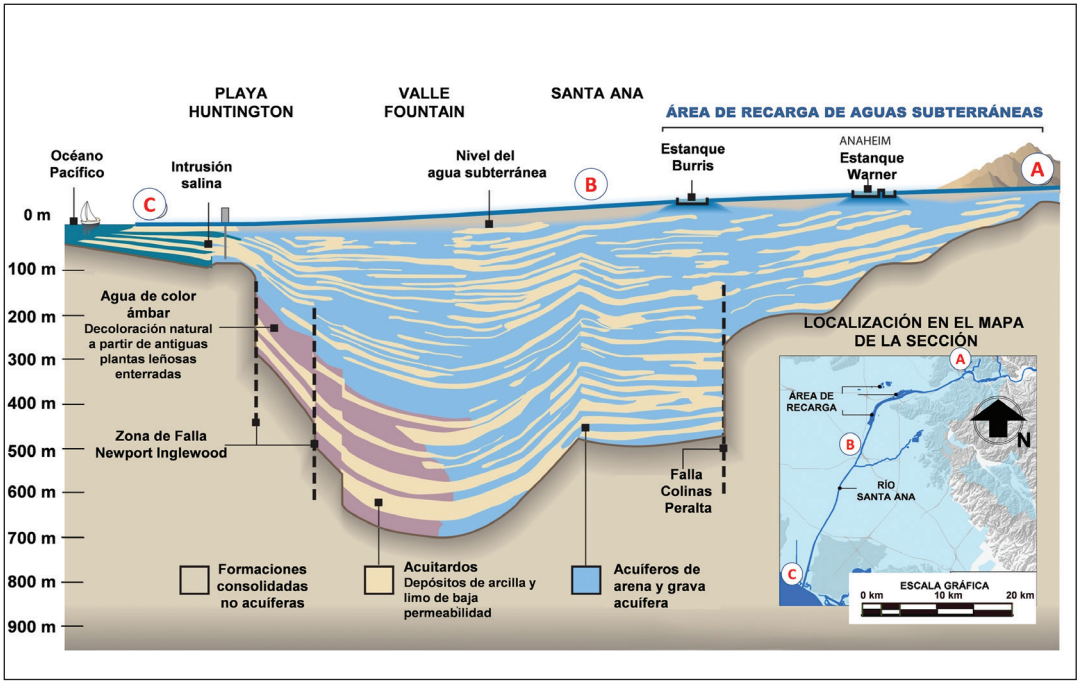


Tabla 20.1. Características de la cuenca del OCWD.

Característica	Información
Población del condado de Orange	2.4 millones de habitantes
Demanda anual	500 hm^3/año
Rendimiento natural de la cuenca	123 hm^3/año
Rendimiento actual de la cuenca	418 hm^3/año
Recarga	300 hm^3/año

Adaptado de Hutchinson (2016b)

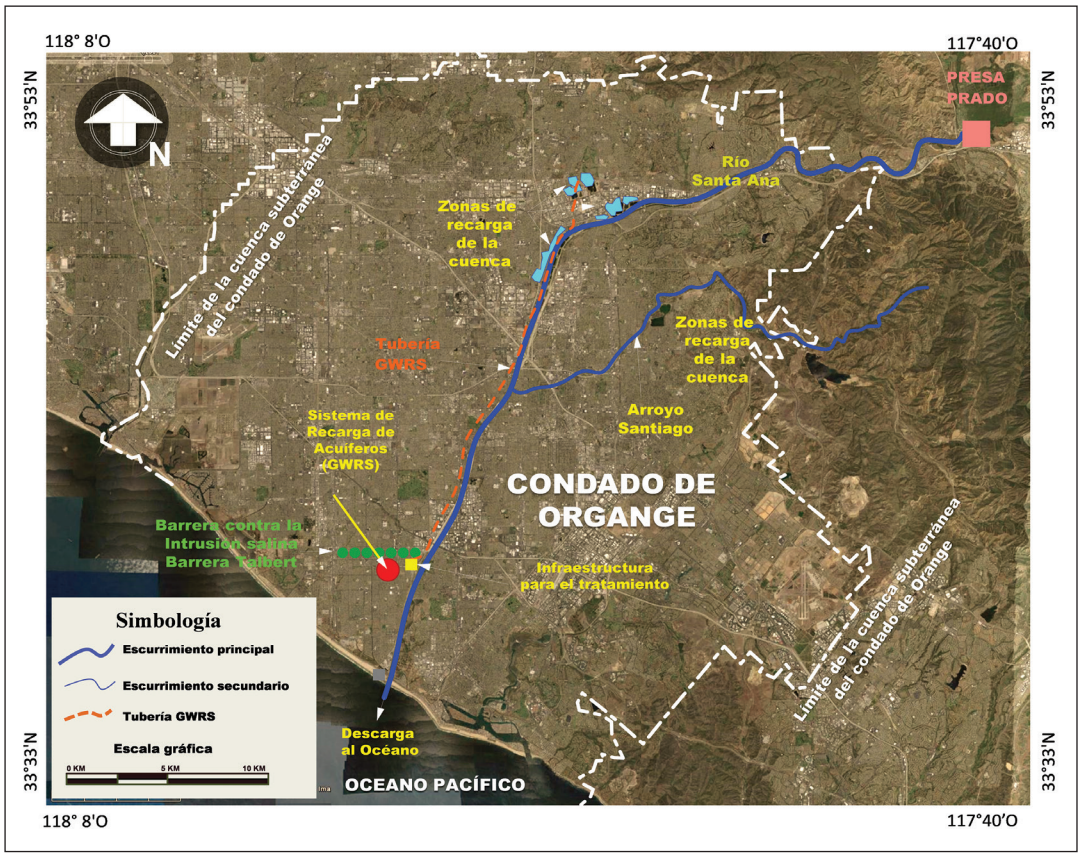
Las instalaciones MAR desarrolladas por el OCWD durante más de ochenta años, han logrado controlar el problema de intrusión de agua de mar que está presente en la zona y que en el año de 1956 afectó al acuífero, causando que la intrusión llegará hasta 6 km tierra adentro a lo largo del río Santa Ana, dando lugar a que muchos pozos se salinizaran. De acuerdo con Mariño (1993), para corregir el problema de intrusión salina la asamblea del estado autorizó al distrito a imponer un gravamen para cada 1,000 metros cúbicos (m^3) de agua bombeada. El gravamen logró financiar dos programas de recarga: un programa que importa agua superficial y recicla aguas residuales para su inyección en el acuífero, formando una barrera contra la intrusión marina y un programa que utiliza 6.5 km^2 de estanques de inundación a lo largo del río Santa Ana para extender y hacer más lento el flujo del río, induciendo con esto una recarga (Mariño, 1993).

20.3.2. Suministro de agua subterránea y gestión de la cuenca

El OCWD administra tres reservas de agua al sur de California: el río Santa Ana, la cuenca subterránea del condado de Orange y el Sistema de Recarga de Acuíferos Subterráneos GWRS (Groundwater Replenishment System) que comenzó a operar en el año 2008. Esto asegura un suministro estable de agua para 2.4 millones de residentes en el norte y el centro del condado de Orange, al tiempo que protege los hábitats y los recursos naturales. El agua suministrada a los clientes del OCWD es una mezcla de agua subterránea bombeada de la cuenca de agua subterránea del condado de Orange y agua importada del Acueducto del Río Colorado. El agua subterránea es bombeada de un número aproximado de 200 pozos de gran capacidad distribuidos en el área del condado y que son operados por las agencias locales que suministran el agua a los usuarios.

A principios de la década de los cincuenta, el bombeo de agua subterránea rebasó la tasa de recarga, ocasionando que los niveles piezométricos cayeran abruptamente y que el agua marina penetrara al acuífero, amenazando la calidad del agua. Esta situación tuvo como respuesta que el OCWD comenzara a comprar agua importada para recargar la cuenca. Los usuarios del agua subterránea apoyaron reformas legislativas para el OCWD que permitían modificar la gestión de la cuenca; esta reforma permitió a los usuarios extraer agua tanto como la necesitaran, pero con la condición que ellos pagarían el costo de reponer a la cuenca. Este esquema de gestión sustentable ha permitido que la cuenca haya incrementado su producción de recarga de menos de 246.7 hm^3/año (200,000 acres-pies/año) a más de 370 hm^3/año (300,000 acres-pies/año) en la década de los dos mil. Cada año, el OCWD determina el nivel óptimo de almacenamiento para el siguiente

Figura 20.4. Localización de las tres reservas de agua al sur de California: el Río Santa Ana, la cuenca subterránea del condado de Orange y el Sistema de Recarga de Acuíferos Subterráneos GWRS, así como de la Barrera Talbert.
Modificado de Google Earth (2016).

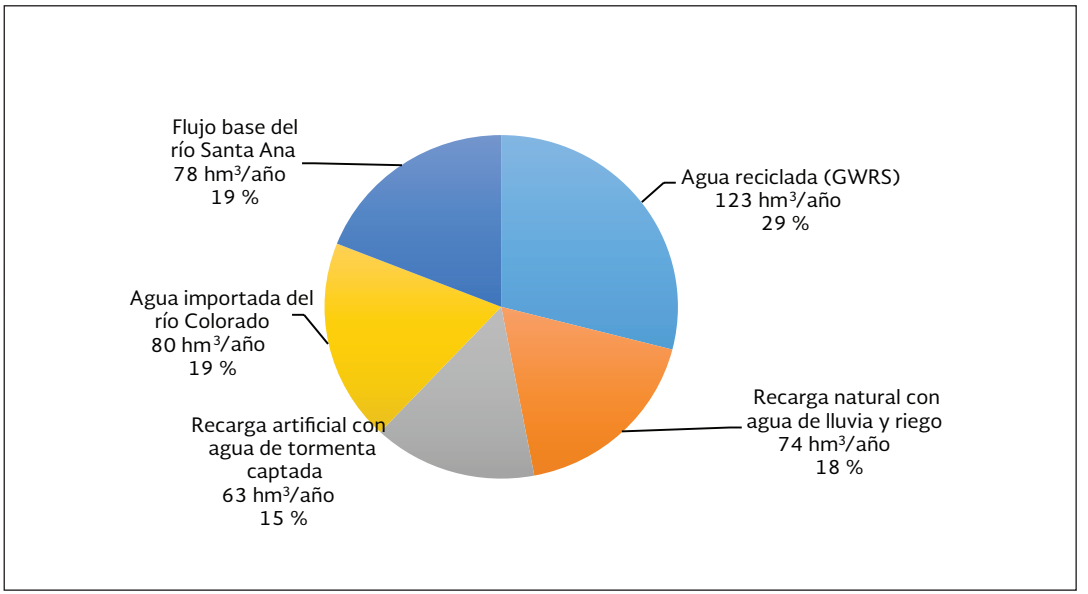


año, y lo realiza en función de factores como el nivel de almacenamiento actual, la disponibilidad hídrica regional y las condiciones hidrológicas. Uno de los principales objetivos del OCWD es maximizar la recarga subterránea, a través del incremento de la eficiencia en la infraestructura de aprovechamiento del agua y de la capacidad instalada de recarga. El Distrito trabaja de forma coordinada con programas de otras entidades, como el uso de agua tratada para el riego y otros usos que no requieren agua potable (GMP-OCWD, 2015). Aunque para cada año estos valores varían las

fuentes de abastecimiento para el año 2016 en el área de servicio de OCWD alcanzan un total de 418 hm^3/año (Figura 20.5), de los cuáles el 29 % corresponden al agua reciclada por el GWRS, el 18 % a la recarga natural al acuífero con agua de lluvia y riego, el 19 % es el agua importada de río Colorado, el 15 % es un volumen de agua de tormenta captada para realizar recarga artificial, y el 19 % de flujo base del Río (Hutchinson, 2016b).

El cambio en la gestión de la cuenca subterránea del condado de Orange se ha llevado a cabo aumentando la utilización de los acuíferos conjuntamente con una ampliación en la capacidad de recarga de los mismos; en este sentido, la cuenca se ha operado como un depósito para retirar o almacenar agua en períodos de sequía e inundación (Herndon y Markus, 2014). Aunque la extracción y la recarga de la cuenca no son las mismas cada año, en el largo plazo, la recarga requiere igualar el total de la extracción por bombeo. Las instalaciones MAR operadas por el OCWD se describen con detalle en los siguientes puntos.

Figura 20.5. Fuentes de recarga a la cuenca de agua subterránea del condado de Orange (Hutchinson, 2016b).



20.3.3. Descripción general de operaciones MAR

De acuerdo con Hutchinson (2016), el sistema de recarga de instalaciones MAR del distrito de Orange se compone de 26 instalaciones, que combinadas poseen una superficie húmeda de aproximadamente 6.1 km^2. Las instalaciones MAR en el condado de Orange se pueden dividir de la siguiente manera:

- Canal del Río Santa Ana (10 km)
- Estanques profundos y superficiales de recarga (hasta 45 y 1 metro de profundidad, respectivamente)
- Estanques de sedimentación
- Diques de goma
- Varios kilómetros de tuberías
- Múltiples estaciones de bombeo
- Una barrera contra la intrusión de agua de mar

La ubicación de las instalaciones MAR en el condado de Orange se muestra en la Figura 6 y de forma general se describe el funcionamiento de la operación de las instalaciones en los párrafos siguientes.

0. Como se describe en las secciones anteriores, la principal fuente de entrada al sistema de recarga es el río Santa Ana, que fluye en dirección noroeste – suroeste y cuando llega al dique de goma Imperial, el flujo se divide en dos corrientes de agua. La primera corriente (indicada con el número 1 en la Figura 20.6) se desvía del río Santa Ana a los tanques de vertido 1-4 (sistema de sedimentación) y la segunda corriente (flujo restante) se desvía y nuevamente regresa al canal del río Santa Ana (indicada con el número 2 en la Figura 20.6).

1.1 El flujo de agua que pasa a través de los tanques de vertido lleva implícito un proceso en el que una parte de los sólidos suspendidos en el flujo de agua son sedimentados; es por ello que a estos tanques se le conoce también como sistema de sedimentación. Cuando el flujo de agua llega al tanque de vertido 4, el flujo de agua se transporta a los estanques Foster-Huckleberry, Conrock, Warner y Little Warner (al conjunto de estos estanques se le llama Sistema de Warner).

1.2 Del estanque Little Warner, el agua se transporta al lago Anaheim a través de la tubería Warner, que tiene 1.68 m (66 pulgadas) de diámetro.

1.3 El agua que llega al lago Anaheim también se puede transportar a través de una tubería al lago Mini-Anaheim y a los estanques Kraemer y Miller, localizados aguas abajo.

1.4 La misma tubería (cerca del estanque Miller) puede suministrar de agua al Arroyo Carbon.

1.5 El agua se desvía al estanque La Joya a través de un pequeño dique de goma en el arroyo Carbon.

1.6 El arroyo Carbon también es utilizado para transportar el agua a los estanques Placentia, y Raymond.

2.1 Cuando el flujo de agua llega al tanque de vertido 4 se realiza una desviación del flujo hacia el canal lateral del río que fluye río abajo, donde una parte del caudal alimenta al Foso Olive.

2.2 El flujo de agua restante que no se infiltra en el canal lateral del río, posteriormente fluye a los estanques Five Coves a través de una serie de tuberías ubicadas abajo de la derivación Carbon Canyon.

2.3 De la misma forma que en el dique de goma Imperial, el agua que llega al dique de goma Five Coves, se divide en dos corrientes, una se desvía a los estanques Five Coves y la otra corriente regresa nuevamente al Canal del Río Santa Ana. La derivación de agua del dique al canal Río Santa Ana se vigila cuidadosamente para que el agua no fluya y se pierda en el océano.

2.4 El agua que entra a los estanques Five Coves, posteriormente pasa al estanque Lincoln y luego al estanque Burris.

2.5 Del estanque Burris, el agua se bombea al estanque Santiago a través de la estación de bombeo Burris. La estación de bombeo tiene cuatro bombas de turbinas de inclinación, que tienen una capacidad de bombeo combinado de 6.7 m^3 por segundo (235 pies cúbicos por segundo).

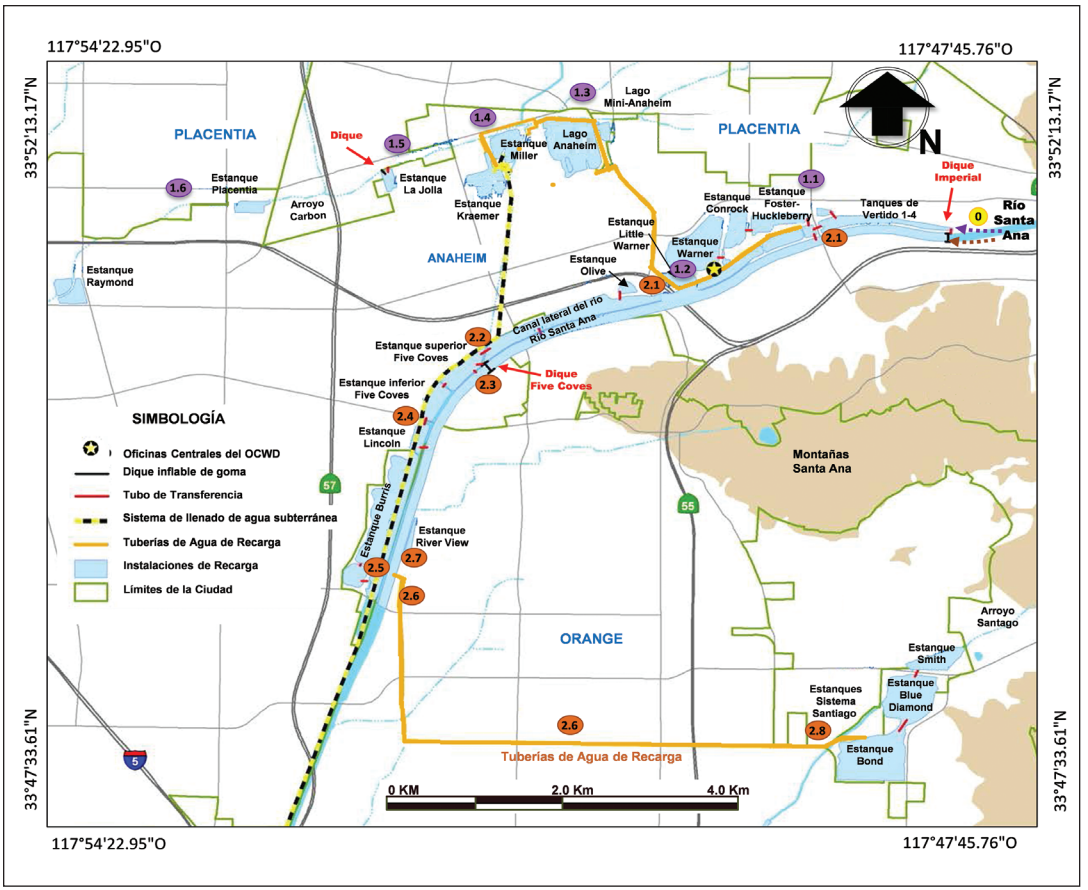
2.6 El agua bombeada se transporta al estanque Santiago a través de la tubería Santiago que tiene un diámetro de 1.52 m (60 pulgadas) y tiene aproximadamente 8 km de largo.

2.7 El agua de la tubería Santiago también suministra al Estanque River View y al Arroyo Santiago.

2.8 Mediante una estación de bombeo ubicada en el estanque Santiago, el OCWD puede revertir la dirección del flujo en la tubería Santiago y bombear el agua almacenada del Sistema de Estanques Santiago (conformado por tres fosos llamados Smith Pit, Blue Diamond Pit y Bond Pit que se formaron en antiguas minas de grava y arena) al arroyo Santiago, así como a los estanques River View, Burris, y al canal del río Santa Ana. El bombeo desde el estanque Santiago generalmente se realiza durante los meses de otoño para maximizar el espacio de almacenamiento para la captura de agua de tormenta.

Para mitigar el fenómeno de colmatación debido a los sedimentos en suspensión del agua y que provoca una disminución de las tasas de infiltración en el canal del río Santa Ana, el OCWD realiza una limpieza de los sedimentos utilizando equipos pesados. En el resto de las instalaciones, la limpieza se lleva a cabo mediante el drenaje del agua de las instalaciones, lo que permite que los sedimentos de grano fino acumulados se sequen, y luego sean retirarlos con equipo pesado. El OCWD tiene ocho cuencas de recarga con bombas que permiten transferir el agua a otras instalaciones y rápidamente drenar el estanque para su limpieza, otras instalaciones se drenan por gravedad. En general, el OCWD considera que un estanque esta fuera de servicio para limpieza cuando la tasa de recarga disminuye en un 65 a 75 % de la tasa de recarga cuando el estanque está limpio. En los siguientes puntos se describen con detalle los sistemas MAR operados por el Orange County Water District.

Figura 20.6. Instalaciones MAR en el condado de Orange, California. Adaptado de Orange County Water District (www.ocwd.com).



20.3.4. *Canal del Río Santa Ana*

El canal del río Santa Ana es la instalación de recarga más grande y antigua de OCWD, al mismo tiempo, es una de las instalaciones de recarga más efectivas debido a la naturaleza de auto-limpieza del canal. El OCWD es el propietario de 10 km de canal (6 millas) y en la zona del cauce se realizan diversas maniobras con equipo pesado para maximizar el área de superficie mojada del canal, así como para eliminar sedimentos de grano fino acumulados que recubren y obstruyen el fondo del canal. La maximización de la superficie mojada se realiza a través de serpenteos en el Cauce del río Santa Ana.

20.3.4.1. Serpenteos en el cauce del río Santa Ana

En la zona de Anaheim, California, el OCWD realiza la recarga artificial de acuíferos mediante dos tipos de dispositivos MAR, los serpenteos o también llamados diques en T y en L. Los serpenteos se realizan a lo largo del río Santa Ana con el objetivo de reducir la velocidad de la corriente, aumentando con ello el ancho del canal y evitando que el río seccione los meandros; de esta forma, se logra mantener la sección del río mojada y consecuentemente se logra la infiltración del agua (Fernández-Escalante, 2010). En la zona del cauce del río Santa Ana, se combinan los tipos de diques en T y en L y se alternan de acuerdo al periodo estacional. En el periodo de verano se construyen unos diques de arena paralelos a la dirección de la corriente del río; la temporada de estiaje presente en este periodo evita que haya grandes tormentas que destruyan los diques y al mismo tiempo permite a los trabajadores secar sectores del río para controlar la proliferación de insectos. La construcción de este tipo de diques permiten expandir el agua por todo el ancho del cauce del río y así lograr aumentar la tasa de infiltración en el acuífero, y al mismo tiempo se favorece a que el área de infiltración no se vea reducida.

En los meses de invierno, el OCWD utiliza los diques T y L a lo largo de río (Figura 7); estos diques son de fácil y rápida construcción con altura de entre 30 a 91 cm y espaciado variable (la altura y espaciado entre los diques depende de la pendiente del sector del río donde se estén construyendo). Uno de los problemas de este tipo de diseños es que pueden generar zonas tranquilas, favoreciendo la sedimentación y consecuentemente la colmatación. Es por ello que la construcción de los diques paralelos al cauce construidos en verano son más efectivos, aunque, si el flujo de agua supera a los diques, es previsible que éstos puedan colapsar, propiciando así la circulación de las aguas hacia

el océano. Para impedir lo anterior, el OCWD invirtió en la construcción de unos diques inflables instalados a lo largo del río (Figura 20.6).

20.3.5. *Estanques profundos y superficiales de recarga, tanques de vertido, diques de goma, tuberías y estaciones de bombeo*

El OCWD opera diversas instalaciones MAR en las ciudades de Anaheim y Orange. En los siguientes puntos se describen las características de los estanques profundos y superficiales de recarga, tanques de vertido (sedimentación), diques de goma, varios kilómetros de tuberías y estaciones de bombeo.

- Tanques de vertido 1 a 4 o sistema de sedimentación

El sistema de tanques de vertido del 1 a 4, se localiza en la zona de Anaheim y se alimentan del flujo de agua que es desviado del canal río Santa Ana por el dique Imperial de goma; estos estanques incluyen de forma colectiva un sistema de sedimentación. Este sistema proporciona la remoción de sedimentos y se considera que tienen poca o nula recarga. De acuerdo con OCWD (2013), la recarga en los tanques de vertido en el periodo de Julio del año 2011a Junio del año 2012 fue de 0.755 hm^3 (612 acre-pies). La Tabla 20.2 muestra información adicional de los tanques y la Figura 20.7 muestra una fotografía satelital.

Tabla 20.2. Información adicional: Estanques Weir 1 a 4 o Sistema de Desasolve (Weir Ponds).

Superficie húmeda:	133,546.6 m^2 (33acres)
Profundidad máxima del agua:	3.7 m (12 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	0.311 hm^3/año (252 acre-feet/año)
Puesto en servicio en el año:	1973
Fuentes de agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada

Fuente: OCWD (2013)

- Sistema de Estanques Warner (Warner Basin System)

El Sistema de Estanques Warner se localiza en la zona de Anaheim y se compone de los estanques Foster-Huckleberry, Conrock, Warner y Little Warner. Los estanques Foster-Huckleberry y Conrock no se limpian ni se les da mantenimiento ya que en general sirven más como estanques de sedimentación que como estanques de recarga. El estanque Warner es difícil de limpiar debido al gran volumen de agua que requiere evacuarse y al tiempo que se necesita para secar y limpiar (OCWD, 2013). De acuerdo con OCWD (2013), la recarga en este sistema de estanques en el periodo de Julio del año 2011a Junio del año 2012 fue de 9.728 hm^3 (7,887 acre-pies). La Tabla 20.3 muestra información adicional del sistema de estanques Warner y la Figura 20.8 muestra una fotografía satelital.

Tabla 20.3. Información adicional: Sistema de Estanques Warner (Warner Basin System).

Superficie húmeda:	513,952.0 m2 (127 acres)
Profundidad máxima del agua:	15.8 m (52 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	5.606 hm3/año (4,545 acre-pies/año)
Puesto en servicio en el año:	1974
Fuentes de Agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada

Fuente: OCWD (2013)

- Lago Anaheim

El lago Anaheim se localiza en la zona de Anaheim y es el estanque de recarga más antiguo del Distrito; se puso en servicio en el año de 1961 y desde el inicio de su servicio hasta al año 1975, el lago recibía únicamente agua importada. Sin embargo, desde que la tubería de transferencia Warner conectó el estanque Warner con el lago Anaheim en 1975, tanto el agua del río Santa Ana como el agua del Distrito Metropolitano de Agua del Sur de California (Metropolitan Water District of Southern California, MWD) han recargado el lago Anaheim. Se estima que la recarga total anual en el periodo de julio del año 2011a Junio del año 2012 fue de 33.6 hm^3/año (27,208 acre/pies). La Tabla 20.4 muestra información adicional del lago Anaheim y la Figura 20.9 muestra una fotografía satelital del lago (OCWD, 2013).

Tabla 20.4. Información adicional: lago Anaheim.

Superficie húmeda:	291,374.4 m^2 (72 acres)
Profundidad máxima del agua:	14.9 m (49 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	2.788 hm^3/año (2,260 acre-feet/año)
Puesto en servicio en el año:	1961
Fuentes de agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada

Fuente: OCWD (2013)

- Lago Mini-Anaheim

El lago Mini-Anaheim se localiza en la zona de Anaheim, es un estanque pequeño, poco profundo y se construyó al este del Lago de Anaheim. El estanque puede recibir agua del río Santa Ana, así como el agua comprada e importada de la conexión adyacente. Se estima que la recarga total anual en el periodo de julio del año 2011a junio del año 2012 fue de 5.7 hm^3/año (4,581 acre/pies) (OCWD, 2013). La Tabla 20.5 muestra información adicional del lago Mini-Anaheim y la Figura 20.9 muestra una fotografía satelital del lago.

Tabla 20.5. Información adicional: lago Mini-Anaheim.

Superficie húmeda:	20,234.3 m^2 (5 acres)
Profundidad máxima del agua:	1.2 m (4 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	0.016 hm^3/año (13 acre-feet/año)
Puesto en servicio en el año:	1995
Fuentes de agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada

Fuente: OCWD (2013)

Figura 20.7. Tanques de sedimentación 1 a 4 (Weir Ponds). Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 16/04/2013.

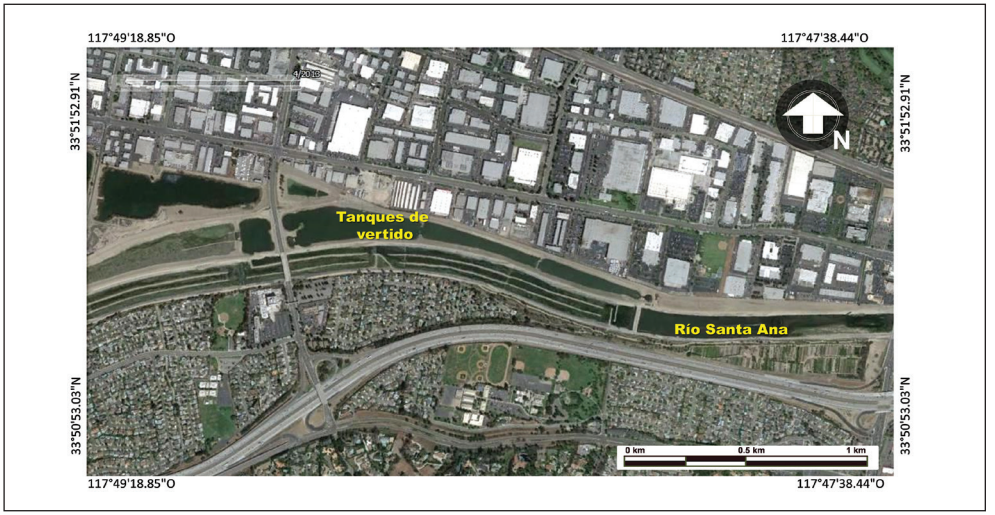


Figura 20.8. Sistema de Estanques Warner (Warner Basin System). Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 22/10/2007.

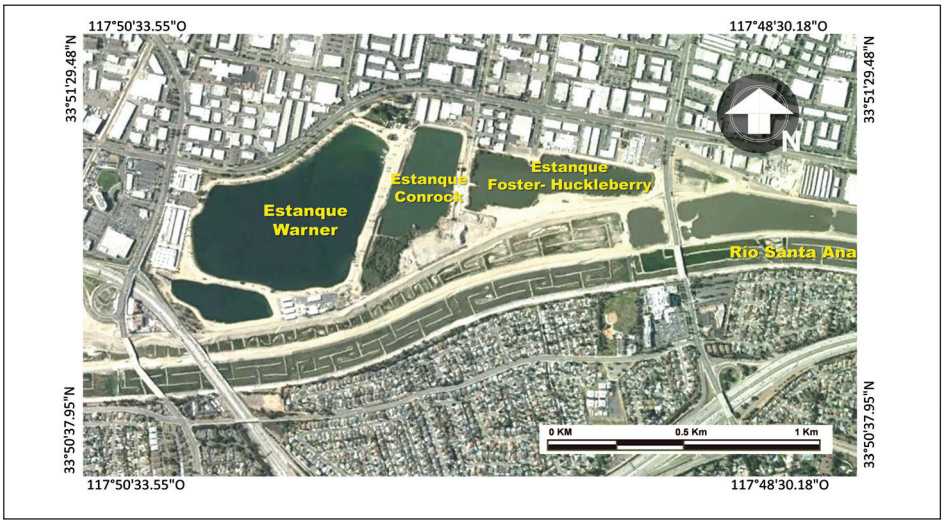


Figura 20.9. Lagos Anaheim y Mini- Anaheim.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016.



- Estanque Kraemer

El estanque Kraemer se localiza en la zona de Anaheim y es un estanque profundo que fue puesto en servicio en el año de 1988 y es uno de los estanques de recarga más eficientes debido a la presencia de arenas gruesas y gravas que subyacen en la cuenca a poca profundidad, así como a la gran profundidad de las aguas subterráneas en la zona. De acuerdo con OCWD (2013), la recarga en el estanque Kraemer en el periodo de julio del año 2011a junio del año 2012 fue de 56.126 hm^3 (45,502 acre-pies). La Tabla 20.6 muestra información adicional del estanque Kraemer y la Figura 20.6 muestra una fotografía satelital del estanque.

Tabla 20.6. Información adicional: estanque Kraemer.

Superficie húmeda:	125,452.9 m^2 (31 acres)
Profundidad máxima del agua:	17.1 m (56 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	1.443 hm^3/año (1,170 acre-feet/año)
Puesto en servicio en el año:	1988
Fuentes de agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada, agua reciclada

Fuente: OCWD (2013)

- Estanque Miller

El estanque Miller se localiza en la zona de Anaheim y es un estanque de inundación retardada que fue construido en el año de 1963. El Departamento de Control de Inundaciones del Condado de Orange (Orange County Flood Control District, OCFCD), permite al OCWD utilizar el estanque para la recarga, siempre y cuando los niveles de agua se mantengan dentro de ciertos límites (OCWD, 2013). De acuerdo con OCWD (2013), la recarga en el estanque Miller en el periodo de julio del año 2011a junio del año 2012 fue de 17.508 hm^3 (14,194 acre-pies). La Tabla 20.7 muestra información adicional del estanque Miller y la Figura 20.10 muestra una fotografía satelital del estanque.

Tabla 20.7. Información adicional: Estanque Miller.

Superficie húmeda:	101,171.7 m^2 (25 acres)
Profundidad máxima del agua:	7.3 m (24 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	0.370 hm^3/año (300 acre-feet/año)
Puesto en servicio en el año:	1953
Fuentes de agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada, agua reciclada

Fuente: OCWD (2013)

- Estanque La Jolla

El estanque La Jolla se localiza en la zona de Anaheim y es el estanque de recarga más reciente del OCWD (se puso en servicio en diciembre de 2007). El agua se desvía al estanque a través de un pequeño dique de goma en el arroyo Carbon (Figura 4). El agua del arroyo Carbon proviene por un lado del río Santa Ana o del agua importada que es descargada en el arroyo cerca del estanque Miller. Debido a los sedimentos altamente permeables que subyacen al estanque, las tasas de recarga son de las más altas de las instalaciones operadas por el OCWD. De acuerdo con el OCWD (2013), un récord de 10,191 hm^3 (8,505 acre-pies) de agua se recargaron en el estanque La Jolla en el periodo de julio del año 2011a junio del año 2012. La Tabla 20.8 muestra información adicional y la Figura 20.11 muestra una fotografía satelital del Estanque.

Tabla 20.8. Información adicional: estanque La Jolla.

Superficie húmeda:	26,304.6 m^2 (6.5 acres)
Profundidad máxima del agua:	1.5 m (5 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	0.032 hm^3/año (26 acre-feet/año)
Puesto en servicio en el año:	2007
Fuentes de agua:	Arroyo Carbon, río Santa Ana, agua importada / comprada

Fuente: OCWD (2013)

Figura 20.10. Estanque Kraemer (Kraemer Basin) y estanque Miller.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016.

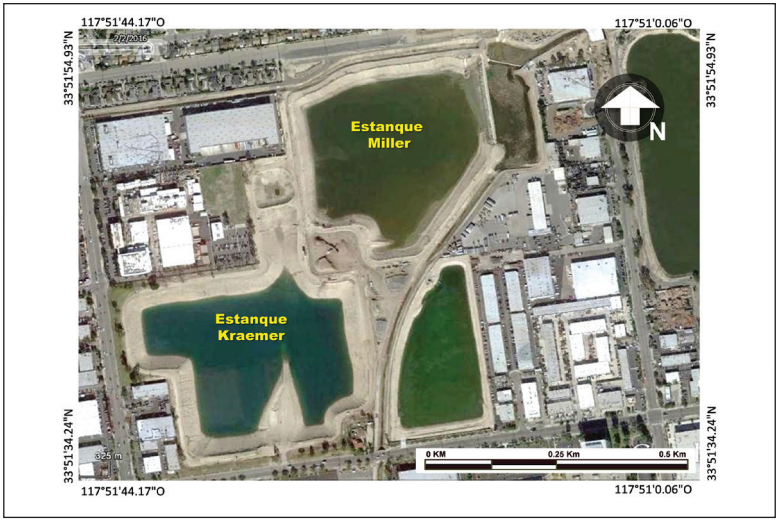
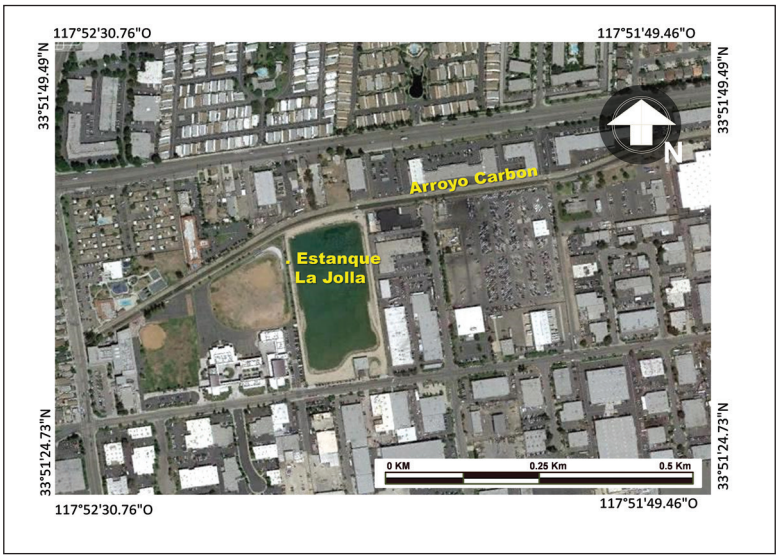


Figura 20.11. Estanque La Jolla.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016.



- Estanque Placentia

El estanque Placentia se localiza en la zona de Anaheim; es un estanque de inundación retardada y se diseñó para retardar los flujos de inundación en el Arroyo Carbon, aunque el OCWD utiliza una pequeña cantidad de su almacenamiento del estanque para la conservación del agua. El OCWD puede usar el estanque durante todo el año, sin embargo, históricamente el OCWD sólo lo utiliza durante la temporada de no tormentas (meses de abril a octubre). Durante cinco meses del año, el estanque se utiliza principalmente para la recarga de agua importada. De acuerdo con el OCWD (2013), 1.90 hm^3 (1,539 acre-pies) de agua se recargaron en el estanque Placentia en el periodo de julio del año 2011a junio del año 2012. La Tabla 20.9 muestra información adicional y la Figura 20.12 muestra una fotografía satelital del Estanque.

Tabla 20.9. Información adicional: estanque Placentia.

Superficie húmeda:	36,421.8 m^2 (9 acres)
Profundidad máxima del agua:	12.2 m (40 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	0.432 hm^3/año (350 acre-pies/año)
Puesto en servicio en el año:	1962
Fuentes de agua:	Arroyo Carbon, Río Santa Ana, agua importada / comprada

Fuente: OCWD (2013)

Figura 20.12. Estanque Placentia.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016.



- Estanque Raymond

El estanque Raymond se localiza en la zona de Anaheim; es un estanque de inundación retardada y se diseñó para retardar los flujos de inundación en el Arroyo Carbon. En el estanque, el OCWD recarga el agua siempre que la entrada coincida con la velocidad de infiltración (es decir, no hay agua almacenada). De acuerdo con el OCWD (2013), 3.80 hm^3 (3,077 acre-pies) de agua se recargaron en el estanque Placentia en el periodo de julio del año 2011a junio del año 2012. La Tabla 20.10 muestra información adicional del estanque Raymond y la Figura 20.13 muestra una fotografía satelital del mismo.

Tabla 20.10. Información adicional: estanque Raymond.

Superficie húmeda:	76,890.5 m^2 (19 acres)
Profundidad máxima del agua:	7.6 m (25 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	0.456 hm^3/año (370 acre-feet/año)
Puesto en servicio en el año:	1962
Fuentes de agua:	Arroyo Carbon, río Santa Ana, agua importada / comprada

Fuente: OCWD (2013)

Figura 20.13. Estanque Raymond.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016.



- Canal lateral del río (Off-River Channel)

El canal del río Santa Ana se encuentra instalado en un dique que crea el canal principal del río Santa Ana para el control de inundaciones, así como un canal paralelo fuera de río para la conservación del agua; este canal se conoce como canal lateral del río (Off-River Channel). El canal lateral del río, además de proporcionar recarga, sirve para conducir el agua a los estanques Burris y Santiago. El flujo de agua que llega a la parte final del canal fluye bajo al cañón Carbon hacia el estanque Five Coves. De acuerdo con el OCWD (2013), 7.34 hm^3 (5,952 acre-pies) de agua se recargaron en esta zona en el periodo de julio del año 2011a junio del año 2012. La Tabla 20.11 muestra información adicional de la rivera del canal y la Figura 20.14 muestra una fotografía satelital de esta.

Tabla 20.11. Información adicional: rivera del canal (Off-River Channel).

Superficie húmeda:	360,171.1 m^2 (89 acres)
Puesto en servicio en el año:	1936

Fuente: OCWD (2013)

- Estanque Olive

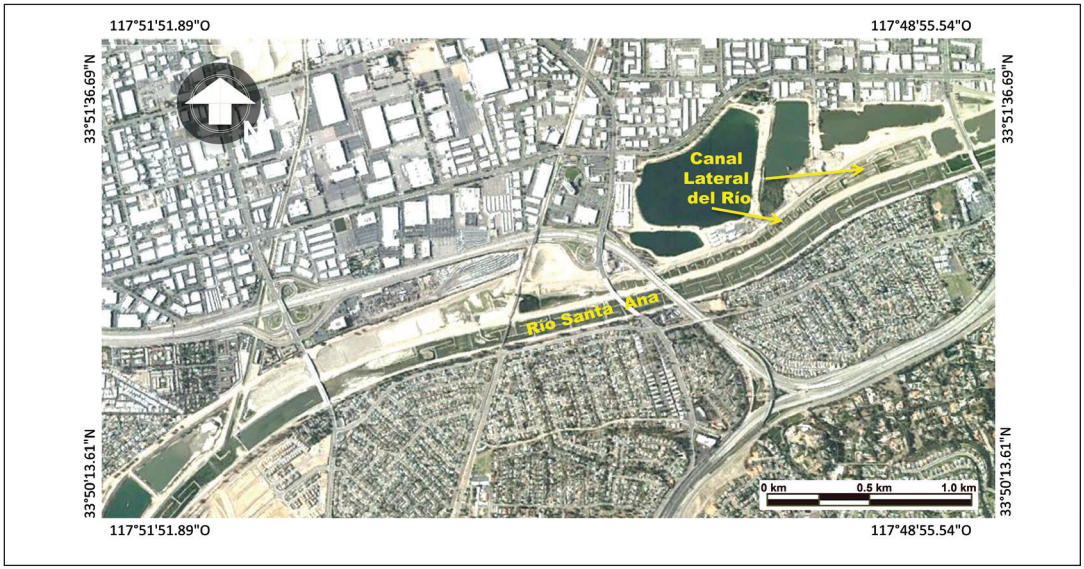
El estanque Olive se formó en lo que fue una antigua cantera de arena y grava; este estanque recargó un volumen récord de agua en el periodo de julio del año 2011a junio del año 2012 que fue de 4.15 hm^3 (3,364 acre-pies) de agua. Una de las razones clave para esto es que el agua se desvía hacia el Estanque Olive se dirige primero al sistema de sedimentación estanque Warner; lo que permite que los sólidos en suspensión del agua se sedimenten antes de llegar al estanque Olive. La Tabla 20.12 muestra información adicional del estanque Olive y la Figura 20.15 muestra una fotografía satelital de este.

Tabla 20.12. Información adicional: estanque Olive.

Superficie húmeda:	23,471.8 m^2 (5.8 acres)
Profundidad máxima del agua:	12.5 m (41 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	0.150 hm^3/año (122 acre-pies/año)
Puesto en servicio en el año:	1973
Fuentes de agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada

Fuente: OCWD (2013)

Figura 20.14. Canal lateral del Río.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 22/10/2007.



- Estanques Five Coves

El caudal de agua que es suministrado al Estanque Five Coves se desvía directamente del Río Santa Ana. Es por ello que la carga de sólidos disueltos en suspensión puede ser alta y esto ocurre especialmente durante las tormentas. Como resultado, estos estanques sirven más bien como estanques de sedimentación que como estanques de recarga. De acuerdo con el OCWD (2013), 0.90 hm^3 (723 acre-pies) de agua se recargaron en estos estanques en el periodo de julio del año 2011a junio del año 2012. La Tabla 20.13 muestra información adicional de este estanque y la Figura 20.16 muestra una fotografía satelital.

Tabla 20.13. Información adicional: Estanque Five Cove

Superficie húmeda:	125,452.9 m^2 (31 acres)
Profundidad máxima del agua:	5.5 m (18 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	0.427 hm^3/año (346 acre-feet/año)
Puesto en servicio en el año:	1975
Fuentes de agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada

Fuente: OCWD (2013)

- Estanque Lincoln

El estanque Lincoln es un estanque pequeño que sirve principalmente para transportar el agua desde el Estanque Five Coves al estanque Burris. De acuerdo con el OCWD (2013), el distrito emprendió en el año 2009 un proyecto para eliminar las capas sedimentarias de grano fino que se encuentran en el estanque con el objetivo de aumentar su capacidad de recarga. Sin embargo, después de que se realizó la límpieza, el OCWD realizó pruebas y observó que las tasas de recarga fueron menores de lo esperado, en este sentido, el OCWD continúa investigando las posibles razones para esto, incluyendo la compactación excesiva del material de relleno. La Tabla 20.14 muestra información adicional del estanque y la Figura 16 muestra una fotografía satelital del mismo.

Tabla 20.14. Información adicional: estanque Lincoln

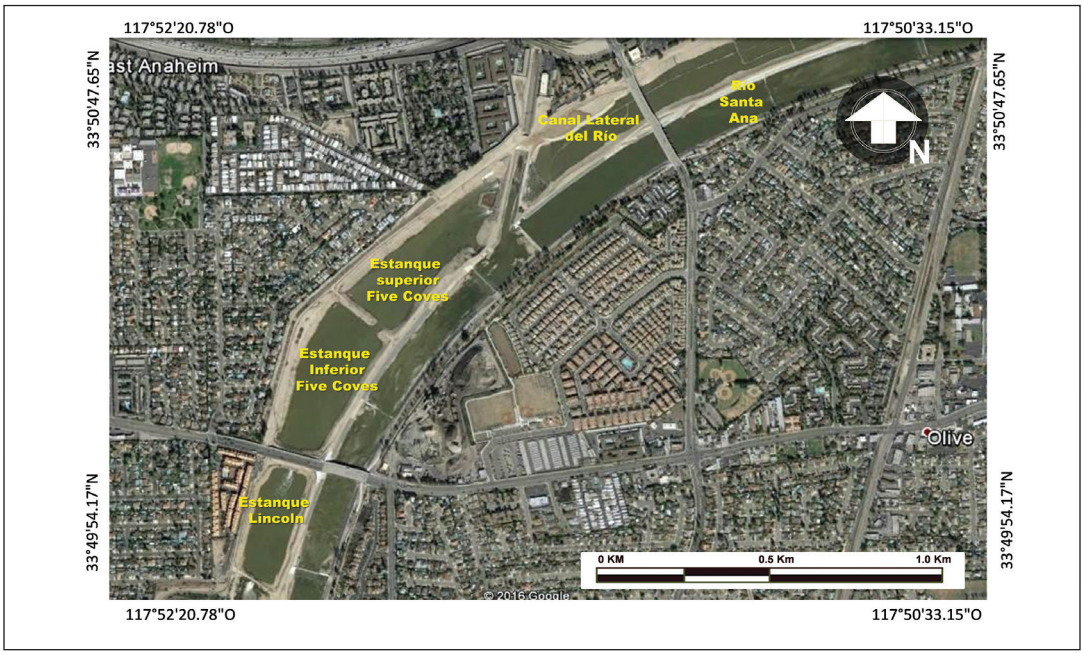
Superficie húmeda:	40,468.7 m^2 (10 acres)
Profundidad máxima del agua:	2.1 m (7 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	0.074 hm3/año (60 acre-feet/año)
Puesto en servicio en el año:	1976
Fuentes de agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada

Fuente: OCWD (2013)

Figura 20.15. Estanque Olive
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 22/10/2007.



Figura 20.16. Estanques Five Coves y Lincoln.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016.



- Estanque Burris

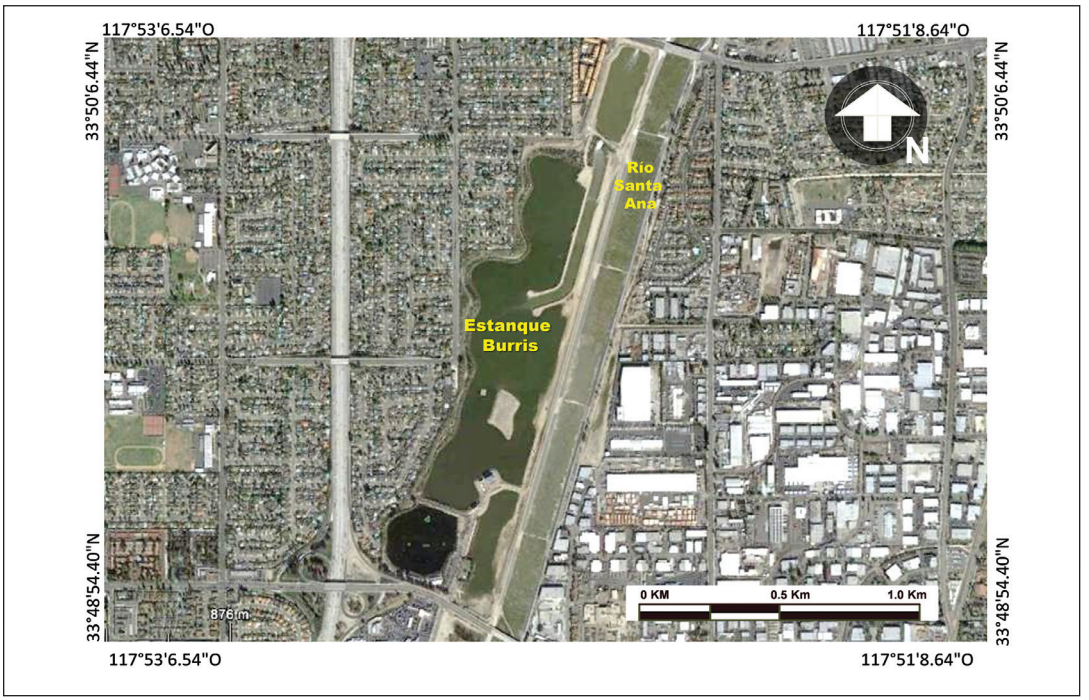
El estanque Burris se localiza en la zona de Orange; es un gran estanque que incluye hacia el Este una zona poco profunda que es remanente del canal del río Santa Ana y en la parte Oeste una zona más profunda que era una antigua mina de arena y grava. De acuerdo con el OCWD (2013), 10.6 hm^3 (8,541 acre-pies) de agua se recargaron en este estanque en el periodo de julio del año 2011a junio del año 2012 . La Tabla 20.15 muestra información adicional del estanque y la Figura 20.17 muestra una fotografía satelital del mismo.

Tabla 20.15. Información adicional: estanque Burris

Superficie húmeda:	485,624.0 m² (120 acres)
Profundidad máxima del agua:	18.9 m (62 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	3.293 hm3/año (2,670 acre-pies/año)
Puesto en servicio en el año:	1977
Fuentes de agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada, estanque Santiago

Fuente: OCWD (2013)

Figura 20.17. Estanque Burris.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016.



- Estanque River View

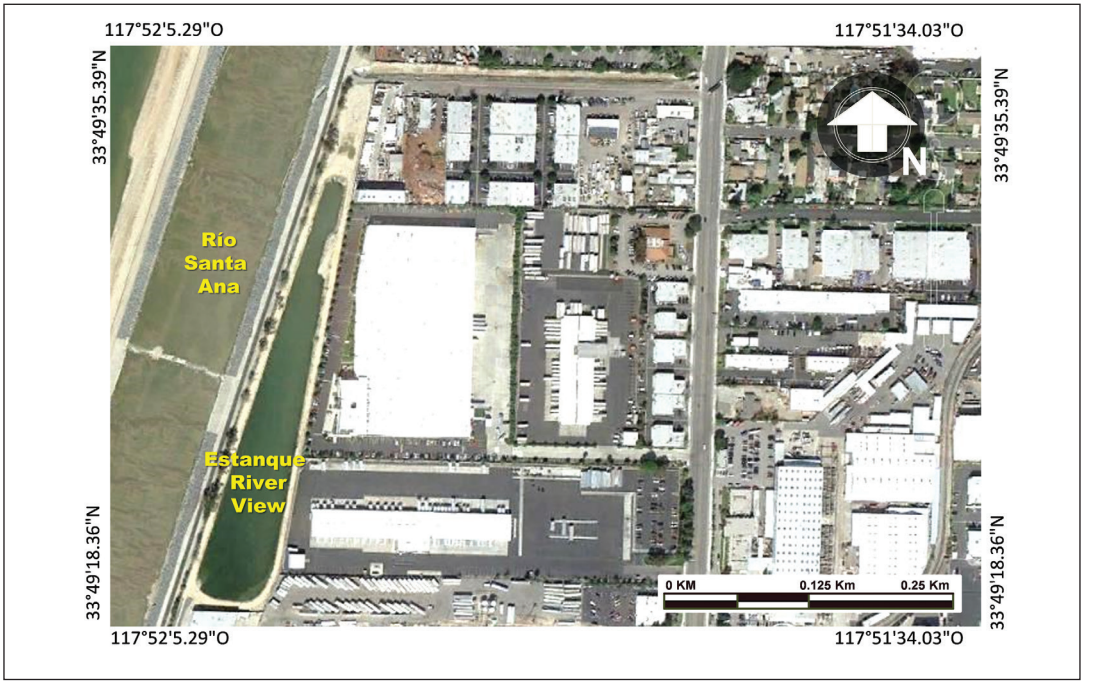
El estanque River View se localiza en la zona de Orange y se ubica del lado este del canal del río Santa Ana; el agua que se suministra a este estanque es proporcionada a través de la tubería de Santiago. Generalmente, durante los meses de invierno, al estanque River View se le bombea agua del río Santa Ana a través de la estación de bombeo del estanque Burris y en los meses de verano se le bombea agua desde el sistema de estanques Santiago. De acuerdo con el OCWD (2013), 2.04 hm^3 (1,650 acre-pies) de agua se recargaron en este estanque en el periodo de julio del año 2011a junio del año 2012 . La Tabla 20.16 muestra información adicional de estanques y la Figura 20.18 muestra una fotografía satelital.

Tabla 20.16. Información adicional: estanque River View

Superficie húmeda:	14,568.7 m2 (3.6 acres)
Profundidad máxima del agua:	1.2 m (4 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	0.014 hm3/año (11 acre-pies/año)
Puesto en servicio en el año:	2003
Fuentes de agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada, estanque Santiago

Fuente: OCWD (2013)

Figura 20.18. Estanque River View.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 07/03/2011.



- Estanques Santiago (Santiago Basins)

El sistema de estanques Santiago se localiza en la zona de Orange y se está compuesto de tres fosos llamados Smith, Blue Diamond y Bond y que se formaron en antiguas minas de grava y arena. De acuerdo con el OCWD (2013), 47.97 hm^3 (38,890 acre-pies) de agua se recargaron en este estanque en el periodo anual 2011- 2012. La Tabla 20.17 muestra información adicional del sistema de estanques y la Figura 20.19 muestra una fotografía satelital.

Tabla 20.17. Información adicional: estanque Santiago.

Superficie húmeda:	744,623.4 m2 (187 acres)
Profundidad máxima del agua:	41.5 m (136 pies)
Capacidad máxima de almacenamiento:	169.234 hm3/año (137,200 acre-pies/año)
Puesto en servicio en el año:	1990
Fuentes de Agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada, arroyo santiago

Fuente: OCWD (2013)

- Canal del Arroyo Santiago

El canal del Arroyo Santiago derrama su caudal al sistema de estanques Santiago y a menos que los estanques Santiago estén llenos (puede ocurrir durante los años húmedos), la escorrentía local hasta el arroyo se captura en estos estanques. La parte baja del arroyo se alimenta generalmente por el agua bombeada por el OCWD que proviene del río Santa Ana. De acuerdo con el OCWD (2013), 5.7 hm^3 (4,628 acre-pies) de agua se recargaron en este estanque en el periodo anual 2011-2012. La Tabla 20.18 muestra información adicional del canal del Arroyo Santiago y la Figura 20.20 muestra una fotografía satelital.

Tabla 20.18. Información adicional: Canal del Arroyo Santiago.

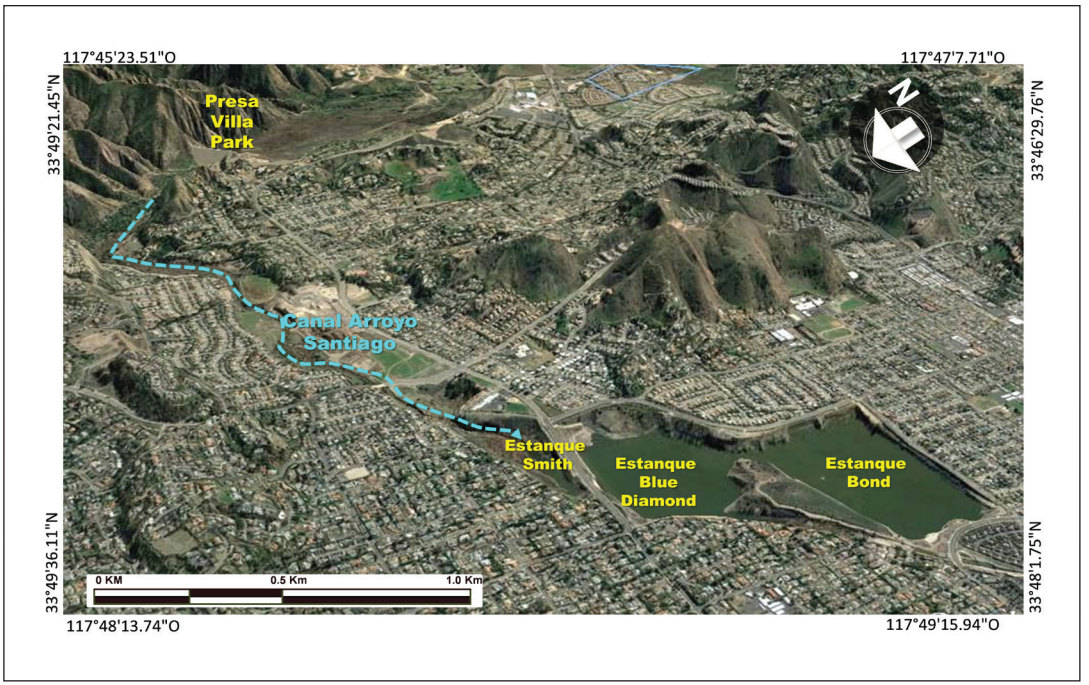
Superficie húmeda:	10,521.9 m2 (2.6 acres)
Puesto en servicio en el año:	2000
Fuentes de agua:	Río Santa Ana, agua importada / comprada, arroyo Santiago

Fuente: OCWD (2013)

Figura 20.19. Estanque Santiago.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 25/03/2015.



Figura 20.20. Canal del Arroyo Santiago.
Modificado de Google Earth (2016). Fecha de la imagen 02/02/2016.



20.3.6. *Diques de goma*

En los meses de invierno, el OCWD utiliza los diques T y L a lo largo de río Santa Ana. Sin embargo, en ocasiones el flujo de agua puede superar a los diques, provocando que estos colapsen propiciando la circulación de las aguas hacia el océano. Para impedir lo anterior, el OCWD invirtió en la construcción de unas presas inflables de 2.1 de altura y de longitud 97.5 m, instaladas a lo largo del río. Estas presas inflables son capaces de detener el flujo de agua, para posteriormente desviarlo a los dispositivos de recarga artificial y son infladas a través de una tubería de aire (también se puede utilizar agua) en un tiempo aproximado de treinta minutos. En caso de que estos diques inflables estén en riesgo de ser sobrepasados por el agua, los diques automáticamente se desinflan en 45 minutos (Fernández-Escalante, 2010). En el canal del río Santa Ana se localiza el dique de

goma Imperial y el dique Five Coves, mientras que en el arroyo Carbon se encuentra otro dique de goma a la altura del estanque La Jolla.

20.3.7. Barrera contra la intrusión de agua de mar

De acuerdo con Herndon y Markus (2014), el fenómeno de intrusión salina en los acuíferos costeros del condado de Orange se conoce desde el año 1930, por lo que las barreras contra la intrusión de agua de mar son necesarias en esta zona. En el Sur de California, operan actualmente cuatro barreras de intrusión salina que consisten en un conjunto de pozos ubicados estratégicamente y que inyectan agua dulce para crear un domo hidráulico que impide el flujo de agua salada hacia el interior de los acuíferos. Una de estas barreras es la barrera Talbert que se construyó a mediados de la década de los setentas en la ciudad de Fountain Valley por el OCWD. La barrera Talbert cuenta actualmente con 36 pozos (inicialmente 23 pozos) que inyectan un promedio de 44.40 hm^3/año (36,000 acre-pié-año). Originalmente el agua que se inyectaba en la barrera Talbert provenía de una mezcla de aguas subterráneas profundas y agua reciclada procedente de la Water Factory 21. Esta planta fue el primer proyecto en California que contaba con autorización para inyectar aguas residuales tratadas en un acuífero utilizado para suministro de agua potable (Herndon y Markus, 2014). Debido al aumento de bombeo en la década de los noventa, se superó la capacidad de la barrera Talbert para hacer frente a la intrusión de agua de mar, el OCWD desarrolló y calibró un modelo numérico de flujo que utilizó para determinar las ubicaciones y las gastos de inyección de nuevos pozos. Con base en el modelo se construyeron 13 nuevos pozos que restauraron la capacidad de la inyección y de esta forma la barrera Talbert continúa haciendo frente a la intrusión salina. La Figura 20.4 muestra la ubicación de esta barrera.

El agua residual que sin tratamiento sería descargada al océano Pacífico, es actualmente purificada mediante un proceso terciario (microfiltración, ósmosis inversa y desinfección) para producir agua de alta calidad que se inyecta en la barrera Talbert. El Sistema de Reposición de Agua Subterránea (GWRS) es un sistema de purificación de agua que opera desde el año 2008 con una capacidad de 88.81 hm^3 (72,000 acre-pié) tratados; una ampliación terminada en 2015 incrementó la capacidad de tratamiento a 123.35 hm^3 (100,000 acre-pié-año).

20.4. Sistema de monitoreo

Los programas de monitoreo que realiza el OCWD constituyen un componente muy importante para mejorar la gestión de las aguas subterráneas y asegurar la gestión de la cuenca. Los programas de monitoreo permiten establecer niveles seguros y sostenibles para la producción de las aguas subterráneas; monitorean la calidad del agua costera así como la intrusión de agua de mar proporcionan seguimiento a los potenciales contaminantes del agua subterránea protegen la calidad del agua superficial así como del agua reciclada que se utiliza para recargar a la cuenca (se asegura que la recarga proteja la calidad del agua subterránea) y aseguran de que la cuenca de agua subterránea sea gestionada conforme a las leyes y regulaciones pertinentes.

20.4.1. Monitoreo de aguas subterráneas

El OCWD recolecta datos de elevación piezométrica así como de la calidad del agua subterránea en cerca de 700 pozos, de los cuales 400 corresponden a pozos de monitoreo pertenecientes al OCWD. Los programas de monitoreo de calidad del agua se llevan a cabo para cumplir con las regulaciones de agua potable, para ejecutar proyectos de investigación y para la gestión de la cuenca. El distrito opera su propio laboratorio de calidad del agua que está certificado para realizar análisis bacteriológicos, inorgánicos y orgánicos. Todas las agrupaciones u organizaciones que operan numeroso pozos deben equipar los pozos con medidores y reportar las extracciones cada seis meses. Aproximadamente 200 usuarios municipales y privados concentran el 97 % de la extracción total. A solicitud del distrito, estos usuarios reportan mensualmente la producción de sus pozos desde 1988, con el propósito de mejorar el conocimiento del sistema.

El OCWD realiza un monitoreo particular en los pozos de extracción de agua subterránea en torno al gasto, la elevación y la calidad del agua. El monitoreo de la extracción consiste en que todo aquel que bombee el agua subterránea de la cuenca requiere realizar un informe cada seis meses y pagar una evaluación de reposición (*Replenishment Assessment*). Los pozos privados que bombeen menos de1233.48 m^3/año (1 acre-pie/año), deben pagar una tarifa fija anual en lugar de la evaluación de reposición y no tienen que informar su producción. Los propietarios de pozos de gran capacidad reportan la producción de agua subterránea mensualmente para cada uno de sus pozos. Los volúmenes de producción son verificados por el personal de campo del OCWD

y los datos recabados se utilizan para gestionar el almacenamiento de la cuenca y recaudar los ingresos.

En cuanto al monitoreo de la piezometría, el OCWD mide la elevación a intervalos variables en cada pozo del OCWD. Se toman mediciones de la elevación del agua al menos una vez al año y algunos pozos son medidos dos veces por semana; el monitoreo de los pozos municipales puede llevarse a cabo con mayor frecuencia (en función de la situación del pozo). En más de 1,000 puntos de medición se controlan los niveles de agua mensualmente o cada dos meses con el objetivo de evaluar los efectos a corto plazo de las operaciones de bombeo o de recarga y se realiza una supervisión adicional en los alrededores de las instalaciones de recarga del OCWD, así como en las barreras contra agua de mar, y en zonas de investigación en donde los impactos en la calidad del agua o la contaminación sean motivo de preocupación.

El OCWD realiza el monitoreo de la calidad del agua en los pozos de extracción de aguas subterráneas para el cumplimiento de las normas de agua potable estatales y federales. El Distrito examina más de 500 compuestos, muchos más de lo requerido por las leyes y reglamentos estatales y federales. Examina el agua de aproximadamente 1,500 lugares a lo largo de la cuenca, más de 20,000 muestras cada año e informa más de 400,000 resultados.

En respuesta al descubrimiento de compuestos orgánicos volátiles a mediados de la década de 1980, el OCWD desarrolló un programa integral para monitorear el agua subterránea contaminada en la cuenca. Este extenso programa de seguimiento condujo al descubrimiento de las antiguas zonas contaminadas, situadas en la ciudad de Irvine, en la zona de Anaheim, Fullerton y en otra zona situada en la parte sur de la cuenca en la ciudad de Santa Ana. Es por ello que se instalaron pozos de monitoreo adicionales. En este sentido, el OCWD también se ha dedicado al desarrollo de proyectos para contener y finalmente limpiar el agua subterránea contaminada.

En cuanto al monitoreo de las aguas subterráneas cerca de la costa, el OCWD realiza un monitoreo para evaluar la eficacia de las barreras Alamitos y Talbert. Para ello, más de 425 pozos de monitoreo y extracción son muestreados dos veces al año para evaluar las condiciones de calidad del agua durante dos períodos (invierno y verano). Los parámetros de monitoreo del agua subterránea son información muy importante para determinar la eficacia de las barreras así como para determinar los mapas de isolíneas del agua subterránea que permiten identificar los acuíferos más susceptibles

a la intrusión de agua de mar así como para evaluar si es el domo de agua dulce generado a través de la barrera de los pozos de inyección es suficiente para impedir el movimiento del agua de mar hacia el interior del continente.

20.4.2. Monitoreo del agua reciclada

El agua reciclada producida por el GWRS se utiliza para la inyección en la barrera Talbert contra la intrusión marina así como para la recarga de las aguas subterráneas; el agua que produce la GWRS se monitorea diariamente, semanalmente, y trimestralmente para minerales, metales, compuestos orgánicos y componentes microbiológicos. Las muestras se toman de 35 pozos de monitoreo en nueve sitios para monitorear el agua después de la infiltración o inyección, también se toman muestras de pozos adicionales gradiente abajo y a lo largo de la trayectoria del flujo del agua subterránea, con el objetivo de recopilar datos que se utilizan en el análisis a largo plazo de los efectos de la utilización del agua reciclada para la recarga de las aguas subterráneas.

En cuanto al monitoreo del agua superficial, el agua del río Santa Ana se vigila en diversos sitios en el río, en el lago Anaheim, en el sistema de estanques Santiago, así como en los pozos de monitoreo gradiente abajo de los estanques de recarga, con el objetivo de proporcionar datos sobre el tiempo de viaje y para evaluar los cambios en la calidad del agua. El monitoreo de las aguas superficiales del río Santa Ana es mensual. El agua importada comprada por el Distrito Metropolitano de Agua del Sur de California (MWD) supervisa en busca de minerales, nutrientes y otros componentes seleccionados. El distrito también puede monitorear metales, compuestos orgánicos volátiles y compuestos orgánicos semivolátiles (por ejemplo, pesticidas y herbicidas).

20.5. Costos de Inversión y Operación

En cuanto a la gestión financiera, para el año fiscal 2014 -2015, el OCWD tuvo un presupuesto anual de operación y de ingresos de aproximadamente de 134.4 millones de dólares; el monto incluye 26 millones de dólares para la importación de agua para recarga (GMP-OCWD, 2015). En cuanto a costos, el OCWD ha determinado que por cada 1,000 litros de agua, el agua importada tiene un costo de entre 567 y 811 dólares, el agua de tormenta y de flujo base del río Santa Ana tienen un costo cercano a los 16 dólares, el agua reciclada tiene un costo de 426 dólares y la recarga

natural no tiene costo (Tabla 20.19). El OCWD vende el agua subterránea y todo el que bombea agua paga una tarifa de 261 dólares por 1,000 litros de agua (Hutchinson, 2016b). Los datos del costo del agua subterránea corresponden a los reportados en el año 2016, sin embargo el costo para el año 2017 es de $445/acre-pie, en dólares americanos (A. Hutchinson, comunicación personal, 29 de agosto del 2017).

Tabla 20.19. Fuente de agua y sus costos en la zona del condado de Orange.

Fuente de agua en la zona del condado de Orange	Disponibilidad hm^3/año	Costo en dólares por cada 1,000 litros
Agua reciclada (GWRS)	123	405
Recarga artificial con agua de tormenta	63	16
Flujo base del río Santa Ana	78	
Agua importada de río Colorado	80	567 - 811
Recarga natural con agua de lluvia	74	0
Total	418	

Modificado de Hutchinson (2016b)

20.6. Optimización de las instalaciones

Una de las principales restricciones para incrementar la capacidad superficial de las instalaciones MAR es la colmatación. Este fenómeno es causado por la acumulación de sedimentos en los estanques de recarga. De acuerdo con Hutchinson (2016), la concentración total de sólidos suspendidos en el caudal base del río Santa Ana varía de 15 hasta 400 mg/L y puede ser extremadamente alto durante las tormentas. La colmatación ocurre con rapidez ocasionando que la infiltración disminuya y para mitigar este fenómeno y recuperar las tasas de infiltración, los estanques del condado son drenados para permitir su secado. Cuando están secos, el fondo de cada estanque es raspado con maquinaria para remover la capa formada por el sedimento. Sin embargo, esta estrategia de limpieza de los estanques origina problemas como el aumento de la profundidad que dificulta el drenaje de estos almacenamientos. Otro problema es que la maquinaria no tiene la capacidad para remover la capa de sedimentos en los taludes, por lo que se considera que esta operación de limpieza no es sustentable. Es por ello que para solucionar el problema de la colmatación en los estanques, el OCWD llevó a cabo un programa de investigación para un desarrollo tecnológico

que permitiera la operación de limpieza, manteniendo el estanque en servicio. Como resultado de diversos experimentos, el OCWD desarrolló un vehículo de limpieza para los estanques (BCV, por las siglas en inglés de *Basin Cleaning Vehicle*), que tiene como principal característica que es totalmente sumergible y se puede controlar por un sistema de geoposicionamiento satelital (GPS). El vehículo fue desarrollado con un aditamento rotatorio que al momento de romper la capa de sedimento, captura las partículas más finas. Una serie de extensas pruebas al sistema BCV, fueron realizadas durante el año 2001, mostrando que era capaz de mantener tasas altas de infiltración por varios meses; sin embargo, debido a filtraciones en el equipo y a las difíciles condiciones bajo el agua, el mantenimiento del BCV se volvió sumamente costoso. Ante tal situación, el BCV fue rediseñado usando barcazas de dragado para albergar las componentes hidráulicas y eléctricas. Cuatro de estos vehículos fueron instalados a inicios del año 2004 en cuatro estanques. En tres de estos, el BCV no tuvo el desempeño esperado en los fondos de los estanques. Sin embargo, en el estanque Miller, que recibe relativamente bajas concentraciones de material de colmatación y tiene un fondo arenoso, el BCV cumplió con las metas esperadas. Actualmente ya no se utiliza o se hacen pruebas con el BCV. El concepto funciona, pero la ingeniería para aplicaciones a gran escala necesita ser refinada (A. Hutchinson, comunicación personal, 29 de agosto del 2017). Aunque el estanque Miller tiene capacidad para mantener los niveles de desempeño esperados, se realizaron experimentos por varios meses en estanques con agua importada del GWRS, mostrando que las tasas de colmatación son muy bajas cuando el agua es de mejor calidad. El agua importada es agua proveniente del Río Colorado o del Norte de California que tiene concentraciones de sólidos totales suspendidos de 1 a 2 mg/l. Estos experimentos indicaron que remover el material que ocasiona la colmatación antes que llegue a los estanques tiene un potencial significativo de incrementar la capacidad de recarga (Hutchinson, 2016a). Para incrementar la capacidad de las instalaciones MAR, el OCWD también ha realizado investigación sobre la colmatación, así como la optimización de la operación de limpieza.

20.7. Investigación sobre la colmatación

Para una mayor evaluación sobre el efecto de los sólidos suspendidos totales en la colmatación de los estanques, el OCWD llevó a cabo experimentos para investigar la interacción entre los sólidos suspendidos y los sedimentos en los estanques de recarga. Estas investigaciones derivaron en un modelo paramétrico por la pérdida de infilración que es usado para optimizar la operación de los

estanques. Este modelo proporciona una manera de entender el costo de reducir las concentraciones de sólidos suspendidos totales e incrementar la capacidad de recarga, convirtiéndose en una herramienta para evaluar la factibilidad de diferentes alternativas (Hutchinson, 2016a).

20.7.1. Optimización de la operación de limpieza

Con el modelo de percolación, el OCWD desarrolló un modelo económico para calcular el tiempo óptimo para limpiar los estanques de recarga. Este modelo incorpora el valor de la recarga no realizada, los costos de bombeo para el drenado y el costo de limpieza usando equipo pesado. Debido a que las tasas de infiltración tienden a disminuir rápidamente, el modelo indica que maximizar la recarga en los estanques significa llevar a cabo frecuentemente la limpieza de los mismos. Uno de los retos con esta condición es el drenado de los estanques esta es la razón por la cual los nuevos estanques son construidos con menor profundidad para que puedan ser drenados, secados y limpiados con mayor rapidez.

20.7.2. Optimización futura

En el año 2005, el OCWD preparó el Plan de Infraestructura de Largo Plazo (LTFP, por las siglas en inglés de *Long Term Facilities Plan*) para identificar proyectos potenciales que el OCWD pudiera implementar en el futuro para incrementar la capacidad de la cuenca subterránea. Un total de cincuenta proyectos fueron evaluados, incluyendo proyectos MAR, de calidad del agua, de incremento de oferta, y de gestión de la cuencas. Algunos de los proyectos MAR identificados en el LTFP fueron pozos de recarga en la zona no saturada, pozos multilaterales de recarga (pozos Ranney), galerías de infiltración debajo de parques y estacionamientos, y disminución de sólidos suspendidos totales del agua proveniente del SAR. La construcción de nuevos estanques de recarga está considerada en el LFTP; sin embargo, existen restricciones por el precio de las tierras así como por factores políticos.

En el otoño de 2007, el OCWD terminó la construcción de una planta de tratamiento con capacidad de 265,000 m^3/día, la cual proporciona un tratamiento cercano a la destilación y prácticamente la mitad del volumen tratado de la planta será usado en la barrera contra la intrusión salina a lo largo de la costa. Dada la alta calidad de esta agua, es apropiada para usarse en galerías de infiltración o bien en pozos de inyección.

20.8. Conclusiones

En el condado de Orange, al sur de California, la recarga artificial de acuíferos (MAR) se lleva practicando desde hace más de ochenta años por el OCWD. En sus inicios se buscaba controlar el problema de la intrusión del agua de mar que está presente en la zona y que en el año de 1956 afectó al acuífero. Es por ello que el OCWD logró financiar dos programas de recarga: un programa que importaba agua superficial y reciclaba aguas residuales para su inyección en el acuífero, formando una barrera contra la intrusión marina y un programa que utiliza 6.1 km^2 de estanques de inundación a lo largo del río Santa Ana para extender y hacer más lento el flujo del río, induciendo con esto una recarga. Con el tiempo, los objetivos han cambiado y se han dirigido a dar solución a diversos problemas, como las sequías, la decadencia de las infraestructuras de abastecimiento, el aumento de la población, el cambio climático, las reformas de la normatividad, entre otros. Actualmente, el sistema de recarga de instalaciones MAR del distrito de Orange se compone de 26 instalaciones que incluyen instalaciones superficiales como los serpenteos en el canal del río Santa Ana, estanques profundos y superficiales de recarga, tanques de sedimentación, diversos diques de goma para controlar el agua, diversos kilómetros de tuberías y múltiples estaciones de bombeo e instalaciones subterráneas, así como los pozos de inyección que en su conjunto forman una barrera contra la intrusión de agua de mar.

En cuanto al monitoreo del agua subterránea, se ha mostrado que es un componente muy importante para mejorar la gestión de las aguas subterráneas y asegurar la gestión de las cuencas; en este sentido, el OCWD ha establecido programas de monitoreo de la calidad del agua que se llevan a cabo para cumplir con las regulaciones de agua potable, para ejecutar proyectos de investigación y para la gestión de la cuenca. El OCWD realiza un monitoreo en los pozos de extracción de agua subterránea en torno a la extracción, la piezometría y la calidad del agua, al mismo tiempo también realiza un monitoreo del agua subterránea contaminada en la cuenca, en respuesta al descubrimiento de compuestos orgánicos volátiles a mediados de la década de 1980. En cuanto a las aguas subterráneas cerca de la costa, el OCWD realiza un monitoreo para evaluar la eficacia de las barreras Alamitos y Talbert. Para ello, más de 425 pozos de monitoreo y extracción se muestrean dos veces al año para evaluar las condiciones de calidad del agua durante dos períodos (invierno y verano). Del mismo modo, el OCWD realiza monitoreos del agua reciclada producida por el GWRS y que se utiliza para la inyección en la barrera Talbert contra la intrusión marina, así como para la recarga de las aguas subterráneas, con el objetivo de recopilar datos que se utilizan en el

análisis a largo plazo de los efectos de la utilización del agua reciclada para la recarga. En cuanto al monitoreo del agua superficial, el OCWD vigila el agua del río Santa Ana en diversos sitios en el río, así como en las demás instalaciones MAR, con el objetivo de proporcionar datos sobre el tiempo de viaje y para evaluar los cambios de calidad del agua.

El aumento del bombeo en la década de los noventa provocó que la capacidad de la barrera Talbert para hacer frente a la intrusión del agua de mar se viera rebasada. En este sentido, el OCWD es pionero en el desarrollo y calibración de un modelo numérico de flujo que utilizó para determinar las ubicaciones y los gastos de inyección de nuevos pozos de inyección. Con base en el modelo se construyeron 13 nuevos pozos que restauraron la capacidad de la inyección y de esta forma la barrera Talbert continua haciendo frente a la intrusión salina. Es importante mencionar que los datos del monitoreo del agua fueron pieza clave para lograr la calibración del modelo.

En cuanto al reciclado del agua a través del Sistema GWRS, un paso importante para lograr la aceptación y apoyo públicos, se basó en que se realizaran presentaciones ante las organizaciones comunitarias, funcionarios electos, agencias reguladoras, grupos empresariales, científicos y académicos, profesionales de la salud, educadores y grupos ecologistas. El GWRS ha producido y recargado más de 370 hm^3 de agua y el costo de producción es menor que la del agua importada, lo que demuestra la viabilidad económica del proyecto. GWRS es agua con un costo alrededor de $ 525 (dólares americanos por un pie acre) porque se amplió a 100 MGD.

El desarrollo de las diversas instalaciones MAR realizados por el OCWD ha sido posible por que existe la disposición a pagar por parte de los usuarios del agua, quienes han comprendio que si se desea tener disponibilidad de agua se requiere pagar el costo de extracción, además del costo de la recarga para mantener la disponibilidad en la fuente. El OCWD vende el agua subterránea y todo el que bombea agua paga una tarifa de 261 dólares por 1,000 litros de agua. Por cada 1,000 litros, el costo del agua importada a la cuenca es de entre 567 y 811 dólares, el agua de tormenta y de flujo Base del río Santa Ana tienen un costo cercano a los 16 dólares.

El OCWD continúa realizando diversos estudios para aumentar la capacidad de las instlaciones MAR y ha identificado que la optimización de las instalaciones existentes se logrará mediante la mejora de los métodos de limpieza, además ha identificado otras instalaciones de recarga que se

pueden realizar, como los pozos de recarga en la zona no saturada, pozos multilaterales de recarga (pozos Ranney), galerías de infiltración debajo de parques y estacionamientos y disminución de sólidos suspendidos totales del agua proveniente del río Santa Ana.

Referencias

Fernández-Escalante, A., 2010. *La gestión de la recarga artificial de acuíferos en el marco del desarrollo sostenible*. Desarrollo tecnológico. Serie Hidrogeología hoy. Título 6. DINA-MAR, Depth Investigation of New Activities for Managed Aquifer Recharge, 495 p., Madrid

Google Earth. (20 de Noviembre de 2016). Google Earth. Obtenido de http//:googleearth.com

GMP-OCWD, 2015. *Orange County Water District Groundwater Management Plan 2015 Update*, 395 p., Estados Unidos de America. Fecha de consulta: 26 Septiembre 2016, de OCWD: http://www.ocwd.com/what-we-do/groundwater-management/groundwater-management-plan/

Herndon, R., Markus, M. 2014. *Large-Scale Aquifer Replenishment and Seawater Intrusion Control Using Recycled Water in Southern California*. Boletín Geológico y Minero, 125 (2): 143-155.

Hutchinson, A., 2016a. *Challenges in Optimizing a Large-Scale Managed Aquifer Recharge Operation in an Urbanized Area*. 6 Biennial Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, ISMAR6. Arizona, USA. Fecha de consulta: 29 agosto 2017, de grac.org: https://www.grac.org/media/files/files/dbd176b4/6th-BSMAR-1993-Purpose-Problems-and-Progress.pdf. 9th International Symposium on Managed Aquifer Recharge, ISMAR9. México.

Hutchinson, A. (2016b). ¿Por qué no habríamos de reciclar el agua? H2O Gestión del Agua, 18-23.

Mariño, M., 1993. *Gestión conjunta de recursos hídricos. Ejemplo: California. En: Las aguas subterráneas*. Importancia y perspectivas. Instituto Tecnológico de España y Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Medrid, 121-133.

OCWD, 2016. *Orange County Water District Groundwater, Estados Unidos de America*. Fecha de consulta: 26 Septiembre 2016, de OCWD: http://www.ocwd.com/about/languages/espa%C3%B1ol-spanish/a-qu%C3%A9-nos-dedicamos-what-we-do/

OCWD, 2013. *2011-12 Report on Groundwater Recharge in the Orange County Groundwater Basin*. Orange County Water District.

SCHRCG, 2016. *Coastal Plain of Orange County Groundwater Basin, South Coast Hydrologic Region California's Groundwater*, Bulletin 118. Fecha de consulta: 26 Septiembre 2016, de water.ca.gov:
http://www.water.ca.gov/pubs/groundwater/bulletin_118/basindescriptions/8-1.pdf

SGMA (2015). Sustainable Groundwater Management Act Brochure Spanish. Fecha de consulta: 26 Septiembre 2016, de groundwater.ca.gov: http://groundwater.ca.gov/docs/SGMA%20Brochure%20May%202015_Esp.pdf

21

EL USO DE AGUAS DE TORMENTA URBANAS Y DE ACUÍFEROS O EMBALSES PARA ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE Y NO POTABLE: PRINCIPALES RESULTADOS DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN MARSUO

P. Dillon[1], *D. Page*[2], *G. Dandy*[3], *R. Leonard*[4], *G. Tjandraatmadja*[5], *J. Vanderzalm*[6], *K. Rouse*[7], *K. Barry*[8], *D. Gonzalez*[9], *B. Myers*[10]

[1] Ingeniero ex-investigador en CSIRO, Australia, [2] Científico investigador en CSIRO, Australia
[3] Profesor jubilado de ingeniería civil y ambiental de la Universidad de Adelaida, Australia
[4] Científica investigadora en CSIRO, Australia, [5] Científica investigadora en CSIRO, Australia,
[6] Científica investigadora en CSIRO, Australia
[7] Jefa de investigación de aguas urbanas (anteriormente para el Proyecto Insignia Agua para un País Saludable de CSIRO) , Australia
[8] Oficial de proyectos de investigación en gestión de la recarga de acuíferos, Australia.
[9] Oficial de proyectos de investigación en manejo de reciclaje de agua mediante sistemas de tratamiento naturales empleando análisis de riesgos y mapeo georeferenciado de cuencas, Australia.
[10] Ingeniero investigador en el Centro para el Manejo y Reúso del Agua en la Universidad de Australia Meridional, Australia

Resumen

En el proyecto intitulado "Manejo de recarga de acuíferos y opciones de uso de las aguas de tormenta" (MARSUO por las siglas en inglés de Managed Aquifer Recharge and Stormwater Use Options) se investigan los aspectos de salud pública, económicos y de aceptación pública de varias opciones para el uso de aguas de tormenta mediante el manejo de recarga de acuíferos o a través de embalses. En la ciudad de Salisbury, Australia Meridional, el proyecto evaluó la calidad de las aguas de tormenta generadas, los requerimientos de tratamiento y las medidas de gestión de riesgos necesarias para garantizar la calidad de agua inocua para el riego de espacios públicos abiertos y se estableció una tercera red de distribución para fuentes potenciales de agua potable. El proyecto también evaluó las biopelículas y los impactos de la calidad del agua en los sistemas de distribución, la aceptación del público, y los impactos económicos y ambientales de las opciones.

Se eligió una planta de captación de agua de tormenta en Parafield, en la ciudad de Salisburry como el principal sitio de evaluación. Los datos obtenidos de las operaciones de captación permitieron la evaluación de su desempeño para usos no potables y la determinación de tratamientos adicionales, medidas preventivas y costos para alcanzar las normas de agua potable. Se emprendieron estudios en sitios satélites en Australia, Singapur, China e India para comparar la calidad del agua de tormenta y los requerimientos de tratamiento para uso potable, y para permitir una interpretación de la relevancia de los resultados de Salisbury. El presente trabajo proporciona una perspectiva general, con ejemplos de los resultados, con el fin de darle a la industria del agua en Australia una muestra de la información que se encuentra ahora disponible para uso público.

21.1. Introducción

Entre los años 2011 y 2014, la Organización de Investigación Científica e Industrial de la Mancomunidad (CSIRO por las siglas en ingles de *Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation*) se asoció con la Comisión Nacional del Agua [de Australia] y el Instituto Goyder de Investigación Hídrica en Australia Meridional, junto con la Ciudad de Salisbury, la Junta Directiva de Recursos Naturales de la Sierra de Lofty, la antigua *United Water International*, la Corporación del Agua de Australia Meridional, la Universidad de Adelaida y la Universidad de

Australia Meridional, en un trabajo que apenas ha concluido, con diez informes y 13 artículos en revistas hasta la fecha y muchos artículos más por publicarse.

Los resultados comprenden una serie de documentos pioneros sobre el uso de las aguas de tormenta, incluyendo el primero publicado: Evaluación de riesgos para el uso potable de las aguas de tormenta de acuerdo con las Directrices Australianas para el Reciclado de Agua (Page *et al.*, 2013a); Planes de gestión de riesgos para uso no potable y potable (Page *et al.*, 2013a; Vanderzalm *et al.*, 2014a); Auditoría de captación de agua de lluvia (Stevens, 2014); Evaluación económica de las opciones de uso de las aguas pluviales, incluyendo la evaluación de las emisiones de gases de efecto invernadero y un método marco de servicios ecosistémicos para evaluar los beneficios ambientales y los costos de la captación de aguas de tormenta (Dandy *et al.*, 2014); Estudios de la aceptación pública de las aguas de tormenta para el abastecimiento de agua potable y no potable (Mankad *y col.*, 2013b); Estudios de los efectos de la calidad de las aguas de tormenta captadas en las biopelículas de tuberías y de la corrosión en sistemas de distribución y sus consecuentes impactos potenciales en la calidad del agua entubada (Tjandraatmadja *et al.*, 2014); y una reseña internacional sobre calidad de aguas de tormenta y requerimientos de tratamiento para lograr fuentes de agua potable (Vanderzalm *et al.*, 2014b).

21.2. Uso de suelo y calidad del agua de tormenta

La ciudad de Salisbury, una autoridad gubernamental local en los suburbios del norte de Adelaida, es reconocida como líder en la captación de agua de tormenta mediante el uso de humedales y la recarga artificial de acuíferos (ASR por las siglas en inglés de *Aquifer Storage and Recovery*) que también se le conoce como sistema de manejo de recarga de acuíferos (MAR, por las siglas en inglés de *Managed Aquifer Recharge*). El agua recuperada del acuífero alimenta un sistema de distribución y se usa para el riego en espacios públicos abiertos, para el suministro de agua a las industrias y para diluir la salinidad del agua reciclada en el abastecimiento domiciliario de agua no potable en el suburbio de Mawson Lakes. Las ubicaciones y usos de suelo de las cuencas para los sistemas de captación de aguas pluviales de Salisbury se muestran en la Figura 21.1.

La planta de captación de aguas de tormenta de Parafield, ubicada en el Aeropuerto de Parafield, se alimenta principalmente de la cuenca de aguas pluviales de Parafield así como del bombeo de aguas

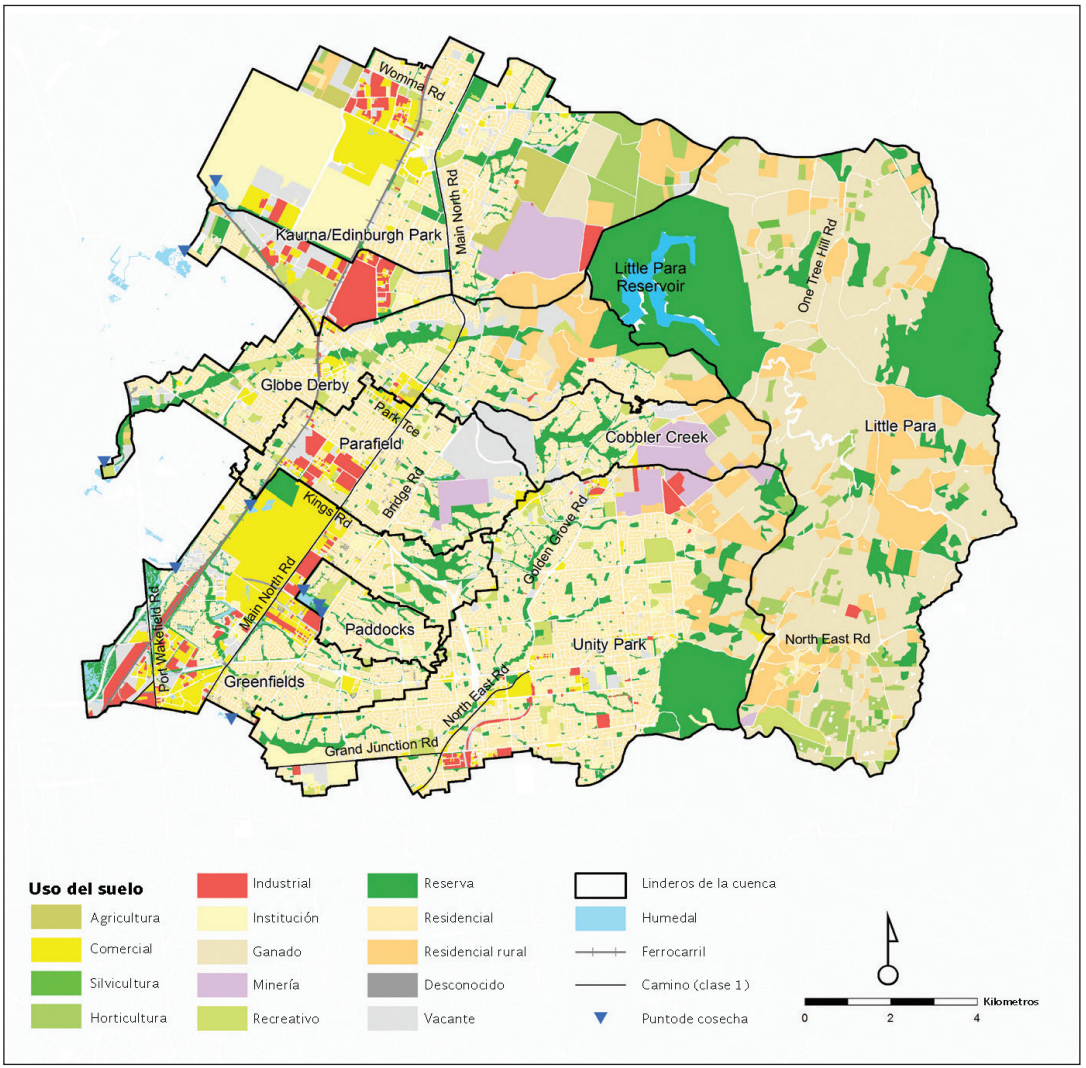
de tormenta de la cuenca de Cobbler Creek. El aeropuerto de Parafield tiene una precipitación anual de 439 mm (1972-2009) y la cuenca de Parafield tiene una superficie de 1,590 ha, 73 % de la cual es urbana y produce un escurrimiento promedio de aproximadamente 1.3 hm^3/año (1,300 millones de litros al año). Contiene áreas residenciales, industriales y comerciales, importantes vías férreas y carreteras, y pequeñas propiedades hortícolas y de pastoreo.

La cuenca más oriental, mostrada en la Figura 21.1, es una cuenca abierta en la sierra de Lofty que abastece al embalse y planta potabilizadora de Little Figura 21.1ara que los canales alimentan la red de distribución de agua potable de Adelina. El embalse se encuentra a menos de 12 km por carretera de la planta de captación de Parafield y a 35 m más de altura.

Cada una de las cuecas mostradas en la Figura 21.1 se evaluaron para determinar las fuentes potenciales de riesgos a la calidad del agua de tormenta. Esta evaluación de riesgos se realizó con base en los principales tipos de riesgo a la calidad del agua definidas en las directrices MAR (NRMM-EPHC-AHMC, 2006): (1) patógenos (virus, protozoarios y bacterias); (2) sustancias químicas inorgánicas; (3) salinidad y sodicidad; (4) nutrientes; (5) sustancias químicas orgánicas; (6) turbiedad y partículas; y (7) radionucleidos. Myers *et al.,* (2013) encontraron, mediante modelaciones y mediciones, que los tiempos de flujo de solutos en la cuenca eran demasiado cortos como para depender solamente de medidas proteccionistas a nivel de cuenca, de manera que se tiene que recurrir a la potabilización para garantizar que el agua sea apropiada para los usos planteados.

Los puntos finales considerados fueron la salud humana, el medio ambiente (incluyendo el almacenamiento en el acuífero y las áreas de riego) y la infraestructura operacional (sistemas de captación, de distribución y de riego). El riesgo más significativo esperado y encontrado fue el de microorganismos patógenos. Los patógenos humanos entran generalmente en las aguas de tormenta mediante el desbordamiento y las fugas del alcantarillado. En las cuencas de Parafield y Cobbler Creek, del año 2006 al año 2010, el número promedio anual en cinco años de desbordamientos de alcantarillas por 100 km de alcantarillado fue de 16.5 y 17.5, respectivamente (United Water). Estos índices de desbordamiento pueden compararse con valores de 7 a 9.8 para toda el área metropolitana de Adelaida del año 2003 al año 2007 (NWC, 2008) y de 14.5 a 50, considerados como moderados a altos, para los organismos operadores australianos (NRMMC-EPHCNHMRC, 2009a). Otra fuente de patógenos son los pastizales para el ganado.

Figura 21.1. Usos de suelo de la cuenca relacionados con sistemas de captación y reúso de aguas pluviales. Datos sobre usos de suelo tomados de DPLG (2011) y ABARES (2012) (de Page *et al.,* 2013a).



21.3. Evaluación de riesgos

La evaluación de la calidad del agua en lo referente a patógenos fue la más completa de cualquiera que se haya realizado sobre aguas de tormenta urbanas en Australia o en el ámbito internacional, y permitió una evaluación cuantitativa de riesgos microbianos de las unidades logarítmicas de remoción requeridas para los usos de aguas pluviales con diferentes niveles de exposición humana (Figura 21.2, adaptado de Page *et al.*, 2013a). Los requerimientos de datos y los valores resultantes fueron determinados y afirmados por el Panel de Expertos en Inocuidad del Agua del proyecto MARSUO.

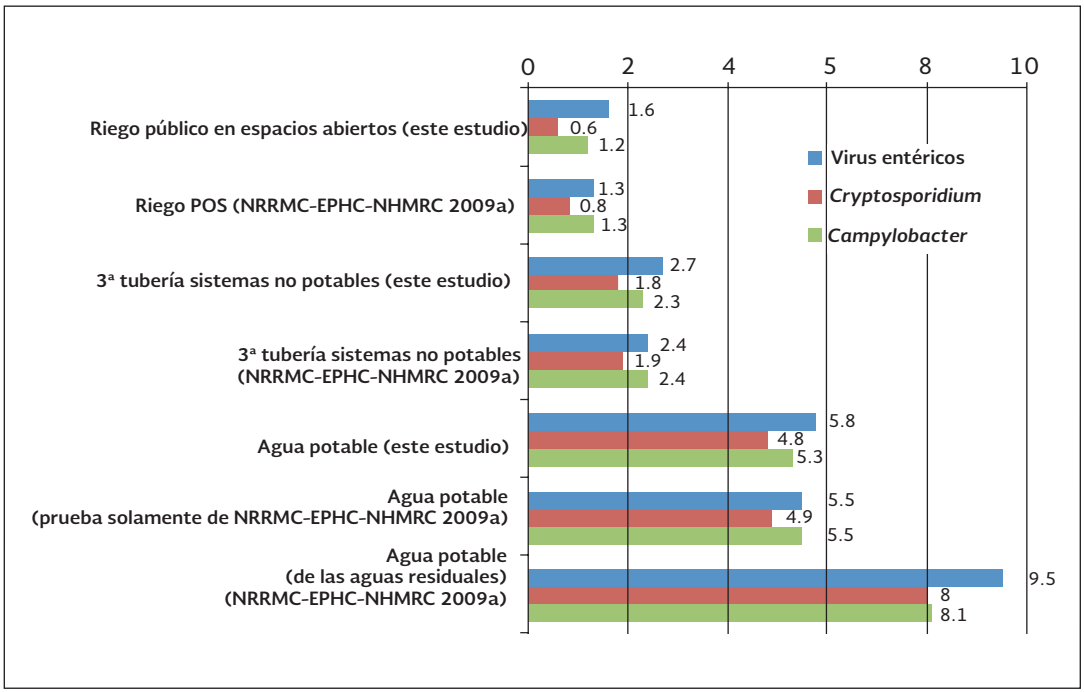
Con base en las *Directrices australianas para el reciclado de agua* (NRMCC-EPHC-AHMC, 2006), para riego en espacios públicos abiertos, los controles de exposición, por sí solos, son suficientes para cumplir con los objetivos de salud. En cuanto a los sistemas de la tercera red de tubería (morada), se requieren tratamientos tales como la cloración y el uso de luz ultravioleta (UV) (para *Cryptosporidium*) para alcanzar estos objetivos. También se pueden aplicar otras tecnologías, como el uso de membranas o de ozono. Para abastecimientos de agua potable, el alcanzar los objetivos de salud requeriría un tratamiento del acuífero validado a 4 unidades logarítmicas de remoción, y posterior desinfección mediante luz ultravioleta y cloración. En ausencia de una validación de tratamiento del acuífero se requerirá también de ultrafiltración o de alguna otra tecnología con índices similares de remoción de patógenos. En este estudio se descubrió que para remover patógenos en aguas de tormenta se requieren de 3 a 4 unidades logarítmicas de remoción menos que para los efluentes de aguas negras con tratamiento secundario (Figura 21.2).

El monitoreo del agua saliente del humedal reveló que los parámetros físicos y químicos detectados cumplían con los criterios de calidad del agua, con la ocasional excepción de hierro, turbiedad y color. Una vez recuperada el agua del acuífero en los pozos de recarga artificial, el percentil 95 de estos parámetros excedió las directrices de agua potable (NHMRC-NRMMC, 2011). Hubo también una detección aislada e inexplicable de *Campylobacter* en el agua recuperada, después del purgado inicial estándar de un pozo de recarga artificial, pero no se detectaron organismos indicadores.

Los niveles medios de hierro fueron superiores a los de las directrices de agua potable para agua recuperada mediante recarga artificial de acuíferos en Parafield, Kaurna Park, Paddock y Unity Park. Además de la desinfección propuesta (luz UV y cloración) la remoción de hierro, de turbiedad y

de color se lograría mediante filtración o microfiltración para cumplir con las directrices para agua potable. En caso de recuperación directa hacia la red de distribución se requeriría de microfiltración, ajuste del pH y fluoración además del tratamiento con luz UV y cloro. Se requeriría de trabajo adicional para mitigar la variabilidad de la calidad del agua que pueda impactar a los consumidores.

Figura 21.2. Se requirieron 10 unidades logarítmicas de remoción para el uso seguro de aguas de tormenta para tres tipos de uso, con base en datos de patógenos de este estudio y valores por defecto de las Directrices Australianas para el Reciclaje de Agua para aguas pluviales y aguas residuales (adaptado de Page *et al.*, 2013a). (Cada unidad logarítmica de remoción reduce el número de patógenos en un 90 %, por ejemplo, 2 unidades logarítmicas de remoción reduce el número en un 99 %.)



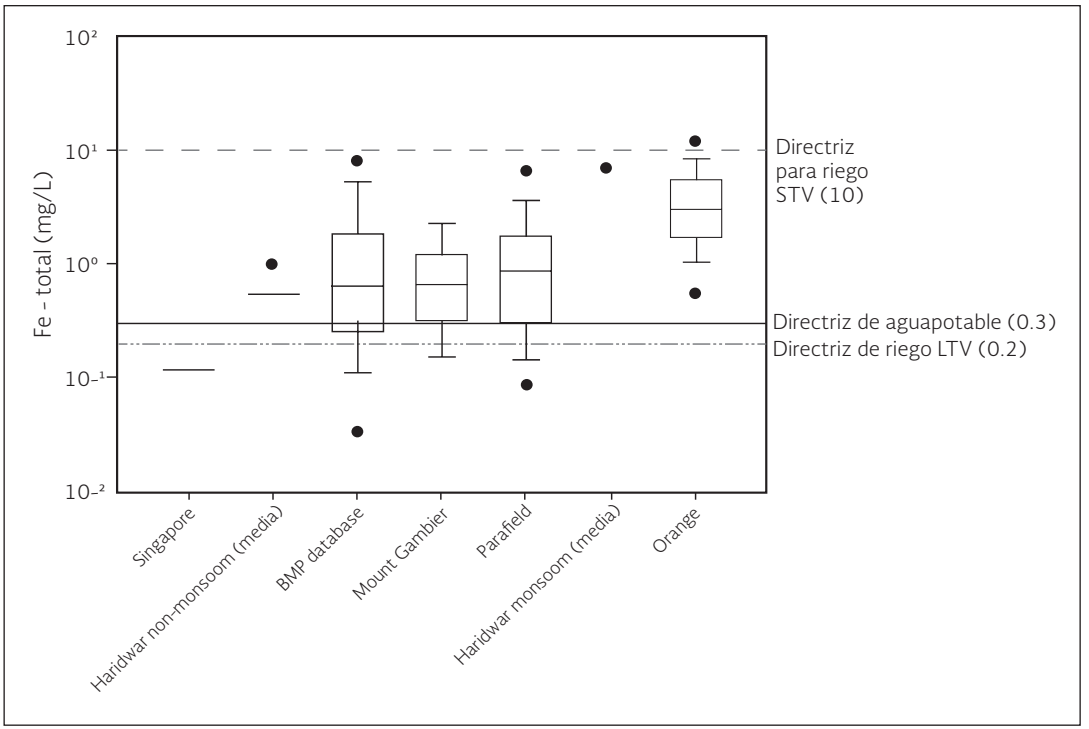
21.4. Calidad del agua pluvial en sitios satélites

Se evaluaron también datos de la calidad de las aguas de tormenta de los siguientes sitios para fines de comparación interestatal e internacional:

- Ciudad de Orange, Nueva Gales del Sur
- Ciudad de Monte Gambier, Australia Meridional
- Sitio de Investigación Fitzgibbon, Brisbane, Queensland (dentro de la Alianza para la Investigación de la Seguridad Hídrica [*Urban Water Security Research Alliance*])
- Ciudad de Singapur, Singapur (después de almacenamiento en un embalse)
- Ciudad de Jinan, China
- Ciudad de Haridwar, India
- Base de Datos Internacional de Mejores Prácticas de Gestión de Aguas Pluviales, incluyendo datos de varias localidades de Estados Unidos, Nueva Zelanda y Taiwan (www.bmpdatabase.org/, WERF).

Tomando en cuenta la variedad de climas y de cuencas que abarcó el estudio, los datos de la calidad de las aguas pluviales evaluados en todas las cuencas, aunque variables, fueron sorpresivamente similares desde la perspectiva de evaluación de riesgos. Los riesgos con valores de percentil 95 que exceden los valores de las directrices de agua potable en Parafield (hierro, turbiedad, color e indicadores fecales) también exceden los de directrices de los demás sitios en los que se cuenta con datos. De manera similar, los riesgos con concentraciones de percentil 95 inferiores a los valores de las directrices de agua potable de Parafield, tales como otros metales (como el zinc), salinidad (conductividad eléctrica) y nutrientes, incluyendo nitrato, también estuvieron por debajo de los valores de las directrices en todos los sitios. Los datos de calidad de las aguas de tormenta de Parafield no fueron atípicos de la calidad de aguas de tormenta para los parámetros que se pudieron evaluar. La Figura 21.3 es un ejemplo que ilustra las concentraciones de hierro total en aguas de tormenta de varias cuencas. En este diagrama de caja, los puntos superiores (e inferiores) son percentiles 95 (y percentiles 5), las barras son percentiles 90 y 10 y las cajas muestran percentiles 75, 50 (medianos) y 25, en casos que permitieron su detección. Solo un compuesto químico orgánico, el benzopireno, se encontró en aguas pluviales en concentraciones superiores a los valores de las directrices para agua potable en sitios en los que el límite de detección fue lo suficientemente bajo. Sin embargo, este hidrocarburo poliaromático es fuertemente absorbido, por lo que se espera que se remueva mediante su paso por el acuífero o mediante filtración.

Figura 21.3. Hierro total en aguas de tormenta de varias cuencas (de Vanderzalm *et al.*, 2014b). Las directrices de agua potable (NHMRC-NRMMC, 2011) y los valores de riego a corto y largo plazos (aNZECC-aRMCaNZ, 2000) se muestran con fines de comparación.



21.5. Gestión de riesgos

Con base en el análisis de riesgos se desarrolló un plan de gestión de riesgos en consulta con la ciudad de Salisbury, SA Water y el Panel de Expertos en Inocuidad del Agua del proyecto MARSUO para los usos no potables existentes de las aguas de tormenta (Page *et al.*, 2013b). Esto proporciona una referencia que podría ser considerada por otras organizaciones en otras partes del mundo que quieran incursionar en la captación de aguas de tormenta. Desde entonces se ha realizado una auditoría de las operaciones de captación de aguas de tormenta de Salisbury con respecto a su plan de gestión de riesgos, la cual se puede consultar públicamente (Stevens, 2014). Se elaboró un plan de gestión de riesgos para uso potable (por Vanderzalm *et al.*, 2014a) para la ciudad de

Mount Gambier, uno de los sitios satélites evaluados en el proyecto. En ese lugar, las aguas de tormenta urbanas se usan intencionalmente para recargar, mediante pozos de drenaje, un acuífero que alimenta al lago Blue Lake, la fuente de abastecimiento de agua potable.

21.6. Impactos en el sistema de distribución

También se realizó un estudio sobre biopelículas en tuberías y calidad del agua para evaluar la probabilidad de cambios en la calidad del agua y los impactos en el mantenimiento de infraestructura. Dos instalaciones experimentales idénticas de tubería enterrada fueron operadas durante diez meses, cada una con coples de cobre, recubrimiento de cemento y tubos de PVC (Tjandraatmadja *et al.*, 2014). En una de las instalaciones se circuló agua de tormenta tratada en un acuífero y en la otra una muestra de referencia de agua declorada proveniente de la red de distribución. La calidad del agua en la instalación con agua de tormenta presentó una mayor variabilidad que la del agua de referencia, pero no hubo una diferencia estadísticamente significativa en el sedimento depositado (como masa seca) en los coples de las dos instalaciones. Se estudiaron la abundancia y la diversidad en las biopelículas de los coples de ambas instalaciones. Se encontraron indicios de desprendimiento de biopelícula de ambas instalaciones. Se hallaron patógenos potenciales dentro de la biopelícula en ambas instalaciones, lo que sugiere que se requeriría de un desinfectante en ambos tipos de agua para reducir el riesgo de contaminación de la fuente de agua por material desprendido de la biopelícula.

21.7. Aceptación pública

Se llevó a cabo una evaluación de la aceptación pública del agua de tormenta tratada de sistemas de tubería (morada) y fuentes de agua potable mediante grupos de enfoque y dos encuestas vía Internet (Mankad *et al.*, 2013a, b). Los participantes indicaron que, con base en la información que recibieron, tanto el uso potable como no el no potable del agua de tormenta les parecía igualmente aceptables.

Tabla 21.1. Opción más preferida para incrementar el abasto de agua de Adelaida (de Mankad *et al.*, 2013).

Uso de aguas de tormenta tratadas	Extraer más agua del río Murray	Desalinización	Aguas pluviales tratadas
Uso no potable	22.2%	17.7%	60.1%
Uso potable	23.1%	10.7%	66.1%
Total	**22.7%**	**14.2%**	**63.1%**

Nota: Uso no potable n = 604, Uso potable n = 614, Total N = 1218

Los encuestados indicaron también una preferencia por el agua de tormenta sobre otras opciones de suministro de agua, a saber, desalinización y comprar más agua del río Murray, para incrementar el futuro abasto de agua de Adelaida (Tabla 21.1). Sin embargo, los participantes no se mostraron dispuestos a pagar más por el agua de tormenta, especialmente si ésta era de calidad no potable.

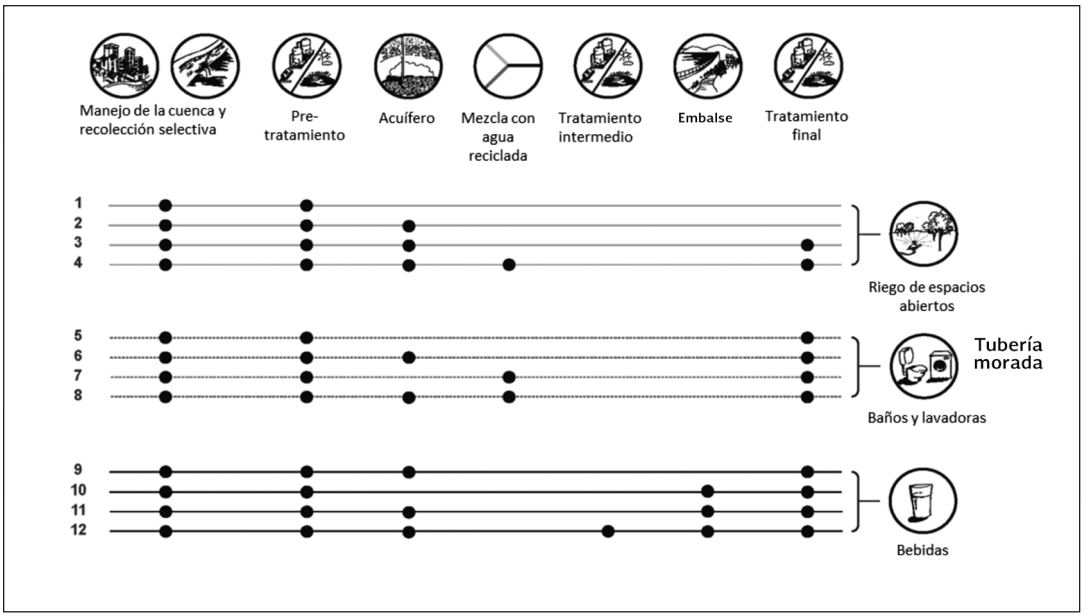
Si se utilizara agua de tormenta tratada en los sistemas de agua potable, hubo preferencia por que los organismos operadores propiedad del gobierno emprendieran tales proyectos, debido a la confianza que tiene la comunidad en que estos proporcionen agua inocua a largo plazo. El conocimiento de más términos comunes relacionados con el agua de tormental pareció contribuir a su aceptación mediante la recarga artificial de acuíferos. Esto sugiere que la familiaridad con ciertos conceptos básicos puede contribuir a una mayor aceptación, pero no se requiere de un alto grado de conocimiento técnico. Si se piensa captar aguas de tormenta para su uso potable o para usos residenciales no potables, se requiere de un proceso de información y consulta públicos para el proyecto.

21.8. Análisis económico

Dandy *et al.* (2014) evaluaron los beneficios netos de cada una de las 12 opciones para el sitio de Parafield. Estos consideraron el sitio para la captación, el tratamiento y el almacenamiento de agua de tormenta mediante acuíferos o presas. Los usos incluyeron riego de espacios abiertos, sistemas de tubería morada y abastecimiento de agua potable, así como la mezcla con agua reciclada para usos no potables. Cada una de las opciones se muestra en la Figura 21.4 como un hilo con puntos que

indican los componentes que modifican la calidad en esa opción. Los tratamientos seleccionados en cada opción fueron hechos ex-profeso para satisfacer los requerimientos de calidad del agua para los usos relevantes.

Figura 21.4. Doce opciones para aumentar el suministro de agua potable.



Los costos nivelados estimados en los años 2012/13 (correspondientes al capital y los costos de operación) de cada opción se muestran en la Figura 21.5. Los costos incluyen estimaciones de los costos de tratamiento de agua y de gestión (determinados a partir del análisis de riesgo), y corresponden a los costos directos de salinidad, pero excluyen los costos y beneficios ambientales. Los costos nivelados que incluyen la infraestructura existente se consideran un mejor indicador general para la captación de aguas de tormenta en otros sitios, aunque deben ser especificados para cada situ. Excluir la infraestructura existente (como costos previos) proporciona a los tomadores de decisiones locales una idea más clara.

Sin embargo, los beneficios difieren entre las entidades relevantes. El actual organismo operador ve el menor beneficio en nuevas fuentes de todo tipo, habiendo ya invertido en medidas de seguridad

hídrica, y ve sus beneficios limitados a los costos operativos de la mezcla de fuentes alternas. Normalmente los beneficios para el Estado se consideran como el costo marginal a largo plazo, pero también dependen de los beneficios ambientales de la captación de aguas de tormenta, que están todavía por cuantificarse en su totalidad. Los beneficios para el gobierno local son los mayores de todas las entidades que reflejan ahorros en el precio de los actuales suministros de venta al menudeo.

En cuanto a las opciones de uso consideradas en el sitio de estudio de 370 a 1,100 Ml/año, incluyendo los costos de la infraestructura existente, se encontró que los menores costos fueron los relacionados con el riego de espacios públicos abiertos, seguidos por el aumento de suministro de agua potable. Los costos más altos fueron los relacionados con el abastecimiento domiciliario mediante la tercera red de tubería (morada), especialmente en cuanto a la instalación en áreas residenciales ya existentes. Los usos industrial y de riego de espacios públicos abiertos tuvieron los costos más bajos, que fueron de $1.31/kL (opción 4), lo cual incluye mezcla con agua reciclada de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Bolivar, a $1.57/kL (opción 2), sin la mezcla.

Los costos por aumentar el suministro de agua potable fueron de $1.47/kL (opción 10 - bombeo de aguas pluviales al embalse de Little Para (sin acuífero) para almacenamiento, tratamiento y distribución mediante red de tuberías) a $2.51/kL (opción 9 - suministro a red de tuberías a través de una planta de tratamiento local con sistemas integrales de manejo de riesgos). Las opciones de uso de tubería morada residencial tuvieron un costo inicial de $2.74/kL (opción 8G), en las que las aguas de tormenta se mezclan con agua reciclada de la PTAR Bolivar. Esto es, los costos de tratamiento para producir agua potable a partir de aguas de tormenta son menores a los costos de construir un sistema de distribución de agua no potable aparte. Al excluir del análisis los costos de la infraestructura existente, los costos nivelados fueron substancialmente inferiores, por ejemplo tan bajos como $0.42/kL para el riego de espacios públicos abiertos (opción 2).

Los costos y beneficios ambientales fueron evaluados mediante la utilización de un marco de servicios ecosistémicos, en categorías de servicios de aprovisionamiento (por ejemplo, biodiversidad y recreación marina), amenidad (humedales y claridad del agua costera) y servicios de regulación (por ejemplo, mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero y de inundaciones). En casos en los que se contó con datos, las estimaciones fueron cuantitativas, si no, fueron cualitativas. En el sitio de estudio de Parafield, los beneficios fueron similares para todas las opciones y no

ayudaron a discriminar entre las diferentes opciones. Debido a falta de información en algunos casos, y a las condiciones específicas relevantes para este sitio, la magnitud de los impactos enumerados de forma cuantitativa fue relativamente pequeña en comparación con los costos estimados. Con mayor información, y para otros diseños de captación de agua o en otros lugares, se espera que los beneficios ambientales sean considerables (Kandulu *et al.,* in press).

Los resultados generales del análisis de los beneficios netos en Parafield se muestran en la Tabla 21.2. La demanda se refiere a aquella en el área que se puede satisfacer de la manera más económica mediante un sistema de distribución. Los factores locales pueden resultar en diferentes costos relativos y demandas en otras ubicaciones.

Figura 21.5. Costo nivelado de las distintas opciones, incluyendo y excluyendo los costos capitales de la infraestructura existente. CMLP es costo marginal a largo plazo (adaptado de Dandy *et al.*, 2014).

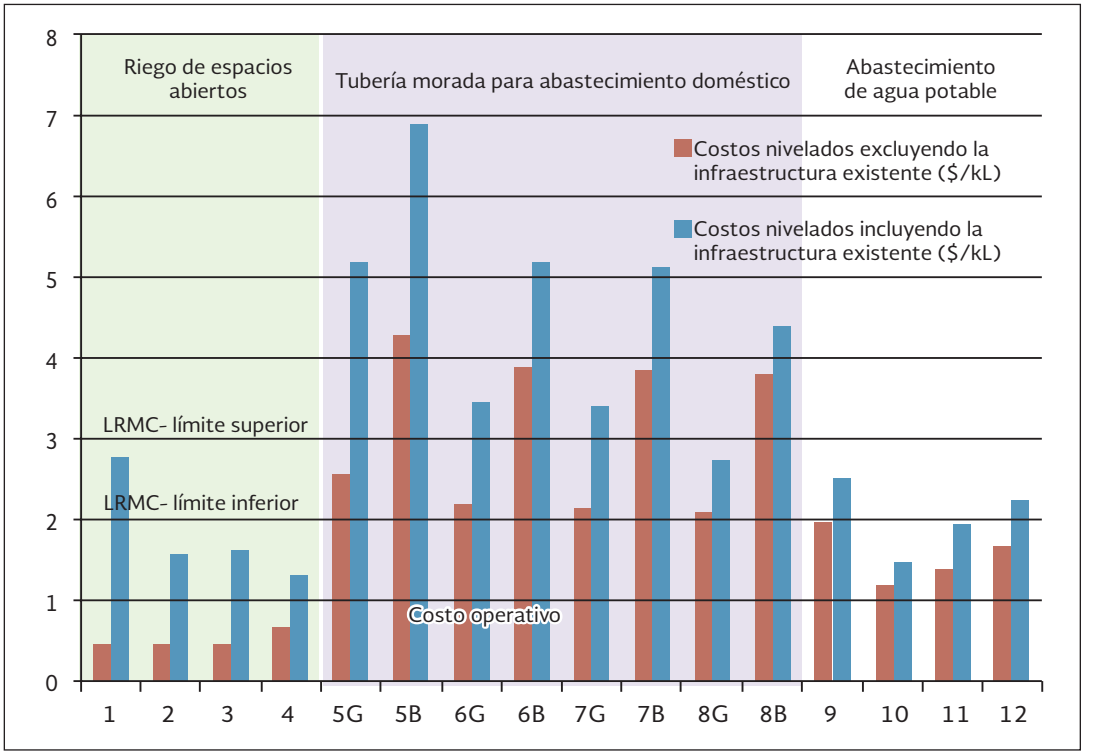


Tabla 21.2. Costos relativos y demandas de las diferentes opciones de uso de las aguas pluviales para el sistema de captación de aguas de tormenta de Parafield.

Tipo de suministro	Costo nivelado			Demanda
	Tratamiento	Distribución	Total	
Riego en lugares públicos abiertos e industrial	bajo	bajo	bajo	baja
Domiciliario tubería morada	moderado	alto	alto	baja
Potable	alto	bajo	bajo-moderado	alta

21.9. Conclusiones

El proyecto MARSUO fue diseñado para evaluar los riesgos asociados con diferentes opciones de uso de aguas de tormenta y para determinar cómo se pueden manejar, para informar sobre la evaluación de los beneficios públicos netos de las opciones de uso potable y no potable, y para determinar el nivel de apoyo comunitario de estas opciones. Esta información se utilizó para informar al gobierno de Australia Meridional sobre todos estos asuntos a finales del año 2013. Cada aspecto del proyecto ha desarrollado métodos que son transferibles a otras cuencas y esto se demuestra en sitios satélites en los que existen datos adecuados.

Desde una perspectiva nacional, el proyecto MARSUO demuestra la aplicación potencial de las aguas pluviales para una amplia gama de usos futuros. Sugiere que los usos para agua potable deben ser considerados además del uso para riego de espacios públicos abiertos, usos industriales y para suministro mediante una tercera red de tubería (morada). El estudio muestra, a través de un ejemplo, que los costos de tratamiento para incrementar el abastecimiento de agua potable pueden ser más económicos que los costos de establecer sistemas adicionales de distribución de agua no potable a domicilios. El proyecto demuestra el valor del almacenamiento en acuíferos para incrementar el volumen capturable y su potencial para proporcionar tratamiento de agua que, sólo o en combinación con embalses, reduce los costos unitarios del suministro. Se encontró también que los incentivos para los sectores de la industria del agua pueden ser muy diferentes y que las mejores opciones de uso comercial de las aguas de tormenta para una entidad individual no representan

necesariamente el uso óptimo para la ciudad en su conjunto. Por lo tanto, esto puede invocar pérdida de beneficios de oportunidad y la creación de bienes subutilizados a no ser que se identifiquen tales beneficios y riesgos. Se requieren políticas para alinear las oportunidades comerciales con el mejor y más eficiente uso del recurso. Las actuales estructuras de gobernanza no proporcionan un marco económico en el que se considere todo el panorama del sector agua y, como resultado, se pueden perder oportunidades.

El proyecto MARSUO muestra que las dificultades técnicas y los aspectos de inocuidad del agua son manejables con adecuados muestreos y análisis de agua, empleando procesos establecidos en la Estrategia Nacional de Manejo de la Calidad del Agua. Los siguientes pasos son mejorar la eficiencia mediante la validación de los procesos de tratamiento durante el almacenamiento en acuíferos, enriquecer la base de datos nacional sobre la calidad de las aguas de tormenta y desarrollar procesos que permitan la oportuna integración financiera, mejorando la productividad de los bienes relacionados con las aguas de tormenta y el abastecimiento de agua para que los proyectos de más alto valor sean apoyados.

Se pretende que el proyecto proporcione información a la política de aguas de tormenta en Australia, permita que se identifiquen los mejores usos de las aguas de tormenta para proyectos de distintos tipos y escalas, y que los métodos y resultados proporcionen herramientas, modelos y ejemplos para simplificar la captación segura y eficiente de este recurso. Un informe resumido (Dillon *et al.*, 2014) contiene un panorama más detallado, y todos los informes están disponibles en el sitio web del Instituto Goyder: goyderinstitute.org/index.php?id=20.

Reconocimientos

Este artículo se elaboró como parte del proyecto Manejo de la Recarga de Acuíferos y Opciones de Uso de las Aguas de Tormenta (MARSUO por sus siglas en inglés). Este proyecto nacional fue patrocinado por la Comisión Nacional del Agua de Australia, el Instituto Goyder de Investigación del Agua, el programa insignia de investigación Agua para un País Saludable de CSIRO, la Ciudad de Salisbury, la Junta Directiva de Recursos Naturales de Adelaida y la Sierra de Lofty y (anteriormente) United Water International. Los autores agradecen a Chris Davis, Presidente del Comité Directivo y sus miembros, y a los miembros del Panel de Expertos en Inocuidad del Agua, David Cunliffe, Don

Bursill, John Radcliffe y Tavis Kleinig por su revisión y asesoría. También agradecemos a todos los miembros del equipo de investigación y a las muchas personas que han ayudado a la investigación a través del Comité Técnico.

Referencias

ANZECC y ARMCANZ, 2000. *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality*: Volume 1 The Guidelines, NWQMS Doc 4. Canberra. www.environment.gov.au/ system/ files/resources/53cda9ea-7ec2-49d4-af29d1dde09e96ef/files/nwqms-guidelines-4-vol1.pdf.

Dandy G., Ganji A., Kandulu J., Hatton MacDonald D., Marchi A., Maier H., Mankad A. y Schmidt C.E., 2014. *Managed Aquifer Recharge and Stormwater Use Options*: Net Benefits Report. Goyder Institute for Water Research Technical Report 14/1, 179p. goyderinstitute.org/index.php?id=20

Dillon P., Page D., Dandy G., Leonard R., Tjandraatmadja G., Vanderzalm J., Rouse K., Barry K., Gonzalez D. y Meyers B., 2014. *Managed Aquifer Recharge and Stormwater Use Options: Summary of Research Findings*. Goyder Institute for Water Research, Technical Report 14/x goyderinstitute.org/index.php?id=20 (in press).

Kandulu J., Hatton-Macdonald D. y Connor J. (in press). *Ecosystem Services in Urban Water Investment Evaluation. Journal of Environmental Management* (in press).

Mankad A., Walton A., Alexander K. y Leonard R., 2013a. *Dimensions of Public Acceptance for Stormwater and Managed Aquifer Recharge*. Proc. AWA Conf. Ozwater'13, Perth, May 2013.

Mankad A., Walton A. y Leonard R., 2013b. *Public Attitudes Towards Managed Aquifer Recharge and Stormwater Use in Adelaide, 2013*. Goyder Institute for Water Research. Goyder Institute for Water Research Technical Report 13/10, 87p. goyderinstitute.org/index.php?id=20

Myers B., Pezzaniti D. y Gonzalez D., 2013. Hydrological Modelling of the Parafield and Cobbler Creek Catchment for Hazard Analysis Planning, MARSUO Milestone Report 2.2. Goyder Institute for Water Research Technical Report 13/3, 130p. goyderinstitute.org/index.php?id=20

NHMRC y NRMMC, 2011. *Australian Drinking Water Guidelines. NWQMS Document No 6. Canberra*. www.nhmrc.gov.au/guidelines/ publications/eh52

NRMMC, EPHC y AHMC, 2006. *Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks. NWQMS Document No 21.* www.environment.gov.au/topics/water/water-quality/national-water-quality-managementstrategy#guidelines.

NRMMC-EPHC–NHMRC, 2008. *Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2)*. Augmentation of Drinking Water Supplies. NWQMS Document 22. www.environment.gov.au/topics/water/ water-quality/national-water-quality-managementstrategy#guidelines

NRMMC-EPHC–NHMRC, 2009a. *National Water Quality Management Strategy. Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2) Stormwater Harvesting and Reuse*. NWQMS Document 23. www.environment.gov.au/topics/water/water-quality/national-water-qualitymanagement-strategy#guidelines

NRMMC-EPHC–NHMRC, 2009b. *Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2) Managed Aquifer Recharge. NWQMS Document 24*. www.environment.gov.au/topics/water/waterquality/national-water-quality-managementstrategy #guidelines

Page D., Gonzalez D., Dillon P., Vanderzalm J., Miotlinski K., Vadakattu G., Toze S., Sidhu J., Torkzaban S. y Barry K., 2013a. *Managed Aquifer Recharge and Stormwater Use Options: Public Health and Environmental Risk Assessment Final Report. Goyder Institute for Water Research Technical Report No 13/17*, 214p. goyderinstitute.org/index.php?id=20

Page D., Gonzalez D., Naumann B., Dillon P., Vanderzalm J. y Barry K., 2013b. *Stormwater Managed Aquifer Recharge Risk-Based Management Plan, Parafield Stormwater Harvesting System, Stormwater Supply to the Mawson Lakes Recycled Water Scheme for Dual Reticulation and Unrestricted Municipal Irrigation, and Stormwater Supply for Industrial Uses and Restricted Municipal Irrigation*. Goyder Institute for Water Research Technical Report 13/18, 106p. goyderinstitute.org/index.php?id=20

SA Department of Environment Water and Natural Resources, 2009. *Water for Good*. www.environment.sa.gov.au/about-us/our-plans

Stevens D., 2014. *Audit of the Parafield Stormwater Harvesting and Managed Aquifer Recharge System for Non-Potable Use Against the Stormwater Risk-Based Management Plan*. Goyder Institute for Water Research Technical Report 14/x, 47p. goyderinstitute.org/index. php?id=20 (in press).

Tjandraatmadja G., Gonzalez D., Barry K., Kaksonen A.H., Vanderzalm J.V., Puzon G., Sidhu J., Wylie J. y Goodman N., 2014. *Investigation of Stormwater Impact on Water Quality and Distribution Infrastructure. Goyder Institute for Water Research Technical Report No. 14/8* (in press).

Vanderzalm J., Page D., Dillon P., Lawson J., Grey N., Sexton D. y Williamson D., 2014a. *A RiskBased Management Plan for Mount Gambier Stormwater Recharge System: Stormwater Recharge to*

the Gambier Limestone Aquifer. Goyder Institute for Water Research Technical Report 14/7 (in press).

Vanderzalm J., Page D., Gonzalez D., Barry K., Toze S., Bartak R., Qu Shisong, Weiping W., Dillon P. y Lim M.H., 2014b. *Managed Aquifer Recharge and Stormwater Use Options: Satellite Sites Stormwater Quality Monitoring and Treatment Requirements*. Goyder Institute for Water Research Technical Report 14/10 (in press).



22

LA RECARGA GESTIONADA EN EL ACUÍFERO LOS ARENALES, CASTILLA Y LEÓN, ESPAÑA. SOLUCIONES TECNOLÓGICAS APLICADAS AL DESARROLLO RURAL

E. Fernández-Escalante [1] y J. San Sebastián [2]*

[1] Tragsa I+D+i; efernan6@tragsa.es

[2] Tragsatec; jsss@tragsa.es

* Email de correspondencia: efernan6@tragsa.es

Resumen

El acuífero de Los Arenales, situado en Castilla y León, España, contiene las mayores infraestructuras de recarga artificial del territorio español, dedicadas principalmente al regadío.

Durante el desarrollo de los proyectos de I+D+i DINA-MAR y MARSOL se han ensayado diversas tecnologías y probado alternativas variadas para, siempre en relación directa con los agricultores, mejorar la eficiencia de los dispositivos de recarga en estos "living labs". Las líneas de acción acometidas desde 2002 han estado enfocadas al diseño de soluciones tecnológicas para la mejora de la cantidad de las aguas, de su calidad, actuaciones en el medio receptor (suelo-acuífero), operaciones de gestión y mantenimiento mejoradas y mecanismos de colaboración. Todas ellas han sido incluidas en un amplio grupo de tecnologías denominado SMARTS o Sustainable Managed Aquifer Recharge Technical Solutions.

En este contexto se han diseñado, aplicado y probado aspectos dirigidos a mejorar la eficiencia general, algunos con un fuerte sustrato científico, otros por simple "ensayo y error". El artículo describe las principales líneas de acción de manera práctica y aplicada probadas en tres sectores del acuífero y extrapolables a otros escenarios. Queda ensalzada además la importancia de la colaboración conjunta entre agricultores y técnicos como piedra angular del desarrollo rural.

Palabras clave: MAR, recarga artificial, Managed Aquifer Recharge, SMARTS, Los Arenales, Soluciones tecnológicas, Castilla y León, desarrollo rural, desarrollo sostenible.

22.1. Introducción

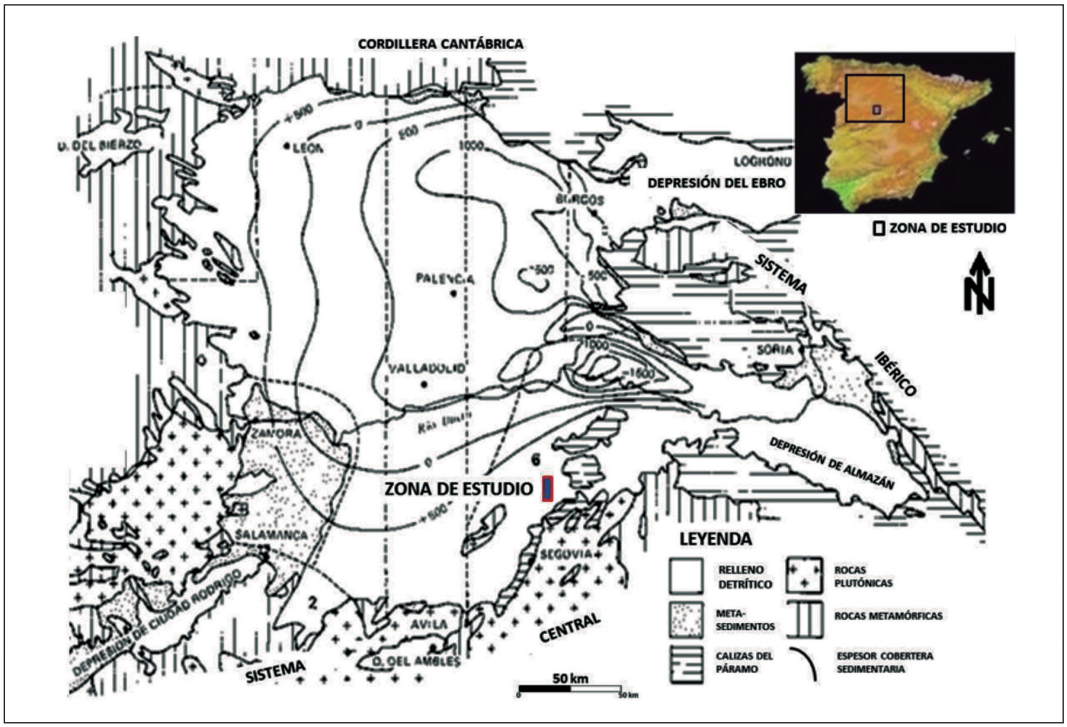
En España el 80 % del consumo de agua total es utilizado para el regadío, que representa un 3 % del Producto Interior Bruto (PIB). En general, las grandes zonas regables se concentran en el centro y suroeste peninsular.

El acuífero de Los Arenales es una importante zona de producción agropecuaria con un fuerte desarrollo de la agricultura de regadío que ha estado basada, tradicionalmente, en la explotación de sus aguas subterráneas. El descenso progresivo de su nivel freático, con un descenso acumulado de 30 m en Madrigal de las Altas Torres entre 1980 y 1992, conforme a datos del Instituto Geológico y Minero de España (IGME 1992) y la red de monitoreo del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA 1996), condujo a una situación de sobre-explotación, con declaración provisional en el año 1992.

Desde el punto de vista geológico, la zona de estudio está ubicada en la depresión del Duero, sector meridional del Macizo Hespérico. Es una depresión de gran tamaño y forma asimétrica debido a su comportamiento geodinámico, rellena de materiales terciarios y cuaternarios depositados en ambiente continental, llamada "La Gran Llanura Central", en cuyo sector sur-oriental se ubica la zona de estudio.

La unidad hidrogeológica (UHG) Los Arenales, conforme a la nueva organización hidrogeológica de España, corresponde a la "masa de agua" nº 45 de la Demarcación Hidrográfica del Duero (antes llamada Confederación), y cuenta con una superficie de 2,400 km^2. Abarca 96 localidades en las

Figura 22.1. Mapa de isobatas de la cuenca del Duero y su posición en España. Inspirado en Alonso Gavilán *et al.*, 1981, la depresión del Duero; en ITGE, 1989. Escala gráfica.



provincias de Valladolid, Segovia y Ávila y cuenta con 46,000 habitantes en la actualidad [borrador nuevo PHD, 2014 y Real Decreto 478/2013, de 21 de junio (Normativa del Plan)].

En el año 1998, el Ministerio de Agricultura del gobierno español tuvo que afrontar una delicada situación, que fue cómo salvaguardar la intensa actividad agroindustrial y la elevada exportación de los productos agrícolas generados en un área donde la explotación del acuífero había alcanzado una situación insostenible. Para ello apostó por la recarga artificial o gestionada para salvaguardar la actividad y revertir el grado de explotación a situaciones operacionales. En este contexto una amplia zona del acuífero fue declarada "Espacio de Interés General para la Nación" de acuerdo con el Real Decreto 61/98, donde testar operaciones de recarga artificial de acuíferos en zonas rurales y probar su efectividad, con costes asumidos por el Estado como "costes ambientales".

Las obras fueron ejecutadas en la Cubeta de Santiuste y la comarca del Carracillo, empezando su actividad en los años 2002 y 2003, respectivamente, con sendos estudios hidrogeológicos previos iniciados en 1999, anteproyecto y proyecto de obra (es justo mencionar que hubo previamente estudios de previabilidad acometidos por el ITGE (actual IGME) y el IRYDA (IRYDA, 1990) que incluían la zona de la Moraña –terreno al oeste del río Adaja en el borde suroeste del mapa de la Figura 22.1- y en la Cubeta de Santiuste). Cabe adelantar que ambos sistemas son pasivos (no requieren uno de electricidad) e intermitentes (la recarga se lleva a cabo durante períodos de excedentes hidrológicos, en general durante seis meses al año coincidiendo con el periodo invernal. Además se diseñó una campaña de monitoreo posterior para el estrecho seguimiento del acuífero.

Todas estas obras fueron encomendadas al Grupo Tragsa, como Medio Propio de la Administración General del Estado, siendo inauguradas por el Ministro de Agricultura D. Miguel Arias en fecha 11 de marzo de 2003 (Adelantado de Segovia 2003). Este hecho tuvo una amplia repercusión en el gremio de los hidrogeólogos, al ser harto extraño que un ministro inaugurara una "obra de aguas subterráneas", siendo recibido con satisfacción general.

En el año 2011 comenzó la actividad en el SAT-MAR de Alcazarén con innovaciones importantes respecto a las previas al incorporar agua reciclada de manera permanente a la planta de recarga (Figura 22.3). La motivación de esta tercera obra fue diferente a las anteriores: la Directiva 86/466 CE declaró "zona desfavorecida" a cinco municipios de esta zona. Esta declaración significaba que la Junta de Castilla y León debía acometer medidas encaminadas a favorecer la economía y aumentar la renta de la población de estos pueblos para evitar el abandono de la población. Entre estas medidas estuvo incluida la construcción de los dispositivos de recarga artificial objeto de estudio (DINA-MAR 2010).

El gobierno transfirió la obra a los agricultores, organizados en "Comunidades de regantes" o asociaciones de usuarios, poniendo para ello dos requisitos: el mantenimiento de la misma con fondos propios durante no menos de 35 años y el compromiso para facilitar labores de I+D+i en las mismas, con objeto de comprobar su efectividad también en el largo plazo. Ambas comunidades, la de Santiuste la de Carracillo han mantenido un estrecho contacto y comunicación bidireccional con los científicos y técnicos de ambos proyectos, hasta el punto de constituir un referente acerca de la involucración de los agricultores en la gestión propia (aunque asesorada) de dispositivos de recarga artificial.

Figura 22.2. El Ministro de Agricultura en la inauguración oficial de la actividad de recarga gestionada en el acuífero Los Arenales, 12 de marzo de 2003. El Adelantado de Segovia, edición impresa.



José Valín y Arias Cañete, abren la compuerta de la presa construida para la recarga del acuífero de la cubeta de Santiuste

Cañete abre en Segovia el Plan Regional de Regadíos

El ministro de Agricultura criticó la propuesta europea de reformar la PAC

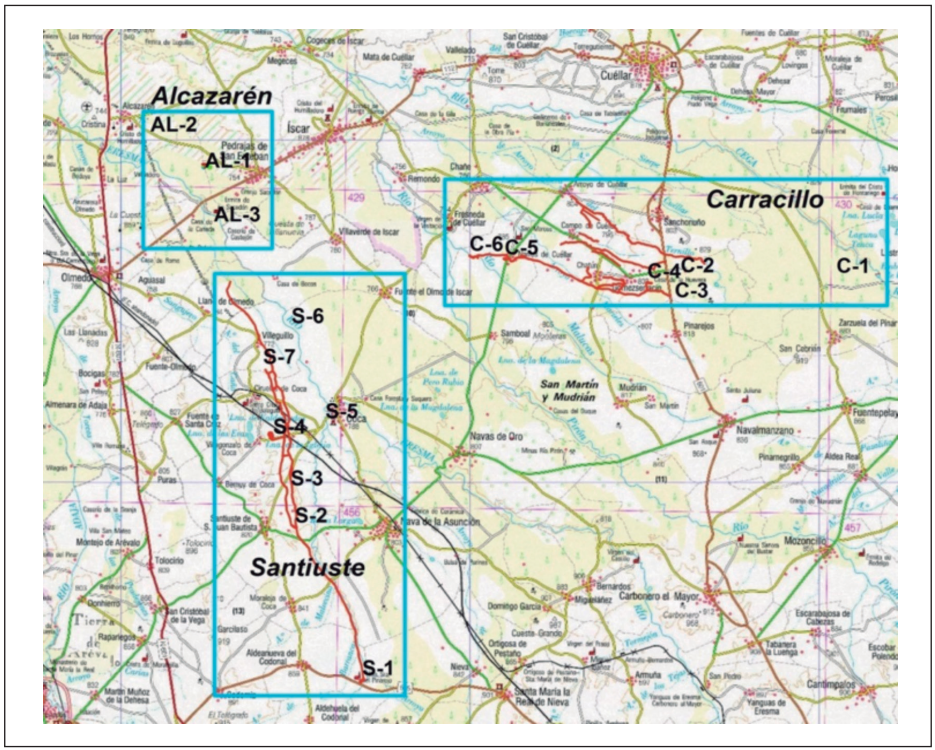
El ministro de Agricultura, Miguel Arias Cañete, inauguró ayer las obras de recarga del acuífero de la cubeta de Santiuste de San Juan Bautista, que suponen la primera actuación del Plan Regional de Regadíos, y del que destacó su importancia social, económica y medioambiental. Posteriormente, impartió una conferencia en Segovia, donde criticó la propuesta europea de reforma de la PAC. PÁG. 7

La obra inicial tuvo sucesivas etapas de ampliación desde 2005, con pequeñas construcciones por "efecto contagio" financiadas por la Junta de Castilla y León (gobierno regional) y en algunos casos por los propios agricultores y por los proyectos de I+D que adoptaron el área como lugar demostrativo [DINA-MAR (www.dina-mar.es), financiado por el gobierno español a través del Grupo Tragsa; y

MARSOL (www.marsol.eu, financiado por la comunidad Europea]. Estos dispositivos, descritos con detalle en el apartado siguiente, todavía se encuentran en permanente crecimiento.

Conviene anticipar que a lo largo de este texto los autores emplean los términos “recarga gestionada” y “recarga artificial” indistintamente, sin ningún matiz diferenciador. El motivo es que aparece con ambas designaciones en la legislación de diferentes países de habla hispana.

Figura 22.3. Instalaciones para la recarga artificial en el acuífero Los Arenales. Posición y esbozo de sus componentes sobre el mapa topográfico del IGN. Escala aproximada: 1:150.000.



22.2. Aspectos metodológicos relacionados con la implementación de los dispositivos MAR

Este apartado abarca aspectos relacionados con las características del acuífero receptor, calidad de las aguas de recarga y criterios para la selección de las zonas de actuación, así como los requisitos legales y técnicos y algunos de los problemas que hubo que encarar y resolver durante el proceso de implementación.

Algunos aspectos resultan comunes para los tres dispositivos presentados, cuyo posicionamiento exacto aparece en las Figura 22.1 y Figura 22.3 para enmarcarlos dentro de España y de la cuenca del Duero.

La ubicación de las actividades es el resultado de la convergencia de varios aspectos, tales como una tradicional demanda social por parte de los agricultores, un medio receptor especialmente propicio, con arenas dunares sobre un sustrato impermeable, confinados entre divisorias hidrogeológicas y con una agricultura de regadío bien desarrollada. La presencia de cauces fluviales en las inmediaciones con excedentes hídricos durante el período invernal, y de una pendiente suficiente para su desvío sin necesidad de energía eléctrica fueron claves para la implementación de los dispositivos. Estos fueron diseñados con dos criterios básicos: ser sistemas pasivos (no requieren electricidad) e intermitentes (su funcionamiento está supeditado a temporadas con excedentes hídricos. Más tarde se incorporaron fuentes de suministro permanente (depuradoras) en dos de ellos.

La tramitación de los permisos correspondientes fue simplificada, al ser experiencias declaradas "de interés general para la Nación", y el gobierno decidió apostar por estas alternativas como experimentos para comprobar la efectividad de la técnica bajo una asignación presupuestaria catalogada como "gastos medioambientales", si bien gran parte de la inversión fue cubierta por el gobiernos regional (Junta de Castilla y León) y en las últimas etapas por las propias comunidades de regantes. En algunos casos aislados fue aplicado el procedimiento de expropiación forzosa, aunque en general las comunidades de regantes facilitaron la reestructuración de los terrenos para albergar los dispositivos de recarga, conscientes del beneficio que representa para ellos.

En definitiva cabe destacar dos aspectos básicos: los propios usuarios de las aguas subterráneas fueron los promotores de la actividad, quienes canalizaron solicitudes al Gobierno de la Nación

ante la sobreexplotación de su acuífero y su preocupación por mantener su disponibilidad de agua mediante técnicas de gestión hídrica alternativas. En segundo lugar son zonas donde el medio receptor estaba suficientemente estudiado y que reúnen los requerimientos básicos para implementar sistemas MAR (buenas fuentes de suministro de agua y un medio receptor apropiado). A estos hay que añadir una alta presión social y una receptividad especialmente buena por parte de las asociaciones de agricultores.

22.2.1. Características del acuífero receptor (suelo-acuífero)

Los tres sectores objeto de estudio quedan incluidos en el acuífero de los Arenales y sus variaciones relativas son de escaso calado. Por tanto, la descripción de uno de ellos es extrapolable a los demás con cambios mínimos.

22.2.1.1. Suelos. Descripción general

Los suelos de la zona de estudio son, en general, arenosos, por tanto presentan mala estructuración, buena aireación, permeabilidad muy alta y baja retención de agua. Desde el punto de vista químico son muy pobres, con escasez de propiedades coloidales y nutrientes.

Aparecen también suelos con predominio de la fracción arcillosa y niveles arcillosos lenticulares bien diferenciados en la vertical. Por definición están bien estructurados, mal aireados, son impermeables y retienen más agua. Desde el punto de vista químico presentan una actividad muy superior, con alta capacidad de adsorción de iones y moléculas, floculan y se dispersan (migran), son muy ricos en nutrientes, etcétera.

Los cuerpos lenticulares limosos intercalados tienen mala estructuración, reducidas propiedades coloidales, son impermeables y con mala aireación.

Para definir el litosoma que interviene en los procesos de interacción se han extraído tres análisis texturales y composicionales de tres sectores distintos (Tabla 22.1).

Tabla 22.1. **Análisis de muestras de suelos y testigos de perforación: posición de los puntos de muestreo (a) y resultados de los análisis geoquímicos con sus determinaciones granulométricas (b).**

N	NOMBRE	X (UTM)	Y (UTM)	Z	fecha
1	Facies Cuestas Coca	371615	4563282	769,7	6/28/02
IN-11	Paraje Cañadilla	367939	4569405	768,0	6/28/02
IV-3	Sanchón	369695	4560322	792,0	6/28/02
IV-5	Arena Dunar	370061	4562904	786,0	6/28/02

N	C (mhos/cm)	pH	HCO_3 (mg/l)	Cl (mg/l)	SO_4 (mg/l)	N t (%)	P (ppm)	M.O. (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Clasif.
1	0.60	7.8	194	62	45	0.021	8	0.12	11.85	33.8	54.35	AC
IV-3	0.50	8.6	194	44	162	0.015	4	0.10	90.53	2.87	6.6	AR
IV-5	0.40	7.2	155	53	41	0.070	4	0.01	94.81	1.94	3.25	AR
IN-11	0.70	8.1	181	98	39	0.022	24	0.18	92.78	3.72	3.5	AR

En general son suelos francoarcillosos (Figura 22.4 y Figura 22.5) con pequeños niveles lenticulares margosos y carbonatados intercalados. Hay frecuentes variaciones en la coloración según la composición y por procesos de intercambio catiónico. Además hay abundantes niveles fosilizados de gravas aluviales y arcillas de llanura de inundación. La materia orgánica es, en general, escasa.

Figura 22.4. Representación textural de las muestras de suelo y testigos superficiales en un diagrama ternario.

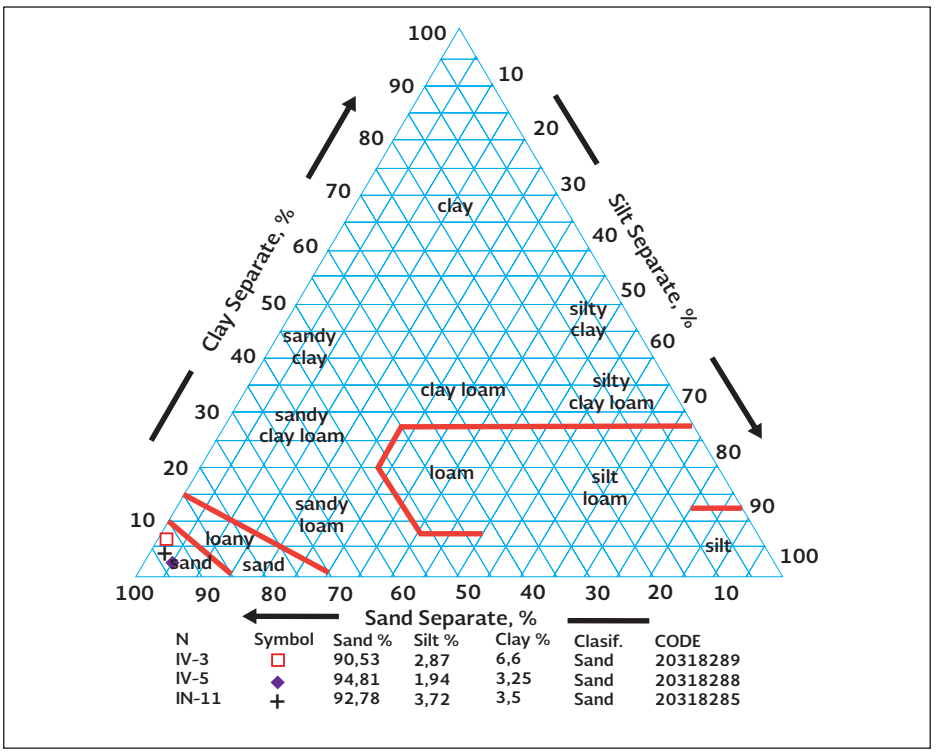
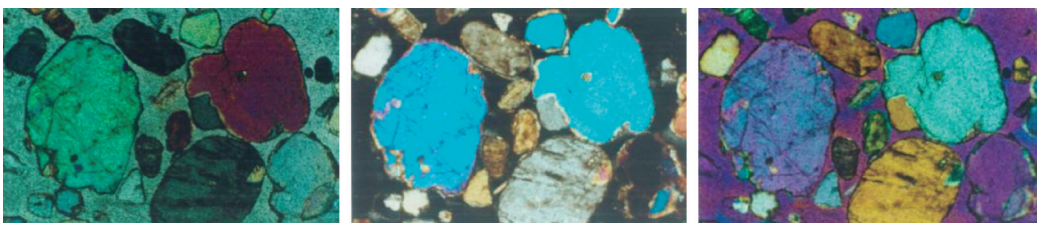


Figura 22.5. Fotografías microscópicas de la muestra IV-5, tomada a una profundidad de 1,3 m.

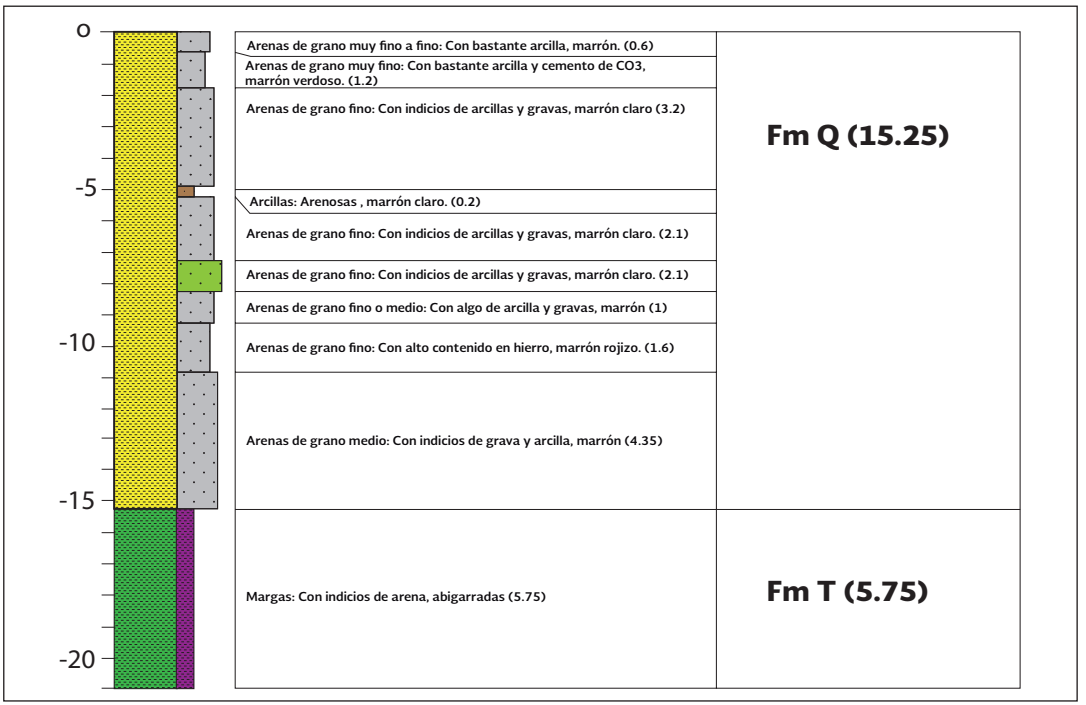


22.2.1.2. Acuíferos. Descripción general

El acuífero objetivo o receptor se caracteriza por poseer una formación arenosa cuaternaria, de hasta 55 metros de espesor (Unidad Arévalo), que rellena una cavidad compleja de un sustrato Terciario arcilloso (Facies Cuestas) o areno-arcilloso (Facies Puente Runel). Esta unidad da origen a la superficie morfológica de Coca-Arévalo, constituida por depósitos arenosos de origen fluvial, parcialmente recubierta por depósitos eólicos y áreas endorreicas, con varios sistemas lagunares ya fosilizados.

El acuífero cuaternario superficial, a pesar de su aparente homogeneidad e isotropía, presenta variaciones relevantes. La Figura 22.6 presenta un perfil litológico "tipo" que refleja las variaciones texturales y composicionales.

Figura 22.6. Columna litoestratigráfica "tipo" del sector central de la Cubeta de Santiuste, sondeo 84, de coordenadas UTM 369377 / 4562450, huso 30. Q: Arenas cuaternarias. T: arcillas y margas terciarias.



Los procesos de interacción fueron modelados en PHREEQC (en Fernández-Escalante 2005), demostrando una alta complejidad de ambientes hidrogeoquímicos a pesar de la aparente alta isotropía del medio.

22.2.2. *Funcionamiento de cada subsistema acuífero*

El funcionamiento de cada subsistema acuífero debe ser definido de manera individualizada con objeto de sentar las bases de las posteriores soluciones tecnológicas aplicadas en cada uno. A continuación se describe el funcionamiento hidrogeológico y las características de cada sistema.

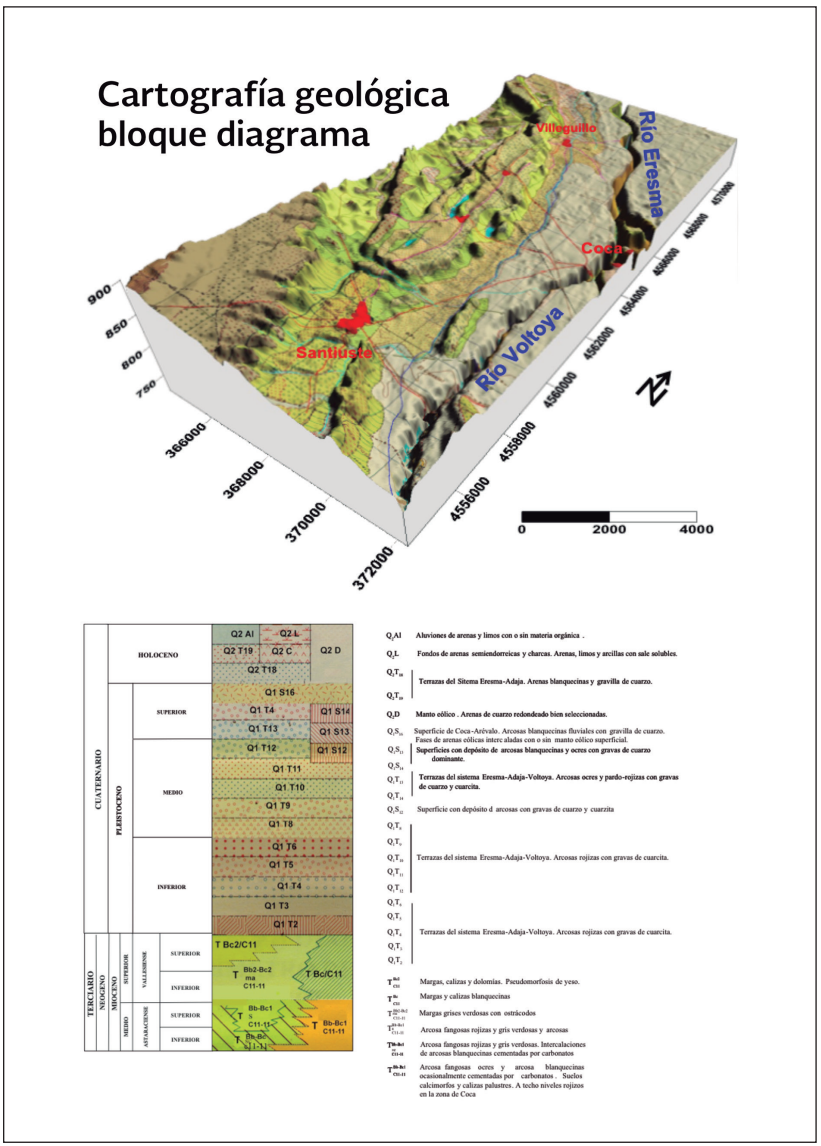
22.2.2.1. Cubeta de Santiuste

La Cubeta de Santiuste cuenta con una superficie aproximada de 42 a 48 km^2 (según fuentes) y se encuentra al oeste de la provincia de Segovia, en la margen izquierda de los ríos Voltoya y Eresma. Es una superficie poligénica (con varios procesos geológicos sobrepuestos), caracterizada por formaciones cuaternarias entre las que cabe destacar la Unidad Arévalo, que alcanza potencias de hasta 55 m y rellena una cavidad compleja de un sustrato de edad miocena bien arcilloso (Facies Cuestas) o areno-arcilloso subyacente (Facies Puente Runel). Estas facies afloran en los bordes de la superficie del páramo y en los escarpes de los ríos Eresma y Voltoya.

La unidad Arévalo da origen a la superficie morfológica de Coca-Arévalo, constituida por depósitos arenosos de origen fluvial, parcialmente recubierta por depósitos eólicos y áreas endorreicas. Hay varios sistemas lagunares ya fosilizados, lo que lleva a cuestionar el término "Cubeta", dada la elevada poligenia del sistema.

Los principales relieves coinciden en gran medida con los afloramientos de facies terciarias, así como la presencia de depósitos de piedemonte en la margen oeste del arroyo de la Ermita. Además hay varios sistemas de terrazas fluviales sobrepuestos en las márgenes de los ríos Voltoya y Eresma, con distribución asimétrica y mayor desarrollo en la margen izquierda de los cauces (Figura 22.7 a y b).

Figura 22.7. (a) Bloque diagrama con una capa ráster de la litología sobrepuesta al Modelo Digital del Terreno (MDT) y (b) columna estratigráfica con leyenda. El sistema dunar cuaternario rellena antiguas cubetas terciarias dispuestas conforme a una alineación tectónica. Modificado de Fdez-Escalante 2005.



En la cartografía de la Figura 22.8 se presenta el espesor de las distintas "paleocubetas" conectadas entre sí que constituyen este sistema, con espesores de arena que oscilan desde un tapiz de espesor inferior a un metro hasta 55 m en dos cubetas del sector central. La descripción detallada de las facies de los acuíferos y su funcionamiento hidrogeológico se describe con detalle en MAPA-Grupo Tragsa 2005 y Fernández-Escalante 2005.

El funcionamiento hidrogeológico básico se basa en la recarga del acuífero cuaternario desde las colinas margosas de la franja oeste, con un flujo subterráneo en dirección NE hacia los ríos Voltoya y Eresma, sistemas de drenaje del acuífero, según se aprecia en la cartografía hidrogeológica de la Figura 22.7. En esta aparece concretada la posición de una divisoria hidrogeológica y de un ísleo terciario que ejerce un obstáculo y represa natural para las aguas subterráneas.

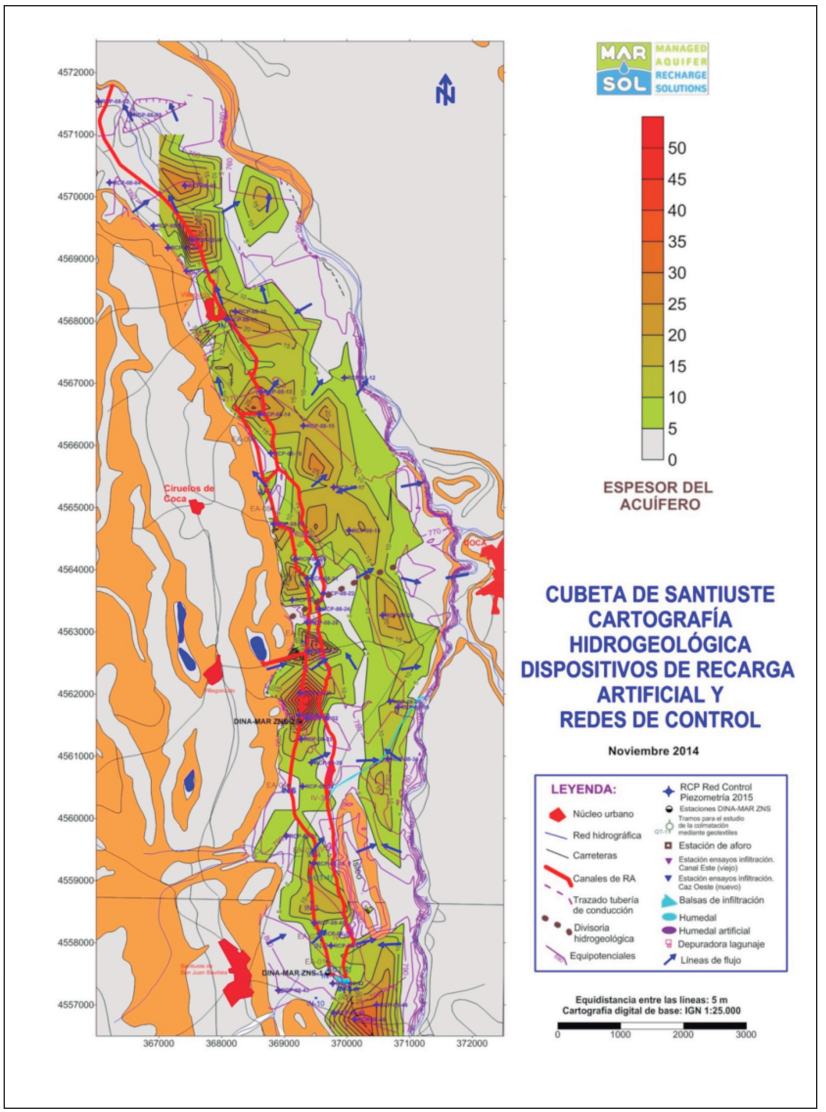
El flujo de agua subterránea a lo largo de la formación Arévalo (arenas dunares) se lleva a cabo a través de un sistema de "paleocubetas" que están rellenas, en general, de grava y gravilla aluvial y arena dunar (Figura 22.8), y funcionan "en relevo", es decir, cada una, al rebosar, cede agua a la siguiente sucesivamente. Los canales de recarga gestionada discurren por encima de las principales cubetas-almacén. En trazado grueso rojo se han trazado los canales de recarga artificial Este y Oeste, que discurren sobre los almacenes o "paleocubetas" donde están los pozos más productivos.

El perfil hidrogeológico de la Figura 22.9 ha sido trazado a lo largo de la trayectoria del canal Este, y permite visualizar el comportamiento hidrogeológico del sistema. Se han representado los puntos de la red de control de la infiltración y muestreo de la colmatación. Se ha seleccionado un año hidrológico seco, sin recarga, para mostrar el comportamiento del sistema en un régimen no influenciado.

La red de control de la piezometría (RCP) consta de 54 puntos cuya posición se hace constar en la Figura 22.8.

De acuerdo con los datos bibliográficos; Kv se estimaba en 1,095 mm/año (IRYDA 1990; MAPA 1999). Según otras fuentes oscila entre 2.200 y 3.600 mm/año (MOPTMA 1994, MAPA-Grupo TRAGSA 2005). Los coeficientes de almacenamiento medios rondan el 18 %. Las estaciones DINA-MAR ZNS han permitido precisar estos parámetros para los sectores en que se ubican, arrojando valores de gradiente hidráulico del 1 al 6 %, valores de permeabilidad de 4 a 5 m /día en el sector

Figura 22.8. Cartografía hidrogeológica para la situación de noviembre de 2014 con el trazado del canal de recarga artificial y la ubicación de los puntos de la red de control de la piezometría, de las estaciones MARSOL ZNS y otros elementos singulares, elaborada conforme a las directrices de la UNESCO de 1968. Escala gráfica.



de ZNS-1 y de 1 a 4 m/día en el de ZNS-2 y de transmisividad de 1.200 a 1.400 m^2/día (Fernández-Escalante & García 2009). La profundidad del nivel freático en los pozos oscila entre 2 y 10 m, dependiendo del sector, salvo excepciones puntuales. Los coeficientes de almacenamiento oscilan entre 14 y 25 por ciento.

El tiempo de residencia estimado del agua recargada, para una situación de recarga en la balsa de cabecera y drenaje hacia el río Voltoya rodeando el ísleo, considerando valores de permeabilidad horizontal de 5 m/día y un circuito superior a 3 km, ronda los 600 días. Este periodo de residencia se ve incrementado para aguas que siguen el circuito del canal oeste, pasando de cada cubeta a la siguiente, circuito a ser recorrido en un máximo de diez años. De ahí la creencia popular, extendida entre los regantes y con fuerte sustrato científico por la cual, con las reservas de agua existentes tras más de diez ciclos de recarga, se podría regar las parcelas que se encuentran en regadío en la actualidad durante tres años con independencia del agua de lluvia (escenario de precipitación cero).

22.2.2.2. Comarca del Carracillo

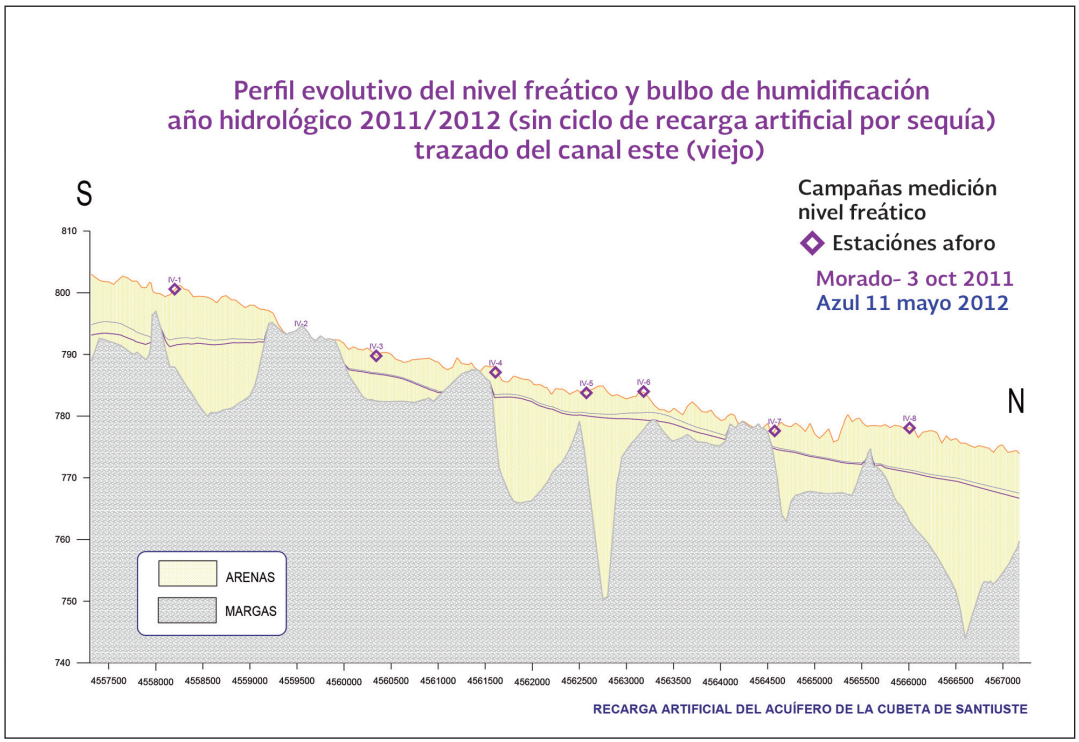
La comarca del Carracillo está localizada a aproximadamente 40 km hacia el este desde la zona precedente, en la misma comarca natural de marcado nombre biogeográfico conocida como la "Tierra de Pinares". Ocupa una extensión cercana a 150 km^2 y se ubica en el interfluvio de los ríos Cega y Pirón. La explotación del acuífero cuaternario superficial ha sido creciente en las últimas décadas, motivando el descenso del nivel freático una media de 10 m, con procesos de salinización y contaminación aparejados.

Mientras que la cubeta de Santiuste (o mejor dicho, "cubetas") es una cuenca restringida, el Carracillo presenta una superficie abierta importante limitada entre ríos y bordes administrativos.

La fisiografía de la zona se caracteriza por un relieve poco accidentado, conformando una extensa planicie con suave pendiente hacia el NO, sobre la cual destaca la presencia de importantes acumulaciones de arenas que forman dunas, en general fijadas por la masa forestal local, consistente en extensos pinares.

La red fluvial principal discurre encajada sobre esta llanura, dando lugar a estrechos y profundos valles en forma de artesa, con márgenes escarpadas y poco estables (Figura 22.10). También existe

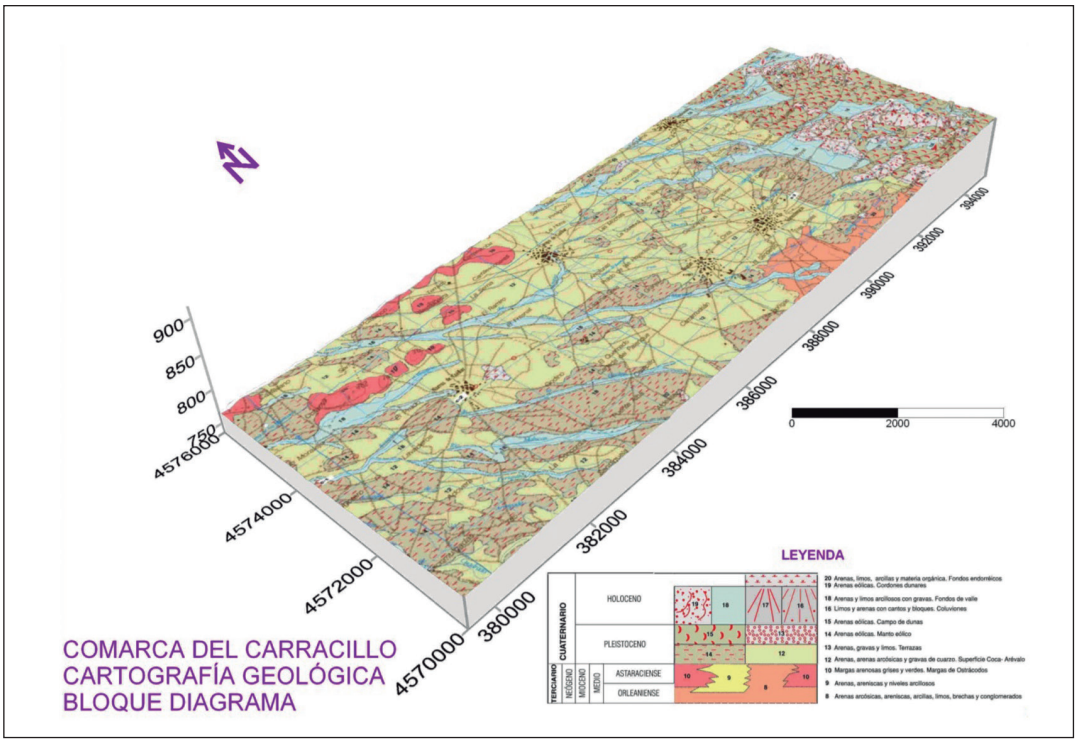
Figura 22.9. Perfil litoestratigráfico a lo largo del trazado del canal este de la cubeta de Santiuste, confirmando el funcionamiento del acuífero como un sistema de pequeñas cubetas sobre un sustrato terciario rellenas de sedimentos detríticos sobre un sustrato margoso y funcionando "en relevo".



una red secundaria, de carácter estacional, que está representada por pequeños arroyos intermitentes cuyo cauce apenas se encaja en la planicie. Esta red secundaria es reflejo de la existencia de un deficiente drenaje, debido a la escasa pendiente de la zona, lo que unido al marcado carácter estacional de las precipitaciones da lugar a "zonas de encharcamiento" locales que configuran numerosas charcas ("bodones" o "lavajos").

La geología de la zona y la distribución de las facies geológicas queda expresada en el bloque diagrama de la Figura 22.10, esquina inferior.

Figura 22.10. Bloque diagrama del Carracillo con una capa ráster de la litología sobrepuesta al MDT.



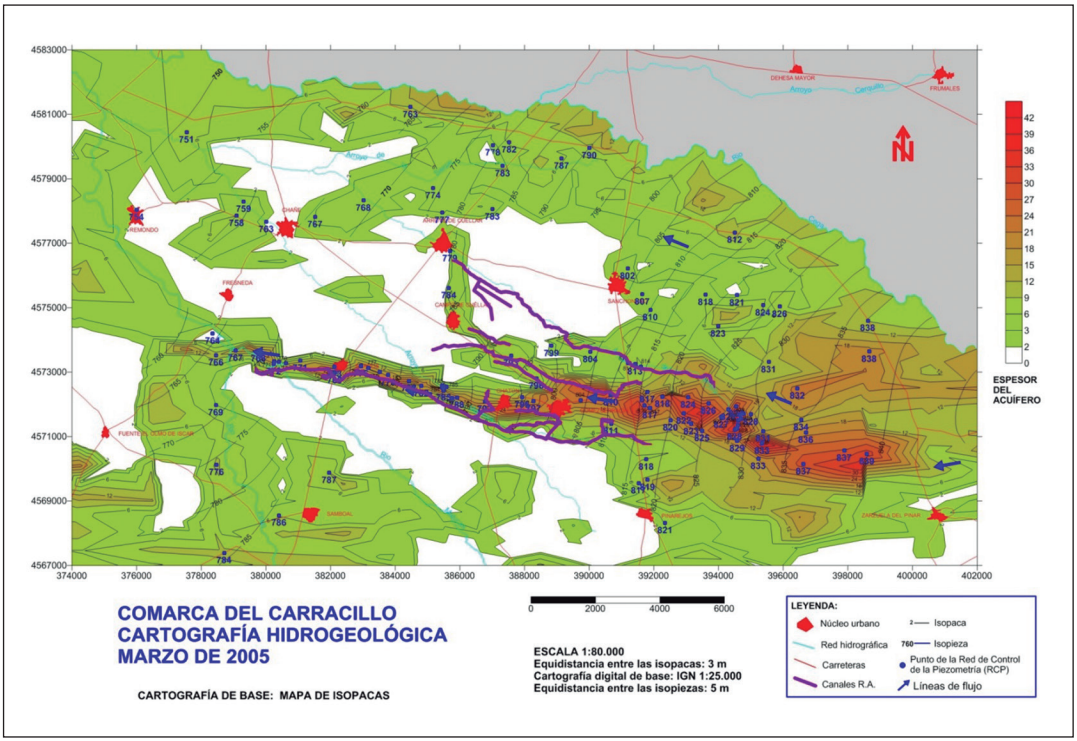
La elevada riqueza hídrica de la comarca se ha generado gracias a la permeabilidad de las capas arenosas cuaternarias que cubren el paleocauce del actual arroyo Marieles, ya existente en el periodo terciario por su origen estructural.

El Carracillo cuenta con una extensa cultura de regadío con aguas subterráneas y con cierta tradición en recarga artificial mediante acequias sin revestir. Los primeros dispositivos de cierta envergadura no han comenzado a funcionar hasta el invierno de 2006/07, año en el que terminaron las obras y se introdujeron cerca de 8 hm^3 al acuífero mediante canales, balsas de infiltración y pozos de gran diámetro.

Los primeros ciclos de recarga artificial no carecen de problemática, como consecuencia de alegaciones presentadas por otros usuarios de las aguas de los ríos Cega y Pirón (minicentrales hidroeléctricas), problemática que espera resolución judicial.

El funcionamiento hidrogeológico de este acuífero presenta una paleocubeta principal que ha sido denominada "zona almacén" en la cabecera del acuífero (cubeta localizada en el extremo este de la Figura 22.11), que retiene la mayor parte de los recursos disponibles del sector. Esta zona alimenta dos "corredores" hacia el río Pirón, principal red de drenaje del sistema, con dirección E-O o, en menor medida, ESE-ONO.

Figura 22.11. Cartografía hidrogeológica del Distrito del Carracillo y dispositivos de recarga artificial



El situado más al sur es el principal, y a lo largo de él se concentra la mayor parte de la actividad agroindustrial de la zona, con importantes producciones agrícolas y más de 300 pozos y sondeos asociados a cada zona regable (como ya se ha indicado, el regadío es el principal uso del agua procedente de la recarga en este sector, seguida del abastecimiento industrial, en general agroindustrial). Los más productivos tienen, con frecuencia, una explotación conjunta gestionada por la Comunidad de Regantes "El Carracillo". Las distancias entre el origen del agua (pozo) y su destino (cultivo) son escasas, en general inferiores a 300 m. El "corredor norte" tiene mucha mayor anchura y menor profundidad, drenando un volumen de agua del sistema muy escaso con respecto al anterior (Figura 22.11).

En contraposición el sector norte cuenta con pozos hipodérmicos muy someros con el sustrato impermeable muy cercano a la superficie, en torno a dos metros con cierta frecuencia, y el sistema de gestión y recarga difiere del anterior, con mayor uso de aljibes, depósitos superficiales, redes de riego con hidrantes en los principales sectores de toma y conducciones que pueden transportar agua en distancias superiores al kilómetro.

La cartografía hidrogeológica refleja además la elevada influencia de la tectónica en la estructura del acuífero, al igual que ocurre en la Cubeta de Santiuste. Las principales orientaciones de las discontinuidades estructurales a escala de detalle son la N-S, NE-SO y NO-SE, coincidentes con las principales discontinuidades del acuífero, según se aprecia en la cartografía anterior, y coincide con el trazado del eje de la zona de mayor espesor, etcétera.

El espesor medio del acuífero dunar cuaternario es de 20 m, con valores máximos aislados de hasta 45 m (Galán *et al.* 2001).

La profundidad del nivel freático en los pozos del corredor sur oscila entre 2 y 6 m en general para situación de aguas altas (invierno). En el mes de febrero los niveles freáticos están más altos, correspondiendo con la época invernal. Al final del año hidrológico, en septiembre de 2000, es cuando los niveles freáticos están más bajos, coincidiendo con el final de la época de riego y con los meses más secos.

Los parámetros hidráulicos son ligeramente inferiores a los de Santiuste, más cercanos al límite inferior de los intervalos ya mencionados: conforme a los resultados de los ensayos de bombeo

realizados, estos oscilan entre 3.4 y 45 m/día. En dirección Norte y Sur del centro de la zona almacén, la permeabilidad disminuye a 17 m/d, mientras que en la zona de transición, oscila entre 12 a 15 m/d. En la parte inferior la permeabilidad aumenta considerablemente, arrojando valores de 45 m/d, debido a los niveles de arena de grano grueso y gravas fluviales (Galán *et al.* 2001).

El tiempo de residencia estimado del agua recargada desde la zona almacén hasta su drenaje en el río Pirón ronda los 10 km en un sentido de las líneas de flujo E-O. Considerando un valor de transmisividad hidráulica horizontal máximo dentro del intervalo de K_h entre 12 y 15 m/día, el resultado es de 666 días. En este caso concreto la resiliencia a la sequía es inferior al caso previo, ya que la zona con mayor desarrollo agroindustrial se encuentra sobre el "corredor" con escasa capacidad de almacenamiento excepto para la cabecera (ver Figura 22.11).

El Ministerio de Agricultura español ha establecido dos redes de monitoreo de las aguas subterráneas con 24 puntos para la medición del nivel general y 48 puntos adicionales para el seguimiento de la recarga (MAPA-Grupo TRAGSA 2005).

La comunidad de regantes del Carracillo recopila información técnica de varias disciplinas, que difunde a través de su página Web. Resulta recomendable su visita antes de adentrarse por su acuífero.

A tenor de las cartografías previas, se pueden extraer algunas ideas:

- El sector oeste constituye un acuífero de escaso espesor y gran demanda para el regadío, por lo que actualmente se está planificando la manera de ejecutar dispositivos de MAR para recargar un acuífero de escaso espesor sin provocar inundaciones. El proyecto de obra se encuentra en ejecución y aboga por dispositivos tipo canal o zanja drenante semienterrados con morfología en raspa de pez.
- El sector "este" presenta una extraña configuración, donde se conjugan varias unidades morfogenéticas de origen eólico, fluvial y lagunar. Su carácter poligénico asociado a condicionantes tectónicos, ha promovido la génesis de una zona de alta susceptibilidad para la gestión de la recarga artificial, sobre la que se asientan importantes regadíos. Los máximos espesores de acuífero se concentran en este sector, alcanzando los 45 m, motivo por el que ha sido designado "zona almacén". Las aguas subterráneas se desplazan hacia el oeste, hacia los ríos Malucas y Pirón.

22.2.2.3. Área de Alcazarén

Sector ubicado en el sector noroeste del acuífero de Los Arenales, al norte de los anteriores en una zona de mayor espesor de la cuenca del Duero, con una cobertera sedimentaria de orígenes eólico y evaporítico. Este sector se encuentra rodeado por una cadena montañosa. El área total es de 55 km^2, 23 km de longitud por, aproximadamente, 2.5 km de anchura. En el bloque diagrama de la Figura 22.12 aparece representada la zona de actuación, con la orientación de los perfiles de prospección geofísica realizados y las distintas litologías aflorantes.

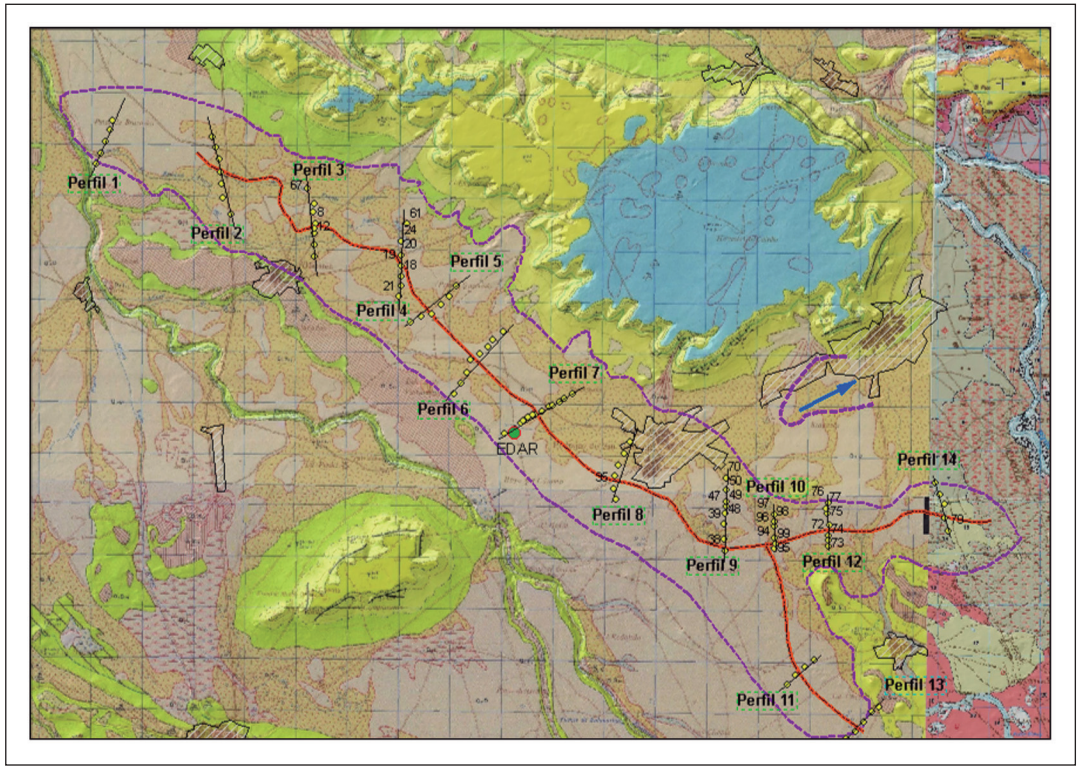
La formación pliocuaternaria tiene una relación de yacencia directa sobre el sustrato terciario constituyendo tres unidades diferentes a tenor de su transmisividad, con una superior (área recargable), Unidad Media de baja permeabilidad que se comporta como un acuitardo y localmente como acuífugo y la Unidad Inferior, asociada al acuífero profundo Terciario Detrítico Central del Duero.

La recarga se produce por agua de lluvia principalmente y desde el río Pirón, por el este, a través de sus terrazas. No hay más transferencias subterráneas al ser un sector aislado. La descarga se drena a través de los ríos Cega, Eresma y Voltoya, además de las extracciones antrópicas, que llegaron a causar una situación de sobre-explotación con descensos acumulados del nivel freático de hasta 15 m en 30 años.

Los límites del acuífero pliocuaternario se encuentran, hacia el norte y noreste, en contacto directo con la facies "Cuesta" situada justo por debajo de los Páramos calcáreos. En el extremo oriental, su límite está definido por el río Pirón, que según las cotas topográficas, estaría recargando de forma natural al acuífero a través de sus terrazas y meandros abandonados. Hacia el sur, suroeste y noroeste los materiales eólicos son cortados por la traza del río Eresma, que a su vez descansa sobre materiales terciarios.

El perfil longitudinal realizado resume la geometría del acuífero pliocuaternario. Se trata del relleno de materiales detríticos de origen, primero, fluvial o endorreico, y posteriormente eólico, de un paleorrelieve de edad terciaria modelado a favor de bloques levantados y hundidos, con fallas perpendiculares a la estructura, con dirección predominante SW-NE o N-S.

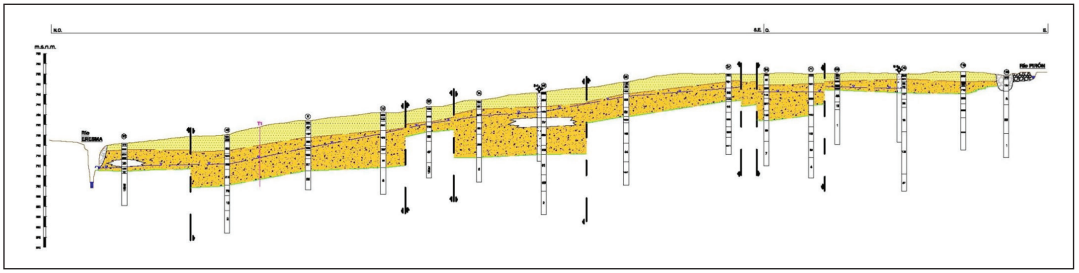
Figura 22.12. Localización del área de recarga de Alcazarén sobre el mapa geológico. Tomado de JCyL-Tragsatec 2011.



El manto eólico presenta una configuración más o menos tabular en toda la zona de estudio, con un espesor del manto eólico variable de entre 6 y 10 metros, decreciendo hacia los límites del acuífero hasta desaparecer en contacto con materiales terciarios (facies "Cuestas"). Este relleno eólico fosiliza materiales fluviales, al igual que en los dos sectores precedentes.

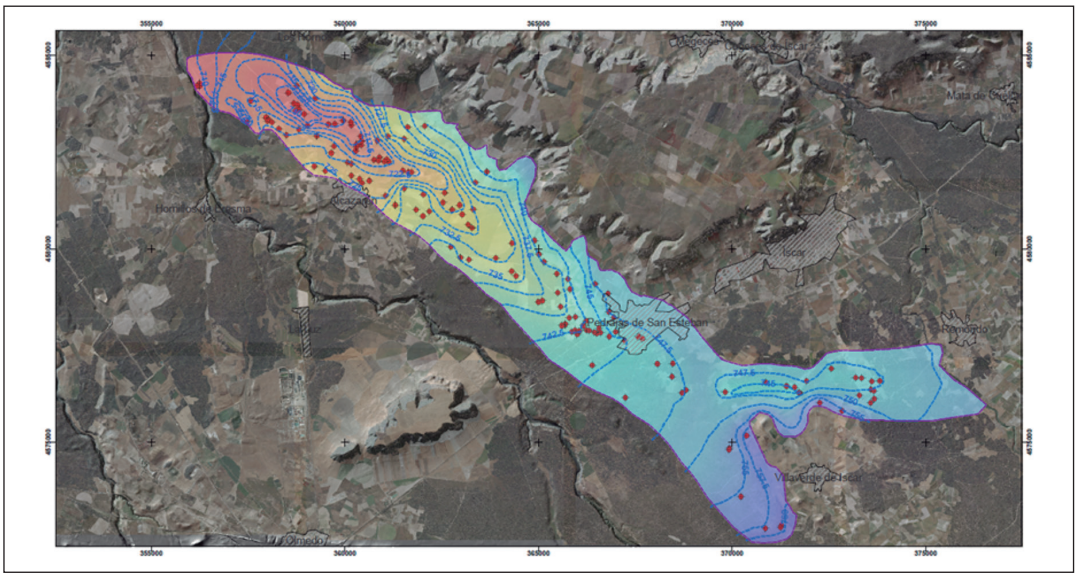
A lo largo del trazado del eje principal del subsistema acuífero (Figura 22.13, en rojo entre los perfiles 2 y 14) se ha detectado el trazado de un antiguo arroyo que discurre de manera perpendicular a un sistema de fallas de orientación SO-NE o bien N-S, delimitando hasta siete bloques (Figura 22.13). Esta familia de fallas constituye un objetivo adicional para las operaciones de recarga gestionada.

Figura 22.13. Perfil hidrogeológico longitudinal de orientación NNO-ESE con presencia de fallas que delimitan siete bloques con información de su espesor (tomado de JCyL-Tragsatec 2011).



El funcionamiento hidrogeológico del acuífero en el sector de Alcazarén puede ser deducido fácilmente a partir del mapa de isopiezas (Figura 22.14) que representa la cota del nivel freático del acuífero Pliocuaternario para la situación de Abril de 2011. La profundidad de nivel del agua varía muy bruscamente coincidiendo con los límites del acuífero y con su dinámica natural. En los bordes

Figura 22.14. Cartografía hidrogeológica simplificada con la orientación de las isopiezas y de las líneas de flujo, especificando las áreas de recarga y descarga en la zona de Alcazarén, así como los pozos inventariados. Tomado de JCyL-Tragsatec 2011.



del mismo la profundidad es muy escasa (de 1 a 3 metros), mientras que en el centro del acuífero puede alcanzar los 15 metros en zonas de regadío. El flujo general tiene una orientación ESE-ONO.

Según la información obtenida de los agricultores, el nivel freático se encontraba a unos 2 o 3 metros aproximadamente hace unos treinta años en toda la superficie del acuífero. El descenso provocado ha sido diferente según su grado de explotación, de manera que en Alcazarén se ha deprimido de 12 a 13 m, mientras que hacia el sureste de Pedrajas y hacia el río Pirón, el nivel no ha descendido más de 5 m en total. La red de control de la piezometría establecida en 2012 consta de seis piezómetros perforados ex profeso.

Los parámetros hidráulicos determinados oscilan en torno a 37 m/día de permeabilidad horizontal y 3.7 m/d vertical, con una porosidad eficaz cercana al 18-20%. Los ensayos realizados en el sustrato fluvial han arrojado valores de 15 m/d para la horizontal y 1.5 m/d en la vertical y porosidades en torno al 10-12 por ciento.

El tiempo de residencia estimado del agua recargada, considerando un espacio lineal entre la cabecera del dispositivo y las zonas de riego de 3 km y una conductividad hidráulica horizontal de 37 m/día es de 81 días. En general este tiempo es menor, dado que los canales de infiltración 1 a 3 (Figura 22.14) coinciden con la propia zona regable, con un tiempo de residencia muy bajo durante el período de riego.

22.2.3. Calidad del agua de recarga

Las aguas subterráneas en el acuífero cuaternario son, en general, bicarbonatadas cálcicas, con sectores donde aparecen facies bicarbonatadas y sulfatadas cálcico-magnésicas. Localmente, e.g. en el sector central oriental de Santiuste, se dan procesos reductores complejos atribuibles a la presencia de pirita en el sistema.

Las captaciones del sector occidental de Santiuste y del sector noroeste de Alcazarén suelen presentar una mayor salinidad y contenido en yesos, por el drenaje de las colinas de margas y de calizas del Páramo (respectivamente) que delimitan el acuífero por el oeste y noroeste. La distribución de niveles carbonatados en muy compleja, con mayor concentración en Santiuste norte y Alcazarén.

La presencia de depuradoras en los sistemas (por lagunaje en el sector sureste de Santiuste y un secundario avanzado en Alcazarén), construidas en zonas donde antiguamente se vertían las aguas residuales, han traído como consecuencia una cierta acumulación de materia orgánica en etapas iniciales, con tendencia a desaparecer por simple dilución y lavado.

A esta genérica descripción cabe añadir las altas concentraciones de nitratos, que con frecuencia rondan el límite de 50 ppm. Estos valores son mayores en el sector noreste de Santiuste y a lo largo del corredor sur de Carracillo. De manera excepcional se han registrado concentraciones que sobrepasan los 300 ppm en etapa preoperacional en Santiuste noreste, si bien se aprecia una progresiva disminución gracias a los ciclos de recarga gestionada.

22.2.3.1. Hidrología de la cubeta de Santiuste

La Tabla 22.2 muestra el análisis estadístico de los análisis químicos de macroconstituyentes de los puntos de la red de control de la calidad de las aguas subterráneas de profundidad inferior a 50 m de Santiuste. Dada la amplitud de la documentación de origen, se remite al lector interesado a las referencias MAPA 2005 y Fernández Escalante 2014 (diez años de recarga gestionada), donde se encuentra la totalidad de las analíticas.

Tabla 22.2. **Tratamiento estadístico de los resultados de los análisis químicos al comienzo de la actividad de recarga inducida (2003) de muestras tomadas en captaciones de profundidad inferior a 50 m.**

mg/l	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO_4	CO_3	HCO_3	NO_3
Min. (n.º well)	12 (19)	2 (19)	31 (27)	7 (19)	20 (19)	11 (27)	17 (9 y 12)	112 (19)	3 (25)
Max. (n.º well)	106 (8)	116 (8)	182 (4)	166 (8)	174 (8)	443 (8)	0 –	568 (8)	378 (26)
Mean	59,4	15,4	88,5	63,9	75,9	123,25	–	323,8	133

Con objeto de presentar la calidad de las aguas de recarga, se exponen unos análisis químicos “tipo” (Tabla 22.3) del río Voltoya (del que se derivan los caudales para recarga), del agua de lluvia y de muestras tomadas en la cabecera del dispositivo tras su primera decantación y filtrado. Su calidad es determinante de los procesos de interacción a lo largo de los canales.

Tabla 22.3. **Análisis químicos de los polos fríos que interaccionan con las aguas subterráneas indígenas en el sistema. Casos para el río Voltoya en el punto de derivación; agua de lluvia en Santiuste y agua de recarga una vez decantada en la balsa situada a cabecera del dispositivo en 2003,2007 y 2009.**

STATION	X	Y	Na	K	Ca	Mg	Cl	HCO_3	CO_3	SO_4	Fe	SiO_2	NO_3
29 Río Voltoya	371013	4556560	31,54	2,23	70,54	1,95	39	247,74	0	2,19			
30 lluvia	368195	4557313	1,61	1,19	7,21	1,95	8,51	26,85	0	3,31			
Agua MAR 2003	371038	4558192	5,0	1	15	6	2	78	0	5			
Agua MAR 2007	371038	4558192	24,3	2,15	38,55	4,82	34,7	125,73	0	16,26	0,06	5,01	1,5
Agua MAR 2009	371038	4558192	14,67	1,75	26,30	<2	25,16	67,81	0	9,74	0,11	8,55	1,32

Su representación en un hidrograma de Piper-Hill-Langelier se presenta a continuación frente a la representación de los puntos de la red de control de la calidad del acuífero de Santiuste, incluyendo pozos superficiales y sondeos profundos, cuya posición se encuentra en la Figura 22.15 y que permite determinar las facies predominantes en el sistema.

A tenor de los resultados se aprecia una cierta variabilidad en las aguas de recarga, a pesar de su origen común. Esto es interpretado por las circunstancias ambientales de cada cauce fluvial de toma y, especialmente, meteorológicas.

Además de la calidad de las aguas resulta importante el caudal circulante por los canales, que tiene una demostrada relación con parámetros tales como el oxígeno disuelto en las aguas de recarga y el pH, lo que es determinante a su vez en la génesis de procesos colmatantes.

22.2.3.2. Hidrología de la comarca del Carracillo

La calidad del agua de recarga en la comarca del Carracillo es bicarbonatada cálcico-magnésica, parecida a la del caso precedente, si bien la fuente de toma corresponde al río Cega, de turbidez y cantidad de sólidos en suspensión, en general, muy superiores a los del caso previo. La Tabla 22.4 expone una analítica para un muestreo puntual en cabecera de la zona de recarga del Carracillo.

Sus características químicas son parecidas a Santiuste, según se aprecia en el hidrograma de la Figura 22.15.

Figura 22.15. Hidrogramas de Piper-Hill-Langelier con representación de los polos fríos del Sistema, del agua de recarga y de los pozos afectados por la misma de la red de control (RCH). Los representados en la mitad inferior del rombo central de Piper corresponden a sondeos profundos.

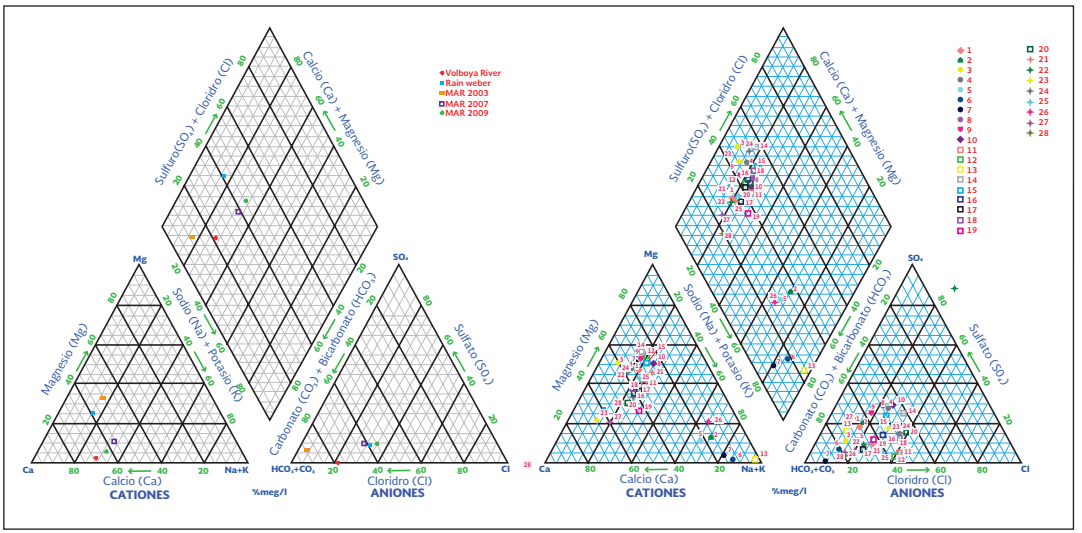


Tabla 22.4. **Análisis químicos de una alícuota de agua de recarga muestreada en Carracillo, cabecera, en febrero de 2004.**

Agua MAR (U en mg/l si no se indica)	Na	K	Ca	Mg	Cl	HCO_3		
c-01	5,64	1,05	16,29	8,43	7,99	92,37		
Agua MAR (U en mg/l si no se indica)	**CO_3**	**SO_4**	**NO_3**	**SiO_2**	**CE (µS/cm)**	**pH**	**SS**	**TDS**
c-01	0	2,25	2,32	8,54	167	8,2	6,6	145,46

22.2.3.3. Hidrología del área de Alcazarén

Dada la mayor diversificación del agua de origen para este dispositivo, donde se combinan aguas de la depuradora de Pedrajas de San Estaban (de tratamiento secundario avanzado) con el agua de escorrentía de la localidad conducida en canal aparte y tomas del río Pirón, distante 6 km, la calidad química del agua varía entre límites amplios, dependiendo del porcentaje de la mezcla.

Dado que el único recurso permanente es el agua de la depuradora, mientras que los otros son temporales, se ha seleccionado una muestra representativa del estudio de SAT-MAR y DBPs (acrónimo en inglés para la técnica de Desinfeción Mediante Productos) llevado a cabo a lo largo de 2015 y 2016, correspondiente al período invernal (Tabla 22.5), si bien hay una amplia variabilidad a lo largo del año (MARSOL 2016a).

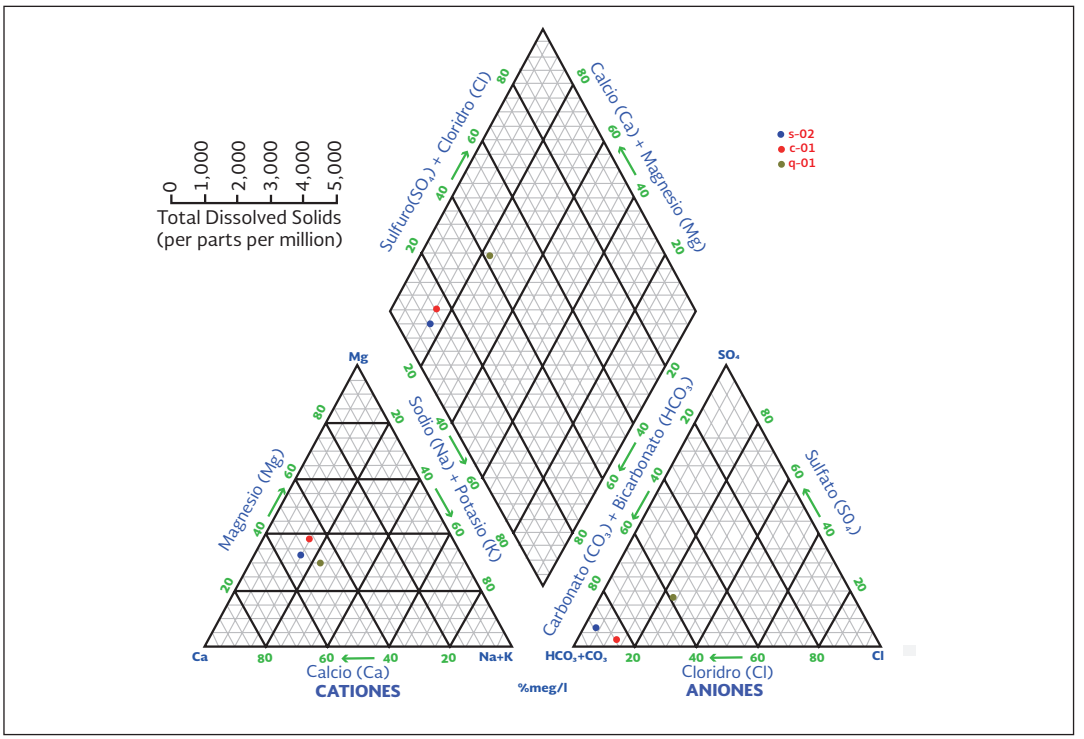
Tabla 22.5. **Análisis químicos de una alícuota de agua de recarga muestreada en Alcazarén 1, caudal 0,3 l/s (enero de 2015).**

Agua MAR	Na (mg/l)	K (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Cl (mg/l)	HCO_3 (mg/l)	CO_3 (mg/l)
Alcaz-01	67	23	66,4	35,4	86	92,37	0

Agua MAR	SO_4 (mg/l)	NO_3 (mg/l)	TOD (mg/l)	CE (µS/cm)	pH	TDS (mg/l)	Turbidez (NTU)
Alcaz-01	183	41	7,40	1025	7,4	513	0,98

El hidrograma de la Figura 22.16 expone la representación para la calidad química en los tres sectores descritos, concluyendo en la escasa variabilidad con aguas de toma de cauces fluviales. Para el tercer caso cabe mencionar que su calidad es ligeramente inferior, rozando en algunos casos los límites legales en vectores biológicos. Este hecho es el resultado de recargar directamente con agua depurada sin mezclar con agua de lluvia o fluvial con objeto de obtener una dilución general de agua más salinizada a agua muy joven de muy escasa mineralización (*dilution as a solution to pollution*).

Figura 22.16. Hidrograma de Piper-Hill-Langelier con la representación de alícuotas representativas de la calidad de las aguas de los tres sectores de los Arenales (azul-Santiuste; rojo-Carracillo; verde-Alcazarén).



22.3. Resultados

22.3.1. Descripción de las áreas de recarga y de sus dispositivos

Antes de presentar las soluciones tecnológicas aplicadas en estos sectores o bien originadas en los mismos, es preciso contar con su descripción precisa y conocer sus componentes y su funcionamiento hidrogeológico, cometidos a alcanzar en este apartado. En la realidad el estudio en detalle de este apartado ocupó gran parte del esfuerzo técnico en los anteproyectos y proyectos, puesto que es fundamental para garantizar la viabilidad de la recarga artificial a largo plazo.

Tabla 22.6. **Principales infraestructuras para la recarga gestionada en el acuífero Los Arenales en la actualidad.**

DEMO-SITE	Operabilidad (años)	Canal (Nº/ km)	Balsas de infiltración	Pozos de infiltración	Humedales artificiales	RBF	SAT-MAR
Santiuste	14	2/27	2	3	3 (Sanchón)	1 (Villeguillo)	1 (lagunaje)
Carracillo	13	4/40,7	8	n/a	3 (Gomezserracín)	1 (Río Pirón)	0
Alcazarén	4	3/7	2	0	2	1 (Río Pirón)	1 (secundario avanzado)

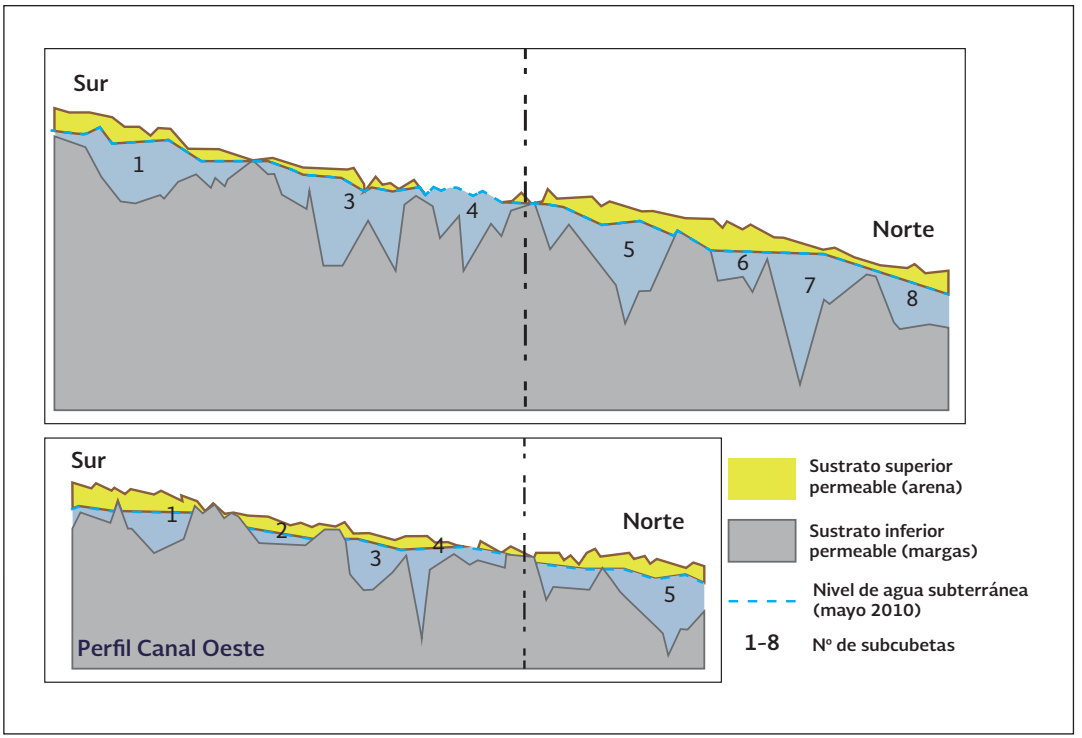
En términos generales se puede establecer una serie de características comunes a los proyectos de las tres zonas de recarga en cuanto a diseño y medición (Tabla 22.6). Los proyectos de obra han sido diseñados para una vida útil de 35 años. Sin embargo un adecuado mantenimiento puede prorrogar en gran medida dichas expectativas. Se llevaron a cabo ensayos de infiltración previos en todos los casos durante las etapas de anteproyecto y proyecto en las zonas donde estaba prevista la construcción. Además se realizó un seguimiento permanente durante el primer período de llenado. El método aplicado es el Water Table Fluctuation (WTF) modificado (en Fdez. Escalante, 2005), a partir de la medición de las redes de control de la piezometría y el seguimiento de las precipitaciones.

22.3.1.1. Instalaciones de recarga en la Cubeta de Santiuste

La cubeta de Santiuste se extiende por 85 km^2, limitado por los ríos Voltoya y Eresma por el este y por afloramientos de baja permeabilidad del Terciario por el oeste. Pese a su reducido tamaño, se considera un área de gran importancia para el regadío con aguas subterráneas. Los dispositivos de Recarga aprovechan el antiguo curso del arroyo de la Ermita, prácticamente desaparecido tras haber sido sometido a movimientos de tierra durante las sequías de los últimos treinta años.

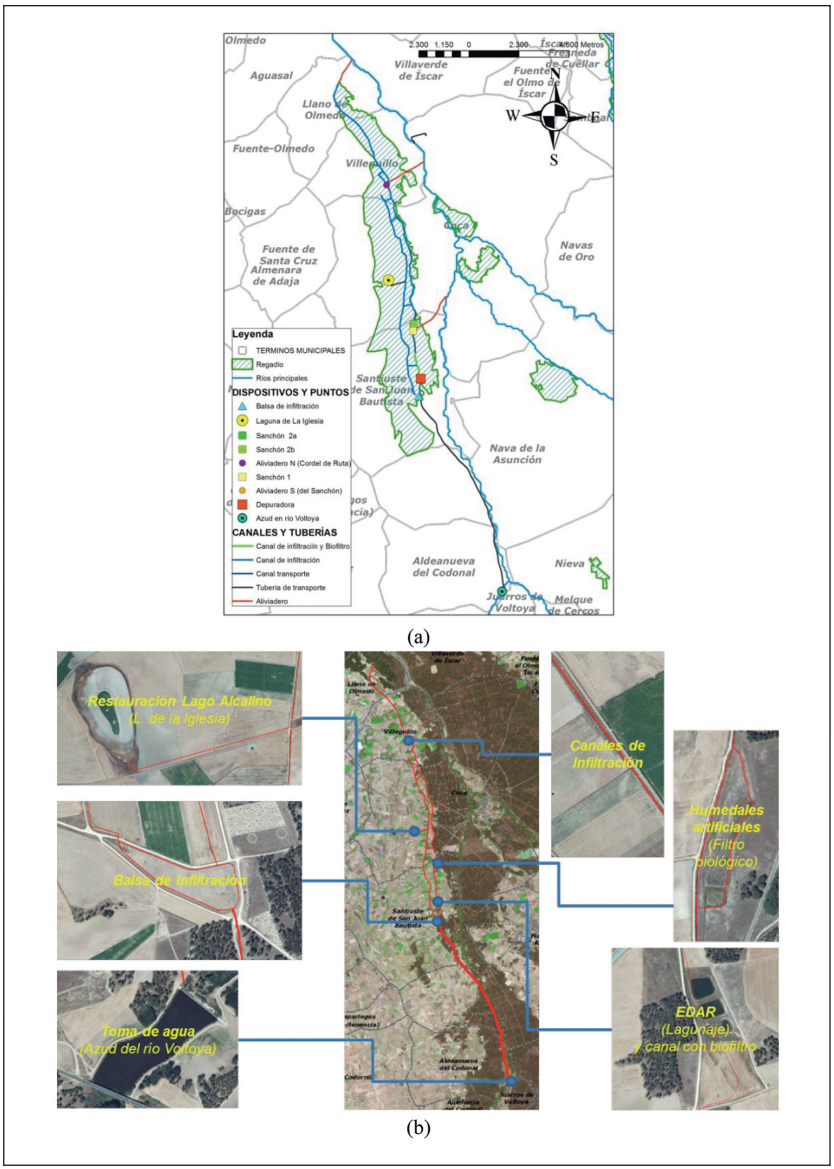
Tal y como se ha establecido en el apartado anterior referente a la hidrogeología, la traza del acuífero, según la geofísica (Galán *et al.,* 2001), transcurre en una orientación de SSE a NNW hacia los dos ríos citados formándose 8 pequeñas cubetas interconectadas con base en el Terciario impermeable y separaciones formadas por afloramientos del mismo y a su vez cubiertas con depósitos de arena de origen eólico y fluvial de potencia variable pero gran transmisividad (Figura 22.17). Uno de los afloramientos subdivide la zona en dos mitades norte y sur.

Figura 22.17. Vista en perfil del sistema de recarga de Santiuste. Perfiles del canal Oeste (Caz Nuevo y extensión del Este) y Este (Caz Viejo).



Estas condiciones hacen que el trazado de los canales de infiltración sea fundamental, tanto para que el volumen de recarga circule sobre cada zona de infiltración preferente como para contribuir al llenado de cada *subcubeta subterránea* (sobrepasando además la subdivisión N-S) y mejorar la distribución hacia los pozos por toda la zona regable. De este modo se aprovecha la densa red de pozos para riego con la que cuentan los agricultores de la zona para la extracción del recurso.

Figura 22.18. Vista en planta del sistema de recarga de Santiuste, dispositivos MAR y superficie regable sobre (a) plano y (b) ortofoto.



Los principales dispositivos de recarga son el azud, la tubería de conducción, la balsa de infiltración y los canales. A estos se suman la derivación al saladar, la conexión con la depuradora, los humedales artificiales y los aliviaderos según se muestra en la Figura 22.18.

A continuación se realiza una descripción más detallada de los mismos.

Azud del río Voltoya

Azud de planta recta con perfil de vertedero tipo Creagel de 107 m de longitud, 3 m de altura y capacidad para 60,000 m^3. La toma está diseñada para un caudal máximo de 1 m^3/s, siempre que se registre un caudal ecológico de la misma cuantía en el caudalímetro del Voltoya en Coca conectado en tiempo real a la Confederación Hidrográfica del Duero. La concesión dura de noviembre a mayo. La presa tiene un diseño específico con filtros, mecanismos de decantación y sistemas anti-entrada de peces.

La localización de esta estructura es clave para poder permitir la llegada de agua hasta la cabecera de recarga mediante gravedad sin consumo alguno en bombeo.

Tubería de conducción

El agua del río Voltoya es desviada por flujo gravitacional de 816 a 812 m de cota a través de 9.82 km de tuberías enterradas a través del pinar de *Pinus pinaster* hasta el dispositivo de cabecera. La tubería es de poliéster reforzado con fibra de vidrio de 900 mm de diámetro y tiene 16 chimeneas de aireación y 10 desagües en su trayecto. La apertura es manual y la recarga no genera coste energético alguno al circular toda ella por gravedad.

Balsa de decantación e infiltración

La cabecera consta de una balsa de 1.4 ha tras un contador de flujo, un sistema de filtrado y algunos pozos de gran diámetro en el extremo sur del acuífero. Consta de una poza de decantación de 36 m^2 con disipador de energía para evitar erosión y burbujeo. Éste es el primer dispositivo de recarga del sistema y desde él parten los canales de infiltración. Sobre ella se han realizado varias campañas de ensayos de laboreo sobre el fondo arenoso para comprobar la mejor forma de facilitar la infiltración evitando la colmatación.

En los dos últimos años se ha realizado un ensanchamiento del canal Oeste a modo de balsa de infiltración de unos 5000 metros cuadrados.

Canales de infiltración

Constituye la arteria principal del dispositivo MAR en la cubeta al ser un extenso sistema de infiltración, una red de distribución, un biofiltro pasivo y un corredor biológico en una zona fundamentalmente agraria.

Dos canales en tierra (1*1.5 m, talud 1/1) circulan paralelos en dirección sur-norte por el 20 % del antiguo curso del arroyo de la Ermita con una longitud entre ambos de unos 27 km y un desnivel de 30 m. Sirven como sistema principal de recarga y distribución siguiendo la localización de las 8 cubetas menores de las que consta el acuífero de Santiuste.

Se han instalado 53 dispositivos de detención para mejorar la infiltración mediante decantación y controlar la distribución de sur a norte. También se cuenta con 32 plataformas de paso superiores para evitar el efecto barrera. El calado medio durante la recarga oscila entre los 50 y 100 cm. Además se ha construido un camino paralelo de servicio a unos 4m de distancia y que sirve como barrera contra posibles desbordamientos.

El caz viejo circula por el Este durante 10.7 km y el caz nuevo por el Oeste está operativo desde 2005-06 y ocupa 9.78 km. Ambos cuentan con 5 interconexiones. El canal Este se extendió a partir de 2007-08 con 5.6 nuevos kilómetros más rodeando el núcleo de Villeguillo por el este hasta el término de llano de Olmedo.

Tres aliviaderos permiten evacuar a diferentes alturas del trazado el agua de recarga en caso de riesgo de inundación de parcelas por lluvias repentinas en época de recarga.

Toma de derivación a la Laguna de la Iglesia

Una tubería de unos 750 m parte desde el caz oeste hasta un dispositivo “en hongo” que descarga el agua hacia la laguna alcalina remineralizándose a medida que circula sobre los biosedimentos y costras salina de la playa perilagunar. Esta laguna es un raro ejemplo de laguna alcalina en la

Península y atesora una flora de gran rareza debido a su adaptación a las altas condiciones de conductividad y alcalinidad de sus aguas. Por ello, la recarga debe alcanzar un compromiso entre el llenado hasta un cierto nivel de agua que evite su desaparición y el mantenimiento de las condiciones excepcionales de calidad de agua.

EDAR de lagunaje

Se trata de una estación depuradora de aguas residuales por lagunaje donde la capacidad de depuración es muy limitada según los datos de campo. Aporta anualmente 0.5 hm^3 a la recarga desde 2005. Ocupa 14,659 m^2 y da servicio al pueblo de Santiuste de San Juan Bautista. El lagunaje según los análisis realizados no alcanza buenos niveles de depuración pero su caudal de vertido aunque constante es muy reducido por lo que la dilución en campaña de recarga y el efecto de biofiltro del canal este son capaces de reducir la carga orgánica antes de que el agua se evapore o infiltre.

Humedales artificiales del Sanchón

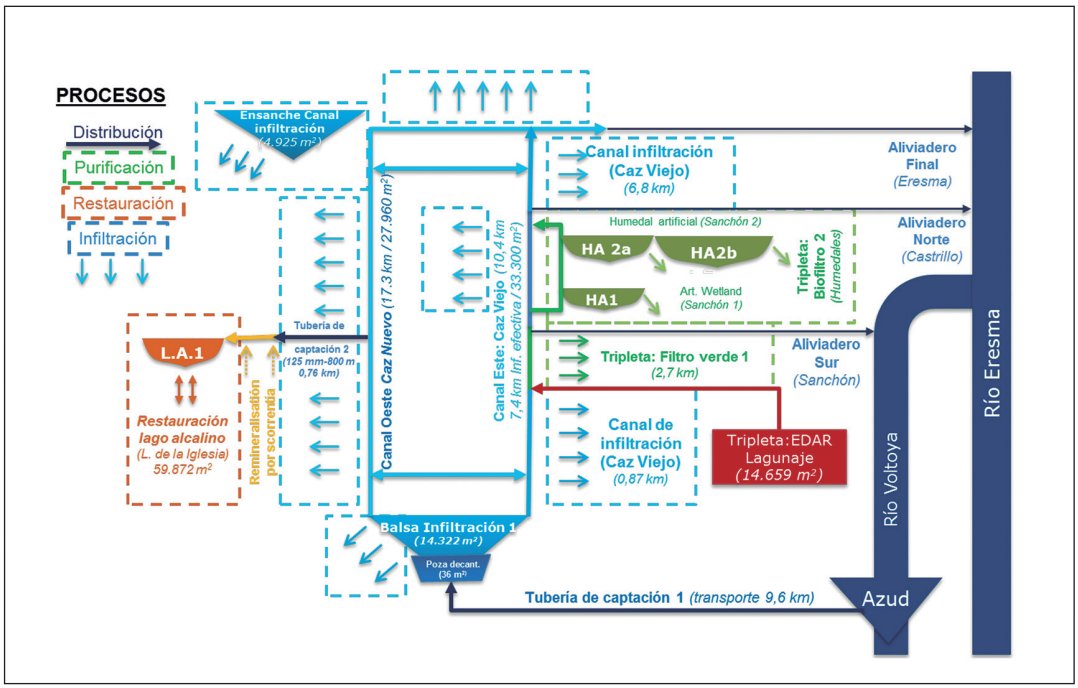
Los humedales de Sanchón son excavaciones realizadas por TRAGSA aprovechando el alto nivel piezométrico por ese lado del acuífero para formar tres balsas denominadas Sanchón 1, 2a y 2b. La primera es un ensanchamiento del canal de 1,374 m^2 que es llenado fácilmente por rebosamiento del canal. El segundo es una balsa cuadrangular de 2,418 m^2 con orla de freatófilas y el tercero es una extensa balsa rectangular de 15,740 $m^{2,}$ cuya cota ligeramente superior a la continuación del canal Este hace más difícil su inundación.

Estos humedales cumplen una doble función ambiental: ecológica al restaurar pozas que se dan en la zona durante la temporada invernal y que sirven de refugio a la fauna y de filtro verde al contribuir a la mejora de la calidad del agua de recarga tras la conexión con la estación depuradora de aguas residuales.

El conjunto de la EDAR de lagunaje, el canal biofiltrante y los humedales configuran la denominada *"tripleta"* de Santiuste pues en conjunto forman un dispositivo de recarga con fuente residual y tratamiento bioquímico *"in itinere"*. Una configuración similar se encuentra instalada a pequeña escala en Carracillo.

La relación topológica e hidráulica entre los diferentes dispositivos descritos se muestran en el esquema de la Figura 22.19. Este diseño ha ido ganando en complejidad con los años debido a los distintos trabajos efectuados y a la caracterización de los procesos.

Figura 22.19. Esquema topológico de los dispositivos de recarga sobre la cubeta de Santiuste.



La recarga está sometida a un límite administrativo impuesto por el organismo responsable de la cuenca, la Confederación Hidrográfica del Duero. La captación máxima permitida del río Voltoya es de 1 m^3/s entre los meses de noviembre y marzo. No obstante la recarga puede reducirse o detenerse según las características del año hidrológico.

- Las obras de recarga en Santiuste se basan en tres proyectos a cargo de las administraciones estatal, autonómica y local:
- Obra financiada por el Ministerio de Agricultura: "Proyecto de recarga del acuífero de la cubeta de Santiuste de San Juan Bautista (Segovia)" 2000-2002

- Obra financiada por la Consejería de Agricultura de la Junta de Castilla y León: "Obras de infraestructura en la zona de concentración parcelaria de la cubeta de Santiuste de San Juan Bautista (Segovia)" 2004-2006
- Obras de financiación local: "Acondicionamiento de infraestructuras en los ayuntamientos de Coca y Villeguillo" 2006-2008.

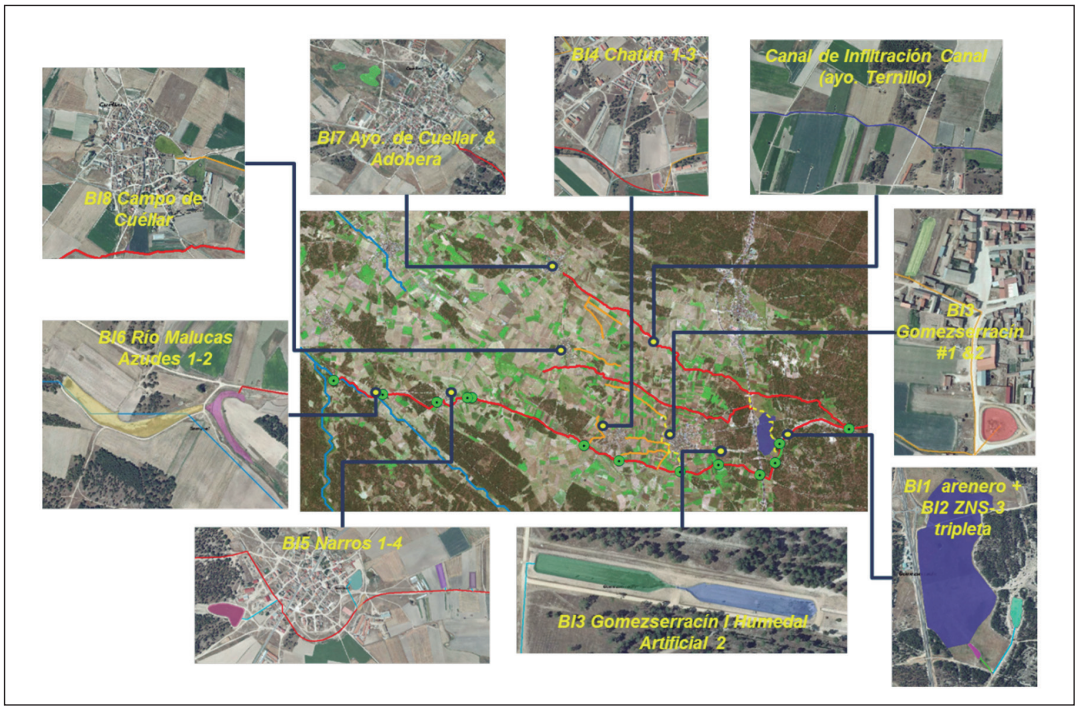
En cada una de las fases se han ido incorporando nuevos dispositivos o modificando los existentes. En 2002 el proyecto inicial solo contaba con el azud para la toma de agua, la tubería desde éste hasta el comienzo del Viejo Canal de infiltración Este. La balsa de infiltración se incorporó en 2004 y un año después se sumaron el canal oeste, los humedales artificiales y la restauración del saladar con agua de recarga. No fue hasta 2006 que comenzó la conexión con la EDAR y la consiguiente función de biofiltro del canal y los humedales. En 2007 se amplió el Canal Oeste hasta alcanzar el sistema la longitud actual de infiltración. Desde entonces, la recarga se ha mantenido operativa a excepción de la campaña 2011-2012 por la falta de recursos hídricos. Esta constante evolución ha multiplicado tanto la capacidad neta de recarga como las funciones múltiples que cumple el sistema en la actualidad.

22.3.1.2. Instalaciones MAR en la comarca del Carracillo

El agua procede en esta zona del río Cega desde una presa conocida como Salto de Abajo, entre los términos de Aguilafuente y Lastras de Cuéllar, discurre enterrada 19,264 m con un diámetro que oscila entre los 900 y 1,200 mm, para emerger en varios dispositivos diseminados por el acuífero (arenero junto a la Laguna del Señor, balsas ubicadas en las inmediaciones de Gomezserracín, a unos 200 m frente al frontón y Narros de Cuéllar, ver Figura 22.20) Desde las válvulas de cabecera parte un intrincado sistema de canales con escasas balsas intercaladas y pozos de gran diámetro, que durante la gestión de la recarga artificial alcanzan la cota del nivel del agua en los canales más cercanos.

La longitud total, contabilizando los canales modernos y las acequias preexistentes, alcanza los 40,744 m lineales. A pesar de ser una comarca de gran extensión (unos 150 km^2), las principales zonas de recarga se encuentran agrupadas en un sector del acuífero de características bastante especiales.

Figura 22.20. Distribución sobre ortofoto de dispositivos MAR en la comarca del Carracillo a partir del primer punto de recarga. No se muestran la presa ni el tramo de tubería previo desde la presa hasta el comienzo de la recarga.



El diagrama de la Figura 22.21 muestra la dispersión de los distintos dispositivos de recarga a lo largo de la tubería de conducción que comenzando en la presa del Santo de Abajo recorre por el sur la comarca hasta desembocar en dos azudes que vierten al río Malucas.

Presa del Salto de Abajo

Esta presa es un dispositivo preexistente del que se toma el caudal para la recarga. A través de un dispositivo de decantación el agua se lleva hasta la tubería de distribución. Dos válvulas regulan el control general de la recarga.

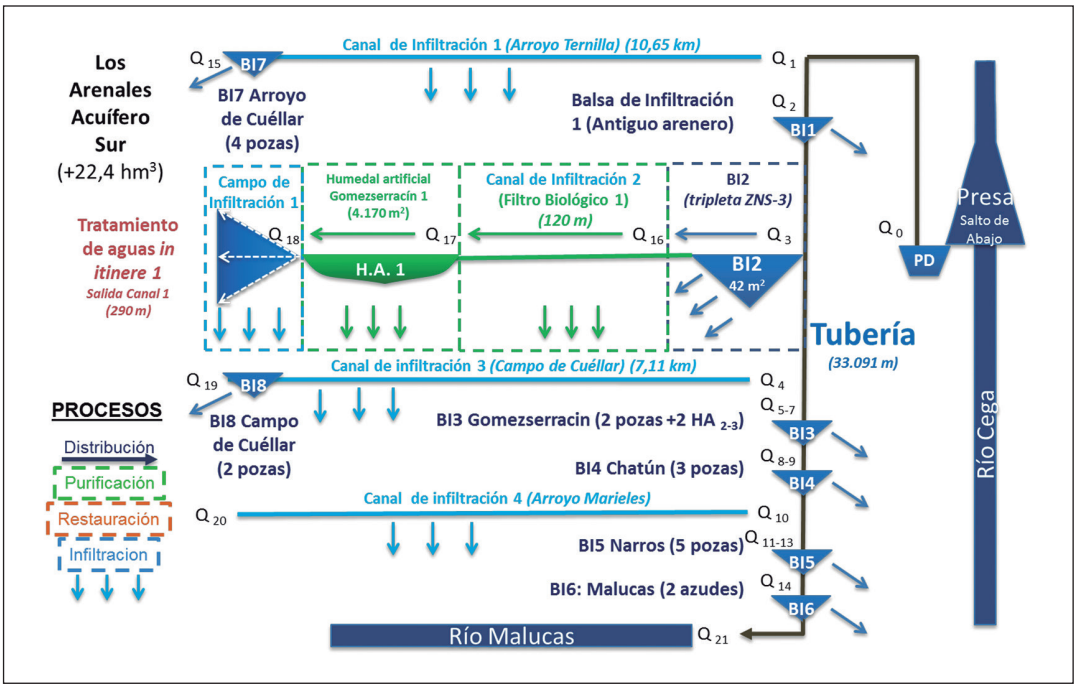
Tubería de conducción

Cubre 33.091 metros conectando la el río Cega con el Malucas. Pese a su longitud, no es hasta casi la mitad, alrededor del kilómetro 15, que la tubería comienza a desaguar en la primera válvula conectada con el arroyo Ternilla para cumplir su objetivo de recarga.

Balsas de infiltración

Cada núcleo de población cuenta con una válvula de salida de la tubería principal que se conecta con un sistema de balsas de infiltración que permiten la recarga. Estas balsas a su vez se conectan en muchos casos con acequias y canales de tierra que extienden más aún la dispersión de los puntos de recarga sobre el acuífero.

Figura 22.21. Esquema de los dispositivos de recarga de la Comarca del Carracillo.



Como ejemplo, una de estas balsas (BI 1) ocupa un antigua explotación de arenas para construcción, con lo que se demuestra la capacidad de la recarga para reciclar antiguas instalaciones para usos ajenos a ella y su integración como elementos hidráulicos y de interés ambiental.

Humedales artificiales

Complementariamente a estas balsas de infiltración se han construido dos grandes humedales artificiales en el término municipal de Gomezserracín con fines ambientales y de esparcimiento. Se han realizado plantaciones forestales e instalado mobiliario urbano para su uso recreativo, constituyendo un foco de interés local.

Canales de infiltración

Hay tres canales principales de infiltración (entre 7 y 10 km de longitud) que, aprovechando los arroyos intermitentes, sirven como sistema de distribución y al mismo tiempo de recarga. El cuarto, de tamaño muy inferioral resto, se integra en la tripleta que se describe más adelante.

Tripleta de Carracillo

Como punto de experimentación en la cabecera del sistema se cuenta con una válvula puesta a disposición por la Comunidad de Regantes al equipo investigador de I+D de TRAGSA. Desde ella parte una poza en hormigón que sirve como decantador y una pequeña balsa infiltradora con taludes en escollera de 42 m^2. Tras atravesar por debajo de un pequeño camino, el agua circula por 120 metros de un canal de tierra con vegetación espontánea que actúa como filtro verde y desemboca en un humedal artificial de 4.170 m^2 de extensión formado por dos pozas en proceso de naturalización. En el extremo de éste se halla un aliviadero que convierte la parcela anexa usada como prado de diente para ganado en un campo de infiltración. Este dispositivo se ha usado como un pequeño laboratorio al aire libre y una representación a pequeña escala de distintos dispositivos de recarga conectados en línea.

22.3.1.3. Dispositivos de recarga en el área de Alcazarén

La última de las zonas de recarga instaladas sobre el acuífero de Los Arenales es la de Alcazarén. Consiste fundamentalmente en una toma del río Pirón a través de un dispositivo RBF que transporta por tubería un caudal de recarga hasta unos canales de infiltración sobre una zona regable (Figura 22.22). Adicionalmente se cuenta con una fuente de aguas procedente de un vertido de una depuradora (SAT).

El diagrama de la Figura 22.23 muestra los diferentes tipos de dispositivo que se han instalado en la zona. Como novedad se encuentra respecto a los otros dos precedentes sistemas MAR la disponibilidad de un caudal procedente de la escorrentía de pluviales del pueblo de Pedrajas donde se encuentra localizada la depuradora con lo que son tres las fuentes de agua disponibles para recarga. Las válvulas son manejadas por los responsables de la Comunidad de Regantes de forma que aprovechen al máximo los dispositivos y los caudales a su cargo en cada momento.

Figura 22.22. Distribución sobre ortofoto de dispositivos MAR en Alcazarén.

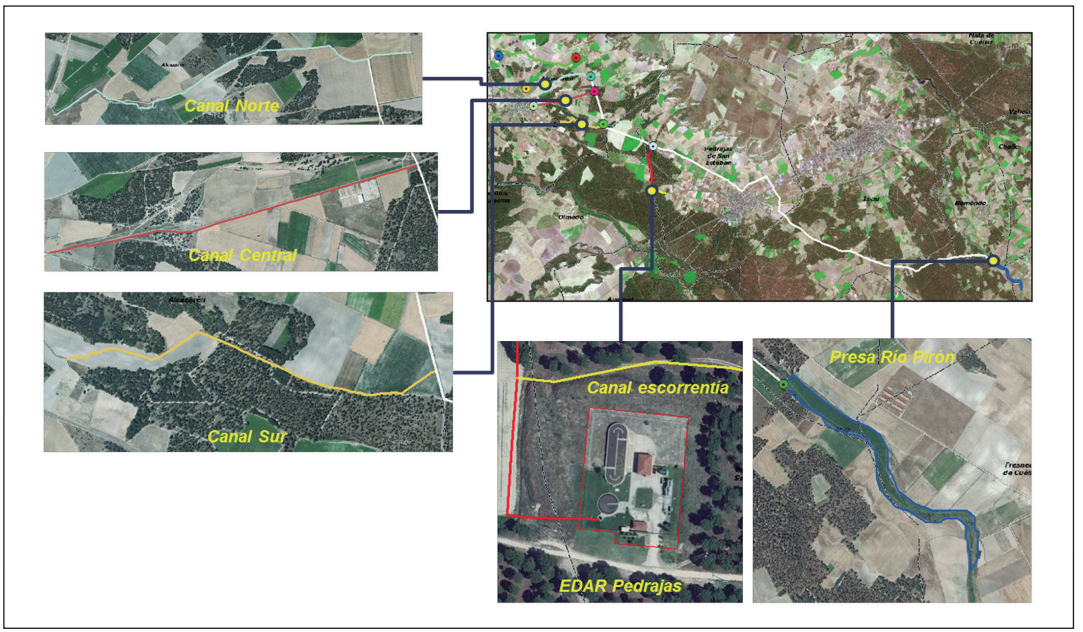
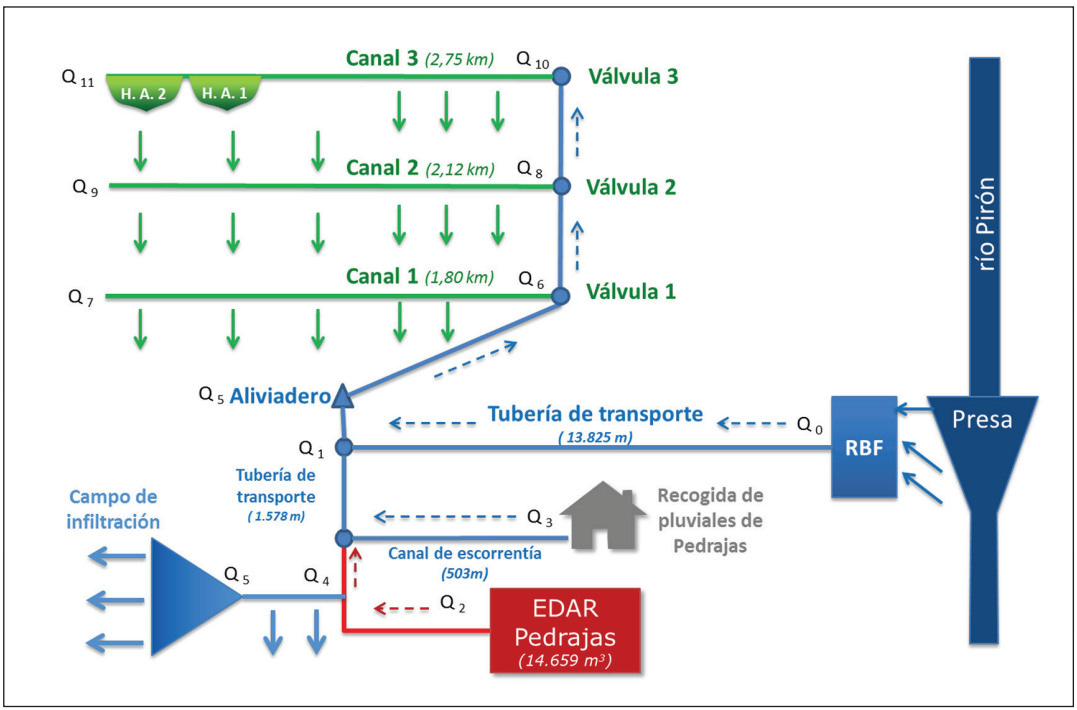


Figura 22.23. Esquema general de Alcazarén con sus principales dispositivos.



Tubería de transporte

La tubería conduce el agua desde la presa sobre el río Pirón mediante un sistema RBF hasta la zona donde la recarga se efectúa, sorteando fallas tectónicas que evitarían la infiltración dentro del acuífero en explotación.

Canal de escorrentía pluvial de Pedrajas

Un canal recoge las aguas pluviales de la población de Pedrajas y las conecta tras una serie de dispositivos de sedimentación en la arqueta de salida donde se puede acceder al vertido de la EDAR. Allí los caudales se mezclan para continuar por gravedad durante más de 1.5 km para juntarse con

la tubería con las aguas procedentes del río Pirón. Pese a ser una fuente ocasional, se incrementa el volumen con un recurso adicional con aguas de mediana calidad pero que tampoco requieren tratamiento de residuales.

Depuradora de Pedrajas

La depuradora de Pedrajas es una estación con secundario que aporta un importante caudal continuo a la recraga debido a las restricciones de uso del volumen fluvial por razones administrativas. La calidad del efluente es buena pero se han realizado ensayos de mejorade la calidda del agua para investigar el uso de métodos de bajo coste para incrementar la eficiencia de la recarga.

Campo de infiltración

Conectado a la arqueta de salida de la EDAR, existe una tubería que sirve de aliviadero en caso de exceso de salida el cual se conecta mediante un canal de tierra a un campo de infiltración.

Canales de infiltración

Un sistema de tres canales de infiltración controlados por sus respectivas válvulas que discurren por aproximadamente 6.7 kilómetros de antiguos canales de tierra de riego y arroyos temporales conforman el principal sistema de infiltración. El volumen total del acuífero alcanza los 42 hm^3, pero la mitad de él se sitúa entre la depuradora de Pedrajas y el terreno al Nordeste del pueblo de Alcazarén.

Humedales artificiales

Parte del caudal de la recarga se ha aprovechado para restauración ambiental de dos humedales degradados en la zona. Estos ocupan el tramo final del canal septentrional y funcionan simultáneamente como balsas de infiltración.

Las obras de recarga en Alcazarén han entrado en funcionamiento en 2013. El volumen de recarga disponible por autorización del río Pirón puede acanzar 1 hm^3, una cuarta parte del volumen anual extraído en 2011. Sin embargo, en la actualidad el volumen aportado por la EDAR ha oscilado entre un 72 y un 100 % del total.

22.4. Discusión

Este apartado se ha desglosado en cuatro subapartados principales relativos, el primero, a las dificultades o complicaciones encontradas en la implementación de estos dispositivos, el segundo está relacionado con los aspectos económicos afectados con las obras de recarga desde una perspectiva histórica y enfocada a futuro; un tercer punto relativo a las "soluciones tecnológicas" o SMARTS aplicados en estas áreas, algunas emanadas de su propia historia; y un último epígrafe relativo a ejemplos de actividades de difusión para el desarrollo rural.

Previamente y abundando en la perspectiva histórica, cabe reseñar las complicaciones mayores encontradas en los primeros estadios de implementación de estos dispositivos de recarga gestionada.

22.4.1. Complicaciones mayores encontradas en los primeros estadios de implementación de los dispositivos de recarga gestionada

22.4.1.1. Cubeta de Santiuste

En el caso de la cubeta de Santiuste no ha habido problemas insalvables; la mayoría han estado relacionados con conflictos de intereses entre los agricultores. Entre estos cabe destacar los surgidos durante el proceso de concentración parcelaria, inmediatamente posterior al inicio de la actividad, y otros relacionados con el descuelgue de agua desde el acuífero superficial hacia el profundo a través del espacio anular de sondeos profundos que intercomunican ambos niveles. Un tercer acontecimiento digno de mención fue la derivación para recarga durante el año hidrológico 2005/06 de 12,5 hm^3 del río Voltoya, caudal por encima del otorgado en el régimen concesional que se tradujo en una importante sanción a la comunidad de regantes por parte de la confederación hidrográfica del Duero, cantidad que sobrepasó los 30,000 € y trajo consigo un procedimiento administrativo relativamente largo.

Es frecuente además la presión de grupos ecologistas y pescadores que abogan por un mayor caudal ecológico en el río Voltoya, con una clara defensa de sus legítimos intereses pero sin valorar el impacto socio-económico global positivo generado.

Por último, y aunque sea testimonial, cabe destacar el problema del vandalismo, con rotura de las infraestructuras en 2011, con un coste económico de reemplazo que supuso un vacío en la toma de datos, especialmente de caudal, de casi un semestre.

No ha habido problemas técnicos dignos de mención salvo los habituales en los primeros estadios de funcionamiento de los dispositivos, tales como pequeñas inundaciones de cultivos y la consecuente necesidad de habilitar dos aliviaderos para episodios en que concurren fuertes precipitaciones con épocas de intensa recarga.

22.4.1.2. Comarca del Carracillo

La comarca del Carracillo comparte con el caso anterior algunas de las complicaciones encontradas habituales para la recarga, en general en forma de conflictos de intereses, que fueron resueltos internamente al tener la comunidad de regantes una historia y un funcionamiento previo al inicio de las actividades.

Los problemas con externos han adquirido una magnitud de mayor gravedad, hasta el punto de haber llegado a los tribunales. El efecto de la recarga aguas abajo del río de toma causa una afección a una distancia tal que no fue contemplada en el estudio de impacto ambiental previo a la actuación, por lo que la primera denuncia sorprendió a todos los técnicos involucrados. Esta fue interpuesta por los propietarios de unas minicentrales hidroeléctricas que aprovechaban el caudal circulante por el río Cega hasta varios kilómetros aguas debajo de la fuente de toma. A modo de ejemplo y como elemento a tener en cuenta en la implementación de actividades paralelas, se considera conveniente describir el proceso cronológicamente, que ha constado de las siguientes etapas:

El Decreto-Ley 9/1998, del 28 de agosto cita la "Recarga del acuífero del Carracillo. Obras de toma, conducción principal, infiltración y adecuación de las zonas regables" como una obra de *"Interés general para la nación",* consecuentemente el estudio de impacto ambiental que marca la ley es una evaluación simplificada.

El 20 diciembre 1999, la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) aprobó la concesión C. 21.844-SG de agua del río Cega, por cincuenta años, con un caudal máximo de 1,370 l/s, hasta un volumen máximo anual de 14.2 hm^3, salvaguardando un caudal ecológico circulante por el río de

6,898 l/s. La derivación solo podía ser realizada entre los meses de enero y abril de cada año en que se cumplieran los requisitos hidrológicos establecidos.

El 22 de febrero de 2007 la Comunidad de Regantes del Carracillo (CCRR) solicitó modificar las características de la concesión, pretendiendo ampliar el período de derivación del agua en dos meses más, noviembre y diciembre de cada año, así como reducir el caudal aguas abajo del lugar de la toma, proponiendo 1,960 l/s en lugar de los 6,898 l/s vigentes, controlando ellos mismos el sistema de medición bajo supervisión de las autoridades.

En julio de 2008, el Servicio Territorial de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León emitió una declaración de impacto ambiental sobre las afecciones potenciales de tal modificación, apostillando que "*Aguas abajo existe una concesión con un caudal ecológico de aproximadamente 4,000 l/s, y otra de 1,700 l/s, que la actuación propuesta* (caudal circulante de 1,960 l/s) *no permitiría cumplir"*.

El 24 de noviembre de 2009, el Ministerio de Medio Ambiente, por resolución, autorizó la modificación de la recarga del acuífero con un caudal máximo instantáneo de 1,370 l/s entre el 1 de diciembre y el 30 de abril y un caudal mínimo circulante por el río Cega de 1,960 l/s, primando la demanda de los agricultores y el desarrollo económico de la Comarca. Esta resolución fue anulada en 2013 por el tribunal especial de jurisdicción estatal conocido como "Audiencia Nacional" que estimó el recurso contencioso-administrativo interpuesto por Cega Energías SL (Fuentepelayo) que tiene concesiones de agua del río Cega de 2,000 l/s para la central hidroeléctrica "Garrido" y de 4,000 l/s para "La Ibienza", cuya utilización quedaba garantizada con la concesión de 1,999 de 6,898 l/s en el río Cega.

En 2015 la Comunidad de Regantes ha presentado a las administraciones públicas una nueva propuesta que solicita ampliar la concesión un mes más reduciendo ligeramente el caudal ecológico en el río, en esta ocasión el procedimiento cuenta con el correspondiente estudio de impacto ambiental y es sometido a un período de información pública y alegaciones (procedimiento convencional).

A esta tipología de impacto que no es sino un conflicto de intereses, hay que añadir un nuevo agravante, que es la presencia puntual de concentraciones excesivas de arsénico en las aguas subterráneas. Su origen se atribuye a la meteorización de materiales geológicos del terciario con

arsenopirita en forma de placer. Así mismo ha habido alegaciones que asocian su presencia al uso de fertilizantes, pesticidas y aditivos utilizados en los piensos de los ganados. Algunos grupos ecologistas han mencionado además la generación de arsénico en combinación con los oxihidróxidos de hierro.

Este hecho ha sido utilizado por las partes, en general sin seriedad ni rigor científico, pero ha sido esgrimido en defensa de sus correspondientes intereses ante la elevada alarma social que genera.

La solución, a pesar de las pretensiones de ser consensuada y amigable, seguramente será decidida en los tribunales de justicia, quienes contarán con informes imparciales de peritos para establecer el caudal ecológico final del río Cega y los mecanismos de compensación de las dos minicentrales hidroeléctricas afectadas.

22.4.1.3. Área de Alcazarén

Se trata del dispositivo con mayor diversidad de la fuente de origen, y todas ellas han tenido contratiempos durante la etapa de implementación y etapa inicial.

Con respecto a la depuradora, principal fuente de origen del agua de recarga y única garante de una disponibilidad 24-7, ha tenido contratiempos técnicos supeditados a la propia dinámica de la depuradora y sus operaciones de mejora del secundario previo al secundario avanzado.

La toma de agua del río Pirón, conducida mediante tubería tuvo un impedimento importante: durante al año 2011 el expediente estuvo paralizado esperando resolución judicial por la toma de agua de río de la provincia de Segovia para ser dirigida a Valladolid, lo que tuvo detractores que paralizaron temporalmente la actividad. De este modo hubo un pequeño volumen derivado en 2011 (0,01 hm^3, un 24 % del volumen usado en recarga en ese año) que fue suspendido en 2012 y todavía espera una resolución definitiva, dado que las aguas son transferidas dentro de la misma comunidad Autónoma y cuenca hidrográfica, aunque sean distintas provincias.

La toma de agua de la escorrentía de la superficie "improductiva" del casco urbano de Pedrajas ha tenido puntuales problemas de calidad de las aguas, al tratarse de un canal con una utilización esporádica. Entretanto se acumulan procesos contaminantes y al sobrevenir precipitaciones son movilizados, sin ningún tipo de tratamiento intermedio hasta alcanzar el punto

"conexión" donde se unen las tres fuentes de origen (Ver punto Q1 en plano topológico de la Figura 22.23).

22.4.2. *Estudio económico y análisis coste-beneficio de la recarga artificial en las zonas de estudio*

Uno de los aspectos escasamente contemplados en la mayor parte de la literatura hidrogeológica sobre recarga artificial consultada por los autores es el estudio económico y los análisis coste-beneficio de los mismos. A este respecto se ha recabado un amplio volumen de información, en ocasiones con grandes dificultades al ser considerada "sensible". El tratamiento de los datos ha permitido alcanzar los siguientes resultados.

El coste inicial de las infraestructuras, incluyendo estudios previos, ascendió a 3,948.079 € para el caso de la cubeta de Santiuste; a 5,273,999 € para la Comarca del Carracillo (MARSOL 2015a) y a 2,200,000 € para el caso de Alcazarén (DINA-MAR, 2010).

Con respecto a la población beneficiada con la obra de recarga, se han hecho sendos estudios económicos sobre la repercusión de esta actividad en el largo plazo en la población rural (MARSOL 2015a y 2016), en especial para la comarca del Carracillo. A este respecto cabe reseñar los siguientes resultados:

El índice de explotación para la totalidad de la masa de agua Los Arenales se sitúa en 1.3, con una distribución irregular.

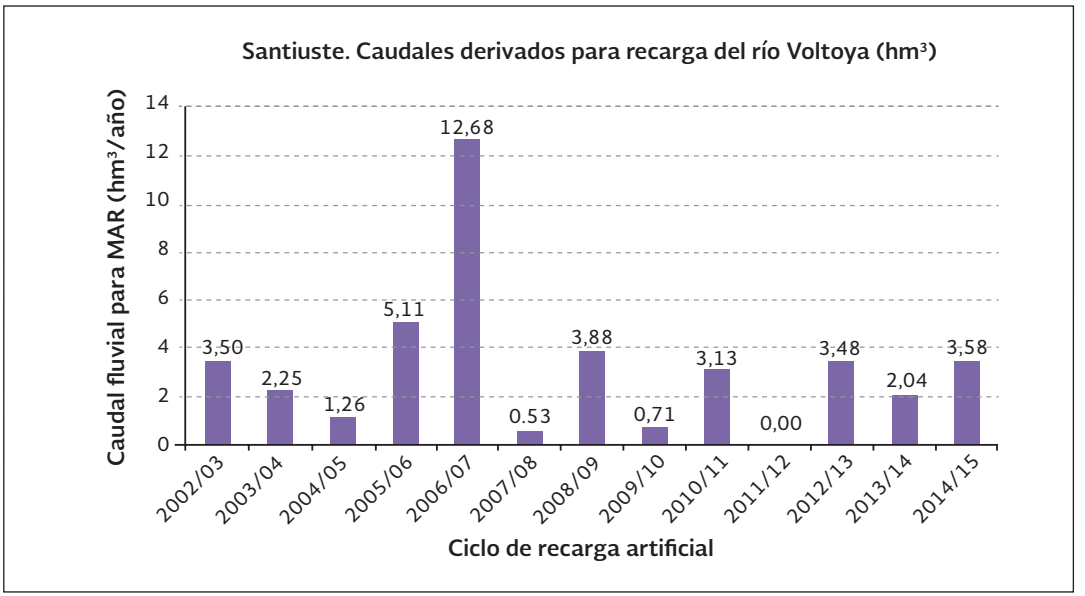
El seguimiento de los niveles freáticos del acuífero entre el período 1972 y 2012, calculado mediante el método Water Table Fluctuation o WTF (Fernández-Escalante 2005; modificado de Healy y Cook, 2002) presenta un ascenso residual máximo de 24 m, con respecto a los 30 que condujeron a la situación de sobreexplotación, con una distribución irregular. Este descenso es negativo y superior al metro para el caso de las tres plantas de recarga, donde el nivel del agua ha sido prácticamente recuperado a la situación preoperacional, e.g. 1.2 m para la Cubeta de Santiuste. Este hecho se traduce en el consecuente beneficio para las zonas regables ubicadas sobre estos sectores del acuífero.

22.4.2.1. Cubeta de Santiuste

Para el caso de la cubeta de Santiuste, donde predominan los cultivos de trigo, patata, vid, remolacha azucarera y cultivos de huerta, la superficie de regadío ha aumentado en 275 ha (de 515 a 790) en 13 años, con 440 comuneros adscritos a la comunidad de regantes de cuatro municipios diferentes. Desde el inicio de la actividad hasta 2015 se han recargado 33.98 hm^3, lo que equivale a 65.59 m^3/ha en 13 años. Traducido a términos económicos, el coste unitario es de 1,289.8 €/ha, o bien 0.116 €/m^3 tras 13 años de actividad, como indicador de amortización (incluidos los costes de limpieza y mantenimiento valorados en 10,000 €/año como promedio) (en MARSOL 2016b). Es preciso recordar que los proyectos de obra contemplaban una vida media de las infraestructuras de, al menos, 35 años.

En consecuencia, conforme a cálculos de los autores el 27,84% del volumen de agua empleada para riego en la cubeta de Santiuste ha procedido de operaciones de recarga gestionada.

Figura 22.24. Volúmenes derivados para MAR en la cubeta de Santiuste (2002-2015).

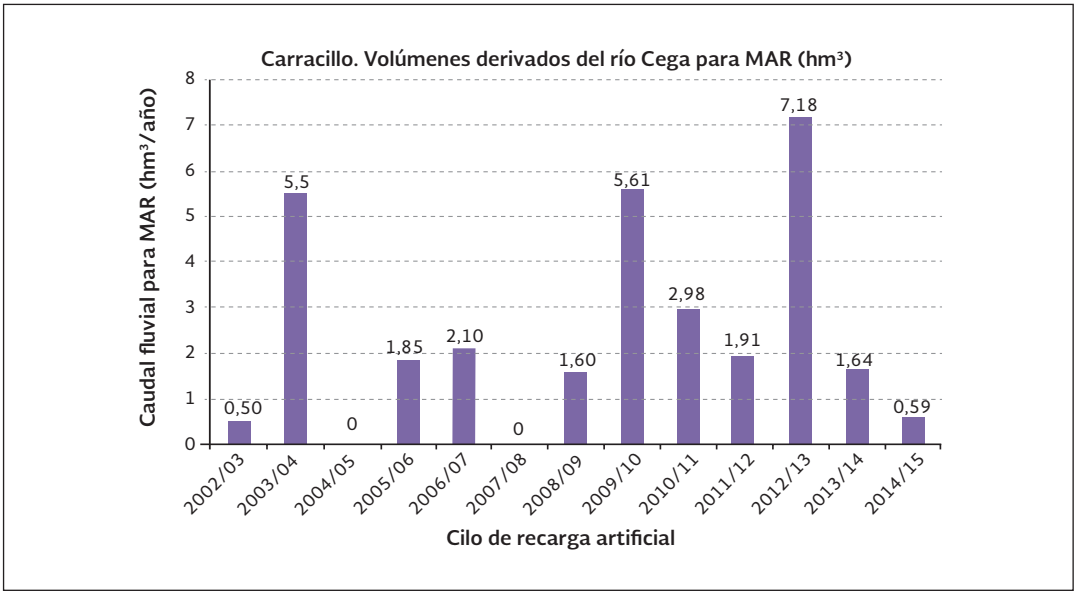


El ahorro energético medio del coste total invertido por los agricultores para la extracción de agua subterránea como consecuencia del ascenso del nivel freático, valorado en 1,47 m, ha sido estimado en un 30.4 % con respecto al coste previo.

22.4.2.2. Comarca del Carracillo

La comarca del Carracillo cuenta con 3,500 ha regadas de un total de 7,586 ha en 11 municipios y 713 comuneros organizados en la comunidad de regantes del Carracillo. La superficie de regadío ha aumentado en 500 ha desde que empezaron las acciones de recarga gestionada en 2003. Los principales cultivos son cereales, patata, cultivo industrial, vegetales y planta madre de fresón, produciendo el 80 % de la producción agraria de Segovia y el 30 % del total de Castilla y León, cifrada en 45 M€. Gracias a la recarga gestionada, el rendimiento por hectárea se ha duplicado en la mayoría de los casos, incluso triplicado para el caso del melón, contrarrestando así el descenso generalizado de los productos agrícolas como consecuencia de la crisis económica (MARSOL 2016a).

Figura 22.25. Volúmenes derivados para MAR en El Carracillo (2002-2015).



La principal actividad industrial de horticultura de transformación (lavado, empaquetado, exportación) con 700 empleos directos y 3,000 indirectos. El volumen total recargado de manera inducida ha sido de 31.47 hm^3 en 13 años, lo que equivale a 24.18 m^3/ha para este período. De este modo, el 23.8 % del volumen de agua empleada para riego ha procedido de operaciones de recarga artificial. En términos monetarios, el coste unitario es de 684.93 €/ha o bien 0.167 €/m^3 para 13 años de amortización (MARSOL 2016b).

El área tiene además una media de 2.38 trabajadores/km^2 en el sector agrario frente a la media de 0,67 en la región, con un crecimiento poblacional del 6 % desde el año 2000 que, en ocasiones puntuales, ha alcanzado el 28 % (en MARSOL 2016b).

El coste de la extracción de aguas subterráneas ha sido abaratada gracias a la recarga gestionada, con un ascenso del nivel freático medio de 2.30 m para el sector (de 6.30 a 4.00 m), lo que se ha traducido en un ahorro energético del 36 % con respecto a la situación previa.

22.4.2.3. Área de Alcazarén

El área de Alcazarén cuenta con un dispositivo de recarga artificial plenamente operativo desde 2012, tras haber solucionado problemas jurídicos descritos en el apartado precedente. Cuenta con 190 agricultores de cinco municipios distintos asociados de manera informal, quienes riegan 400 ha dentro de la poligonal envolvente de la zona de estudio (estando prevista la ampliación a 520 ha si se resuelve positivamente la toma de agua del río Pirón). La extracción total de aguas subterráneas del acuífero ha sido estimada en 60,000 m^3. El volumen medio de recarga artificial es de 0.15 hm^3/año, lo que representa un total de 0.6 hm^3 (MARSOL, 2015b PD 5-1), lo que equivale a 1,500 m^3/ha en tres años. Traducido a términos económicos, el coste unitario es de 5,500 €/ha (cifra provisional), o bien 3.66 €/m^3 tras 3-4 años de actividad (período de amortización muy incipiente).

Conforme a cálculos de los autores, el 25.99 % del volumen de agua empleada para riego ha procedido de operaciones de recarga artificial.

Figura 22.26. Volúmenes derivados para MAR en el área de Alcazarén (2011-2015).

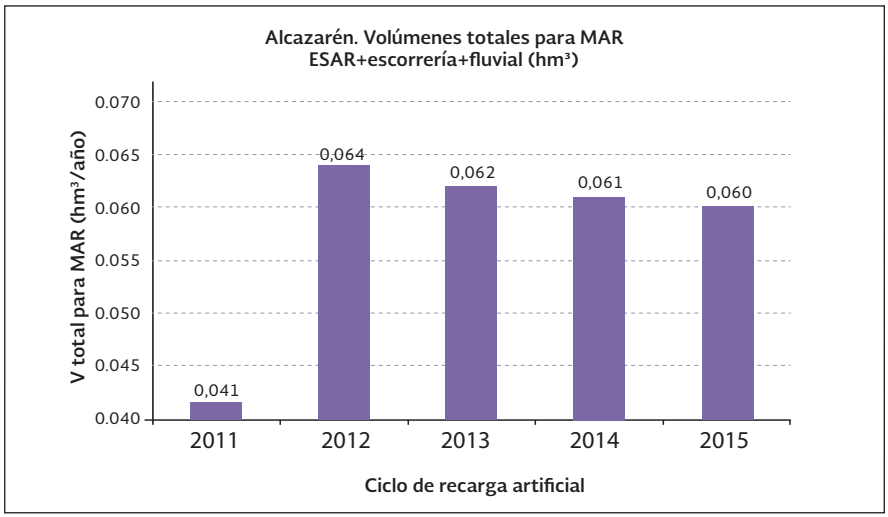


Tabla 22.7. **Parámetros económicos y relacionados con el análisis coste-beneficio para las tres áreas de recarga gestionada más importantes dentro del acuífero de Los Arenales. Nota: En el caso de Alcazarén la zona de intervención no es coincidente con el término municipal.**

Parámetro	Santiuste	Carracillo	Alcazarén
Coste inicial de la infraestructura (€)	3,948.,79	5,273,999	2,200,000
Hectáreas en regadío	790	3,500	400-520
Hectáreas en regadío previo inicio MAR	515	3,000	400n/a
Hectáreas arables	3,061	7.586	1.593
Nº de comuneros	440	713	190
Volumen total recargado desde inicio (hm^3) hasta 2015	33.98	31.47	0.287
Años operatividad hasta 2015	14	13	4-5
Ratio recarga/superficie (m^3/ha) total	65.59	24.18	0.18
Extracción media anual de aguas subterráneas (hm^3/año)	0.21	8	0,06
Aportación para regadío mediante la técnica MAR (m^3/ha)	852.6	314.3	1,500
Porcentaje del volumen regado procedente de la técnica MAR (%)	27.84	23.8	25.99
Ascenso del nivel freático medio gracias a la recarga gestionada (m)	1.47	2.3	0.75
Ahorro energético gracias a la técnica MAR [(kW h (%)]	30.4	36	18
Costes de operación y mantenimiento (€/m^3)	0.05	0.08	n/a

22.4.3. Soluciones tecnológicas para la mejora de la eficiencia de la técnica MAR en Los Arenales

Desde el inicio de la actividad en Los Arenales ha habido una buena comunicación entre los técnicos y las asociaciones de agricultores, dado que la gestión diaria la llevan en la Junta directiva de las comunidades de regantes, con asesoramiento por parte de los técnicos involucrados en la recarga, en especial del Grupo Tragsa y de la Junta de Castilla y León.

En este contexto y con objeto de alcanzar la máxima efectividad en las plantas de recarga, se han probado y mejorado de manera permanente distintas soluciones tecnológicas, a veces mediante "ensayo y error", otras veces con un sustrato científico sólido.

Buena parte de las mejoras alcanzadas constituyen criterios aplicables en escenarios paralelos, y oscilan entre las simples recomendaciones prácticas y avanzados parámetros de gestión. Dado que las "Soluciones tecnológicas" constituyen un tema amplio, complejo y muy práctico, se ha propuesto elaborar un capítulo específico sobre las mismas, extraídas de experiencias a nivel internacional. Por tanto, en este apartado, se anuncian y explican las emanadas en este acuífero concreto y para las condiciones ambientales del mismo.

Las soluciones propuestas se han agrupado en dos grupos básicos: criterios constructivos para futuras plantas de MAR y recomendaciones prácticas. Estos a su vez se han subdividido conforme a diseños y materiales, aspectos operativos prácticos, criterios medioambientalistas, incluyendo la legislación aplicables y criterios de gestión y mantenimiento.

En todo caso es conveniente mencionar la importancia de los usuarios finales en la gestión de los dispositivos adelantando una primera conclusión: cualquier planta de recarga artificial debe involucrar a la población local a niveles de primera línea: varios ensayos realizados por técnicos a kilómetros de distancia han sido ejemplos de estruendosos fracasos.

22.4.3.1. Cubeta de Santiuste

Las soluciones tecnológicas alcanzadas se han apoyado en una serie de redes de control que monitorean distintos parámetros, tales como la red de control de niveles del agua (RCP) que consta

de 54 puntos; la red de muestreo y estudio de evolución de la colmatación (33 puntos); red de control de la evolución de la calidad del agua a lo largo de los canales de recarga (15 puntos); estaciones de aforo (15 puntos) y estaciones para controlar la tasa de infiltración y la variación de la colmatación gaseosa (tres estaciones).

Criterios técnicos

Algunos criterios técnicos relacionados con objetivos y usos potenciales ya estaban recogidos en el proyecto de obra, entre los que cabe destacar:

El acuífero es utilizado como un depósito-almacén para las aguas subterráneas, y al mismo tiempo una tubería de distribución, con un sector de recarga principal en el extremo sur que a través del sentido natural de las aguas subterráneas, estos recursos adicionales son también explotados en el sector norte de la cubeta tras un tiempo de tránsito, evitando así el tendido de tuberías de conducción.

En zonas de permeabilidad menor los pozos son utilizados como depósitos, incrementando la complejidad del sistema de gestión. De manera puntual se utilizan depósitos superficiales, inicialmente construidos para minimizar la concentración de manganeso en las aguas servidas.

Dentro de los esquemas de "asociacionismo como fortaleza" se han perforado pozos y sondeos de explotación del acuífero en los sectores más productivos para el uso colectivo de los regantes. Esto ha sido posible una vez constituida su estructura organizativa (comunidad de regantes) que sirve para la defensa de los intereses colectivos y, al mismo tiempo, mediar y solucionar internamente conflictos de intereses.

Presencia de aliviaderos a lo largo del canal de recarga artificial, diseñados para devolver al río de toma un porcentaje del caudal derivado en caso de sobrevenir episodios de intensas precipitaciones y otros motivos de inundación potencial.

Diseño y construcción del embalse de derivación en el río Voltoya específicamente construido para MAR con filtros intercalados para el pretratamiento del agua en un lateral con facilidad para su limpieza y/o reemplazo.

Uso de las orillas del río de toma para sistemas RBF o River Bank Filtration. La filtración del agua del río a través de sus aluviones reduce varios parámetros, especialmente la cantidad de sólidos en suspensión y la turbidez, dotando al agua de mejores características para su percolación directa. En esta zona de estudio se ha construido un pozo de drenes radiales tipo Ranney en el propio aluvial del río Eresma, maximizando el volumen filtrado del agua de recarga a través de la formación geológica superficial.

Las estructuras RBF son empleadas además como etapa inicial para el tratamiento del agua del aluvial del río Eresma para el abastecimiento de núcleos urbanos, cuya calidad exigida es superior a la requerida para riego.

Uso del agua de recarga para la regeneración hídrica de humedales artificiales degradados. A este respecto hay un buen ejemplo de la restauración ambiental de un lago alcalino *("salt lake")* a través de una derivación del canal de recarga oeste. Este tipo de medidas son válidas para cualquier elemento de interés medioambiental (fuentes secas, manantiales que dejaron de brotar, etc.).

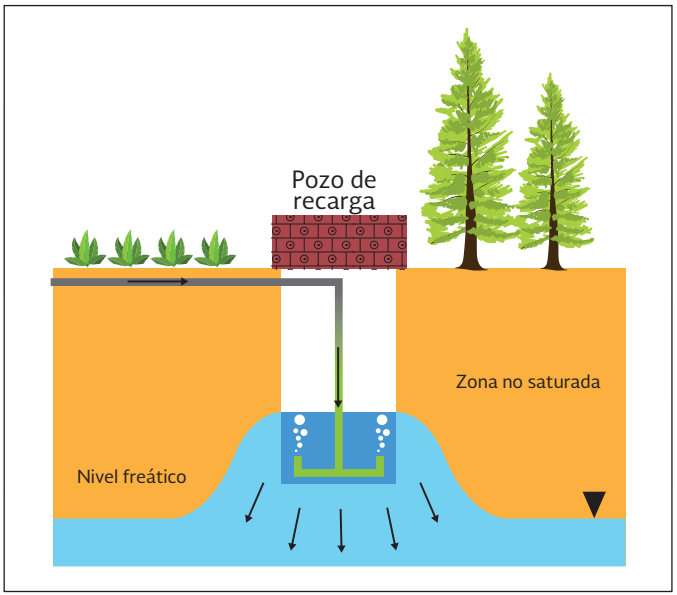
Rampas de acceso de maquinaria al fondo de las balsas de infiltración, especialmente las que se encuentran valladas alrededor, para operaciones de limpieza y mantenimiento.

Soluciones tecnológicas de obra menor:

Otras soluciones tecnológicas que requieren una pequeña obra y que están adquiriendo gran aceptación son

Conectar pozos para la recarga con el canal de recarga artificial mediante tubería cerrada, evitando la toma de finos, la aireación y recargando del fondo hacia arriba para evitar colmatación gaseosa. Se trata de una estructura de bajo coste para pozos tanto en uso como abandonados de gran efectividad (Figura 22.27).

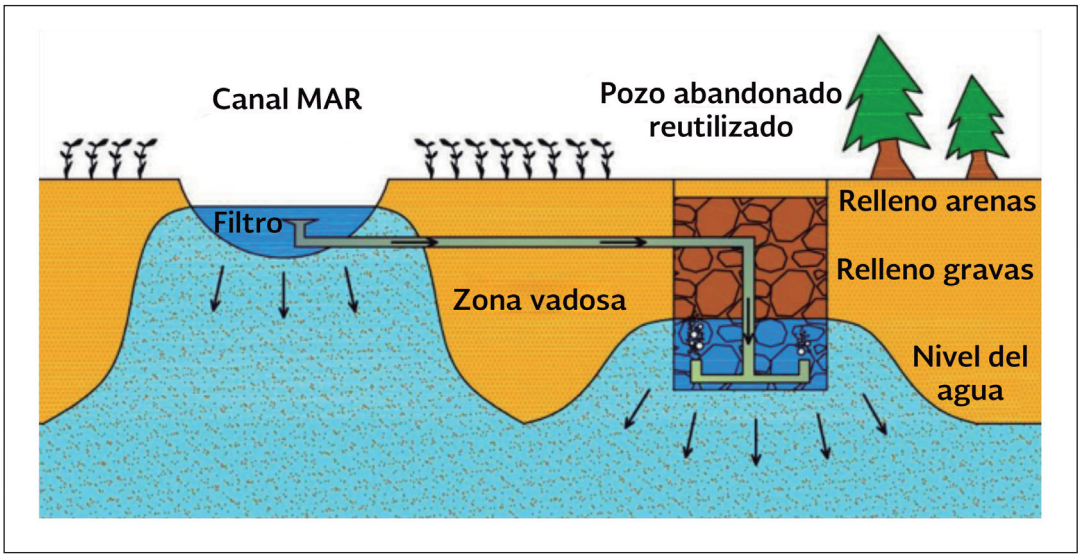
Figura 22.27. Pozo de infiltración diseñado para minimizar la colmatación gaseosa. El vertido se lleva a cabo por un circuito cerrado de PVC terminado en una cruz con alcachofas en la parte superior (bottom-up).



Los nuevos pozos deben tener unas características específicas tales como contar con un sistema de decantación, minimizar la entrada de partículas traídas por el viento a su interior, tener el brocal perforado para el paso de tubería de extracción y recarga, etc.

Utilización de pozos secos, en general de gran diámetro, que han quedado abandonados por el descenso del nivel freático y que tienen posibilidad de comunicación con las conducciones del circuito de recarga artificial. Esta opción ha traído consigo un eslogan de creciente aceptación: "no cierres un pozo, reutilízalo" (Figura 22.28).

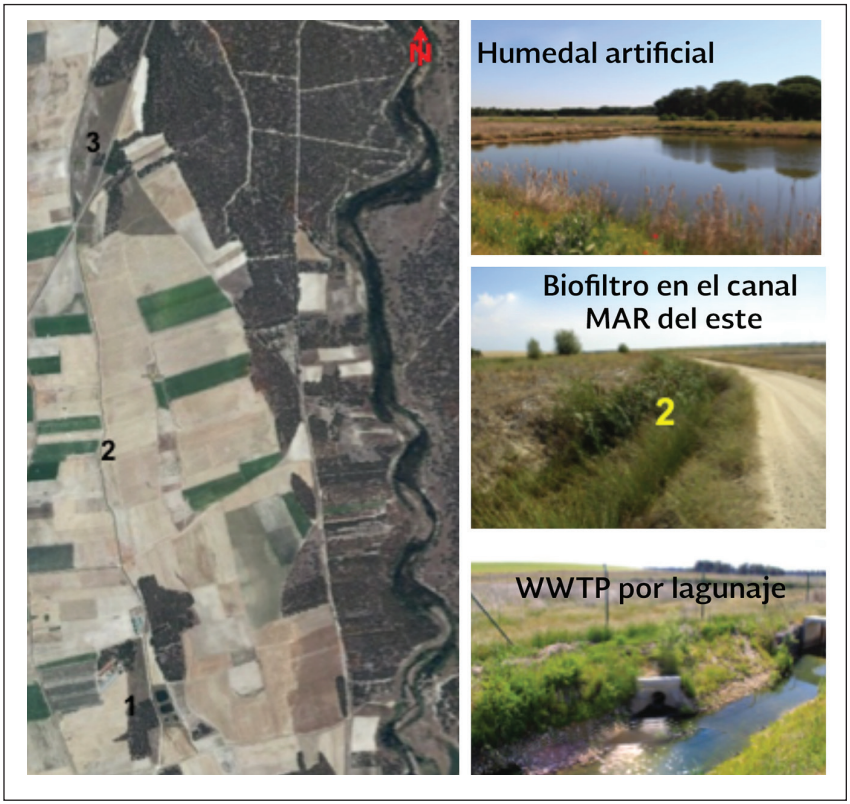
Figura 22.28. Reutilización de un pozo abandonado tomando agua del canal de recarga y practicando una recarga bottom-up sobre el relleno (macizo de grava). Se trata de una recarga invisible ajustada al eslogan: "do not close a well, reuse it".



Se ha diseñado en Arenales un dispositivo que permite la mejora de la calidad de las aguas al mismo tiempo que se lleva a cabo la infiltración en los canales, las *tripletas*. Este nombre ha sido empleado para la combinación de tres elementos en los canales de recarga, que son el punto de conexión con aguas de peor calidad, en general procedentes de una depuradora, el uso de vegetación en el propio canal como un biofiltro para el consumo directo de nutrientes por parte de la vegetación y finalmente la intercalación en el circuito de humedales artificiales para culminar el proceso depurativo. El sistema reduce además el oxígeno disuelto en el agua de recarga, minimizando así el riesgo de condiciones de hiperoxidación en el acuífero. Una vez tratada, el agua retorna al canal de recarga principal (Figura 22.29).

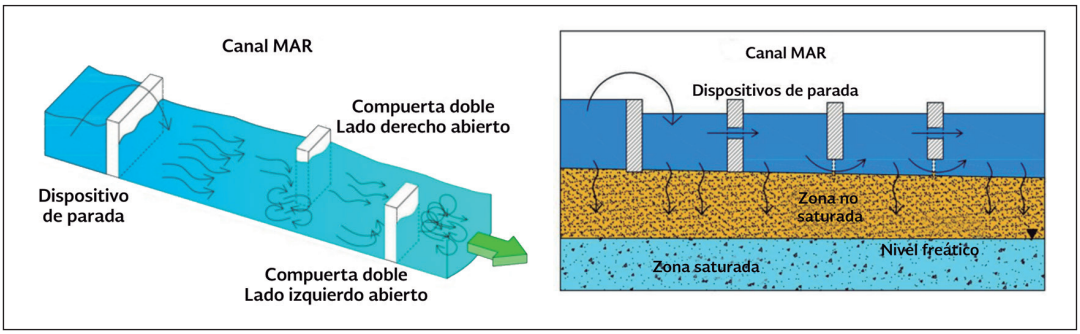
Este tipo de estructura se encuentra en permanente mejora mediante técnicas para reducir la biomasa en las conducciones seleccionando especies vegetales específicas y mediante diseños en el propio canal.

Figura 22.29. Esquema para la tripleta de la cubeta de Santiuste, combinación de tres elementos seriados (conexión del canal para MAR y efluentes de depuradora, biofiltro y humedal artificial) que mejora la calidad de las aguas de recarga "in itinere" y reducen el oxígeno disuelto mientras llevan a cabo una recarga efectiva.



Control manual de los dispositivos de parada. A lo largo del canal hay intercaladas pequeñas represas de hormigón, cuya gestión experta permite evitar la aireación de las aguas por batido y efecto "cascading", que se produzca estratificación térmica y en general variaciones cualitativas del agua en el seno del propio canal que reduzcan su homogeneidad. Para ello se ha diseñado un sistema de elevación de estas compuertas con apertura a distintas alturas que además obliga al agua a serpentear lateralmente dándola homogeneidad a medida que discurre por el canal de recarga (Figura 22.30).

Figura 22.30. Combinación de estructuras de parada para evitar la estratificación térmica y/o hidroquímica, homogeneizando el agua de recarga y minimizando la disolución de aire de la atmósfera.



Labrado de caballones en el fondo de las balsas de infiltración. El espaciado entre los surcos con 80 cm de distancia está dando los mejores resultados en cuanto a tasas de infiltración se refiere (Fernández-Escalante & García 2009).

Soluciones tecnológicas de gestión:

Existe una serie de soluciones tecnológicas que se basan no en estructuras sino en parámetros de gestión:

Control manual de la válvula de entrada en la presa de recarga. De este modo cuando el agua del río tiene un grado de turbidez elevado se cierra la derivación durante días para minimizar así una segura colmatación física. Igualmente se minimiza el riesgo de inundación en caso de lluvias intensas. Durante ciclos de helada también son cerradas las válvulas de entrada para evitar la precipitación de lentes de calcita a medida que el agua se va infiltrando y aumenta su temperatura. Estos casos constituyen buenos ejemplos de la importancia de involucrar a agentes locales en el "día a día" de los dispositivos MAR, siempre y cuando sea respetada la legislación vigente relacionada y se tramiten los permisos de acceso y operación oportunos. Este tipo de gestión por parte de técnicos, en general, carece de la agilidad necesaria.

La gestión manual de la válvula de entrada trae consigo condiciones de máxima eficiencia, por ejemplo el caudal circulante tiene una relación directa con la tasa de infiltración porcentual. Los

mayores porcentajes de agua infiltrada en este sector se ha comprobado que se producen con caudales entre 180 y 200 l/s. igualmente el espesor de la lámina de agua con tases de infiltración más altas ocurre entre 140 y 150 cm (Fernández-Escalante & García, 2009). Estos parámetros requieren la presencia de personal en campo de manera permanente durante el ciclo de recarga, siendo los propios agricultores los más indicados una vez han adquirido la formación necesaria y mantienen comunicación permanente con los técnicos implicados.

Figura 22.31. Control manual de las válvulas de entrada llevado a cabo por personal cualificado de la comunidad de regantes bajo asesoramiento técnico. Actuación de gran efectividad para minimizar impactos adversos.



Ahorro en el coste energético del bombeo como consecuencia del ascenso del nivel del agua. Según los datos proporcionados por la CR de Santiuste, para un bombeo medio para riego de 9,950 m^3/pozo, con una tarifa eléctrica de 0.106986 €/kW h; el ahorro anual en consumo directo de energía por pozo se estima en 27.1 kW h/m, lo que equivale a 2.90 €/m. Es decir, por cada metro de nivel freático ganado, se ahorran 27.1 kW h (2.90 € a la tarifa dada). Esta situación es extrapolable para las otras dos zonas afectadas por las plantas manejo de recarga de acuíferos.

22.4.3.2. Comarca del Carracillo

La mayor parte de las soluciones tecnológicas aplicadas en la zona precedente son aplicables en esta comarca, con ciertas adaptaciones relacionadas con sus características ambientales concretas, entre las que cabe mencionar:

Mayor empleo de depósitos superficiales tipo aljibe relacionados con pozos hipodérmicos en áreas en riego con un espesor de acuífero superficial inferior a 2 metros.

Estructuras de decantación, en general plazoletas, a la entrada de pozos de cierta capacidad y balsas de infiltración. Es frecuente el uso de estructuras escalonadas.

Sistemas de distribución del área de recarga mediante tuberías conectadas en forma de "raspa de pez" generando una red de riego con múltiples accesos e hidrantes para conectar sistemas de riego eficientes, con abundancia de pívots.

Canales de drenaje desde las zonas de riego a áreas de pinar. En caso de que el agua derivada no pueda ser devuelta al río de toma, se han excavado canales de pequeñas dimensiones que desvían los excedentes hacia áreas de uso forestal.

Uso de pozos de gran diámetro y una elevada capacidad de almacenamiento como depósitos y elementos de retorno que pueden ser considerados celdas topológicas en los esquemas de gestión.

Una solución tecnológica adicional ha sido el control del nivel de base del acuífero mediante una pequeña presa. Dado que el agua es drenada por el río Pirón (Figura 22.33) la construcción de una presa que eleva el nivel del río drenante ha provocado el ascenso del nivel del agua en los pozos más cercanos (en torno a la centena). La cuantía es similar a la altura de la presa. El ascenso del nivel del agua trae consigo un ahorro energético importante en el bombeo de estas captaciones para el regadío (ahorros de hasta el 48 %). Se trata de una solución técnica muy avanzada que requiere un detallado conocimiento hidrogeológico del acuífero y su funcionamiento.

Figura 22.32. Sistemas de decantación en el Carracillo en la cabecera del dispositivo junto a la presa de recarga (a, izda.) y en la balsa de Gomezserracín (b, dcha.) con plazoletas de decantación en serie y escalonadas.



Figura 22.33. Solución tecnológica para aumentar el nivel de base del acuífero mediante una presa en el río drenante que provoca el ascenso del nivel del agua en unos 100 pozos cercanos "aguas arriba" en una altura parecida a la de la presa.



La gestión de los elementos móviles (válvula de derivación de la presa de toma, válvulas en las balsas de infiltración, elevación o descenso de los dispositivos de parada intercalados a lo largo de los canales de infiltración, etc.) son igualmente controlados por agentes locales, en general miembros de la comunidad de regantes, de manera asesorada y con total dependencia de la precipitación. En este contexto se ha establecido una "profundidad de alerta" de 1.5 m, es decir, cuando el nivel del agua queda por encima de esta profundidad en algún sector se paraliza la recarga en el entorno, cerrando válvulas, elevando dispositivos de parada o conduciendo el agua hacia las redes de riego (interior de las tuberías).

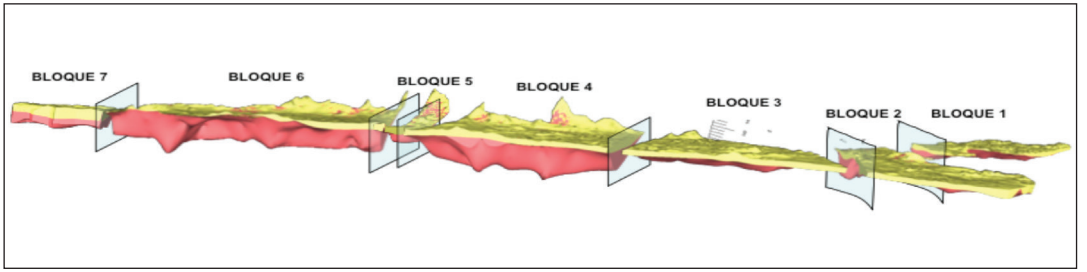
La Junta de usuarios tiene constancia de las concesiones y permisos de explotación otorgados por las autoridades en su área de actuación. Las principales acciones llevadas a cabo han sido: mantener un registro de usuarios actualizado, controlar la variación del volumen del agua almacenada en el acuífero (empleando datos públicos); reducir el descuelgue de agua del acuífero superficial hacia el profundo a través de sondeos penetrativos (mediante simple gestión) y controlando la evolución de la concentración de nitratos en las aguas subterráneas, así como de otros elementos y parámetros hidroquímicos medidos por la Confederación Hidrográfica del Duero.

22.4.3.3. Área de Alcazarén

Este dispositivo tiene numerosos elementos en común con los dos precedentes pero una importante diferencia, que es el origen del agua. Esta procede principalmente de una depuradora, constituyendo una estructura SAT-MAR que diversifica las fuentes de toma con un canal de escorrentía y derivaciones (eventuales) del río Pirón.

Una de las novedades más importantes en el diseño de los canales de recarga fue su trazado. Este fue elaborado "pendiente abajo" y buscando en todo momento que circulara por encima de las fallas principales que afectan al sustrato del acuífero detrítico. Estas fueron deducidas por técnicas geofísicas y constituyen una familia de fallas de orientación semiparalela (Figura 22.34). En este caso el canal de recarga discurre por encima de todas ellas de manera transversal. Así mismo, la red de control del nivel del agua consta de seis piezómetros, cada uno dentro de un "bloque" de los individualizados por causas tectónicas.

Figura 22.34. El medio receptor de Alcazarén tiene un basamento compartimentado por fallas y el canal de recarga se diseñó con un trazado perpendicular a estas para usar cada discontinuidad estructural como una vía de recarga preferencial.



Un modelo replicado del caso previo ha sido la instalación de aliviaderos dirigidos hacia zonas forestales que, eventualmente, funcionan como campos de infiltración. Es este caso los aliviaderos partes de conducciones enterradas, no de canales superficiales (Figura 22.35).

Figura 22.35. En Alcazarén el agua de recarga discurre por un circuito enterrado que vierte en canales (a, izda.) y cuenta con aliviaderos de seguridad que desparraman el agua sobrante en zonas forestales en caso de intensas precipitaciones (b, dcha.).



Otra solución apoyada en premisas de multifuncionalidad ha sido el empleo de antiguos areneros, cavidades de donde se extrajeron arenas para la construcción y quedaron a modo de huecos mineros sin uso alguno. Estas oquedades, con muy ligeras adaptaciones, han sido empleadas como balsas de infiltración, y constituyen el final del dispositivo (Figura 22.36).

Figura 22.36. Antiguos areneros usados como balsa de infiltración al final del circuito MAR de Alcazarén.



A tenor de las soluciones aplicadas y a modo de conclusiones de este apartado, cabe destacar:

- Los Arenales constituyen un importante sector para la recarga artificial en España y en él se ensayan nuevas soluciones tecnológicas desde su concepción y en proceso de mejora permanente.
- La mayor disponibilidad de agua y los ahorros energéticos en su extracción han posibilitado que sea un área rural con escaso desempleo e incluso crecimiento de población.
- La zona presenta una amplia variedad de escalas, desde el agricultor individual a grandes agroindustrias dedicadas al lavado, empaquetado y exportación de cultivos.
- La huella hídrica consecuente es importante, ya que gran parte del agua del acuífero, incluida la de recarga artificial, es exportada al extranjero en forma de frutas y hortalizas.
- Las actividades en el medio receptor para aumentar la efectividad de los dispositivos son una constante, con tendencia a aplicar medidas de bajo coste, incluso si las mejoras son escasas.
- En la actualidad se llevan a cabo estudios para minimizar la colmatación gaseosa, cuya importancia es elevada generando un impacto de escala e intensidad intermedias.
- El pretratamiento del agua de recarga se sigue considerando la solución tecnológica más importante, con mayor dedicación a medidas preventivas que curativas en los parámetros de gestión.

22.4.4. *Acciones de difusión para acercar las soluciones tecnológicas a la población en aras del desarrollo rural*

La buena relación entre los técnicos y los agricultores, con un elevado intercambio de información y una comunicación fluida, está resultando un factor clave en la mejora de la efectividad de estos dispositivos. Por este motivo, la educación y sensibilización de todos los agricultores es clave para conseguir su involucración en el correcto funcionamiento de cada sistema. Hay casos de agricultores que incluso prestan apoyo en el mantenimiento de las instalaciones por convicción y con ilusión.

En este contexto y a lo largo del proyecto se están realizando talleres en áreas rurales sobre soluciones tecnológicas enfocados a agricultores, y empleando medios de comunicación para acercar el conocimiento a los usuarios finales. A este respecto se han celebrado en los dos últimos años dos

talleres específicos sobre recarga y agricultura en zonas rurales, en general en el ayuntamiento de localidades centradas en el acuífero (MAR4FARM y MARenales. Está prevista la celebración de un nuevo taller en noviembre de 2016 (MAR2FARM).

Como ejemplos de medios de comunicación alternativos, cabe destacar la publicación de artículos en revistas dirigidas a agricultores (San Sebastián *et al*. 2015), redactados en un lenguaje coloquial, evitando tecnicismos y acercando el conocimiento de manera sencilla.

Otro sistema de difusión eficiente ha sido la instalación de paneles en el campo, asociados a los dispositivos de recarga, con abundante información sobre las soluciones tecnológicas a aplicar en cada sector. Los posters contienen gran parte de la información transmitida a los usuarios finales en los talleres celebrados. En la Figura 22.36a Figura 22.38 se adjuntan los tres panales metálicos diseñados e instalados a lo largo del proyecto. Estos paneles sirven además para dar explicaciones durante visitas guiadas de institutos, universidades, visitas de técnicos extranjeros especialistas, etc.

La información expuesta está enfocada en forma de binomios problema-solución, con objeto de reducir el impacto sobre las aguas subterráneas en el medio y largo plazos mediante el empleo de soluciones tecnológicas sostenibles *(SMARTS)*. Los paneles han sido redactados en español, dado que están dirigidos a granjeros que, en su mayor parte, no conocen otros idiomas.

El programa detallado de las jornadas puede ser consultado en Internet (www.dina-mar.es) y en el entregable 13-1 del proyecto (2015a).

En consecuencia, sobre todos las demás funciones, la recarga cuenta con el importante incentivo del apoyo y cooperación de la sociedad rural que se beneficia del sistema, tal como lo demuestra la colaboración en la gestión y mantenimiento de los dispositivos y la participación de ayuntamientos y regantes en las labores de recarga. Este caso es un ejemplo excelente de la participación de la población rural en proyectos de I+D+i y su involucración en la difusión del conocimiento entre los usuarios y habitantes del medio rural es ejemplar.

22.4.4.1. Cubeta de Santiuste

Figura 22.37. Póster sobre soluciones técnicas construido en metal y expuesto en la estación MARSOL ZNS-3 (Gomezserracín).



22.4.4.2. Comarca del Carracillo

Figura 22.38. Póster sobre soluciones técnicas construido en metal y expuesto junto a la EDAR de Pedrajas (una de las fuentes de agua de recarga en Alcazarén)



22.4.4.3. Área de Alcazarén

Figura 22.39. Póster sobre soluciones técnicas construido en metal y expuesto en la estación ZNS-3 (Gomezserracín).



22.5. Conclusiones

Como colofón y pese al extenso capítulo expositivo se quieren resaltar una serie de conclusiones respecto a la experiencia atesorada entre los tres sistemas MAR operativos en el acuífero de Los Arenales:

- El conocimiento del acuífero es fundamental a la hora de diseñar las infraestructuras MAR. La tectónica juega un papel fundamental en el comportamiento del acuífero del mismo modo que las limitaciones hidrogeológicas. De hecho, el comportamiento tras la recarga tampoco es fácilmente predecible.
- Las soluciones técnicas deben tener un diseño a la carta para cada localización pues su éxito depende de gran medida de la adaptación a las condiciones locales de usos, ecología o socio-economía y no sólo de condiciones técnicas hidrogeológicas de partida.
- A través del uso de técnicas SAT adecuadas (como el pretratamiento por filtración del agua *"in itinere"*) y de diseños específicos (como el laboreo de fondos, el mantenimiento ajustado) en el medio receptor se puede encontrar el mejor periodo de recarga (en un sistema intermitente) y la tasa de flujo y velocidad para optimizar la recarga.
- El mayor impacto sobre el suelo, la colmatación, puede reducirse adaptando y aplicando los resultados de los distintos proyectos de I+D desarrollados (incluida la colmatación gaseosa). Estos procesos, sin embargo, deben ser tenidos en consideración desde el primer momento del diseño.
- El acuífero de Los Arenales presenta en conjunto abundantes ejemplos de puesta en marcha de distintas técnicas MAR que producen mejoras relacionadas con la agroindustria, el desarrollo rural, la integración ambiental, la colaboración entre usuarios y gestores y la eficiencia hídrica y energética.
- El desarrollo agroindustrial se encuentra directamente vinculado a MAR desde que el acuífero se declaró sobreexplotado en 1995. Se han detectado efectos positivos tanto en el empleo como en el crecimiento económico basado en la recarga. Esto viene ligado a la atenuación de los efectos de despoblamiento rural en la región. Tanto producciones como cosechas se han mejorado con la recarga, manteniendo los precios competitivos. La mejora del agua de riego aumenta la eficiencia, las condiciones ambientales, la disponibilidad temporal del recurso, la garantía de dotación y, en resumen, los resultados socioeconómicos globales. Uno de los incentivos clave ha sido el ahorro energético del bombeo.

La población local tiene una percepción positiva de la recarga al relacionarla con los beneficios obtenidos, especialmente con la garantía de suministro independiente de la climatología anual. La búsqueda de fuentes alternativas (EDAR) es crucial a corto-medio plazo.

Los beneficiarios de las obras son muy diversos, desde el regante individual hasta la gran empresa dedicada a la exportación, lo que acarrea dos notorias consecuencias: por un lado, el gradiente de escala social en la obtención de ventajas de la recarga y por otro la relevancia del asociacionismo para la obtención de mayores beneficios y encarar juntos problemas comunes como la sequía, la competencia con otros usos como el hidroeléctrico. La planificación hidrológica debe contemplar la recarga como una alternativa factible y valiosa.

La actividad agraria incrementa la huella hídrica o el agua virtual exportada en forma de vegetales a otros países pero en cambio, el impacto sobre el acuífero se reduce gracias a la recarga pese a la fuerte presión del bombeo.

La consulta con especialistas es muy importantes, pero también el fortalecimiento de las líneas de comunicación entre técnicos, agricultores y organismos reguladores. La evolución de las zonas y sus dispositivos y sus emergentes objetivos complementarios (ambiental, recreativo) muestra la continua interrelación entre la experiencia investigadora y el uso cotidiano.

Agradecimientos

Gran parte de las actividades presentadas han sido desarrolladas en el marco de los proyectos DINA-MAR, financiado por SEPI, Grupo Tragsa, y por miembros del equipo del Grupo Tragsa del proyecto europeo MARSOL (Demostrating Managed Aquifer Recharge as a solution to water scarcity and drought) (WP5), con el apoyo de la European Commission, convocatoria Water Inno-demo (FP 7) con Grant Agreement: GA 619120. El capítulo refleja el punto de vista de los autores y la Comisión europea no tiene responsabilidad sobre las opiniones publicadas en el mismo.

Agradecimientos especiales a María Villanueva, Rodrigo Calero, Francisco García, Antonio Puelles y Francisco Quintanilla (Tragsa) por sus ideas y contribuciones para la elaboración de este capítulo.

Referencias

Adelantado de Segovia. 2003. *Cañete abre en Segovia el Plan regional de Regadíos*. Noticia de prensa de la edición impresa de 12 de marzo de 2003.

CHD (2014). Propuesta de proyecto de revisión del plan hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero (2015-2021).

DINA-MAR. 2010. *Gestión de la recarga artificial de acuíferos en el marco del desarrollo sostenible*. Noviembre 2010. ISBN 978-84-614-5123-4, 496 pg.

Fernández Escalante, E. 2005. *Recarga artificial de acuíferos en cuencas fluviales. Aspectos cualitativos y medioambientales. Criterios técnicos derivados de la experiencia en la Cubeta de Santiuste, Segovia*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. ISBN 13: 978-84-669-2800-7.

Fernández Escalante, E. 2014. *2002-2012, una década de recarga gestionada. Acuífero de la Cubeta de Santiuste (Castilla y León)*. Libro editado por Tragsa. Abril 2014. ISBN 84-616-8910-0. 298 pg.

Fernández Escalante, E. & García Merino, A. 2009. Estudio sobre la evolución de la zona no saturada en las inmediaciones de dispositivos de tipo superficial de gestión de la recarga de acuíferos. *Las estaciones DINA-MAR ZNS*. Estudios de la zona no saturada del suelo. Vol IX, ZNS´09. Barcelona, p. 271-280. ISBN: 978-84-96736-83-2.

Galán López, R., Fdez. Escalante, E. & Mtez. Rubio, J. 2001. *Contribuciones al estudio hidrogeológico para la recarga artificial del acuífero de la Cubeta de Santiuste. (Segovia)*. VII Simposio de Hidrogeología, AEH, Murcia.

Healy, R. & Cook, P. 2002. "Using groundwater levels to estimate recharge." Hydrogeology Journal Vol 10, nº 1. Feb 2002. AIH-Springer.

IGME. (1992). Evolución piezométrica de los acuíferos en la Cuenca del Duero. Análisis del periodo 1982-1991. Segundo Informe.

IRYDA. 1990. *Proyecto de Asistencia Técnica para el Estudio Hidrogeológico de la Cubeta de Santiuste (Segovia)*. Documento técnico no publicado. IRYDA-ITGE

Junta de Castilla y León-Tragsatec. (2011). Estudio hidrogeológico para la recarga artificial del acuífero pliocuaternario en los términos municipales de Alcazarén, Pedrajas de San Esteban, Íscar, Olmedo y Villaverde de Íscar. Documento no publicado disponible para consulta en la biblioteca de la JCyL.

MAPA. 1999. *Estudio hidrogeológico complementario para la recarga artificial en la Cubeta de Santiuste (Segovia)*. Informe técnico no publicado. Secretaría Gral. de Desarrollo Rural-Tragsatec. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

MAPA-Grupo TRAGSA. 2005. *Asistencia técnica para el seguimiento y modelización de la recarga artificial en la cubeta de Santiuste de San Juan Bautista (Segovia)*. Dirección General de Desarrollo Rural- TRAGSATEC (Unpublished work). Madrid, Spain 2005.

MARSOL 2015a: Fernández Escalante, E.; Calero Gil, R.; González Herrarte, F.B.; San Sebastián Sauto, J.; del Pozo Campos, E. & Carvalho, T. 2015. *MAR Technical Solutions Review and Bata Base*. MARSOL project deliverable 13-1; 01.06.2015, at www.marsol.eu.

MARSOL 2015b: Fernández Escalante, E.; Calero Gil, R.; González Herrarte, B.; San Sebastián Sauto, J. & del Pozo Campos, E. 2015. *Los Arenales demonstration site characterization. Report on the Los Arenales pilot site improvements*. MARSOL Project deliverable 5-1, 2015-03-31 (restricted publication). MARSOL-EC.

MARSOL 2016a: Fernández Escalante, E.; Calero Gil, R.; Villanueva Lago, M.; San Sebastian Sauto, J.; Martínez Tejero, O. y Valiente Blázquez, J.A. 2016. (Tragsatec). *Appropriate MAR methodology and tested know-how for the general rural development*. MARSOL Deliverable 5-3. En http://www.marsol.eu/35-0-Results.html

MARSOL 2016b: Fernández Escalante, E.; Villanueva Lago, M. & San Sebastian Sauto, J. 2016. *Contribution to financial and economic analysis of MAR solutions Arenales demo-site (Spain)*. MARSOL Venice Workshop, 06/06/2016.

MOPTMA. 1994. *Informe sobre la posibilidad de recarga artificial en la cubeta de Santiuste (Segovia)*. Informe técnico no publicado. Servicio Geológico de Obras Públicas, SGOP.

San Sebastián, J., Fdez Escalante, E. y González Herrarte F. B. 2015. *La demanda gestionada en Santiuste: 13 años de usos y servicios múltiples para la comunidad rural*. Tierras Riego 2015, nº 234: 78-85.

Accesos a páginas Web. Último acceso en Septiembre de 2016

MAR4FARM training workshop: http://www.dina-mar.es/post/2014/11/17/MAR4FARM-PRESENTACIONES-PRESENTATIONS-AVAILABLE-FREELY-ON-THE-INTERNET.aspx

MARenales movie: DINA-MAR: http://www.dina-mar.es/videos/MARenales-Film_v7.6.mp4. Youtube: https://youtu.be/Dw22rcEQdiw

MARenales training workshop: http://www.dina-mar.es/post/2015/03/16/PONENCIAS-e2809cMARenalese2809d-CELEBRADO-EL-e2809cTRAINING-WORKSHOPe2809d-DEL-

PROYECTO-MARSOL-EN-EL-ACUIFERO-DE-LOS-ARENALES-MARenales-PRESENTATIONS.aspx
www.dina-mar.es
www.marsol.eu





SECCIÓN 4

BUENAS PRÁCTICAS



23

SOLUCIONES TECNOLÓGICAS PARA UNA MAYOR EFICIENCIA EN DISPOSITIVOS MAR

E. Fernández-Escalante [1] y J. San Sebastián [2]*

[1] Tragsa I+D+i; efernan6@tragsa.es

[2] Tragsatec; jsss@tragsa.es

* Email de Correspondencia: efernan6@tragsa.es

Resumen

Este capítulo ha sido redactado con pretensiones de constituir una guía metodológica relacionada con la operatividad de diferentes plantas de recarga artificial cuya eficiencia pueda ser mejorada, es decir, todas.

Para ello se han recopilado experiencias a dos niveles:

A nivel europeo, a partir de los distintos dispositivos existentes que constituyen los ocho lugares demostrativos del proyecto europeo Managed Aquifer Recharge Solutions (MARSOL). Especial atención requiere el caso del acuífero Los Arenales, donde están trabajando los autores desde 1999, que ha sido presentado con anterioridad y ha sido generador de gran parte del conocimiento expuesto. A nivel internacional, a partir de proyectos conocidos y de referencias bibliográficas suficientemente contrastadas.

Con todo ello se proponen una serie de hasta 73 recomendaciones relacionadas con parámetros de diseño y obra, incluyendo materiales; parámetros de gestión con influencia en la cantidad y calidad del agua, directrices para programas de mantenimiento y limpieza de las instalaciones MAR y recomendaciones para la toma de decisiones y mecanismos de colaboración público-privada.

El resultado intenta constituir un corolario práctico y aplicado de SMARTS (Sustainable Managed Aquifer Recharge Technical Solutions), que sea accesible para todo lector interesado en operaciones de recarga gestionada (recarga artificial) sea cual sea su nivel y formación y la localización del dispositivo.

Palabras clave: recarga artificial, managed aquifer recharge, MAR, MARSOL, soluciones tecnológicas, operatividad, diseño, DSS, SMARTS

23.1. Introducción

Este capítulo pretende recopilar gran parte de las recomendaciones prácticas relacionadas con la experiencia, especialmente en relación al diseño y la operatividad, de cada uno de los ocho lugares demostrativos ("demo-sites") del proyecto de I+D+i MARSOL.

Al ser un apartado eminentemente práctico, su estructura difiere considerablemente de la aplicada en los capítulos precedentes.

Se han recopilado/diseñado hasta 73 soluciones tecnológicas procedentes de los ocho lugares demostrativos de Europa e Israel, ampliadas con otras referenciadas en distintos lugares del mundo. Cada una de ellas puede ser considerada un caso exitoso basado en la experiencia de años de bagaje. Todas ellas se encuentran apoyadas, además, en un sólido sustrato científico, motivo por el que han sido designadas SMARTS ("Sustainable Managed Aquifer Recharge Technical Solutions").

Es importante destacar, desde el principio, que el término "soluciones técnicas" no está relacionado con la técnica MAR como si fuera la solución a un problema por resolver, sino más bien como el conjunto de actividades que tienen por objetivo aumentar la eficacia de una actuación MAR, siendo la solución para muchas disfunciones en la gestión del agua.

Gran parte de la información aquí presentada se encuentra en la tesis del primer autor (http://eprints.ucm.es/7154/) y en los entregables del proyecto MARSOL 13-1 y 13-3 (redactados en inglés y disponibles en www.marsol.eu), con personal del Grupo Tragsa como autores principales. En ambos se expone una enorme cantidad de referencias bibliográficas que han permitido la redacción de este capítulo. Se remite al lector interesado a estas publicaciones en aras de evitar reiteraciones, si bien la mayor parte de su contenido es presentado a continuación de manera resumida, incluyendo además resultados posteriores a las mencionadas publicaciones.

23.2. Metodología

Uno de los principales problemas que se han presentado en la puesta en marcha de la tecnología MAR es cómo conseguir una capacidad de infiltración eficaz y rápida en el caso de disponer de agua suficiente para recarga artificial en el sistema. El problema tiene un carácter técnico: ¿Cómo aumentar la velocidad de infiltración de agua en el acuífero? Una posible solución a tal cuestión es la adopción de Técnicas de Tratamiento de Suelo y Acuífero (SAT, Krul & Liefrinck 1946) y otras técnicas complementarias.

En este contexto, la adopción de soluciones tecnológicas específicas en diferentes experiencias MAR en todo el mundo se realiza con el fin de:

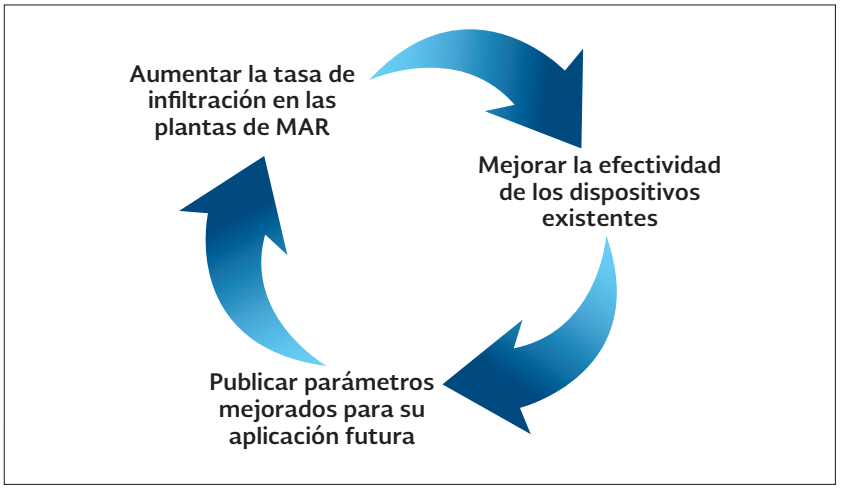
- Aumentar la tasa de infiltración en las áreas operativas MAR.
- Mejorar la eficacia de las instalaciones ya existentes.
- Incorporar criterios de diseño para ser aplicados en futuros dispositivos MAR.

Los distintos grupos de acciones pueden ser clasificados en tres clases diferentes, ya sea si son criterios específicos de diseño que se aplicarán en las obras de la construcción, si están relacionados con el funcionamiento de las instalaciones, en general, o con la adaptación de su organización a las condiciones ambientales, o si están relacionados con la gestión, incluidos los reglamentos, normas y sistemas de apoyo a la toma de decisiones (Figura 23.41). En resumen estos tres grandes grupos son:

- Diseño y construcción
- Operación
- Gestión

Las soluciones tecnológicas expuestas han sido alcanzadas en diferentes contextos, tanto sobre diversas litologías del medio receptor como con profundidades del nivel freático variables. Cada solución aportada viene contextualizada y, en general, acompañada de su referencia correspondiente y con un grado de detalle suficiente para el fin pretendido.

Figura 23.1. Ideograma que representa el ciclo previsto para la aplicación de soluciones tecnológicas en plantas MAR, con un incremento progresivo e imparable de mejora del estado del conocimiento y de la operatividad práctica de los dispositivos.



23.2.1. *Inventario de dispositivos en los lugares demostrativos del proyecto MARSOL*

Gran parte de las soluciones tecnológicas aportadas tienen como punto de partida el inventario de dispositivos MAR existente en 2010 a nivel internacional (publicados en DINA-MAR 2010) y actualizado 5 años más tarde (en MARSOL 2015). Este inventario ha sido confrontado con los ocho lugares demostrativos del proyecto, marcando qué tipo de dispositivos hay en cada uno de ellos

(Figura 23.42). Los lugares de demostración, con su número y nombre correspondiente, son los siguientes:

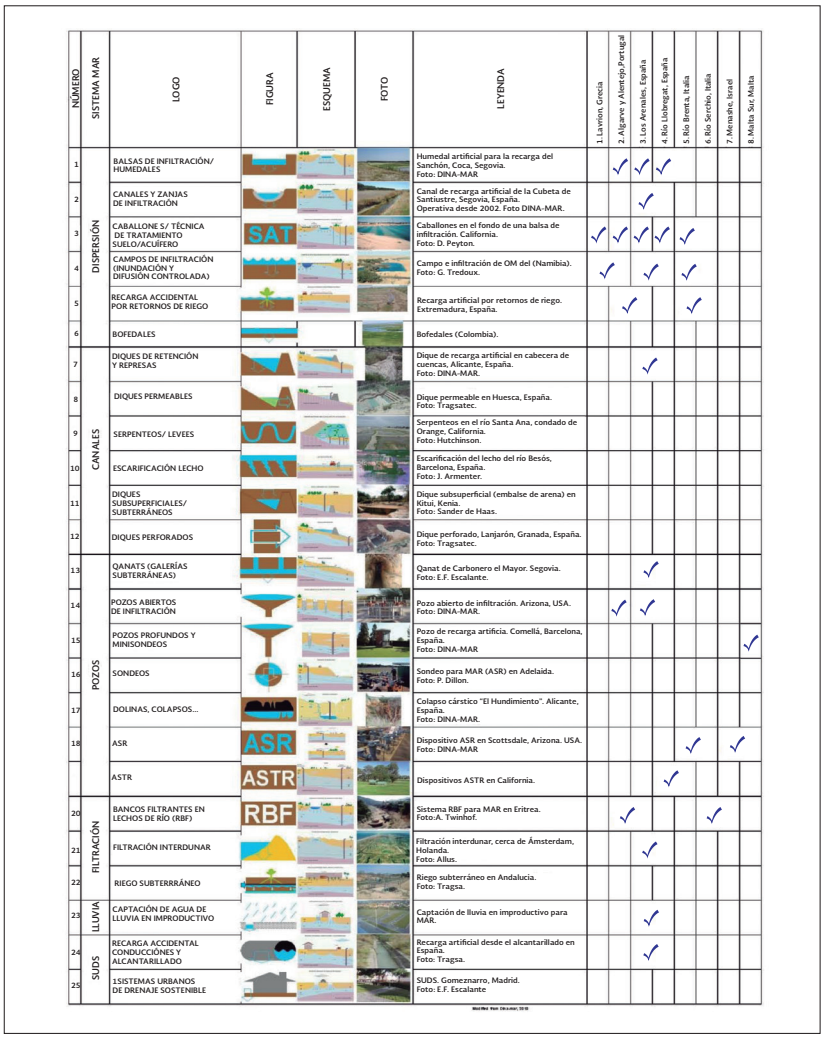
- Lavrion (Grecia)
- Algarve y Alentejo (Portugal)
- Los Arenales (España)
- Llobregat (España)
- Brenta (Italia)
- Serchio (Italia)
- Menashe (Israel)
- Malta Sur (Malta)

Figura 23.2. Lugares demostrativos del proyecto europeo MARSOL, donde han sido probadas la mayor parte de las soluciones tecnológicas presentadas a lo largo de este capítulo. Tomado de Lobo *et al*. 2014.



La relación entre estas tipologías y las soluciones tecnológicas propuestas en biunívoca. En la Figura 23.43 se muestran las distintas tecnologías agrupadas junto a esquemas, fotos y los lugares de demostración de MARSOL donde se encuentran ubicados.

Figura 23.3. Inventario de dispositivos MAR agrupados por tipologías y presencia en los distintos lugares demostrativos del proyecto europeo MARSOL (modificado de Fernández & San Sebastián 2012).



23.2.2. *Problemas y soluciones presentes en los lugares de demostración del proyecto MARSOL*

Los problemas y disfunciones que afectan a algunas instalaciones específicas estudiadas en los lugares de demostración MARSOL de acuerdo con los principales impactos que afectan a cada acuífero del área, se muestran en la Tabla 23.1. La identificación de los binomios problema-solución técnica ha estado basada en:

- Criterios de ingeniería
- Evaluación de riesgos
- Impacto ambiental

Tabla 23.1. **Principales disfunciones e impactos que afectan a los distintos lugares demostrativos y que se pretenden solucionar o minimizar mediante la aplicación de la técnica MAR.**

PROBLEMAS	PRINCIPALES IMPACTOS EN EL ÁREA DEL ACUÍFERO	1-LAVRION	2-ALGARVE	3-LOS ARENALES	4-LLOBREGAT	5-BRENTA	6-SERCHIO	7-MENASHE	8-MALTA S
Escasez (Sobreexplotación)	Problemas relativos a la cantidad debido al sobreconsumo	X	X	X		X	X		X
Escasez (Cambio climático)	Sequía, tendencia alcista de las temperaturas, ciclos de precipitación más cortos	X				X	X	X	
Salinidad (Intrusión marina)	Asociado a acuíferos costeros	X							X
Metales pesados (Minería, otras industrias…)	Metales procedentes de agroquímicos y otras fuentes urbanas e industriales: Pb, Fe, Al, Cr, Cd, Hg….	X							
Contaminación agrícola (Principalmente N)	Contaminantes difusos de origen agrícola: N, P K…	X	X	X					
Contaminación orgánica (agroquímicos y antibióticos)	Contaminantes tóxicos como pesticidas y antimicrobianos	X	X	X					
Vertido de aguas residuales	Efluentes tratados de manera insuficiente			X					
Desecación de humedales	Deterioro por descenso del nivel freático, escasez de escorrentía…			X		X			
Inundaciones	Inundaciones causadas por el cambio climático o fuertes precipitaciones								
Otros	Serán especificados conforme avance el proyecto								

Algunas de las soluciones propuestas podrían agruparse en las siguientes categorías (Figura 23.44):

- Escasez (sobreexplotación)
- Escasez (cambio climático)
- Salinidad (intrusión marina)
- Metales pesados (minería, industria)
- Contaminación agrícola (principalmente N)
- Contaminación orgánica (agroquímicos y antibióticos)
- Vertido de aguas residuales
- Desecación de humedales
- Inundaciones
- Otros

Figura 23.4. Distintas categorías que agrupan la totalidad de las soluciones tecnológicas (SMARTS) diseñadas y descritas a lo largo del capítulo.



Otra clasificación que podría hacerse de cada lugar de demostración MARSOL para la mejora de las actuaciones MAR existentes se basa en el origen del agua, teniendo en cuenta hasta 11 fuentes diferentes (Tabla 23.2).

Tabla 23.2. **Origen/es del agua para recarga artificial en cada lugar de demostración diferenciando 11 fuentes de toma diferentes.**

ORIGEN DEL AGUA		1-LAVRION	2-ALGARVE	3-LOS ARENALES	4-LLOBREGAT	5-BRENTA	6-SERCHIO	7-MENASHE	8-MALTA S
Río	Conducción enterrada de baja pendiente		X	X	X	X	X		
Presa/dique	Retención de la escorrentía en ladera		X	X					
Lago/humedal	Rebosaderos de depósitos naturales								
Canal	Derivaciones artificiales de nodos de almacenamiento								
Zanja	Estructuras en general forestales que actúan como trampas de escorrentía	X	X						
Manantiales	Rebosaderos de depósitos naturales		X	X					
Pozo	Recarga con excedentes atravesando divisorias hidrogeológicas (con frecuencia)		X						
Depuradora (EDAR)	Depuradora adaptada con tratamiento al menos secundario avanzado o por lagunaje	X		X					X
Agua marina (desaladora)	Excedentes de agua desalada							X	
Retornos de riego (inducidos o no)	Ejemplos de riego mayor del necesario para inducir una recarga cuando hay limitaciones legales para aplicar otro método			X		X			
Precipitación (cosecha de agua de lluvia)	Captación de agua desde superficies improductivas (en especial escorrentía urbana)		X						

Si la clasificación la hacemos atendiendo al uso final del agua de recarga de cada experiencia MARSOL, se distinguen ocho aplicaciones actuales (Tabla 23.3).

Tabla 23.3. **Usos del agua de la recarga artificial en cada lugar de demostración diferenciando hasta ocho destinos diferentes**

Aplicaciones actuales de recarga	1-LAVRION	2-ALGARVE	3-LOS ARENALES	4-LLOBREGAT	5-BRENTA	6-SERCHIO	7-MENASHE	8-MALTA S
Suministro para regadío	X		X		X			
Abastecimiento de agua potable	X		X	X		X	X	
Barrera contra la intrusión marina	X	X						
Tratamiento de aguas residuales		X	X					
Restauración de humedales			X		X			
Mejora de la calidad del agua almacenada		X	X (NO_3)		X			
Almacenamiento temporal		X	X					X

El elenco de soluciones tecnológicas puede ser subdividido en tres grandes grupos: de diseño y construcción (incluye aspectos relacionados con la cantidad y calidad del agua de recarga, del medio receptor y parámetros de diseño de cada obra civil), operación (criterios de utilización y buenas prácticas) y parámetros de gestión.

23.2.3. *Estructura del corolario de soluciones técnológicas del proyecto MARSOL*

La base de datos sobre las soluciones técnicas se ha adaptado para incluir toda la información pertinente de los lugares MARSOL y basadas en una división lógica como se expone en la Figura 23.5.

Figura 23.5. Grandes grupos en que han sido clasificadas las soluciones tecnológicas agrupadas durante el transcurso del proyecto MARSOL.



Se han distinguido cuatro tipos de operaciones:

1. Soluciones técnicas relativas al agua de recarga. Aspectos cuantitativos
2. Soluciones técnicas relativas al agua de recarga. Aspectos cualitativos
3. Soluciones técnicas relativas a las actuaciones en el medio receptor (tanto en suelo como acuífero)
4. Soluciones técnicas relativas a los parámetros de gestión, buenas prácticas y criterios de utilización
5. Soluciones técnicas como resultado de la combinación de todas ellas (sistema integrado)

Las diferentes categorías utilizadas para clasificar los cinco tipos de operaciones y las soluciones técnicas específicas (elementos) incluidos en cada uno de los anteriores son:

1.1. Aspectos cuantitativos del agua (S. T. 1 a 5)
2.1. Pre-tratamiento del agua de recarga (S.T. 6 a 12)
2.2. Dispositivos superficiales (S. T. 13 a 16)
2.3. Inyección profunda (S. T. 17 a 19)
2.4. Medio receptor (S. T. 20 a 24)
2.5. Otros (S. T. 25)
3.1. Estudios previos (S. T. 26 a 27)
3.2. Dispositivos superficiales (S. T. 28 a 35)
3.3. Dispositivos de inyección y piezómetros (S. T. 36 a 41)
3.4. Aspectos operativos (S. T. 42 a 46)
4.1. Operación (S. T. 47 a 53)
4.2. Mantenimiento (S. T. 54 a 56)
4.3. Sistemas de ayuda a la toma de decisiones (S. T. 57 a 63)
4.4. Gestión (S. T. 64 a 70)
4.5. Reutilización de estructuras preexistentes (S. T. 71 a 73)

En el apartado siguiente quedan detalladas las distintas soluciones tecnológicas o SMARTS compiladas y el lugar demostrativo donde se han aplicado. Puede observarse como en Los Arenales (España) y en Menashe (Israel) se concentran la mayor parte de las mismas, al ser los lugares de demostración más maduros con una larga experiencia y una considerable extensión.

23.3. Resultados

23.3.1. "Corolario" de soluciones técnicas MARSOL

Hasta el momento se han recopilado 73 soluciones técnicas reales, expuestos conforme a la estructura descrita en el apartado precedente:

23.3.1.1. Soluciones técnicas relativas al agua de recarga. Aspectos cuantitativos

Aspectos cuantitativos del agua (s. T. 1-5).

Tabla 23.4. **Índice de Soluciones Técnicas asociadas a aspectos cuantitativos del agua (S. T. 1 a 5).**

1- Preselección: Criterios selectivos para el origen del agua de recarga cuando hay varias fuentes disponibles
2- Almacenamiento temporal en reservorios superficiales
3- Control de la velocidad de circulación de las aguas de recarga (dispositivos de parada)
4- Planificar/evitar operaciones durante períodos específicos, como ciclos de helada u olas de calor.
5- Estructuras de seguridad en casos de inundaciones o desbordamientos: aliviaderos, trampillas de escorrentía, etc..

1 - Preselección: Criterios selectivos para el origen del agua de recarga cuando hay varias fuentes disponibles.

En la mayoría de los casos las experiencias MARSOL disponen de una única fuente de agua para la recarga (Lavrion, Llobregat, Brenta, Serchio). En el caso de haber más, se ha de plantear un uso integrado, con la combinación de agua de diferentes fuentes (agua del río y aguas provenientes de depuradoras) esto se da en Los Arenales y Malta Sur, o un uso dependiendo de la disponibilidad del agua (en Menashe), cuyo análisis detallado puede ser consultado en MARSOL (MARSOL 2015).

En general como técnica a aplicar de aceptación general, cuanto más diversificadas estén las fuentes de toma de agua, mayor garantía de suministro y de recarga, y mayor aceptación social si los usos encajan en premisas de multifuncionalidad (Fernández *et al.* 2015). Sin embargo, los temas de calidad anejos a la mezcla o al uso alterno deben ser tratados en particular. Especialmente cuando se incluyen aguas de depuradora o desaladora (Ver apartado siguiente sobre calidad).

2 - Almacenamiento temporal en reservorios superficiales.

Esta técnica se aplica en la mayoría de los lugares de demostración, en general, como medida de pre-tratamiento (Lavrion, Algarve, Menashe y Los Arenales (Figura 23.6). En caso de tener como propósito el almacenamiento, este es meramente temporal (Malta).

El aprendizaje obtenido tiene una alta aplicabilidad en países con dispositivos en zonas de pendiente elevada, como son los países andinos, donde las trombas de agua de la cordillera alcanzan el mar en pocos días. En este caso, las estructuras de retención, almacenamiento temporal y pretratamiento

son cruciales. Algunos ejemplos emblemáticos son las pozas en Ica (Perú), visitadas por los autores pero sin referencias bibliográficas publicadas conocidas.

Figura 23.6. Almacenamiento temporal del agua como medida pretratamiento (decantación) en las balsas de infiltración en la Región del Carracillo, Acuífero de Los Arenales, Segovia, España.



En zonas urbanas donde se combinan técnicas de cosechado de agua ("*water harvesting*") con Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS), los almacenamientos temporales son elementos imprescindibles, a pesar de la menor disponibilidad de espacio (FAO 2000).

3 - Control de la velocidad de circulación de las aguas de recarga (dispositivos de parada).
Los dispositivos más frecuentes son las "compuertas" presentes en Los Arenales, Brenta y Menashe. La técnica tiene el objetivo de aumentar el volumen recargado en zonas con una tasa de infiltración mayor (especialmente en los canales de infiltración sobre terreno arenoso); también sirve para evitar la disolución de oxígeno atmosférico y mezclar las capas estratificadas de agua debido a la disociación térmica o hidroquímica.

En el caso de válvulas iniciales, el volumen de agua que va a utilizarse en la recarga se controla manual o automáticamente (Figura 23.7). En el caso del acuífero de Los Arenales se realiza de forma manual (Fernández Escalante 2014).

La experiencia general indica que el uso de compuertas y válvulas para controlar la velocidad y el caudal de recarga son muy importantes para incrementar la tasa de infiltración en el medio receptor y manejar adecuadamente parámetros de gestión relacionados con la efectividad de la recarga. No obstante, la velocidad puede ser un elemento con el que jugar para incrementar la distribución del recurso hacia diferentes puntos de infiltración a lo largo de un canal sobre una extensa zona de pozos de riego (Fernández *et al.* 2015).

Figura 23.7. Válvulas de apertura y cierre para el control manual del volumen de agua desviada del río hasta el canal para las actividades MAR en la cubeta de Santiuste, Acuífero de Los Arenales, Segovia, España.



4 – Planificar/evitar operaciones durante períodos específicos, como ciclos de helada u olas de calor. Los períodos de fuertes precipitaciones tienen un efecto directo sobre la gestión de una actuación MAR. Esta opción se contempla en casi todos los lugares de demostración MARSOL mediante la instalación de aliviaderos, balsas de infiltración y medidas para paliar este tipo de evento extremo.

La temperatura del agua debe estar entre los límites específicos para recargar. Estudios previos han demostrado que durante las condiciones de congelación, la tasa de infiltración disminuye considerablemente (Fernández 2006 y DINA-MAR 2010).

Hasta ahora, las medidas aplicadas han sido la interrupción (manualmente) del ciclo de recarga cuando se dan estas condiciones ambientales. Es necesario encontrar procedimientos adecuados

para aumentar la eficacia de la recarga durante estos ciclos de congelación. El control manual "asesorado", en general por parte de la población local, o bien telecontrolado, está arrojando resultados muy buenos para aumentar la eficiencia de los dispositivos, minimizar la colmatación y, en definitiva, prolongar la vida media de las plantas MAR, reduciendo además costes en limpieza y mantenimiento. De ahí la importancia de involucrar a la población local, de modo que además de beneficiaria se convierta en gestora.

5 - Estructuras de seguridad en casos de inundaciones o desbordamientos: aliviaderos, trampillas de escorrentía, etc.

Algunas estructuras de desviación de los canales o de almacenamiento superficiales cuentan con aliviaderos para casos eventuales de inundaciones que coinciden cuando los dispositivos MAR están a su máxima capacidad. En la mayoría de los casos, estos pequeños canales o tuberías derivan el agua directamente a los ríos u otras zonas de infiltración (Figura 23.8). En el caso del Algarve, hay un aliviadero construido con tubería flexible de tipo manguera, que permite la evacuación de agua en las pruebas de bombeo realizadas en los pozos (MARSOL 2015).

Figura 23.8. Trampas de escorrentía en el Acuífero de Los Arenales, España (a y b) y campo de inundación (c). Sistema de recarga donde se induce la inundación de la superficie, generalmente en zonas de cabecera de cuenca sin impacto alguno en la actividad productiva por efecto de la lámina de agua.



En vista de los resultados y de que no ha vuelto a haber inundaciones tras el segundo año de operatividad, el diseño de aliviaderos debe ser considerado un parámetro básico a la hora de diseñar y proyectar plantas de recarga gestionada (Dunne at al. 1991). Sea cual sea el origen del agua, la

concurrencia con fuertes precipitaciones y sus consecuentes desbordamientos son riesgos a tener en cuenta. Además las inundaciones conllevan, en general, fuertes deposiciones de colmatación física en el medio receptor, encareciendo y haciendo más complejas las operaciones de limpieza.

Tabla 23.5. **Índice de Soluciones Técnicas asociadas a aspectos cualitativos del agua (S. T. 6 a 25).**

6- Pretratamiento en origen del agua de recarga: (EDAR, membranas, líneas de fangos, filtros, rejillas..)
7- Tratamiento previo del agua de recarga en la cabecera de la estructura: lechos filtrantes, dispositivos de decantación/estancamiento, desaireación, etc.
8- Tratamiento previo de las aguas de recarga utilizando la zona no saturada como un filtro natural de pretratamiento
9- Estructuras de tratamiento intercaladas a lo largo de las instalaciones de superficie, por ejemplo filtros intercalados, el control de pH por medio de filtros de grava, mudstone..
10- Pretratamiento tipo DBP (Disinfection By Products), por ejemplo, Cl, I, O3, H2O2, rayos UV, etc.
11- Aditivos químicos para la eliminación de las capas colmatadas
12- Combinación de diferentes dispositivos MAR para mejorar la calidad del agua de recarga, p. ej., “esquema tripleta” (EDAR, biofiltro, humedal artificial)”
13- Dispositivos superficiales: Diseño y preservación de taludes (escolleras, gaviones..)
14- Limitación / control del espesor de la lámina de agua
15- Procesos de desnitrificación / aditivos (e.g, anammox)
16- Mecanismos para forzar la mezcla de diferentes capas de agua de recarga, p. ej., para canales, forzar el agua a pasar por encima o debajo de los dispositivos de parada
17-Dispositivos de inyección profunda: Empleo de materiales anticorrosivos en los dispositivos MAR
18- Cambios en la profundidad de la bomba para pozos /sondeos
19- Cambios inducidos en la calidad del agua para el riego. Fertilizantes..
20- Medio receptor: Evitar la aireación de las aguas de recarga: vasos comunicantes, estructuras abiertas / enterradas, control de velocidad del agua AR…
21- Técnicas de desaireación: por piezómetros, aumentar la distancia entre los puntos de inyección-extracción..
22- Aislamiento de las estructuras de la luz solar
23- Evitar la salinización natural: recarga puntual y barreras en zonas salinas
24- Reutilización del agua en el sistema MAR por efecto reciclaje
25-Otras: Especies específicas de peces /especies exóticas introducidas para reducir la colmatación (p. ej. Medaka)

23.3.1.2. Soluciones técnicas relativas al agua de recarga. Aspectos cualitativos

(Pre)tratamiento del agua de recarga (S.T. 6-12)

6 - Pretratamiento en origen del agua de recarga: (EDAR, membranas, líneas de fangos, filtros, rejillas..).

Todos los lugares de demostración del proyecto MARSOL que utilizan agua procedente de una EDAR realizan el tratamiento específico requerido por sus respectivos reglamentos para la utilización de aguas depuradas (Lavrion, Messines-Algarve, Menashe, Malta S).

En Los Arenales, en el punto de captación del agua hay dos dispositivos específicos para el pretratamiento de las aguas tomadas del río que consiste en un sistema de filtros y una estructura inicial de decantación junto a la presa (Fernández *et al.* 2015) según se muestra en la Figura 23.9. En este caso se trata del tratamiento del agua a transportar desde un río antes de realizar la recarga. Este tratamiento es preciso para mantener la circulación por gravedad en una tubería enterrada de 9 km sin obturaciones.

Figura 23.9. Rejilla inicial y sistema de filtrado en la válvula de entrada en la presa de derivación en Santiuste. Estructura de decantación en la presa de derivación en la región del Carracillo, Acuífero de Los Arenales, España.



En general, el pretratamiento del agua de recarga sigue siendo la medida preventiva más idónea para el correcto funcionamiento de los dispositivos MAR (Kopchynski *et al.* 1996; Bouwer 2002; Cushing *et al.* 2003).

7 - Tratamiento previo del agua de recarga en la cabecera de la estructura: lechos filtrantes, dispositivos de decantación/estancamiento, desaireación, etc.

Considerando que se ha realizado el transporte hasta el inicio de la recarga, el agua puede precisar un nuevo tratamiento para alcanzar la calidad precisa para este uso. En la mayoría de los casos la solución más aplicada es una estructura de decantación o estancamiento en el inicio del sistema MAR, minimizando la ocupación de terreno disponible (Algarve, Malta Sur, Llobregat y Los Arenales (Figura 23.10). En Brenta hay una sola cámara de decantación, y en Menashe el sistema tiene un bypass y la decantación se realiza sólo si es necesario de acuerdo a las medidas de turbidez. En Llobregat hay un primer estanque de infiltración para reducir los sólidos en suspensión que funciona a su vez como un humedal artificial.

Figura 23.10. Sistemas de decantación al inicio de balsas de infiltración en Llobregat (a) y la región del Carracillo; Acuífero de Los Arenales, España (b y c).



Otra solución técnica importante desarrollada por Mekorot.CO en el lugar de demostración de Menashe (Figura 23.11) es un dispositivo piloto cuyo objetivo es el pretratamiento del agua de recarga en el inicio del circuito, a través del arrastre de las burbujas de aire, (Mekorot 2015).

Figura 23.11. Aspecto del dispositivo piloto para pre-tratar el agua MAR mediante una patente específica desarrollada por Mekorot para reducir TOD (tomado de Mekorot 2015).



El fenómeno *"gas binding"* representa un impacto con una intensidad a gran escala. El agua de recarga de los canales pierde alrededor de 1 ppm de oxígeno disuelto después de recorrer horizontalmente 25 m en el acuífero. Gran parte de este aumento, se encuentra atrapada en los poros del acuífero. Es aconsejable realizar la recarga a velocidades lentas, ya que el aire que entra en el acuífero ocupa alrededor del 25 % de la porosidad efectiva (estimado por métodos indirectos en Fernández 2005).

El diseño de plantas que minimicen la disolución de aire de las atmósfera por el agua de recarga es una directriz a tener en cuenta a nivel internacional.

El uso de dispositivos de pretratamiento tales como plazoletas de decantación, etc. resulta más fácil y económico en las áreas de toma que en las de destino, donde la disponibilidad de terreno es, en general, mayor.

8 - Tratamiento previo de las aguas de recarga utilizando la zona no saturada como un filtro natural de pretratamiento.

Es una medida usual para utilizar el acuífero como una tubería, así como tratar el agua a lo largo de su flujo natural hasta que alcanza el destino final.

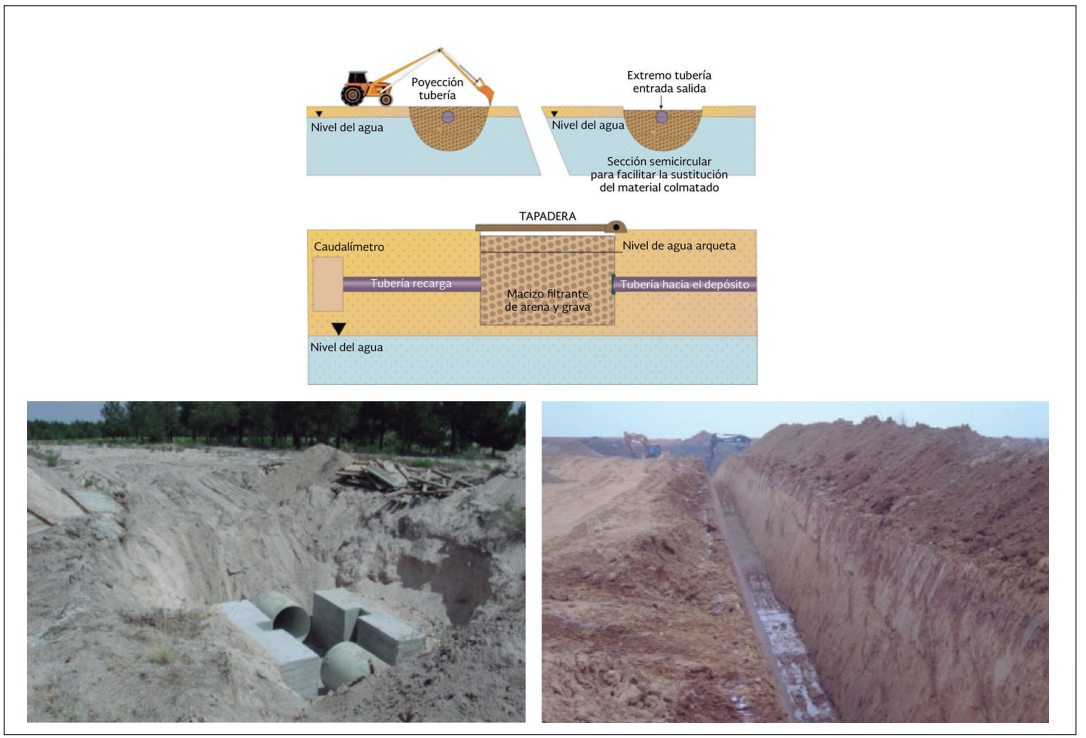
El volumen recargado en un lugar específico se puede recuperar incluso a kilómetros "aguas subterráneas abajo". Algunos ejemplos específicos están en Algarve Cerro do Bardo para un sistema kárstico y Los Arenales para un acuífero detrítico, (Fernández & Martínez 2012).

Esta función del acuífero es de aceptación general en la literatura hidrogeológica (Custodio y Llamas 1983) de bajo riesgo (Page *et al*. 2012; Ayuso 2015).

9 - Estructuras de tratamiento intercaladas a lo largo de las instalaciones de superficie, por ejemplo filtros intercalados, el control de pH por medio de filtros de grava calcárea, etc.

En Los Arenales la calidad del agua se mejora "in itinere" mediante diferentes sistemas, como los filtros de arena o grava situados de manera intercalada a lo largo de la tubería o circuito (Figura 23.12) y trampas de escorrentía (MARSOL 2016).

Figura 23.12. a), b) y c). Filtros de arena y grava intercalados en las conducciones para transportar el agua de recarga. Esquema ilustrativo (a); casos reales de Los Arenales (b y c).



Por citar algunos ejemplos, en Los Arenales se tomaron medidas en el medio receptor donde el pH del agua de recarga es considerablemente diferente al del agua nativa, debido a que este desequilibrio químico contribuye a los procesos de colmatación. La técnica utilizada para el equilibrio de pH ha sido la inclusión en el diseño de lechos de grava calcárea o escollera de piedra ácida (Figura 23.13). Esta técnica de construcción permite pequeñas correcciones de pH en sectores predefinidos mientras que proporciona durabilidad y resistencia a los canales de infiltración. Esta solución técnica eleva el pH alrededor de 0,2 unidades para un caudal lento (DINA-MAR-2010, Fernández 2013).

Figura 23.13. a), b) y c). Corrección de pH y aumento de estabilidad a través de filtros en Los Arenales y Menashe.



En Llobregat, se utiliza una capa orgánica reactiva para reducir los sólidos en suspensión, los sólidos disueltos totales y el aire disuelto del agua de recarga además de todo un proceso de reducción de contaminantes orgánicos (Valhondo *et al.* 2015). En el caso de Menashe hay filtros en el canal de hormigón.

La depuración *in itinere* tiene la ventaja de no requerir disponibilidad de terreno adicional, si bien el proceso de limpieza en más complejo y los costes de mantenimiento suelen ser más elevados. Además no es un sistema exclusivo de reducir la carga orgánica, dado que hay procedimientos para modificar la calidad de las aguas, tales como modificar de manera pasiva su pH o turbidez.

10 – Pretratamiento tipo DBP (Disinfection By Products), por ejemplo, Cl, I, O_3, H_2O_2, rayos UV, etcétera.

Los tratamientos DBP permiten la reducción de bacterias y nutrientes contenidos en el agua de recarga a través del uso de desinfectantes (Rostad 2002). En los lugares de demostración existen tratamientos específicos por medio de hipoclorito (Serchio y Menashe) y H_2O_2 en Menashe y Malta Sur (MARSOL 2015).

La adición de productos químicos es una actividad muy controvertida posibles impactos indirectos y diferidos (Aiken 2002; Cozzarelli 2002), tales como la producción de Trihalometanos (THMs) después de la cloración (Salameh *et al.* 2002) o incluso N-Nitroso dietilamida (Tsuchihashi *et al.* 2002). También aumenta considerablemente los costes.

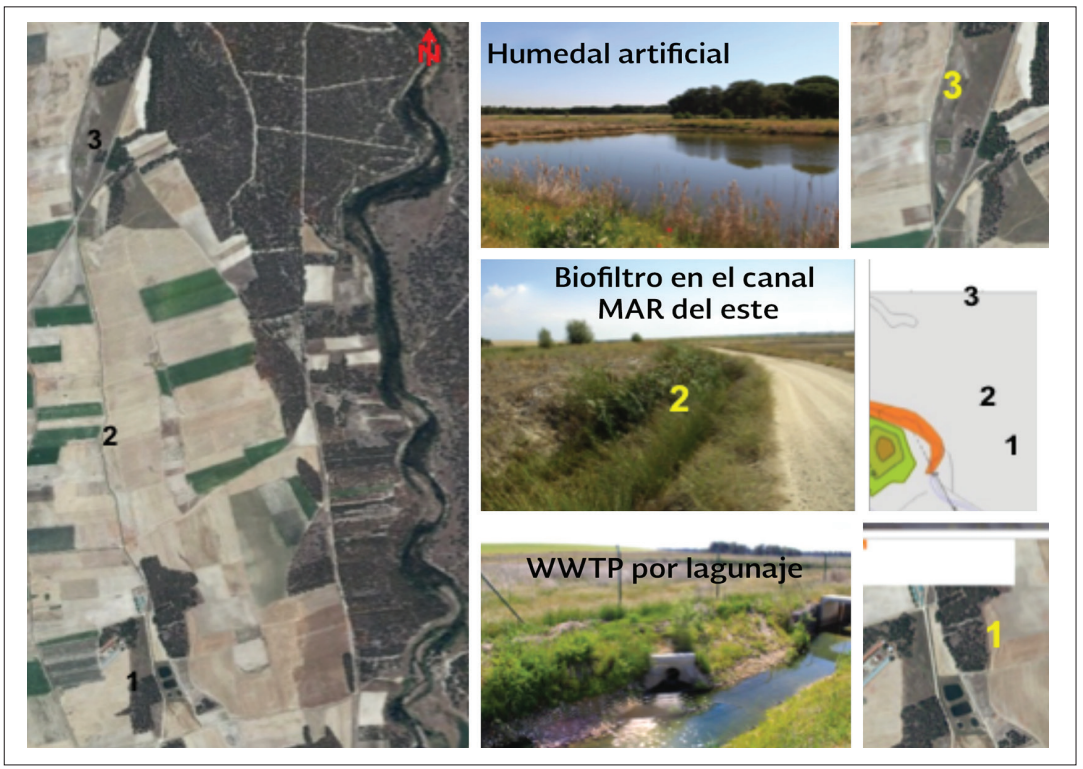
11 - Aditivos químicos para la eliminación de las capas colmatadas.
Con el fin de evitar el desarrollo de los procesos de colmatación, en el lugar de demostración de Menashe se está probando la adición de hipoclorito directamente sobre los procesos colmatantes para reducir su efecto negativo.

Al igual que en el caso precedente, la actuación es controvertida por los impactos diferidos y sinergias (Dillon & Pavellic 1996).

12 - Combinación de diferentes dispositivos MAR para mejorar la calidad del agua de recarga, p. ej., "esquema tripleta" (EDAR, biofiltro, humedal artificial)".
El uso de biofiltros verdes y la purificación por medio de humedales artificiales se está probando en 4 lugares de demostración, Algarve (Messines), Los Arenales, Llobregat y Menashe (MARSOL 2015).

En el acuífero de Los Arenales se han construido dos esquemas diferentes llamados "tripletas" que son una combinación de elementos para purificar el agua durante el proceso de recarga, (San Sebastián *et al.* 2016). En la cubeta de Santiuste (Los Arenales), la tripleta consiste en una estructura de dos km de largo que comienza en el cruce del canal con la tubería de vertido de la EDAR. Esta estructura SAT-MAR está integrada por tres elementos, EDAR, biofiltro verde y un humedal artificial para terminar el proceso de purificación. Más tarde, el agua vuelve al canal MAR (Figura 23.14).

Figura 23.14. "Tripleta" de la cubeta de Santiuste. Los Arenales, España.



1 – EDAR (Lagunaje)

- Mezcla %Volumen de agua depurada / % agua del Río Voltoya: por debajo del 5/95.
- Alta concentración de los procesos biológicos en la parte inferior de las lagunas.

2 - Biofiltro verde (Canal). Doble función:

- Actividad de purificación de los potenciales contaminantes por parte de las plantas.
- Las raíces rompen las capas colmatadas del canal de infiltración, aumentando así la tasa de infiltración (a pesar de su consumo directo de agua).
- La mayoría de las especies inventariadas son herbáceas hidrófilas de ciclo anual, rápido crecimiento, expansión máxima de la raíz y facilidad de extracción de raíces (Fernández, 2005).

3 - Humedales artificiales. Doble función:

- Purificación del agua almacenada recibidas.
- Función medioambiental, actuando de refugio para la fauna silvestre.

Por su parte, la tripleta de la región del Carracillo (Figura 23.15) es más pequeña (150 m) e induce un ligero cambio de las propiedades de calidad del agua, pero su principal objetivo es disminuir el gas disuelto en el agua a lo largo de la estructura.

El efecto sobre la calidad del agua es una línea abierta de la actual investigación (MARSOL, 2016). No obstante cabe destacar que los resultados alcanzados hasta ahora relativos a la mejora de la calidad del agua bajo premisas de bajo coste económico y ambiental pueden ser considerados satisfactorios.

Figura 23.15. "Tripleta" de la cubeta de Santiuste. Los Arenales, España.



Dispositivos superficiales (S. T. 13-16)

13 - Diseño y preservación de taludes (escolleras, gaviones..).

Los materiales empleados en la construcción de los canales o balsas de infiltración pueden cumplir además una función geotécnica de contención de los taludes. Si es preciso se pueden emplear métodos de sujeción como mampostería, gaviones, etc., que permitan la infiltración, retención de los taludes y corrección del grado de acidez de las aguas de recarga.

Los taludes en los canales y balsas de infiltración están protegidos, normalmente, por medio de grava (Algarve Río Seco), grava y gaviones (Los Arenales, Llobregat) u hormigón (Menashe).

En el caso de Los Arenales (Figura 23.16), al principio se optó por taludes 1:1 de arenas finas para una mayor durabilidad y menor concentración de la colmatación. Después de algunos derrumbamientos y varios ensayos; se construyeron 2V: 3H (c) y después de 3H: 2V, lo que ha aumentado la tasa de infiltración a través de las paredes, sino también la evolución de la colmatación, incluso de las costras calcáreas. Algunos de los lugares especialmente vulnerables se reforzaron con escolleras y gaviones (Fernández & Prieto 2013). Esta línea de acción está abierta en la actualidad.

Figura 23.16. Pendiente 1/1 deslizamientos debido a los procesos de desecación (a, b); diseño 2H / 3V (c); 3H / 2V como la pendiente más común en los canales y las paredes de las balsas de infiltración (d, e); protecciones con gaviones (f).



En el Algarve (Río Seco), las características geotécnicas del terreno, permiten la construcción de taludes verticales durante la estación seca, lo que permite una mayor superficie de contacto con el acuífero, y esto se traduce en mayores flujos de infiltración (Lobo & Leitao 2014). La integridad estructural de las balsas de infiltración se asegura con un relleno de 3-5 mm de grava silícea.

No se han utilizado geotextiles en ningún lugar de demostración MARSOL, pero algunos casos específicos se encuentran disponibles en la literatura. En el Algarve (Messines) está concebido para ser utilizado en los "estanques SAT" para evitar la contaminación del acuífero. Otras experiencias

internacionales han usado geotextiles para la preservación de taludes, e.g. la balsa de infiltración de Chihuahua, México (http://fing.uach.mx/facultad/2016/03/15/grupo_recarga_artificial/). La preservación de los taludes tiene como coste técnico una reducción en la tasa de infiltración, por tanto, se trata de una decisión de compromiso de ingeniería que debe ser estudiada para cada caso concreto.

14 - Limitación / control del espesor de la lámina de agua.

El espesor de la lámina de agua recomendada para obtener la tasa de infiltración más alta es un tema controvertido. Oscila entre 0,50 m (Lavrion) y 1,40 m (Los Arenales), dependiendo de las condiciones ambientales. Algunas referencias mencionan hasta unos 4 m (Martin & Dillon 2002), lo que depende de varias limitaciones, si bien no parece recomendable el uso de láminas de espesor superior a 0,5 m (Bouwer 2002).

En algunos de los lugares de demostración, los estudios sobre esta línea de actuación se han desarrollado durante años, generalmente por medio de métodos de prueba y error; por ejemplo en Fernández 2009, se explica que el espesor de la lámina de agua preferido en las balsas de infiltración construidas encima de un acuífero arenoso, es de 1,40 metros.

La selección del espesor óptimo de la lámina de agua, permite lograr una mayor eficiencia y además reducir la compactación del sustrato. Es por eso que es tan importante determinar la profundidad del agua según las características de cada acuífero (Custodio & Llamas 1983; De Vries & Simmers 2002).

Se trata de una línea de acción actualmente abierta en cinco de los ocho lugares de demostración, con valores recomendados entre 0,80 y 1,40 m para acuíferos detríticos y hasta 4 m para balsas emplazadas en un macizo calcáreo de roca caliza (MARSOL 2015).

15 - Procesos de desnitrificación / aditivos (e. *ej.* anammox).

La adición de compuestos químicos para reducir y minimizar la concentración de nitrógeno en el agua subterránea es un tema importante. Algunos lugares de demostración muestran que esta acción no es necesaria en función de la calidad química del agua (por ejemplo Malta).

En la literatura hidrogeológica hay algunas referencias mencionadas que promueven los procesos de desnitrificación y la creación de entornos favorables en el acuífero por medio de aditivos. Algunas

experiencias mencionan el uso de "anammox", para mejorar la oxidación aeróbica de amonio (Van de Graaf *et al.* 1995; Kuenen & Jetten 2001).

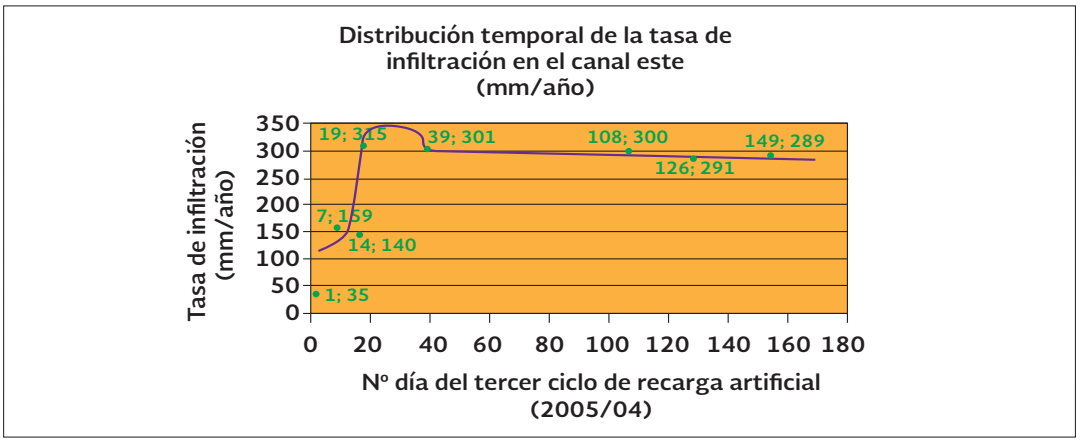
Esta solución técnica no está siendo probada en ningún lugar de demostración del proyecto MARSOL actualmente debido a que su coste económico excede los beneficios esperados del análisis coste-beneficio.

16 - Mecanismos para forzar la mezcla de diferentes capas de agua de recarga, *p. ej.*, para canales, forzar el agua a pasar por encima o debajo de los dispositivos de parada.

Los dispositivos de represamiento colocados a lo largo de los canales por lo general producen un aumento en la concentración de oxígeno disuelto en el agua de recarga y la correspondiente reducción en la tasa de infiltración debido al efecto Lisse (Krul & Liefrinck 1946). También tiene lugar una estratificación térmica e hidroquímica, evitando la mezcla de agua a lo largo del canal y favoreciendo condiciones indeseables (Heilweil & Marston 2013).

Según estimaciones, el volumen de infiltración disminuyó en un 25 % desde el primer al segundo ciclo de recarga (2003-2004), un hecho atribuible a la incorporación de aire (Fernández *et al.* 2009). La evolución del aire atrapado en el acuífero se muestra en la Figura 23.17.

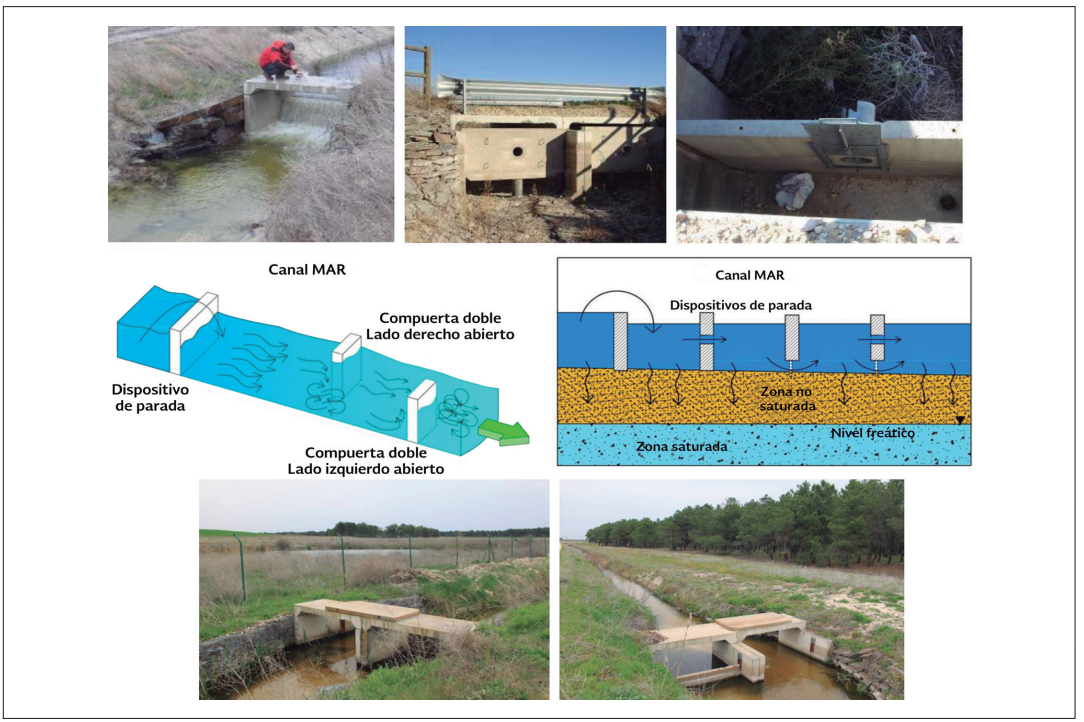
Figura 23.17. Cambios en la evolución del aire atrapado en el acuífero durante un ciclo de recarga (Tomado de Fernández *et al.* 2009). Curva tipo Blaxejewski 1979.



Las condiciones de oxidación se desarrollan en el contacto con la atmósfera, mientras que en la parte inferior se encuentra el mayor valor del total de sólidos disueltos (TSD), así como la mayor concentración de contenido de materia orgánica.

Las medidas implementadas y en el objetivo de ensayo permanente en la reducción de la disolución y partículas gaseosas incorporados en el agua de recarga a través de cambios en el diseño de los dispositivos a los dispositivos de frenado en los canales y su funcionamiento. Las pruebas llevadas a cabo hasta ahora en Los Arenales se basan en facilitar el flujo por debajo o en el medio de la presas y hormigón prefabricado (Figura 23.18a) y realizar ajustes en los dispositivos de doble cuerda, por medio de puertas alternas, para mejorar la mezcla de agua también lateralmente (Figura 23.18c, Fernández 2015, MARSOL 2015).

Figura 23.18. Distintos dispositivos de parada instalados en el canal de infiltración de Santiuste (Los Arenales). Dispositivos de flujo inferior (a). Esquema de los dispositivos (b). Puertas alternas (c).



Las mejoras en el diseño deben ir acompañadas de mejoras en la operación; por lo tanto, la gestión de compuertas permanece en manos de los agricultores que han sido debidamente instruidos sobre los posibles impactos y cómo reducirlos. Se trata de un nuevo ejemplo de cómo lograr una mayor efectividad de los dispositivos MAR involucrando a la población local en su gestión.

Inyección profunda (S. T. 17-19).

17 – Empleo de materiales anticorrosivos en los dispositivos MAR
Se basa en implantar dispositivos anticorrosión en elementos metálicos y entubaciones, como puede sondeos o tuberías. El empleo de estos materiales se practica en Lavrion, Menashe y Malta Sur (MARSOL 2015).

Las ventajas de instalar materiales de mayor duración y carestía deben ser evaluadas en el análisis coste-beneficio del proyecto de obra. Los responsables que han instalado acero inoxidable en sus instalaciones han manifestado una alta satisfacción a pesar del mayor encarecimiento de la inversión.

18 - Cambios en la profundidad de la bomba para pozos /sondeos
La profundidad de la bomba en pozos de recarga no se cambia por lo general debido al alto costo que representa. La profundidad habitual a la que se instala la bomba se mantiene a 50 metros (fijo) en Brenta, mientras que en Menashe y Malta Sur está más cerca de la superficie, alrededor de 20 m (MARSOL 2015).

Se trata de una decisión supeditada a aspectos puramente económicos. En sondeos de inyección se suele movilizar para repartir la presión a lo largo de la entubación durante la vida del sondeo, si bien en instalaciones duales los procesos de bombeo, bien sea para limpieza o en dispositivos ASR, los costes de extracción se encarecen cuanto más profunda está la bomba. Por ello la tendencia es instalarla lo más cerca posible de la superficie. Se trata de nuevo de una decisión de diseño y gestión que no cuenta con una recomendación válida a nivel internacional y queda en las manos del calculista.

19 – Cambios inducidos en la calidad del agua para el riego. Fertilizantes..
El estudio sobre la adición de productos agroquímicos para el riego se realiza en Lavrion, Algarve y Los Arenales.

Existen regulaciones específicas para cada área. Por lo tanto, la solución técnica debe estar relacionada con la revisión de los límites regulados "a escala local", especialmente para los fertilizantes (Fernández *et al*. 2016).

Medio receptor (S. T. 20-24).

20 - Evitar la aireación de las aguas de recarga: vasos comunicantes, estructuras abiertas / enterradas, control de velocidad del agua AR…

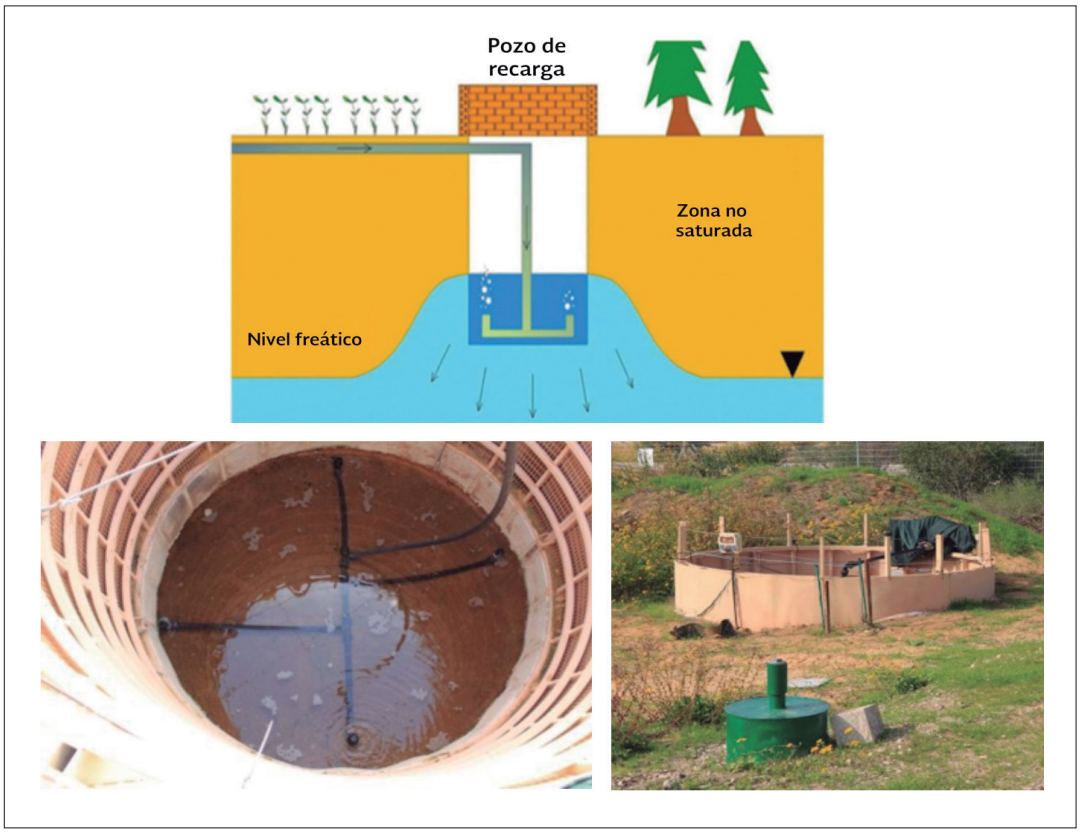
La medición de las variaciones en el almacenamiento del acuífero ha permitido la detección de la presencia del importante efecto Lisse (Krul & Liendfrich 1946), el cual ha alcanzado hasta un 25% de aire atrapado de la capacidad del acuífero, de acuerdo con las medidas indirectas y estimaciones mencionadas en la solución técnica nº 16.

Es importante evitar la entrada de oxígeno en el sistema y la generación de gas por medio de un diseño adecuado de las estructuras y dispositivos. Es el diseño de los dispositivos lo que hace en gran parte que este efecto se origine, causando agitación, un efecto cascada y la mezcla de agua en contacto con la atmósfera, todo ello consigue el aumento de la concentración de gas en el agua de recarga. En Brenta, Menashe y Malta Sur se han desarrollado actividades para obtener un flujo laminar.

La mayoría de las medidas se basa en evitar presiones parciales positivas de los gases en el líquido. Un buen ejemplo para los pozos de recarga se ha desarrollado en Menashe. La caída libre de agua se evita por medio de una tubería cerrada con un diseño SAT vertiéndose el agua por debajo del nivel freático, y así se evitan sacudidas y el efecto cascada (Figura 23.19).

Figura 23.19. Esquema constructivo de un pozo equipado para recarga artificial y ejemplo de implementación con tubería de PVC en Israel. La recarga se lleva a cabo en procedimiento "bottom-up", insertando la cruz del extremo inferior de la tubería bajo el nivel del agua para evitar la disolución de aire de la atmósfera por caída libre.

Figura 23.19. Esquema constructivo de un pozo equipado para recarga artificial y ejemplo de implementación con tubería de PVC en Israel. La recarga se lleva a cabo en procedimiento "bottom-up", insertando la cruz del extremo inferior de la tubería bajo el nivel del agua para evitar la disolución de aire de la atmósfera por caída libre.



En el acuífero de Los Arenales, las técnicas aplicadas se basan en la mezcla de aguas de temperatura más alta que el agua nativa del acuífero y evitar dispositivos que provoquen el efecto cascada como se presenta en la S. T. 16.

Figura 23.20. a) y b) Determinaciones in situ y toma de muestras de agua de recarga con 7.5 ppm de oxígeno disuelto total. c). Dispositivos de parada para evitar la agitación de las aguas.



El conjunto de soluciones técnicas que debe aplicarse con el fin de evitar o disminuir los impactos está actualmente en desarrollo, siendo las más importantes las medidas preventivas (evitar efecto *cascading* y el batido de las aguas) y las técnicas de desgasificación, destacando las operaciones de almacenamiento temporal y la adición de productos químicos (Figura 23.20).

21 - Técnicas de desaireación.

Respecto al oxígeno disuelto, las mediciones efectuadas exceden, por lo general, los límites deseables con distintas casuísticas en los lugares de demostración. Por ejemplo, en Los Arenales, los valores medidos de concentración en la cabecera han sido de alrededor de 8,8 ppm, mientras que en la zona de los humedales artificiales superan los 10 ppm, alcanzando valores de hasta 12 ppm en el sector norte (MIMAM 2002; Junta de Castilla y León-Tragsatec 2011). Cuando el filtro verde tiene un gran desarrollo, la tendencia se invierte debido al consumo directo de oxígeno disuelto y dióxido de carbono (CO_2 y OD) por las plantas, con reducciones cercanas a 8 partes por millón.

Otras técnicas de desaireación se basan en el uso de pozos o piezómetros para permitir el escape de aire desde el acuífero a la atmósfera, así como aumentar la distancia entre el punto de inyección y los puntos de extracción (Los Arenales). Para el caso de Menashe se ha desarrollado un sistema

específico de extracción de gases disueltos en el agua que requiere consumo de electricidad (ver S. T. 7 pre-tratamiento).

Figura 23.21. Algunos ejemplos de soluciones técnicas en el acuífero de Los Arenales, España. Sistema de decantación en la cabecera al lado de la presa del río, diseño modificado para evitar la sacudida del agua aumentando el contenido de oxígeno disuelto (a) y sistema para evaluar la evolución de la colmatación por entrada de aire (b).



Entre las técnicas de desaireación más convencionales están aumentar la distancia entre los puntos de inyección y de extracción (el oxígeno va disminuyendo en las aguas subterráneas a lo largo del circuito de interacción, perforar piezómetros para facilitar vías preferentes de evacuación del aire entrampado en el acuífero, algunos de ellos oblicuos para alinearse con el bulbo de humidificación (p. ej. Los Arenales, Figura 23.21), no obstante, las medidas más efectivas son preventivas ante curativas.

22 - Aislamiento de las estructuras de la luz solar.

Las medidas aplicadas para evitar el contacto entre el agua de recarga y la atmósfera se basan en el uso de circuitos cerrados de tuberías (Los Arenales, Serchio) y la presencia de cámaras iniciales protegidas (Brenta). Si bien estas medidas presentan ciertos problemas. El aislamiento de la luz solar impide el crecimiento de algas pero permite las condiciones propicias para la supervivencia de determinados virus, etc. (Fox, 2002; Mills, 2002) por falta del conocido efecto positivo de la

radiación ultravioleta (Fisher *et al*. 2008) como biocida. De este modo, se trata de una alternativa que tiene pros y contras asociados y su elección dependerá de las circunstancias ambientales específicas de cada lugar, atendiendo a los argumentos expuestos.

23 - Evitar la salinización natural: recarga puntual y barreras en zonas salinas.
Con el fin de evitar los procesos de salinización, se han aplicado dos tipo de medidas relacionada con el diseño: instalación de barreras naturales para aislar la zona MAR y zonas de alta salinidad (margas impermeables) como se ha hecho en Los Arenales; o bien barreras artificiales desconectando el área de la recarga del área salina (Menashe y Malta Sur). El empleo de diques enterrados adquiere por tanto una doble vertiente, no solo relacionada con la cantidad sino también con la calidad de las aguas.

24 – Reutilización del agua en el sistema MAR por efecto reciclaje.
Esta opción cuenta con referencias bibliográficas (Fryar 2001; Fernández 2014) y se basa en la reutilización del agua de recarga una vez es extraída, especialmente para zonas de regadío. El agua infiltrada en el acuífero es utilizada posteriormente para riego varias veces. La percolación profunda de las áreas regables recarga de nuevo al acuífero, creando un bucle o un efecto reciclaje, que se traduce en un aumento progresivo de la salinidad y otros parámetros específicos.

OTROS (S. T. 25)

25 – Especies específicas de peces /especies exóticas introducidas para reducir la colmatación (por ejemplo Medaka)
Es necesario estudiar medidas destinadas a disminuir el carbono orgánico disuelto y el oxígeno, por ejemplo, peces (endémicos cuando sea posible), o plantas fijadoras de nitrógeno que actúen reduciendo la concentración de nitratos en las aguas subterráneas, etcétera.

Esta línea de actuación se enfrenta a serias limitaciones debido a la introducción de especies exóticas en el medio, siendo más adecuado el uso de plantas endémicas, tal y como se describe en la S. T. nº 43.

23.3.1.3. Soluciones técnicas relativas a las actuaciones en el medio receptor (tanto en suelo como acuífero)

Tabla 23.6. **Tabla 6: Índice de Soluciones Técnicas relativas a las actuaciones en el medio receptor (S. T. 26 a 46).**

26-Estudios previos: ¿Puede considerarse suficiente el conocimiento de las condiciones ambientales para el medio receptor?
27- Respecto a la selección del sitio, ¿hay barreras "naturales" para evitar la salida del agua del sistema?
28- Dispositivos superficiales: Cambios en el diseño del medio receptor. Caballones en el fondo de balsas y canales
29- Cambios en el diseño del medio receptor; por ejemplo, instalación de geotextiles en el fondo o las paredes de canales o balsas de infiltración
30- Bombeo inverso en pozos cercanos al canal o balsa MAR
31- Lavado inverso (backwashing) en geotextiles, membranas y filtros
32- Empleo de técnicas de limpieza tipo jet
33- Limpieza química (uso de aditivos químicos)
34- Operaciones en el fondo: secado de algas, secado natural del lecho, agrietamiento, criotratamiento,…
35- Limpieza mecánica (escarificación o colmatación y limpieza / sustitución)
36-Dispositivos de inyección y piezómetros: Alternancia de bombeo normal e inverso (Wash in – Wash out)
37- Técnicas de regeneración en pozos de recarga mecánicas (cepillado y arañado de paredes y fondo)
38- Limpieza química (utilización de aditivos químicos), técnicas para la regeneración de pozos de recarga.
39- Selección de materiales de revestimiento (casing materials) para pozos según las características del agua subterránea (calidad, cantidad, duración..)
40- Uso de sistemas automáticos de control del nivel de agua (sistemas de alarma, boyas ..)
41- Empleo de sistemas de prevención contra la colmatación: p.ej. protección catódica…
42- Aspectos operativos: Uso de sistemas duales que permitan la limpieza de un dispositivo mientras el otro esté funcionando
43- Limpieza de vegetación en los dispositivos MAR
44- Plantación específica durante cualquier época del año
45- Frecuencia de las técnicas de limpieza
46- Uso Vehículos de limpieza de balsas (BCVs por sus siglas en inglés)

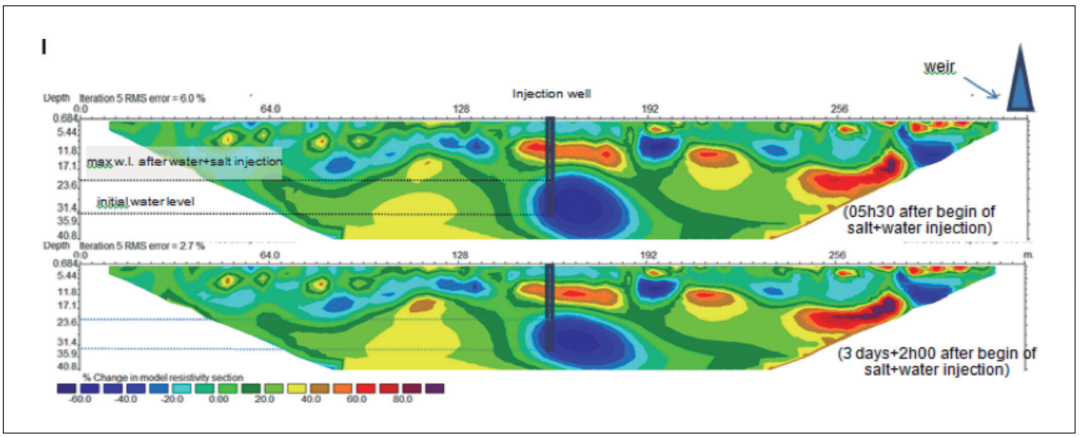
Estudios previos (S. T. 26-27)

26 - ¿Puede considerarse suficiente el conocimiento de las condiciones ambientales para el medio receptor?

De acuerdo con las referencias, la mayoría de los casos exitosos de la técnica MAR se han dado en áreas con un conocimiento profundo de las características del acuífero, mientras que numerosos casos de fracaso se llevaron a cabo con un conocimiento escaso del medio receptor. Este problema es habitual en dispositivos de recarga, habida cuenta de la carestía de los estudios de detalle.

Cuatro de los ocho lugares de demostración han declarado haber dedicado grandes sumas de recursos para llevar a cabo estudios específicos de actividades MAR previas (Algarve, Los Arenales, Llobregat, Menashe). Por ejemplo, con el fin de evaluar la trayectoria de las aguas subterráneas en el lugar de demostración MARSOL Algarve, se realizó un ensayo de trazadores similar al realizado para el proyecto europeo Gabardine (Mota 2007; Diamantino *et al.* 2008). En tres perfiles centrados en el pozo, con orientaciones N-S, W-E y SW-NE, complementados con perfiles tomográficos paralelos (Figura 23.22). Este ejemplo permitió un buen conocimiento del medio pero la cuantía del estudio puede ser un impedimento para la implementación de dispositivos de manejo de recarga de acuíferos.

Figura 23.22. Perfiles tomográficos simultáneos a un ensayo de trazadores con sal realizado en el Cerro de Bardo, Algarve, Portugal (Lobo *et al.* 2014).



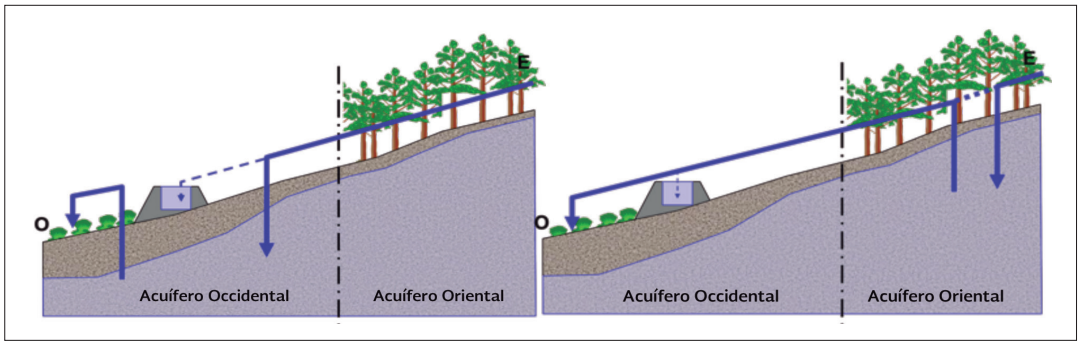
27 - Respecto a la selección del sitio, ¿hay barreras "naturales" para evitar la salida del agua del sistema?

De acuerdo con el grado de conocimiento, la posición de las instalaciones MAR debe decidirse de acuerdo con algunas características, siendo una de ellos la presencia de "barreras naturales" que retengan el agua almacenada en el acuífero evitando su movimiento.

Este criterio se ha tenido en cuenta para el diseño y la construcción de las instalaciones en Los Arenales (Figura 23.23) y Menashe, donde hay afloramientos de margas impermeables que retienen el flujo natural de las aguas subterráneas.

Otro criterio es ubicar balsas alargadas sobre divisorias hidrogeológicas, de manera que con una misma balsa se recargen dos zonas desconectadas de manera simultánea.

Figura 23.23. Opciones de diseño barajadas en El Carracillo (Los Arenales, España) de transporte y almacenamiento de agua de recarga en un acuífero desconectado (A. Occidental y Oriental) por una falla.



Dispositivos superficiales (S. T. 28-35)

28 - Cambios en el diseño del medio receptor. Caballones en el fondo de balsas y canales.

La intervención humana sobre el medio receptor tiene el fin de mejorar la eficiencia de la actuación MAR. Se está practicando en al menos cuatro de los ocho sitios de demostración. En Los Arenales

se controla la estabilidad de los taludes en los canales y balsas de infiltración. En éstos también se estudia el diseño de los surcos practicados en el fondo, con algunas experiencias sobre la mejor distancia entre los respectivos surcos, siendo 80 cm el caso más exitoso para esas condiciones específicas (acuífero detrítico de grano fino y espesor de la lámina de agua máximo de 140 cm). En Brenta y Serchio cuentan también con programas de preservación de taludes con un presupuesto reservado para mantenimiento. A este respecto hay literatura hidrogeológica específica, p. ej. Peyton 2002.

29 - Cambios en el diseño del medio receptor; por ejemplo, instalación de geotextiles en el fondo o las paredes de canales o balsas de infiltración.

Se han detectado cambios repentinos en las condiciones hidroquímicas del acuífero en los canales MAR. Por ejemplo, en el acuífero de Los Arenales existe una zona cercana a la localidad de Coca aparecen de forma puntual fuertes concentraciones en hierro libre, manganeso y sílice, de manera que las condiciones para la precipitación de calcita y hierro son propicias. Por lo tanto, es necesario llevar a cabo acciones para contrarrestar la calidad hidroquímica del agua de recarga artificial a su paso por este sector. Por el momento la velocidad de flujo a lo largo del canal se incrementa en esta área, mediante la eliminación de los dispositivos de parada. Otra opción es la instalación de un geotextil impermeable. Esta T.S. tiene una fuerte relación con la nº 13, si bien la previa estaba relacionada con la estabilidad del medio receptor y esta con parámetros de gestión, de ahí que resulte reiterativo aunque el objetivo sea diferente.

30 - Bombeo inverso en pozos cercanos al canal o balsa MAR.

Este tipo de River Bank Filtration (RBF) en el que el pozo se excava en el río se ha practicado en Santiuste Norte, con buenos resultados, lo que representa una modificación de los sistemas de RBF habituales. En el lugar de demostración Serchio el sistema es el habitual (pozos de extracción usando la ribera del río como filtro). El uso de pozos cerca de un canal también se está realizando en Menashe. La literatura hidrogeológica sobre RBF es extensa, con centenares de artículos, muy pocos de ellos relacionados con la recarga en bancos de ríos. No obstante, en la mayor parte de los congresos internacionales sobre MAR la técnica RBF tiene una aceptación habitual, a pesar de que estrictamente hablando raramente solapa con técnicas de recarga gestionada.

31 – Lavado inverso (backwashing) en geotextiles, membranas y filtros

En los dispositivos provistos de sistemas de membranas con geotextiles o de filtración, es apropiado el lavado inverso de dichos filtros (técnica de lavado inverso), y la desecación de los procesos viscosos previamente aplicando prácticas de limpieza en seco. En Los Arenales se han llevado a cabo algunas experiencias aisladas, siendo una línea de acción actualmente en desarrollo (Figura 23.24a). Algunos ejemplos del uso de tela comprada al peso y usada para retener la colmatación, que luego se limpia o se rechaza, han sido constatados en Daejeon, Corea, donde Kigam lleva a cabo estudios para reducir la colmatación con bajo coste (Figura 23.24b y c) en dispositivos MAR relacionados con invernaderos.

Figura 23.24. Instalación de geotextiles en el fondo del canal MAR para facilitar la limpieza de los procesos de colmatación en la Cubeta de Santiuste (a) y en Daejeon, Corea (b y c).



32 – Empleo de técnicas de limpieza tipo jet.

El mantenimiento de los pozos por medio de un chorro de agua a presión se lleva a cabo en Lavrion para piezómetros (sólo en los instalados en materiales aluviales), mientras que en Menashe se realiza en todo tipo de dispositivos de inyección. Se espera que esta técnica de limpieza se aplique próximamente también en Malta Sur. Ninguno de los lugares de demostración está empleando esta técnica para limpiar canales o balsas de infiltración. No se han encontrado referencias ni experiencias adicionales relacionadas con limpieza de dispositivos mediante agua a alta presión.

33 – Limpieza química (uso de aditivos químicos).

La reducción de los procesos químicos de colmatación por medio de la acidificación y/o la retirada periódica del *cake* superficial en los dispositivos de superficie. Los dispositivos de superficie se

limpian con productos químicos solamente en Menashe, donde se aplica hipoclorito aplicado directamente en dosis calculadas para no aumentar la cantidad de cloro libre en el acuífero. Los productos más utilizados son los ácidos tales como el acético, oxálico y clorhídrico.

34 – Operaciones en el fondo: secado de algas, secado natural del lecho, agrietamiento, criotratamiento…

Este tipo de técnicas SAT se llevan a cabo en Los Arenales y Llobregat. El programa de limpieza y mantenimiento recomienda aplicar algunos procedimientos, tales como:

Dejar secar la instalación de recarga, contrarrestando el hinchado de las arcillas y restituyendo así parte de la permeabilidad. Se trata de una medida temporal e inefectiva si no es combinada con otras actuaciones.

Utilizar los períodos de congelación para romper la capa de colmatación con una capa muy fina de agua, especialmente en los sistemas duales (que permiten la limpieza de uno mientras el otro está operativo).

35 – Limpieza mecánica (escarificación o colmatación y limpieza / sustitución).

La limpieza mecánica se lleva a cabo en Algarve (Río Seco), Los Arenales (escarificación y reposición), Llobregat, Brenta y Menashe (escarificación). En Malta Sur se prevé su realización en próximas etapas.

La escarificación de la capa colmatada es la técnica más aplicada cuando el "*cake*" o torta es superficial y la capacidad de infiltración se ve afectada. Esta operación se realiza normalmente durante el verano. Es una medida compleja en el caso de que los dispositivos cuenten con geotextiles.

La extracción de la zona colmatada se presta a distintas alternativas: extracción, lavado y reintegración a su lugar previamente al inicio de un nuevo ciclo de recarga, retirada a vertedero de la parte colmatada y sustitución por terreno natural (el más habitual; Figura 23.25), etcéteras.

Figura 23.25. Limpieza y operaciones de mantenimiento en balsas y canales mediante excavadoras (a) y escarificación mediante tractores con accesorios adaptados (b).



Dispositivos de inyección y piezómetros (S. T. 36-41)

Las soluciones técnicas realizadas en pozos de inyección y pozos de sondeo, así como piezómetros son las siguientes:

36 – Alternancia de bombeo normal e inverso (Wash in – Wash out)
Es habitual el bombeo diario en pozos de inyección de recarga (lavado inverso/backwashing). Esta actividad se realiza con asiduidad en Menashe.

Para piezómetros también se utiliza un procedimiento de limpieza y se aplica en Lavrion para aquellos situados en formaciones aluviales.

En general, se recomienda evitar esta técnica para los piezómetros perforados en formaciones calcáreas por la generación de arcilla de descalcificación.

37 – Técnicas de regeneración en pozos de recarga mecánicas (cepillado y arañado de paredes y fondo)
Los pozos de producción y sondeos se limpian cuando los indicadores de eficiencia lo recomiendan (Rödl *et al.* 2008).

La limpieza mecánica de los piezómetros se lleva a cabo en Serchio, Menashe y Lavrion.

Existen algunas referencias sobre el diseño de herramientas específicas para limpiar pozos de recarga artificial (Fernández 2015).

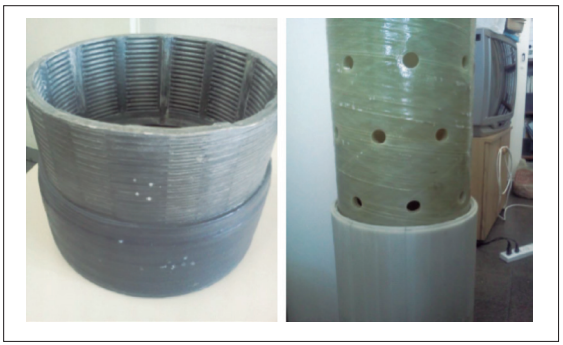
38 – Limpieza química (utilización de aditivos químicos), técnicas para la regeneración de pozos de recarga.

La adición de compuestos químicos de tipo polifosfatos (ácidos débiles) es una técnica empleada en todo el mundo. Esta adición se debe combinar con métodos hidráulicos para facilitar su incorporación en el medio y mejorar su eficacia (Pérez-Paricio 2007). Los productos químicos se combinan con acciones mecánicas en Serchio y Menashe. En Malta Sur se prevé que sea incluido en el programa de mantenimiento de los sondeos. Algunos dispositivos específicos que combinan limpieza mecánica y química, tales como la ULM o los CRM, son descritos en Fernández 2015. En general la combinación de ambos sistemas mejora la efectividad.

39 – Selección de materiales de revestimiento para pozos según las características del agua subterránea (calidad, cantidad, duración..)

Los pozos de inyección en los lugares de demostración suelen estar provistos de carcasa metálica, teniendo en cuenta otras opciones en función de las características químicas del agua subterránea nativa donde están instalados. Algunos socios han utilizado materiales alternativos como el PVC (Menashe, Los Arenales) y PRFV en Algarve, Llobregat, Brenta, Serchio y Menashe (Figura 23.26).

Figura 23.26. Materiales de revestimiento de los pozos de inyección de Menashe: GRP y acero Johnson.



De acuerdo con la experiencia llevada a cabo en Menashe, Mekorot ha adoptado la utilización de materiales como PRFV o acero inoxidable Johnson para el revestimiento de los pozos de inyección. Según la literatura, el desarrollo de biopelículas y procesos biocolmatantes en general, es menor en materiales como GRP que en cualquier otro material. El problema radica en el bajo porcentaje del espacio de ranura abierta en comparación con el acero inoxidable Johnson (Mekorot 2015). Cuanto mayor sea dicho espacio para un pozo de inyección, mejor. En esta publicación aconsejan velocidades de flujo durante la inyección de 1.5 centímetros por segundo.

40 – Uso de sistemas automáticos de control del nivel de agua (sistemas de alarma, boyas ..)
Instalación de sistemas de alarma, guardaniveles, etc. en los dispositivos de recarga y en los piezómetros de observación en registro continuo para el control de la profundidad de alerta, de la altura de la lámina de agua, caudal entrante, etc. Estos piezómetros pueden ir instrumentados para transferencia de datos en tiempo real mediante dispositivos "*inlayer*." Se han probado distintas marcas en prácticamente los ocho lugares demostrativos de MARSOL, con buenos resultados en general. El intercambio de experiencias entre socios que han probado diferentes marcas comerciales apunta a la robustez de los sensores como el principal criterio para su selección.

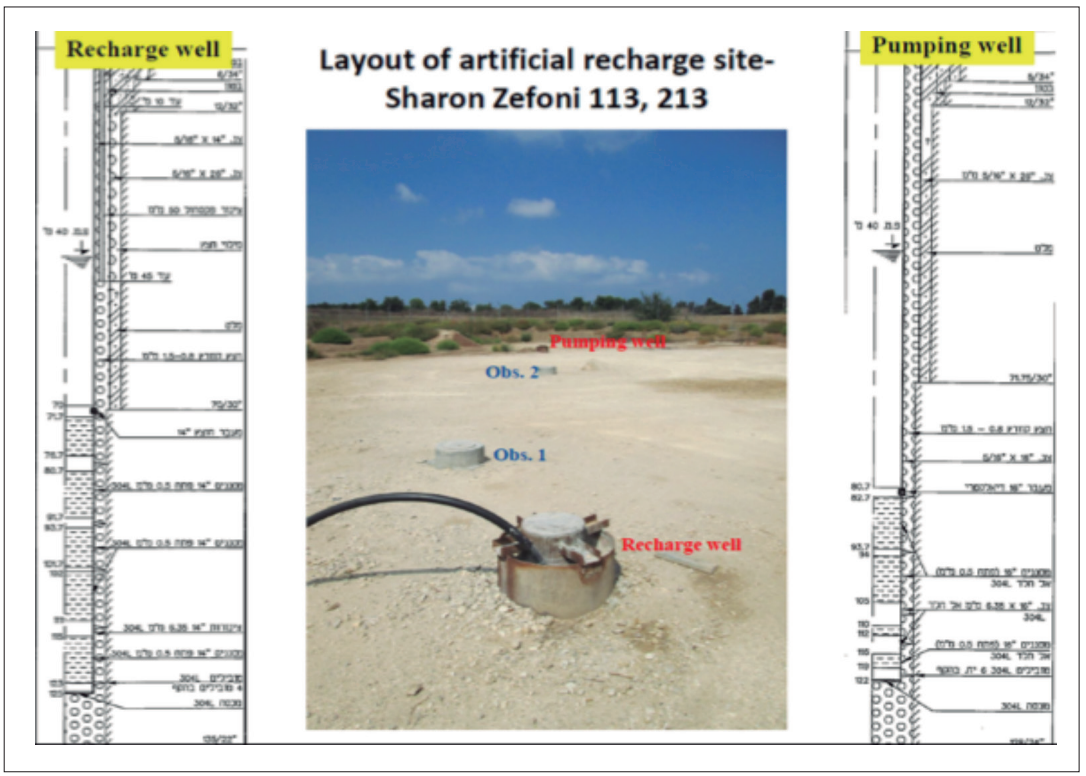
41 – Empleo de sistemas de prevención contra la colmatación: p. ej. protección catódica…
La conservación de los sondeos requiere técnicas preventivas que retrasen el desarrollo de los procesos colmatantes. Existen algunas técnicas complementarias, tales como la protección catódica que reduce al mínimo las reacciones electrocinéticas que facilitan el aumento de la colmatación. Se aplica en Serchio. A este respecto hay literatura hidrogeológica específica, p. ej. Pyne 1995 para casos en los Estados Unidos.

A modo de ejemplo, algunas de las técnicas aplicadas en el lugar de demostración Menashe (Figura 23.27) han conducido a proponer un borrador de guías en el diseño de nuevos pozos de recarga artificial (Mekorot 2015):

- El principal problema de colmatación se debe a la entrada de aire al circuito en la propia agua de recarga.
- La mejor construcción es para un diámetro exterior (26″-30″) y la rejilla filtrante de 14-16″ de diámetro. El uso de malla de acero inoxidable Johnson o PRFV son las alternativas más destacables.

- Perforar con agua o lodos biodegradables.
- Instalación de varios piezómetros para medir los cambios en el nivel del agua durante la recarga (medición de la tasa de colmatación y establecimiento de un protocolo de prevención).
- El nivel de agua debe ser controlado durante la recarga para impedir el arrastre de aire (recarga *bottom-up*, ver Figura 23.19 como ejemplos ilustrativos).
- La tubería de inyección debe evitar la entrada de aire (estar totalmente llena de agua).
- El agua de inyección debe ser clara con un nivel de turbidez de aproximadamente 0.1 NTU.

Figura 23.27. Ejemplo del diseño de ASTR en Zenfone, Menashe (Israel), tomada de Mekorot 2015.



Aspectos operativos (S. T. 42 A 46)

42 – Uso de sistemas duales que permitan la limpieza de un dispositivo mientras el otro esté funcionando

La duplicación de algunos dispositivos permite ciertas ventajas operativas o de gestión, lo que conduce a una mayor eficiencia, sin embargo conlleva el problema de duplicar costes. Algunos ejemplos de sistemas duales se prueban en Algarve y Serchio. Su aplicabilidad queda, por tanto, directamente supeditada a la disponibilidad presupuestaria.

43 – Limpieza de vegetación del fondo de los dispositivos MAR

La decisión de llevar a cabo limpiezas periódicas o permitir el crecimiento de la vegetación es una cuestión controvertida (Archer *et al.* 2002) en los dispositivos de recarga superficiales. Las raíces de las plantas situadas en el fondo de balsas o canales de infiltración tienen consecuencias directas sobre el volumen recargado, dado que estas perforan y rompen la capa colmatada haciéndola más esponjosa, disminuyen la cantidad de nutrientes del suelo (que pueden afectar a las aguas subterráneas nativas) y reducen el oxígeno disuelto en el agua de recarga, lo que conlleva un aumento de la tasa de infiltración. Sin embargo, requieren cierto consumo de agua y su crecimiento puede ser permitido hasta un cierto límite.

En Algarve (Figura 23.28), la vegetación se elimina cada cierto tiempo (Río Seco, Alcantarinha). En Brenta, Serchio y Menashe los dispositivos se limpian cuando se considera necesario.

Figura 23.28. Eliminación de vegetación de la balsa de infiltración en Alcantarilha, Algarve.



En Los Arenales, la vegetación se ha eliminado tradicionalmente al término de cada ciclo de recarga: Sin embargo, algunas áreas respetan el crecimiento de vegetación, con el fin de permitir el estudio de su efecto sobre la tasa de infiltración. Un ejemplo es el biofiltro verde en el esquema de "tripletas" (S. T. nº 12), donde se permite el desarrollo de vegetación durante un cierto tiempo, con limpieza selectiva respetando las especies más apropiadas. Las mejores plantas para este fin son aquellas herbáceas hidrófilas de ciclo anual corto, rápido crecimiento, alta expansión radicular y facilidad de extracción con raíces. Algunas especies que pueden cumplir estos requisitos para la zona de Los Arenales son:

- *Dactylis glomerata*
- *Agrimonia Eupatoria*
- *Althaea officinalis*
- *Althaea hirsuta*
- *Carum verticillatum*
- *Elymus hispidus subsp. hispidus*
- *Galium palustre*
- *Pseudacorus Iris*
- *Lolium rigidum subsp. rigidum*
- *Erectum Sparganium*
- *Tetragonolobus maritimus var. hirsutus*
- *Triglochin palustris*
- *Ranunculus repens*

Las plantas deben ser específicas para cada ámbito de actuación dependiendo de las condiciones de cada zona. La experiencia llevada a cabo en los distintos lugares de demostración del proyecto no es concluyente por ahora, si bien los resultados alcanzados en Los Arenales pueden ser considerados positivos (San Sebastián *et al.*, 2016).

44 – Plantación específica durante cualquier época del año.
Esta solución técnica se basa en la plantación de especies adecuadas, debido a que, como se ha comentado anteriormente, las raíces preparan el terreno, permitiendo un mayor paso del agua y por tanto una mayor tasa de infiltración (además de las plantas que crecen de forma natural; ver S. T. anterior).

En el caso de Brenta (Figura 23.29), el empleo de vegetación arbustiva de hoja caducifolia de gran tamaño trae problemas en la época otoñal, cuando las hojas se desprenden, alcanzan el fondo del canal y representan un impedimento físico importante para la recarga. De ahí la necesidad de cubrir los canales durante algunas épocas del año o llevar a cabo limpiezas del fondo. Esta acción es generalizable.

Figura 23.29. Campo de infiltración forestal en Brenta (Italia).



45 – Frecuencia de las técnicas de limpieza.
En los distintos lugares de demostración, la frecuencia varía entre cada temporada o ciclo y cada 3-4 años, siendo cada vez que se necesita (Algarve), estacionalmente (Brenta), anual (Serchio), dos veces al año (Los Arenales), cada 3-4 años (Menashe), y periódicamente (Llobregat, Malta Sur).

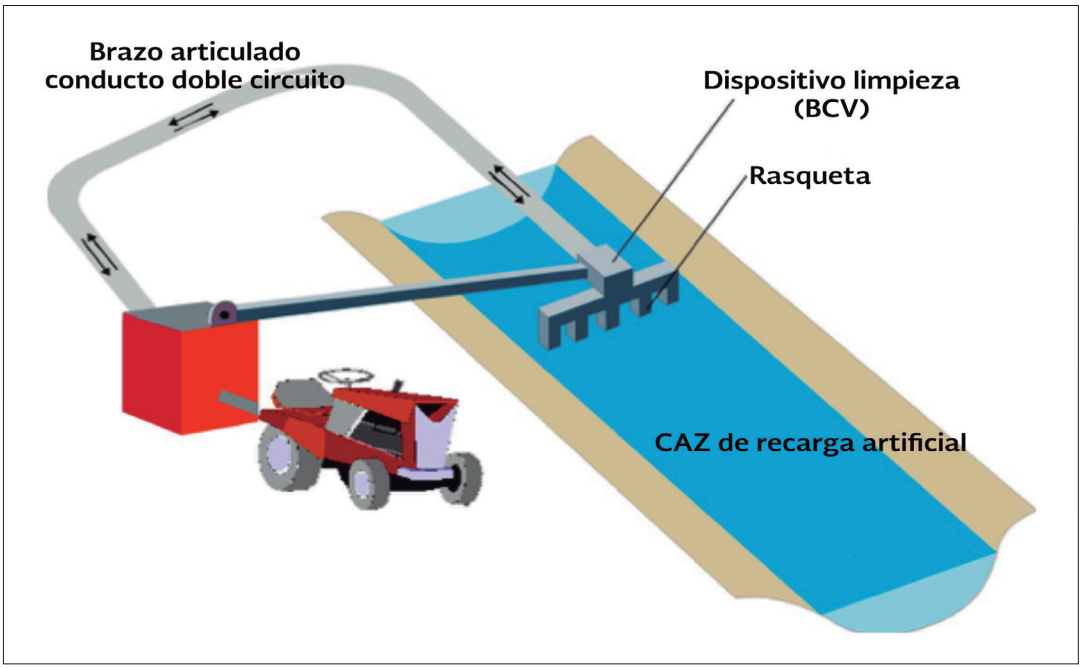
Al final de cada ciclo MAR es habitual rastrillar la superficie del *cake*, baños químicos de ácido, someter al *cake* a ciclos de secado o congelación, empleo de BCV, etc. (Pérez-Paricio, 2007). La acción se puede realizar durante el ciclo si el dispositivo está equipado con un sistema dual o por fuerza mayor.

46 – Uso Vehículos de limpieza de balsas (*BCVs* por sus siglas en inglés).
Según la experiencia general, la opción más recomendable es la limpieza periódica del lecho de forma simultánea a las operaciones. Para ello, según las condiciones específicas de cada zona y del tipo y morfología de los dispositivos MAR, la presencia de pasos, dispositivos de parada, etc. dificultan las labores de limpieza; mientras que la existencia de una vía de servicio paralela a los canales la facilitan. Una acción altamente recomendable es el diseño y construcción de vehículos de limpieza de balsas.

En Los Arenales se ha probado un prototipo de BCV específico que permite la descolmatación mecánica y química y que va acoplado a una maquinaria que circula por la vía de servicio (Diseño esquemático del BCV específico propuesto para la zona de Los Arenales. Modificado de (Fernández, 2005).). Este BCV debe contar con una cuchilla o rasqueta para la extracción del *cake* del fondo, un brazo largo y abatible que permita operar sobre el caz desde la vía de servicio, y su abatimiento al llegar a los pasos, paradas, etc. sin tener que introducir un dispositivo en el caz de recarga que deba extraer y volver a introducir al avanzar en las labores de limpieza. El material que se extraiga debe ser desbastado y decantado por gravedad. Cabe la posibilidad de llevar a cabo un tratamiento químico del material antes de su reimplantación, o bien su retirada a vertedero y reemplazo por arenas limpias, dotando al vehículo principal de un sistema de remolque.

En Los Arenales el prototipo de BCV se encuentra en desarrollo, introduciendo ligeras modificaciones a los tractores o excavadoras. En Menashe el BCV consiste en un tractor con accesorios seleccionados. En caso de obtenerse resultados positivos convendría realizar BCVs a mayor escala.

Figura 23.30. Diseño esquemático del BCV específico propuesto para la zona de Los Arenales. Modificado de (Fernández, 2005).



23.3.1.4. Soluciones técnicas relativas a los parámetros de gestión, buenas prácticas y criterios de utilización.

Tabla 23.7. **Índice de Soluciones Técnicas relativas a los parámetros de gestión, buenas prácticas y criterios de utilización (S. T. 47 a 73).**

47- Operación: Parámetros de gestión y técnicas ex situ relacionadas con la gestión del agua, gobernanza,…
48- Elección del período y lugar más idóneos para la actuación MAR
49- Iniciar los ciclos MAR de manera “suave”
50- Control del caudal de entrada y su velocidad (automático/manual)
51- Sistemas duales: dispositivos de recarga duplicados para gestionar actividades de recarga y limpieza alternas
52- Fuentes alternativas de agua y la gestión de la recarga
53- Seguimiento y corrección de las propiedades químicas del agua durante el ciclo de recarga
54- Mantenimiento: Protocolo específico para el control de la colmatación
55- Protocolo de aspectos hidromecánicos correctos en el espacio y el tiempo: presión en el interior del circuito..
56- ¿Programas específicos de limpieza y mantenimiento o decisiones tomadas “sobre la marcha”?
57- Sistema de apoyo a la toma de decisiones: Diseño de un sistema integrado (en el que todos los elementos están interrelacionados)
58- Promover la participación de los agricultores u otros agentes sociales y partes interesadas en la gestión del agua
59- Limitación del abonado y el uso de fertilizantes en general
60- Instalación de depuradoras y minimizar el vertido de efluentes incontrolados.
61- Establecimiento de un perímetro de protección alrededor de las actuaciones MAR
62- Uso de dispositivos de protección para la fauna y el hombre en las instalaciones MAR
63- Regulación del uso público
64-Gestión: Adopción temprana de las mejores técnicas disponibles (MTD)
65- Diseño y aprobación de un Programa de Vigilancia y Control
66- Construcción de presas específicamente diseñadas para la actuación MAR
67- Construcción de una EDAR específicamente diseñado para una actuación MAR
68- Aquellas actuaciones realizadas en virtud de un proyecto específico de I + D, ¿hay algún mecanismo de garantía para que el sistema siga operando después de la finalización del proyecto?
69-¿Existen directrices específicas relativas a la operación?

70- Uso de sensores para monitorizar la turbidez, oxígeno disuelto, temperatura.. ya sea en remoto o con sensores instalados en los dispositivos de superficie.
71-REUTILIZACIÓN. Utilización de pozos construidos previamente y diseñados para usos distintos (cambio de uso: recarga)
72- Utilización de elementos previos existentes para mejorar la eficiencia MAR, por ejemplo, RBF inversa o directa, uso de dolinas, sumideros..
73- Uso de elementos anteriores preexistentes para sistemas MAR de superficie, como presas y diques, meandros,…

Operación (S. T. 47-53)

47 – Parámetros de gestión y técnicas ex situ relacionadas con la gestión del agua, gobernanza,…
En Los Arenales los parámetros de gestión los decide la comunidad de regantes con el asesoramiento de expertos. En Brenta y Serchio se deciden después de recibir la información de monitoreo que proporcionan los piezómetros. En Menashe sin embargo, se deciden cuando los volúmenes de infiltración se encuentran entre ciertos límites (de 5 a 10 metros cúbicos por segundo).

Es necesario complementar las técnicas aplicadas en campo con una serie de parámetros y técnicas de gestión fuera de las instalaciones, tales como la elección de la época más adecuada para la recarga o el lugar más adecuado para llevarla a cabo.

48 – Elección del período y lugar más idóneos para la actuación MAR.
En Algarve y Los Arenales la elección está supeditada a la concesión administrativa. En Brenta la decisión la toma la organización interna responsable de la actuación MAR (consorcio Brenta). En Menashe la actividad se realiza durante todo el año, aumentando en la época de invierno y por último, en Malta está directamente relacionada con la disponibilidad (Estación de depuración de aguas residuales).

El período para recargar está relacionado bien con las condiciones ambientales (precipitación/ disponibilidad de agua proveniente de la EDAR) u obligaciones relacionadas con las normas administrativas (concesiones de las autoridades de gestión del agua).

49 – Inicio de los ciclos MAR de manera "suave".
Para aquellos casos en los que la recarga se realiza de manera intermitente (Los Arenales, Brenta),

es conveniente que los ciclos se inicien de manera suave. Otros lugares, como Menashe, se ven forzados a actuar según las condiciones ambientales, tales como la escorrentía.

Un arranque progresivo o inicio "suave" incluye:

- Garantizar el control del caudal de entrada y la velocidad permanente, ya sea in situ o mediante control remoto (caudalímetros o sensores que midan el nivel freático).
- En algunos casos específicos, algunas estaciones de control de la calidad del agua en tiempo real permiten interrumpir o paralizar la acción de forma automática a distancia si se superan determinados parámetros y evitar así inundaciones y otros problemas.

Figura 23.31. (a) Pozo de recarga en Algarve instalado por agricultores sin asesoramiento que fue mejorado con criterios técnicos exponiendo a los agricultores la S.T. nº 20 (a). Llenado de la balsa de infiltración en Llobregat (b).



50 – Control del caudal de entrada y su velocidad (automático/manual)

Todos los lugares de demostración MARSOL tienen un control manual (Figura 23.32) de las operaciones, excepto Serchio y Menashe, donde se realiza de manera automatizada.

Figura 23.32. Sistema de apertura manual de la válvula de derivación de agua del río hacia la planta de recarga en Los Arenales.



El programa de recarga debe diseñarse para poder controlar la entrada de agua con una válvula de manera manual, cuando la gestión depende de las circunstancias climáticas. En general, la recarga se minimiza en los días en los que se producen heladas para evitar la formación de costras carbonatadas, ya que se disminuye de manera considerable la infiltración. De la misma manera, es conveniente disminuir el caudal de entrada o detener la actuación en días de tormentas que aumentan la turbidez del agua proveniente del río, y esto ocasiona un incremento de los procesos de colmatación y sedimentación.

51 - Sistemas duales: dispositivos de recarga duplicados para gestionar alternativamente actividades de recarga y limpieza.

Esta solución tecnológica fue presentada como nº 42 relacionada con las actuaciones en el medio receptor (tanto en suelo como acuífero) y es considerada de nuevo, en este caso relacionada con parámetros de gestión.

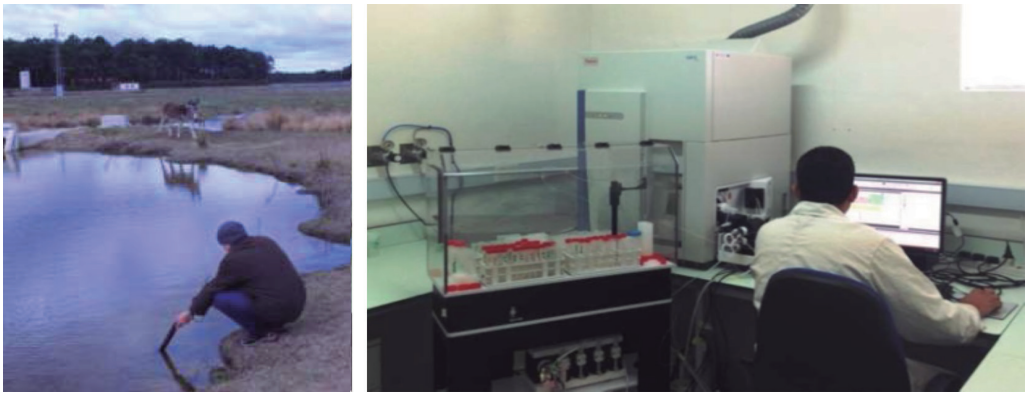
Su aplicación se lleva a cabo, de manera habitual, en lugares de cierta complejidad técnica y de una escala suficiente para permitir que los costes compensen. En ninguno de los lugares de demostración se han dado estas condiciones en relación con parámetros de gestión.

52 - Fuentes alternativas de agua y la gestión de la recarga.
La fuente de agua y su disponibilidad y otras características son un parámetro decisivo en la gestión de una actuación de recarga. En algunos casos, puede ser combinada (agua de río, agua de escorrentía y EDAR) como ocurre en Los Arenales-Alcazarén, en otros, agua proveniente de escorrentía, EDAR, y planta de desalinización, como sucede en el caso de Menashe. Esta solución técnica está estrechamente relacionada con la S. T. nº 1. La mayoría de las decisiones se toman atendiendo a la disponibilidad de agua de todas las fuentes posibles y las condiciones ambientales de cada planta de manejo de recarga de acuíferos.

53 - Seguimiento y corrección de las propiedades químicas del agua durante el ciclo de recarga.
En todos los lugares del proyecto MARSOL se realiza un seguimiento de las características del agua de recarga (Figura 23.33). Es recomendable un control permanente del agua al comienzo de cada ciclo de recarga. Los parámetros inestables más importantes son la temperatura, el total de sólidos disueltos, los sólidos en suspensión, el oxígeno disuelto y el carbono orgánico total en las aguas de recarga Se recomienda el uso de sondas multiparamétricas para controlar otros parámetros relevantes, tales como conductividad, concentración de nitratos o el pH.

Anteriormente se han presentado algunas medidas para corregir ciertos parámetros, como la reducción de sólidos disueltos totales (SDT) en las aguas de recarga utilizando dispositivos de decantación y filtración (nº 8); control del pH en el medio receptor a través de la adición de ácidos o bases dependiendo de las condiciones del entorno, con especial atención para evitar precipitados (nº 9); evitar el incremento de oxígeno disuelto en el agua (nº 20-21), etcétera.

Figura 23.33. Monitoreo de la calidad del agua in-situ con una sonda paramétrica en Los Arenales (a) y análisis de la calidad de agua en laboratorio en Malta Sur (b).



Mantenimiento (S. T. 54-56)

54 - Protocolo específico para el control de la colmatación.

En Algarve y Los Arenales (Figura 23.34), el diseño de protocolos específicos para controlar los procesos colmatantes es una solución técnica que se encuentra en estudio, si bien todos los técnicos coinciden en que es necesario desarrollar una serie de actividades o pasos para reducir la colmatación.

Figura 23.34. Muestreo y caracterización de los procesos de colmatación en Los Arenales.



Un ejemplo de este tipo de protocolos ha sido el desarrollado en Menashe (Mekorot 2015), que en resumen postula:

- La colmatación en el pozo de recarga es el principal problema en el mantenimiento de su capacidad y eficiencia.
- El método de regeneración de cada pozo debe determinarse para cada situación concreta de acuerdo con el tipo y origen de la colmatación (física, química, biológica…)
- El agua desalada en Israel tiene una baja cantidad de sólidos en suspensión y materia orgánica. En estas condiciones, los procesos de colmatación más preocupante es la gaseosa.
- Es recomendable el lavado inverso (backwashing) periódico de los pozos de recarga en momentos específicos. La frecuencia debe determinarse después de ejecutar un piloto o prueba.
- Es frecuente la aplicación de un instrumento hidráulico que permite inyectar y bombear desde el mismo instrumento, p. ej. Baskiflow para el control de la válvula conectada a la tubería de PRFV).

55 - Protocolo de aspectos hidromecánicos correctos en el espacio y el tiempo: presión en el interior del circuito de tuberías..

Además de controlar la evolución de la calidad del agua, los aspectos hidromecánicos deben estar bajo control permanente en circuitos cerrados y tuberías. Algunos ejemplos de aplicación se han encontrado en Israel (zona de Tel Aviv) (Figura 23.35). En Malta Sur se espera que sea desarrollada en breve.

Figura 23.35. Control de los dispositivos de presión de un circuito cerrado de tuberías en la zona de Tel Aviv.



En Los Arenales (Figura 23.36) y Serchio se recogen de forma automática medidas de relativas al caudal.

Figura 23.36. Filtro de arena equipado con un caudalímetro en Los Arenales.



56 - ¿Programas específicos de limpieza y mantenimiento o decisiones tomadas "sobre la marcha"?
En los lugares de demostración del Algarve y Lavrion estas labores se realizan por demanda. En Los Arenales y Llobregat se realizan de acuerdo con el presupuesto disponible. En otros casos hay una organización interna responsable de la decisión (Brenta).

Los programas de limpieza y mantenimiento de las dispositivos MAR más habituales se realizan o bien en función del presupuesto disponible o cuando es necesario.

Sistemas de ayuda a la toma de decisiones (S. T. 57- 63)

Cualquier código aplicable a una zona en la que se lleven a cabo operaciones de AR debe considerar, al menos, las siguientes cuestiones:

57 – Diseño de un sistema integrado (en el que todos los elementos están interrelacionados).
La interoperabilidad es una técnica habitual para lograr una alta eficiencia de los dispositivos MAR. Permite una rápida sustitución o mejora de los elementos cuando sucede algún problema. Un sistema integrado también permite conocer la respuesta del acuífero y poder abordar la recarga en enclaves ecológicos o medioambientales adyacentes que precisan una restauración, etc.

Algunas de las principales operaciones que deben considerarse en un sistema integrado son:

- El uso de pozos secos abandonados para la recarga artificial.
- El uso de trincheras para la conducción del agua.
- Creación de circuitos cerrados entre el pozo de extracción y la zona de recarga, dotados de una bomba peristáltica.
- Alternativas de construcción conjunta.
- Control y supervisión permanente.

58 - Promover la participación de los agricultores u otros agentes sociales y partes interesadas en la gestión del agua.
En el Algarve y Los Arenales hay una intensa participación de las partes interesadas, especialmente con los agricultores, quienes se involucran en la gestión de los dispositivos con mayor o menor éxito técnico durante la etapa de asesoramiento y formación (ver ejemplo de la Figura 23.31). Es

conveniente como solución técnica organizar talleres con la población local (Figura 23.37) donde puedan satisfacer su curiosidad sobre la técnica de recarga artificial.

La intervención de la población y otras partes interesadas en los procesos de gestión dota de una mayor flexibilidad a las actuaciones, y proporciona ciertas ventajas (la disponibilidad de personal, intervención rápida en caso de monitorización remota, mayor compromiso y vigilancia, etc.). Por otra parte, las partes interesadas son los principales beneficiarios de su propia conducta ya que adquieren cierta reputación y son apreciados por la comunidad, además de ser los usuarios finales de las actuaciones MAR. Un buen ejemplo son los agricultores y el uso del agua de recarga para riego.

Figura 23.37. MAR4FARM, taller organizado en Los Arenales en marzo de 2015 para fomentar el encuentro e intercambio de información con la población local.



59 – Limitación del abonado y el uso de fertilizantes en general
La limitación de agroquímicos (abonos, fertilizantes, pesticidas, etc.) está regulada en Lavrion, Brenta y Algarve (zona declarada vulnerable a la contaminación difusa por nitratos). En Los Arenales hay una propuesta específica para la regulación aparte de las directrices obligatorias de calidad del agua.

Esta solución técnica es especialmente importante en zonas agrícolas de regadío por el efecto que puede tener los productos que utilizan los agricultores en las aguas subterráneas.

60 – Instalación de depuradoras y minimizar el vertido de efluentes incontrolados
El vertido de efluentes no tratados es un problema para las aguas subterráneas que afecta a su calidad y a sus posibles usos finales. Este inconveniente se reduce mediante la instalación de plantas de tratamiento de aguas residuales y mediante labores de concienciación a la población local para minimizar el vertido de dichos efluentes.

En los lugares de demostración hay en general un conocimiento sobre este tipo de impactos y no hay necesidad de medidas especiales para prevenir estos vertidos.

61 – Establecimiento de un perímetro de protección alrededor de las actuaciones MAR
Hay diferentes escenarios como una organización interna (Brenta, Los Arenales); y en algunos casos es inviable debido a la escasez de terreno (Malta). Sólo en un caso, Menashe, hay perímetro alrededor de la planta MAR de dos kilómetros, la cual es la mejor solución técnica sin duda.

El establecimiento y la zonificación de un perímetro de protección ordenando las actividades en el área afectada no se ha realizado todavía oficialmente en ningún caso, si bien es una opción a considerar en cada planta de recarga artificial del mundo.

62 – Uso de dispositivos de protección para la fauna y el hombre en las instalaciones MAR
En general, existen barreras físicas alrededor de las instalaciones MAR para evitar posibles incidentes con animales y hombres (Figura 23.38). La mayoría de los dispositivos en los distintos lugares de demostración se encuentran protegidos con un vallado.

Figura 23.38. Protección de la balsa de infiltración en la región del Carracillo, Los Arenales, Segovia, España.



63 – Regulación del uso público

No existe ninguna regulación relacionada con el uso público en los lugares MARSOL, a excepción de algunos humedales relacionados con la actividad de recarga en Los Arenales, donde se han realizado algunas actividades relacionadas con la promoción de actividades científicas, educativas y ambientales. En Malta se prevé diseñar una regulación inminentemente.

Gestión (S. T. 64-70)

64 - Adopción temprana de las mejores técnicas disponibles (MTD).

De acuerdo a las referencias, las mejores técnicas disponibles (MTD) deberían adoptarse tan pronto como se consideren de una eficacia probada. Una encuesta enviada a los técnicos de las distintas experiencias MARSOL arrojó como conclusión que es necesario que las MTD sean analizadas para cada condición específica previamente a su aplicación.

65 - Diseño y aprobación de un Programa de Vigilancia y Control.
El diseño y establecimiento de un Programa de Vigilancia y Control es una cuestión clave en el éxito de la actuación, ya que controla la evolución de los dispositivos MAR y registra la evolución de los principales parámetros a distancia, proporcionando información sobre su eficiencia. Los sistemas empleados en las experiencias del proyecto utilizan un volcado de datos por telecontrol mediante dispositivos tipo MDS3 al ordenador del centro operativo por vía GSM. (Los Arenales, Llobregat, Brenta, Serchio, Menashe y Malta Sur), aunque también se están llevando a cabo nuevas pruebas con dispositivos más rentables desde el punto de vista económico, un ejemplo de ello es la utilización del dispositivo de placa sencilla *Raspberry pi* en Los Arenales y Serchio.

Por lo general se proponen algunas medidas específicas, tales como el establecimiento de sistemas de alerta temprana para evitar inundaciones o medidas que minimicen el impacto visual de algunas instalaciones. El programa de vigilancia y control debe incluir, además:

- Protocolo específico de control de la colmatación basado en el seguimiento de parámetros simples.
- Diseño de protocolos y combinaciones de los aspectos hidromecánicos en el espacio y tiempo correctos.
- Tratamiento de la actuación como un "sistema integral" en el que todos los elementos están interrelacionados.

66 - Construcción de presas específicamente diseñadas para la actuación MAR.
En los casos en los que hay derivación de agua del río para su posterior uso en la recarga, el diseño de la presa juega un rol importante en la eficacia de la estructura MAR. En Algarve (Cerro do Bardo) y en Los Arenales las presas fueron diseñadas específicamente para este propósito. En el río Serchio, el sistema RBF tiene también un diseño adaptado y específico.

En Los Arenales, concretamente en la región del Carracillo, la construcción de una presa específica justamente en donde se drena el acuífero (Figura 23.39), ha hecho que nivel del agua en el río se haya elevado y por consiguiente el nivel freático en todos los pozos ubicados en la zona cercana (Macías *et al.* 2014). Esta acción ha supuesto el ahorro de energía de hasta un 40% de los costes de bombeo de los agricultores (MARSOL 2016).

Figura 23.39. Estación Depuradora de Aguas Residuales de la experiencia MARSOL "Malta Sur" mostrando (en rojo) la ubicación de los cuatro pozos de monitoreo.

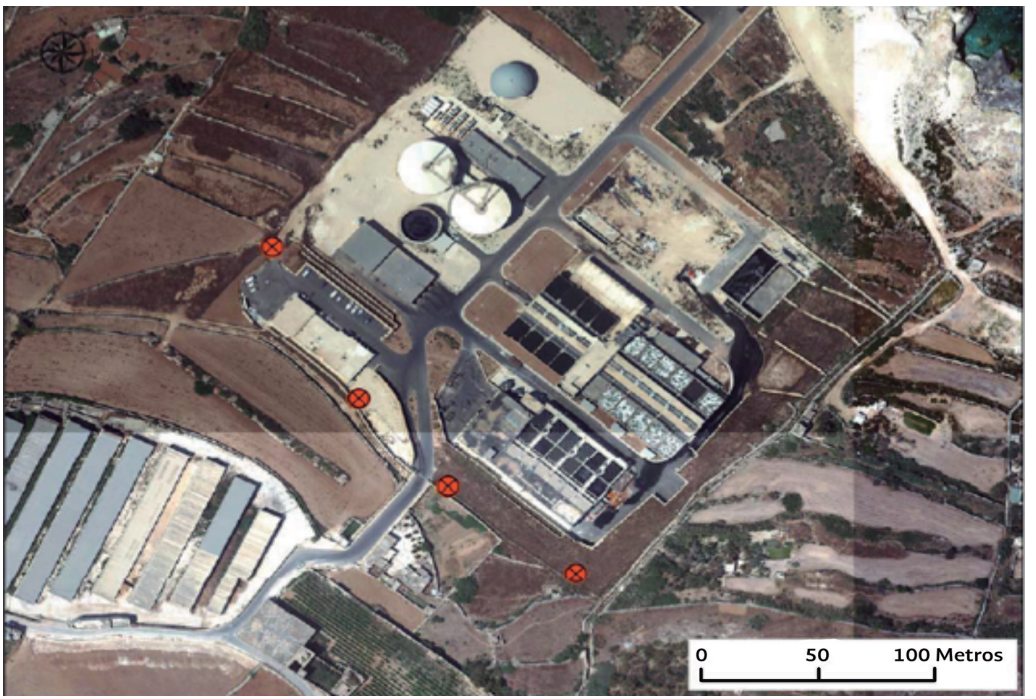


La solución técnica principal debe residir en la posibilidad de añadir estructuras o un sistema de tratamiento previo del agua de recarga, para aumentar la eficacia de la actuación.

67 - Construcción de una EDAR específicamente diseñado para una actuación MAR

Al contrario que en el caso anterior, la mayor parte de la EDARs que se utilizan para actuaciones de recarga estaban presentes antes de que la actividad se iniciase, actuando como una fuente complementaria al agua de recarga proveniente de la derivación del río o de la escorrentía (Los Arenales y Algarve). Sin embargo, en Malta Sur la EDAR (Figura 23.40) la EDAR fue diseñada específicamente teniendo en cuenta su futura función para hacer frente a la intrusión marina del acuífero costero mediante la recarga del agua de la misma a través de sondeos de inyección. Las conexiones, uniones, by-pass, etc. fueron diseñados específicamente para la recarga, evitando potenciales defectos.

Figura 23.40. Estación Depuradora de Aguas Residuales de la experiencia MARSOL "Malta Sur" mostrando (en rojo) la ubicación de los cuatro pozos de monitoreo



68 – Aquellas actuaciones realizadas en virtud de un proyecto específico de I + D, ¿hay algún mecanismo de garantía para que el sistema siga operando después de la finalización del proyecto? Este es un problema habitual en la mayoría de las instalaciones MAR experimentales. Las medidas adoptadas para evitar el abandono son la donación a las partes interesadas y población local, siempre habiendo realizado actuaciones de información y sensibilización de la técnica MAR durante el proyecto o posteriormente, esto determinará el futuro éxito y continuidad.

En Lavrion, las instalaciones son utilizadas para actividades con distintos proyectos consecutivos, mientras que en Los Arenales la construcción fue transferida a la Comunidad de regantes, actuales responsables del mantenimiento y uso adecuado. Las balsas de recarga de Llobregat se utilizan para

actividades propias (CETaqua 2013), así como en Malta sur. En Menashe, la empresa Mekorot es la responsable de los dispositivos y de la investigación.

69 - ¿Existen directrices específicas relativas a la operación?
Las directrices relativas a la operación operativas deben ser parte esencial de cualquier actuación MAR, además se deben incluir *benchmarks* o indicadores relacionados con el ámbito económico que demuestren el éxito que puede suponer la recarga artificial de acuíferos en la gestión eficiente del agua, ahorrando costes. Un ejemplo de ello, lo encontramos en el acuífero de Los Arenales donde se han adoptado directrices de una proposición privada (Fernández 2005) calculándose una reducción en el costo de bombeo de hasta 40% en aproximadamente 100 pozos debido a la elevación del nivel freático (ver Los Arenales movie de 2015, Fernández *et al*. 2015). En Serchio y Menashe se espera la implantación de directrices próximamente.

70 - Uso de sensores para monitorizar la turbidez, oxígeno disuelto, temperatura.. ya sea en remoto o con sensores instalados en los dispositivos de superficie.
Esta solución técnica está estrechamente relacionada con la nº 53 y es una de las más importantes en la gestión de una actuación de recarga ya que proporciona información indispensable. Todos los lugares de demostración MARSOL disponen de sensores para monitorear diferentes parámetros de la calidad de las aguas.

Una cuestión clave es aquella que concierne a la estandarización de los datos recogidos con el fin de una interpretación sencilla y uniforme de cualquier actuación MAR en las distintas partes del mundo, esto ayudaría a avanzar en la tarea de comparar diferentes actuaciones, así como en el establecimiento de indicadores de eficiencia y eficacia de los dispositivos. Uno de los paquetes de trabajo del proyecto MARSOL (WP-11) tiene como objetivo esta tarea.

El vandalismo (Figura 23.41) es uno de los principales problemas que se encuentran en la tarea de recibir datos continuos, fiables y de calidad, por lo que es altamente recomendable la instalación de vallas, candados y otros sistemas de protección que protejan los sensores y sus sistemas de transferencia de datos en remoto, para poder obtener series de datos coherentes y con continuación en el tiempo.

Figura 23.41. Estación Depuradora de Aguas Residuales de la experiencia MARSOL "Malta Sur" mostrando (en rojo) la ubicación de los cuatro pozos de monitoreo.

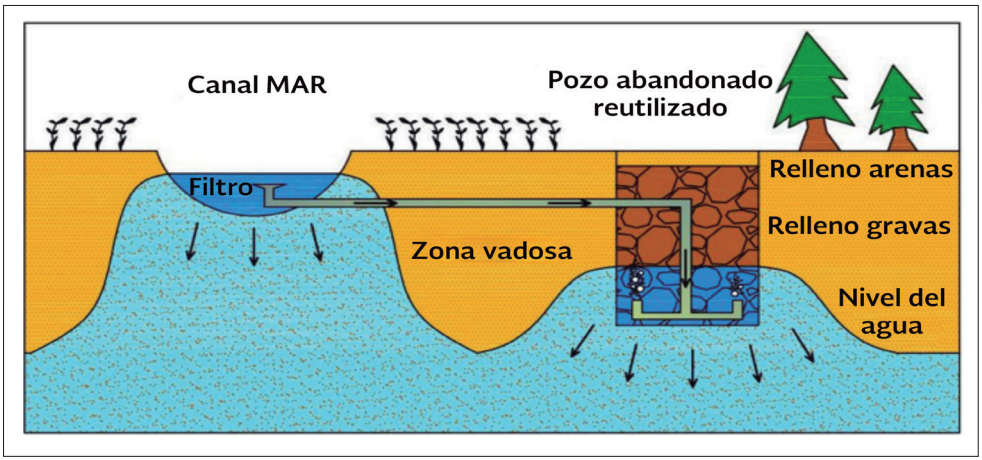


Reutilización de estructuras preexistentes (S. T. 71-73)

71 – Utilización de pozos construidos previamente y diseñados para usos distintos (cambio de uso: recarga).

Algunos pozos que se han vuelto improductivos o secado debido a la disminución del nivel freático en la zona se pueden "reutilizar" cambiando su uso y convirtiéndolos en pozos de recarga. El esquema muestra su puesta en marcha mediante la conexión con un dispositivo MAR de superficie (Figura 23.42).

Figura 23.42. Esquema para la reutilización de un pozo abandonado o en desuso.



En la experiencia MAR llevada a cabo en Los Arenales, dos antiguos pozos han sido objeto de reutilización, se conectaron a un canal MAR mediante una tubería, es preciso un acondicionamiento previo del dispositivo, de manera que esté enrejillado en su totalidad, el pozo debe contar con un empaque de gravilla o arena gruesa lavada y un tratamiento previo de las aguas de escorrentía mediante filtros y sistemas de decantación, suponiendo un dispositivo MAR invisible, barato y productivo que aumenta la eficiencia del sistema (ver Figura 23.43). Dos pozos más han sido "reutilizados" en el Algarve (Cerro do Bardo y Noras).

Figura 23.43. Ejemplo de reutilización de un pozo en desuso y su conexión al canal de infiltración en Santiuste, Segovia (Experiencia MARSOL en Los Arenales).



Este caso específico ha traído un nuevo lema*: "No cierres un pozo, reutilízalo"*.

72 - Utilización de elementos previos existentes para mejorar la eficiencia MAR, por ejemplo, RBF inversa o directa, uso de dolinas, sumideros..

Existen otros ejemplos de estructuras preexistentes utilizadas en la recarga de acuíferos aparte de los pozos, en especial relacionadas con los sistemas RBF usando un pozo cavado en la orilla del río. Los lugares de demostración de Serchio y Los Arenales tienen ejemplos de este tipo (ver Figura 23.44).

Figura 23.44. Sistema RBF directo e inverso en Serchio (a) y Los Arenales (b), respectivamente.



El uso de sumideros para alcanzar directamente al acuífero es una práctica que no se da en ninguna experiencia en el proyecto MARSOL, sin embargo, hay algunos ejemplos en la literatura hidrogeológica, por ejemplo, en DINA-MAR 2010.

73 - Uso de elementos anteriores preexistentes para sistemas MAR de superficie, como presas y diques, meandros, canteras, minas…

Las experiencias llevadas a cabo con la reutilización de este tipo de estructuras reportadas por diferentes autores y distribuidas por otras partes del mundo, han concluido, que en general, este tipo de reutilización puede considerarse viable, positiva (Martin & Dillon 2002) y económicamente satisfactoria (Dillon 1996).

Esta solución técnica se lleva a cabo en Los Arenales con la reutilización de una presa ya existente para la derivación de agua del Río Cega y su utilización posterior en la recarga del acuífero subyacente

mediante balsas de infiltración. En la experiencia de Serchio está programada la reutilización de un meandro para recarga en un futuro.

Cualquier alternativa que se escoja debe tener en cuenta dos objetivos básicos:

- Mantenimiento del recurso actual del acuífero en las mejores condiciones de calidad y caudal disponible como elemento de gestión hídrica.
- Garantizar la calidad final del recurso según sea su destino final, evitando cualquier riesgo en el objetivo precedente.

23.4. Conclusiones

En estos tiempos en los que la escasez de recursos hídricos se ha convertido en un tema de interés general, la recarga artificial o técnica MAR se ha convertido en una alternativa sólida, seria, barata y segura para, combinada con las técnicas de gestión hídrica adicionales, encarar de manera frontal y solucionar problemas recurrentes relacionados con la escasez de agua y los efectos adversos del cambio climático.

"No es necesario" ser un científico para desarrollar un dispositivo de recarga gestionada, si bien hace falta unos conocimientos básicos de los métodos más apropiados, la tendencia a sistemas pasivos y permanentes y actualizar la sabiduría heredada de nuestros antepasados.

La disponibilidad de agua para recarga gestionada no está garantizada en numerosas instalaciones, de ahí la necesidad de incorporar fuentes alternativas y aguas procedentes de depuradoras (SAT-MAR).

La mayor parte de las plantas de recarga artificial presenta problemas complejos y variados, que, en general, son solucionados sobre la marcha, siendo la colmatación de sondeos y pozos el problema más grave que ha conducido en más casos al abandono de dispositivos.

Una estrategia conjunta para la conservación del agua en países iberoamericanos debe incluir la técnica MAR o recarga artificial como técnica de éxito, no solo para abastecimiento urbano e industrial sino también para usos medioambientales, combatir la intrusión marina, etc.

El corolario presentado ilustra una serie de opciones a tener en cuenta a la hora de implementar una solución a alguna disfunción concreta en dispositivos MAR.

El proceso sigue abierto y cada mejora trae de la mano otra mejora posterior en un proceso tan interminable como motivador.

Agradecimientos

Gran parte de las actividades presentadas han sido desarrolladas en el marco de los proyectos DINA-MAR, financiado por SEPI y Grupo Tragsa, y por miembros del equipo del Grupo Tragsa del proyecto europeo MARSOL Demostrating Managed Aquifer Recharge as a solution to water scarcity and drought (WP5), con el apoyo de la European Commission, convocatoria Water Inno-demo (FP 7) con Grant Agreement: GA 619120. El capítulo refleja el punto de vista de los autores y la Comisión Europea no tiene responsabilidad sobre las opiniones publicadas en el mismo.

Agradecimientos especiales a María Villanueva, Rodrigo Calero, Francisco García, Antonio Puelles y Francisco Quintanilla (Tragsa) por sus ideas y contribuciones para la elaboración de este capítulo.

Referencias

Aiken, G. 2002. *Organic matter in ground water*. US. Geological Survey Artificial Recharge Workshop Proceedings, April 2-4, 2002, Sacramento, California. US. Geological Survey Open-File Report 02-89.

Archer, N. A. L., Quinton, J. N. & Hess, T. M. 2002. *Below–ground relationships of soil texture, roots and hydraulic conductivity in two–phase mosaic vegetation in South–east Spain*. J. Arid Environ. 52(4): 535–553.

Ayuso Gabella, M. N. 2015. *Risk assessment and risk management in managed aquifer recharge and recycled water reuse: the case of Sabadell*. Thesis. Chemical Engineering Department , University of Barcelona.

Blaxejewski, M. 1979. *Gases in the ground and their effect during artificial recharge of groundwater*. Int. Symp. On Artificial Groundwater Recharge. Dortmund. Vol IV, paper VI. 4. DVWK, Bull. 14. Verlag Paul Parey. Hamburg-Berlín, pp. 59-70.

Bouwer, H. 2002. *Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering*. Hydrogeology Journal, volume 10, nº 2, april 2002.

CETaqua, Centro Tecnológico del Agua. 2013 *Enhancement of Soil Aquifer Treatment to Improve the Quality of Recharge Water in the Llobregat River Delta Aquifer*. Life+ ENSAT project 2010-2012 Layman's Report.

Cozzarelli, I. 2002. *Impact of organic contaminants on the evolution of aquifer geochemistry*. US. Geological Survey Artificial Recharge Workshop Proceedings, April 2-4, 2002, Sacramento, California. US. Geological Survey Open-File Report 02-89. April 2002.

Cushing, R., Pyne, D. G. R y Wilkes, D. R. 2003. *Aquifer Storage and Recharge Pre-treatment: Synergies of Bank Filtration, Ozonation, and Ultraviolet Disinfection*. Riverbank filtration: the future is now!. Proceedings of the Second International Riverbank Filtration Conference. Melin, G. (Ed.). September 16-19, 2003. Cincinnati, Ohio. National Water Research Institute. Fountain Valley, California.

Custodio, E & Llamas, M. R. 1983. *Hidrología Subterránea*. Ed Omega. Barcelona. 2 vols: 1-2450.

De Vries, J. & Simmers, I. 2002. *Groundwater recharge: an overview of processes and challenges*. Hydrogeology Journal Vol 10, nº 1. Feb 2002. AIH-Springer.

Diamantino, C., Lobo Ferreira, J.P. & Mota, R. 2008. *Ensaios de recarga artificial e aplicação de métodos geofísicos no leito do rio Seco (Projecto GABARDINE)*. Tecnologias da Água, nº 55, Edição II – Julho/Setembro 2008, 12-13 (en portugués).

Dillon, P.J. & Pavellic, P. 1996. *Guidelines on the quality storm water and treated wastewater for injection into aquifers for storage and reuse*. Centre for Groundwater Studies (CGS). Research Report nº 109. Australia, July, 1996.

DINA-MAR 2010. *DINA-MAR. Gestión de la recarga artificial de acuíferos en el marco del desarrollo sostenible*. Desarrollo Tecnológico. Colección Hidrogeología hoy. Título 6. Ed. Grafinat. noviembre de 2010. ISBN 978-84-614-5123-4, 496 pg. http://www.dina-mar.es/post/2012/02/08/DINA-MAR-Publicacion-final-del-proyecto-c2a1Inminente!.aspx. Coordinador, E. Fernández.

Dunne, T., Zhang, W. & Aubry, B. F. 1991. *Effects of rainfall, vegetation, and microtopography on infiltration and runoff*. Water Resources Res. 27: 2271–2285.

FAO. Oficina Regional para América Latina y El Caribe. 2000. *Manual de captación y aprovechamiento del agua de lluvia*. Experiencias en América latina serie: Zonas áridas y semiáridas no 13 (2000)".

Fernández Escalante, E. 2005. *Recarga artificial de acuíferos en cuencas fluviales. Aspectos cualitativos y medioambientales. Criterios técnicos derivados de la experiencia en la Cubeta de Santiuste, Segovia*. Tesis. Universidad Complutense de Madrid. ISBN 13: 978-84-669-2800-7.

Fernández Escalante, E. 2006. *Técnicas de tratamiento de suelo y acuífero (S.A.T.) aplicadas a la gestión de la recarga artificial*. Serie Hidrogeología Hoy. Grafinat, 2006 Nov.

Fernández Escalante, E. 2013. *Practical Criteria in the Design and Maintenance of MAR Facilities in Order to Minimize Clogging Impacts Obtained from Two Different Operative Sites in Spain*. In: Martin R (ed.) Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods. IAH Commission on Managing Aquifer Recharge. 119-154. www.iah.org/recharge/clogging.htm.

Fernández Escalante, E. 2014. *2002-2012, una década de recarga gestionada. Acuífero de la Cubeta de Santiuste (Castilla y León)*. Libro editado por Tragsa. Abril 2014. ISBN 84-616-8910-0. 298 pg.

Fernández Escalante, E. 2015. *Practical management to minimize the effects of clogging in Managed Aquifer Recharge Wells at two sites in the Guadiana Basin, Spain*. Journal of Hydrologic Engineering, Vol. 20, issue 3, March 2015. American Society of Civil Engineers (ASCE) ISSN 1084-0699. DOI: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001047.

Fernández Escalante, E, García Asensio, J. M. & Minaya Ovejero, M. J. 2009. *Propuestas para la detección y corrección de impactos producidos por procesos colmatantes en el dispositivo de recarga artificial de la Cubeta de Santiuste (Segovia)*. Boletín Geológico y Minero, vol 120, nº 2, 2009. Pg. 215-234.

Fernández Escalante, E. & Martínez Tejero, Ó. 2012. *Technical criteria to improve artificial recharge in infiltration ponds and channels after eight years of management in Los Arenales aquifer facilities (Spain)*. ISMAR 7 proceedings book. Edited by DINA-MAR, 2012 November

Fernández Escalante, E. & Prieto Leache, I. 2013. *Los procesos colmatantes en dispositivos de gestión de la recarga de acuíferos y empleo de la termografía para su detección y estudio. Un ensayo metodológico en el acuífero Los Arenales, España*. Geología Ambiental del Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana. Volume 65, nº 1. Pg. 51–69. 2013 April. ISSN 1405-3322.

Fernández Escalante, E. & San Sebastián Sauto, J. 2012. *Rechargeable sustainability. The key is the Storage*. Editado por Tragsa. Mayo 2012. 126 pg. www.dina-mar.es/post/2012/08/31/NUEVO-DINA-MAR-Publicacion-e2809cSostenibilidad-recargable-La-llave-en-el-almacene2809d-disponible-en-Internet.aspx

Fernández Escalante, E., González Herrarte, F. B. & San Sebastián Sauto, J. 2015. *Recarga Gestionada de Acuíferos: Multifuncionalidad en la Zona Regable de Santiuste*. - XXXIII Congreso Nacional de Riegos, Valencia, 16.-18. June 2015, 10 p.

Fernández Escalante, E.; San Sebastián Sauto, J.; Vidal Medeiros, A. M. & Villanueva Lago, M. 2016. Guidelines for MAR water quality. International overview and lessons learnt. ISMAR 9 proceedings, Mexico (in press).

Fisher M. B., Keenan C. R., Nelson K.L., Voelker B. M. 2008. *Speeding up solar disinfection (SODIS): effects of hydrogen peroxide, temperature, pH, and copper plus ascorbate on the photoinactivation of E. coli*. J Water Health. 6 (1): 35–51. doi:10.2166/wh.2007.005. PMID 17998606.

Fox, P. 2002. *Soil Aquifer treatment: an assessment of sustainability*. Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Dillon, P.J. (ed). Proceedings of the 4th International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, Adelaide, South Australia 22-26 September 2002. Balkema Publishers-AIH, The Netherlands.

Fryar, A. 2001. *Groundwater recharge and chemical evolution in the Southern High Plains of Texas (USA)*. Hydrogeology Journal. Vol 9, nº 6. December 2001.

Heilweil, V. & Marston, T. 2013. *Evaluation of Potential Gas Clogging Associated with Managed Aquifer Recharge from a Spreading Basin, Southwestern Utah, USA*. In: Martin R (ed.) Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods. IAH Commission on Managing Aquifer Recharge. 84-94.

Junta de Castilla y León-Tragsatec. 2011. *Estudio hidrogeológico para la recarga artificial del acuífero pliocuaternario en los términos municipales de Alcazarén, Pedrajas de San Esteban, Íscar, Olmedo y Villaverde de Íscar*. Documento no publicado disponible para consulta en la biblioteca de la JCyL.

Kopchynski, T., Fox, P., Alsmadi, B. & Berner, M. 1996. *The effects of soil type and effluent pretreatment on soil aquifer treatment*. Water science technology, 34 (11): 235-242.

Krul, WF. & Liefrinck, FA. 1946. *Recent groundwater investigations in the Netherlands. Monograph on the progress of research in Holland*. Elsevier, New York, 78 pp.

Kuenen, J. G. & Jetten, M. S. M. 2001. *Extraordinary anaerobic ammonium-oxidizing bacteria*. Am Soc Microb News 67(9):456–463.

Lobo Ferreira, J. P., Fernández-Escalante, E., Schüth, C. & Leitão, T. E. 2014. *Demonstrating Managed Aquifer Recharge (MAR) as a Solution for Water Scarcity and Drought in Portugal and Spain*. 12º Congresso da Água /16º ENASB/XVISILUBESA, organized by APRH, APESB e ABES, Lisbon, 5-8 de março de 2014, 15 pp.

Lobo Ferreira, J. P. & Leitao T. E. 2014. *Demonstrating managed aquifer recharge as a solution for climate change adaptation: results from Gabardine project and asemwaterNet coordination action in the Algarve region (Portugal)* Acque Sotterranee - Italian Journal of Groundwater - AS10040: pp 15 - 22

Macías, C.; Martínez, R & Martínez, J. 2014. *Determinación de volúmenes de agua a gestionar en las infraestructuras de la fase II del proyecto de recarga artificial del acuífero cuaternario de la comarca de El Carracillo, Segovia (sector occidental)*. Boletín Geológico y Minero, Vol. 125, nº 2, Apr-Jun. 2014. Pg. 173-186.

MARSOL 2015: Fernández Escalante, E.; Calero Gil, R.; González Herrarte, F. B.; San Sebastián Sauto, J.; del Pozo Campos, E. & Carvalho, T. 2015. *MAR Technical Solutions Review and Bata Base*. MARSOL project deliverable 13-1; 01.06.2015, at www.marsol.eu.

MARSOL 2016. Fernández Escalante, E.; Calero Gil, R.; Villanueva Lago, M.; San Sebastian Sauto, J.; Martínez Tejero, O. & Valiente Blázquez, J. A. 2016. (Tragsatec). *Appropriate MAR methodology and tested know-how for the general rural development.* MARSOL Deliverable 5-3. En http://www.marsol.eu/35-0-Results.html

Martin, R. & Dillon, P.J. 2002. *Aquifer Storage and Recovery. Future directions for South Australia*. Department of water, Land and Biodiversity conservation. CSIRO Land and Water. Report 2002/04. August 2002. Australia.

Mekorot 2015. *Design of new injection wells for injecting surplus desalinated water into the aquifer*. Algarve water quality training workshop presentation. Faro, Portugal, June 2015.

Mills, W. 2002. *The quest for water through artificial recharge and wastewater recycling*. Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Dillon, P.J. (ed). Proceedings of the 4th International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, Adelaide, South Australia 22-26 September 2002. Balkema Publishers-AIH, The Netherlands.

MIMAM. 2002. *Estudio del sistema de utilización conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de las cuencas del Cega-Pirón y del Adaja-Eresma*. MIMAM-PROINTEC.

Mota, R. 2007. *Time-lapse resistivity tomography with a saline tracer for the GABARDINE Project in Carreiros, Faro*. LNEC Report 325/2007.

Page, D., Ayuso-Gabella, M. N., Kopa□, I., Bixio, D., Dillon, P. & Salgot de Marçay, M. 2012. *Risk assessment and risk management in Managed Aquifer Recharge. Chapter 19*. In: Water Reclamation Technologies for Safe Managed Aquifer Recharge. Kazner, C., Wintgens, T. and Dillon, P. editors. IWA Publishing, London, UK.

Pérez-Paricio, A. 2007. *Managed aquifer recharge (groundwater artificial recharge) operation tools*. 1st Workshop Reclaim Water-Gabardine, Barcelona, Spain 2007.

Peyton, D. 2002. *Modified Recharge Basin Floors Control Sediment and Maximize Infiltration Efficiency*. Proceedings of ISAR 4, Adelaide, SA. pg 215-220.

Pyne, R. 1995. *Groundwater recharge and wells. A Guide to Aquifer Storage Recovery*. Lewis Publishers. CRC Press. Boca Ratón, Florida, USA. 376 pp.

Rödl, S.; Schuster, H.; Ekerot, S.; Xia, G.; Veneri, N.; Ferro, F.; Baragiola, S.; Rossi, P.; Fera, S.S.; Colla, V.; Bioli, G.; Krings, M.; Sancho, L.; Diaz, A.; Andersson, M. & Kojola, N. 2008. *New strategies for clogging prevention for improved productivity and steel quality*. European Commission, Research Fund for Coal and Steel. Final report, June 2008. Contract No RFSR-CT-2005-00010.

Rostad, C. 2002. *Fate of Disinfection By-products in the Subsurface*. US. Geological Survey Artificial Recharge Workshop Proceedings, April 2-4, 2002, Sacramento, California. USGS Open-File Report 02-89. April 2002.

Salameh, E, Alawi, M, Batarseh, M, Jiries, A. 2002. *Determination of trihalomethanes and the ionic composition of groundwater at Amman City, Jordan*. Hidrogeology Journal, volume 10, nº 1, April 2002.

San Sebastián Sauto, J.; Fernández Escalante, E. & Puelles Casenave, A.G. 2016. *Three-in-one uses of a Managed Aquifer Recharge system: The triplets in Los Arenales (Spain)*. ISMAR 9 proceedings, Mexico (in press).

Tsuchihashi, R., Asano, T., Sakaji, R.H. 2002. *Health aspects of groundwater recharge with reclaimed water*. Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Dillon, P.J. (ed). Proceedings of ISAR 4, Adelaide, SA.

Valhondo, C., Carrera J., Ayora C., Tubau I., Martinez-Landa L., Nödler K., Licha T. 2014. *Characterizing redox conditions and monitoring attenuation of selected pharmaceuticals during artificial recharge through a reactive layer*. Sci Total Environ. 2015 Apr 15; 512-513:240-50.

Van de Graaf, A. A., Mulder, A., De Bruyn, P., Jetten, M., Robertson, L.A. & Kuenen, J. G. 1995. *Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process*. Appl Environ Microbiol 61(4):1246–1251.

Woodside, G & Hutchinson, A. 2001. *Use of shallow probes to understand water level, temperature and water quality changes directly beneath a large recharge facility*. Proceedings of the 10th Biennial Symposium on the Artificial Recharge of Groundwater, Tucson, Arizona, June 7-9, 2001.

Accesos a páginas Web. Último acceso en Agosto de 2016

Los Arenales movie: DINA-MAR: http://www.dina-mar.es/videos/MLos Arenales-Film_v7.6.mp4. Youtube: https://youtu.be/Dw22rcEQdiw

MAR4FARM training workshop: http://www.dina-mar.es/post/2014/11/17/MAR4FARM-PRESENTACIONES-PRESENTATIONS-AVAILABLE-FREELY-ON-THE-INTERNET.aspx

MLos Arenales training workshop: http://www.dina-mar.es/post/2015/03/16/PONENCIAS-e2809cMLos Arenalese2809d-CELEBRADO-EL-e2809cTRAINING-WORKSHOPe2809d-DEL-PROYECTO-MARSOL-EN-EL-ACUIFERO-DE-LOS-LOS ARENALES-MLos Arenales-PRESENTATIONS.aspx

www.dina-mar.es

www.marsol.eu

http://fing.uach.mx/facultad/2016/03/15/grupo_recarga_artificial/



24

BANCOS DE AGUA: EL MANEJO DE LA RECARGA DE ACUÍFEROS COMO HERRAMIENTA PARA ALCANZAR LOS OBJETIVOS DE LA POLÍTICA HÍDRICA

Sharon B. Megdal [1,3,], Peter Dillon[2] y Kenneth Seasholes[3]*
1 Water Resources Research Center, University of Arizona, Tucson, AZ, USA
2 Flinders University of SA and University of Adelaide, Adelaide, SA, Australia
3 Central Arizona Project, Phoenix, AZ, USA

Resumen

La innovación surgida de la necesidad de asegurar agua para el estado de Arizona, EUA, ha producido un modelo de bancos de agua que sirven como un prototipo internacional para el uso eficaz de acuíferos para el abastecimiento en casos de sequía o de emergencia. Si se conoce y se adapta a las condiciones hidrogeológicas y de oferta y demanda de agua locales, éste modelo podría proporcionar una solución sumamente eficaz para la seguridad hídrica en otras partes. Arizona es un estado semiárido del suroeste de los Estados Unidos que tiene crecientes demandas de agua, una significativa sobreexplotación del agua subterránea y fuentes de agua superficial con decreciente confiabilidad. Como respuesta, Arizona ha desarrollado un marco institucional y regulatorio que ha permitido la implementación a gran escala del manejo de la recarga de acuíferos en las cuencas

subterráneas aluviales profundas del estado. Las actividades de recarga más ambiciosas tienen que ver con el almacenamiento de agua del río Colorado que es suministrada a través del Proyecto de Arizona Central (CAP por sus siglas en inglés). El sistema CAP suministra más de 1,850 millones de metros cúbicos (MMC) al año a las zonas metropolitanas más grandes de Arizona: Phoenix y Tucson, así como a usuarios agrícolas y a las Naciones Indígenas Americanas soberanas, pero el suministro del CAP tiene baja prioridad y está sujeto a reducción durante periodos de escasez declarada en el río Colorado. A mediados de los años ochenta, el estado de Arizona estableció un marco para el almacenamiento y recuperación del agua (manejo de la recarga de acuíferos); y en 1996 se creó la Autoridad de Bancos de Agua de Arizona para mitigar los impactos de escasez de agua del río Colorado; para crear beneficios por el manejo del agua y para permitir su almacenamiento en el estado. La Autoridad de Bancos de Agua ha almacenado más de 4,718 MMC de agua del sistema CAP; incluidos más de 740 MMC para el estado vecino de Nevada. El almacenamiento de Nevada se hizo posible mediante una serie de convenios interrelacionados con agencias de agua regionales y el gobierno federal. El agua almacenada se recuperará en Arizona; lo que permitirá a Nevada derivar una cantidad igual de agua del río Colorado proveniente del lago Mead; que se encuentra aguas arriba del punto de derivación del sistema CAP. El presente artículo describe la creación de los bancos de agua en Arizona desde una perspectiva de políticas e identifica las razones para su implementación. Asimismo, explora las condiciones bajo las cuales esta práctica podría aplicarse exitosamente en otras partes del mundo, específicamente en Australia.

24.1. Introducción

Desde la década de los noventa, la recarga de agua subterránea ha sido una política clave y una herramienta de gestión hídrica en el estado de Arizona y en otras partes de los Estados Unidos de América (EUA) [Megdal, 2007; Ronstadt, 2012]. En Arizona, la recarga se lleva a cabo de varias maneras, incluyendo la recarga con aguas residuales tratadas utilizando al suelo para mejorar la calidad del agua, el almacenamiento y la recuperación anuales para satisfacer las regulaciones que requieren el uso de fuentes de abastecimiento de agua superficial en vez de agua subterránea y los bancos de agua a largo plazo para mitigación de sequías y uso futuro. Además, una modesta cantidad de agua recargada permanece en el almacenamiento y contribuye a la meta de gestión de Arizona de reducir la sobreexplotación del agua subterránea. El papel cada vez más prominente del manejo de la recarga de acuíferos se ha visto facilitado por una hidrogeología

favorable, la disponibilidad temporal de suministros de agua superficial, un marco regulatorio bien establecido y la innovación institucional, incluyendo la creación de la Autoridad de Bancos de Agua de Arizona (AWBA, por sus siglas en inglés).

Este artículo proporciona un análisis de la implementación a gran escala del manejo de la recarga de acuíferos en Arizona en las cuencas aluviales profundas de agua subterránea del estado para propósitos tanto intraestatales como interestatales. El enfoque puso en las numerosas actividades de recarga que tienen que ver con el almacenamiento del agua del río Colorado provenientes del Proyecto de Arizona Central (CAP) hacia las regiones más pobladas del estado. Mucha de esa actividad está asociada con la AWBA, que constituye un ejemplo pionero de reforma política e institucional y que tiene elementos que podrían ser adaptados en otras partes del mundo. Este artículo considera algunas de esas oportunidades adicionales para los bancos de agua, incluyendo aquellas bajo condiciones menos favorables al hacer uso de la infraestructura de distribución de agua existente para transferir agua entre los lugares donde se almacena y los usuarios. Además de estos atributos físicos, un precursor para los bancos de agua es un sistema robusto de titularidad de derechos de agua.

24.2. El entorno físico de Arizona

Más de tres cuartas partes de la población de Arizona viven en la zonas sur y centro-sur del estado, y más de la mitad de los 6.5 millones de habitantes del estado viven en el área metropolitana de Phoenix (Mackun y Wilson, 2010). Una gran porción de la agricultura de riego de Arizona se encuentra ubicada también en esta región semiárida, que se caracteriza por bajos índices de precipitación y recursos hídricos superficiales disponibles en pocas áreas (ADWR, 2010). Sin embargo, el agua subterránea es un recurso relativamente abundante y ampliamente distribuido.

Los índices de recarga natural son bajos, pero los volúmenes de almacenamiento son grandes en los acuíferos aluviales profundos y productivos de la región denominada sierras y valles. El crecimiento poblacional posterior a la Segunda Guerra Mundial y una mejor tecnología de bombeo produjeron mayores extracciones de estos acuíferos profundos. A finales de los años setenta, el problema de la sobreexplotación llegó a un punto de crisis política, y resultó en cambios fundamentales en la gestión de los recursos hídricos en Arizona (August y Gammage, 2007). Se establecieron nuevas

regulaciones sobre el agua subterránea, mismas que a su vez ayudaron a asegurar el financiamiento del Proyecto de Arizona Central (CAP).

24.2.1. *La regulación del agua subterránea en Arizona*

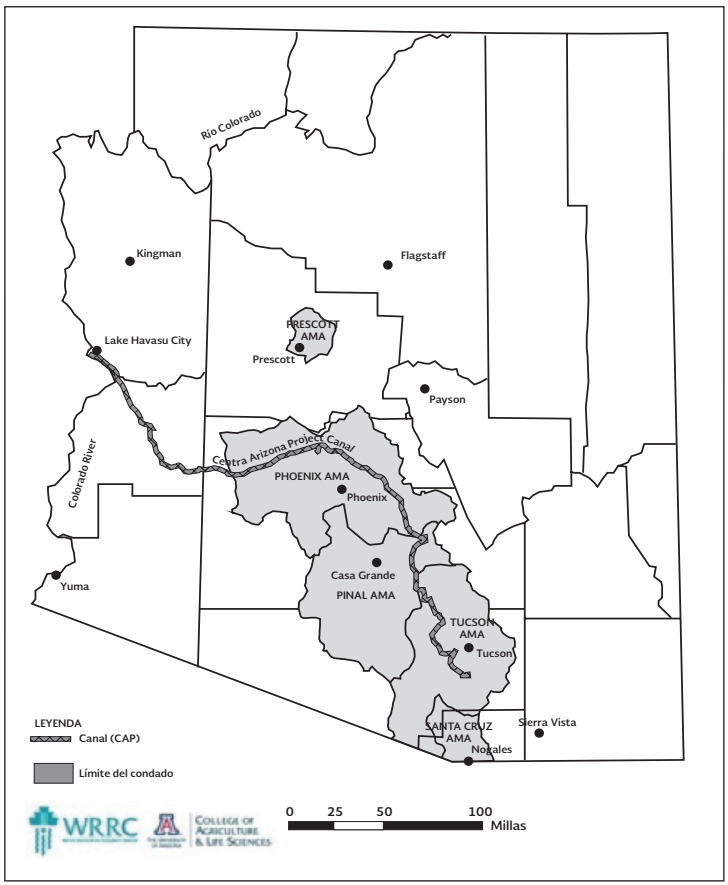
En 1980, la legislación de Arizona aprobó la Ley de Gestión de Aguas Subterráneas (GMA, por las siglas en inglés de Groundwater Management Act), la cual estableció un extenso régimen regulatorio y creó el Departamento de Recursos Hídricos de Arizona (ADWR por sus siglas en inglés) para administrarla (A.R.S., 2013). El uso del agua tiene una regulación particularmente intensiva en las Áreas de Gestión Activa (AMA por sus siglas en inglés), que están delineadas con base en las cuencas de agua subterránea. La Figura 24.1 muestra las cinco AMA de Arizona. Dentro de estas áreas se crearon y cuantificaron derechos de agua subterránea, se establecieron metas de gestión a largo plazo, se implementaron programas de conservación de cumplimiento obligatorio y se impuso una moratoria sobre las nuevas tierras de agricultura de riego. El uso del agua para la industria minera se sometió a regulaciones de conservación, pero fuera de eso no se limitó en cuanto a cantidad (Colby y Jacobs, 2007; Megdal, 2012).

La existencia de derechos cuantificados y el marco regulatorio y administrativo asociado con éstos crearon las condiciones necesarias para varias responsabilidades y programas adicionales a cargo del ADWR, incluyendo el Programa de Almacenamiento y Recuperación de Agua Subterránea, que ha ayudado a poner en uso el agua del río Colorado suministrada por el Proyecto de Arizona Central (Megdal, 2007).

24.2.2. *El Proyecto de Arizona Central*

La entrada en vigor de la GMA, que incluía disposiciones que requerían que el nuevo crecimiento municipal dependiera de suministros renovables de agua y no de la extracción de agua subterránea, ayudó a asegurar el financiamiento federal para el CAP. El CAP es un proyecto de importación de agua a gran escala que toma agua del río Colorado y la transporta a las áreas central y sur del estado mediante bombas, canales, túneles y sifones. El sistema CAP consta de 542 km (336 millas) y es capaz de suministrar más de 1,850 Mm^3 al año de los 3,454 Mm^3 (2.8 millones de acre-pies) de agua del río Colorado a la que tienen derecho las dos áreas metropolitanas más grandes de Arizona, Phoenix y Tucson, así como a usuarios agrícolas y Naciones

Figura 24.1. Mapa de Arizona en donde se muestran las Áreas de Manejo Activa (AMA) y los límites de los condados. Fuente: Centro de Investigación de Recursos Hídricos, Universidad de Arizona (Megdal, 2007).



Indígenas Americanas soberanas. El sistema CAP es dirigido por una junta directiva de 15 miembros electos, con representación de cada uno de los tres condados en el área de servicio que cubre. La Figura 24.1 muestra los condados y canales del sistema CAP, aunque no se indican los nombres de los condados.

La muy anticipada conclusión del sistema CAP alteró la oferta de recursos hídricos de Arizona, pero consideraciones políticas a nivel federal resultaron en que la asignación de agua del río Colorado

a través del CAP tuviera una prioridad inferior en el río Colorado y fuera, por tanto, sometida a una reducción significativa durante periodos de escasez declarada. A pesar de las condiciones de sequía en el río Colorado, que se ha prolongado por segunda década, aún no se ha declarado una situación de escasez según las regulaciones establecidas por el Secretario del Departamento del Interior de los Estados Unidos, Regidor del Río Colorado (USDOI, 2013). Más aún, a pesar de que las entregas del sistema CAP iniciaron en 1985, el suministro de agua fue muy poco utilizado hasta comienzos de la década de los noventa. Se había anticipado que tomaría varias décadas para que las demandas municipales e industriales crecieran al nivel de la oferta disponible. Se esperaba que la agricultura utilizaría el suministro en el entretanto. Tal suposición resultó ser errónea ya que el costo del agua suministrada por el sistema CAP era desfavorable en relación con el suministro de agua subterránea para muchos distritos agrícolas. A los agricultores de Arizona central no se les prohibió el uso del agua subterránea, siempre y cuando este fuera consistente con las disposiciones de conservación y de derechos de agua de la Ley de Gestión de Aguas Subterráneas.

El déficit de utilización era preocupante para el sistema CAP, debido al requerimiento que tenían de cubrir los costos y rembolsar al gobierno federal una parte considerable de los costos de construcción del proyecto, que ascendían a $3,600 millones de dólares americanos. La subutilización de los derechos de agua del río Colorado era también una preocupación política. El agua no utilizada por Arizona estaba disponible para su uso por el rápidamente creciente estado vecino de California. Los habitantes de Arizona tenían la preocupación de que el estado de California, políticamente más poderoso, se acostumbrara a usar el agua de Arizona para satisfacer las crecientes demandas de los municipios del sur de California en lugar de los de Arizona. La respuesta de los gestores de agua de Arizona a los problemas de los cortes anticipados al suministro debidos a condiciones de escasez en el río Colorado y la falta de utilización directa de los derechos de agua del río Colorado por parte de Arizona ante la finalización del CAP a principios de la década de los noventa, fue multifacética, pero recaía fuertemente en el uso del manejo de recarga de acuíferos para almacenar el agua del río Colorado para futuras extracciones.

24.2.3. *Almacenamiento y recuperación del agua subterránea en Arizona*

Las disposiciones reglamentarias que autorizaban el almacenamiento y recuperación del agua en acuíferos fueron añadidas a la GMA a mediados de la década de los ochenta y posteriormente redefinidas en 1994. La ley de Arizona reconoce dos principales tipos de manejo de la recarga de acuíferos: directo y en sustitución. La recarga directa es conocida como almacenamiento subterráneo en los estratos, mientras que a la recarga en sustitución se le denomina ahorro de agua subterránea. Un sistema de permisos gobierna los tres componentes principales del proceso de almacenamiento: (1) las instalaciones de almacenamiento; (2) el almacenamiento de agua; y (3) la recuperación de agua (Megdal, 2007; A.R.S., 2013).

24.2.3.1. Tipos de instalaciones de almacenamiento y permisos

El Departamento de Recursos Hídricos de Arizona reconoce dos categorías de instalaciones de almacenamiento: Instalaciones subterráneas de almacenamiento (USF, por sus siglas en inglés) e instalaciones para el ahorro de agua subterránea (GSF, por sus siglas en inglés). Ambos tipos de instalaciones están sujetas a un extenso programa administrativo de permisos.

Una variedad de métodos de recarga directa pueden calificar para obtener un permiso de instalaciones subterráneas de almacenamiento: estanques de infiltración, pozos de inyección, pozos en zonas no saturadas, zanjas/galerías filtrantes y canales. Al almacenamiento en instalaciones subterráneas se le llama recarga directa porque el agua llega directamente al acuífero mediante la infiltración o la inyección por pozo. El otorgamiento de un permiso para instalaciones subterráneas de almacenamiento requiere de la presentación de una cantidad significativa de información hidrológica detallada, incluyendo información sobre las tasas de infiltración esperadas, posible formación de acuíferos colgados (acumulación de agua un estrato impermeable por arriba del acuífero) y elevaciones de la superficie freática que pudieran afectar a otros pozos. Una vez que las instalaciones de almacenamiento están funcionando se requiere de un continuo monitoreo de la calidad del agua y de los niveles del agua subterránea para que el proyecto sea funcional.

En las USF permitidas en Arizona, la infiltración es el método más ampliamente utilizado, mientras que la inyección por pozos se ha empleado poco hasta la fecha. Es importante señalar que, aunque

la mayor parte del volumen almacenado es agua del río Colorado suministrada mediante el canal del CAP, se ha permitido que muchas USF almacenen también otros efluentes o aguas superficiales de distintas fuentes. En el caso de efluentes tratados, el uso de cauces para la infiltración, que de otra manera estarían secos, es un método de recarga particularmente común. En algunos casos se puede permitir una sección del cauce para la recarga sin la necesidad de construcciones adicionales, lo cual puede reducir los costos del almacenamiento.

Las instalaciones para el ahorro de agua subterránea (GSF) se permiten con base en lo que se denomina recarga indirecta. En este tipo de instalaciones se usa agua superficial o efluentes en lugar de agua subterránea, por lo que se "ahorra" el agua subterránea para uso futuro. Se considera que el acuífero se recarga indirectamente porque el agua subterránea que su hubiera bombeado de éste permanece en su lugar. Las GSF típicas en Arizona son operadas por entidades agrícolas que han demostrado al Departamento de Recursos Hídricos de Arizona que tienen la habilidad de usar agua subterránea, pero en lugar de ello usan fuentes no subterráneas de agua. El proceso para permitir una GSF se basa fuertemente en la existencia de derechos de agua subterránea cuantificados y en la prohibición de añadir nuevas tierras de riego dentro de las áreas de Gestión Activa de Arizona.

La contabilidad administrativa para la actividad "en sustitución" en GSF es idéntica a la recarga directa en las USF; sin embargo, la relación entre el operador de las instalaciones y las partes que desean almacenar es un tanto singular. Los distritos de riego y los derechohabientes individuales participan en este programa mediante la asociación con ciudades u otras entidades que tengan una fuente de agua no subterránea por la que deseen obtener crédito de recarga. El operador de las GSF está dispuesto a aceptar la fuente alterna y paga a la parte almacenadora una tarifa negociada que es inferior a sus costos por bombeo de agua subterránea. El almacenador está dispuesto a absorber cualquier costo restante de la fuente alterna porque puede obtener un crédito por la recarga y, a diferencia del almacenamiento en las USF, recuperan algo de sus costos por suministro de agua. Ambas partes se benefician de una asociación con las GSF; sin embargo, depender de este método por largos periodos puede tener efectos adversos si la disponibilidad de la fuente de los almacenadores se reduce y la infraestructura del agua subterránea de las GSF no se mantiene.

Además de los permisos para las USF y las GSF, Arizona requiere permisos individuales para los almacenadores de agua. El proceso de autorización de almacenamiento asegura que cada una de las partes tenga un derecho legal al suministro que pretenden almacenar. En algunos casos, el

almacenador y el propietario de las instalaciones puede ser el mismo, pero el método de Arizona permite que varias partes almacenen agua en las mismas instalaciones. Es facultad del operador de las instalaciones decidir a qué entidades se les permitirá almacenar y ver que no se exceda el nivel máximo permitido por las instalaciones en un año dado.

Principales ejemplos de recarga directa

En Arizona existe una diversidad de métodos y una enorme gama de proyectos de almacenamiento subterráneo: desde un proyecto de pozos en la zona no saturada en Chandler, Arizona, de 0.6 Mm^3/año (500 acre-pies al año (AP/año), hasta el proyecto totalmente automatizado en el desierto de Tonopah, al oeste de Phoenix, de 185 Mm^3/año (150,000 AP/año), como se muestra en la Figura 24.2, y en donde las tasas de infiltración exceden un metro por día (TDRP, 2013). Los proyectos más grandes utilizan estanques de infiltración que cubren decenas de hectáreas de tierra. Su construcción implica típicamente la remoción de las capas superiores de suelo, la formación de los estanques, las obras de distribución y la instalación de pozos de monitoreo.

Figura 24.2. El Proyecto de Recarga del Desierto de Tonopah. Fuente: Central Arizona Project (TDRP, 2013).



Las tasas de infiltración varían de un sitio a otro, e incluso entre cuencas, pero las tasas más comunes son de uno a dos metros por día. Estas altas tasas de infiltración ayudan a mantener las típicas pérdidas anuales por evaporación a menos de cinco por ciento, y proporcionan un medio económico para almacenar agua. El mantenimiento incluye el secado periódico de los estanques, escarificación de la superficie y control de malezas.

24.2.3.2. Contabilidad

Además de los permisos requeridos para un proyecto de recarga y para cada una de las partes que desee almacenar agua, Arizona cuenta con procedimientos para la rendición anual de informes y la contabilidad. Los operadores de las instalaciones de recarga deben informar el volumen de entregas de agua y los operadores de las instalaciones de recarga directa deben informar de los niveles de agua y su calidad según los pozos de monitoreo y contabilizar las pérdidas por evaporación. Este sistema de permisos, monitoreo, informes y contabilidad ayuda a mantener la integridad del proceso, que es necesario para asegurar a los usuarios que el agua que almacenen se pueda extraer en una fecha posterior. Para asegurar aún más que sólo el volumen de agua agregado al acuífero es elegible para su recuperación, las pérdidas debido a evaporación son calculadas y excluidas.

El sistema de crédito por almacenamiento distingue entre el agua almacenada para su recuperación en el mismo año calendario y aquella que se deja en almacenamiento para recuperación futura. El agua del río Colorado dejada en almacenamiento por más tiempo que el año calendario en el que el agua se almacenó en unas instalaciones de recarga típicamente está sujeta a una única "contribución para el acuífero" del cinco por ciento, que consta de agua almacenada que no se puede recuperar. Debido a que el agotamiento del agua subterránea fue la razón para el establecimiento de la Ley de Gestión de Agua Subterránea y a que los estatutos de recarga que fueron añadidos posteriormente a la Ley, existe el deseo de que estas instalaciones de almacenamiento no sólo sirvan como cuencas de retención y que realmente proporcionen un beneficio a largo plazo a los acuíferos, incluso después de la recuperación del agua almacenada.

24.2.3.3. Recuperación

Bajo las leyes estatales de Arizona, el programa de recarga ofrece flexibilidad adicional al permitir que la extracción de agua almacenada tenga lugar en un área diferente a aquella en donde se realizó

la recarga. En este sentido, el sistema regulatorio de Arizona se basa en un método de balance de masas; el extenso sistema de permisos y monitoreos de la recarga determina el volumen de agua que contribuye al sistema regional de acuíferos, y el sistema de regulación y contabilización posteriormente autoriza una cantidad equivalente de bombeo. El agua "recuperada" puede ser hidrológicamente distinta de la recargada, pero retiene la característica legal del agua originalmente almacenada.

En periodos prolongados, esta diferencia hidrológica puede ser perjudicial, pero los sistemas regionales de acuíferos en las AMA más grandes son relativamente tolerantes a bombeos excesivos. Más aún, desde una perspectiva de políticas, permitir esta desconexión ha facilitado que el uso de recursos hídricos renovables sea más rápido y más extenso de lo que hubiera ocurrido con plantas de tratamiento convencionales y sistemas de distribución.

Este mismo atributo ha sido un suporte fundamental del Programa de Suministro Seguro de Agua de Arizona, el cual requiere que los nuevos desarrollos inmobiliarios tengan un suministro seguro por cien años (que puede ser agua subterránea) y que los suministros renovables (mediante la recarga de acuíferos) sean usados.

El programa de almacenamiento y recuperación de agua subterránea estableció las bases esenciales, es decir, la infraestructura regulatoria, para darle pleno uso al agua del río Colorado a la que tiene derecho Arizona, pero esa meta requeriría también de innovación institucional.

24.2.3.4. Almacenamiento y recuperación en la práctica

La Autoridad de Bancos de Agua de Arizona ha recargado más de 4,935 Mm^3 (4 millones de acre-pies) de agua en Arizona, y la cantidad de agua almacenada está creciendo. Si se añade el almacenamiento que han hecho todas las entidades almacenadoras, la cantidad se eleva a más del doble. Esta sección trata de los innovadores mecanismos financieros e institucionales que contribuyeron a esta enorme cantidad de agua de recarga.

Proyectos demostrativos de recarga estatales e incentivos para la recarga

A principios de los años noventa se estableció el Programa Demostrativo Estatal de Recarga en las regiones de Tucson y Phoenix para proporcionar una fuente de ingresos para apoyar la construcción

y el uso de USF demostrativas. Un impuesto predial tasado por la Junta Directiva del Distrito de Conservación de Agua de Arizona Central (aludida aquí como la Junta Directiva del CAP), operadores del Proyecto de Arizona Central (CAP). El impuesto para financiar el proyecto demostrativo fue tasado para el periodo de 1991 a 1995 en los condados de Pima y Maricopa en 4 centavos por cada $100 dólares de la tasa secundaria de impuestos. Los fondos recaudados debían ser usados por la Junta Directiva del CAP en el condado de origen. Los fondos estaban principalmente destinados a la construcción de USFs demostrativas, así como al almacenamiento de agua en estas.

El año de inicio de operaciones de las USF refleja el tiempo de planeación, la obtención de aprobación y la construcción a gran escala de las USF. Por ejemplo, el Distrito de Control de Inundaciones del Condado de Pima inició la planeación conceptual del Proyecto de Recarga de la cuenca Baja Santa Cruz en 1994; el proyecto, que fue construido por el CAP conjuntamente con un bordo de control de avenidas, comenzó a operar en 2000. El Proyecto de Recarga de Pima Mine Road, ubicado también en la zona metropolitana de Tucson, fue conjuntamente operado primero como instalaciones piloto por la Ciudad de Tucson y el CAP. Los estanques para operación a plena escala se construyeron en dos fases.

Además de facilitar la construcción del proyecto de almacenamiento mediante la inversión de los ingresos por el impuesto especial, a finales de la década de los noventa, la Junta Directiva del CAP adoptó un programa especial de incentivos de precios para el agua sobrante del CAP. El agua sobrante del CAP está disponible en un año dado porque la demanda por parte de los subcontratistas aún no ha crecido para alcanzar el volumen completo de agua asignada mediante el CAP. Este programa de precios se diseñó de manera tal que el precio cobrado por el agua fuera lo suficientemente alto para cubrir los gastos de operación y mantenimiento del CAP, pero suficientemente bajo para alentar a los proveedores de agua a invertir en la acumulación de créditos de agua a largo plazo. Para muchos proveedores de agua, el uso de créditos para contrarrestar el futuro bombeo de agua subterránea ha sido un importante componente para satisfacer los requerimientos de las Reglas de Suministro de Agua Seguro y Adecuado, un elemento fundamental de la Ley de Gestión de Agua Subterránea de Arizona de 1980. La Autoridad de Bancos de Agua de Arizona (AWBA) se ha beneficiado del programa de fijación incentiva de precios. La AWBA y el Distrito de Reabastecimiento de Agua Subterránea de Arizona Central han usado la capacidad de almacenamiento en varias de las instalaciones de recarga demostrativas.

24.2.4. *La Autoridad de Bancos de Agua de Arizona (AWBA)*

La AWBA se estableció en 1996 para mitigar los impactos de la escasez de agua del río Colorado, para crear beneficios por el manejo del agua y para permitir el almacenamiento interestatal (A.R.S., 2013b). Sin embargo, cada uno de estos tenía un objetivo político mayor: asegurar el pleno uso del suministro disponible del sistema CAP, y por ende el derecho de agua del río Colorado por parte de Arizona, lo que era visto como un cierto riesgo por parte de los estados aledaños. Las regulaciones permiten a California usar el agua del río Colorado que no sea utilizada por Arizona, y Nevada estaba explorando acción federal para reajustar su relativamente pequeña asignación. Había una particular preocupación por que las crecientes demandas de agua para apoyar el crecimiento en estos estados colindantes, resultara en un esfuerzo por utilizar la asignación de agua de Arizona a largo plazo. Para lograr sus objetivos, la AWBA tendría que almacenar varios cientos de miles de acre-pies al año de agua del CAP que de otra manera se irían sin usarse dentro de Arizona. (Un acre-pie de agua equivale a 1,233.48 metros cúbicos). Esta tarea requeriría tanto apoyo político como de dinero. La legislación estatal de 1996 que estableció la AWBA recibió un amplio apoyo (Pearce, 2007).

24.2.4.1. Intraestatal

El papel de la AWBA ha crecido con el tiempo, pero su más grande responsabilidad ha sido mejorar la confiabilidad de los suministros municipales del CAP durante periodos de sequía prolongada en el río Colorado. La baja prioridad del suministro del CAP lo deja susceptible a reducciones impuestas a nivel federal, lo cual parece ser que ocurrirá con una creciente frecuencia en las próximas décadas. Las ciudades en las zonas metropolitanas de Phoenix y Tucson que dependen de estos suministros han estado sumamente conscientes del riesgo que implica la escasez de agua del río Colorado, y apoyaron la meta de la AWBA de reafirmar (incrementar la confiabilidad) sus fuentes de abastecimiento mediante la creación de bancos de almacenamientos de agua del CAP disponible. Con base en la modelación de la futura oferta y demanda de agua del río Colorado en un periodo de cien años, la AWBA estableció metas numéricas de almacenamiento basadas en el volumen de contratos de suministro de agua del CAP en cada una de las Áreas de Gestión Activa. Esas metas ascendieron a más de 4,493 Mm^3 (3.643 millones de acre-pies) (ver específicamente el Informe Anual de la AWBA 2012, Tabla 5, p. 21.) [AWBA, 2012].

Además de los suministros municipales, la AWBA adquirió posteriormente la responsabilidad de reafirmar ciertos suministros del CAP asignados a las Tribus Indígenas Norteamericanas y a algunas comunidades de Arizona occidental, cuyas asignaciones eran equivalentes a las del CAP. Los suministros del CAP han sido instrumentales en la solución de casos de contienda por derechos de agua superficial por parte de las Naciones Indígenas Americanas. Los derechos de agua no resueltos crean incertidumbre tanto para las tribus como para las ciudades, de manera que la solución era de alta prioridad para todas las partes.

Para alcanzar estas ambiciosas metas se le dió a la AWBA acceso a varias fuentes de financiamiento, incluyendo un impuesto tasado a todos los dueños de propiedades en el área de servicio del CAP que abarca tres condados, una tarifa en el bombeo de agua subterránea y partidas legislativas del fondo general del estado. En 2012, la AWBA gastó alrededor de $197 millones de dólares de estas fuentes, y tiene más de 3,947 Mm^3 (3.2 millones de acre-pies) en créditos de almacenamiento a largo plazo.

24.2.4.2. Interestatal

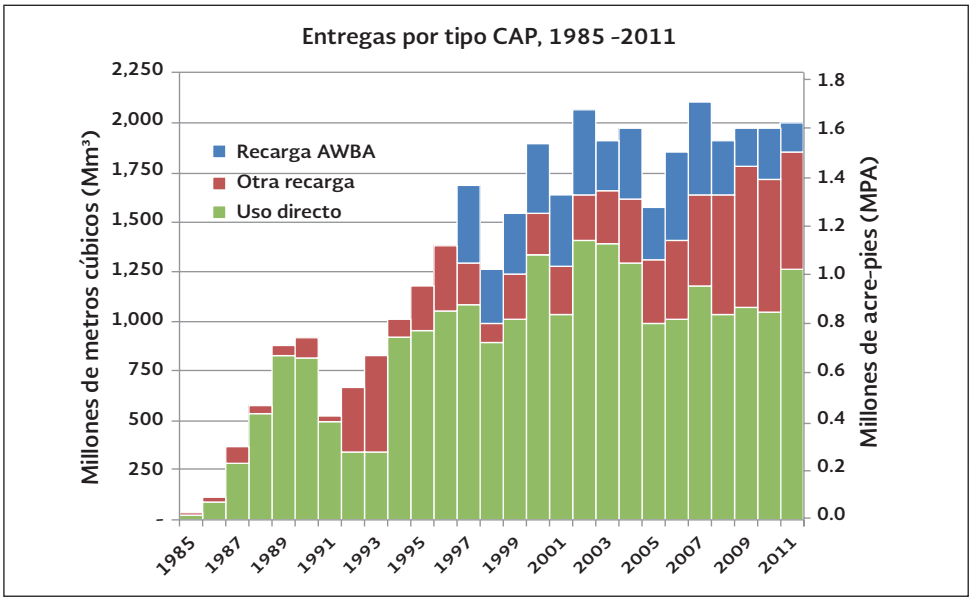
La creación de la AWBA ayudó a establecer los bancos de agua como una de las principales estrategias de gestión del agua en Arizona, pero también permitió un arreglo de banco interestatal innovador con el vecino estado de Nevada. El programa general permite a Arizona usar una porción de su suministro del río Colorado para el beneficio de Nevada, pero sin alterar el marco básico que determina cómo se asigna el agua del río Colorado (la llamada "Ley del Río") [USBOR, 2013].

El banco interestatal entre Arizona y Nevada está regido por una serie de convenios entre la AWBA, el CAP, el gobierno federal y otras contrapartes de Nevada. El almacenamiento en Arizona se realiza de la misma manera que la otra recarga de la AWBA, pero la recuperación del agua almacenada se lleva a cabo mediante una reducción igual en la derivación del agua del río Colorado hacia el CAP. La menor derivación permite a Nevada derivar una cantidad igual de agua de su punto de derivación aguas arriba. Una vez más, es la existencia de derechos de un sistema de contabilidad aunado con derechos cuantificados lo que permite que esta clase de complejo intercambio transfronterizo tenga lugar. El alcance del convenio interestatal de Arizona con Nevada ha tenido numerosas revisiones, la más reciente de las cuales incluye un cambio que reduce la probabilidad de que se emprenda un convenio adicional de banco interestatal significativo. Sin embargo, la AWBA ha almacenado más

de 740 Mm^3 (0.6 millones de acre-pies) a nombre de Nevada, a un costo de más de $109 millones de dólares, y Nevada está también obligada a pagar el costo asociado con la ulterior recuperación del agua almacenada.

La Figura 24.3 muestra el desglose de las entregas de agua del sistema CAP a través del tiempo en acre-pies por año. La barra azul muestra las entregas para almacenamiento en la AWBA y la roja muestra las entregas para otras actividades de recarga. Esto demuestra gráficamente el importante papel que los estatutos de almacenamiento y recuperación de Arizona han desempeñado en permitir la utilización del agua del río Colorado entregada a través del sistema del proyecto de Arizona Central.

Figura 24.3. Entregas del CAP, a través del tiempo. Fuente: Central Arizona Project (CAPD, 2014).



24.3. Desafíos de las políticas

El manejo de la recarga de acuíferos ha sido una herramienta importante y exitosa para cumplir con varios de los objetivos de las políticas a largo plazo de Arizona. Sin embargo, está basada en

la futura habilidad de recuperar (bombear) el agua almacenada en una manera que sea factible hidrológica y económicamente, y que sea también consistente con el marco regulatorio de Arizona. Si bien se habían hecho varios esfuerzos modestos de planeación y de políticas que intentaban abordar la recuperación del agua almacenada de la AWBA, no ha sido sino hasta 2014 que las partes emitieron un plan de recuperación que establece los numerosos escenarios y el marco para la futura recuperación del agua almacenada (AWBA, 2014).

La recuperación del agua almacenada en la AWBA requerirá de una estrecha coordinación entre la AWBA y el Proyecto de Arizona Central, junto con reguladores estatales y clientes del CAP que están dispuestos y habilitados para recibir una porción de su solicitud al CAP en la forma de agua previamente almacenada (esto es, créditos de almacenamiento a largo plazo ganados por la AWBA). Existen varios métodos que se pueden utilizar para hacer que funcionen estas asociaciones voluntarias, cada una de las cuales depende del sistema regulatorio y contable de Arizona para rastrear los créditos y sus bombeos asociados.

También se han expresado algunas preocupaciones con respecto a las implicaciones a largo plazo del programa de almacenamiento y recuperación de agua subterránea de Arizona. El programa ofrece un importante grado de flexibilidad, pero esta podría entrar en conflicto con una adecuada gestión hídrica a largo plazo. En particular, la habilidad de recargar agua en un lugar y recuperarla en otro podría exacerbar la sobreexplotación local. A través del proceso obligatorio del Plan de Gestión, el Departamento de Recursos Hídricos de Arizona ha planteado recientemente conceptos preliminares que variarían el volumen de agua almacenada elegible para su recuperación, dependiendo de la ubicación del almacenamiento y la recuperación (ADWREAMSG, 2014). El estatus de esas propuestas específicas es incierto en estos momentos, pero queda clara la intención de examinar las implicaciones a largo plazo del programa. Además, en caso de que deje de haber agua superficial para proyectos de ahorro de agua subterránea o que su precio no resulte económico, los regadores tienen el derecho legal a regresar al bombeo de agua subterránea según la Ley de Gestión de Agua Subterránea. Esta reversión al bombeo de agua subterránea tiene implicaciones para los mantos freáticos y para la disponibilidad física del agua almacenada para su recuperación por parte de los socios de ahorro de agua subterránea.

24.4. Posibilidades para bancos de agua en otras partes

La experiencia en Arizona sugiere que entre las características que favorecen a los bancos de agua para la seguridad hídrica se encuentran las siguientes:

- Tener conciencia de que puede ser necesario aumentar los recursos hídricos para atender la merma de agua subterránea o futuros desbalances entre la oferta y demanda de agua, particularmente aquellos relacionados con la variabilidad climática o el crecimiento demográfico;
- Disponibilidad de una fuente de agua que permita recargas intermitentes o continuas;
- Una hidrogeología favorable; por ejemplo, un acuífero extenso con gran capacidad de almacenamiento;
- Un marco regulatorio y contable bien establecido al que se adhieran los usuarios de agua;
- Mecanismos de financiamiento para facilitar la inversión en los bancos de agua, la planificación y la gestión de recursos hídricos y el monitoreo de los mismos;
- Un convenio institucional que vincule las políticas con las inversiones.
- Si bien es deseable que existan todos estos elementos, los bancos de agua pueden establecerse en lugares en los que las condiciones hidrogeológicas no sean tan favorables como en Arizona.

En muchos lugares se tiene conciencia del abatimiento del agua subterránea, que es un problema global que ha ido creciendo (Konikow, 2011). Sin embargo, los bancos de agua no son muy comunes actualmente, ya que en su mayor parte, la gestión de la recarga de acuíferos está orientada actualmente al almacenamiento a corto plazo, lo que proporciona un rápido retorno sobre la inversión. Dado el valor que se le da a la seguridad del abasto de agua, es posible hacer un mejor uso de los acuíferos mediante un uso conjunto apropiado de fuentes de aguas superficiales y subterráneas y el almacenamiento en bancos de agua a largo plazo en acuíferos que no estén expuestos a pérdidas por evaporación (Dillon *et al.*, 2012). Sin embargo, las características de los acuíferos para formar bancos de agua son más onerosas que las requeridas solamente para un almacenamiento estacional.

En las últimas décadas, investigaciones sobre el manejo de recarga de acuíferos han mostrado también que la calidad del agua mejora dentro de los acuíferos, y si se combina con tratamientos complementarios, según sea necesario, el agua recuperada puede ser apropiada para una amplia gama de usos (Kazner *et al.*,2012; Vanderzalm, 2009). Esto tiene el potencial de expandir el uso de agua reciclada y escurrimientos urbanos como fuentes de recarga. Esto demuestra que las fuentes de agua para recarga son más abundantes de lo que se puede percibir si se consideran solamente los caudales excesivos intermitentes en cauces naturales como fuente única.

Almacenar y recuperar agua dulce en acuíferos salobres puede ofrecer una oportunidad adicional para la creación de bancos de agua. La idoneidad genérica de los acuíferos salobres para la recuperación del agua dulce almacenada mediante la técnica ASR (Aquifer Storage and Recovery), que implica la recarga y recuperación de agua mediante el mismo pozo ha sido evaluada por Ward *et al*. (2009). Miotlinski *et al*. (2013) han demostrado también que si las condiciones son favorables, el almacenamiento, transferencia y recuperación (recarga y recuperación mediante diferentes pozos) es posible en un acuífero de agua salobre.

Con excepción de las condiciones hidrogeológicas, el resto de los factores para que un banco de agua sea exitoso tienen que ver con la regulación y la gestión.

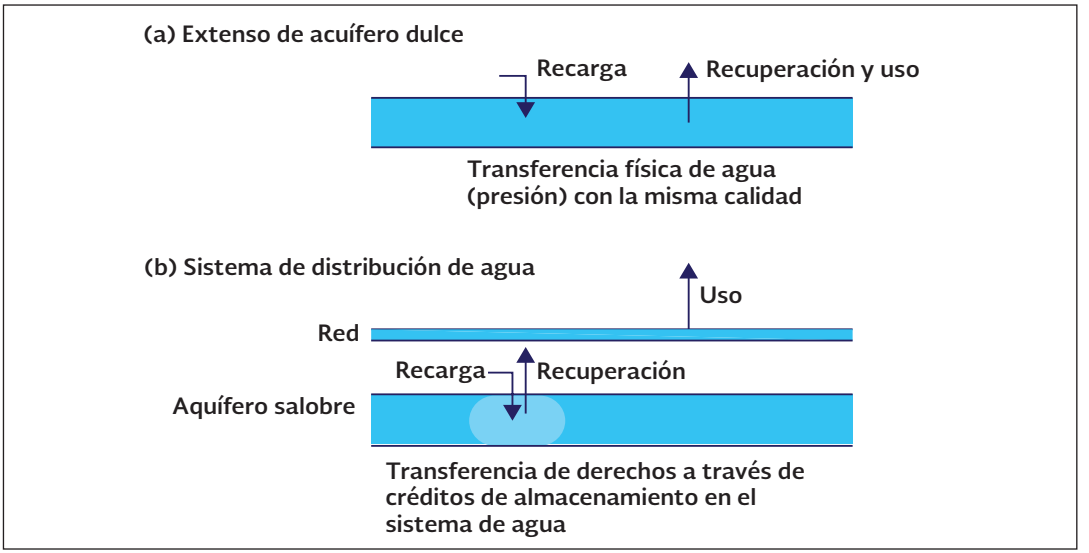
Quienes estén considerando el valor de un banco de agua y envidien la hidrogeología de Arizona y su disponibilidad de tierra para los estanques de infiltración, deben tener en cuenta que estas son condiciones deseables, más no esenciales. Por ejemplo, a falta de un acuífero extenso, el agua se puede almacenar en acuíferos pequeños mediante una red de instalaciones de recarga más pequeñas conectadas a un sistema de distribución de agua existente. En Australia, excepto en Perth, pocas ciudades cuentan con acuíferos similares a los que existen en Tucson o Phoenix, pero si el agua se puede recuperar de acuíferos locales, menos transmisivos e incluso salobres con una calidad de agua potable, entonces el sistema de transmisión y distribución puede actuar como un medio para transferir derechos de agua generados en un lugar a un usuario ubicado en otro, tal como se ilustra en la Figura 24.4 (Dillon *et al.*, 2009).

En Arizona se utilizan también otras formas de recarga, tales como pozos de recarga en zonas no saturadas y galerías de infiltración, en zonas urbanas en las que no hay terrenos para estanques de infiltración. Una de las instalaciones más avanzadas es operada por la ciudad de Scottsdale, que

da servicio a 87,000 cuentas activas dentro de un área de servicio de 480 kilómetros cuadrados (185 millas cuadradas) [CSWRD, 2013]. Scottsdale emplea tratamiento avanzado de agua reciclada conjuntamente con pozos de inyección en zonas no saturadas y pozos de recarga tipo ASR (WSP, 2013). Los pozos de recarga ASR se usan en otras partes de Arizona, y el método es igualmente apropiado para acuíferos confinados, pero, dado que esto requiere un pretratamiento del agua, resulta un método más costoso y menos utilizado (ADEQ, 2013; ADWR, 2013).

En Australia, la recarga artificial de acuíferos con agua de escurrimientos urbanos en un área semiárida resultó ser aproximadamente diez veces más cara que los mejores estanques de infiltración, pero todavía considerablemente más barata que la desalinización de agua de mar (Dillon *et al.*, 2009). La recarga artificial de acuíferos con agua reciclada fue más costosa que el uso de estanques de infiltración, pero tuvo costos unitarios significativamente más bajos que la recarga artificial con agua de escurrimientos y puede proporcionar suministros importantes de agua para áreas urbanas que necesiten asegurar suministros de agua en acuíferos confinados, como se ha visto en el condado de Orange, California (Mills, 2002); Windhoek, Namibia (Murray, 2005); y Perth, Australia (WC, 2014). Sin embargo, la necesidad de aumentar los recursos hídricos no necesariamente asegura la existencia de financiamiento para un banco de agua. Fracasos comerciales pueden surgir debido a derechos de agua mal definidos, fragmentación institucional, contabilidad incompleta de los costos por pérdidas de evaporación en almacenamientos de agua superficial, fijación de precios que no toma en cuenta totalmente la confiabilidad de los suministros de agua, incompatibilidad entre los beneficios del banco de agua y quienes asumen los costos, e insuficiente confianza del público o de los inversionistas para recaudar capital para el banco de agua.

Figura 24.4. (a) En Phoenix, el extenso acuífero de agua dulce actúa como medio para transferir créditos de agua recargada en un lugar para recuperarla en otro, sujeto a las limitaciones de la calidad del agua;
(b) En lugares donde los acuíferos son salobres o no muy transmisivos, el agua se tiene que recuperar casi en el punto donde se recargó, y si esta agua es de calidad aceptable para su transmisión mediante el sistema de distribución existente, esto puede crear un crédito transferible a otros puntos del sistema.
Fuente: Dillon *et al.* (2009).



24.5. Los derechos de agua como precursores para crear un banco de agua

En Arizona, el adecuado sistema de derechos para usar el río Colorado ha sido clave para el establecimiento del programa de creación de bancos de agua. Este sistema de derechos contractuales, aunado con un sólido marco regulatorio para el almacenamiento de agua, ha permitido la operación exitosa a la fecha de la AWBA. Tener consciencia de la necesidad de una separación de los derechos de suelo y de agua es un primer paso para la reforma en muchas partes del mundo, incluyendo Australia, Sudáfrica y ahora en por lo menos un estado de la India, Jammu y Kashmir. Se requiere el concepto de titularidad de derechos. En Australia, por ejemplo, una entidad puede tener la titularidad de derechos de agua como una proporción o parte del recurso total asignable (esto

es, después de considerar los caudales ambientales). Las asignaciones son la divisa volumétrica de la titularidad de derechos de agua y éstas cambian si los recursos asignables cambian. Si el sistema de agua subterránea nativo está sobreexplotado, el almacenamiento estará en descenso. Las sucesivas determinaciones del volumen asignable se reducirán y, en proporción, también lo harán las asignaciones de todos titulares de los derechos de agua subterránea. En el caso de fuentes de agua para la recarga también se requiere titularidad de derechos. Ward y Dillon (2012) proporcionan un marco para incorporar la gestión de recarga de acuíferos dentro de este sistema de titularidad de derechos. En Australia no se cuenta todavía con un sistema de titularidad de derechos para aguas pluviales y efluentes de aguas residuales tratadas en la mayoría de las jurisdicciones (Parsons *et al.*, 2012), pero se reconoce la custodia de las aguas pluviales por parte de los consejos municipales y del agua reciclada por parte de los organismos operadores urbanos, y hasta ahora no han surgido disputas relacionadas con la captación de estas aguas para recarga.

24.6. Conclusiones: Adaptación del banco de agua a las condiciones locales

Diferentes regiones tienen diferentes condiciones y sistemas hidrológicos. Arizona ha desarrollado un método para crear bancos de agua con base en las condiciones de sus acuíferos y de sus suministros de agua superficial en el contexto de su infraestructura hídrica y su marco regulatorio. Actualmente, los organismos operadores australianos tienen la tarea de proveer suministros para futuras sequías, pero no cuentan con un marco de políticas que genere incentivos para invertir en fuentes de abastecimiento seguros. Durante una sequía reciente, los organismos operadores en cinco ciudades establecieron plantas desalinizadoras de agua marina, la mayoría de las cuales han subsecuentemente dejado de operar. La inversión de capital fue enorme y considerablemente mayor de lo que se hubiera podido lograr en la mayoría de los casos con el manejo de la recarga de acuíferos. (Un ejemplo se describe en un artículo por Gao *et al.* [2014]) Hasta el momento no se cuenta con mecanismos de financiamiento establecidos para facilitar la inversión en bancos de agua en Australia. Los costos del agua producida por las plantas desalinizadoras han sido más de 15 veces más elevados que los costos marginales de suministro. Esto se está pagando actualmente por los consumidores de los organismos operadores mediante precios considerablemente más altos por el agua. Es oportuno, dado que se cuenta con los suministros de emergencia para el corto y mediano plazos, considerar seriamente un convenio institucional que vincule las políticas con las inversiones

para asegurar el logro eficaz de los objetivos de seguridad hídrica. La Autoridad de Bancos de Agua de Arizona proporciona un ejemplo conveniente, y en esta etapa bastante singular, de una reforma institucional y de políticas que combina un marco contable y mecanismos de financiamiento para aumentar el suministro con el fin de mejorar la confiabilidad del abasto de agua en el futuro. Si bien resulta claro que las motivaciones y el potencial para establecer bancos de agua varían según las regiones, se espera que este artículo inspire un interés general en adoptar tales métodos avanzados de gestión de agua subterránea.

Reconocimientos

Los autores desean agradecer a John Ward de CSIRO y a Andrew Ross de la Universidad Nacional Australiana, actualmente con el PHI de la UNESCO, por sus comentarios sobre una versión anterior de este artículo y a los árbitros de la revista por sus útiles observaciones. También agradecemos al estudiante de posgrado de la Universidad de Arizona (UA), Christopher Fullerton, por su asistencia editorial, y al Technology Research Initiative Fund de la UA por su apoyo a este esfuerzo.

Este capítulo se basa en el artículo "Water Banks: Using Managed Aquifer Recharge to Meet Water Policy Objectives" [Megdal *et al.*, 2014].

Conflictos de interés

Los autores declaran no tener ningún conflicto de interés.

Referencias

Arizona Department of Environmental Quality (ADEQ). 2013. *Reclaimed Water Regulations and Aquifer Protection Permits*. Disponible en línea: http://www.azdeq.gov/environ/water/permits/reclaimed.html (consultado el 24 de julio de 2013).

Arizona Department of Water Resources (ADWR). 2010. *The Arizona Water Atlas*; Arizona Department of Water Resources: Phoenix, AZ, USA, 2010.

Arizona Department of Water Resources (ADWR). 2013. *Groundwater Recharge Regulations*. Disponible en línea: http://www.azwater.gov/azdwr/WaterManagement/ (consultado el 24 de julio de 2013).

Arizona Department of Water Resources Enhanced Aquifer Management Stakeholder Group (ADWREAMSG). 2014. Disponible en línea: http://www.azwater.gov/azdwr/WaterManagement/AMAs/EnhancedAquifer ManagementStakeholderGroup.htm (consultado el 16 de febrero de 2014).

Arizona Department of Water Resources. Arizona Revised Statutes (A.R.S.). 2013. Title 45, Chapter 1, Sections 101–117, 2013.

Arizona Water Banking Authority. Arizona Revised Statutes (A.R.S.). 2013b. Title 45, Chapter 14, Sections 2401–2491, 2013.

August, J.L., Jr.; Gammage, G., Jr. 2007. Shaped by *Water: An Arizona Historical Perspective*. In *Arizona Water Policy: Management Innovations in an Urbanizing, Arid Region*; Jacobs, K., Colby, B.G., Eds.; Resources for the Future: Washington, DC, USA, 2007; pp. 1–10.

Arizona Water Banking Authority (AWBA). 2013. *Annual Report, 2012*; Disponible en línea: http://www.azwaterbank.gov/Plans_and_Reports_Documents/documents/Final2012AnnualReportwletter.pdf (consultado el 24 de julio de 2013).

Arizona Water Banking Authorit; Arizona Department of Water Resources; Central Arizona Project (AWBA). 2014. *Recovery of Water Stored by the Arizona Water Banking Authority: A Joint Plan by AWBA, ADWR and CAP*. Disponible en línea: http://www.cap-az.com/documents/ planning/Joint_Recovery_Plan_FINAL_with_signed_preface.pdf (consultado 18 de mayo 2014).

Central Arizona Project Deliveries (CAPD). 2014. Disponible en línea: http://www.cap-az.com/index.php/ departments/water-operations/deliveries (consultado el 16 de febrero de 2014).

City of Scottsdale Water Resources Department (CSWRD). 2013. *About the Water Department*. Disponible en línea: http://www.scottsdaleaz.gov/Water/about? (consultado el 24 de julio de 2013).

City of Scottsdale Water Resources Department Adequate Water Supply and Water Supply Planning (WSP). Available online: http://www.scottsdaleaz.gov/Water/Water_Supply_Planning/Sustainable_Supply/ (accessed on 24 July 2013).

Colby, B.G.; Jacobs, K.L.; Eds. 2007. *In Arizona Water Policy: Management Innovations in an Urbanizing, Arid Region ;* Resources for the Future: Washington, DC, USA, 2007.

Dillon, P.; Pavelic, P.; Page, D.; Beringen, H.; Ward, J. 2009. *Managed Aquifer Recharge: An Introduction*; Waterlines Report No. 13; National Water Commission: Canberra, Australia, 2009.

Dillon, P.; Fernandez, E.E.; Tuinhof, A. 2012. *Management of aquifer recharge and discharge processes and aquifer storage equilibrium*. *IAH Contrib. GEF-FAO Groundw. Gov. Themat. Pap*. 2012, *4*, 1–49.

Dillon, P.J. 2016. Managing aquifer recharge in integrated solutions to groundwater challenges. Ch. 2, p3-16 in R.Vogwill (ed). Solving the Groundwater Challenges of the 21st Century. Selected Papers on Hydrogeology 22, Taylor & Francis (May 2016).

Gao, L.; Connor, J.D.; Dillon, P. 2014. *The economics of groundwater replenishment for reliable urban water supply*. Water 2014, *6*, submitted for publication.

Kazner, C.; Wintgens, T.; Dillon, P.; Eds. 2012. *Water Reclamation Technologies for Safe Managed Aquifer Recharge*; IWA Publishing: London, UK, 2012.

Konikow, L.F. 2011. *Contribution of global groundwater depletion since 1900 to sea-level rise*. *Geophys. Res. Lett.* 2011, *38*, doi:10.1029/2011GL048604.

Mackun, P.; Wilson, P. 2013. *Population Distribution and Change: 2000 to 2010, 2010 Census Briefs*. Disponible en línea: http://www.census.gov/prod/cen2010/briefs/c2010br-01.pdf (consultado el 24 de julio de 2013).

Megdal, S.B. 2007. *Arizona's Recharge and Recovery Programs*. En *Arizona Water Policy: Management Innovations in an Urbanizing, Arid Region*; Resources for the Future: Washington, DC, USA, 2007; pp. 188–203.

Megdal, S.B. 2012. *Arizona Groundwater Management*. En *the Water Report*; Moon, D., Light, D., Eds.; Envirotech Publications: Eugene, OR, USA, 2012; pp. 9–15.

Megdal, S., Dillon, P., & Seasholes, K. 2014. *Water Banks: Using Managed Aquifer Recharge to Meet Water Policy Objectives*. Water, 6(6), 1500–1514. https://doi.org/10.3390/w6061500

Mills, W.R. 2002. *The quest for water through artificial recharge and wastewater recycling*. In Management of Aquifer Recharge for Sustainability; Dillon, P.J., Ed.; A.A. Balkema: Amsterdam, The Netherlands, 2002; pp. 3–10.

Miotlinski, K.; Dillon, P.J.; Barry, K.E.; Kremer, S.; Pavelic, P. 2013. *Recovery of injected freshwater from a brackish aquifer with a multi-well system*. Ground Water 2013, doi:10.1111/gwat.12089.

Murray E.C. 2005. *Windhoek, Namibia: Designing a large-scale borehole injection scheme in a fractured aquifer*. In Proceedings of the International Symposium on Mixed and Augmented Reality, ISMAR *2005*, Vienna, Austria, 5–8 October 2005; pp. 127–132.

Parsons, S.; Dillon, P.; Irvine, E.; Holland, G.; Kaufman, C. 2012. *Progress in Managed Aquifer Recharge in Australia*; Waterlines Report Series No. 73; National Water Commission: Canberra, Australia, 2012.

Pearce, M.J. 2007. *Balancing Competing Interests: A History of State and Federal Water Laws*. En Arizona Water Policy: Management Innovations in an Urbanizing, Arid Region; Resources for the Future: Washington, DC, USA, 2007; pp. 26–44.

Ronstadt, C.D. 2012. Underground Water Banking in the Western United States. *Rocky Mt. Miner. Law Inst.* 2012, *58*, 1–8.

Central Arizona Project Tonopah Desert Recharge Project (TDRP). 2013. Disponible en línea: http://www.cap-az.com/index.php/departments/recharge-program/tonopah-desert (consultado el 24 de julio de 2013).

U.S. Bureau of Reclamation (USBOR). 2013. The Law of the River. Disponible en línea: http://www.usbr.gov/lc/region/programs/strategies.html (consultado el 24 de julio de 2013).

US Department of the Interior (USDOI). 2013. Record of Decision—Colorado River Interim Guidelines for Lower Basin Shortages and the Coordinated Operations for Lake Powell and Lake Mead. Disponible en línea: http://www.usbr.gov/lc/region/programs/strategies.html (consultado el 24 de julio de 2013).

Vanderzalm, J.; Sidhu, J.; Bekele, G.-G.; Pavelic, P.; Toze, S.; Dillon, P.; Kookana, R.; Hanna, J.; Barry, K.; Yu, X.; *2009. Water Quality Changes During Aquifer Storage and Recovery*; Water Research Foundation: Denver, CO, USA, 2009.

Ward, J.D.; Simmons, C.T.; Dillon, P.J.; Pavelic, P. 2009. *Integrated assessment of lateral flow, density effects and dispersion in aquifer storage and recovery*. J. Hydrol. 2009, *370*, 83–99.

Ward, J.; Dillon, P. 2012. *Principles to coordinate managed aquifer recharge with natural resource management policies in Australia*. Hydrogeol. *J.* 2012, *20*, 943–956.

Water Corporation (WC). 2014. *Water forever—Whatever the weather: Drought Proofing Perth*. Disponible en línea: http://www.watercorporation.com.au/~/media/files/about%20us/planning%20for%20the%20future/ perth-10-year-water-supply-strategy.pdf (consultado el 22 de mayo de 2014).



25

EL PAPEL DE LA GESTIÓN DE RECARGA DE ACUÍFEROS EN LA SOLUCIÓN INTEGRADA A LOS DESAFÍOS DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Peter Dillon

Copresidente de la Comisión de Gestión de Recarga de Acuíferos de la AIH
y socio honorario de CSIRO Tierra y Agua

Resumen

El presente artículo toma conocimientos científicos recientes sobre los procesos de la gestión de recarga de acuíferos con la finalidad de informar sobre aplicaciones prácticas. Los procesos que se tratan incluyen: la colmatación y su manejo en las cuencas de infiltración y en los pozos de inyección; la eficiencia de recuperación del agua recargada y los cambios en la calidad del agua en los acuíferos. Esta información científica se ha plasmado en directrices sobre la gestión de recarga de acuíferos para la protección de la salud humana y del medio ambiente y ha servido como base para un marco de políticas sobre derechos de agua subterránea. Si estas son adoptadas o adaptadas por los gestores de recursos hídricos dentro de planes locales de gestión de aguas subterráneas, se facilitará la recuperación de acuíferos sobreexplotados, se reducirán los gastos del abastecimiento de agua, se mejorará la calidad del agua subterránea, se protegerán los ecosistemas dependientes del agua subterránea, se apoyarán las medidas para racionalizar la demanda de agua, se abastecerá a nuevas industrias y a la agricultura y se fomentará la práctica de almacenamiento en bancos de agua como protección contra futuras sequías. Las redes de información y el intercambio de conocimiento ayudarían a gobiernos y bancos de desarrollo a reconocer las circunstancias en

las que el reabastecimiento de agua subterránea es una medida creíble y eficiente de suministro o seguridad hídrica. Los avances en el reabastecimiento de agua subterránea, incluido el uso de bancos de agua, ayudarán a maximizar los beneficios de los acuíferos para la sociedad y a la vez ayudarán a los gestores de recursos hídricos a enfrentar los desafíos en materia de seguridad hídrica en el siglo XXI.

25.1. Introducción

Atender la sobreexplotación del agua subterránea está entre los desafíos ambientales y económicos más apremiantes del orbe y particularmente en áreas que han dependido fuertemente del agua subterránea para sostener la agricultura de riego (Margat, 2008; Konikow, 2011). El enorme aumento en la productividad de la tierra con irrigación con respecto a la producción de temporal o secano en regiones semiáridas ha aliviado a comunidades del hambre y la pobreza y ha propiciado la inversión en educación, salud e infraestructura económica. Las tecnologías del siglo XX, tales como las máquinas de perforación, las bombas, las tuberías ligeras y la distribución de la energía eléctrica, han permitido la extracción de recursos hídricos subterráneos que han transformado las vidas de cientos de millones de familias rurales alrededor del mundo. La condición humana orienta el comportamiento hacia aumentar la utilización de recursos limitados en tanto los rendimientos superen a los costos. Sin embargo, los recursos hídricos subterráneos son finitos. Si bien la utilización del recurso ha ayudado a producir riqueza, el consiguiente descenso de los niveles de agua subterránea en algunos casos ha afectado a ecosistemas acuáticos y ribereños conectados, ha incrementado el acceso al agua de granjas y casas y ha terminado por reducir los rendimientos del agua subterránea. Esto ha amenazado los medios de sustento, ha deteriorado la salud, ha afectado el bienestar y ha causado trastornos sociales (Burke yamp; Moench, 2000). ¿Acaso fue la revolución verde solamente una bonanza extraordinaria, de esas que se presentan solo una vez en una era, para beneficio de una o dos generaciones de personas y acaso es la reversión a las condiciones anteriores inevitable? Esto depende de nuestra respuesta ante este desafío.

Pocos gobiernos han demostrado la voluntad de frenar la producción actual para sostener un nivel de producción futura que sería más baja que la que se tiene actualmente. Los funcionarios de gobierno que no reconocen el problema ni apoyan políticas que preserven el valor productivo del agua subterránea condenan a sus electores a una pérdida crónica o catastrófica de agua subterránea

y a los consiguientes estragos agrícolas y sociales. Una comunidad informada no aceptará el argumento de que los niveles decrecientes en la cantidad y calidad del agua subterránea se deben a 'causas de fuerza mayor' y exigirá a los gobiernos que actúen con decisión y justicia. Muchos agricultores saben que sus hijos no se podrán ganar la vida con un acuífero en vías de agotamiento, por lo que continúan maximizando la producción mediante el riego para permitir que sus hijos terminen su educación y consigan empleos en la ciudad, los cuales ofrecen rentas más altas que la agricultura. Sus ingresos de retiro serán las remesas de sus hijos, complementadas por lo poco que puedan cosechar mediante una agricultura de temporal o secano o actividades de pastoreo. Los agricultores y los gobiernos saben bien que la bonanza extraordinaria se acabará y que las intervenciones valiosas son aquellas que prolongan la vida del recurso hídrico y que mejoran el 'rendimiento de cultivo por cada gota' o el ingreso comercial por unidad de agua (CGIAR, 2015).

La inversión para mejorar la recarga de acuíferos es, por tanto, una actuación políticamente segura para los gobiernos. Las estructuras de recarga constituyen un símbolo de apoyo del gobierno, y los agricultores están deseosos de tenerlas en la proximidad inmediata de sus pozos (Maheshwari *et al.*, 2014). Sin embargo, una estrategia que considere solo el suministro debe ponerse en duda con relación a la eficacia y a la equidad del impacto. En casos en los que el índice de extracción de agua subterránea es de 2 a 100 veces el de la recarga natural (Dillon *et al.*, 2009a), debemos preguntarnos francamente si una mayor recarga podría realmente subsanar este déficit. No obstante, en estos casos extremos puede ser una medida de protección que puede prolongar la viabilidad del recurso el tiempo suficiente para que algunos agricultores alcancen sus objetivos a corto plazo. Lo que es más importante, existe un potencial enorme para que una mayor recarga se use como palanca para ayudar en la conservación del agua (gestión de la demanda), se consiga un valor mucho más alto de la inversión del gobierno y se incremente la seguridad del medio de sustento del agricultor. Por ejemplo, la formulación de un plan de gestión de agua subterránea, la programación del riego, la plasticultura, las pruebas de suelo e incluso las mejoras de la infraestructura de riego podrían exigirse como un prerrequisito para el financiamiento de estructuras de recarga en un área dada como un paquete de servicios de extensión agraria. Sorprendentemente, parece ser que esta palanca raramente se usa y podría tener un gran impacto agregado en asegurar la producción de alimentos, reducir el consumo de energía y estabilizar a comunidades rurales.

Si el reabastecimiento de agua subterránea ofrece tantos beneficios, ¿por qué es actualmente un instrumento tan subutilizado en la gestión de agua subterránea? Entre las barreras para su adopción

se encuentran: una falta de conocimiento de desarrollos recientes, enfoques inadecuados a la protección del agua subterránea y a los derechos de agua, una falta de conocimiento de los sistemas de acuíferos locales, y una carencia de planificación para dar tiempo a la adquisición de tal conocimiento antes de que se tomen decisiones sobre el aumento del suministro de agua. La gestión de recarga de acuíferos (MAR) constituye también una prueba de fuego de la gestión integrada de recursos hídricos; a menudo, las instituciones estatales fragmentadas que manejan los recursos hídricos y los impactos ambientales pueden complicar las aprobaciones. Estos impedimentos se han abordado en algunas jurisdicciones y este mensaje tiene que ser escuchado por gobiernos e inversionistas.

25.2. Idoneidad de un acuífero para su recarga artificial

25.2.1. Acuíferos sobreexplotados

Los acuíferos que están ya sobreexplotados son objetivos potenciales inmediatos para la recarga artificial (MAR). En estas áreas se ha demostrado ya que existe un acuífero y que tiene la capacidad para almacenar más agua. La principal consideración consiste en cómo hacer que las técnicas de recarga estén disponibles como un incentivo para el establecimiento y la adhesión a un plan de gestión de agua subterránea que: (a) involucre y abarque a todos los usuarios existentes del agua subterránea; (b) tenga en cuenta el uso sostenible de agua subterránea, con y sin recarga artificial; (c) establezca una manera equitativa de poner en práctica medidas de reducción de demanda y uso eficaz de agua que sean verificables y maximicen los beneficios para la comunidad en su conjunto; (d) permita estimaciones realistas del volumen alcanzable de recarga artificial y un medio de implementación cuyo costo sea menor que la producción que de otra manera se perdería, y (e) restaure el acuífero a un equilibrio hidrológico en un período finito para permitir que la comunidad se adapte a un nivel de uso de agua sostenible.

La Tabla 25.1 ilustra la idoneidad generalizada de un acuífero para su recarga artificial, con base en las propiedades de transmisividad, capacidad de almacenamiento, grado de contención, salinidad del agua subterránea y apego al plan relevante de gestión de agua subterránea. En el caso de los acuíferos sobreexplotados, generalmente, las cuatro primeras propiedades inherentes,

transmisividad del acuífero, capacidad de almacenamiento, integridad de la contención y la calidad del agua subterránea nativa, no son un impedimento para el uso de técnicas MAR. El impedimento más severo es la falta inicial de apego a un plan de gestión de agua subterránea, probablemente porque no exista tal que proteja al acuífero de una sobreexplotación. Si bien es físicamente posible implementar la gestión de recarga de acuíferos sin contar con un plan de agua subterránea, los beneficios probablemente se disiparán debido a un uso ineficaz del agua y estos serán locales, por lo que no serán evidentes para todos los usuarios del agua subterránea.

El establecimiento de un plan de gestión del agua subterránea es esencial para asegurar que con la inversión suficiente en las técnicas MAR (si existen fuentes de agua adecuadas) y con un manejo apropiado de la demanda se optimizarán los beneficios y se distribuirán equitativamente. Esto significa, por ejemplo, que los dueños de los pozos más cercanos a un sitio de recarga se abstendrán de extraer toda el agua recientemente disponible, a fin de que otros usuarios del agua subterránea puedan obtener un beneficio. En sistemas sobreconcesionados, una meta pragmática sería lograr un almacenamiento estacional, en lugar de aspirar a tener un banco de agua para un plazo más largo. Para lograr la seguridad para temporadas de sequía se requeriría de una mucho mayor disciplina en cuanto al uso de agua subterránea en áreas en las que el punto de partida sin uso de técnicas MAR ni manejo de la demanda sea el uso no sostenible.

Tabla 25.1. Una guía genérica para determinar la idoneidad de un acuífero para su recarga artificial. El almacenamiento estacional requiere condiciones menos onerosas que el almacenamiento interanual, o banco de agua, pensado para incrementar la resiliencia ante una sequía y seguridad de suministros de agua en un clima variable.

Propiedad del acuífero	bajo	mediano	alto
Transmisividad	No		
Capacidad de almacenamiento	apto	corto plazo	banco de
Grado de contención	posible		
Buena calidad del agua subterránea Apego al plan de agua subterránea	corto plazo almacenamiento	almacenamiento	agua

25.2.2. *Acuíferos inicialmente en equilibrio hidrológico*

Para los acuíferos cercanos a un equilibrio hidrológico (que no estén en un estado actual de sobreexplotación) existen varios factores que afectan su idoneidad para implementar técnicas MAR. El más fundamental es su habilidad para que el agua recargada se pueda recuperar.

A la proporción de agua recargada que se puede recuperar para un uso benéfico se le denomina 'eficiencia de recuperación'. La Tabla 25.2 sintetiza varios estudios sobre la eficiencia de recuperación, incluyendo el de Pavelic *et al.* (2006); Ward (2009) y Miotlinski *et al.* (2011; 2014), para ilustrar las características de impedimento de los acuíferos y cómo abordarlas de manera práctica.

Tabla 25.2. Se identifican las características de los acuíferos que pueden impedir potencialmente una eficiencia de recuperación, junto con las medidas de prevención, las prácticas operacionales y el monitoreo que se requerirían para su manejo confiable.

Característica del acuífero	Medidas preventivas	Prácticas operacionales	Monitoreo
Agua subterránea con un gradiente lateral alto	Construir pozos de recuperación aguas abajo	Almacenar grandes volúmenes, si el agua subterránea nativa es de baja calidad	Carga hidráulica y calidad del agua subterránea monitoreadas en piezómetros de observación
Capa confinada con aportaciones	Evitar recargas si las capas confinadas son delgadas o presentan fracturas	Mantener las cargas hidráulicas en las instalaciones de recarga artificial dentro de un margen que constriña las fugas hacia adentro y hacia afuera del acuífero	Carga hidráulica y calidad y calidad del agua subterránea monitoreadas en piezómetros de observación, incluyendo dentro de la capa confinada y al otro lado de esta
Acuífero de roca fracturado o kárstico	Construir pozos de recuperación aguas abajo	Almacenar grandes volúmenes, si el agua subterránea nativa es de baja calidad	Carga hidráulica y calidad y calidad del agua subterránea monitoreadas en piezómetros de observación, realizar estudios con trazadores si es necesario

Tabla 25.2 Se identifican las características de los acuíferos que pueden impedir potencialmente una eficiencia de recuperación, junto con las medidas de prevención, las prácticas operacionales y el monitoreo que se requerirían para su manejo confiable. (Continuación).

Característica del acuífero	Medidas preventivas	Prácticas operacionales	Monitoreo
Acuífero no confinado de poco espesor	Evitar el sitio o pozos de recuperación horizontales	Usar índices bajos de recuperación y recuperar a un almacenamiento superficial si es necesario	Carga hidráulica y calidad y calidad del agua subterránea monitoreadas en piezómetros de observación
Recargar cerca del área de descarga del acuífero	Evitar el sitio a menos que sea para barrera de intrusión salina	Mantener la carga hidráulica al nivel más bajo que evite la intrusión salina (para evitar una pérdida excesiva)	Carga hidráulica y calidad y calidad del agua subterránea monitoreadas en piezómetros de observación y en el área de descarga
Agua subterránea nativa salobre	Evitar agua subterránea nativa con alta salinidad en acuíferos de gran espesor en los que el contraste de densidades afecte el caudal en la zona de almacenamiento	Maximizar el volumen de almacenamiento, utilizando varios pozos para crear una columna contigua si es necesario	Carga hidráulica y calidad y calidad del agua subterránea monitoreadas en piezómetros de observación. Monitorear flujos de agua y sal recargados y recuperados

La eficiencia de recuperación en almacenamiento de energía térmica difiere de la eficiencia de recuperación de solutos conservativos en inyectantes (Miotlinski y Dillon 2014) ya que los procesos de transporte y de mezclado difieren. Sin embargo, el almacenamiento conjunto de agua y energía térmica es posible y requiere de mayor evaluación, ya que esto puede contribuir a la viabilidad de las técnicas MAR.

25.2.3. Idoneidad de la fuente de agua de origen para la recarga artificial de acuíferos (MAR)

Existe una plétora de experiencia sobre el uso de una variedad de fuentes de agua para la recarga artificial de acuíferos (MAR). Las aguas naturales se han estado recargando intencionalmente desde antes de la década de los sesenta (Johnson, 1988; Johnson y Pyne, 1994). Subsiguientemente, el agua de tormentas en zonas urbanas (escurrimientos urbanos) y el agua reciclada derivada de plantas de tratamiento de aguas residuales se han utilizado intencionadamente de manera eficaz durante tres décadas (Peters *et al.*, 1998; Dillon, 2002; Fritz *et al.*, 2005; Fox *et al.*, 2007; Herrman *et al.*, 2010). De estas experiencias emergen dos principales problemas derivados de la fuente de agua empleada para la recarga: la colmatación y la seguridad de la calidad del agua para la salud humana y del medio ambiente (incluyendo el acuífero mismo).

25.2.3.1. El manejo de la colmatación

El manejo de la conductividad hidráulica del suelo o de los acuíferos es de vital importancia en los proyectos de gestión de recarga de acuíferos para asegurar la viabilidad y la durabilidad de las operaciones. En los primeros años de implementación de proyectos MAR, la colmatación de estanques y pozos era relativamente común, y en la mayoría de los casos se manejaba mediante procedimientos operacionales, tales como el raspado de los estanques y el reacondicionamiento de pozos. La experiencia adquirida a lo largo de los años ha derivado en poner un mayor énfasis en el tratamiento del agua para reducir la frecuencia con la cual se requiere de medidas correctivas y para mejorar la relación costo-eficacia. La Tabla 25.3 contiene un resumen simplificado. Para mayor información véase Martin (ed.) (2013); Pyne (2005); Maliva y Missimer (2011); Pavelic *et al.* (2007; 2011); y Page *et al.* (2014). Al inyectar agua en acuíferos relativamente inertes (por ejemplo, arenas y areniscas) las medidas de prevención de colmatación tienen que ser más rigurosas que para los acuíferos de roca caliza, en los que la disolución de carbonato por la materia orgánica en el agua ayuda a renovar la superficie de la matriz y mantener la conductividad hidráulica.

En cierto sentido, los procesos de colmatación pueden actuar para ayudar a prevenir la contaminación del agua subterránea, pero la ausencia de colmatación no significa que el acuífero esté protegido adecuadamente.

Tabla 25.3. Varios tipos de colmatación y su manejo en la recarga artificial de acuíferos

Tipo de colmatación	Medidas preventivas	Remedio	Prácticas operacionales	Monitoreo
Bloqueo físico por partículas	Tratamientos para remover partículas del agua de origen	Purgado de pozos, raspado de los estanques	Controles del agua de origen, extracción selectiva	Capacidad específica del pozo de inyección, índice de infiltración de los estanques, turbiedad del agua de origen, frecuencia de aplicación de remedios
Movilización de materiales finos del acuífero	Tratamientos para reducir la relación de absorción de sodio en el agua de origen	Purgado de pozos, inyección de iones divalentes, raspado de los estanques	Dosificación ocasional con iones divalentes o polímeros específicos. Solamente cambios graduales en las tasas de inyección	Capacidad específica del pozo de inyección (continuamente), tasa de infiltración de los estanques
Arrastre de aire, (bolsas de gas)	Evitar la entrada de aire en los pozos de inyección	Purgado de pozos, raspado de los estanques	Válvulas de escape de aire, válvulas de control de flujo, evitar cascadas	Capacidad específica del pozo de inyección, tasa de infiltración de los estanques (continuamente), oxígeno disuelto en el inyectante
Precipitación geoquímica	Control del potencial de precipitación en el agua de origen, por ejemplo mediante control de redox, remoción de nutrientes o control del pH	Purgado de pozos, inyección de ácido, raspado de los estanques	Prevención de entradas de aire innecesarias para los pozos de inyección	Capacidad específica del pozo de inyección, tasa de infiltración de los estanques, pH, Eh, Fe, Mn etc. del inyectante y del agua recuperada
Acumulación de biopelícula - organismos y polisacáridos	Tratamientos para reducir nutrientes, por ejemplo carbono orgánico lábil y evitar coagulante excesivo	Purgado de pozos, raspado de los estanques	Desinfección en pozos en medios de grano fino, tiempos de secado en las cuencas	Capacidad específica del pozo de inyección, tasa de infiltración de los estanques
Combinaciones de todo lo anterior	Controles relevantes antes mencionados	Purgado de pozos, raspado de los estanques	Medidas relevantes antes mencionadas	Todas las medidas relevantes antes mencionadas

25.2.4. Protección de la calidad del agua

Varios centros de investigación han emprendido proyectos internacionales de investigación en la última década. Estos han conducido a un mejor entendimiento del destino de los componentes del agua con la que se recargan los acuíferos y de la biogeoquímica de las mezclas en los acuíferos. Entre las compilaciones de estos, incluyendo memorias de simposios internacionales sobre MAR y resúmenes de proyectos de investigación se encuentran las siguientes: Johnson (ed.) (1988); Johnson y Pyne (eds.) (1994); Peters *et al.* (eds.) (1998); Dillon (ed.) (2002); Dillon y Toze (eds.) (2003); Fritz *et al.* (eds.) (2005); Fox *et al.* (2006; 2007); Nützmann *et al.* (eds.) (2006); Bixio y Wintgens (eds.) (2006); Jiménez y Asano (eds.) (2008); Bouwer *et al.* (2008); Van den Hoven y Kazner (eds.) (2009); Vanderzalm *et al.* (2009); Herrmann *et al.* (eds.) (2010); Ray y Shamrukh (eds.) (2011); Kazner, *et al.* (eds.) (2012); Sheng y Zhao (eds.) (2015); y Zhao y Wang (eds.) (2015).

Para 2009 había suficiente información como para sintetizar este conocimiento en las primeras directrices de MAR con base científica para manejar los riesgos a la salud y al medio ambiente (NRMMC, EPHC, NHMRC 2009). Las Directrices Australianas de MAR proporcionan un marco para determinar los contaminantes en el agua de origen y para evaluar la habilidad de los acuíferos para removerlos, o detenerlos, y para producir otros contaminantes mediante los procesos geoquímicos de los acuíferos.

Esto permite la identificación de procesos de tratamiento de agua adicionales para satisfacer sosteniblemente los requerimientos para los usos previstos del agua recuperada y para el agua subterránea dentro del acuífero más allá de una zona de atenuación. Se espera que estas directrices pioneras sean actualizadas periódicamente con base en los resultados de estudios en curso.

Los atributos del agua de un acuífero, tales como su temperatura, condición de reducción de oxígeno, presencia de minerales reactivos y fracturas o macro-porosidad pueden afectar la capacidad de tratamiento para cualquier contaminante o patógeno dado. Por lo tanto, se necesita información específica del sitio para adecuar un proceso de tratamiento que proporcione el nivel requerido de protección. La Tabla 25.4 muestra una sinopsis de tratamiento mediante el paso por el suelo o por un acuífero durante la recarga, junto con otros elementos de un tren de tratamiento de agua. Es necesario conocer los requerimientos de calidad del agua de los usuarios finales, la calidad

del agua de origen, la calidad de agua subterrénea nativa y las características del acuífero para incorporar las técnicas MAR de manera eficaz y segura, particularmente cuando se trata de agua de origen de mala calidad. El sobretratamiento del agua conlleva costos, energía y penalizaciones por la emisión de gases de efecto invernadero, y también puede producir la disolución de minerales o la aniquilación de microorganismos dentro del acuífero capaces de degradar los contaminantes. Se requiere de una perspectiva de todo el sistema y, a medida que la investigación progresa, se pueden

Tabla 25.4. El manejo de la recarga de acuíferos para evitar riesgos a la salud y al medio ambiente requiere conocimiento de los procesos e índices de atenuación de contaminantes y de su generación en el suelo o en los acuíferos. Esto permite determinar un tren de tratamiento óptimo y el logro de los objetivos de calidad del agua.

	Efectividad de remoción por proceso de tratamiento de agua						
Parámetro de calidad del agua	Paso por suelo o acuífero	Estanque de sedimentación o humedal	Filtración rápida con arena	Coagulación y filtración	Filtración con carbono activado granulado	Microfiltración	Ósmosis inversa
Organismos patógenos	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz eficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Eficaz
Sustancias químicas inorgánicas	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Generalmente eficaz
Salinidad y sodicidad	Ineficaz	Ineficaz	Ineficaz	Ineficaz	Ineficaz	Ineficaz	Eficaz
Nutrientes (N, P, OC)	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Generalmente eficaz	Ineficaz a eficaz	Eficaz
Sustancias químicas orgánicas	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz	Ineficaz a eficaz	Generalmente eficaz	Ineficaz	Generalmente eficaz
turbiedad y partículas	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz a eficaz	Generalmente eficaz	Ineficaz	Ineficaz	Ineficaz
Radionúclidos	Ineficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz	Ineficaz a eficaz	Ineficaz	Ineficaz a eficaz	Eficaz

desarrollar trenes de tratamiento más definitivos para tipos particulares de aguas de origen y sistemas de acuíferos.

Generalmente se requiere una combinación de procesos, el costo de los cuales se puede reducir al tomar cuenta precisa de si el tratamiento ocurre a través del paso por suelo o por el acuífero. Actualmente se necesitan aplicar técnicas de validación en cada sitio en el que se dependa del acuífero para un tratamiento eficaz. Los métodos de validación se tienen que aplicar en forma general para crear confianza en la predicción de tratamiento por suelo o por acuífero. Potencialmente, en el futuro se podría asignar crédito con base en la creciente base de conocimientos sobre los procesos de remoción, los índices de remoción y productos asociados, bajo la gama de condiciones que se encuentran normalmente. Estos son generalmente más simples para las aguas naturales utilizadas para recarga cuando el único uso del agua subterránea es para riego. Cuando el agua subterránes también se usa como una fuente de agua potable, se necesita ofrecer protección a los pozos de agua potable con un programa pragmático de evaluación. Una guía para MAR (Dillon *et al*. 2014) fue elaborada para tales circunstancias en las zonas rurales de la India. Esta se basa en un estudio sanitario y en un plan de agua segura (inocuidad del agua), en lugar de muestreo y análisis detallados de la calidad del agua, lo cual actualmente no es factible ni logística ni financieramente en la mayoría de las zonas rurales.

25.3. Bancos de agua - la solución de más alto valor

En muchas áreas el cambio climático sugiere que la recarga natural puede disminuir y que la demanda de agua va a aumentar (por ejemplo, en Australia septentrional, Barron *et al.*, 2011). Esto significa que algunos sistemas, que hasta ahora han estado en equilibrio hidrológico, pueden llegar a estar sobreasignados a menos de que se implemente una gestión adaptiva. Para mantener los suministros y mitigar los impactos se tienen que reducir las extracciones de agua subterránea o bien se tiene que aumentar la recarga.

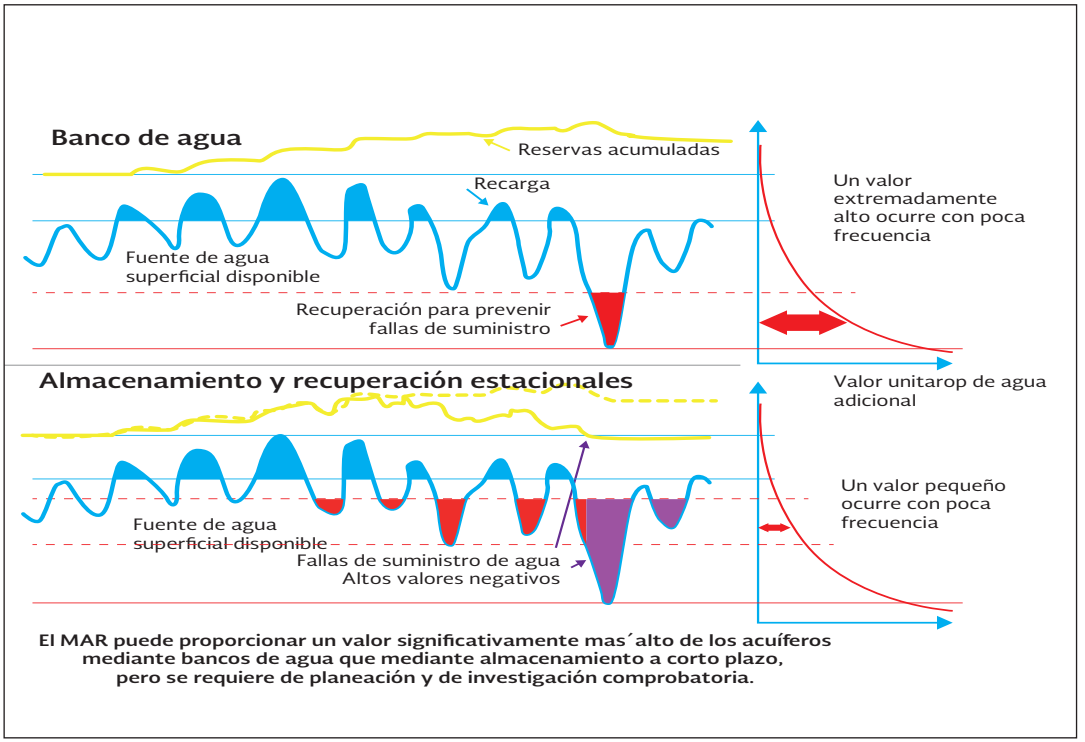
El valor del agua, reflejado en su precio, es más alto en las zonas urbanas que en las rurales. Las zonas urbanas tienen también la ventaja de contar con fuentes de agua adicionales que a veces no se usan, tales como las aguas pluviales y el agua reciclada de los efluentes de aguas residuales, en sistemas ya sean individuales o combinados. Por consiguiente, en las zonas urbanas las técnicas

MAR generalmente resultan más económicas que sufrir los problemas de escasez crónica de agua. Debido al elevado valor de los terrenos urbanos rara vez se utilizan estanques de infiltración en las ciudades, más bien se utilizan típicamente pozos de recarga artificial de acuíferos (Aquifer Storage and Recovery o ASR), en los cuales se inyecta agua tratada y después se recupera del mismo pozo. En zonas rurales, el valor del agua para riego restringe el gasto en técnicas MAR y los estanques de infiltración poco costosos pueden resultar una manera económica y eficaz para acrecentar el agua subterránea al derivar caudales excedentes ocasionales. Existen muchos otros métodos MAR que aprovechan las condiciones topográficas, geomorfológicas e hidrológicas (por ejemplo, Bouwer, 2002; Tuinhof y Heederick, 2003; Dillon, 2005; Parsons *et al.*, 2012).

Estos mismos métodos se pueden aplicar incluso en acuíferos no sobreexplotados para almacenar agua para el futuro y contar con una reserva para tiempos de sequía (Steenbergen y Tuinhof, 2010; Dillon *et al.*, 2012; Tuinhof *et al.*, 2013; Ross, 2014). El almacenamiento en acuíferos ha desempeñado tradicionalmente un papel sustentador de suministros de agua (Foster y MacDonald, 2014), el cual no está sujeto a las fluctuaciones temporales de la disponibilidad de agua superficial. La seguridad de abasto de agua tiene asociado un valor muy alto (Dillon, 2015), a juzgar por ejemplos dados por Megdal y Dillon (eds.) (2015), y La Autoridad de Bancos de Agua de Arizona (2015).

La Tabla 25.1 es una representación diagramática del efecto de políticas de almacenamiento en bancos de agua y de almacenamiento estacional de agua para las mismas series de tiempo de disponibilidad de agua superficial con recarga cuando eso excede un umbral. En el escenario de los bancos de agua, esta se acumula como una reserva dentro del acuífero y no se extrae hasta que ocurra una sequía y su recuperación evite una insuficiencia de abasto de agua, con beneficios económicos y sociales substanciales. En el segundo escenario de almacenamiento y recuperación estacionales, la reserva es utilizada en cada estación seca para suplementar los suministros, pero posteriormente la reserva es inadecuada para satisfacer el suministro durante una sequía. Esto ilustra que el valor del acuífero y del sistema de recarga puede mejorar sustancialmente si este papel de abasto sustentador para el acuífero se refuerza mediante almacenamiento en bancos de agua. Como se puede observar en las Tabla 25.1 y Tabla 25.2 , no todos los acuíferos capaces de almacenamiento estacional son adecuados para funcionar como bancos de agua. Sin embargo, los gestores de recursos hídricos subterráneos pueden usar un enfoque de cartera utilizando cada acuífero para el propósito que sea más adecuado y que rinda el valor más alto.

Figura 25.1. Comparación de un banco de agua y de almacenamiento estacional.



25.4. Almacenamiento subterráneo versus almacenamiento superficial

Las ventajas del almacenamiento de agua bajo el suelo con respecto a la construcción de nuevas presas son (Dillon *et al.*, 2009b):

- no hay evaporación, algas ni mosquitos
- no hay pérdida de valiosas tierras productivas y no se desaloja a la población
- se encuentra dentro de o más cercano a lugares con alta demanda de agua que los sitios de nuevas presas
- tiene bajos costos de capital, con menor almacenamiento viable que las presas
- es escalable, lo que permite su implementación por etapas, y
- existen muchos más sitios con acuíferos adecuados para recarga que sitios adecuados para la construcción de presas.

Las presas y las técnicas MAR no son mutuamente excluyentes. Su operación conjunta puede ser sumamente eficiente, ya que las presas proporcionan retención para dar tiempo a la recarga, lo cual minimiza las pérdidas por evaporación durante largos periodos de almacenamiento.

Las ventajas de los acuíferos con respecto a las presas aumentan en áreas con altos índices de evaporación y bajo relieve, y en áreas áridas y semiáridas en las que la capacidad de almacenamiento tiene que ser igual a varias veces la demanda media anual para poder proporcionar suministros seguros. En un sitio semiárido de Australia, el suministro medio anual es inferior al 4 % de la evaporación media anual de la presa (SKM, 2010; Lawrie *et al.*, 2012). Se han observado eficiencias de recuperación más altas para agua dulce almacenada incluso en acuíferos de aguas salobres (Gerges *et al.*, 2002). A medida que el clima se calienta, aumenta la evaporación en aproximadamente el 4% por cada grado Celsius de incremento. Es prudente realizar evaluaciones hidrogeológicas antes de tomar decisiones sobre futuras situaciones de escasez de agua. Las jurisdicciones que aseguren que todos los registros de perforación, resultados de pruebas de bombeo y mediciones de nivel de agua subterránea estén capturados en una base de datos de acceso público tendrán una ventaja al determinar opciones futuras para el almacenamiento y el abasto de agua.

Las lecciones obtenidas de la construcción de presas en el siglo pasado deben tenerse en cuenta al fomentar las técnicas MAR. En primer lugar se debe considerar el impacto de la captación de agua en los caudales aguas abajo, con las correspondientes consecuencias para las comunidades de riego y los ecosistemas acuáticos, sin importar si el almacenamiento es superficial o subterráneo. La solución a esto es la elaboración de un plan de concesiones de agua a nivel de cuenca que salvaguarde todas las titularidades de derechos de agua, incluyendo las ambientales. Esto se ha documentado en un marco de políticas para MAR que incluye los procesos incrementales de formular tales derechos (Ward y Dillon, 2011).

En segundo lugar, mientras que en una presa existen derechos indisputables al agua almacenada bajo un convenio para su uso compartido, esto es menos evidente en el caso del agua almacenada en acuíferos. Por tanto, se tiene que implementar un procedimiento de contabilidad de agua para saber cuánta agua se ha recargado y así definir el número de títulos de derecho. La recuperabilidad se podrá entonces determinar con base en una contabilidad justificable. En acuíferos con una capacidad de almacenamiento finita, dicha capacidad necesita ser asignada entre los operadores MAR, y se considera deseable tener un operador MAR para cada sector o para todo un acuífero para minimizar cualquier disputa y maximizar la capacidad productiva del sistema. Los derechos para recuperar agua tienen que ser transferibles para facilitar la coinversión por el conjunto de usuarios de agua en proyectos MAR en donde sean más eficientes, en proximidad a fuentes de recarga de agua y a áreas de demanda de agua. Estos elementos se incluyeron en el marco de titularidad de derechos de Ward y Dillon (2011) y fueron adoptados en Austrasia occidental (WA Department of Water, 2010).

25.5. Conclusiones y recomendaciones

la base científica para la gestión de recarga de acuíferos ha estado creciendo constantemente en las últimas décadas y la recuperabilidad de agua, la colmatación, y los cambios de la calidad del agua en la superficie se pueden ahora predecir cualitativamente, aunque se requiere de más investigación para desarrollar herramientas cuantitativas confiables para ayudar en el manejo de estos problemas. Técnicas tales como captura de agua de inundaciones y almacenamiento en bancos de agua proporcionarán cambios y beneficios que requieren de un mayor conocimiento. Se requiere de investigación sobre el destino de las bacterias, los virus y parásitos como los del género

Cryptosporidium en acuíferos para poder determinar su grado de remoción, teniendo en cuenta su inactivación, acoplamiento, desacoplamiento e infectividad. Se necesitan elaborar métodos de validación en campo. En el caso de los países en desarrollo, el uso de agua de fuentes naturales, estudios de saneamiento y planes de inocuidad del agua apegados a la Organización Mundial de la Salud será útil es áreas en las que no se cuenta con información sobre la calidad del agua. La continua documentación de MAR, incluyendo post-auditorías de experiencias de implementación y aspectos económicos, es necesaria para darle el estatus que merece en la agenda del suministro de agua, incluyendo el riego, las poblaciones rurales y las áreas periurbanas de ciudades en crecimiento. Se requieren mejores pronósticos de la depreciación de las obras de recarga para las operaciones de los bancos de agua y que tomen en cuenta la calidad del agua. También sería útil contar con mejores diseños de pozos para barreras de intrusión marina y mejorar la recuperación del agua en acuíferos salinos.

Se requiere la elaboración e implementación de políticas para que la gestión de recarga de acuíferos alcance su papel potencial en las soluciones integrales a los desafíos del agua subterránea. Es de importancia fundamental que las técnicas MAR se usen como un aliciente para la elaboración de planes para compartir el agua de los acuíferos y para la implementación de gestión de la demanda. Los derechos a los suministros adicionales se deben distribuir de manera equitativa, tomando en cuenta los valores sociales y la desigual distribución espacial de los acuíferos, las fuentes de abastecimiento y las demandas de agua deben considerarse dentro de un plan de gestión de agua subterránea apoyado por la comunidad. Se requieren planes para compartir el agua de la cuenca para que los usuarios y ecosistemas aguas abajo no sufran impactos adversos debido a las operaciones MAR.

Si los acuíferos son adecuados, se debe considerar promover la técnica MAR de almacenamiento estacional a banco de agua de manera tal que el recurso sea sostenible y maximice el valor del acuífero y de las operaciones MAR.

Se requieren reformas institucionales y mecanismos de financiamiento que alienten la creación de bancos de agua, asociaciones de usuarios de agua subterránea y convenios de intercambio de agua. En los lugares donde ya se practican técnicas MAR se requieren mejores procesos de aprobación de las mismas, por ejemplo, mediante la creación de una 'ventanilla única', un grupo de trabajo que represente a las agencias de gobierno con responsabilidades conjuntas. Se requieren proyectos piloto.

La gestión de recarga de acuíferos es un campo de labor científico, técnico y político que demanda un mayor conocimiento de los acuíferos para sacar un mayor provecho de ellos. Quienes trabajan en MAR están creando soluciones para muchos de los desafíos a los que se enfrenta la humanidad en el siglo XXI y más allá. Esto es solo el comienzo de un proceso para optimizar el valor de este paquete de herramientas.

Referencias

Arizona Water Banking Authority (2015) http://www.azwaterbank.gov/

Barron O.V., Crosbie R.S., Charles S.P., Dawes W.R., Ali R., Evans W.R., Cresswell R., Pollock D., Hodgson G., Currie D., Mpelasoka F., Picket R., Aryal S., Donn M., Wurcher B. (2011). climte change impact on groundwater resources in Australia. Waterlines Report Series No 67, Dec. 2011, National Water Commision. http://archive.nwc.gov.au/library/waterlines/67

Bixio, D., Wintgens, T. (eds.) (2006) Water Reuse System Management Manual: AQUAREC. Office for Official Publications of the European Communities.

Bouwer H. (2002) Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. Hydrogeology Journal 10 (1), 121-42.

Bouwer H., Pyne R., Brown A. (2008) Design, operation and maintenance for sustainable underground storage facilities. American Water Works Association Research Foundation Report. Denver, USA, 235p.

Burke J.J., Moench M. (2000) Groundwater and Society: Resources, Tensions and Opportunities. Themes in Groundwater Management for the Twenty-first Century. United Nations Department of Economic and Social Affairs and the Institute for Social and Environmental Transition, New York, USA.

CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems (WLE) (2015) Groundwater and ecosystem services: a framework for managing smallholder groundwater-dependent agrarian socio-ecologies - applying an ecosystem services and resilience approach. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI). 25p. doi: 10.5337/2015.208

Dillon P.J. (ed). (2002) Management of Aquifer Recharge for Sustainability. A.A. Balkema.

Dillon P., Toze S. (eds.) (2003) Water Quality Improvements During Aquifer Storage and Recovery. AWWARF Project 2618, Final Report.

Dillon P.J. (2005) Future management of aquifer recharge. Hydrogeology Journal, 13 (1), 313-316.
Dillon P., Fernandez E.E., Tuinhof, A. (2012) Management of aquifer recharge and discharge processes
and aquifer storage equilibrium. IAH contribution to GEF-FAO Groundwater Governance Thematic Paper 4, 49p. www.groundwatergovernance.org/resources/thematic-papers/en/
Dillon P., Gale I., Contreras S., Pavelic P., Evans R., Ward J. (2009a) Managing aquifer recharge and discharge to sustain irrigation livelihoods under water scarcity and climate change. IAHS Publication 330, 1-12.
Dillon P., Pavelic P., Page D., Beringen H., Ward J. (2009b) Managed Aquifer Recharge: An Introduction, Waterlines Report Series No 13, Feb 2009, National Water Commission.
http://archive.nwc.gov.au/library/waterlines/13
Dillon P., Vanderzalm J., Sidhu J., Page D., Chadha D. (2014) A Water Quality Guide to Managed Aqui- fer Recharge in India. CSIRO Land and Water and UNESCO Report of AusAID PSLP Project ROU 14476. https://publications.csiro.au/rpr/pub?pid=csiro:EP149116
Dillon P.J. (2015) Australian progress in managed aquifer recharge and the water banking frontier. Austral- ian Water Association Journal Water 42 (6), 53-57.
Foster S., MacDonald A. (2014) The 'water security' dialogue: why it needs to be better informed about groundwater. Hydrogeology Journal 22, 1489-92.
Fox P. *et al.* (2006) Advances in soil aquifer treatment: research for sustainable water reuse. American Water Works Association Research Foundation and Water Environment Research Foundation.
Fox P. (ed). (2007) Management of Aquifer Recharge for Sustainability. Proceedings of ISMAR6. Ama- zon Press. www.recharge.iah.org/recharge/downloads/AquiferRecharge_ISMAR6.pdf
Fritz B. *et al.* (eds) (2005) Recharge systems for protecting and enhancing groundwater resources. Proceedings of ISMAR5.IHP-VI, Series on Groundwater No. 13, UNESCO. .
www.unesdoc.unesco.org/images/0014/001492/149210E.pdf
Gerges N.Z., Howles S.R., Dennis K., Dillon P.J., Barry, K.E. (2002) Town water supply purification us- ing aquifer storage and recovery in a saline aquifer. In Management of Aquifer Recharge for Sustain- ability, (ed. P.J. Dillon), A.A.Balkema. 459-464.
Herrman R. *et al.* (eds). (2010) Achieving groundwater supply sustainability y reliability through managed aquifer recharge.Proceedings of ISMAR7. http://www.dina-mar.es/pdf ismar7-proceedingsbook.pdf

Jiménez B. and Asano T. (eds.) (2008) Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs. IWA Publishing.

Johnson A.I. (ed). (1988) Artificial Recharge of Groundwater. American Society of Civil Engineers, New York. http://cedb.asce.org/cgi/WWWdisplayrbn.cgi?RBN9780872627130

Johnson A.I., Pyne, R.D.G. (eds.). (1994) Artificial Recharge of Groundwater II. American Society of Civil Engineers, New York.

Kazner C., Wintgens T., Dillon P. (eds.) (2012) Water Reclamation Technologies for Safe Managed Aquifer Recharge. 429p. IWA Publishing, London, UK.

Konikow L.F. (2011) Contribution of global groundwater depletion since 1900 to sea-level rise. Geophys- ical Research Letters 38(L17401), 1-5.

Lawrie K.C. *et al.* (2012) Assessment of Conjunctive Water Supply Options to Enhance the Drought Se- curity of Broken Hill, Regional Communities and Industries. Summary Report. Record 2012/15 Geo- cat # 73823, Report 5 of 5 Final Report July 2012.

Maheshwari B. M. *et al.* (2014) The role of transdisciplinary approach and community participation in vil- lage scale groundwater management: Insights from Gujarat and Rajasthan, India. International Open Access Journal Water 6(6), 3386-3408. http://www.mdpi.com/journal/water/special_issues/MAR

Maliva R.G., Missimer T.M. (2011) Aquifer storage and recovery and managed aquifer recharge using wells: planning, hydrogeology, design and operation. Schlumberger Water Services. Methods in Wa- ter Resources Evaluation Series No. 2.

Margat J. (2008) Les eaux souterraines dans le monde. BRGM Editions and UNESCO.

Martin R. (ed.) (2013) Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods. IAH Com- mission on Managing Aquifer Recharge. www.iah.org/recharge/clogging.htm

Megdal S., Dillon P. (eds.). (2015) International Open Access Journal "Water" Special Issue "Policy and Economics of Managed Aquifer Recharge and Water Banking". .

http://www.mdpi.com/journal/water/special_issues/MAR

Miotli□ski K., Dillon P.J., Pavelic P., Cook P.G., Page D.W., Levett K. (2011) Recovery of injected freshwater to differentiate fracture flow in a low-permeability brackish aquifer. Journal of Hydrology 409 (1-2), 273-282.

Miotlinski K., Dillon P.J (2014) Relative recovery of thermal energy and fresh water in aquifer storage and recovery systems. Groundwater, Nov 14. Doi: 10.1111/gwat.12286.

NRMMC, EPHC, NHMRC (2009) Australian Guidelines for Water Recycling, Managing Health and En- vironmental Risks, Volume 2C - Managed Aquifer Recharge. Natural Resource Management

Minis- terial Council, Environment Protection and Heritage Council National Health and Medical Research Council, Jul 2009, 237p. http://www.environment.gov.au/resource/national-water-quality-management-strategy-australian-guidelines-water-recycling-managing-1

Nützmann G., Viotti P. and Aagaard P. (eds) (2006) Reactive Transport in Soil and Groundwater: Processes and Models. Springer Science y Business Media.

Page D.W., Vanderzalm J.L., Miotlinski K., Barry K.E., Dillon P.J., Lawrie K., Brodie, R. (2014) Deter- mining treatment requirements for turbid river water to avoid clogging of aquifer storage and recovery wells in siliceous alluvium. Water Research, 66, 99–110. .

http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.018

Parsons, S. Dillon, P. Irvine, E. Holland, G., Kaufman C. (2012) Progress in Managed Aquifer Recharge in Australia. Waterlines Report Series No 73, March 2012, National Water Commission, 107p.

http://archive.nwc.gov.au/library/waterlines/73

Pavelic P., Dillon P.J., Simmons C.T. (2006) Multi-scale characterization of a heterogeneous aquifer us- ing an ASR operation. Ground Water 44(2):155-164.

Pavelic P., Dillon P.J., Barry K.E., Vanderzalm J.L., Correll R.L., Rinck-Pfeiffer S.M. (2007) Water qual- ity effects on clogging rates during reclaimed water ASR in a carbonate aquifer. Journal of Hydrology 334,1-16.

Pavelic P., Dillon P.J., Mucha M., Nakai T., Barry K.E., Bestland E. (2011) Laboratory assessment of factors affecting soil clogging of soil aquifer treatment systems. Water Research 45, 3153-3163.

Peters J. *et al*. (eds) (1998) Artificial Recharge of Groundwater. Proceedings of TISAR, Amsterdam 1998.

A.A.Balkema. http://www.gbv.de/dms/tib-ub-hannover/249900297.pdf

Pyne R.D.G. (2005) Groundwater Recharge and Wells. 2nd Edn. Published by ASR Systems, Florida.

Ray C., Shamrukh M. (eds.) (2011) Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries. Springer and NATO Public Diplomacy Division.

Ross A. (2014) Banking for the future: Prospects for integrated cyclical water management. Journal of Hydrology 519, 2493–2500.

Sheng, Zhuping,,Zhao, Xuan (2015) Special Issue on Managed Aquifer Recharge: Powerful Management Tool for Meeting Water Resources Challenges. ASCE J Hydrologic Engineering, Vol 20, No 3, March 2015. 12 papers http://ascelibrary.org/toc/jhyeff/20/3

SKM (2010) Assessment of Evaporation Losses from the Menindee Lakes using SEBAL Remote Sensing Technology. Report to National Water Commission, April 2010.

Steenbergen F. van, Tuinhof, A. (2010) Managing the Water Buffer for Development and Climate Change Adaptation: Groundwater Recharge, Retention, Reuse and Rainwater Storage. UNESCO and IAH Netherlands Chapter Publication.
http://www.bebuffered.com/downloads/3Rbook_2nd_edition_webversion.pdf

Tuinhof A., Heederick J.P. (2003) Management of aquifer recharge and subsurface storage.-making use of our largest reservoir. Netherlands National Committee of International Association of Hydrogeolo- gists, Publication No 4.

Tuinhof A., van Steenbergen F., Vos P., Tolk L. (2013) Profit from Storage: The costs and benefits of water buffering. Wageningen, The Netherlands: 3R Water Secretariat.
http://www.bebuffered.com/downloads/profit-from-storage-reprint-2013_digitalvs.pdf

van den Hoven,T., Kazner C. (eds.) (2009) TECHNEAU: Safe Drinking Water from Source to Tap State of the Art y Perspectives. IWA Publishing.

Vanderzalm J.L. *et al.* (2009) Water Quality Changes During Aquifer Storage and Recovery. Water Re- search Foundation. Denver, USA.

WA Department of Water (2010) Operational policy 1.01 – Managed aquifer recharge in Western Aus- tralia. http://www.water.wa.gov.au/PublicationStore/96686.pdf

Ward J.D., Simmons C.T., Dillon P.J., Pavelic P. (2009) Integrated assessment of lateral flow, density ef- fects and dispersion in aquifer storage and recovery. Journal of Hydrology 370, 83-99.

Ward J., Dillon P. (2011) Robust policy design for managed aquifer recharge. Waterlines Report Series No 38, January 2011, 28p. National Water Commission.
http://archive.nwc.gov.au/library/waterlines/38

Zhao, Xuan and Wang, Weiping (eds.) (2015) Thematic Issue ISMAR8 China. Environmental Earth Sciences, Volume 73, No 12, June 2015: 17 papers http://link.springer.com/journal/12665/73/12/page/1.

GLOSARIO

Abatimiento del agua subterránea
Distancia provocada por la evolución del límite superior del nivel freático a través del tiempo al estar bombeando el agua.

Acuífero colgado
Masa de agua subterránea, generalmente de dimensiones moderadas, situada sobre un estrato relativamente impermeable, y que está ubicada entre un nivel freático y la superficie del terreno (Fernández y García, 2005).

Acuífero libre
Acuífero que se encuentra limitado por una capa confinante en la base del acuífero, mientras que la porción superior está limitada por el nivel freático, el cual se encuentra a presión atmosférica. El nivel superior del acuífero es libre de ascender o descender.

Acuífero semiconfinado
Acuífero limitado por formaciones menos permeables (acuitardo) que el mismo, pero a través de las cuales puede recibir ó ceder volúmenes significativos de agua. El acuífero semiconfinado contiene agua a mayor presión que la atmósfera. El agua es libre de moverse a través de los acuitardos en sentido vertical, hacia arriba o hacia abajo.

Acuifugo
Formación geológica impermeable que no almacena ni transmite el agua.

Acuitardo
Formación geológica que es mucho menos permeable que el acuífero que esta abajo o encima de él y casi siempre es mucho más delgado. Se comporta como una membrana delgada semipermeable a través de la cual puede haber filtraciones entre acuíferos separados por ella. El acuitardo es casi siempre llamado formación semipermeable o filtrante.

Acuífero
Cualquier formación geológica o conjunto de formaciones geológicas hidráulicamente conectados entre sí, por las que circulan o se almacenan aguas del subsuelo que pueden ser extraídas para su explotación, uso o aprovechamiento y cuyos límites laterales y verticales se definen convencionalmente para fines de evaluación, manejo y administración de las aguas del subsuelo (LAN,1992).

Acuífero con explotación intensiva
Es aquel en el que la extracción del agua subterránea supera al volumen de recarga media anual, de tal forma que la persistencia de esta condición por largos periodos de tiempo ocasiona alguno

o varios de los siguientes impactos ambientales: agotamiento o desaparición de manantiales, lagos, humedales; disminución o desaparición del flujo base en ríos; abatimiento indefinido del nivel del agua subterránea; formación de grietas; asentamientos diferenciales del terreno; intrusión marina en acuíferos costeros; migración de agua de mala calidad. Estos impactos pueden ocasionar pérdidas económicas a los usuarios y a la sociedad (SINA, 2014).

Aforo
Prueba en la que se bombea a caudal variable para establecer la cantidad óptima de agua que puede ser extraída de un pozo (Conagua, 2007).

Aguas de escurrimiento superficial
Aquellas derivadas de las aguas pluviales, que transitan por la superficie terrestre y las que transitan por azoteas, tejados o techumbres de zonas habitacionales, áreas comerciales e industriales siempre y cuando en éstas no se manejen materiales o residuos peligrosos, antes de incorporarse a un cuerpo receptor (D.O.F.b, 2009).

Aguas pluviales
Las aguas que proceden de la atmósfera, en forma de lluvia, nieve o granizo (D.O.F.b, 2009).

Agua regenerada
Es el agua residual municipal tratada para la recarga artificial de acuíferos (D.O.F.a, 2009).

Aguas residuales
Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos público urbano, doméstico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (LAN,1992).

Agua subterránea
Es el agua que se ubica por deba de la superficie del suelo y que satura parcial o totalmente los poros o intersticios del subsuelo.

Agua subterránea nativa
El agua almacenada en un acuífero antes de que se inicie su recarga artificial (D.O.F.a, 2009).

Almacenamiento del agua en un acuífero y recuperación (ASR)
Técnica de recarga que consiste en introducir agua a un acuífero mediante un pozo y su posterior recuperación en el mismo pozo. En la literatura inglesa se conoce como Aquifer Storage and Recovery.

Almacenamiento del agua en un acuífero, transferencia y recuperación (ASTR)
Técnica de recarga que consiste en introducir agua a un acuífero mediante un pozo, el movimiento del agua en el acuífero y su posterior recuperación en otro pozo. En la literatura inglesa se conoce como Aquifer Storage, Transfer and Recovery.

Área de captación
Área de donde provienen las aguas de un río, quebrada, lago, laguna, humedal, estuario, embalse, acuífero, manantial o pantano.

Asequias de careo
Construcciones típicas de España cuya finalidad es guiar el agua del deshielo desde las altas cumbres hasta zonas donde el agua se infiltra, aflorando posteriormente en un punto más bajo y originando una fuente de agua que, a su vez, da lugar a una acequia tradicional de riego.

Caudal óptimo de inyección
Cantidad de agua adecuada que puede aceptar de manera continua y constante un pozo de recarga, sin necesidad de saturarlo.

Canal lateral del río
Obra destinada a conectar al río principal con el canal lateral así como contener una parte del caudal para posibilitar el proceso de recarga.

Colmatación
Es la reducción de la porosidad o también llamada superficie de infiltración debido a procesos físicos, químicos y biológicos, resultando una reducción en la efectividad de la recarga.

Domo de recarga
Configuración (elevación) de los niveles freáticos o piezométricos generada por la influencia de las obras de recarga desde la superficie o la zona no saturada (modificado de D.O.F.a, 2009).

DBO5 (Demanda Bioquímica de Oxígeno)
Cantidad de oxígeno consumido por la actividad metabólica de microorganismos, en un período de cinco días, a 20 °C considerando la suma de las concentraciones solubles y en suspensión (D.O.F.a, 2009).

Estanque
Excavación o depósito amplio, con cierta profundidad que sirve para almacenar agua e infiltrar agua. También se le conoce como balsas superficiales o lagunas de infiltración.

Estanque profundo
Excavación o depósito amplio y profundo que sirve para almacenar agua (D.O.F.a 2009).

Foso
Boquete, abertura o excavación formada en la superficie de la tierra generada para realizar la extracción de materiales, que en ocasiones puede almacenar agua y permitir el proceso de recarga de acuíferos

Filtración Ribereña (RBF)
Método de recarga que consiste en inducir la infiltración del agua superficial de ríos, lagos o mar por el bombeo del agua subterránea en pozos o galerías filtrantes ubicados a cierta distancia de las fuentes superficiales. Durante el paso del agua a través de los bancos de material ribereños, el agua se depura por lo que se extrae con una calidad mejor que la de la fuente original. En la literatura inglesa se conoce como *Riverbank Filtration*.

Fuente de contaminación
Conjunto de elementos o sustancias que alteran en forma nociva las condiciones normales de cualquier medio incluyendo las propiedades físicas, químicas o biológicas del agua (D.O.F.a, 2009).

Índice de inyectividad
Variación del caudal inyectado en un acuífero subterráneo en función de la presión de inyección, por unidad de espesor de la formación (Real Academia de la Ingeniería).

Infiltración
Es el proceso mediante el cual el agua atraviesa la superficie del terreno y pasa a ocupar total o parcialmente los poros, fisuras y oquedades del suelo (modificado de D.O.F.b, 2009).

Lagunas de infiltración
Terrenos excavados o con bordes, ubicados sobre zonas de recarga, para lograr la recarga intencional de acuíferos con agua pluvial, residual tratada o de escurrimientos (Burns, 2009).

Límite permisible
Concentración o contenido máximo o intervalo de valores de un componente, que no causará efectos nocivos a la salud del consumidor o un impacto negativo en el uso inmediato posterior de las aguas de recarga (D.O.F.a, 2009).

Manejo de recarga de acuíferos (MAR)
Es una herramienta de gestión del agua subterránea que tiene como objetivo restituir parte del agua subterránea en los acuíferos, restablecer el balance hídrico subterráneo, reducir la intrusión salina o fenómenos de subsidencia en suelos, captar y almacenar agua subterránea para su reutilización, entre otras. En la literatura inglesa se conoce como Managed Aquifer Recharge (Fernández y García, 2005).

Métodos naturales de tratamiento o métodos de depuración natural
Son los procedimientos en los que el tratamiento principal del agua es proporcionado por componentes del medio natural como vegetación, suelo, microorganismos (terrestres y acuáticos) y en menor medida, a la acción de animales superiores, sin la intervención de agentes artificiales. Se diferencian dos grandes grupos: los métodos de tratamiento mediante aplicación en el terreno y los sistemas acuáticos.

Nivel freático
Límite superior de la zona saturada en el cual el agua contenida en los poros se encuentra sometida a la presión atmosférica (D.O.F.a, 2009).

Nivel estático
Elevación de la capa freática o de la superficie piezométrica cuando no está influenciada por bombeo u otras formas de extracción de agua.

Percolación
Movimiento (lento) y filtrado de fluidos a través de materiales porosos.

Porosidad
La porosidad (n) es una medida de la cantidad de vacíos que tiene un material y se define como la relación entre su volumen de vacíos (Vv) y el volumen total (Vt), esto es: n=Vv/Vt, expresada como un porcentaje. Como en la zona saturada los huecos están completamente llenos de agua, la porosidad resulta también ser una medida de la cantidad de agua que el material puede contener por unidad de volumen (Conagua, 2007).

Pozo de inyección
Obra de ingeniería que permite la recarga artificial del acuífero. Incluye a los pozos secos (D.O.F.a, 2009).

Pozo de monitoreo
Pozo diseñando y construido expresamente para medir periódicamente de forma automática o manual, las variaciones del nivel estático y la calidad del agua subterránea (D.O.F.a, 2009).

Pozo de extracción
Obra de ingeniería construida para extraer agua del subsuelo (D.O.F.a, 2009).

Pozo seco
Obra de Ingeniería construida para introducir agua en la zona no saturada, comprendida entre la superficie del terreno y el nivel freático (D.O.F.a, 2009).

Presión de poro
Presión que ejerce el agua subterránea atrapada en los poros del suelo o roca, la cual actúa en todas las direcciones con la misma intensidad y se mide con pozos de observación o piezómetros (adaptado de Dunnicliff, 2003)

Proyecto piloto de recarga artificial
Proyecto construido expresamente para operar temporalmente un sistema de recarga artificial para evaluar su factibilidad técnica; monitorear y evaluar el comportamiento las variables hidráulicas y de calidad del agua relacionadas con la recarga artificial, así como su posible impacto al acuífero o medio ambiente (D.O.F.a, 2009).

Prueba de inyección (para recargar acuíferos)
Consiste en determinar los niveles de operación y la capacidad de recarga de agua a un pozo ante diferentes caudales de inyección. La prueba mencionada es equivalente a una prueba de aforo escalonada con la variante de en vez de extraer agua subterránea, se inyecta.

Punto de extracción
Sitio donde se recupera el agua introducida en las obras de recarga artificial (D.O.F.a, 2009).

Recarga total
Volumen de agua que recibe una unidad hidrogeológica, en un intervalo de tiempo específico (D.O.F.a, 2009).

Recarga natural
La infiltración de agua pluvial, escurrimientos o deshielos, a través del suelo, que llega hasta el acuífero (Burns, 2009).

Recarga incidental
Aquella que es consecuencia de alguna actividad humana, como riego de jardines, fugas de agua en redes de distribución y alcantarillado, descargas de fosas sépticas e infiltraciones en canales de tierra y otros; que no cuenta con la infraestructura específica para la recarga artificial (D.O.F.a, 2009).

Reúso
La explotación, uso o aprovechamiento de aguas residuales con o sin tratamiento previo (D.O.F.a, 2009).

Tratamiento suelo - acuíferos (SAT)
Técnica de recarga que consiste en hacer pasar un efluente de agua residual tratada a través del suelo con el fin de depurar la calidad del agua Consiste de un sistema de almacenamiento y tratamiento de agua que permite aumentar las reservas de agua subterránea con agua residual tratada e incluye tres componentes: infiltración a través de una interfase biológicamente activa (< 2 ft), percolación a través de la zona vadosa (10 a 100 ft de profundidad) y el almacenamiento en acuíferos (0.5 a 10 años). [Allen, 2007]. En la literatura inglesa se conoce como Soil Aquifer Treatment.

Radio de Influencia
Distancia radial entre el centro de un pozo de explotación y el punto más cercano en el que no se observen efectos de abatimiento del nivel estático o del piezométrico (Conagua, 2007).

Serpenteos
Dispositivos de recarga artificial que conllevan actuaciones y modificaciones en el lecho del cauce, también llamados diques en “T” y en “L” (debido a la

forma que tienen). Se instalan en los ríos para reducir la velocidad del agua y favorecer la recarga natural. (Fernández, A., 2010).

Sólidos totales disueltos (STD)
Cantidad total de sólidos expresada en mg/L o ppm, que permanecen en una muestra de agua cuando ésta se evapora totalmente (D.O.F.a, 2009).

Sólidos suspendidos totales (SST)
Concentración de partículas que son retenidas en un medio filtrante de microfibra de vidrio, con un diámetro de poro de 1.5 micrómetros o su equivalente D.O.F.a, 2009).

Sistema de recarga artificial (SRA)
Obra o conjunto de obras construidas con el fin específico de recargar un acuífero (D.O.F.a, 2009).

Sobrerriego
Inundación del terreno agrícola por volúmenes de agua que exceden el volumen consuntivo de las plantas (D.O.F.a, 2009).

Superficie piezometrica
Es el lugar geométrico de los puntos que señalan la altura piezometrica de cada una de las porciones de un acuífero referidas a una determinada profundidad (Custodio, E. y Llamas, M.R., 1983).

Suelo
Material no consolidado compuesto por partículas inorgánicas, materia orgánica, agua, aire y organismos, que comprende la capa superior terrestre.

Transmisividad (T)
Cantidad de agua que pasa a través de una sección vertical de un metro de ancho y altura igual al espesor saturado del acuífero, bajo un gradiente hidráulico unitario; por tanto, se expresa en unidades de longitud al cuadrado sobre tiempo. Su valor se calculado como el producto de su conductividad hidráulica (K) por el espesor saturado del acuífero (b), esto es: T = Kb. (Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, libro perforación de pozos, Conagua, 2007).

Tiempo de residencia
Tiempo que el agua permanece en el acuífero antes de ser extraída a la superficie (modificado de la NOM-014-CNA, 2003).

Unidad hidrogeológica
Conjunto de estratos geológicos hidráulicamente conectados entre sí, entre los cuales el comportamiento del agua es relativamente homogénea y cuyos límites laterales y verticales se

definen convencionalmente para fines de evaluación, manejo y administración de las aguas nacionales subterráneas (D.O.F.a, 2009).

Zona de veda
Aquellas áreas específicas de las regiones hidrológicas, cuencas hidrológicas o acuíferos, en las cuales no se autorizan aprovechamientos de agua adicionales a los establecidos legalmente y éstos se controlan mediante reglamentos específicos, en virtud del deterioro del agua en cantidad o calidad, por la afectación a la sustentabilidad hidrológica, o por el daño a cuerpos de agua superficiales o subterráneos (LAN,1992).

Zona no saturada
Zona comprendida entre la superficie del terreno y la superficie freática en donde los poros están parcialmente ocupados por agua bajo presión menor a la atmosférica (D.O.F.a, 2009).

Zanja
Excavación larga y angosta sobre la superficie del terreno (D.O.F.a, 2009).

Referencias:

Burns, Elena (ed.). 2009. *Repensar la Cuenca: la gestión de los ciclos del agua en el Valle de México*. México DF: UAM, Unidad Xochimilco y USAID.

Conagua. 2007. *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, libro perforación de pozos*, diciembre de 2007.

Conagua. 2014. *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Alternativas tecnológicas de tratamiento de aguas residuales para la recarga artificial de acuíferos, ISBN: 978-607-626-029-6. Edición 2014, p. 272.

Custodio, E. y Llamas, M.R. 1983. *Hidrología Subterránea*, Editorial Omega, S.A., 1983

D.O.F.a. 2009. *Norma Oficial Mexicana NOM-014-CONAGUA-2007, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada*. Diario Oficial de la Federación, México.

D.O.F.b. 2009, *Norma Oficial Mexicana NOM-015-CONAGUA-2007, Infiltración artificial de agua a los acuíferos. Características y especificaciones de las obras y del agua*. Diario Oficial de la Federación, México.

Dunnicliff J. 2003. Geotechnical instrumentation for monitoring field performance. 2003

Fernández, A. 2010. *La gestión de la recarga artificial de acuíferos en el marco del desarrollo sostenible*.

Desarrollo tecnológico. Serie Hidrogeología hoy. Título 6. DINA-MAR, Depth Investigation of New Activities for Managed Aquifer Recharge, 495 p., Madrid

Fernández, A. y Garcia, M. 2005. Gestión de la recarga artificial de acuíferos (M.A.R.), Serie Hidrogeología hoy, Título 3, 2ª Edición. Edita GRAFINAT-METODO GRAFICO, Madrid.

LAN. 1992. *Ley de Aguas Nacionales*, Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 1 de diciembre de 1992. México

SINA. 2014, *Sistema Nacional de Información del Agua de la Comisión Nacional del Agua*. México. Fecha de consulta: 09/09/2016, Disponible en: http://www.Conagua.gob.mx/Contenido.aspx?n1=3&n2=60&n3=89

Allen, M. 2007. Reuse and Desalination Technologies to Improve the Sustainability of Drinking Water Supplies. Report of AWWA Research Foundation.

El libro *Manejo de la recarga de acuíferos: un enfoque hacia Latinoamérica,* se publicó e imprimió en el mes septiembre de 2017 por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. La edición consta de 50 ejemplares





IMTA
Instituto Mexicano
de Tecnología
del Agua