



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

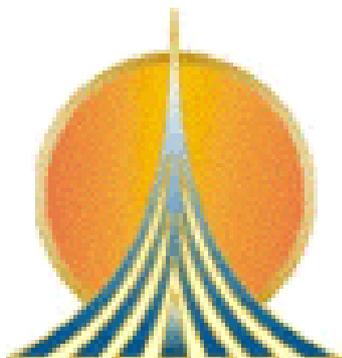
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
“ZARAGOZA”

“MANEJO Y OPERACIÓN DE LOS *SOIL AQUIFER TREATMENT* (SAT)
A NIVEL MUNDIAL Y SU APLICACIÓN EN MÉXICO:
CASO VALLE DE TULA.”

TESIS
PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO QUÍMICO
P R E S E N T A :

DAVID JIMÉNEZ GARCÍA

ASESORA: DRA. ALMA C. CHÁVEZ MEJÍA



MÉXICO D.F.

2007



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dedicatorias

A Dios:

Por permitirme mirar un rojo atardecer, un pájaro errante,
el agua clara, los montes, la noche, el mar, las estrellas.
Por permitirme sentir la piel de una mujer, la blandura de una naranja,
la aspereza de una piedra, la dureza del metal.
Por permitirme escuchar el trino de los pájaros, la risa de la gente,
las ramas mecidas por el viento, los conciertos de Bach, el silencio.
Por permitirme oler el aroma del mango, la fragancia de la flor,
la emanación de la tierra mojada, el perfume de los bosques.
Por permitirme saborear la dulzura de la pera, lo amargo del ajeno,
lo agrio del limón, lo agrídulce del pulque.
Gracias Dios por permitirme mirarte, sentirte, escucharte, olerte y saborearte, siempre junto a mí.

A Nantli Triki:

Por enseñarme que cuando a la vida se le enfrenta con alegría y nobleza,
se vive para los demás, corazón infatigable forjado en Cerro Negro,
raíz de una familia que crece, madura y da frutos impregnados de ti.
Gracias por ser el regazo donde acudí, acudo y acudiré,
en busca del amor, la paz, la fuerza y el mejor consejo para afrontar estos días que vienen.
El corazón y la sangre somos Mamá

A Papá:

Por enseñarme que la base es el trabajo y la constancia,
permíteme seguir aprendiendo de ti, para enfrentar la vida con fuerza y entereza.
Gracias por forjar una familia unida fuertemente.
No te defraudaré.
Te quiero y te admiro mucho.

A mis hermanos:

Por su ejemplo de alegría, madurez, trabajo y unión que me han brindado,
son imprescindibles en mi vida, gracias a las diferencias que tenemos somos complementarios,
continuemos compartiendo la vida en un ambiente de amor, respeto y confianza.

A mis cuñadas:

Por significar lo más preciado para mis hermanos,
me congratulo que el amor lo hallan encontrado en ustedes.

A Daira y Sebastián:

Por representar el amor, la inocencia, el juego, la imaginación que había olvidado.
Gracias por hacerme volar, por darme cuenta de que puedo arrojar estrellas desde la tierra,
por enseñarme como se debe comer pastel, por invitarme a aprender nuevos juegos.
Gracias pequeños por hacerme recordar que la felicidad se encuentra en las cosas simples.
Mis pequeños sobrinos son ustedes, el Sol y la Luna en esta familia.

A Gina:

Por participar en mi vida de manera tan importante,
por ser una mujer consecuente, amorosa, errante.
Ese sueño que compartimos, en mi sigue vigente, la lucha diaria por un mejor planeta,
la inteligencia por encima de la fuerza, el respeto a la vida, el amor diario.
Insurrección y revolución compañera.

A mi Abuelo:

Por que en ti encontré al ejemplo.
Y aunque ya no estés aquí,
yo sé que estas en las montañas donde viviste tus últimos años,
debajo de un árbol, cuidando del ganado, rodeado por tus perros,
gastando la eternidad en hacer lo que te gusta.

A la familia Jiménez y, a la Familia García:

Por ser parte de mi vida, por hacerme sentir parte de esta amorosa familia.
Gracias por todo el apoyo que me han brindado

A mis amigos y amigas:

Por compartir conmigo la vida,
por enseñarme que se es capaz de todo por un amigo,
por ser cómo son, los respeto y los aprecio.
Especialmente a los 15 imprescindibles.

A la Universidad Nacional Autónoma de México:

Por ser la mejor institución educativa Mexicana
entidad base de los aspectos sociales, científicos y culturales en México.
Formadora de profesionistas comprometidos con el bien del país.

A la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza:

Por ser una institución líder en la educación y formación de profesionistas
competitivos, con conciencia social enfocados a la
solución de los problemas sociales más relevantes.

Al CONACYT:

Por el apoyo económico recibido a través del proyecto: C01-00519 SAT-2002
Estudio científico técnico para mejorar las condiciones
de aplicación al suelo del agua residual del Valle del Mezquital
(Manejo y Operación como *SAT, Soil Aquifer Treatment*)

A la Dra. Alma C. Chávez Mejía:

Por el apoyo y la asesoría recibida para la elaboración de este trabajo

Al Grupo de Tratamiento y Reúso:

Por el apoyo recibido y por permitirme participar
en un proyecto tan importante para el Valle de México



ÍNDICE

	Pag
INTRODUCCIÓN.....	1
RESUMEN.....	4
1. ANTECEDENTES.....	5
1.1. Localización y fisiografía del Valle de México.....	5
1.2. Fuentes de suministro de agua al Valle de México.....	6
1.3. Sistema de distribución del agua.....	6
1.4. Calidad y normatividad.....	7
1.5. Recolección de las aguas residuales.....	8
1.6. Tratamiento de las aguas residuales.....	8
1.7. Necesidades de agua para un futuro en el Valle de México.....	9
1.8. Futuras fuentes de abastecimiento de agua para el Valle de México.....	9
1.9. El Valle de Tula como fuente de abastecimiento.....	10
2. SISTEMA DE TRATAMIENTO NATURAL Ó <i>SOIL AQUIFER TREATMENT (SAT)</i>.....	11
2.1. Concepto.....	11
2.2. Generalidades.....	12
2.3. Diseño y construcción.....	14
2.3.1 Requerimientos del suelo.....	17
2.4. Remoción de contaminantes.....	18
2.5. Usos o Reúso.....	18
2.6. Operaciones.....	19
2.6.1 Capacidad hidráulica y evaporación.....	19
2.6.2 Operación de la balsa.....	20
2.6.3 Pretratamiento.....	21
2.7. Efectos de los diversos constituyentes del agua.....	22
2.7.1 Sólidos disueltos y suspendidos.....	22
2.7.2 Compuestos orgánicos.....	23
2.7.3 Bacterias y virus.....	24
2.7.4 Nitrógeno.....	25
2.7.5 Fósforo.....	26
2.7.6 Flúor, Boro y sal.....	26
2.7.7 Metales.....	27
2.8. Casos prácticos del empleo del <i>SAT</i>	28
2.8.1 Estados Unidos de América.....	28
2.8.2 Europa.....	31
2.8.3 África.....	32
2.8.4 Asia.....	33
2.8.5 Sudamérica.....	36
3. RECARGA ARTIFICIAL DE ACUÍFEROS (RAA).....	38
3.1. Generalidades.....	38
3.2. Tipos de técnicas para la recarga artificial de acuíferos.....	39
3.2.1 Recarga superficial.....	40
3.2.2 Recarga profunda mediante pozos.....	40
3.2.3 Recarga inducida.....	40
3.3. Objetivos y aplicaciones de la recarga artificial.....	41
3.4. Recarga artificial a nivel mundial.....	42
3.4.1 Windhoek, Namibia.....	42
3.4.2 USA.....	43
3.4.3 Ámsterdam, Holanda.....	44
3.4.4 Palestina.....	44
3.4.5 Alemania.....	44
3.4.6 España.....	45
3.5. Recarga artificial de acuíferos a nivel nacional.....	45
3.5.1 Comarca Lagunera.....	46



3.5.2	Guadalajara, Jalisco.....	47
3.5.3	Baja California Norte.....	47
3.5.4	Zona serrana de Sonora.....	48
4.	AQUIFER STORAGE AND RECOVERY (ASR).....	49
4.1.	Concepto.....	49
4.2.	Generalidades.....	49
4.3.	Tipos de agua empleadas en el ASR.....	52
4.3.1	Agua de lluvia.....	52
4.3.2	Efluentes municipales tratados.....	52
4.3.3	Flujo de retorno de riego.....	52
4.4.	Aplicaciones.....	53
4.5.	Dirección y prácticas operacionales.....	55
4.6.	Problemas en los sistemas ASR.....	56
4.7.	Condiciones de viabilidad.....	56
4.8.	Programa de desarrollo de un Acuífer Storage and Recovery.....	57
4.8.1	Fase 1: Análisis de la viabilidad y el diseño conceptual.....	57
4.8.2	Fase 2: Programa de pruebas en campo.....	61
4.8.3	Fase 3: Expansión del campo de pozos ASR.....	63
4.9.	Casos prácticos del empleo de ASR.....	65
4.9.1	Norteamérica.....	65
4.9.2	Europa.....	67
4.9.3	Oceanía.....	67
5.	SISTEMAS DE FILTRACIÓN DE LOS CONTAMINANTES.....	69
5.1.	Principio del tratamiento de agua por medio del suelo.....	69
5.2.	Tratamiento a tasa lenta.....	70
5.2.1	Objetivos.....	71
5.2.2	Tratamiento del agua.....	72
5.2.3	Sistemas agrícolas.....	72
5.2.4	Áreas verdes y centros recreativos.....	72
5.2.5	Bosques.....	72
5.2.6	Eficiencia de tratamiento del sistemas a tasa lenta.....	73
5.2.7	Emplazamiento.....	73
5.3.	Infiltración rápida.....	74
5.3.1	Objetivos.....	75
5.3.2	Eficiencia de la infiltración rápida.....	76
5.3.3	Emplazamiento.....	76
5.4.	Escurrecimiento superficial.....	76
5.4.1	Objetivos.....	77
5.4.2	Eficiencia de la infiltración rápida.....	77
5.4.3	Emplazamiento.....	78
6.	SAT ESPONTÁNEO DEL VALLE DE TULA.....	79
6.1.	Fisiografía del Valle de Tula.....	79
6.2.	Geohidrología del Valle de Tula.....	79
6.3.	Geología del Valle de Tula.....	82
6.4.	Edafología del Valle de Tula.....	83
6.5.	Fuentes de abastecimiento.....	84
6.6.	Recarga del acuífero y surgimiento de manantiales.....	84
6.7.	Características de los acuíferos.....	85
6.8.	Disponibilidad de agua en el Valle de Tula.....	86
6.8.1	Disponibilidad.....	86
6.8.2	Disponibilidad de aguas subterráneas.....	87
6.9.	Revisión de la calidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable del Valle de Tula.....	87
7.	COMPARACIÓN ENTRE EL SAT DISEÑADO Y EL SAT ESPONTÁNEO EN EL VALLE DE TULA.....	90
7.1.	Propiedades del tratamiento natural en el Valle de Tula que lo definen como un SAT.....	90
7.1.1	Objetivos compartidos.....	90
7.1.2	Eficiencia de remoción.....	90



7.1.3 Requerimientos del suelo.....	91
7.1.4 Pretratamiento.....	93
7.1.5 Diseño y construcción.....	93
7.1.6 Operación.....	94
7.2. Comparación de las eficiencias de remoción del tratamiento natural del Valle de Tula contra las de los procesos primarios y secundarios.....	95
7.2.1 Eficiencia de los tratamientos primario y secundario.....	96
7.2.2 Eficiencia del sistema de tratamiento natural del Valle de Tula.....	98
7.2.3 Comparación de las eficiencias.....	98
7.3. Comparación de las eficiencias de remoción del tratamiento natural del Valle de Tula contra las de los casos prácticos del empleo del SAT.....	99
7.3.1 Coliformes fecales.....	99
7.3.2 Fósforo.....	99
7.3.3 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).....	100
7.3.4 Nitrógeno.....	100
7.3.5 Sólidos suspendidos totales.....	101
7.3.6 Carbón orgánico total (COT).....	101
7.3.7 Metales pesados.....	102
7.3.8 Otros parámetros.....	102
7.4. Evaluación de la calidad del agua presente en los pozos, norias y manantiales con respecto a la normatividad vigente nacional e internacional.....	103
7.4.1 Metodología.....	103
7.4.2 Comparación con la normatividad nacional.....	104
7.4.3 Cálculo del Índice Potencial de Uso (IPU).....	109
7.4.3.1 Pozos.....	109
7.4.3.2 Manantiales.....	110
7.4.3.3 Norias.....	111
7.4.4 Evaluación de la calidad.....	113
7.5. Medidas preventivas para el buen manejo del sistema SAT en el Valle de Tula.....	115
8. CONCLUSIONES.....	116
9. REFERENCIAS.....	118
ANEXO A	



LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Localización del Valle de México.....	5
Figura 2.1 Esquema del SAT.....	12
Figura 2.2 Primer tipo de SAT.....	15
Figura 2.3 Segundo tipo de SAT.....	15
Figura 2.4 Tercer tipo de SAT.....	16
Figura 2.5 Cuarto tipo de SAT.....	16
Figura 3.1 Esquema de recarga artificial de acuíferos.....	38
Figura 3.2 Elementos básicos de un sistema de RAA.....	39
Figura 3.3 Tipos de recarga artificial de acuíferos.....	40
Figura 3.4 Zanja de recarga que alimenta a un acuífero y a un pozo de abrevadero cercano.....	48
Figura 4.1 Ciclo operacional típico de un ASR.....	50
Figura 5.1 Rutas de percolación para el tratamiento por infiltración lenta.....	71
Figura 5.2 Rutas de percolación para tratamiento por infiltración rápida.....	75
Figura 5.3 Rutas de percolación para tratamiento por escurrimiento superficial.....	77
Figura 6.1 Mapa hidrológico del Valle de Tula.....	81
Figura 6.2 Método para determinar la disponibilidad de agua.....	87
Figura 7.1 Valle de Tula, división de acuerdo con la antigüedad de riego.....	114



LISTA DE TABLAS

	Pag
Tabla 1.1 Abastecimiento de agua potable al Valle de México.....	6
Tabla 1.2 Parámetros que contempla la modificación a la NOM-127-SSA1-1994.....	7
Tabla 1.3 Inversiones de proyectos futuros de abastecimiento de agua a el Valle de México.....	9
Tabla 2.1 Ciclos operativos típicos de los sistemas SAT.....	21
Tabla 2.2 Datos hidráulicos para una balsa.....	28
Tabla 2.3 Características de los efluentes secundarios convencionales y los desnitrificados.....	28
Tabla 2.4 Desarrollo del SAT-Parámetros para agua residual en Israel.....	34
Tabla 2.5 Cambios de calidad del agua residual antes y después del SAT.....	34
Tabla 3.1 Comparación entre la recarga superficial y la recarga profunda con pozos.....	40
Tabla 3.2 Destino y volumen recargado artificialmente en Alemania.....	45
Tabla 4.1 Ejemplo de balances de agua en acuíferos urbanizados.....	52
Tabla 5.1 Comparación de los criterios típicos de diseño para el tratamiento con suelo.....	69
Tabla 5.2 Sitios requeridos.....	70
Tabla 5.3 Calidad del agua tratada.....	70
Tabla 5.4 Calidad esperada del agua tratada mediante un sistema de tasa lenta.....	73
Tabla 5.5 Parámetros controlados por infiltración rápida y su eficiencia de remoción.....	76
Tabla 6.1 Canales principales en el DR 003.....	81
Tabla 6.2 Condición de revestimiento de los canales.....	82
Tabla 6.3 Principales aprovechamientos de agua superficial.....	82
Tabla 6.4 Usos del agua subterránea en el Valle de Tula.....	85
Tabla 6.5 Ubicación de los pozos con respecto al acuífero del Valle de Tula.....	87
Tabla 6.6 Calidad del agua cruda de los emisores Central y del Poniente y de diversos pozos ubicados en el Valle de Tula.....	88
Tabla 7.1 Composición típica del agua residual cruda de los emisores Central y del Poniente....	96
Tabla 7.2 Porcentajes de remoción del tratamiento primario y secundario.....	97
Tabla 7.3 Composición típica de un efluente secundario.....	97
Tabla 7.4 Porcentaje de remoción de contaminantes en el Valle de Tula.....	97
Tabla 7.5 Comparación entre los tratamientos secundario y primario con el SAT Valle de Tula..	98
Tabla 7.6 Eficiencia de remoción de coliformes fecales.....	99
Tabla 7.7 Eficiencia de remoción de fósforo.....	100
Tabla 7.8 Eficiencia de remoción de DBO.....	100
Tabla 7.9 Eficiencia de remoción de nitrógeno.....	100
Tabla 7.10 Eficiencia de remoción de SST.....	101
Tabla 7.11 Eficiencia de remoción de COT.....	101
Tabla 7.12 Eficiencia de remoción de metales pesados.....	102
Tabla 7.13 Comparación global.....	102
Tabla 7.14 Datos globales para los pozos del Valle de Tula.....	104
Tabla 7.15 Datos globales para los manantiales del Valle de Tula.....	105
Tabla 7.16 Datos globales para norias del Valle de Tula.....	106
Tabla 7.17 Calidad del agua en los pozos.....	107
Tabla 7.17 Calidad del agua en los manantiales.....	107
Tabla 7.17 Calidad del agua en las norias.....	108
Tabla 7.20 Comparación del IPU de los pozos del DR003 con la normatividad nacional.....	110
Tabla 7.21 Comparación del IPU de los manantiales del DR003 con la normatividad nacional....	110
Tabla 7.22 Comparación del IPU de las norias del DR003 con la normatividad nacional.....	111
Tabla 7.23 Índice Potencial de Uso para las fuentes de abastecimiento del DR003.....	111
Tabla 7.24 Rangos de IPU para las fuentes de abastecimiento.....	112



LISTA DE SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS

ASR	<i>Aquifer Storage and Recovery</i>
BDP	Desinfección y reducción de subproductos
BGS	<i>British Geological Survey</i>
CEE	Comunidad Económica Europea
CF	Coliformes fecales
CFE	Comisión Federal de Electricidad
CI	Carbón inorgánico
COD	Carbón organico disuelto
CODB	Carbón organico disuelto biodegradable
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
COT	Carbón orgánico total
COV	Compuestod orgánicos volátiles
CT	Carbono total
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
DR-003	Distrito de riego 003
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EUA	Estados Unidos de América
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
GDF	Gobierno del Distrito Federal
HAA´s	Ácidos halioacéticos
HH	Huevos de helminto
ICA	Índice de Calidad del Agua
IGME	Instituto Geológico y Minero de España
IPU	Índice Potencial de Uso
MF	Microfiltración
MSNM	Metros sobre el nivel del mar
NOM	Norma Oficial Mexicana
OI	Ósmosis inversa
OMS	Organización Mundial de la Salud
RAA	Recarga Artificial de Acuíferos
SAAM	Sustancias activas al azul de metileno
SAT	<i>Soil Aquifer Treatment</i>
STD	Sólidos totales disueltos
SST	Sólidos suspendidos totales
THM´s	Trihalometanos
TOX	Haluros orgánicos totales
ZMVM	Zona Metropolitana del Valle de México
REPDA	Registro Público de Derechos del Agua
µg/L	Microgramos por litro
mm/h	Milímetros por hora
Kg/ha	Kilogramos por hectarea
m ³ /d	Metros cubicos por día
Ulog	Unidades logarítmicas
Mm ³ /a	Millones de metros cúbicos por año
cm/d	Centímetros por día
m/a	Metros al año



INTRODUCCIÓN

Uno de los mayores retos a los que se enfrenta la humanidad en el siglo XXI es el de tener acceso a suficiente agua limpia. El agua se está convirtiendo, en muchas regiones del mundo, en un factor limitante para la salud humana, la producción de alimentos, el desarrollo industrial y el mantenimiento de los ecosistemas naturales y su biodiversidad, e incluso para la estabilidad política y social.

La población en crecimiento demanda en consecuencia mayor abastecimiento de agua para el futuro próximo, lo que ha ocasionado que las fuentes de abastecimiento tradicionales sean insuficientes para atender las demandas actuales. Ello, ha llevado a numerosas poblaciones a plantearse la utilización de las aguas residuales tratadas como fuente alternativa de abastecimiento, sobre todo para la agricultura (Carr *et al.*, 2004; Mujeriego, 1990; Foster y Chilton, 1995 citados en Murillo *et al.*, 2006).

Desde 1890 el agua residual del Valle de México es enviada al Valle de Tula, coloquialmente conocido como el Valle del Mezquital por tres salidas artificiales: el Emisor Central, el Emisor Poniente, y el Gran Canal. En el Valle de Tula esta agua es usada para el riego de cultivos en una superficie aproximada de 85,000 hectáreas. Debido a que el suelo en el Valle de Tula es de alta salinidad son necesarias las aguas residuales para el lavado de los mismos y a su vez, que los provean de materia orgánica, nitrógeno y fósforo contenidos en el agua residual. El riego en el Valle es realizado con ayuda de láminas de riego con alturas superiores a un metro, lo cual origina una infiltración calculada de 25 m³/s (Jiménez *et al.*, 1997). Aunado a ello, la conducción del agua residual se realiza a través de canales abiertos sin revestimiento (360 Km). Lo que ha originado el surgimiento de algunos manantiales con gastos de entre 100 y 600 L/s. Estos manantiales junto con el agua del subsuelo constituyen actualmente la única fuente de abastecimiento para todos los usos de la región. Así, los 450 mil habitantes del Valle de Tula consumen esta agua que recibe como único método de tratamiento la adición de cloro. Aun así, se encuentra un superávit en la recarga y se piensa que parte de esta puede ser retransmitida hacia el Distrito Federal previo sometimiento a un tratamiento adecuado para que pueda ser empleada nuevamente. En el Valle de Tula se está presentando un proceso de depuración del agua residual, puesto que durante el recorrido de ésta en los canales y a través del suelo se remueven o transforman gran parte de los contaminantes, pero se desconoce si la capacidad natural de depuración pueda ser en un futuro rebasada o, simplemente, se detenga. Es decir que a más de 100 años el suelo ha actuado como un sistema de tratamiento natural espontáneo, denominado *Soil Aquifer Treatment (SAT)* atípico por sus siglas en inglés (Murillo *et al.*, 2006).

Para poder implementar un sistema *SAT* de manera adecuada se requiere de un proceso que inicia con un estudio de factibilidad hasta la implementación del sistema, tales sistemas son conocidos como sistemas *SAT* diseñados y de los cuales se puede establecer la eficiencia de remoción de contaminantes teórica. Sin embargo, en el caso de un *SAT* atípico no se tiene control sobre la eficiencia



de remoción debido a que no fue diseñado, por lo tanto, la eficiencia del sistema debe determinarse en campo.

Es un hecho que en países como EUA, China, Israel y Namibia, se emplea la infiltración no intencional al irrigar, logrando así la recarga del acuífero. Esta práctica debe reconocerse como un método de recarga adicional aun cuando sea involuntaria, en el mismo orden se debe ser consciente de los peligros y las ventajas que ésta práctica conlleva. Debido al poco reconocimiento de ésta práctica la información es poca (Jiménez, 2003), pero el sistema *SAT* atípico representa una amplia gama de desafíos técnicos y de salud que deben ser evaluados cuidadosamente (Asano y Cotruvo, 2004; Jiménez *et al*, 2003; Downs *et al.*, 2000 citados en Murillo *et al.*, 2006).

La necesidad de mantener la eficiencia del sistema de tratamiento natural de agua residual dentro del Valle de Tula, ha llevado a intentar operarlo y manejarlo de manera similar a un sistema *SAT* diseñado. Para efectuar esto, es necesario conocer si las características del sistema de tratamiento natural del Valle de Tula y del sistema *SAT* diseñado son similares. Para realizar lo anterior se cumplieron los siguientes objetivos.

Objetivos:

- Establecer si la calidad del agua presente en los pozos, norias y manantiales existentes en el Valle de Tula cumplen con la Normatividad vigente, nacional e internacional para un uso de agua potable.
- Analizar y comparar los casos prácticos del sistema *SAT* en un entorno global, haciendo énfasis en el manejo, operación y eficiencia de remoción de contaminantes en los sistemas.
- Comparar los casos diseñados del sistema *SAT* y el Sistema de Tratamiento Natural presente en el Valle de Tula.
- Comparar las eficiencias de remoción de los contaminantes del Sistema de Tratamiento Natural contra las de los procesos primarios y secundarios de depuración de aguas residuales.
- Establecer medidas preventivas para el buen manejo del sistema *SAT* en el Valle de Tula.

Para cumplir con los objetivos anteriores, en el presente trabajo se realizó una revisión del estado del arte referente al sistema *SAT* en un entorno global haciendo énfasis en el manejo, operación y eficiencia de remoción de contaminantes.

Ella se empleó para identificar las propiedades del tratamiento natural del Valle de Tula como de un sistema *SAT* atípico.

Hecho lo anterior y empleando los datos de calidad de algunas fuentes de abastecimiento de agua en el Valle de Tula, se efectuaron un par de



comparaciones la primera contra las eficiencias de los tratamientos primarios y secundarios de aguas residuales, y la segunda contra las eficiencias reportadas en los distintos casos prácticos del sistema *SAT* a nivel mundial.

Finalmente, se evaluó la calidad del agua en el Valle de Tula mediante el cálculo del Índice Potencial de Uso, localizando las fuentes que presentan la mejor calidad del agua, y de este modo proponer algunas medidas preventivas de manejo y operación del uso del agua residual en el Valle de Tula.

El presente trabajo consta de 9 capítulos, en el primero de ellos se presenta la problemática del suministro de agua potable al Valle de México y la necesidad de buscar fuentes alternativas para el abastecimiento futuro, como el Valle de Tula. El sistema *SAT* desde el concepto, diseño, construcción, tipos de contaminantes removidos, sus efectos y la descripción de los distintos sistemas *SAT* encontrados en la literatura se encuentran en el segundo capítulo. En el tercer y cuarto capítulo se establecen las características de dos técnicas de recuperación y almacenamiento de agua, la primera denominada Recarga Artificial de Acuíferos y la segunda establece las propiedades del Aquifer Storage and Recovery que se suele emplear de manera conjunta o separada con el *SAT*. En el quinto capítulo se presentan los sistemas de filtración de contaminantes a través del suelo, en él se mencionan cuáles son los contaminantes removidos en sistemas similares al *SAT*. Los efectos de la aplicación del agua residual en el Valle de Tula se presentan en el sexto capítulo. En el séptimo capítulo se enumeran las características que definen al tratamiento natural del Valle de Tula como un *SAT* atípico, se presentan los porcentajes de remoción de algunos contaminantes obtenidos en el *SAT* Valle de Tula y los datos reportados de los *SAT* diseñados; así como las eficiencias de otros procesos de tratamiento. En este mismo capítulo se presenta la eficiencia de la remoción de contaminantes que presentan algunos de los pozos, norias y manantiales, se hace mención de la localización de las fuentes que presentan mejor calidad en el agua. Finalmente en el capítulo ocho se presentan las conclusiones de este trabajo y en el capítulo nueve las referencias bibliográficas.



RESUMEN

México ocupa el segundo lugar después de China en volumen de aguas residuales empleadas para riego agrícola, además, tiene el mayor distrito del mundo para estos fines, localizado en el Valle de Tula en el estado de Hidalgo, de una superficie aproximada de 85,000 ha. El uso de altas láminas de riego así como la conducción del agua residual en canales sin revestir originan una infiltración calculada de 25 m³/s, que ha originado el surgimiento de manantiales con gastos de entre 100 y 600 L/s. Estos manantiales junto con el agua del subsuelo constituyen la única fuente de abastecimiento para los 450 mil habitantes de la región, que consumen esta agua que recibe como único método de tratamiento la adición de cloro. En este Valle se presenta un sistema de tratamiento natural o *SAT* atípico y que debido a su antigüedad (más de 100 años), es necesario determinar acciones ingenieriles que mantengan la capacidad depuradora del suelo. Por ello, es necesario modificar o adecuar un sistema *SAT* para minimizar el impacto adverso al suelo. Para lograr esto y dada la poca información que existe sobre los *SAT* atípicos fue necesario realizar una revisión del estado del arte en lo referente al *SAT* en un entorno global haciendo énfasis en el manejo, operación y eficiencia de remoción de contaminantes. En la revisión se abarcaron temas relacionados (recarga artificial de acuíferos y sistemas de filtración de los contaminantes), para identificar las características que hacen al suelo un medio natural de depuración de aguas residuales.

Lo anterior permitió identificar las características que asemejan al sistema de tratamiento natural en el Valle de Tula como un sistema *SAT* espontáneo. Siendo las más representativas, la recarga del acuífero, depuración del agua residual y la reutilización del agua para la agricultura. Al comparar la eficiencia de remoción de contaminantes obtenida en el *SAT* espontáneo contra la obtenida en tratamientos primarios y secundarios de aguas residuales se encontró que en algunas zonas del Valle, el *SAT* atípico alcanza niveles de depuración de agua superiores a los tratamientos convencionales, así mismo en el Valle se alcanzan porcentajes de depuración similares a los *SAT* diseñados en los siguientes parámetros: bacterias 100%, huevos de helmintos 100%, CF 99.9%, P 96.3%, COT 90%, DBO₅ 99.5 %, nitrógeno total 96%, SST 97.5% y metales 78-98%.

Con base en los datos obtenidos por el *British Geological Survey* y la CONAGUA (1998), de la calidad del agua de pozos, norias y manantiales, se realizó el cálculo del Índice Potencial de Uso (IPU), determinándose que con base en los parámetros evaluados, su uso no es apto para fines potables. Ya que los parámetros como aluminio, cadmio, cromo y plomo excedieron los límites de los criterios nacionales e internacionales en el 100 % de las fuentes. En algunas fuentes en menor porcentaje los parámetros coliformes fecales, cobre, fluoruros, nitratos, sodio, sulfatos y zinc. Parámetros como son el bario, nitritos, SAAM y yodo no sobrepasaron en promedio la norma en ninguna fuente.

Algunas medidas preventivas para el buen manejo del *SAT* atípico, son el empleo de un pretratamiento, seleccionar lugares óptimos de infiltración en base a las condiciones del sitio, mantener una estricta vigilancia de los problemas de salud relacionados con el uso de agua residual y elaborar futuros estudios con base en compuestos orgánicos, enfocados en el manejo y la reducción de COV's.



1. ANTECEDENTES

Es necesario describir la situación y la problemática actual del agua en el Valle de México para sustentar la necesidad que tiene el Valle de México de tener nuevas fuentes de abastecimiento de agua, problemática que se aborda en el presente capítulo.

1.1 Localización y fisiografía del Valle de México

El Valle de México se encuentra ubicado en la porción sur de la cuenca de México a una altura media de 2240 msnm y está limitado por: las sierras de Tepetzotlán, Tezontlapa y Pachuca del Norte; los llanos de Apan y la sierra Nevada del Este; las sierras de Chichinautzin y del Ajusco al sur; y las sierras de las Cruces, Monte Alto y Monte Bajo al Oeste. Tiene una superficie de 9600 km² aproximadamente, de las cuales el 30% es plana. (Jiménez *et al.*, 1999).

Además del Distrito Federal, el Valle de México (conocido como región administrativa XIII) se conforma por parte de los Estados de México (30% del territorio estatal), Hidalgo (39% del territorio estatal) y Tlaxcala (3% de su territorio estatal) como se muestra en la Figura 1.1.



Figura 1.1 Localización del Valle de México



1.2 Fuentes de suministro de agua potable al Valle de México

Los ríos principales de la cuenca del Valle de México son: el Churubusco, el Magdalena, el Mixcoac; el de la Piedad, el Consulado y el de los Remedios; el Hondo, el Tlanepantla, el San Javier y el río de las Avenidas de Pachuca. Además existe un sistema de presas de las cuales, las más importantes son: las de Anzaldo, Tetelpa y Tarango; los Vasos del Sordo, los Cuartos y Totolica; el Vaso de Cristo, las presas de las Julianas, los Arcos, el Colorado y la Colorada; la cuenca de Zumpango, la presa Madín, las ruinas y San Javier; y las presas de Guadalupe y Concepción. La mayoría de las presas se emplean para fines agrícolas o como medio de almacenamiento. Muy pocas como la presa Madín y la potabilizadora Magdalena abastecen de agua al Valle de México (Jiménez *et al.*, 1999).

Las fuentes subterráneas las constituyen pozos que se encuentran dentro del Valle (1,089 pozos registrados a profundidades que van desde 70 a 200 m las cuales son operados por la CONAGUA y el GDF) y que, por medio de bombas, extraen el agua para abastecer las zonas en las cuales se encuentran localizadas. Estos pozos se clasifican de dos formas: los aislados, que abastecen el área industrial y los ramales los cuales abastecen a la zona urbana de agua potable (Jiménez *et al.*, 1999).

1.3 Sistema de distribución del agua

El 57% del agua que consume la Zona Metropolitana del Valle de México proviene del acuífero del Valle de México (53%) y de los manantiales, ríos y presas de la zona surponiente del Distrito Federal (4%), mientras que el 43% restante proviene del Valle del Lerma (14%) y del Cutzamala (29%), véase la Tabla 1.1, en este último el agua es transportada a lo largo de 127 kilómetros, bombeada a una altura de más de mil metros para introducirla al Valle de México, en donde se transporta a través de 13 mil kilómetros de tubería (PAOT, 2003).

En el 2003 el abastecimiento de agua potable para los 18 millones de habitantes de la Zona Metropolitana del Valle de México alcanzó los 64 m³/s de los cuales 35 m³/s (54.7%) eran canalizados al Distrito Federal y 33 m³/s (45.3%) al Estado de México. Así mismo, de los 64 m³/s, 43.32 m³/s provienen de sus aguas subterráneas, 13.46 m³/s del Cutzamala, 5.86 m³/s del Lerma y 2.05 m³/s de aprovechamientos superficiales (PAOT, 2003).

Tabla 1.1. Abastecimiento de agua potable al Valle de México

Subregión	Internas		Externas		Sumas	
	Subterránea	Superficial	Subterránea Lerma	Superficial Cutzamala	Subterránea	Superficial
Valle de México	43.32 m ³ /s (96%)	2.05 m ³ /s (4%)	5.86 m ³ /s (14%)	13.46 m ³ /s (86%)	49.18 m ³ /s (67%)	15.51 m ³ /s (33%)
	45.37 m ³ /s		19.32 m ³ /s		64.59 m ³ /s	

Fuente: PAOT, (2003)



1.4 Calidad y normatividad

La calidad del agua potable la establece la Secretaría de Salud por medio de la modificación a la norma NOM-127-SSA1-1994, la cual señala los límites máximos permisibles de calidad del agua, los parámetros que se contemplan se encuentran en la Tabla 1.2.

Tabla 1.2. Parámetros que contempla la modificación a la NOM-127-SSA1-1994 que establece los límites permisibles de calidad del agua para uso y consumo humano.

Parámetros físicos	Límite permisible
Color	20 unidades de color verdadero en la escala de platino-cobalto
Olor y sabor	Agradable (se aceptarán aquellos que sean tolerables para la mayoría de los consumidores, siempre que no sean resultados de condiciones objetables desde el punto de vista biológico o químico)
Turbiedad	5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método.

Parámetros radiactivos	Límite permisible bq/L
Radiactividad alfa global	0.56
Radiactividad beta global	1.85

Parámetros microbiológicos	Límite permisible
Organismos coliformes totales	Ausencia o no detectables
Organismos coliformes fecales	Ausencia o no detectables

Orgánicos	Límite permisible µg/L
Plaguicidas en microgramos/L: Aldrín y dieldrín (separados o combinados)	0.03
Clordano (total de isómeros)	0.20
DDT (total de isómeros)	1.00
Gamma-HCH (lindano)	2.00
Hexaclorobenceno	1.00
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03
Metoxicloro	20.00
2,4 - D	30.00

Metales	Límite permisible mg/L
Aluminio	0.20
Arsénico	0.025
Bario	0.70
Cadmio	0.005
Cianuros (como CN ⁻)	0.07
Cloro residual libre	0.2-1.50
Cloruros (como Cl ⁻)	250.00
Cobre	2.00
Cromo total	0.05
Dureza total (como CaCO ₃)	500.00
Fenoles o compuestos fenólicos	0.3
Fierro	0.30
Fluoruros (como F ⁻)	1.50
Manganeso	0.15
Mercurio	0.001



Plomo	0.01
Sodio	200

Otros	Límite permisible mg/L
Nitratos (como N)	10.00
Nitritos (como N)	0.05
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.50
pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH	6.5-8.5
Sólidos disueltos totales	1000.00
Sulfatos (como SO ₄ =)	400.00
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	0.50
Trihalometanos totales	0.20
Yodo residual libre	0.2-0.5
Zinc	5.00

Hidrocarburos aromáticos	µg/L
Benceno	10.00
Etilbenceno	300.00
Tolueno	700.00
Xileno (tres isómeros)	500.00

Fuente: Diario Oficial de la Federación (2000).

1.5 Recolección de las aguas residuales

Sólo un sistema de drenaje funciona tanto para las áreas de servicio del Distrito Federal como para los del estado de México. Todos los drenajes descargan eventualmente en los interceptores del sistema general de drenaje, el cual conduce las aguas residuales por tres salidas artificiales: el Emisor Central, el Emisor Poniente y el Gran Canal, localizadas en el extremo norte de la cuenca (Jiménez *et al.*, 1999).

Se estima que en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) se producen 44.4 m³/s de aguas residuales, sin embargo, en épocas de lluvias se reciben tormentas de gran intensidad y corta duración (una sola tormenta puede producir hasta 70 mm de lluvia, lo que representa el 10% del total de la precipitación anual). Debido al patrón de lluvias y a lo irregular del terreno, el sistema de drenaje general fue diseñado para conducir 200 m³/s (Jiménez *et al.*, 1999).

1.6 Tratamiento de las aguas residuales

El Gobierno del Distrito Federal cuenta con 23 plantas depuradoras, 19 a nivel secundario y cuatro a nivel terciario. El total del agua depurada es de 4.8 m³/s. El 54 por ciento de este caudal se emplea para llenar lagos recreativos y canales, 6 mil 500 a agrícolas y de áreas verdes, el 33 por ciento sirve para infiltración por medio de lagunas, el 8 por ciento se reúsa en el sector industrial y un 5 por ciento en el sector comercial. Dentro de esta infraestructura, destaca la construcción en la década de los ochenta de la planta del ex lago de Texcoco, que procesa 0.6 m³/s. Esta planta fue construida para intercambiar agua de pozo por agua tratada para riego agrícola de zonas aledañas. La dificultad social y



política para hacerlo, debido en parte al alto contenido de sales del agua, condujo a que ésta sea vertida al Lago Nabor Carrillo donde prácticamente se pierde la misma cantidad que ingresa, por evaporación. A pesar de esto, el proyecto ha sido muy exitoso para controlar tolvaneras y reconstituir parte del escenario ecológico perdido por el desarrollo de la Ciudad de México. Adicional a las plantas anteriores, hay infraestructura privada (industrias, clubes deportivos) o de otras instituciones del gobierno: Comisión Federal de Electricidad (CFE) y Secretaría de la Defensa Nacional (Sedena). Están censadas 44 plantas que tratan y reúsan el agua en sus propias instalaciones, principalmente para riego de áreas verdes o enfriamiento en el caso de la CFE. Así, se estima que en total se reúsan 6.5 m³/s (Jiménez, *in press*).

1.7 Necesidades de agua para un futuro en el Valle de México

Debido al constante crecimiento de la población, se estima que para el próximo año 2010 habrá en el Valle de México 21 millones de habitantes, de los cuales, el 58% se ubicará en el Estado de México y el 42% restante en el DF; la demanda de agua sufrirá un incremento del 14% (2,800,000 habitantes), es decir casi 9 m³/s, los cuales tendrán que provenir de fuentes externas para evitar hundimientos dentro del Valle (Hernández, 2000).

1.8 Futuras fuentes de abastecimiento de agua para el Valle de México

La Comisión Nacional del Agua ha planteado diversos proyectos pero han sido descartados por varias razones, como la falta de agua en las zonas aledañas a la fuente, problemas políticos, consideraciones sociales, entre otras. Las principales propuestas se muestran en la Tabla 1.3. y son: Temascaltepec con 5 m³/s que requiere un sistema de bombeo para vencer una carga de 1570 m y recorrer una distancia de 142 km de longitud; el Amacuzac con 13.5 m³/s donde se vencería una carga de 1700 m; y el Tecolutla I con 9.8 m³/s donde el bombeo vencería una carga de 1266 m para recorrer una distancia de 143 Km. Igualmente se tiene contemplado reúsar las aguas residuales del Valle de México para obtener 7.4 m³/s de agua para consumo humano (Hernández, 2000).

Tabla 1.3. Inversiones de proyectos futuros de abastecimiento de agua para el Valle de México

Proyecto	Gasto Transferible (m ³ /s)	Inversión (millones de pesos)	Periodo de construcción (años)	Carga (m)
Temascaltepec	5.0	3,371.25	4	1570
Amacuzac	13.5	15,098.22	6	1700
Tecolutla I	9.8	8,954.25	5	1266
Reúso agua residual	7.4	1,783	10	200

Fuente: CONAGUA, Factibilidad del proyecto integral para el abastecimiento de agua potable a la ZMVM, 1999 citado en Hernández, (2000)



1.9 El Valle de Tula como fuente de abastecimiento

Satisfacer la población actual y futura de la ZMVM conlleva un gran desafío para quienes tiene la responsabilidad de hacerlo. El agua superficial en la cuenca es escasa y el acuífero del Valle de México no puede sostener una sobreexplotación mayor, aunado a la dificultad de traer agua de cuenca externa. Actualmente, se esta pensando en un sistema de reciclaje del agua, es decir, la captura y recuperación de las aguas residuales para volver a ser empleadas. En este sentido, la opción más analizada a la fecha ha sido el tratar dentro del propio Valle de México las aguas residuales generadas para su potabilización. Sin embargo, los resultados recientes acerca de la recarga no intencional de agua residual ($25 \text{ m}^3/\text{s}$) del acuífero del Valle de Tula, por el SAT atípico, han hecho que el gobierno desee conocer la viabilidad de emplear el agua del acuífero de éste Valle como suministro para la ZMVM (Jiménez *et al.*, 1999).



2. SISTEMA DE TRATAMIENTO NATURAL O *SOIL AQUIFER TREATMENT (SAT)*

En el presente capítulo se aborda de forma detallada lo referente al sistema de tratamiento natural o también llamado *Soil Aquifer Treatment (SAT)*, técnica importante para la gestión de los recursos hídricos.

2.1 Concepto

Debido a que el sistema *Soil Aquifer Treatment (SAT)* es empleado en varios lugares del mundo, existen diferentes conceptos de acuerdo con sus distintos usos y aplicaciones.

El sistema de tratamiento natural llamado *SAT (Soil Aquifer Treatment)*, está definido por Metcalf & Eddy, (1995) como un proceso natural de depuración de agua residual. En dicho proceso al aplicar el agua en forma directa a un terreno durante la interacción de ésta con el suelo (y sus diversos componentes), las plantas y la atmósfera ocurren una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que transforman o inactivan los contaminantes. De hecho, los procesos que intervienen en los sistemas de tratamiento natural son muchos de los utilizados en las plantas de tratamiento: sedimentación, filtración, transferencia de gases, adsorción, intercambio de gases, intercambio iónico, precipitación química, oxidación y reducción química y biodegradación. Además, se presentan procesos de depuración por fotosíntesis, foto-oxidación y asimilación por parte de las plantas.

De acuerdo con López *et al. (in press)*. El *SAT* se define como la aplicación controlada de agua residual sobre balsas superficiales de infiltración construidas en suelos de permeabilidad media a alta. La aplicación del agua residual se realiza de forma cíclica, para permitir la regeneración aerobia de la zona de infiltración y mantener la máxima capacidad de tratamiento. El agua residual requiere, al menos, un tratamiento primario previo o la construcción de una pequeña instalación de desbaste y desarenado. Las balsas de infiltración precisan de un mantenimiento periódico de su superficie. El objetivo de este sistema es tratar agua y depuración de la misma.

Para Kanarek y Michail, (1996) el *SAT* consiste en controlar el paso de un efluente a través de la zona no saturada del suelo hacia el acuífero, principalmente para propósitos de purificación, como pozo de almacenamiento temporal o multianual. La operación de recarga es llevada a cabo por medio de balsas de infiltración rodeadas a una distancia adecuada de los pozos de recuperación que permite la separación de la zona de recarga de la del resto del acuífero.

Las balsas de infiltración se usan para controlar la aplicación de agua proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales, y así almacenar el agua en un acuífero no confinado para después ser bombeada para suministro para diversos



usos, principalmente, para uso en la agricultura. El paso a través de la zona no saturada proporciona una atenuación rápida de algunos contaminantes en comparación con el transcurso a través del acuífero, con base en esto un sistema SAT es una balsa que de forma intermitente tiene filtración, en donde el agua renovada sufre nitrificación y desnitrificación alternante por debajo de la balsa resquebrajada. (Dillon, 1999).

La Figura 2.1. muestra el trayecto que sigue el agua en un sistema SAT.

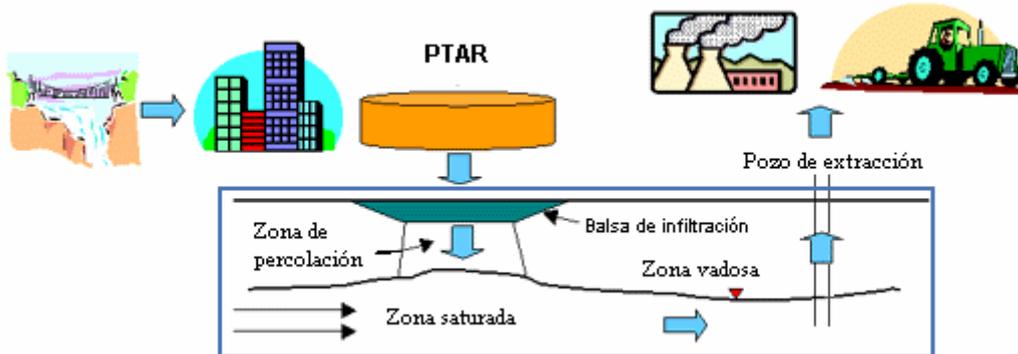


Figura 2.1. Esquema del SAT

2.2 Generalidades

El tratamiento natural por el suelo data de 1880, cuando era práctica común aplicar el agua residual al suelo como un primer intento por controlar la contaminación en Estados Unidos y Europa. Hoy en día, está documentado que un Sistema de Tratamiento Natural es capaz de remover microorganismos patógenos como bacterias, virus, protozoarios y helmintos, nutrientes (formas nitrogenadas y fosfatadas), compuestos orgánicos biodegradables e incluso compuestos orgánicos recalcitrantes por cometabolismo.

Desde su inicio al uso del suelo y del acuífero como tratadores naturales del agua se le ha dado el nombre de Tratamiento Suelo Acuífero (SAT) por las siglas en inglés de *Soil Aquifer Treatment*, este tratamiento, pese a no emplear una gran tecnología, es uno de los tratamientos con mayor aceptación tanto por los científicos como por la comunidad.

De acuerdo con Bouwer, (1992), Abbott y Hasnip, (1997) y López *et al.*, (*in press*), las siguientes son las ventajas y las desventajas de los sistemas SAT.

Ventajas:

- a) Resistentes, seguros y no requieren de personal con alta habilidad técnica para su operación.
- b) Sirve como almacenamiento subterráneo para solventar las demandas temporales u otras diferencias que pudieran existir entre el abastecimiento de



aguas residuales y la demanda de agua después del SAT. Con esto se elimina la necesidad de instalaciones de almacenamiento superficiales costosas.

c) Mejora el aspecto estético y la aceptación pública para volver a emplear el agua residual, porque el agua es bombeada de un pozo en donde el agua pierde la connotación de haber sido previamente residual (rompe con la conexión tubería-tubería). Esto puede tener una gran importancia en países donde existen objeciones religiosas y socioculturales.

d) Es barato, sólo se requiere, en algunos casos, de equipo de bombeo para recuperar el agua del acuífero.

e) El agua recuperada de estos sistemas es limpia, libre de olores y puede venir de un pozo, un desagüe o por vía natural en una área de menor altura, en lugar de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Desventajas:

a) Restricciones que impone el medio receptor, cuya permeabilidad hidráulica debe ser superior a 25 mm/h y la distancia al nivel piezométrico ha de ser de por lo menos 3 m (aunque como prevención se proponen distancias mucho mayores).

b) Pueden ser afectadas fuentes de abastecimiento de agua, cuando se infiltran aguas con sustancias no biodegradables o algún otro contaminante no asimilable por el suelo, lo que ocasiona contaminación en los acuíferos.

c) Puede tener un impacto ambiental negativo.

De acuerdo a Cotruvo citado por Jiménez, (2003) los principales aspectos que se deben analizar para la recarga en el acuífero para fines de consumo humano son las siguientes:

- El papel del pretratamiento con respecto a la eficiencia del SAT.
- Una comparación de la filtración contra la inyección directa.
- La fiabilidad de los procesos.
- La capacidad de almacenamiento y el tiempo de residencia.
- La mezcla con las aguas nativas.

La importancia de este tipo de tratamiento se ha incrementando desde que se empezó a dar mayor importancia a la reutilización de las aguas residuales y a la protección de las aguas subterráneas. Por esta razón, los tratamientos suelo-acuífero, se han convertido en una parte importante de los procesos de tratamiento de agua residual para reutilización, principalmente en agricultura, aunque en ocasiones, el agua captada en pozos, puede ser empleada en abastecimiento a poblaciones.

Para contrarrestar la reducción o disminución en los flujos luego de la aplicación del sistema SAT por períodos prolongados de tiempo se debe operar el sistema en un esquema de ciclos de carga y descarga para que durante los períodos de



secado, la acción del viento y la radiación solar remuevan los sólidos y microorganismos que se localizan en los primeros estratos del suelo, logrando incrementos en las tasas de infiltración en los ciclos posteriores (Tang *et al.*, 1996). Por otra parte, la duración de los ciclos de carga y descarga tienen un gran impacto en la concentración de oxígeno disuelto que se puede encontrar en la zona no saturada, repercutiendo fuertemente en la eficiencia de los procesos biológicos involucrados, particularmente en la remoción y fijación del nitrógeno presente en las aguas inyectadas (Quanrud *et al.*, 1996).

2.3 Diseño y construcción

El funcionamiento del sistema *SAT* es afectado por varios diseños ingenieriles y factores operacionales, que incluyen:

- (a) El grado del tratamiento de aguas residuales que precede al *SAT* (pretratamiento),
- (b) Características físicas del sistema *SAT* tales como profundidad al acuífero, distancia de recuperación a los pozos y
- (c) La cédula operacional de los depósitos de agua del *SAT* (Fox *et al.*, 2001).

El *SAT* requiere de condiciones hidrogeológicas favorables para la recarga de agua subterránea en balsas de infiltración (suelos permeables y acuíferos no confinados con suficiente transmisividad). Por ello, se requiere un estudio antes de implementar un sistema *SAT* (Bouwer, 1991).

El diseño y la disposición de las balsas del *SAT* no tienen un patrón establecido, lo único que se persigue es emplear la mayor área de las balsas, dejando el mínimo espacio para los diques de separación. Otro criterio para llevar a cabo una disposición adecuada de las balsas, es la facilidad de acceso a las mismas del personal de mantenimiento. Por lo tanto, se puede afirmar que no existen reglas establecidas para la configuración y dimensiones de las balsas de infiltración. En los lugares en que se emplean técnicas de construcción apropiadas aparecen tanto balsas con formas irregulares como cuadrados perfectos (Moreno, 2003).

El diseño de los sistemas *SAT* deben adecuarse a las condiciones del sitio, por lo tanto, las opciones de diseño son limitadas en primer lugar, por el tamaño y la profundidad de las balsas de infiltración y de la localización de los pozos de recuperación. Se puede incrementar la profundidad de las balsas de infiltración cuando se tiene acceso a suelos con una permeabilidad alta. La localización de los pozos de recuperación afecta al tiempo de viaje para el flujo subterráneo por debajo de las balsas de infiltración (EPA, 2004).

Existen varios tipos de *SAT*, el más simple de todos se muestra en la Figura 2.2, donde se coloca el efluente de agua residual en una balsa para que se infiltre, para que después sea recuperada en un desagüe natural el cual está a una



menor altura que la balsa y que por lo regular es una depresión natural, un arroyo o un lago.

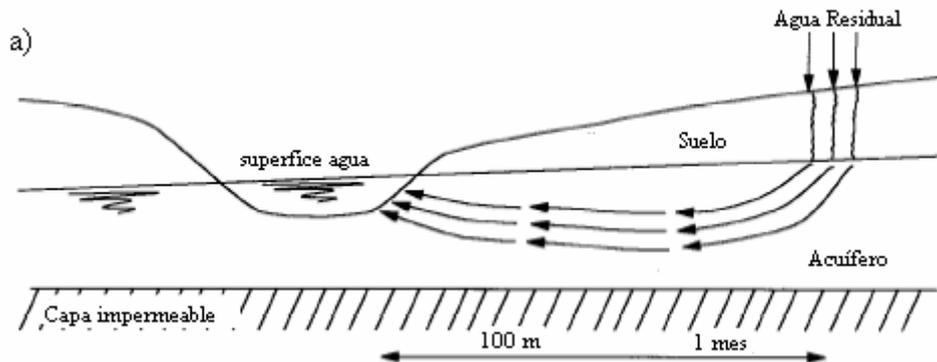


Figura 2.2. Primer tipo de SAT

El segundo tipo de sistema, Figura 2.3 es similar al primero sólo que en éste se recupera el agua mediante un drenaje tipo agrícola. Este par de sistemas SAT tienen la ventaja de no emplear el bombeo.

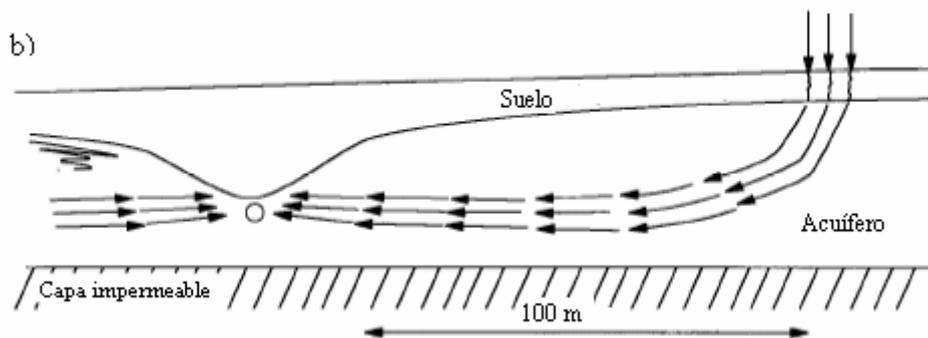


Figura 2.3. Segundo tipo de SAT

Cuando el agua subterránea está demasiado profunda es necesario el empleo del bombeo para la recuperación, para esto hay dos tipos de arreglos. En el primero se colocan dos franjas de material impermeable las cuales son paralelas y el pozo es colocado a la mitad entre las dos franjas como se observa en la Figura 2.4 éste sistema es empleado cuando el agua subterránea se encuentra muy profunda. Los pozos en éste sistema bombean esencialmente el 100% del agua inyectada. Para evitar que se infiltre fuera de la zona del acuífero dedicada al agua a infiltrar se deben monitorear los niveles para que se encuentren por debajo de la periferia del sistema (pozos de observación en la Figura 2.4). Éste tipo de sistema SAT debe emplearse para sistemas pequeños donde sólo existan pocas balsas de infiltración alrededor de un pozo centralmente localizado.

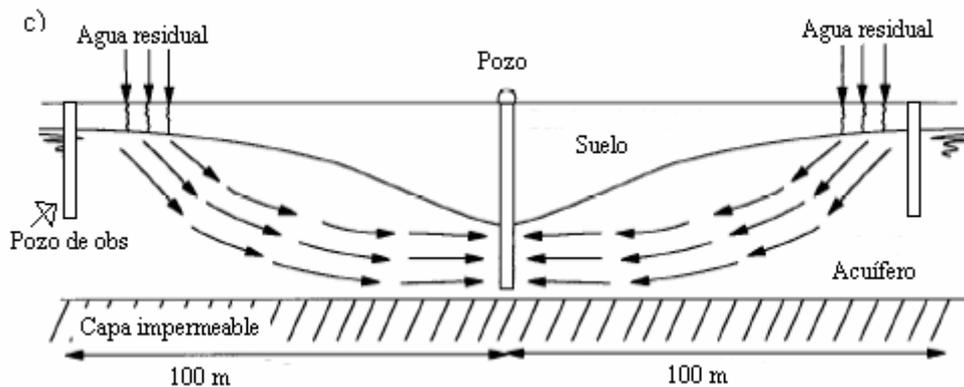


Figura 2.4. Tercer tipo de SAT

En el otro caso el sistema puede ser diseñado para extraer el agua renovada y el agua nativa, para lograr esto se implementan un sistema de pozos alrededor de las balsas de infiltración, Figura 2.5, en este tipo de sistemas las balsas de infiltración se colocan juntas, y los pozos ayudan a la mezcla entre el agua inyectada y el agua subterránea nativa.

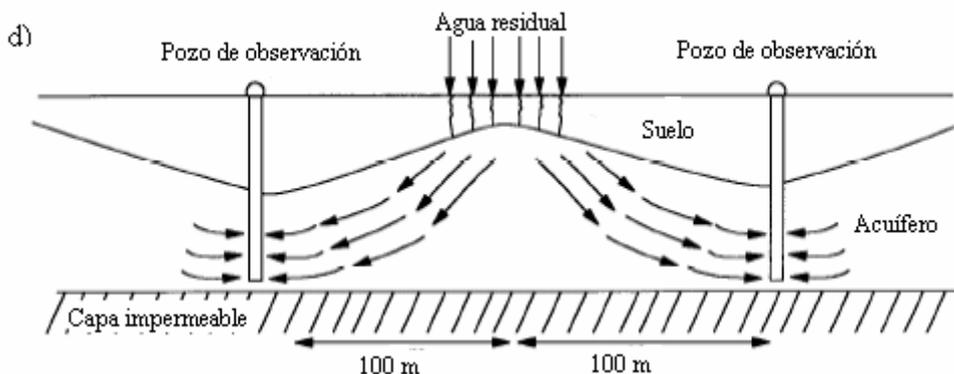


Figura 2.5. Cuarto tipo de SAT

Estos dos últimos tipos de sistemas pueden ser empleados para almacenamiento temporal subterráneo, lo cual ayuda a que se acumule el agua para que pueda ser empleada en la temporada de sequía (Bouwer, 1991 y FAO, 1992).

Aunque en muchos de estos sistemas el agua residual se aplica al suelo mediante balsas de infiltración, también se pueden usar zonas con un cierto grado de pendiente, aterrazadas o con surcos. Donde la topografía es muy irregular e imposibilita la construcción de balsas de infiltración o las hace menos rentables, se puede usar el sistema de aplicación mediante aspersión, pero requiere el empleo de energía adicional para bombear el agua y es necesario disponer de algún tipo de vegetación, normalmente hidrófila, con objeto de proteger el terreno de la escorrentía superficial y su consecuente erosión. Se debe evitar la aplicación de agua residual mediante aspersión debido a los problemas técnicos y sanitarios que puede acarrear (Moreno, 2003).



El desempeño de este tipo de tratamiento depende de la calidad del agua, del suelo, la hidrología y del clima. Antes de la instalación de un sistema SAT a gran escala se debe probar un sistema experimental piloto para evaluar su viabilidad, y así una vez construido pueda operarse en óptimas condiciones (Abbott y Hasnip, 1997).

2.3.1 Requerimientos del suelo

Las características del lugar son función de la geología local y la hidrología. La selección de lugares es a menudo dependiente del número de factores prácticos, incluyendo la percolación del agua, la proximidad para los canales de transporte y/o facilidades de recuperación de agua y la disponibilidad de tierra. El diseño de los sistemas SAT se debe atener a las características del lugar y las opciones de diseño son primeramente limitadas por el tamaño y la profundidad de los depósitos de agua y la localización de los pozos de recuperación. Al incrementar la profundidad de percolación se puede llegar a tener una alta permeabilidad de los suelos. La localización de los pozos de recuperación, afecta el tiempo de camino del flujo a la superficie (Fox *et al.*, 2001).

Las principales características que el suelo debe de cumplir según Houston *et al.* (1999) son: a) capacidad de carga hidráulica razonable en el perfil del suelo, y b) el suelo a emplear debe brindar la oportunidad de ser limpiado frecuentemente y que éste pueda recuperar su tasa de infiltración.

Las balsas de infiltración para los sistemas SAT se deben localizar en suelos bastante permeables con altas velocidades de infiltración, este requerimiento es todavía más importante donde el flujo de aguas residuales es grande. Los suelos también deben ser finos para brindar una buena filtración. Los materiales más profundos en la zona no saturada deben ser granulares y preferiblemente más gruesos que los suelos en la superficie, hay que evitar tener el material más grueso en la parte superior y el material fino en la inferior ya que esto ocasionará que sólidos suspendidos contenidos en el efluente logren atravesar la capa superior y posiblemente se alojen entre los poros del material fino lo cual ocasionaría obstrucción en detrimento de la calidad del SAT, por ser también muy difícil remover este material (FAO, 1992).

La zona no saturada no debe contener capas de arcilla u otros suelos que restrinjan el movimiento del agua hacia el acuífero, éste último también debe de tener suficiente profundidad de manera que se eviten alturas excesivas en los niveles del agua infiltrada (FAO, 1992).

Los sistemas SAT requieren suelos lo suficientemente permeables como para soportar elevadas cargas hidráulicas y a la vez proporcionar un tratamiento adecuado al agua residual. Donde la eliminación de nitrógeno es importante, es recomendable que el suelo tenga suficiente capacidad de intercambio catiónico para absorber amonio durante su fase de inundación, que puede ser nitrificado y desnitrificado durante la fase de secado del mismo. Esto es factible normalmente cuando hay un pequeño porcentaje de arcilla en el suelo.



Los mejores suelos para la instalación de un sistema SAT son los que se encuentran en un rango de textura entre areno-margosos, margo-arenosos y de arena fina. Tales suelos deben tener una profundidad de al menos 1 metro antes de llegar al material grueso. Los suelos deben estar bien estructurados, es decir, con fuertes agregados, resistentes a la aplicación de agua residual. Además, con una profundidad que varía dependiendo de la textura que tenga el suelo (Moreno, 2003).

2.4 Remoción de contaminantes

Los sistemas SAT típicamente reducen los contaminantes por fenómenos físicos, químicos y biológicos; como la, filtración, adsorción, intercambio iónico, precipitación química, oxidación y reducción química y biológica, conversión y degradación biológica de los contaminantes. Los procesos involucrados en el mejoramiento de la calidad del agua se desarrollan predominantemente en la zona no saturada del suelo, debido a que la concentración de oxígeno es un factor clave en la actividad bacteriana. Además, existe evidencia de una correlación entre las características del suelo y la eficiencia del tratamiento, sin embargo, resultados experimentales han mostrado que este efecto es menor en comparación a los efectos que provoca el tipo de suelo, específicamente su granulometría, sobre el valor de la tasa de infiltración. Un sistema SAT es capaz de remover casi todos los sólidos suspendidos y los organismos patógenos. Las concentraciones de fosfatos son reducidas mayormente y las de nitrógeno son reducidas significativamente cuando se estimula la desnitrificación en el suelo. Las concentraciones de metales pesados pueden también reducirse sustancialmente. Las sales disueltas totales incrementan ligeramente su concentración debido a la evaporación en las balsas de infiltración. El carbono orgánico es casi totalmente removido, sin embargo, quizá permanezcan unos pocos mg/L. La mayoría del carbono se encuentra en la forma de ácidos fúlvicos y húmicos, y una amplia gama de alifáticos y aromáticos, hidrocarburos halogenados y no-halogenados, esto de acuerdo con Bouwer, (1991); Castillo *et al.*, (2001); Metcalf & Eddy, (1995) y FAO, (1992). Pero según Moreno, (2003), el SAT no es un buen sistema para la eliminación de contaminantes procedentes de la actividad industrial y no debe ser empleado para ello.

Una vez que ha fluido el agua en la totalidad de la zona no saturada, ésta se junta con el acuífero, en donde se le permite una estancia por algún tiempo, transcurrido éste se ha logrado favorecer la eliminación de microorganismos, la precipitación de fosfatos y la adsorción de orgánicos. Los componentes de carbono orgánico más comunes (carbohidratos, proteínas, grasas, etc) son biodegradables y son descompuestos en el suelo. En adición, existen una amplia gama de componentes orgánicos sintéticos que ingresan en el efluente en las descargas de las industrias químicas, hospitales, agua de lluvia y en menor cantidad de las descargas domésticas (Bouwer, 1991).

2.5 Usos o Reúso

El tratamiento suelo-acuífero es un sistema de recuperación de aguas residuales estético y económico. Para confrontar la escasez de agua, el reúso de agua



descargada de una planta de tratamiento de aguas residuales puede ser una opción como fuente alternativa de agua. Considerando el gran volumen de agua que descargan las plantas de tratamiento de aguas residuales directamente a los ríos y al mar sin ningún tipo de reúso (Lee *et al.*, 2004).

La infiltración de efluentes primarios y secundarios de tratamiento de aguas residuales mediante el SAT permite su recuperación para fines no potables, y eventualmente al mezclarse con el agua subterránea, su uso como fuente de agua potable. Dentro de los usos no potables más comunes se cita el riego de cultivos, parques públicos y de recreación (Quanrud *et al.*, 1996).

La principal condicionante para que no se emplee el agua recuperada proveniente de un SAT como potable es que al mezclarse las aguas infiltradas con las aguas nativas se encuentran presentes trazas de componentes orgánicos, aunque en muy bajas concentraciones, por lo que sí se usará el agua con fines potables debe desinfectarse. Otros constituyentes como nitratos, patógenos y metales pesados regularmente no son problema ya que éstos se remueven en el pretratamiento y en el SAT (Bouwer, 1996).

2.6 Operaciones

2.6.1 Capacidad hidráulica y evaporación

Las balsas de infiltración en un SAT son inundadas intermitentemente, para que existan periodos secos los cuales son útiles para la restauración de las velocidades de infiltración y para la aireación del suelo, pues el oxígeno es imprescindible para lograr un buen tratamiento. Los horarios de inundación-secado típicamente varían de 8 horas secas por 16 de inundación, dos semanas inundado por dos semanas secas, pero no son las únicas. Por lo tanto, los sistemas SAT deben tener un número de balsas suficientes para que mientras unas se encuentren secas, las otras estarán inundadas. El total de la infiltración anual ó carga hidráulica, varía típicamente de 15 m/año a 100 m/año dependiendo del suelo, el clima, la calidad del efluente de aguas residuales y con que frecuencia se limpian las balsas (FAO, 1992).

La carga hidráulica que puede ser aplicada en sistemas de infiltración directa es muy variable, entre 6 y 100 m/año dependiendo tanto de las características del suelo y de las del agua a infiltrar, así como la climatología del entorno de las instalaciones (Metcalf & Eddy, 1995).

Las pérdidas por evaporación en las superficies secas, o en las áreas que son por lo general calientes se encuentran entre 1 y 2 m/año. Tanto la carga hidráulica como la de la evaporación sirven para elaborar un balance a través de ciertos periodos de tiempo, el cual sirve para estimar la concentración de sales disueltas en el agua residual (FAO, 1992).



2.6.2 Operación de la balsa

La operación de un sistema *SAT* con ciclos de inundación-secado es la estrategia más común de operación. El primer propósito de éste tipo de ciclo de operación es el control del posible desarrollo de capas de taponamiento y para mantener una alta velocidad de infiltración y en algunos casos para interrumpir el ciclo de vida de los insectos. Debido al desarrollo de capas de taponamiento durante el ciclo de inundación la velocidad de infiltración disminuye a velocidades inaceptables. El ciclo de secado permite la desecación de la capa de taponamiento para recuperar una buena velocidad de infiltración para el siguiente ciclo de inundación. Las condiciones de operación dependen de un número de factores medioambientales entre los que se incluyen temperatura, precipitación e incidencia solar. Por lo tanto, las condiciones de operación pueden ajustarse tanto para las características del sitio como para las condiciones ambientales (EPA, 2004).

Cuando se secan las balsas, la capa superficial se agrieta y toma una forma encrespada y los materiales orgánicos también se descomponen. Este proceso restaura la capacidad hidráulica de modo que las balsas sean sometidas nuevamente a inundación, al recuperar una velocidad de infiltración cercana a la velocidad original. Y así conformar el ciclo de secado-inundación a la que deben de someterse todas las balsas de infiltración para su mejor funcionamiento. Dependiendo de cuanto material acumulado exista en el fondo de las balsas, habrá que efectuar una remoción periódica de éste material rastrillando o raspando y retirando el material, no hay que mezclarlo con el suelo por que se ocasionará una acumulación de materiales colmatantes (FAO, 1992).

El suelo limpio y sin ninguna obstrucción es comúnmente la mejor condición para el fondo de la balsa, pero es muy difícil de lograrlo debido a la presencia de algas y otros organismos que retrasan el proceso de secado de la balsa, además de traer consigo plagas nocivas. Las algas suspendidas producen bajas velocidades de infiltración, debido a que éstas se filtran hacia el fondo de la balsa, donde obstruyen los poros del suelo. También remueven el CO_2 disuelto en el agua. A altas concentraciones de algas, se puede ocasionar que el pH se eleve a 9 ó 10 lo que alternadamente ocasiona la precipitación del carbonato de calcio, estos se sedimentan en el suelo y ocasionan obstrucción en el suelo, y por lo mismo disminuye la velocidad de infiltración. Para minimizar las algas suspendidas y los problemas de obstrucción en el efluente, se recomienda emplear balsas poco profundas, ya que éstas debido a que tienen mayores velocidades de infiltración (FAO, 1992).

Para un efluente de aguas residuales con tratamiento secundario que posee una concentración de sólidos suspendidos de 10 a 20 mg/L, los periodos de sequedad y de inundación pueden durar dos semanas, y la limpieza del fondo de la balsa quizás sea necesaria solo una vez al año o una vez cada dos años. El efluente primario con una concentración más alta de sólidos suspendidos requerirá quizás de un horario de 2 días de inundación por 8 de sequedad, y el fondo de la balsa quizá deberá limpiarse al final de cada periodo de sequía. Pero el mejor calendario de secado-inundación y limpieza de la balsa, debe de estimarse y evaluarse con experimentación en el sitio (FAO, 1992).



En la Tabla 2.1 se muestran los ciclos operativos recomendados por la EPA.

Tabla 2.1. Ciclos operativos típicos de los sistemas SAT

Objetivo del ciclo de recarga	Agua residual aplicada	Estación	Período de aplicación (días)	Periodo de secado (días)
Maximización de las velocidades de infiltración	Primaria	Verano	1-2	5-7
		Invierno	1-2	7-12
	Secundaria	Verano	1-3	5-4
		Invierno	1-3	5-10
Maximización de la eliminación de nitrógeno	Primaria	Verano	1-2	10-14
		Invierno	1-2	12-16
	Secundaria	Verano	7-9	10-15
		Invierno	9-12	12-16
Maximización de la nitrificación	Primaria	Verano	1-2	5-7
		Invierno	1-2	7-12
	Secundaria	Verano	1-3	4-5
		Invierno	1-3	5-10

Fuente: EPA, 1981, citado en Moreno 2003

Durante los periodos de temperatura mayor al promedio estimado, los sólidos en suspensión en una balsa pueden aumentar de 20 a 30 mg/L a un exceso de 100 mg/L. Cuando esto ocurra hay que tomar medidas para acortar el periodo de dosificación de forma que el agua no permanezca en las balsas tanto tiempo y evitar que esté durante muchas horas al sol (Moreno, 2003).

2.6.3 Pretratamiento

Los principales constituyentes que deben ser retirados de las aguas residuales antes de ser aplicadas a un SAT son los sólidos suspendidos, DBO y las bacterias. Pero, en ocasiones no es esencial que todos sean eliminados sino que también se pueden infiltrar aguas que procedan de un efluente secundario ó primario. El tratamiento secundario remueve principalmente el material biodegradable, pero es de señalar que un efluente primario es suficiente para poder infiltrarlo a través del SAT, pero el efluente primario ocasiona que a la balsa se le limpie frecuentemente, pero tal vez esto sea recompensado en que se ahorraría dinero al no efectuar un tratamiento secundario. (Bouwer *et al.*, 1984).

El pretratamiento del efluente impacta directamente en la concentración de materia biodegradable que se aplica a la balsa de infiltración. Por consiguiente éste es un factor clave al cual se le debe colocar especial énfasis en el control de un sistema SAT. Uno de los más grandes impactos del pretratamiento del efluente en el SAT es cerca de la interfase suelo/agua en la cual se observa una alta actividad biológica. Ésta condición se produce porque existen concentraciones altas de materia biodegradable y de oxígeno. Tanto el carbono orgánico como el amoníaco pueden ser biológicamente oxidados. Otro de los grandes impactos del pretratamiento recae en la demanda total de oxígeno. Cerca de la superficie suelo/agua, la actividad biológica en un efluente con gran demanda total de oxígeno conllevará el uso de todo el oxígeno disuelto. Las



condiciones aeróbicas pueden mantenerse en efluentes que tengan una demanda total de oxígeno baja (Kopchynski *et al.*, 1996).

El pretratamiento del efluente tiende a controlar condiciones redox durante el SAT por control de la demanda de oxígeno en los efluentes a aplicar. A pesar de la demanda de oxígeno mayoritaria, ésta es removida en la zona superior durante el SAT, la demanda total de oxígeno de los efluentes a aplicar influye en las condiciones redox en la zona saturada (Fox *et al.*, 2001).

Para efectuar el mejor pretratamiento es necesario conocer cual será el uso final del agua subterránea infiltrada. Esto se garantiza según Moreno, (2003) al conocer cual será el destino final del agua:

- a) **Se empleará para el abastecimiento a la población:** antes de su vertido en las balsas de infiltración debe tener al menos un tratamiento secundario y así el tratamiento suelo-acuífero actúa como tratamiento terciario o de afino.
- b) **No se empleará para abastecimiento pero pudiera serlo en un futuro:** antes de su vertido el agua debe tener un tratamiento primario. El nivel de depuración que previsiblemente se alcance en la zona de extracción del agua subterránea debe ser tal que un tratamiento normal de cloración u ozonización permita que el agua cumpla con las normas de aguas de abastecimiento.
- c) **No se usará para abastecimiento ni está previsto hacerlo:** no existe ningún requerimiento especial en cuanto a la calidad mínima del agua vertida excepto que todos sus componentes deber ser biodegradables y que el contenido en algunos parámetros (muy especialmente la materia en suspensión y el contenido en sodio) no afecte negativamente al lecho filtrante disminuyendo su capacidad de transmitir agua o de depurarla.
- d) **Va a servir para el riego de cultivos:** El aporte total de sólidos disueltos y de sustancias potencialmente tóxicas para los cultivos (boro, sodio, cloro) no han de sobrepasar en ningún caso los límites soportados por los cultivos.

2.7 Efectos de los diversos constituyentes del agua.

2.7.1 Sólidos disueltos y suspendidos

La concentración de sustancias disueltas en el agua depurada tiende a ser ligeramente más alta que la del agua residual original debido a la evaporación en las balsas y a la posible disolución del carbonato cálcico y otros minerales en el suelo. La pérdida anual por evaporación en un sistema SAT puede ser algo menor que en una superficie libre de agua (Moreno, 2003).

Los pequeños cambios en el contenido de STD en el agua cuando se mueve a través del suelo y el acuífero son difíciles de detectar, debido al tiempo que tarda el agua en atravesar la zona no saturada y el acuífero hasta llegar a los pozos de control.



Después del pretratamiento apropiado, los sólidos suspendidos en el efluente de aguas residuales son de forma orgánica y relativamente finos (lodos, bacterias, algas, celulosa, etc.). Éstos se acumulan en el suelo, por lo que se requiere un secado y un rastrillado al fondo de la balsa, cuidando de retirar el material que obstruya, para recuperar la velocidad de infiltración original. En dunas de arena y otros suelos más gruesos las partículas coloidales pueden penetrar en distancias grandes a diferencia de las arenas uniformes medias y gruesas las cuales son excelentes filtros y donde los sólidos suspendidos se remueven totalmente después de pasar 1 metro de filtración a través de la zona no saturada. (Bouwer *et al.*, 1984)

Los sólidos en suspensión se eliminan por completo por filtración, que inicia con la deposición de las partículas grandes suspendidas en la superficie del suelo o a alguna profundidad. Las partículas individuales pueden ser atrapadas en los poros o pueden, muchas de ellas, interactuar con la matriz del suelo al rellenar o al quedar inmovilizadas en los huecos, mismos que impiden su desplazamiento en la dirección del flujo. Una vez que el movimiento de las partículas grandes suspendidas se bloquea, las propias partículas actúan como filtro para atrapar partículas sucesivamente más pequeñas, hasta que eventualmente el filtro se colmata y la conductividad hidráulica así como la velocidad del flujo se reducen a una fracción respecto a su valor original (Moreno, 2003).

2.7.2 Compuestos orgánicos

Los compuestos orgánicos disueltos son sujetos a degradación y adsorción durante la recarga. La biodegradación principalmente ocurre por microorganismos que se encuentran en la superficie media según Skjemstad citado en EPA (2004). La proporción y magnitud de la biodegradación es influenciada fuertemente por la naturaleza de las sustancias orgánicas y por la presencia de aceptadores del electrón como oxígeno disuelto y nitrato. La biodegradación aumenta si el material del acuífero está finamente dividido y tiene una área de superficie específica alta, como es la arena fina. La biodegradación de los orgánicos fácilmente biodegradables ocurre a poca distancia (1-2 metros) del punto de recarga. Grupos específicos de compuestos requieren mayores tiempos y distancias debido a la complejidad de su degradación. El agua proveniente de un sistema SAT y la de un sistema de membrana es similar ya que en ambos casos, los grupos de compuestos que persisten son similares de acuerdo con Drewes citado en EPA (2004).

De acuerdo con Khan y Rorije citado en EPA (2004), los productos finales de la degradación completa bajo condiciones aeróbicas incluyen el dióxido de carbono, sulfatos, nitratos, fosfatos y agua. Los productos finales de la degradación completa bajo condiciones anaeróbicas incluyen, dióxido de carbono, nitrógeno y metano. La degradación de los contaminantes orgánicos puede ser parcial y el resultado puede ser un producto orgánico residual que no podrá ser degradado a una velocidad apreciable y tales metabolismos son difíciles de identificar y detectar.

La mayoría de los compuestos orgánicos de origen humano, animal y de la flora en el efluente de aguas residuales son descompuestos rápidamente en el suelo.



Bajo condiciones aeróbicas (inundación intermitente) es generalmente más rápido y más completo (para dióxido de carbono y minerales) que en condiciones anaeróbicas. Los últimos permanecen en el suelo durante una continua inundación de largo plazo (FAO, 1992).

Los residuos orgánicos contenidos en el agua residual se componen fundamentalmente de polisacáridos, ligninas, proteínas y grasas, con pequeñas cantidades de azúcares sencillos, de ácidos alifáticos, fenoles y otros elementos y compuestos. En cuanto un líquido residual se vierte en la balsa de infiltración, comienza la degradación con velocidad e intensidad variables. (FAO, 1992).

El DBO_5 varía de varios cientos hasta alrededor de 1000 mg/L para aguas residuales crudas, y de entre 10 y 20 mg/L para un efluente secundario de buena calidad. Los sistemas SAT pueden manejar altas cargas de DBO, probablemente cientos de Kg/ha por día según Bouwer y Chaney, (1974) citado en FAO (1992). Los niveles de DBO se reducen generalmente a cero después de algunos metros (a menudo pocos) de filtración a través del suelo. Sin embargo, el agua final extraída del sistema SAT todavía contiene un poco de carbono orgánico, por lo general pocos mg/L. Esto es probablemente debido a los ácidos fúlvicos y húmicos (FAO, 1992).

Los hidrocarburos halogenados tienden a ser más resistentes a la biodegradación que los hidrocarburos no halogenados (Bouwer *et al.*, 1984). Los componentes orgánicos sintéticos en el agua renovada de un sistema SAT están generalmente presentes en concentraciones bajas usualmente en niveles de $\mu\text{g/L}$, y estos no se consideran como un problema cuando el agua se emplea para irrigación. Si se quisiera emplear para beber se tendría que someter el agua a posteriores tratamientos como la filtración con carbón o la osmosis inversa, para poder así remover los componentes orgánicos (FAO, 1992).

2.7.3 Bacterias y virus

Típicamente, los organismos patógenos contenidos en el efluente de aguas residuales son: *Salmonella*, *Shigella*, *Mycobacterium*, y *Vibrio comma*. Las pruebas específicas para estas bacterias no se realizan rutinariamente, pero, en vez de eso, el número de coliformes fecales son normalmente determinadas. *Escherichia coli* es el indicador que se utiliza ampliamente para detectar la contaminación fecal en el agua y se toma con el supuesto de que sí se encuentran en los análisis coliformes fecales entonces también deben estar presentes las bacterias patógenas humanas. Entre los virus contenidos en el efluente de aguas residuales se incluyen los entero- y adeno-virus y el de mayor preocupación es el virus de la hepatitis (FAO, 1992). La adsorción es el factor predominante en la eliminación de virus a través del suelo, este fenómeno determinará no solo la eficiencia de la retención de virus a corto plazo, sino también el comportamiento a largo plazo. La adsorción viene condicionada por variables tales como el pH, la presencia de cationes en el medio, y la presencia de grupos ionizables en los virus (Moreno, 2003).

El suelo es un efectivo filtro para remover microorganismos del efluente de aguas residuales. Las bacterias son coladas físicamente del agua, mientras que muchos



de los virus más pequeños son usualmente adsorbidos. Esta adsorción es favorecida con un pH alto, una alta concentración de sal en las aguas residuales y unas relativamente altas concentraciones de calcio y magnesio. Las bacterias humanas y virus inmovilizados en el suelo no se reproducen, y mueren. Muchas bacterias y virus mueren a las pocas semanas ó meses, pero también se han encontrado casos de mayor durabilidad. Se sabe esencialmente que la remoción de los coliformes fecales después de la infiltración a través del suelo, ocurre después de un metro o unos pocos metros más. Sin embargo, se han encontrado rastros de coliformes fecales a mayor profundidad, pero esto se atribuye a que existen en el suelo macroporos o se trata de suelos agrietados, de arcilla, roca fracturada, etc. (FAO, 1992).

La mayor protección contra el avance de los microorganismos patógenos en el agua renovada de los sistemas *SAT* es reducir los niveles de bacterias en el efluente de aguas residuales antes de la infiltración, evitar los materiales de texturas gruesas y permitir largos viajes en el subterráneo así como también tiempos grandes de retención (FAO, 1992).

2.7.4 Nitrógeno

Cuando el agua residual se aplica al suelo se inician una gran variedad de reacciones, unas biológicas y otras no. De las reacciones biológicas las más importantes son la nitrificación y la desnitrificación. La nitrificación es importante porque convierte formas del nitrógeno no lixiviables en otras que pueden viajar con el agua de infiltración. La desnitrificación es importante porque es el principal proceso por el cual el nitrógeno en forma de nitrato o nitrito se procesa a través del suelo y escapa a la atmósfera en forma gaseosa (Moreno, 2003).

Los niveles de nitrógeno en las aguas residuales tienen un intervalo de 20 a más de 100 mg/L dependiendo de donde proviene y también del tipo de tratamiento al que se sometió el efluente de aguas residuales antes del *SAT*. El nitrógeno se presenta primariamente como orgánico, amoníaco o nitrato. Para un efluente secundario, mucho del nitrógeno estará presente en forma de amonio, pero muchos procesos son diseñados para alcanzar la nitrificación y por lo tanto el efluente contendrá principalmente nitrato-nitrógeno. La forma y concentración deseable del nitrógeno en las aguas renovadas de un sistema *SAT* depende de los cultivos a irrigar, la necesidad de evitar la contaminación del agua subterránea con nitratos obliga a tener este control para que no se irrigue con aguas con exceso de nitrógeno (FAO, 1992).

La mayoría de los compuestos nitrogenados en las aguas residuales pueden ser transformados en iones nitrato móviles debido a la acción bacteriana. Sin embargo, el único mecanismo de eliminación permanente de nitratos en las balsas de recarga es la desnitrificación, que ocurre bajo condiciones de saturación del suelo. Ésta puede ser responsable de la eliminación del 30 al 95% del nitrógeno total aplicado en función del contenido en carbono del agua residual, de las cargas hidráulicas aplicadas y de la duración de los periodos de inundación en las balsas de recarga. Las condiciones que favorecen este proceso pueden verse aumentadas para efluentes en los cuales el nitrógeno está en forma de amonio, mayoritariamente debido a que el periodo de inundación es



suficientemente largo, como para saturar el complejo de cambio catiónico en los primeros 0.5 a 1 m de suelo, (esta zona se convierte en aeróbica durante la fase de secado) con el amonio absorbido (Moreno, 2003).

La forma y la concentración del nitrógeno en las aguas renovadas provenientes del SAT se deben tomar en cuenta para la selección correcta de la carga hidráulica y para los periodos de inundación y secado de las balsas de infiltración. Por ejemplo, si el nitrógeno se encuentra presente mayormente en forma de amonio, es recomendable periodos cortos de inundación y frecuentes secados en las balsas de infiltración (por ejemplo 2 días de inundación por 5 de secado) con lo que se ocasionará una completa nitrificación del amonio en el suelo, debido a la frecuente aireación del suelo. Una inundación larga por un secado también largo (por ejemplo 1 mes inundada y 1 mes seca) conducirá eventualmente a un avance completo del amonio en el agua renovada debido a las condiciones anaeróbicas en el suelo y por tanto la ausencia de la nitrificación. Si la inundación y el secado son de duraciones intermedias (por ejemplo 1 ó 2 semanas de inundación por 1 ó 2 semanas de secado) existirá entonces una sucesión de condiciones aeróbicas y anaeróbicas en la parte superior del suelo, lo cual es un estimulante para la nitrificación y la desnitrificación (FAO, 1992).

Es importante mencionar que se requiere experimentación local para encontrar el óptimo programa de inundación-secado, la carga hidráulica y la adición de carbón orgánico para estimular la desnitrificación.

2.7.5 Fósforo

En los sistemas SAT los principales mecanismos de eliminación de fosfatos en el agua son la adsorción y la precipitación química, de sus componentes amorfos o cristalinos con hierro, aluminio o calcio. Las superficies reactivas del hierro y el aluminio se producen al romperse los bordes de los minerales cristalinos de la arcilla y las del calcio las encontramos principalmente en los carbonatos cálcicos y calcico-magnésicos en estado sólido. En los suelos ácidos, los fosfatos de hierro y aluminio son dominantes mientras que en los alcalinos lo son los de calcio (Moreno, 2003).

El efluente de aguas residuales puede contener de 5 a 50 mg/L de fósforo. Durante el pretratamiento de las aguas residuales y en el transcurso a través del suelo en un sistema SAT, el fósforo orgánico es convertido en fosfato. En suelos calcáreos y de pH alcalino, el fosfato precipita con el calcio que forma fosfato de calcio. En suelos ácidos, el fosfato reacciona con óxidos de aluminio y hierro para formar componentes insolubles. En ocasiones el fosfato es inicialmente inmobilizado por adsorción en el suelo y entonces es revertido a la forma insoluble, se permite así más adsorción de fosfatos móviles. En arenas limpias con un pH alrededor del neutro, los fosfatos pueden tener una relativa movilidad (Bouwer *et al.*, 1984).

2.7.6. Flúor, boro y sal

El flúor proviene en el agua residual de la fluoración del agua de abastecimiento público. Éste es adsorbido por varios componentes del suelo, especialmente



óxidos de aluminio hidratados, y precipitados como fluorita (CaF_2) y fluorapatito. Es posible que la eliminación de flúor continúe en el acuífero paralela a la eliminación de fosfato (Moreno, 2003). El fluoruro puede formar fluoruro de calcio, el cual tiene una muy baja solubilidad, en el suelo y también es adsorbido por varios componentes del suelo, especialmente por los oxihidróxidos de aluminio (Bouwer, 1991).

El boro es adsorbido por hidróxidos de aluminio y hierro de los minerales de la arcilla, por óxidos de hierro y aluminio, por minerales micáceos de la arcilla y por hidróxidos de magnesio que aparecen en las superficies de erosión de los minerales ferromagnesianos. En suelos arenosos y en acuíferos formados principalmente por cuarzo, la inmovilización del boro no es significativa (Moreno, 2003).

La concentración de sal en el efluente de aguas residuales puede ser mayor en muchos cientos de mg/L que el agua potable. Puesto que los sistemas SAT tienen suelos arenosos, la carga hidráulica será mucho más alta que las pérdidas por evaporación (por ejemplo 50 m/año contra 1.5 m/año). Por lo tanto la concentración de sal en el agua renovada de un sistema SAT puede estar cercana (o ligeramente menor) que la concentración del efluente de las aguas residuales (FAO, 1992).

2.7.7. Metales

Las concentraciones de metales pesados en el agua residual suelen estar, normalmente, por debajo de los límites máximos establecidos para el agua de abastecimiento y de riego excepto en aquellos lugares en que el agua residual procede de metalurgias o de procesos en los que se emplean metales pesados. Si la concentración de éstos es excesivamente alta, el procedimiento más lógico para reducirla se basa en el control del foco que está produciendo estos contaminantes.

En el suelo, los metales pesados entran en reacciones de cambio catiónico con la arcilla y la materia orgánica, también intervienen reacciones específicas de sorción con los minerales del suelo y de quelación con moléculas orgánicas. Los metales pesados en el efluente residual pueden aparecer como quelatos solubles de bajo peso molecular. Estos agentes quelantes pueden aumentar la movilidad de los metales en el sistema suelo acuífero. Al descomponerse las moléculas orgánicas, los metales quedan libres para reaccionar con hidróxidos de hierro y aluminio, calcio y otros compuestos químicos del suelo y vuelven a quedar inmovilizados. Esta reacción de inmovilización será mayor a pH alto y condiciones aeróbicas que a pH bajo y condiciones anaeróbicas. El principal problema de los metales pesados es que pueden acumularse en el suelo en cantidades demasiado altas para la utilización de este como suelo agrícola. Sin embargo, esto no es un inconveniente en sistemas SAT donde el suelo no se usa para la producción de cultivos (Moreno, 2003).



2.8 Casos prácticos del empleo del SAT

2.8.1 Estados Unidos de América

Tucson, Arizona Wilson *et al.* (1995). Realizaron estudios de campo para estimar la efectividad del sistema de tratamiento suelo-acuífero en una superficie de 5.7 ha en Tucson (Arizona). El agua infiltrada provenía de dos efluentes: uno secundario y uno terciario. El sistema consistía en cuatro balsas de infiltración, excavadas a aproximadamente 3.05 m por debajo de la superficie del suelo, el subsuelo de las balsas contenía básicamente guijarros, arena y algunos sedimentos de limo y arcilla, existían también canales aluviales. La Tabla 2.2 muestra los datos hidráulicos para una de las balsas estudiadas.

Tabla 2.2. Datos hidráulicos para una balsa

Temporada	No total de días	Promedio de infiltración (m/día)	Carga hidráulica por temporada
1990-1991	62	1.27	0.33
1991-1992	208	1.00	0.30
1992-1993	212	0.77	0.27

La carga hidráulica se define como: $\text{carga hidráulica} = \frac{\text{Volumen de recarga (m}^3\text{)}}{\text{Área (m}^2\text{)} * \text{No total de días}}$

El ciclo de operación empleado fue de 5 días de inundación por 7 de secado. Los resultados obtenidos mostraron que el carbono orgánico disuelto y los haluros orgánicos totales (TOX) se redujeron aproximadamente en 92% y 85% respectivamente. El nitrógeno total se redujo un 47 % debido a que cerca de la superficie las condiciones anaeróbicas promovieron la desnitrificación. Los enterovirus fueron totalmente eliminados a través de 37 m de espesor de zona no saturada.

Phoenix, Arizona Kopchynski *et al.* (1996). Investigaron a través de un ensayo en columnas de laboratorio los efectos del tipo de suelo y del pretratamiento recibido por las aguas residuales a infiltrar, sobre el funcionamiento del sistema de tratamiento suelo-acuífero. El objetivo de la investigación fue el evaluar la viabilidad del tratamiento suelo-acuífero para la recarga de agua reutilizable. Utilizaron muestras de tres diferentes niveles de pretratamiento para el efluente los cuales incluían los desnitrificados y los de tratamiento secundario, estos efluentes contenían diferentes niveles de DBO₅, carbón orgánico, amoníaco y nitratos como se observa en la Tabla 2.3.

Tabla 2.3. Características de los efluentes secundarios convencionales y los desnitrificados

Efluente	Carbón orgánico	DBO ₅	Nitratos	Nitritos
Desnitrificado	8-10	4-5	1-2	5-7
Secundario	12-15	8-10	10-20	0-2



Se utilizaron cuatro clases diferentes de suelo que cubrían un gran rango de características hidrológicas y fisicoquímicas procedentes del lugar propuesto para el estudio en Phoenix (Arizona). Se emplearon 10 columnas de 2.6 m bajo diferentes ciclos de humectación-secado. Los resultados obtenidos de los efluentes estudiados indicaron que el nivel de pretratamiento no influía en la eficiencia de eliminación de carbono orgánico disuelto. Bajo las condiciones del ciclo óptimo de inundación/secado, la DBO se eliminó eficazmente, aunque el carbono orgánico residual persistió en concentraciones de 5-6 mg/L. El amonio fue nitrificado eficientemente bajo la mayoría de las condiciones impuestas para los ensayos, sin embargo, se observó que no se producía más desnitrificación al aplicar un efluente previamente desnitrificado. El estudio concluyó que tanto los ciclos de inundación/secado como el grado de pretratamiento de las aguas a depurar afectaban de forma importante al proceso de eliminación, especialmente, de nitrógeno y carbono orgánico.

Orange County, Florida Sumner *et al.* (1998). Llevaron a cabo un experimento para estudiar el transporte de nutrientes y su transformación bajo las balsas de infiltración usadas para verter el agua residual. El estudio se llevo a cabo en el suroeste de Orange County (Florida) donde el agua usada en el sistema SAT procedía de un tratamiento secundario. En el tratamiento mediante el SAT, la eliminación de nitrógeno por desnitrificación en el agua infiltrada fue despreciable bajo las balsas, probablemente debido a la superficie de aireación como resultado del vertido intermitente de agua en las balsas. Se produjo una importante retención de N orgánico en los primeros 4.6 m de la zona no saturada (el nivel piezométrico estaba a 11 m) durante el vertido en las balsas que durante el periodo de secado, se mineralizó y nitrificó. Aproximadamente el 90% del fósforo presente en el agua residual tratada fue eliminado en los primeros 4.6 m, probablemente debido a reacciones de adsorción de abundantes oxihidróxidos de hierro y aluminio. El fósforo que alcanzó el nivel piezométrico era predominantemente orgánico y fue inmovilizado mediante reacciones de adsorción y precipitación durante el secado de la balsa.

Arizona Houston *et al.* (1999). Estudiaron los aspectos hidráulicos del sistema de infiltración por medio de balsas de recarga, mediante la combinación de investigaciones de campo y laboratorio. Los estudios indicaron, que tanto los valores de infiltración, como el propio tratamiento suelo-acuífero del agua residual, estaban influenciados por el tipo de suelo (que es el encargado de retener los contaminantes del agua a lo largo del perfil), las características del perfil para absorber una carga hidráulica razonable, la presencia de estratos superficiales sensibles a la colmatación, la profundidad de la balsa y la duración de los ciclos de inundación y secado. Los cinco tipos de suelo empleados se muestrearon de instalaciones de recarga en Arizona. Debido a que la presencia de un estrato colmatado está asociado a la reducción de la conductividad hidráulica, en este trabajo también se dan una serie de actuaciones a llevar a cabo para evitar que esto ocurra, como, por ejemplo limitar la profundidad del agua en las balsas o acortar los periodos de humectación para evitar la colmatación por crecimiento de algas. Los resultados de esta investigación indican que los suelos con textura fina, tienen ventajas e inconvenientes de igual modo que los de texturas más gruesas para el empleo de esta técnica y que por tanto, en principio existe un rango muy amplio de texturas que pueden usarse



con éxito para el tratamiento suelo-acuífero. Los autores apuntan que el factor crítico en este sentido es la disponibilidad de perfiles que transmitan el agua eficientemente hasta la zona saturada. Desarrollaron igualmente una simulación numérica de la infiltración en el cual los parámetros de flujo no-saturado fueron calculados previamente en pruebas de infiltración en columnas, los resultados de los modelos de simulación mostraron que los datos estaban de acuerdo con lo obtenido en el laboratorio, como lo son en las curvas características de humedad en el suelo, conductividad hidráulica saturada, entre otros.

Arizona y California Drewes y Fox, (1999). El estudio tuvo como objetivo desarrollar una metodología que proporcionara un sistema de pruebas para determinar el carbón orgánico total residual en el agua recuperada de diferentes orígenes y para caracterizar el carbón orgánico total removido durante el SAT, en un esfuerzo de acercamiento para distinguir entre los procesos a corto y largo plazo de remoción de compuestos orgánicos. Compararon el comportamiento y características del carbono orgánico disuelto durante el tratamiento suelo-acuífero en distintas zonas de estudio de Arizona y California. Para determinar el carbono orgánico biodegradable y residual se llevaron a cabo estudios de biodegradabilidad y se realizaron ensayos en columnas en laboratorio, combinados con análisis de ultrafiltración y adsorción. En base a esta comparación las series de columnas parecían ser más apropiadas para simular el tratamiento suelo-acuífero que las pruebas batch. Se realizaron también ensayos en campo y la conclusión de los estudios fue que la biodegradación era el proceso dominante en la eliminación del carbono orgánico disuelto durante el tratamiento suelo-acuífero. El nivel de carbono orgánico disuelto después del tratamiento en los lugares estudiados fue similar, sin embargo, los procesos ocurridos durante el tratamiento del agua residual fueron diferentes de una zona a otra. Concluyeron que el aumento del carbono orgánico total en el agua originaria conlleva un aumento del mismo en el agua residual, por tanto, la calidad del agua originaria, de la potable y de la procedente del tratamiento suelo-acuífero, en un proyecto de reutilización, deben entenderse como un único sistema.

Meza, Arizona Drewes y Fox, (2000). Centraron su estudio en investigar, como la materia orgánica natural procedente del agua potable y los productos microbianos solubles generados en el proceso de tratamiento suelo-acuífero, influían sobre las características del carbono orgánico disuelto del agua depurada, usada para usos potables indirectos. Los resultados indicaron que las propiedades de calidad del agua original juegan un papel clave en las propiedades y viabilidad del agua residual y por ende, en el impacto del sistema de tratamiento suelo-acuífero.

Arizona y California Drewes y Fox, (2001). Desarrollaron un modelo para evaluar el impacto sobre la calidad del agua originaria, de la que provenía el agua residual depurada usada para usos potables indirectos. El modelo de impacto sobre el agua originaria (SWIM) considera la calidad del agua original, los datos de distribución del abastecimiento de agua, el uso del agua y el impacto del tratamiento del agua residual para calcular la calidad del agua depurada. Se aplicó sulfato, cloro y carbono orgánico disuelto en cuatro lugares de reutilización del agua en Arizona y California. SWIM fue capaz de diferenciar



entre la cantidad de sales derivadas del agua potable original y la cantidad añadida por los consumidores. En otros lugares, la magnitud de residuos orgánicos en el agua depurada estuvo fuertemente afectada por la concentración de orgánicos correspondiente al agua originaria. Bajo estos precedentes SWIM se describe como una herramienta de gran utilidad para predecir la calidad del agua depurada en los sistemas de reutilización.

Noroeste de Arizona Fox *et al.* (2001). Evaluaron las transformaciones de la calidad del agua durante el tratamiento suelo-acuífero llevado a cabo en la planta de tratamiento de agua residual del noroeste de Mesa (Arizona) (*Mesa Northwest water reclamation plant*). Se utilizó sulfato como trazador para estimar los tiempos de tránsito del volumen de agua depurada y definir su movimiento. La concentración de carbono orgánico disuelto (COD) en el agua vertida era de 5-7 mg/L y se redujo aproximadamente a 1 mg/L tras de 12 a 24 meses de tratamiento suelo-acuífero. La absorbancia ultravioleta específica aumentó durante el tratamiento en una escala de tiempo de días y después disminuyó a medida que el tratamiento suelo-acuífero iba eliminando los compuestos absorbedores de ultravioleta. Los análisis de los orgánicos traza revelaron que la mayoría de los compuestos orgánicos fueron eliminados al eliminar el COD a excepción del iodo orgánico. La mayoría de nitrógeno fue encontrado como nitrato en el agua depurada y se mostró en concentraciones más bajas que en el agua subterránea original. La concentración media de COD en el agua depurada fue menor del 50% de la concentración de éste en el agua potable de la que procedía originalmente el agua residual a depurar.

2.8.2 Europa

Saint Symphorien de Lay, Francia Guilloteau *et al.* (1993). Presentaron un caso de tratamiento de agua residual mediante balsas de infiltración en una planta de tratamiento en Saint Symphorien de Lay (Francia). El sistema consistía de dos tanques de estabilización con ciclos alternados de alimentación, seguidos por dos balsas de infiltración con desagüe. El ciclo de operación de cada balsa consistía en inundar cada balsa por 7 días, seguidas de 7 días de secado. La operación fue a una velocidad constante de efluente entre 70 y 75 m³/día. El estudio dio como resultado la eliminación del 85% de los SS totales, y una igual disminución en las cantidades de DQO y fósforo total

Mazagón y Dehesas de Guadix, España. López *et al.* (*in press*) Se reportaron dos experiencias en Mazagón y Dehesas de Guadix, en los cuales se seleccionaron materiales con valores extremos de permeabilidad, arenas de playa de Mazagón y formaciones limosas en Dehesas de Guadix. En el caso Mazagón el material constitutivo del lecho filtrante eran las arenas de duna que descansan sobre un sustrato margoso impermeable. En el caso Mazagón el ritmo de descarga fue de 100 m³/día sobre una superficie de 400 m² en dos balsas contiguas. La tasa de infiltración inicial de 24 m/día se redujo al final del periodo de recarga a una velocidad de entre 8-12 m/día, un rastrillado manual de la balsa dos o tres veces por semana fue suficiente para evitar que la capacidad de infiltración descendiese aún más. El rendimiento en la eliminación de la DQO fue del 90%, la oxidación del amonio se acercó al 100%, en lo que toca a la reducción de la carga bacteriana no se presentaron buenos resultados debido a



la granulometría del lecho filtrante. Después de 2 metros de infiltración los Coliformes totales disminuyeron 1.2 unidades logarítmicas, 1.1 para Coliformes fecales y 1.4 para *Estreptococos fecales*.

En el caso de Dehesas de Guadix, predomina la textura franco limosa. El sistema constó de tres subsistemas, el primero brindaba el pretratamiento, las aguas residuales una vez desarenadas y desengrasadas se almacenaron en una balsa de 50 m³ de capacidad y se decantaban en otra balsa de igual capacidad, en realidad el proceso de decantado era doble con lo que se logró una eliminación de sólidos suspendidos mayor del 75%. El fondo de las balsas se limpiaba periódicamente; el segundo subsistema era propiamente dicho el sistema infiltración, constaba de 2 balsas de 35 x 35 m en su parte inferior, divididas en cuatro sub-balsas, estaban equipadas con válvulas para el control de los ciclos de inundación y de secado. Antes de su reparto se medía su caudal y su turbiedad, también contaba con un sistema de control y vigilancia en el que se incluían, además de los pozos de abastecimiento y riego de la zona, cinco piezómetros de entre 50 y 60 metros de profundidad que llegaban hasta el impermeable de base y permitían seguir directamente la influencia de las balsas sobre las aguas subterráneas. Éste subsistema se mostró especialmente eficaz en la eliminación de la contaminación orgánica, en los muestreos realizados a 3 m de profundidad se lograron reducciones de la DQO entre el 77.2 y el 90%, de la DBO entre 87.5 y el 96.7% y del COT entre el 77.4 y el 80%. La eliminación de fósforo alcanzó el 76.1%, y a nivel acuífero fue prácticamente del 100%.

Bélgica Van Houtte *et al.* (2002) citado en WHO. (2002). Se presenta un estudio piloto llevado por la compañía de agua de la región de Veume en el que la compañía extraía el agua de un acuífero en la duna. El tratamiento subsecuente consta de una aeración y una filtración en arena. La extracción de agua subterránea disminuyó la salida de agua fresca con lo que se podría ocasionar la salinización del acuífero. Entre los procesos de tratamiento probados se encontraban la microfiltración (MF), la ósmosis inversa (OI), y el tratamiento suelo-acuífero antes de MF/OI. Después de cuatro años de las pruebas piloto, se concluyó que el reúso del efluente de aguas residuales para la recarga artificial era económica y técnicamente factible. La microfiltración eliminó los sólidos suspendidos y una parte de la carga orgánica, y la ósmosis inversa demostró ser un buen pretratamiento al desalinizar al agua. En cuanto a los desechos de la MF y de OI se propone desviar a un canal en el cual también se vierta la parte del efluente que no se utilizó. Los autores concluyeron que el reúso del efluente de aguas residuales es factible utilizando la tecnología de las membranas.

2.8.3 África

Marruecos Guessab *et al.* (1993). El agua residual de Ben Sergao en Marruecos era tratada usando un proceso de infiltración en arena, el cual incluyó una balsa anaeróbica (1500 m³) en donde el agua residual se retuvo por 30 horas, seguido por 5 balsas de infiltración (1500 m² cada una). Cada balsa se compone de una capa de arena de duna de 2 m. Las balsas tienen un drenaje en su fondo compuesto por arena gruesa. Tres lotes de 350 m³ fueron infiltrados cada día. Cada lote fue colocado en una de las tres balsas en donde permaneció por tres días, transcurridos estos, se esperó dos días para volver a iniciar el ciclo. Como



resultado del tratamiento se obtuvo la eliminación de un 99.93% de los coliformes fecales y de un 99.98% de estreptococos. También se obtuvieron remociones de DQO y de materia sólida total de 95.6 y 85.2%, respectivamente, con respecto al potasio y al fósforo no existieron diferencias significativas.

2.8.4 Asia

Dan, Israel Kanarek *et al.* (1993). Realizaron un estudio en la región de Dan (Israel) que consistió en un sistema de tratamiento suelo-acuífero para la depuración y posterior reutilización de agua residual depurada. El sistema de tratamiento consistió en controlar el paso del efluente a través de la zona no saturada y del acuífero. Los datos de funcionamiento del proyecto mostraron que con un tratamiento suelo-acuífero se logra la remoción de los siguientes compuestos:

- Contaminantes orgánicos (DBO, DQO y SS) reducción de alrededor del 90% con unas concentraciones de entrada de 93, 230 y 110 mg/L, respectivamente.
- Nutrientes ($\text{NH}_3\text{-N}$ y $\text{PO}_4\text{-P}$), reducción del orden de 50 y 90%, respectivamente, con concentración en el influente de 42 y 3.5 mg/L, respectivamente.
- Bacterias, remoción de 4-5 ordenes de magnitud.
- La calidad promedio observada en el agua residual renovada fue de DBO= 10 mg/L; DQO= 24 mg/L; SST= 18 mg/L; fósforos= 0.2 mg/L y coliformes fecales = 72/100 mL.

Su calidad se estableció como apta para el riego sin restricciones, usos industriales, así como para otras aplicaciones no urbanas.

Dan, Israel Kanarek y Michail (1996). Llevaron a cabo un proyecto de tratamiento suelo-acuífero en la región de Dan (Israel). El proyecto se dividió en etapas, la primera etapa (capacidad de 20 $\text{Mm}^3/\text{año}$) había estado en operación desde 1977. La etapa dos (capacidad de 80 $\text{Mm}^3/\text{año}$) operó desde 1987.

El sitio para la recarga en la etapa 1 (Soreq) contaba con 4 balsas en un área total de 24 ha. La operación de recarga en la segunda etapa fue llevada a cabo en dos sitios de recarga localizados alrededor de 7 Km (Yavne 1) y 10 Km (Yavne 2) al sur de la Planta de tratamiento de Shafdan, las balsas de recarga tienen un área total de 42 ha. Cada balsa esta subdividida en sub-balsas de entre 1 y 2 ha cada una. El efecto de purificación del SAT ocurre mientras pasa el efluente a través de la zona no saturada y cuando se encuentra en el acuífero, por ello los puntos que se muestrearon fueron antes del SAT (Efluente de recarga (ER) en las balsas de Soreq y en MBTPE en las balsas Yavne), en los pozos de observación (PO) (PO 54 en Soreq y PO 17S en Yavne) y por último en el agua recuperada después del SAT. Los resultados que se obtuvieron se muestran en la Tabla 2.4.

**Tabla 2.4. Desarrollo del SAT-Parámetros para agua residual en Israel.**

Parámetro	Unidades	Antes del SAT		Después del SAT		Porcentaje de remoción (%)	
		Efluente de recarga en 1	Efluente de recarga en 2	Pozo de observación en 1	Pozo de observación en 2	Soreq (1)	Yavne (2)
Sólidos suspendidos	mg/L	40	17	0	0	100	100
DBO	mg/L	27	20	<0.5	<0.5	>98	>98
DQO	mg/L	119	63	11.7	8	90	87
COT	mg/L	25	18	3.9	2.4	84	87
COD	mg/L	17	14	3.9	2.4	77	83
UV ₂₅₄	cm ⁻¹ x 1000 ³	379	287	86	55	77	81
Detergentes	mg/L	0.40	0.37	0.17	0.057	58	85
Fenoles	mg/L	9	8	<3	<2	>67	>75
Amoniaco	mg/L	14.90	10.36	<0.11	<0.03	>99	>99
Nitratos	mg/L	<0.06	2.94	<1.28	5.33		
Nitritos	mg/L	<0.097	0.94	<0.01	2.86	90	
Total N	mg/L	22.8	17.88	<2.1	8.76	>91	51
Fósforo	mg/L	6.1	3.3	0.02	0.01	>99	>99
Alcalinidad	mg/L	338	288	370	310		
pH		7.63	7.73				

1= Datos relativos a la zona de Soreq; 2= Datos relativos a la zona de Yavne

Los resultados obtenidos fueron muy satisfactorios, tanto respecto a rendimiento en la depuración como económicamente. El agua depurada mediante este tipo de tratamiento cumplía los requisitos para uso agrícola y recreativo.

Sulaibiyah, Kuwait Viswanathan *et al.* (1999). Realizaron un estudio para mejorar la calidad del agua residual procedente de un tratamiento terciario mediante un tratamiento suelo-acuífero, en la región de Sulaibiyah (Kuwait). El área de Kuwait esta constituida de rocas expuestas que son del Eoceno, la mayoría consiste en una secuencia fluvial de capas de arenas y gravas usualmente cimentadas en yeso y carbonatos, una de las formaciones más características es la formación de un material llamada "gatch" que por lo regular se encuentra a una profundidad de 2 m.

Las reducciones obtenidas se muestran en la Tabla 2.5.

Tabla 2.5. Cambios de calidad del agua residual antes y después del SAT.

Parámetro	Unidades	Antes del SAT	Después del SAT	% de Remoción
pH	s/u	7.22	7.39	-
SDT	mg/L	1220	2020	-
SST	mg/L	1120	2800	-
DQO	mg/L	23	7	70
DBO	mg/L	10.8	2.0	81
Fosfatos	mg/L	16.2	3.3	80
N-NH ₃	mg/L	8.5	0.0	100
Nitratos	mg/L	4.7	3.7	21
Coliformes totales	NMP/100 ml	2.1 x 10 ⁴	80	99
Coliformes fecales	NMP/100 ml	286	0	100
Salmonella	NMP/100 ml	0	0	-
Streptococos	NMP/100 ml	0	0	-



Además de demostrar su viabilidad técnica demostraron su viabilidad económica, al llegar a la conclusión de que el costo del tratamiento suelo-acuífero es considerablemente menor que el de los métodos convencionales.

Ahmadabad, India Nema *et al.* (2001). Realizaron un estudio piloto en Ahmedabad, (India) para la depuración de efluentes primarios de agua residual urbana a través de un sistema de tratamiento suelo-acuífero. Se efectuaron investigaciones previas para confirmar que el fondo del río era adecuado con respecto a los parámetros hidrogeológicos. El subsuelo en Ahmedabad está constituido por depósitos aluviales gruesos de la era cuaternaria, los depósitos a su vez contienen capas de arena, limo, arcilla y grava. La infraestructura del sistema piloto contaba con dos balsas de estabilización primarias, dos balsas de infiltración y dos pozos de producción localizados en el centro de las balsas de infiltración para bombear el agua renovada. Los datos de funcionamiento indicaron que este sistema tenía un buen potencial para la eliminación de contaminantes orgánicos, nutrientes, así como bacterias y virus. El sistema suelo-acuífero resultó ser más eficiente y económico que los sistemas de tratamiento convencionales. El efluente obtenido era apto para el riego sin restricciones. También se observó que la calidad del efluente se deterioraba con el aumento de la carga acumulativa en la mayoría de los parámetros de calidad. La relación observada entre la calidad del efluente y la carga orgánica, así como entre la calidad del efluente y la carga hidráulica resultaron ser de semejante naturaleza y en base a esas tendencias se contradice lo expuesto en la bibliografía acerca de que la carga hidráulica es un indicador más importante de la eficacia del funcionamiento del sistema de tratamiento suelo-acuífero en comparación con la carga orgánica. Respecto a los porcentajes de remoción en el tratamiento, se observó una reducción en los contaminantes orgánicos (DBO₅, DQO y SS) de aproximadamente el 90%, respecto a la eliminación de nutrientes se obtuvo un porcentaje de eliminación de nitratos del 50% y de fosfatos del 90% y la eliminación de bacterias fue de entre 4-5 órdenes de magnitud. También se observó que la penetración de los contaminantes se redujo sólo al nivel superficial del suelo, entre los 5 y los 10 cm de profundidad debido a la enorme actividad de los microorganismos del suelo que producían una rápida degradación de la materia orgánica.

Se demostró que la volatilización, adsorción y las transformaciones químicas y biológicas son los principales procesos que afectan el movimiento y destino de los componentes orgánicos en los sistemas de infiltración, se encontró que la volatilización puede ser importante para componentes volátiles de bajo peso molecular lográndose una reducción de estos componentes de entre el 30 y 70% los cuales fueron observados en la entrada y en la salida de la balsa.

Japón Yamaguchi *et al.* (1996). Estudiaron los valores de nitrificación en ensayos de laboratorio en columnas de 50 cm de altura y 2 cm de diámetro y material de porosidad media para simular las condiciones del tratamiento suelo-acuífero. Se inyectó a las columnas un flujo constante de agua residual sintética. Los resultados mostraron que la combinación de bajas temperaturas con alta carga en nitrógeno disminuye la nitrificación, por lo que esta combinación debe ser evitada durante el funcionamiento de un sistema de estas características. Por otra parte, no se observó que se produjeran efectos derivados de la composición



del material de relleno de las columnas. Los resultados de este estudio mostraron que el tratamiento suelo-acuífero es ventajoso, en muchas ocasiones, respecto a los tratamientos convencionales. Los datos contenidos en este estudio, junto con los de Yamaguchi *et al.* (1994) sugieren que el sistema de tratamiento suelo-acuífero con flujos descendentes (nitrificación) y ascendentes (desnitrificación) alternativamente puede conseguir la completa eliminación de nitrógeno del agua si funciona a una velocidad de flujo y carga de nitrógeno correctas, ya que no se producirían encharcamientos favoreciendo así la mejor transferencia de oxígeno.

Jonnam, Corea del sur Cha *et al.* (2004). Efectuaron experimentos en columna para caracterizar los efluentes de aguas residuales de 7 diferentes plantas de tratamiento de aguas residuales que se encontraban en la provincia de Jonnam en Corea del Sur, para determinar si era factible aplicar estos efluentes al SAT. Los experimentos en lote fueron llevados a cabo para medir el carbono orgánico disuelto biodegradable (CODB) durante la infiltración en columnas de 1 m de altura. Las fracciones de CODB y las concentraciones de carbón orgánico disuelto residual (COD) de los efluentes se encontraban en el intervalo de 19.3 a 59.9 % y de 1.0 a 7.5 mg/L, respectivamente, dependiendo del tiempo de reacción. Se infiltraron 7 diferentes efluentes con distinto tipo de pretratamiento, para saber cual era el más apropiado para ser vertido en un posible SAT.

2.8.5 Sudamérica

Norte de Chile Castillo *et al.* (2001). Evaluaron la infiltración intermitente en el suelo para la reutilización del agua depurada en el norte de Chile. Se utilizó un efluente procedente de una balsa aerobia para realizar un ensayo de infiltración en columnas, usando como material de relleno de las mismas, suelos de la zona donde se pretendía realizar la instalación. Las columnas estuvieron funcionando durante más de un año bajo diferentes ciclos de inundación/secado, diferente altura de columna y presión de carga en función de las características del suelo en cuestión. La eficiencia del sistema se determinó a través del nivel de indicadores microbiológicos y la caracterización física y química entre influente y efluente, así como medidas de flujo hidráulico. Los resultados mostraron: a) eficiente reducción en el contenido microbiológico, b) eliminación estable de materia orgánica (80-90% del COT, DOO y DBO₅), c) reducción parcial de amonio a través de adsorción y nitrificación con desnitrificación especialmente en suelos arenosos. Los datos preliminares obtenidos de la planta piloto en campo muestran mejores resultados que los obtenidos en el laboratorio, especialmente en la eliminación de microorganismos ya que los indicadores microbiológicos hacen al efluente depurado apto para su uso agrícola.

Cuba Rovirosa y Santiago, (2004). Presentan un estudio a escala de laboratorio de infiltración rápida en arenas, comparando el comportamiento de las arenas sílice y de playa (Cayo Guillermo) para verificar la potencialidad de esta última en la remoción de materia orgánica, nutrientes y organismos coliformes, presentes en efluentes de una fosa séptica. Este estudio se llevó a cabo en columnas a escala de laboratorio de 157 mm de diámetro interno y 600 mm de altura, aplicando tasas de infiltración variable de 0.3 a 1.5 m/día, con espesores de suelo de 400 mm. Se establece que el incremento de la tasa de infiltración



tuvo un efecto leve sobre la remoción de DQO, DBO₅, N_{Tot} y P_{Tot} en ambas columnas, con decrementos de 5-10% de la eficiencia en cada caso. Aún así, la eficiencia de remoción de estos parámetros se mantuvo por encima de 60, 50, 60 y 85%, respectivamente. Se obtuvieron efluentes que cumplían con la Norma Cubana de vertimiento de aguas residuales en acuíferos de clase C. La columna empacada con arena sílice retuvo 2-3 Ulog de coliformes fecales y la de arena de playa solo 1-2 Ulog, pero el efluente final presentó concentraciones de 2-3 Ulog. La concentración de O₂ disuelto en el agua tratada se incrementó de casi cero a cerca de 5 mg/L, mostrando la arena de playa un comportamiento más estable. Se concluyó que la infiltración rápida en arenas blancas de playa aplicando tasas de hasta 1.5 m/día, puede ser una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales en zonas costeras y cayos con desarrollo urbano y/o turístico.



3. RECARGA ARTIFICIAL DE ACUÍFEROS

El sistema *SAT* se puede enmarcar en la recarga artificial de acuíferos, los fundamentos teóricos, así como sus usos, ventajas, desventajas y casos prácticos son abordados en el presente capítulo.

3.1 Generalidades

El origen de la Recarga Artificial de Acuíferos (RAA) es muy antiguo. Según Pyne, (1995), los nómadas de las llanuras desérticas del Kara Kum (Turkmenistán) cavaron zanjas de forma radial a partir de las dunas de arena para acumular el agua de lluvia en un pozo central, expresamente excavado para ese fin.

La recarga artificial de acuíferos consiste en colocar agua superficial en balsas, surcos, zanjas o cualquier otro tipo de dispositivo, desde donde se infiltra y alcanza el acuífero, como se muestra en la Figura 3.1. La recarga artificial experimenta un uso creciente para almacenar agua a corto o largo plazo, ya que presenta varias ventajas con respecto al almacenamiento en superficie, así como para reutilización (Dillon, 1999).

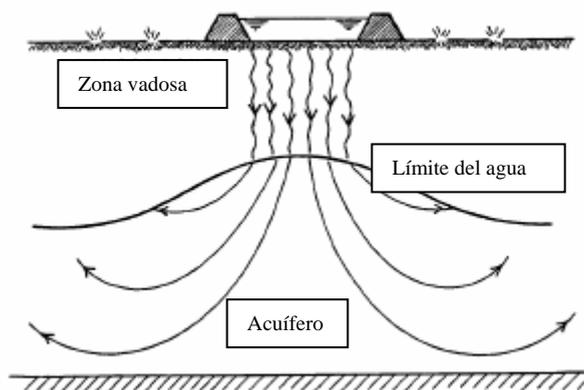


Figura 3.1. Esquema de recarga artificial de acuíferos

La recarga artificial requiere suelos permeables, por lo que se debe recurrir a zanjas o minas en la zona no saturada, o bien inyectar el agua directamente en el acuífero por medio de pozos. Para diseñar un sistema de recarga artificial, se debe determinar la tasa de infiltración del suelo y verificar que la zona no saturada entre la superficie del terreno y el acuífero posea una permeabilidad adecuada, y que no existan zonas contaminadas. El acuífero debe ser suficientemente transmisivo para evitar un ascenso excesivo del nivel piezométrico. El conocimiento de estas condiciones requiere investigaciones de campo y, si no se detectan inconvenientes graves, se pueden proponer los ensayos con balsas para predecir el rendimiento del sistema. Los aspectos de calidad del agua también deben ser evaluados, especialmente en lo que respecta a la formación de capas colmatantes en el fondo de las balsas u otras superficies de infiltración y a las reacciones geoquímicas en el acuífero. Las capas



colmatantes se pueden evitar mediante el filtrado u otros pretratamientos del agua, así como mediante la restauración de la capacidad de infiltración del sistema con técnicas como el secado, retirada, lijado, escarificado u otras técnicas de roturación. Los pozos de recarga deben ser bombeados periódicamente para desprender los materiales colmatantes (Bouwer, 2002). Los elementos básicos de la RAA se observan en la Figura 3.2.

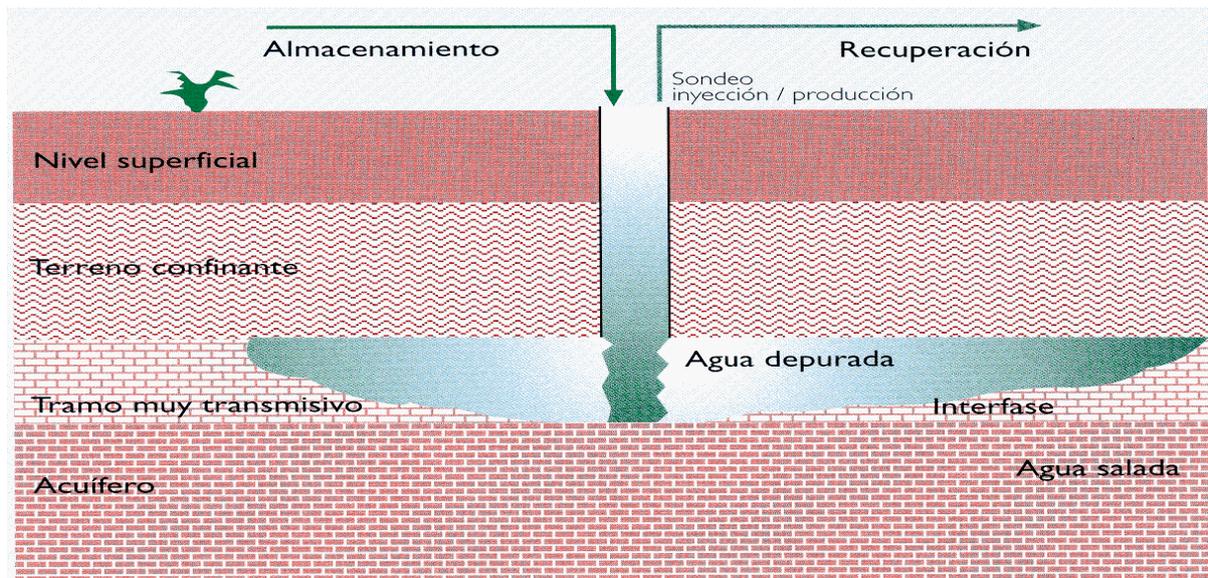


Figura 3.2. Elementos básicos de un sistema de RAA.

Conforme a lo mencionado por Pérez, (2000), es necesario que la recarga se haga de forma planificada, intencionada, y no como consecuencia de otra obra o ensayo. Es imprescindible que la recarga se haga de acuerdo con las directrices previstas en cuanto a la calidad del agua que se podrá recuperar posteriormente.

La Recarga Artificial de Acuíferos es una herramienta extremadamente útil para la gestión de los recursos hídricos en zonas áridas y semiáridas. Pero, además, el creciente interés acerca de temas como el desarrollo sustentable y la vulnerabilidad a diversos contaminantes explica por qué en diversos países se considera a esta tecnología como una parte esencial de los sistemas de abastecimiento a los núcleos urbanos (Pérez, 2000).

3.2 Tipos de técnicas para la recarga artificial de acuíferos

La RAA se puede efectuar mediante tres técnicas completamente distintas en cuanto a sus características (véase Figura 3.3), de las cuales las más empleadas son la recarga superficial y la recarga profunda mediante pozos, de acuerdo con Custodio (1986) y Pérez (2000).

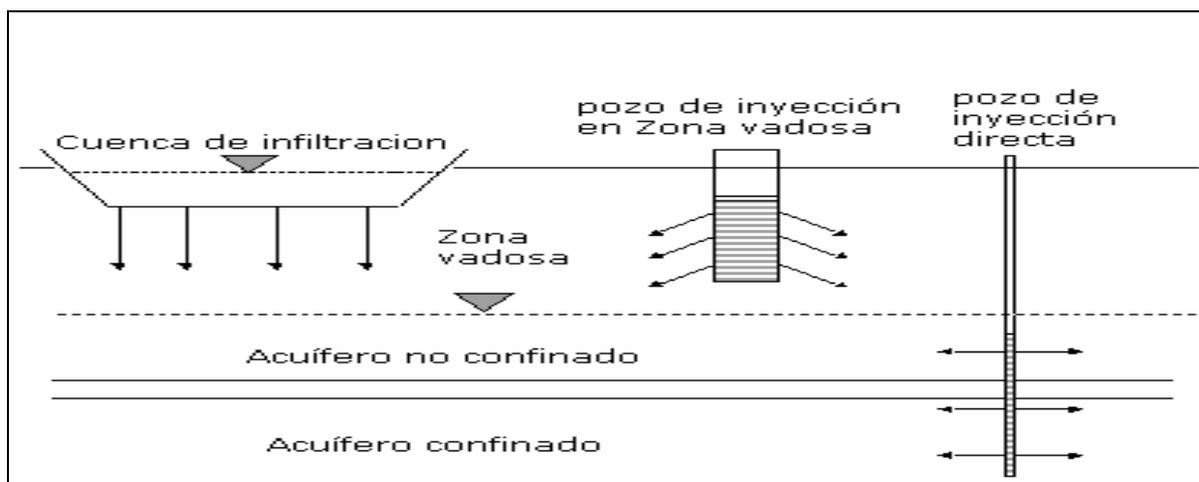


Figura 3.3. Tipos de recarga artificial de acuíferos

3.2.1 Recarga superficial.- Se efectúa por medio de balsas o drenes acondicionados en superficie. Es la más económica y sencilla, pero requiere notables extensiones de terreno y la existencia de acuíferos someros. Los requisitos necesarios con respecto a la calidad del agua de recarga son relativamente bajos.

3.2.2. Recarga profunda mediante pozos.- Los pozos pueden ser de tres tipos: (a) convencionales o de bombeo; (b) de doble propósito o *ASR* (acrónimo del inglés *Aquifer Storage and Recovery*) (Pyne, 1995), con pozos que pueden bombear o recargar en función de las necesidades; y (c) pozos de inyección en zona vadosa, esto es, perforados únicamente en la zona no saturada. Cualquiera de los tres tipos resulta una opción muy costosa y requiere de estudios detallados previos, si bien son muy prácticos en zonas sometidas a presión urbanística y salvo los pozos de inyección en zona vadosa cuando el nivel piezométrico es profundo o existen intercalaciones de materiales poco permeables.

3.2.3. Recarga inducida.- Aunque más difícil de controlar, ocurre cuando, de manera intencionada, se bombea en un pozo con el fin de aumentar la recarga a través del lecho de ríos o reservorios superficiales. No es muy practicada, aunque puede ser muy útil cuando interesa tener una secuencia de ambientes oxidantes a reductores para aplicar un tratamiento adicional al agua de recarga.

Tabla 3.1. Comparación entre la recarga superficial y la recarga profunda mediante pozos

Criterio comparativo	Recarga superficial	Recarga profunda con pozos
Necesidades de terreno	Grandes extensiones de terrenos de bajo costo	Pequeñas
Impacto ambiental	Posibles molestias por olores e insectos	Prácticamente nulo
Instalaciones y requisitos operacionales	Complejidad en superficie. Acondicionamiento de terreno. Cercado y vigilancia	Complejidad en subsuelo. Posible pretratamiento



Implantación hidrogeológica	Terrenos muy permeables en superficie, con acuífero infrayacente	Zona receptora confinada, con buena transmisividad
Calidad del agua de recarga	Sólo pretratamiento dada su capacidad de depuración	Calidad suficiente para no contaminar al acuífero receptor
Depuración adicional	Sí, tratamiento suelo-acuífero (SAT)	No significativa
Rango de caudales	Muy amplio, limitado por las necesidades de terreno	Variable según capacidad receptora del acuífero

3.3 Objetivos y aplicaciones de la recarga artificial de acuíferos

Existen dos factores esenciales: cantidad y calidad, de ello, es posible identificar un gran número de objetivos/aplicaciones de la RAA los cuales según Custodio, (1986) y Pyne, (1995), son:

- Aumentar el volumen de agua subterránea aprovechable en el futuro, reduciendo los costos de obra y explotación. Así, se aprovecha la estacionalidad del recurso.
- Mitigar problemas de explotación insostenible de acuíferos.
- Controlar las crecidas mediante el aprovechamiento del agua de lluvia.
- Reducir los efectos de la intrusión salina en acuíferos costeros.
- Mejorar la calidad del agua superficial para su posterior aprovechamiento, es decir, servirse de la capacidad depuradora de los acuíferos.
- Disminuir los fenómenos de subsidencia por sobreexplotación de acuíferos.
- Limitar el uso de compuestos químicos durante el tratamiento convencional de aguas.

De acuerdo con Pérez, (2000) y López *et al.* (*in press*) los objetivos primordiales de la RAA son aumentar la calidad y cantidad de recursos disponibles mediante su almacenamiento en el acuífero, para lograr el objetivo de una buena calidad es necesario infiltrar o introducir agua en el acuífero con altos estándares de calidad, normalmente se emplean efluentes que han sufrido un tratamiento secundario o terciario tendiéndose, cada vez más, a este último. Por otro lado, se aumenta la cantidad disponible al ser empleado el acuífero como sistema de almacenaje y así se evitan las infraestructuras superficiales y puede incluso servir como método de transporte del agua.

En el primer caso nos encontramos con una práctica relativamente extendida en los Estados Unidos e Israel (Bouwer, 1992) donde se emplea el SAT (*Soil Aquifer Treatment*) con el que se aprovecha la sinergia depuradora del sistema suelo-acuífero, al que en algunos casos se puede añadir la acción de la vegetación. En el segundo, el agua generada a lo largo del año de forma más o menos constante, se almacena para poder aprovecharla en las épocas de mayor necesidad. Esto puede ser especialmente importante en las zonas costeras, en las que los picos de demanda de agua suelen darse en verano (turismo, agricultura, jardines, campos de golf) mientras que en invierno la demanda cae extraordinariamente. La disponibilidad de agua recargada en invierno para ser utilizada en verano permite disminuir el impacto sobre los ecosistemas que facilitan el agua y al mismo tiempo también evita la construcción de grandes



infraestructuras superficiales que pierden una cantidad importante de agua por evaporación (Pérez, 2000)

3.4 Recarga artificial de acuíferos a nivel mundial

En cuanto al desarrollo de la RAA a escala mundial, la lista de países y experiencias es extensa. A grandes rasgos, se puede considerar que, en Europa, el interés primordial de la recarga artificial es la producción de agua potable fiable, puesto que se trata del último proceso de la cadena de potabilización. En cambio, en Estados Unidos es más común el concepto de acuífero como almacén provisional del agua recargada, que será aprovechada en un plazo breve de tiempo. También están en auge en aquel país los sistemas de humedales artificiales que aprovechan las aguas residuales regeneradas con fines ambientales y paisajísticos. En Australia, por otro lado, la reutilización de aguas residuales tratadas y de agua de lluvia de tormenta es considerada como una alternativa viable para incrementar la disponibilidad de recursos. Los esquemas de RAA son parte fundamental de esa visión integradora. El desarrollo hidrológico de Israel es sencillamente extraordinario, pese a las limitaciones inherentes a su clima. Por ello, hace ya décadas que se trabaja de forma intensa en proyectos de RAA, en uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas, y reutilización (Pérez, 2000).

3.4.1 Windhoek, Namibia

La planta de Windhoek en Namibia es el único caso en el mundo de recuperación intencional de agua residual para consumo humano efectuado directamente. Actualmente tiene una capacidad de 243 L/s. Desde el inicio del proyecto, la sociedad ha estado informada y, aunque lo vio al inicio con rechazo, hoy en día la gente acepta el reúso, y lleva éste con condiciones normales. Este proyecto se desarrolla en la base de tres elementos considerados como vitales del éxito:

1. La segregación del agua industrial potencialmente tóxica de las principales tuberías de descarga;
2. Tratamiento secundario al agua para producir consistentemente un efluente con adecuada calidad; y
3. Tratamiento avanzado para producir agua potable

Tratamiento secundario. Éste consistía en filtros seguidos por estanques de maduración, con un tiempo inicial de retención de 6 días pero después se aumentó a 14 días. Subsecuentemente, en 1979, 104 L/s eran tratados por lodos activados para disminuir la concentración de amoníaco. El efluente se enviaba a los estanques de maduración y, este era el único alimentador de tratamiento avanzado, en 1993 su capacidad se incrementó a 197 L/s. En esta etapa, el proceso fue modificado para remover el fósforo a través de un proceso biológico. El efluente en la actualidad contiene un COD de 33 a 37 mg/L, y la cantidad de fósforo se mantiene entre 6 y 8 mg/L.



Tratamiento avanzado. Este proceso sufrió una constante mejora desde su implementación en 1968. El principal problema observado durante la fase inicial fue el alto contenido de nitrógeno amoniacal. Al reemplazar los detergentes agresivos por los detergentes suaves se generó el primer cambio en la configuración, que consistió en la eliminación de espuma. En la segunda fase el uso de cal en las torres de desorción de amoniaco causó muchos problemas operacionales. Fue entonces que los lodos activados se empezaron a usar, y la precipitación con cal fue sustituida por la floculación con aluminio. En la cuarta fase se tenían problemas de sedimentación en los estanques de maduración debido a la presencia de algas, a partir de esto se implementó un sistema de flotación con aire disuelto.

Monitoreo. En el inicio del proyecto una amplia gama de muestras se tomaban en diferentes puntos del tratamiento, los tanques de almacenamiento, las redes de distribución y en los puntos de alimentación de los usuarios, se evaluaban: la calidad, la toxicidad, virus, algas y bacterias, esto se complementó con el monitoreo de todos los pacientes que visitaban el hospital o las clínicas. En la actualidad el monitoreo representa el 20% de los costos de operación, y el monitoreo es efectuado por tres laboratorios independientes en adición al monitoreo continuo que debe efectuar el operador (Haarhoff y Van der Merwe, 1996)

3.4.2 USA.

El país con mayor grado de desarrollo en la aplicación de la técnica de la recarga artificial de acuíferos es Estados Unidos. Las realizaciones e investigaciones efectuadas engloban procesos muy diversos y se concentran mayoritariamente en los estados áridos del sur: Texas, Arizona y California. No obstante, también se han ubicado dispositivos de infiltración en zonas húmedas: Illinois, New York e incluso Alaska. El estado de California, recarga un volumen de 140,000 m³/día. De las experiencias pueden destacarse las siguientes:

- Se construyeron Barreras hídras de Orange, Alamitos y West Coast para frenar el avance de la intrusión marina en varios lugares de la costa oeste. Estas barreras tienen una longitud de 20 km y 120 pozos. El volumen recargado puede alcanzar un máximo de 200,000 m³/día.
- Instalaciones de infiltración de efluente urbano tratado de Whittier Narrows y Flushing Meadows. La citada en segundo lugar permite recargar un volumen ligeramente superior a 70,000 m³/día utilizando una superficie de infiltración de 32 ha.
- Dispositivos de recarga de lluvia urbana de Long Island que, a través de unas doscientas balsas de tamaño comprendido entre 0.2 y 10 ha, pueden recargar un volumen máximo de 114,000 m³/día.
- Actuaciones de uso conjunto en el Central Valley que contemplan también operaciones de recarga artificial de acuíferos con un volumen de agua potencialmente almacenable cercano a los 110,000 m³/día.



3.4.3 Ámsterdam, Holanda.

En 1957 se le presentó a ese país la necesidad de utilizar la recarga artificial debido a la infranqueable intrusión de agua salada en un área de duna de 36 km² desde donde se empezó a extraer agua desde 1853. Debiendo reservar un acuífero desde 1957 sólo para emergencias, permitiendo solamente la extracción natural. El área de duna se emplea para infiltrar agua con altos estándares de calidad con un adecuado pretratamiento para evitar la contaminación del acuífero. Debido a éste pretratamiento los 40 estanques de recarga (86 ha) necesitan ser limpiados una vez cada 20 años (velocidad de recarga de 20 cm/día). Como sistema de monitoreo se emplea un sistema de alarma temprana, para suspender la inyección en caso de que se estén infiltrando microcontaminantes. Además, un tratamiento con carbón activado es empleado, debido a que algunos microcontaminantes polares han penetrado en la zona no saturada del suelo. Los principales usos en ese país son: eliminación natural de patógenos peligrosos, resguardo de la calidad del río y disponibilidad de un gran almacenamiento de agua de buena calidad (Olsthoorn y Mosch, 2002).

3.4.4 Palestina

Debido a la falta creciente de agua dulce en Palestina, la exigencia del agua es dos veces el suministro natural, y la relación posiblemente proseguirá el mismo rumbo, es por ello, que se inició el reúso de agua en la franja de Gaza a través de la recarga artificial. El acuífero costero que se extiende desde Haifa en el norte del Sinai es la principal fuente de agua. La cantidad renovable de agua residual es de 98 Mm³ por año, de los cuales 56 Mm³ son infiltrados directamente por la lluvia. La cantidad restante proviene del flujo de retorno de la irrigación, y de la infiltración de aguas residuales en áreas distantes, las cuales fluyen hacia el acuífero por el lado oriental. La demanda total para uso doméstico y agrícola es de 145 Mm³ la cual se espera que aumente. Existen dos principales plantas de tratamiento, las cuales pueden ser empleadas para la recarga artificial, del efluente de 12 Mm³ sólo se desvían 3.3 Mm³ a las balsas de infiltración; pero como segunda opción se tiene contemplado emplear agua de lluvia, las áreas urbanas de la franja de Gaza tienen un promedio de flujo de tormenta de 20 Mm³. En la franja de Gaza ya existen dos instalaciones donde se capta el agua de tormenta y se coloca en balsas de infiltración. Los problemas que están enfrentando es que las plantas de tratamiento no cumplen los estándares de calidad de las Normas palestinas (Sheikh y Hamdan 2002).

3.4.5 Alemania

La recarga artificial con destino al abastecimiento urbano se aplicó por primera vez en 1875 en la ciudad de Chemnitz. Actualmente se estima que en este país cerca de 520 hm³/año de los 4875 hm³/año que son destinados a abastecimiento urbano, proceden de recarga artificial. Esta cantidad representa aproximadamente un 10 % sobre dicho total y casi un 17 % sobre la fracción (3100 hm³/a) de agua subterránea empleada en el suministro a poblaciones. El tipo de instalación predominante en las operaciones de recarga artificial de acuíferos, aproximadamente un 95 %, son las balsas con filtro de arena en su fondo. El agua empleada en la recarga es mayoritariamente de origen pluvial. La



planificación hídrica alemana también emplea la recarga artificial en otros usos cuya referencia y desglose se muestra en la Tabla 3.2 (Schöttler, 1996).

Tabla 3.2. Destino y volumen recargado artificialmente en Alemania

Destino	Volumen recargado (Mm ³ /año)	Porcentaje
Suministro de agua potable	520.1	52.9
Recuperación del nivel piezométrico	196.4	20.0
Desplazamiento de aguas subterráneas de mala calidad	105.2	10.7
Recarga inducida	106.1	10.8
Almacenamiento subterráneo	40.1	4.1
Conservación de humedales	8.5	0.9
Mantenimiento hídrico de lagos	3.4	0.3
Rehabilitación de agua subterránea	3.1	0.3
Total	982.9	100

3.4.6 España

La recarga artificial se efectuó por primera vez en Barcelona en 1969 sobre una batería de siete pozos de unos 40 m de profundidad y 950 mm de diámetro. La tasa media de recarga por pozo era de 50 L/s y la capacidad media de bombeo de 200 L/s. Posteriormente, a mediados de la década de los años setenta, se añadieron al sistema otros cinco pozos que podían inyectar 100 L/s cada uno y bombear un máximo de 400 L/s. Recientemente se ha puesto en operación un nuevo pozo de recarga artificial. El agua empleada en la operación de recarga procede de sobrantes de la planta potabilizadora de San Joan d'Espí. Esta agua es de origen pluvial y su contenido en sólidos en suspensión, tras una operación de pretratamiento, es del orden de 1.5 mg/L. Periódicamente, cuando el volumen inyectado en los pozos más antiguos es de 60,000 m³ y de 120,000 m³ en los cinco restantes, se realizan operaciones de limpieza, durante 10 o 20 minutos, bombeando a máxima capacidad. Esta operación también se realiza siempre que el nivel del agua en el pozo de inyección se incrementa en 0.5 metros. La operación de recarga se complementa al escarificar el lecho del río Llobregat, esto sólo se realiza en un tramo con abundantes gravas y cuando el agua del río es poco turbia y circula con suficiente velocidad. El volumen de agua que se ha recargado a través de pozos, durante el período comprendido entre 1969 y 1996, es de 143 hm³, mientras que el procedente del escarificado del lecho del río es de 73 hm³. La recarga media anual por uno y otro concepto es de 7.7 hm³/año (Murillo, *in press*)

3.5 Recarga artificial de acuíferos a nivel nacional

El desarrollo demográfico en el país ha creado una demanda acelerada de servicios, uno de los más importantes de cubrir es el abastecimiento de agua potable. El problema de la sobreexplotación no es únicamente debido a la extracción excesiva de agua, se agrava también por la baja eficiencia en su utilización y a la pérdida de zonas de recarga, a consecuencia de la deforestación



y los cambios de uso de suelo. Otro problema que se suma a la disponibilidad del agua es la contaminación de los mantos freáticos.

El acuífero del Valle de México percibe una infiltración de 689 Mm^3 ; sin embargo, por medio de los pozos se extrae un volumen mayor a 1500 Mm^3 , lo que significa que anualmente el acuífero pierde un volumen de agua de 895 Mm^3 . El déficit acumulado en el Distrito Federal alcanza $3 \text{ m}^3/\text{s}$, mientras que el déficit en el Estado de México ya llegó a los $10 \text{ m}^3/\text{s}$. Los ritmos de explotación del acuífero ($15.876 \text{ m}^3/\text{s}$ durante 1999) son superiores a las velocidades de recarga (misma que se estima en $11.176 \text{ m}^3/\text{s}$), lo que significa una sobre explotación de aproximadamente $4.7 \text{ m}^3/\text{s}$, fenómeno que ha ocasionado el abatimiento de los niveles estáticos, así como alteraciones en la calidad física y química del agua freática y muy probablemente el hundimiento del suelo. Este escenario señala que es imprescindible realizar actividades de manejo sustentable del acuífero, siendo la reinyección de agua potabilizada, una de las alternativas a considerar (PAOT, 2003).

3.5.1 Comarca lagunera

El acuífero de la Comarca Lagunera se extiende sobre una superficie aproximada de $4,500 \text{ Km}^2$. Está alojado en un potente relleno conformado por materiales aluviales, depósitos de bolsón y lacustres con un espesor de varias decenas de metros. La extracción en el acuífero alcanza un volumen total de $931 \text{ Mm}^3/\text{año}$ con una recarga estimada en $481 \text{ Mm}^3/\text{año}$. El déficit entre la descarga y la recarga se compensa a costa del almacenamiento. Lo anterior, ha generado impactos negativos como: abatimientos de nivel estático de 2 a 3 metros al año; asentamientos del terreno; extinción de manantiales y particularmente la degradación de la calidad del agua subterránea por la presencia de arsénico en concentraciones superiores a los permitidos en la modificación a la NOM-127-SSA1-1994 de agua potable.

El área de recarga comprende una superficie de $130,000 \text{ m}^2$ ubicada sobre el cauce del río Nazas frente al km 3+500 del canal Sacramento. El agua es de buena calidad con $\text{STD} < 250 \text{ mg/L}$ y concentraciones de arsénico por debajo de la modificación a la NOM-127-SSA1-1994 del agua potable. El análisis de las variaciones piezométricas, de calidad del agua y de la información hidrogeológica, sugiere que la dirección del agua de recarga se desplazó en forma "escalonada" debido a la interestratificación de sedimentos finos y gruesos presentes en el subsuelo en forma errática.

Los resultados del proyecto piloto y los estudios preliminares en el área sugieren que el cauce del río Nazas presenta condiciones muy favorables para implementar un sistema de recarga artificial a mayor escala que la del proyecto de referencia. Bajo un esquema de infiltración de mayor alcance, la recarga artificial representa una alternativa viable técnica y económicamente para controlar la degradación del agua subterránea *in situ* y mantener la calidad en las fuentes de abastecimiento (Castro e Iturbe, 2004)



3.5.2 Guadalajara, Jalisco

La zona metropolitana de Guadalajara cuenta con una población de cerca de seis millones de habitantes distribuidos en los municipios de Guadalajara, Zapopan, Tonalá y Tlaquepaque. Para abastecer de agua potable a todos los habitantes, es necesario bombear $12 \text{ m}^3/\text{s}$. La fuente de abastecimiento principal es el lago de Chapala, de donde se extraen $6.2 \text{ m}^3/\text{s}$, es decir, poco más de la mitad del agua que necesita la ciudad; la presa Calderón aporta aproximadamente $2 \text{ m}^3/\text{s}$ y los pozos profundos (como el sistema acuífero Tesistán-Atemajac-Toluquilla, junto con los manantiales de la zona) aportan $3.7 \text{ m}^3/\text{s}$. Estas fuentes de abastecimiento están sobreexplotadas, por lo que es necesario buscar alternativas para satisfacer la creciente demanda de agua. Se pretende instalar un sistema eficiente de pozos de infiltración en la ciudad, lo cual no solo ayudaría a recargar los mantos acuíferos e incrementar las reservas de aguas subterráneas, sino que también aliviaría con ello las molestas y en ocasiones peligrosas inundaciones que se producen en puntos bajos y depresiones de la ciudad. El volumen de infiltración de ambos sistemas combinados sería del orden de los $72 \text{ Mm}^3/\text{año}$, que significaría proveer a la ciudad de cerca de $2.30 \text{ m}^3/\text{s}$, 20 % del agua que requiere la ciudad (Castro e Iturbe, 2004).

3.5.3 Baja California Norte

A fin de garantizar la sustentabilidad del vital líquido que se encuentra en el subsuelo, la CONAGUA y el gobierno de Japón, a través de la Agencia de Recursos Verdes (J-Green), emprendieron hace cinco años un proyecto tecnológico para instrumentar a futuro el concepto de Presas Subterráneas en la República Mexicana. El lugar seleccionado para el arranque del mismo fue el Valle de La Misión en el estado de Baja California Norte. En esta zona, el agua fluye por dentro de la tierra hasta salir al mar. Sin embargo, éste último también penetra hacia el manto acuífero formándose una interfase marina o cuña de mar. Cuando el acuífero se sobreexplota o cuando la fuerza de succión de las bombas dentro del pozo es demasiado potente, se extraen ambos líquidos (agua dulce y salada) produciéndose la intrusión marina. La tecnología propuesta por Japón consiste en generar una pantalla o muro impermeable en el subsuelo que separe la parte costera y el acuífero de La Misión, a fin de evitar el movimiento de los líquidos en cualquiera de las dos direcciones (entrada y salida). Los beneficios que espera la CONAGUA con la adopción de esta técnica son interceptar las descargas subterráneas de los acuíferos, con el propósito de incrementar su almacenamiento, prevenir y controlar la intrusión marina. Entre las características preliminares de dicha presa subterránea figuran la de tener una longitud de 500 m a una profundidad de 50 m, y se estima que con esas acciones se incrementará el almacenamiento del acuífero de 6 a $9 \text{ Mm}^3/\text{año}$, en caso de que las lluvias sean favorables. De igual modo, se calcula que el costo del proyecto a valor actual rondará los 12 millones de dólares, con un periodo de construcción de cinco años una vez terminados los estudios ambientales y de costo-beneficio (Castro e Iturbe, 2004).



3.5.4 Zona serrana de Sonora

De acuerdo con Landavazo, (2004), Sonora presenta varias zonas de fuerte inundación en verano pero que también sufren sequías. Este proyecto persigue 2 objetivos: a) Controlar inundaciones bajo eventos extremos (Sonora presenta varias zonas de fuerte inundación en verano); b) Aprovechar tal control para aumentar la captación de agua dulce superficial y subterránea con cosecha de agua de lluvia y su recarga natural y artificial. Este proyecto recuperó 5 m de nivel en pozos. Cuando hay recarga artificial sin tratamiento del agua recolectada, puede contaminarse el acuífero. Por eso, el control que se pretende hacer en este proyecto es capturar el agua en cañadas y en el área rural serrana con aguas libres de contaminación. Esta condición la cumple la zona serrana de Sonora. Las conclusiones hasta el momento del proyecto es que es viable, efectivo y de bajo costo; los programas de cosecha y recarga de lluvia, al ligarse a la protección civil contra inundación la hacen productiva; para ello se usarían estanques de recolección de la inundación, y luego sería conducida a pozos, zanjas o áreas de recarga como se observa en la Figura 3.4.

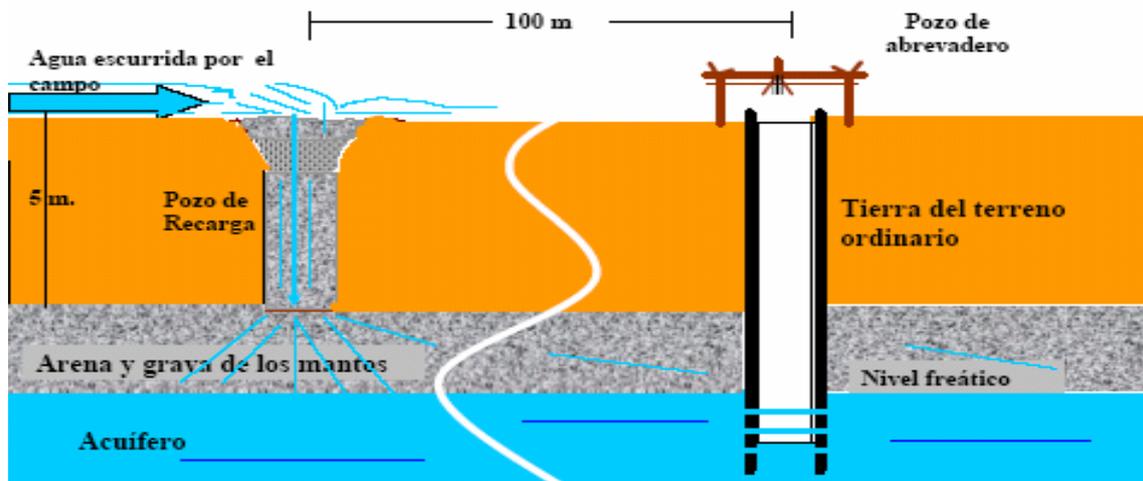


Figura 3.4. Zanja de recarga que alimenta a un acuífero y a un pozo de abrevadero cercano.



4. AQUIFER STORAGE AND RECOVERY

En el presente capítulo se aborda el *Aquifer Storage and Recovery* técnica de almacenamiento que puede emplearse de manera conjunta o separada con un sistema *SAT*, por lo que también es importante conocer todo lo referente a ésta técnica que también se tiene contemplada aplicar en el Valle de Tula.

4.1 Concepto

El concepto *Aquifer Storage and Recovery (ASR)* es relativamente nuevo en la práctica hidrogeológica. Básicamente, consiste en almacenar agua pretratada en el subsuelo durante periodos excedentarios, para posteriormente recuperarla durante las puntas de demanda, cuando hay escasez de recursos, la capacidad de tratamiento es insuficiente, o bien durante situaciones de emergencia. Su funcionamiento está habitualmente ligado al de otras instalaciones, con el fin de aumentar su eficiencia técnico-económica mediante el aporte de gran capacidad de regulación (IGME, 1995).

El *ASR* se considera una herramienta de dirección en donde se emplean los acuíferos como un depósito para guardar el agua en exceso para después recuperarse para su uso. Normalmente en este proceso, zonas acuíferas que contienen agua salobre son mezcladas por desplazamiento con agua fresca. El agua fresca puede almacenarse entonces tanto en forma tratada como no tratada. Los sistemas *ASR* pueden guardar más de tres mil Mm^3 de agua potable para después recuperar esta agua para la distribución directa a los usuarios (*ASR Systems Website, 2006*).

El *ASR* es una técnica de dirección de las fuentes de agua. "Uso conjunto" y "recarga artificial" son las técnicas más estrechamente relacionadas con esta práctica, estas se usan a veces intercambiamente. El uso conjunto consiste en una combinación de prácticas para hacer el mejor uso del agua superficial durante periodos húmedos y durante periodo secos. La recarga artificial puede verse como una de las partes primordiales del *ASR* (Pyne, 1995).

La recarga artificial de agua subterránea es una de las técnicas más socorridas para introducir agua dentro de un sistema subterráneo, reduciendo así costos en bombeo, logrando captar el agua de lluvia ó para mejorar la calidad del agua. Un proyecto *ASR* involucra el almacenaje de agua en un acuífero por vía de la recarga artificial, debido a que las pérdidas por evaporación en un almacenamiento subterráneo son menores que en un almacenamiento superficial (Pyne, 1995).

4.2 Generalidades

El *ASR* es un almacenaje y tratamiento de agua que fue desarrollado en Estados Unidos desde 1968 donde el primer sistema *ASR* inicio operaciones en Wildwood,



New Jersey (Pyne y Howard, 2004). Históricamente se sabe que se han tenido problemas con la recarga en pozos en términos físicos, químicos y biológicos.

Muchas áreas en el mundo son aptas para que se empleen en estas el ASR y así se podría contar con un depósito barato, de alta calidad y también el poder recuperar agua de las plantas tratadoras de aguas residuales. El agua proveniente de estos depósitos es frecuentemente de buena calidad pero aún así no llegan a cumplir los estándares para emplearse como agua potable.

El ASR se puede entonces definir como un almacenamiento de agua en un acuífero adecuado a través de pozos cuando el agua esta disponible, para después recuperarla del mismo pozo durante tiempos en que el agua es escasa (Pyne, 1995), es decir, tiene un ciclo operacional a determinado tiempo, esto se puede observar en la Figura 4.1

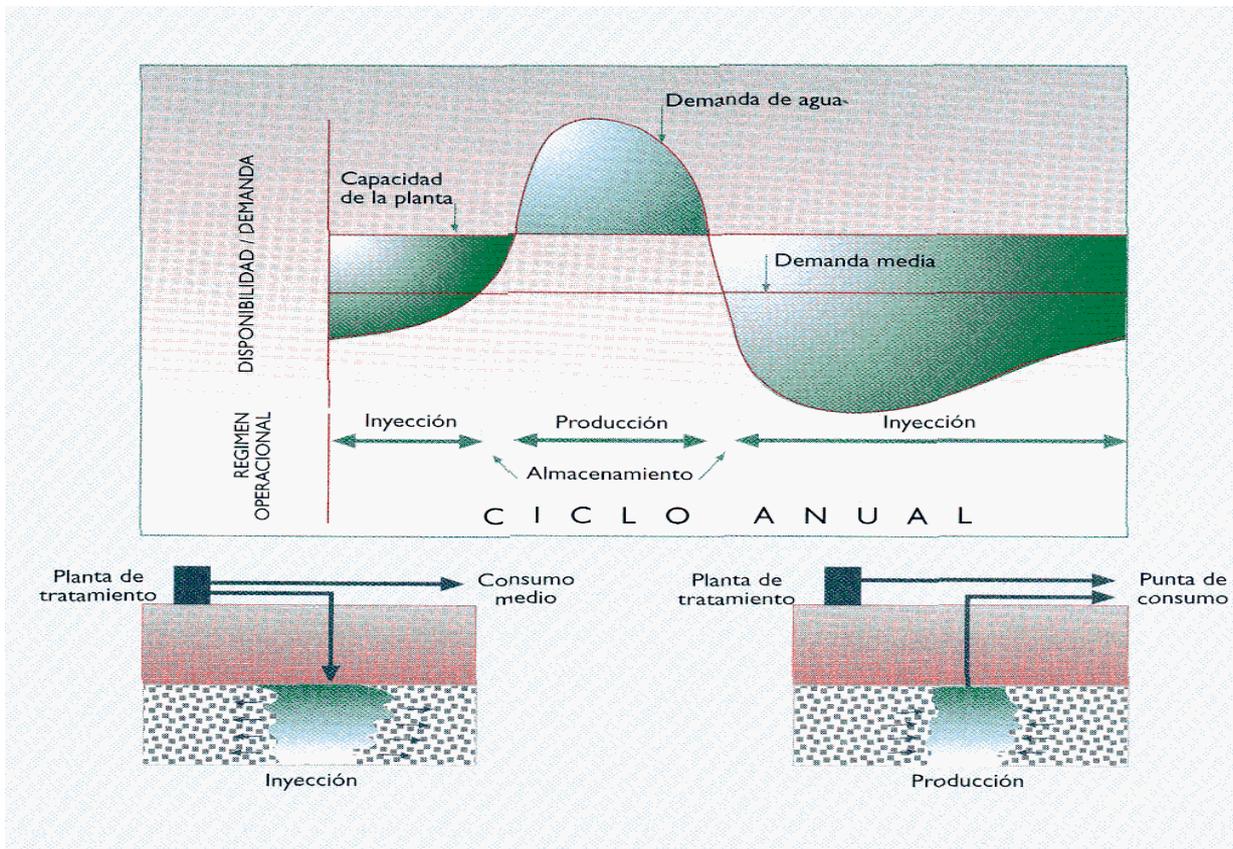


Figura 4.1. Ciclo operacional típico de un ASR

El almacenamiento en el acuífero, se puede considerar como si sólo fuera una presa pero debajo del suelo a la cual se le suministra agua cuando se tiene un exceso ó la demanda es poca, para posteriormente recuperarla en tiempos en que la demanda aumenta. En el ASR los costos de operación contemplan el pre y post-tratamiento, bombeo, y costos de monitoreo, lo cual comparado con otras alternativas resulta más económico, ésta es otra ventaja de estos sistemas (Dillon *et al.*, 2001).



La importancia del uso de los acuíferos para almacenaje es cada día más obvia en ciudades y áreas en las cuales ya se le esta dando un uso intensivo al suelo. La principal ventaja del almacenaje subterráneo es que no existen pérdidas por evaporación. Las pérdidas por evaporación de una balsa de infiltración operada continuamente son de 0.5 m/año para climas húmedos a 2.5 m/año para climas calientes, por lo tanto, por un año del operación del sistema, las pérdidas por evaporación están en el orden del 1% del agua de la que se introdujo en el sistema. Además, los sistemas de recarga de agua subterránea son sustentables, económicos y no causan problemas eco-ambientales (Bouwer., 1992).

El almacenamiento subterráneo de agua es a menudo más atractivo que las presas superficiales en términos de costos de construcción, efectos medioambientales, pérdidas por evaporación de agua, abastecimiento en caso de una falla catastrófica, y proximidad a los usuarios. Los problemas potenciales del *ASR* incluyen características de los acuíferos, calidad del agua, infraestructura requerida, y efectos no anticipados en el sitio (USGS, 2006).

Típicamente, el mismo volumen de agua almacenada en un pozo *ASR* puede ser recuperada. En muchas situaciones quizás sea posible recuperar un mayor volumen que la cantidad inyectada, debido a la mezcla entre el agua inyectada y las aguas nativas en el acuífero, lo que también ayuda a alcanzar una calidad aceptable. En otras situaciones, dejar un poco porcentaje del agua almacenada en el subterráneo tal vez sea conveniente para restaurar las reservas reducidas de agua subterránea; para formar o mantener la zona amortiguadora entre el agua almacenada y la zona circundante salobre o del agua nativa de pobre calidad; o para el aumento de la reserva para futuras recuperaciones durante sequías, emergencias ó cuando se anticipan tiempos de gran demanda.

La calidad del agua a infiltrar aun cuando se encuentre en el intervalo de los estándares de calidad de agua potable no es probablemente adecuada para la recarga, la experiencia sugiere que, en muchos casos, un tratamiento adicional quizá sea necesario, para la reducción de sólidos suspendidos o para el ajuste del pH. Los estándares del agua potable brindan un punto de referencia razonable contra el que se puede evaluar la calidad del agua recuperada en la recarga y la recuperación de los pozos *ASR* (Pyne, 1995).

El agua recuperada del *ASR* frecuentemente no requiere un tratamiento siguiente, más que la desinfección para usos potables. En pocas situaciones, cuando es necesario se ajusta el pH. Las zonas adecuadas para el sistema *ASR* pueden ser acuíferos confinados, semiconfinados o no confinados. Pero la elección se efectúa con base al sitio en estudio (Pyne, 1995).

El volumen de agua almacenada en los pozos *ASR* depende de muchos factores tal como: el rendimiento del pozo, la variabilidad en el suministro de agua, y la variabilidad en la demanda de agua. El típico volumen para un pozo individual varía de entre 0.04 a 2 Mm³ (Pyne, 1995).



4.3 Tipos de agua empleadas para el ASR

4.3.1 Agua de lluvia

La cantidad y la calidad del agua de lluvia dependen del promedio de la precipitación y de las actividades humanas, las cuales causan que el flujo y la composición varíe en tiempo y espacio. Generalmente el agua de lluvia contiene gran cantidad de sólidos suspendidos, metales pesados y bacterias, pocos sólidos disueltos, nutrientes y menor demanda de oxígeno en comparación con un efluente de aguas residuales después de un tratamiento secundario. (Dillon, *et al.*, 2001 citado por Jiménez, 2003)

4.3.2 Efluentes municipales tratados

Los efluentes municipales tratados son muchos más consistentes en composición y flujo que el agua de lluvia, y su calidad está determinada por la fuente del agua, de la naturaleza de las industrias que se encuentren en la cercanía, y del proceso de tratamiento al que fue sometida. El contenido microbiológico y de nutrientes en el agua reciclada puede causar taponamiento, asimismo las reacciones biogeoquímicas dentro de los acuíferos y el cambio en las presiones pueden afectar la calidad del agua en los pozos (Inc.-Ptfeiffer *et al.*, 1998 citado en Jiménez, 2003).

4.3.3 Flujo de retorno de riego

En muchas ciudades el riego de parques y jardines constituye una práctica común. La aplicación a menudo es llevada a cabo de una manera poco hábil, sin considerar las necesidades de las plantas, resultando así un sobre-riego. En climas áridos, el flujo de retorno de riego representa una fuente sustancial de recarga de agua subterránea como se muestra en la Tabla 4.1:

Tabla 4.1. Ejemplo de balances de agua en acuíferos urbanizados

Ciudad (País)	Lima (Perú)	Doha (Qatar)	Bermuda (Bermudas)
Área (Km ²)	400	294	6.3
Recarga de:			
Precipitación	0	11.5	4.83
Ríos	280	0	0
Tipo de Riego			
Riego de parques	390	37.6	0
Derrames de tubería	340	25.3	0
Alcantarillas y tanques sépticos	0	17.6	0
soakways	0	-	3.13

(unidades 10³ m³/día) Fuente: (Lerner, 1990 citado en Jiménez, 2003)



4.4 Aplicaciones

Algunos sistemas almacenan el agua por bastante tiempo, a veces, años, previendo años próximos de sequía. Son pocos los sistemas *ASR* que se emplean para emergencia, esto es cuando en esa comunidad se llegaran a presentar desastres naturales como ciclones, huracanes o contaminación de otras fuentes, debido a la gran flexibilidad que poseen los sistemas *ASR* estos según Pyne, (1995) cumplen varios objetivos, entre los que se encuentran:

- **Almacenamiento estacional.** El agua es almacenada durante los meses de lluvia, o en los meses cuando se encuentre disponible, y es recuperada en los meses de sequía, en meses cuando esta se requiera. Donde el agua es abundante, se almacena en tiempos cuando la calidad es mejor y se recupera cuando la calidad del agua es mala. La duración de la recuperación temporal puede ser de algunos días o algunos meses.
- **Almacenamiento por largo tiempo.** El agua es almacenada durante los años lluviosos o durante años donde existen nuevos suministros, tratamientos, facilidades de distribución o capacidad sobrante, y se recupera durante los años de sequía, o en los años en que la capacidad y la existencia de agua es insuficiente para satisfacer la demanda.
- **Almacenamiento de emergencia o reserva estratégica de agua.** El agua se almacena, cuando esta disponible, para suministrar el agua en una emergencia, ó como una reserva estratégica para satisfacer la demanda cuando la fuente primaria no este disponible, si se pierde accidentalmente, se contamina, por guerra, o por un desastre natural. Este tipo de almacenamiento es particularmente adecuado para lugares donde el agua que reciben proviene de una sola fuente o tiene una línea de transmisión muy larga.
- **Desinfección y reducción de subproductos (BDP).** El almacenamiento en *ASR* puede reducir las concentraciones de BDP's, como los trihalometanos (THMs) y de los ácidos halioacéticos (HAAs) y también reducen su potencial formación. El *ASR* provee de un tratamiento subterráneo, por lo tanto, quizás pueda ser considerado como un método barato para alcanzar los estándares para THM y HAA en el agua potable.
- **Restaurar los niveles del agua subterránea.** La tendencia a continuar disminuyendo los niveles del agua puede ser revertida con la incorporación de un sistema *ASR* dentro de un plan de manejo regional del agua.
- **Reducción del hundimiento.** Con la restauración de los niveles del agua subterránea, los sistemas *ASR* pueden ayudar a reducir el hundimiento en áreas donde esto esta ocurriendo, ya que el hundimiento es debido a la disminución de los niveles de agua subterránea.
- **Mantenimiento de la presión del sistema de distribución.** El almacenamiento en el acuífero en las localidades ayuda a que en el



sistema de distribución se mantengan presiones bajas durante la recuperación en los meses de más demanda.

- **Mantenimiento del flujo del sistema de distribución.** El almacenamiento en el acuífero es de utilidad para el sistema de distribución, al mantener bajos flujos, lo que ayuda a mantener una desinfección adecuada.
- **Mejora de la calidad del agua.** Los sistemas *ASR* ayudan a lograr una mejora en la calidad del agua inyectada, coadyuvando a la estabilización o ajuste del pH, la reducción de trihalometanos (THMs) y de los ácidos halioacéticos (HAAs), reducción del hierro y manganeso, reducción del sulfuro de hidrógeno y la posible reducción de arsénico, esto sucede cuando se mezcla el agua inyectada con el agua subterránea nativa.
- **Reducción de los efectos ambientales por desviaciones de las corrientes.** La disponibilidad del agua superficial debe estar históricamente establecida para permitir desviaciones durante tiempos secos para proteger los ecosistemas terrestres y acuáticos. Los sistemas *ASR* primeramente desvían agua durante los meses de alto flujo, cuando el porcentaje de corriente que es desviado es frecuentemente pequeño, reduciéndose así los efectos medioambientales de las desviaciones de las corrientes.
- **Provee agua para la agricultura.** El almacenamiento temporal de agua para la agricultura con propósitos de irrigación es posible en muchas áreas donde las características hidráulicas del acuífero son tales que grandes pozos puedan instalarse para recarga y recuperación. Los acuíferos frescos y salobres son potencialmente usados para tales propósitos.
- **Reducción de nutrientes.** Los nutrientes están frecuentemente presentes en las salidas provenientes de la agricultura, causando la eutroficación de lagos y reservas del almacenamiento, en la salida se pueden reducir las concentraciones de nitrógeno a través de la desnitrificación bacteriana. En adición, muchos acuíferos pueden reducir la concentración de fósforo a través de mecanismos físicos, químicos y bacteriológicos.
- **Aumento de la producción en los pozos.** Los pozos son usualmente diseñados y operados para producir agua a razón de un largo plazo, manteniendo su producción, cuando estos mismos pozos son convertidos a un modo *ASR*, esto se efectúa frecuentemente para producir agua a razones más altas durante los meses de mayor demanda, contando con una recarga del acuífero en tiempos de demanda baja para restaurar los niveles de agua antes de la siguiente temporada alta.
- **Recuperación del agua del almacenamiento para reúso.** El agua recuperada de alta calidad y puede ser almacenada temporalmente en acuíferos salobres de recuperación para satisfacer la demanda de irrigación. El almacenaje de agua recuperada podría ser controlada



hidráulicamente dentro de un pequeño radio alrededor de cada pozo *ASR*, lo bastante grande para dispersarlo libremente en la zona de almacenamiento.

- **(SAT) Tratamiento Suelo Acuífero.** El proceso de tratamiento bacterial anaeróbico y aeróbico ocurre tanto en la zona saturada como en la no saturada en un acuífero. En adición los procesos físicos y químicos son efectivos en el tratamiento del agua almacenada en los pozos *ASR*.
- **Estabilización del agua agresiva.** El agua agresiva es frecuentemente tratada con carbonato de calcio para alcanzar la estabilidad del agua producto de las plantas de tratamiento de aguas. En zonas de almacenamiento de piedra caliza, puede alcanzarse a un bajo costo durante el almacenamiento en el acuífero.

4.5 Dirección y prácticas operacionales

La tecnología completa existente para esta práctica abarca un diseño, la construcción y aspectos operacionales. La eficiencia del proceso de mejora de calidad del agua depende del tamaño de los granos del suelo, su distribución, su contenido de humedad, cantidad de materia orgánica y las propiedades de adsorción químicas y eléctricas. La efectividad del proceso de infiltración también depende de la manera de cómo se recuperó el agua o de donde se aplicó el efluente (en pozos ó camas de recarga). Esta se expresa por medio de dos parámetros (Oron *et al.*, 2001 citado en Jiménez., 2003): La carga hidráulica (cantidad de flujo por unidad de área $L/h.m^2$) y la carga másica ($DBO/d. m^2$), dependiendo de las propiedades del suelo y de cómo se actúo con el efluente.

La eliminación y la migración de los contaminantes pueden controlarse a través de la combinación de la carga hidráulica y la orgánica (Mc Caulou *et al.*, 1995 citado en Jiménez, 2003). Desde que se determinó que la recarga del acuífero es parte clave de la gestión hidráulica, muchos países tanto pobres como ricos empezaron a aplicar esta técnica y entre éstos surgió el deseo de tratar el agua a altos niveles de tratamiento, antes de la reinyección. Los países con la mejor tecnología pueden mantener más volumen de agua en un área pequeña, vía infiltración o incluso por la vía de la inyección directa.

La principal fuerza detrás de una implementación rápida de la tecnología *ASR* alrededor del mundo es su economía. Los sistemas *ASR* son usualmente capaces de cubrir las necesidades de agua con un costo de menos de la mitad del costo de las otras alternativas. Las zonas de almacenamiento tienen un intervalo de profundidad de 75 m hasta 900 m. Los niveles del agua subterránea varían de por mucho 10 m por encima de la superficie de la tierra a más de 300 m por debajo de ella. La calidad del agua natural en la zona de almacenamiento es adecuada para el abastecimiento público (*ASR Forum*, 2006).



4.6 Problemas en los sistemas ASR

Históricamente, las balsas de infiltración son las instalaciones primarias usadas para la recarga artificial. Idealmente, las balsas son colocadas adyacentes a una corriente natural, por lo regular tienen camas de arena o grava, conexiones hidrológicas bien definidas y acuíferos de alta capacidad de almacenamiento, todas estas condiciones se encuentran muy raramente. Estas balsas de infiltración pueden ser operadas fácilmente con equipo convencional, pero para algunos sistemas ASR no son adaptables por lo que es necesario conocer las características hidrogeológicas y el proceso de recarga para poder operarlo de manera adecuada, ya que el agua a infiltrar en un sistema ASR por lo regular tiene una alta calidad (USGS, 2006). Y al no contar con ésta información se pueden presentar algunas desventajas como las siguientes:

- Al incrementarse la cantidad de agua residual tratada, la demanda de área aumenta, lo cual puede volverse un problema en ciertas áreas, dependiendo de la intensidad de uso del suelo y la densidad de población.
- El dilema de que si sí o no se debe de desinfectar el efluente antes de ser recargado, sabiendo que los microorganismos del suelo son responsables del tratamiento del agua.
- El riesgo de introducir contaminantes difícilmente degradables dentro de los mecanismos de depuración del suelo, si no existió un pretratamiento o segregación de las descargas no residenciales dentro del desagüe.
- La lixiviación de los contaminantes en tierras agrícolas o vertederos o un uso mayor de compuestos no degradables en casas.
- Muchos sitios tienen uno o más constituyentes que hacen al agua no potable, estos pueden ser hierro, manganeso, fluor, sulfatos, cloruros, radio (224, 226 o 228), extremadamente radioactivos, entre otros elementos. En algunos lugares con condiciones hidráulicas malas y con problemas geoquímicos se puede recuperar menos agua de la que se almacenó.

En adición a las anteriores desventajas, las características del acuífero, como lo es la profundidad, proximidad a la costa, conductividad hidráulica y la porosidad pueden también ser considerados. Por la parte ingenieril para cada combinación de factores agua-suelo, las condiciones de operación implican un cierto costo. Los problemas del ASR fueron citados por Oron *et al.*, 2001 citado en Jiménez, (2003).

4.7. Condiciones de viabilidad

Según el IGME, (1995) las condiciones esenciales que determinan la viabilidad técnico-económica de una operación ASR se pueden exponer sintéticamente en los siguientes puntos:

- Existencia de una variabilidad estacional en la demanda, en la disponibilidad de agua, o en ambas a la vez. Tal es el caso del abastecimiento y de la producción de agua residual en núcleos con



grandes variaciones estacionales de población; o bien, las fluctuaciones de demanda en áreas con grandes extensiones de regadío, etc.

- Las instalaciones y los volúmenes de agua manejados han de ser razonablemente grandes. El equilibrio entre las economías de escala y el costo de desarrollo de los sistemas *ASR* comienza a resultar favorable cuando la capacidad de recuperación alcanza los 3500 m³/día. Para instalaciones menores, la incidencia de los costos de inversión iniciales en el sistema *ASR* (pozos de inyección/producción, sondeos de ensayo/observación, ensayos operacionales, redes de interconexión, etc.) puede hacer económicamente desfavorable el proyecto respecto de otras soluciones.
- En el emplazamiento es necesaria la presencia en el subsuelo de una zona receptora con condiciones geológicas, hidrogeológicas, geométricas, hidroquímicas, de logística, adecuadas para efectuar el almacenamiento. La comprobación de estas condiciones requiere estudios de detalle de cierta envergadura, incluyendo la perforación de sondeos, caracterización hidrogeológica y ensayos operacionales.

4.8. Programa de desarrollo de un *Aquifer Storage and Recovery (ASR)*

El programa de desarrollo consta de tres fases, las cuales son explicadas con amplitud por Pyne, 1995, a manera de revisión únicamente se describe a continuación un resumen de dichas fases.

4.8.1 Fase 1: análisis de la viabilidad y el diseño conceptual

En la primera fase se planea el proyecto en detalle, se evalúan todos los diferentes factores que comprenden la implementación del *ASR*. Para tener éxito se requiere evaluar los siguientes factores: aspectos regulatorios, políticos y legales. En cada caso de aplicación, las variables serán diferentes, es por ello, que la totalidad de los factores se puede ver alterada en su cantidad y su importancia.

a) Abastecimiento de agua.

La selección de la fuente de suministro para el agua de recarga es esencial, ésta deberá ser evaluada para saber cual es su promedio de flujo disponible mensual, la variabilidad, tendencia y oscilación a lo largo de periodos, hay que tratar de estimar y considerar estos periodos. Aunque es insuficiente el conocer el promedio y el máximo gasto disponible para la recarga, esta información ayuda mucho. Es esencial el conocimiento de la variabilidad mensual. También hay que efectuar un análisis cronológico de las duraciones de sequía. Éste tipo de análisis hidrológico es esencial en la fase 1 porque en esta se define el abastecimiento de agua y su variabilidad.



b) Calidad del agua de recarga.

Se debe evaluar cuidadosamente. Frecuentemente, los valores promedio esconden el ciclo temporal ó la tendencia de largo plazo, lo cual puede afectar las actividades de recarga. Los meses en que grandes flujos están disponibles para la recarga, pueden también ser los meses cuando la calidad del agua sea mala, lo que puede ocasionar dificultades en su tratamiento o puede también causar un taponamiento en los pozos *ASR*.

La comparación de las concentraciones que constituyen la calidad del agua de recarga con los estándares de calidad del agua aplicable es un importante elemento para efectuar el análisis previo de factibilidad. Una importante consideración en la calidad del agua son los sólidos suspendidos contenidos en la fuente de recarga.

c) Demanda de agua.

En muchas situaciones es importante evaluar la demanda de agua, incluyendo la demanda promedio, la variabilidad mensual y sus tendencias. El día del mes con máxima demanda, promedio diario y demanda mínima por un promedio de dos o más años puede ayudar a estimar la variabilidad temporal, mensual y diaria. La máxima proporción diaria de la demanda anual promedio, el máximo semanal de la demanda anual promedio, y/o la demanda mensual como un porcentaje de la demanda anual promedio, frecuentemente, ayudan para el análisis de la duración de los periodos de alta demanda, que es cuando se recupera el agua almacenada para brindar los mayores beneficios. Cada proporción también puede ayudar en la estimación de la cantidad de abastecimiento desperdiciado, para el tratamiento, y la capacidad de transmisión que se espera durante cada mes como resultado de una variabilidad mensual en la demanda del sistema.

El rango de recuperación en cada situación puede determinar el número de pozos *ASR* requeridos para satisfacer la demanda del sitio. En otras situaciones el número de pozos se puede determinar por el valor de recarga necesario para almacenar el volumen de agua requerido para satisfacer la demanda en el periodo de recuperación.

d) Hidrogeología

Este es el elemento que consume el mayor tiempo en la primera fase del análisis de factibilidad. La evaluación hidrogeológica cuidadosa lleva a la selección de la zona adecuada para el almacenamiento, de las fuentes de agua de recarga y de los requerimientos del tratamiento, y usualmente afecta las facilidades de localización y diseño del *ASR*.

La evaluación hidrogeológica durante la fase 1 puede considerar los siguientes problemas técnicos cuando ya se poseen datos promedio e investigaciones previas:

- Estratigrafía.
- Acuíferos (área, profundidad y espesor).



- Capas de confinamiento (extensión, profundidad y espesor).
- Litología del acuífero y de las capas de confinamiento.
- Características hidráulicas (transmisividad, filtración, conductividad hidráulica, porosidad, etc.).
- Construcción típica del pozo y valores de producción.
- Mineralogía de arcillas, arenas y otros componentes del suelo.
- Calidad de agua en cada acuífero.
- Compatibilidad geoquímica del agua de recarga con el agua nativa con formación de minerales.
- Estructura (no consolidada, consolidada, fracturada, con fisuras, características).
- Límites de descarga y recarga.
- Gradiente local de la superficie potenciométrica.
- Dirección y velocidad natural del agua subterránea.
- Un inventario de pozos a una distancia razonable.
- La proximidad de fuentes potenciales de contaminación.

En muchos casos la selección del acuífero puede parecer obvia. Sin embargo, es importante considerar todas las posibilidades.

e) Selección del proceso de recarga.

Como una parte del proceso de selección, es muy importante considerar los objetivos de la recarga. El introducir agua dentro del subsuelo es solo una parte del proceso. Igualmente importante es el último uso potencial y el valor de agua almacenada en el punto de la recuperación. El almacenamiento y la recuperación con costo más alto de agua potable, puede ser en muchos casos, ser más usado y de mejor costo-efectividad que el almacenaje y la recuperación de agua cruda de bajo costo de los ríos, especialmente si toda el agua almacenada puede recuperarse sin la necesidad de un tratamiento posterior.

f) Selección del sitio

Para muchos proyectos *ASR*, el sitio para las pruebas de la fase 2 es el que ésta localizado cerca de una planta de tratamiento de agua, o en un punto del sistema de distribución donde casi todo el equipo se encuentra en el lugar, por ejemplo, la estación de bombeo o una reserva de agua subterránea.

La selección del sitio debe tomar en cuenta las consideraciones hidrogeológicas, como es una tendencia significativa en la producción de los pozos, la calidad del agua, o la profundidad del pozo dentro del acuífero. Frecuentemente la selección del sitio esta dominada por la disponibilidad de los pozos existentes para efectuar las pruebas. La proximidad de la tubería de agua de recarga con una capacidad de transmisión adecuada es también un importante factor, principalmente en áreas muy remotas.

g) Diseño conceptual

El diseño conceptual incluye la localización y el tamaño de los pozos de prueba, las tuberías, la construcción, el sistema de control, y otras instalaciones, en



suficiente detalle que se pueda estimar un costo en virtud de la magnitud del sistema. Si se desea, estimar un costo similar para el plan último de recarga, el diseño conceptual puede ser también preparado para brindar una base de consideración para el capital unitario de los costos de operación, de una posible expansión de la capacidad de abastecimiento de agua.

h) Pozo existente vs Pozo nuevo

Un elemento clave del diseño conceptual es la decisión referente al empleo de los pozos existentes para las pruebas *ASR* ó la construcción de nuevas instalaciones diseñadas específicamente para alcanzar los objetivos, lo que ocasionaría un mayor gasto. En muchas ocasiones se emplean los mismos pozos ya perforados, pero también hay casos en los que su construcción es inadecuada o no se encuentran en el lugar adecuado para llevar a cabo las pruebas por lo que la construcción de nuevos pozos es necesaria.

i) Simulación de un modelo hidrogeológico

La aplicación de la simulación en este punto es eficaz cuando ya se cuenta con una serie de datos disponibles, con lo cual también se brinda una base para el diseño conceptual de las instalaciones y de la planeación del programa de pruebas. La simulación del modelo hidrogeológico comprende tres diferentes objetivos:

- Análisis hidráulico del diseño y operación.
- Simulación geoquímica para evaluar la mezcla entre el agua almacenada y el agua nativa en presencia de minerales del acuífero.
- Modelo del transporte de solutos para establecer la dirección y la razón del movimiento del agua en el acuífero, para establecer las concentraciones constituyentes durante la recuperación y para estimar el porcentaje de recuperación.

j) Derechos del agua

Este tipo de cuestiones son diferentes en cada parte del mundo, ya que cada lugar tiene sus requerimientos y sus procedimientos, que dependen exclusivamente de las normas y de los estatutos de cada gobierno. Dentro de las limitaciones institucionales, el agua es sinónimo de poder político, y en este sentido los programas de recarga no están libres de presiones.

Existen casos donde se forman en algunos países, comités para que den un seguimiento a todas las acciones que en cuanto a recarga se estén tomando, y éste debe entregar un reporte el cual servirá como una herramienta para completar todo el programa.

k) Consideraciones económicas

Es también importante el desarrollo de un estimado preliminar del capital y de los costos de operación lo más tempranamente posible. Esto también es usado frecuentemente para estimar los costos unitarios para esperar los incrementos



en la capacidad de suministro de agua. Cada análisis debería de considerar la vida de uso del proyecto de recarga y también anticipar la futura disponibilidad de la fuente de recarga de agua.

Algunas veces es apropiado ampliar el análisis económico a una estimación anual incluyendo la amortización de la inversión para la operación normal y mantenimiento. Las operaciones *ASR* son invariablemente más costo-efectivas cuando se comparan con otras alternativas de abastecimiento convencionales de agua.

Los resultados de la fase 1 del análisis de viabilidad y del diseño conceptual deben ser incorporados en un documento final.

4.8.2. Fase 2: Programa de pruebas en campo

El diseño del programa de pruebas refleja el análisis cuidadoso de los muchos problemas que se encuentran en cada sitio. El taponamiento del pozo es siempre el principal problema; sin embargo, existen otros problemas como son:

- Efectos geoquímicos tales como el intercambio de cationes, precipitación ó solución de los mismos y su efecto en el taponamiento del pozo.
- Características de mezcla entre el agua almacenada y la nativa.
- Cambios en la calidad del agua.
- Efectos a la calidad del agua con ciclos *ASR* sucesivos.
- Efecto del tiempo de almacenamiento en la calidad del agua.
- Eficiencia de recuperación.
- Respuesta local y regional de los niveles de agua debido a las operaciones *ASR* (recarga, almacenamiento, recuperación).

a) Probando el ciclo *ASR*

La selección del apropiado número y la duración de los ciclos de prueba que consisten en la recarga de agua y su posterior recuperación, debe elaborarse de manera que sea flexible y pueda acoplarse a los posibles cambios durante el programa de pruebas.

Un ciclo inicial corto es aconsejable, para confirmar el desarrollo satisfactorio del *ASR* en volúmenes pequeños y para proveer una rápida estimación del taponamiento y las reacciones geoquímicas. La eficiencia de recuperación para el ciclo inicial es típicamente más bajo que en los subsecuentes ciclos. Los datos de este primer ciclo pueden emplearse para hacer una estimación razonable de los siguientes ciclos.

Un breve intervalo entre el primero y el segundo ciclo es en ocasiones usado para obtener y revisar los resultados de la calidad del agua obtenidos en el laboratorio y también de los datos hidráulicos, lo que permitirá una modificación del plan de prueba para los subsecuentes ciclos ó la modificación de las instalaciones del sistema *ASR*.



Cuando la diferencia entre la calidad del agua nativa y la almacenada sea muy pequeña y no existan reacciones geoquímicas a considerar, entonces, es apropiado un pequeño número de ciclos largos. Un mínimo de tres ciclos es usualmente apropiado en tales situaciones. La recuperación del 100% del volumen del agua almacenada es lo recomendable pero sí la recuperación es un poco menor será apropiada en algunos casos.

Cuando la diferencia entre la calidad del agua almacenada y la nativa sea significativa, se requerirá un largo número de ciclos. Después del primer ciclo, los siguientes tres tienen el mismo volumen de recarga y el mismo tiempo de almacenamiento, para demostrar la mejora en la eficiencia de recuperación con ciclos idénticos sucesivos.

Cuando las reacciones geoquímicas son un problema, es aconsejable correr un largo número de pequeños ciclos para controlar los problemas geoquímicos cerca del pozo, antes de pasar a los ciclos operacionales largos.

b) Acumulación de datos

La colección de datos hidráulicos incluyen los siguientes parámetros:

- Intervalo de flujo durante la recarga y la recuperación.
- Volumen almacenado acumulado.
- Nivel del agua ó la presión en el pozo.
- Presión de inyección.
- Respuesta de los niveles de agua en los pozos observados.
- Elevación de la presión/medición de los niveles de agua.

La medición del flujo correcto es esencial para el éxito del programa *ASR*. Es deseable colocar dos medidores de flujo en serie durante el programa de prueba, para tener dos colecciones de datos de dos aparatos de medición diferentes y poder así tener mayor confiabilidad en los datos ya que es muy común que se tenga este problema en cualquier tiempo y en cualquier sistema, lo cual puede ocasionar efectos adversos en la interpretación de resultados.

c) Frecuencia de muestra

La calidad del agua de recarga determina la frecuencia apropiada de pruebas durante los periodos de recarga. Algunas veces la calidad de la recarga es lo suficientemente estable, para solo tomar la muestra al inicio, a la mitad y al final del periodo de recarga. Puede ocurrir que los datos de campo se tomen diariamente dependiendo de la estabilidad, pero un mínimo de 10 muestras durante un periodo de recuperación normal es apropiado, excepto para ciclos muy cortos.

d) Duración del programa de pruebas

La duración es muy dependiente de la cantidad de problemas que se presenten; en ocasiones puede durar alrededor de tres meses o en ocasiones cuando es



muy largo 2 años o más. Esto es dependiente de los factores tales como: reacciones geoquímicas y las características de almacenamiento, los cuales pueden afectar la duración.

4.8.3. Fase 3: Expansión del campo de pozos ASR

a) Balance del rango de flujo

Debe existir un equilibrio, y este se debe tener presente desde el diseño, para que el rango de flujo de la recarga distribuido en toda la cantidad de pozos, sea proporcional a la distribución de rango de flujo de la recuperación. Si los rangos de flujo de la recarga y la recuperación no se encuentran en un balance, se afectará la eficiencia de la recuperación de cada uno de los pozos (Pyne, 1995).

b) Espaciamiento de los pozos

Para un sistema *ASR* que satisface las necesidades de abastecimiento de agua, el volumen anual de agua almacenada puede crear una acumulación de agua almacenada alrededor del pozo, con un rango típico de 100 a 300 m. En el caso en que es menor que este diámetro, la interacción será muy fuerte entre pozos adyacentes. En general un espacio cerrado entre los pozos será apropiado en sistemas con un acuífero salobre, y para cuando se tengan condiciones de agua subterránea fresca un espaciamiento más amplio será el adecuado, pero siempre la determinación de la colocación de los pozos será sólo dependiente de cada sitio.

c) Empleo de varios acuíferos

En muchas aplicaciones *ASR*, múltiples acuíferos o intervalos de producción están disponibles en el sitio de las pruebas. Los acuíferos poco profundos son los más frescos, y los acuíferos profundos contienen agua de calidad pobre. Para los propósitos *ASR*, la calidad del agua nativa en el acuífero es menos importante que las características hidráulicas. Un acuífero salobre profundo puede también ser usado para los propósitos del *ASR*, lo cual abre la posibilidad del almacenamiento del agua en múltiples acuíferos cercanos a un mismo sitio. Esto es llamado amontonando o "stacking".

d) Disposición de los pozos

La propiedad de la tierra y otras limitaciones prácticas gobiernan la localización de los pozos *ASR*. En un campo convencional de pozos, la distribución puede incluir pozos individuales localizados en puntos clave alrededor del sistema de distribución, arreglos lineales o grupos.

Donde el gradiente hidráulico regional es tal que el agua almacenada se mueve una distancia significativa en cada pozo *ASR* entre el tiempo de la recarga y el tiempo de la recuperación. Un arreglo lineal generalmente perpendicular a la dirección del gradiente regional será lo apropiado. El propósito de la distribución de los pozos es para su mejor manejo y operación en almacenamientos



temporales, sin embargo, la distribución de la recarga y la recuperación se debe ajustar ligeramente para alcanzar los objetivos de almacenamiento a largo plazo.

f) Operaciones y mantenimiento

Los requerimientos de mantenimiento y operación en los pozos *ASR* son ligeramente menores que para los pozos convencionales. Algunos de los elementos que hacen la diferencia se muestran en seguida:

Cambio periódico en el modo de operación.- Esto ocurre dos o cuatro veces por año cuando el sistema cambia de la recarga a la recuperación y viceversa. Cuando los pozos son usados para satisfacer las demandas altas en áreas donde las variaciones diarias y semanales son más significativas que las variaciones temporales, es aquí en donde los cambios en el modo de operación ocurren continuamente. Un control automático puede facilitar tales operaciones.

Limpieza de los desechos durante la recarga.- Este procedimiento es implementado en muchos sitios *ASR* para mantener la capacidad de recarga, retirando del pozo cualquier sólido que halla sido introducido durante la recarga. Algunos pozos *ASR* actualmente en operación aplican la limpieza un día para mantener la capacidad de recarga por dos semanas, lo cual ocasiona que las instalaciones para el mantenimiento sean mayores y se requiera mayor automatización.

Desinfección.- En los pozos *ASR* se debe tener un control bacterial alrededor de los pozos, para que no exista actividad microbiana, ya que esto puede ocasionar un taponamiento bacterial. Lo cual es fácilmente evitable si a la agua de recarga se le trata con agua potable con una pequeña cantidad de desinfectante, como por ejemplo cloro. No hay que perder de vista que este es un paso precautorio y no es necesario en todos los pozos *ASR*. Particularmente, no es necesario en zonas de almacenamiento con alta transmisividad, y donde el agua de recarga contiene poca cantidad de orgánicos, sin embargo, la utilidad es mayor, evitar este tipo de problemas es fácil y barato por lo que hay que prevenir, ya que cuando se tiene un taponamiento bacterial, es muy difícil de retirar.

Datos y reportes de monitoreo.- Los requerimientos de monitoreo para un sistema *ASR* dependen de las necesidades locales y las regulaciones de cada sitio. Es de vital importancia mantener un buen seguimiento de los gastos de flujo así como también de los volúmenes acumulados en cada pozo y en todo el campo de pozos. Por lo tanto la calibración de los medidores de flujo es esencial.

La medición periódica de los niveles de agua en los pozos es también importante, para checar la capacidad de cada pozo, la eficiencia del bombeo, y también el efecto producido por las acciones *ASR* en los pozos adyacentes. Cuando se tenga un campo de pozos muy extenso es deseable un desarrollo de una base de datos, con los que se puedan elaborar reportes mensuales y anuales, los cuales ayudarán a encontrar la operación óptima. Los sistemas automáticos con control computacional facilitan mucho esta tarea.



4.9. Casos prácticos del empleo de *ASR*

4.9.1. Norteamérica

De acuerdo con Pyne y Howard en marzo de 2004 existían aproximadamente 69 campos de pozos *ASR* en operación en los Estados Unidos en una gran variedad de condiciones geológicas y de calidades de agua, y más de 100 sistemas adicionales estaban en desarrollo. Mientras que la mayoría de los pozos *ASR* están almacenando agua en acuíferos frescos, cerca de una tercera parte están almacenando agua potable exitosamente en acuíferos salobres.

El Paso, Texas (Sheng, *in press*). La aplicación del *ASR* se llevó a cabo para preservar el recurso de agua nativa en El Paso, Texas. En esta población se emplearon aguas recuperadas de las aguas residuales para verterse en un acuífero llamado el Hueco. Este sistema *ASR* consistió en cuatro subsistemas: agua de recurso (fuente), almacenamiento en el acuífero, facilidades de recarga y facilidades de recuperación. Pese a que enfrentó retos, éste sistema a recargado exitosamente aproximadamente 74.7 Mm³ de agua recuperada dentro del acuífero el Hueco Bolson a través de 10 pozos de recarga en un lapso de 18 años.

Charleston, Carolina del Sur (Mirecky *et al.*, 2001) El *ASR* fue probado en el acuífero Santee Limestone/Black Mingo cerca de Charleston, Carolina del Sur, para determinar la viabilidad para el almacenaje subsuperficial de agua potable tratada. Los datos de la calidad del agua obtenidos durante dos pruebas representativas del *ASR* se emplearon para demostrar tres cosas: a) La eficiencia de recuperación en esa localidad geológica; b) Los cambios posibles en las características físicas del acuífero durante el *ASR* y c) Cambios de la calidad de agua y en la potabilidad del agua recuperada durante uno y seis días de duración del almacenaje en un acuífero predominantemente carbonatado. La eficiencia de recuperación en las dos pruebas de *ASR* reportadas fue de 54%. Sucesivamente las pruebas de *ASR* incrementaron la permeabilidad en el acuífero, debido a la disolución de los minerales carbonatados y sílice amorfa en el material del acuífero en el agua potable tratada. La disolución dio lugar a un 0.3 % de aumento estimado en el poro de las zonas permeables. La composición del agua subterránea generalmente evolucionó de agua con bicarbonato y calcio-sodio a agua con cloruro de sodio durante el almacenaje y la recuperación. Se concluyó que el *ASR* es factible para el acuífero en cuestión, las eficiencias de recuperación (definidas como el porcentaje de agua almacenada recuperada antes de que la concentración de cloruros rebasara el límite de la norma de ese lugar) fueron de 38 a 61 %, estas se obtuvieron durante las pruebas con volumen de inyección de aproximadamente 56 a 1700 m³/día en almacenajes de corta duración (un día y seis días) de agua potable tratada. La calidad del agua cambió debido a las interacciones agua-roca, lo que ocasionó que el agua recuperada tuviera una alcalinidad más alta, y un pH más alto que el agua inyectada.

California (Philips, 2000). En ese estudio se enfrentaba el problema de un uso de largo plazo en el área de Lancaster del Valle del Antílope en California sin ninguna medida en cuanto a la extracción del agua subterránea que ocasionó



una disminución de 61 m de los niveles de agua y casi 2 m de hundimiento de la tierra. El primordial objetivo era la selección del sitio conveniente para una prueba de largo plazo que sirviera para instalar equipo, desarrollar redes, y elaborar un modelo de simulación/optimización.

Entre los progresos se encontró que en el análisis del sistema del acuífero se hizo conforme a los niveles piezométricos. Se empleó un análisis novedoso que toma en cuenta el tiempo de almacenamiento entre otras variables, las cuales se utilizaron para el desarrollo y calibración de un modelo de flujo tierra-agua; éste modelo de flujo calibrado se acopló con herramientas de optimización para crear un modelo de simulación/optimización para la dirección y desarrollo de un programa de inyección.

El Paso, Texas. Boyle Engineering Corporation. (1999). El *ASR* es un componente clave en un proyecto de sustentabilidad del agua en el Paso, Texas, donde el *ASR* es necesario para proveer el almacenamiento final para un flujo sobrante de 150,000 m³/día producidos por una planta de tratamiento de agua cercana. Con base en estudios previos se determinó el noreste de El Paso como el lugar que ofrece condiciones hidrogeológicas más favorables para la implementación de un *ASR* a gran escala. En este proyecto los pozos *ASR* se diseñaron y se equiparon de tal manera que sirvieran tanto para la recarga como para la recuperación. Se necesitaron un total de 71 pozos para soportar el exceso de flujo de la planta tratadora, y para que se manejara una velocidad de 1.9 m³/min por pozo. El diseño conceptual de ese sistema *ASR* se basó en la necesidad de almacenar y recuperar 40 mgd.

Florida (CERP, 2006). Los Everglades constituyen un ecosistema que los científicos consideran que se encuentra en peligro. El humedal de mayor extensión en los Estados Unidos, el "Río de Hierba" ha sido blanco de toda una gama de agresiones durante casi un siglo, entre las que se puede mencionar la pérdida de más del 50 % de sus terrenos; el desvío de sus aguas a fin de evitar inundaciones y crear suministros para las zonas urbanas y la agricultura; y la alteración de la calidad, el ciclo y la distribución natural del agua que llega al ecosistema, los Everglades necesitan de una fuente abundante de agua dulce, limpia y segura. El sistema de drenaje del sur de la Florida envía diariamente un promedio de 1.7 mil millones de galones de agua dulce al mar, fluido valioso que bien pudiera capturarse para su posterior uso en los Everglades, las ciudades y las plantaciones. Es por ello que se propone el empleo de la técnica *ASR* en una magnitud jamás vista: Existen en el sur de la Florida más de 300 pozos tipo *ASR* los cuales pueden suministrar 6.5 Mm³ de agua dulce diariamente. Si bien esta práctica se ha utilizado durante muchos años, jamás se ha intentado su aplicación en tan gran escala, los estudios tardarán más de ocho años en realizarse. Tres proyectos pilotos incluirán pozos de prueba y un estudio regional explorará cuestiones tales como la forma en que el almacenamiento subterráneo de semejantes cantidades de agua podría afectar al sistema de acuíferos del sur de la Florida.



4.9.2. Europa

Inglaterra (Gale *et al.*, 1999). En este caso se elaboró un estudio que perseguía los siguientes objetivos: a) Promover la investigación del *ASR* en los problemas genéricos, ya que estos retrasan su implementación; b) Determinar los impactos del comportamiento de la doble porosidad en la eficiencia de recuperación en varios acuíferos; c) Determinar las interacciones geoquímicas; agua/agua y agua/piedra en los diferentes acuíferos; d) Evaluar los impactos medioambientales respecto a los ciclos operacionales. Las conclusiones fueron las siguientes: *i)* Los acuíferos británicos pueden ser considerados como parte de una continuidad de acuíferos de porosidad simple no consolidados a acuíferos de doble porosidad de roca fracturada; *ii)* La respuesta de los acuíferos al *ASR* varía de una manera predecible ya que esta controlada por la proporción de la fractura y la porosidad, ambos de un mezclado físico e interacciones geoquímicas. La eficiencia de la recuperación de un esquema *ASR* será determinada por la mezcla entre agua subterránea nativa y agua inyectada, las propiedades físicas del acuífero y también las reacciones geoquímicas.

Países bajos (Gale *et al.*, 1999) La pérdida de pantanos es actualmente un problema clave en los países bajos, debido a esto y al incremento de la demanda de agua subterránea, la recarga artificial ha tomado mayor importancia. En 1994, el 15% del abastecimiento de agua se atribuía a la recarga artificial (Connorton y McIntosh citado en Gale *et al.*, 1999). En los países bajos se reportaron 16 esquemas *ASR* en operación, primeramente para reforzar el abastecimiento de agua. Los esquemas además de tener un beneficio ambiental, todos utilizaban agua superficial.

4.9.3. Oceanía

Adelaida, Australia (Dillon, 1999). Se cita habitualmente a Australia del Sur como el Estado más seco dentro del continente de Oceanía. No obstante, la franja costera posee un clima típicamente mediterráneo, con precipitaciones medias que varían entre 400 y 800 mm/año, las cuales descienden bruscamente al alejarse de la costa. La escasez de recursos superficiales para el abastecimiento de la zona metropolitana de Adelaida, es clara: el máximo almacenamiento en embalses apenas equivale a la demanda media anual. Como consecuencia, se inició a comienzos de los 90's un ambicioso proyecto a escala estatal para establecer la viabilidad de la recarga artificial del acuífero. Ante la escasez de recursos convencionales, se centró la atención en las aguas de lluvia de tormenta y las aguas residuales tratadas (terciario). Existen en la actualidad diversas plantas piloto, con el objetivo final de lograr su implantación a mayor escala y en condiciones diversas. Destaca la planta depuradora de Bolívar (norte de Adelaida), donde se han desarrollado una completa serie de experimentos de laboratorio y de campo. La mayor parte de los proyectos evaluados se realizan mediante pozos *ASR*, debido a los condicionantes hidrogeológicos.

Australia (Dillon *et al.*, 2001). En este estudio se investigó la viabilidad de emplear un *ASR* en un acuífero salobre, por lo cual se efectuó un intenso monitoreo del movimiento, la mezcla y los cambios en la calidad del agua inyectada dentro del acuífero. El estudio demostró que el agua recuperada se



puede emplear para el riego sin restricciones. La calidad del agua durante el *ASR* mejoró con respecto a los patógenos, desinfección, partículas suspendidas, carbono orgánico y a la mayoría de los metales. Encontrándose también que el costo de operación del sistema *ASR* es más económico que otras alternativas de tratamiento. La inyección del agua en este caso se efectuó en invierno cuando la demanda de riego es reducida para ser posteriormente recuperada en el verano cuando la demanda aumenta. Se implementaron dos ciclos de carga. Estas inyecciones se dividieron dentro de cuatro periodos distintos a lo largo de casi 3 años, del mismo modo la recuperación se efectuó en dos tiempos, primeramente a los dos años de la inyección en la que se recuperó un 60% del volumen inyectado en las tres anteriores pruebas de inyección, la segunda recuperación fue poco después del término de las fases de inyección donde se recuperó cerca del 80% del volumen inyectado. Éste estudio también sirvió para conocer los cambios geoquímicos en la materia orgánica debidos al *ASR*, los patógenos, sólidos suspendidos, metales entre otros. El éxito en este estudio efectuado en una comunidad llamada Bolivar en el sur de Australia indicó que el *ASR* es una solución para disminuir el costo del suministro y almacenamiento de agua.



5. SISTEMAS DE FILTRACIÓN DE LOS CONTAMINANTES

Para complementar la información de un sistema *SAT*, es necesario remitirse a los sistemas de filtración de contaminantes a través del suelo, debido a que son el fundamento físico de un sistema *SAT* y que se han convertido en una parte importante de los procesos de tratamiento de agua residual para reutilización, principalmente en agricultura. Estos sistemas se abordan en el presente capítulo.

5.1 Principio del tratamiento de agua por medio del suelo

Tomando en cuenta la tasa de aplicación y la forma del flujo se tienen tres tipos de tratamiento:

- Tasa baja (también denominada para riego agrícola)
- Infiltración rápida
- Flujo superficial

En esta clasificación no se toman en cuenta los métodos subsuperficiales, los humedales y el agua dedicada a la acuicultura. De la misma forma que no abarca la disposición de lodos, la inyección en pozos y las balsas de evaporación. La Tabla 5.1 presenta una comparación de las características y la Tabla 5.2 los sitios requeridos

Tabla 5.1. Comparación de los criterios típicos de diseño para el tratamiento con suelo.

Parámetro	Tasa lenta	Infiltración rápida	Flujo superficial
Método de aplicación	Superficial, aspersión ^a	Usualmente superficial	Superficial, aspersión ^a
Tasa de aplicación anual (m)	0.5 a 6	6 a 12.5	3 a 20
Requerimiento de área (ha) ^b	23 a 280	3 a 23	6.5 a 44
Tasa de aplicación semanal (cm)	1.3 a 10	10 a 240	6 a 40 ^c
Tratamiento mínimo del agua previo a la aplicación en E.U.A.	Primario Sedimentación ^d	Primario Sedimentación ^e	Desarenación y trituración
Disposición del agua tratada	Evotranspiración Percolación	Principalmente percolación	Escurrimiento
Vegetación	Requerida	Opcional	Requerida

^a Incluye surcos y bordes-franjas. ^b Área de vegetación en hectáreas sin considerar áreas de paso, tampones para 37,856 m³/d. ^c Incluye desde agua residual cruda hasta un efluente secundario, las tasas más elevadas de aplicación son para los efluentes con mayor grado de tratamiento. ^d Con acceso público restringido, cultivos no aplicables para consumo directo. ^e con acceso público restringido.

**Tabla 5.2. Sitios requeridos**

Parámetro	Tasa lenta	Infiltración rápida	Flujo superficial
Grado	< a 20% en tierra cultivada; < 40% en tierra no cultivada	No crítica, grados excesivos requieren mucha labor de la tierra	Pendientes de 2 a 8% ^a
Permeabilidad	De moderadamente lenta a moderadamente rápida	Rápida (arenas y arenos limoso)	Lenta (arcilla, arenoso y suelos impermeables con barrera)
Profundidad del acuífero	0.6 a 1 m (mínimo) ^b	1 m en ciclo de anegación ^b ; 1.5 a 3 m en ciclo de secas	No es crítico ^c
Restricciones climáticas	Almacenamiento requerido con frecuencia en época de frío y durante precipitaciones fuertes	Ninguna aunque probablemente se requiera modificar la operación en la época de frío	Se requiere almacenamiento durante la época de frío

^a Se puede hacer uso de mayores pendientes si se emplean cargas hidráulicas bajas. ^b Se pueden emplear bajo-drenes en sitios donde el nivel del acuífero sea elevado. ^c El impacto en el acuífero debe ser considerado en los suelos más permeables.

De acuerdo con la velocidad de infiltración del agua. La calidad esperada del efluente se muestra en la Tabla 5.3.

Tabla 5.3. Calidad del agua tratada^a

Parámetro mg/l	Tasa lenta ^b		Infiltración rápida ^c		Flujo superficial ^d	
	Media	Max	Media	Max	Media	Max
DBO	<2	<5	5	<10	10	<15
SS	<1	<5	2	<5	10	<20
N-NH ₄	<0.5	<2	0.5	<2	<4	<8
N total	<3 ^e	<8 ^e	10	<20	5 ^f	<10 ^f
P total	<0.1	<0.3	1	<5	4	<6
Coliformes fecales NMP/100 mL	0	<10	10	<200	200	<2000

^a Calidad esperada con las tasas de aplicación bajas a intermedias de la Tabla 4.1. ^b Percolación de un efluente primario o secundario 1.5 m en suelo no saturado. ^c Percolación de un efluente primario y secundario 4.5 m en suelo saturado, la remoción de P y coliformes se incrementa con la distancia. ^d Con trituración, agua tamizada requiere una pendiente de 30 a 36 m. ^e La concentración depende de la tasa de aplicación y del cultivo. ^f Se espera valores superiores si se opera durante un invierno moderado o se usan efluentes secundarios a altas tasas.

5.2. Tratamiento a tasa lenta

Consiste básicamente en la aplicación de un caudal controlado de agua residual sobre una superficie de terreno con cubierta vegetal cultivada. Tras su infiltración, el agua residual percola vertical y lateralmente a través del suelo, que puede recuperar sus condiciones aerobias gracias a los procedimientos cíclicos de aplicación. La cubierta vegetal juega un importante papel en el proceso de tratamiento. Su selección y cuidado dependen principalmente del



grado de tratamiento perseguido y de las características de los suelos (IGME, 2000).

La infiltración lenta tiene el mayor potencial de tratamiento de todos los sistemas de depuración en el terreno, debido a la aplicación de cargas relativamente bajas sobre suelo vegetado y a la existencia de un ecosistema muy activo en el suelo, a escasa distancia de la superficie (IGME, 2000).

El proceso de depuración se lleva a cabo por la interacción de la matriz-suelo. Una fracción del agua se percola al subsuelo, otra es consumida por la vegetación, mientras que otra fluye y una última parte se evapora, en la Figura 5.1 se muestra un esquema. Generalmente, no se considera en el diseño una superficie para el escurrimiento en exceso. Las técnicas de aplicación son por medio de canales, surcos y anegación lateral. La aplicación puede ser por aspersión fija o móvil.

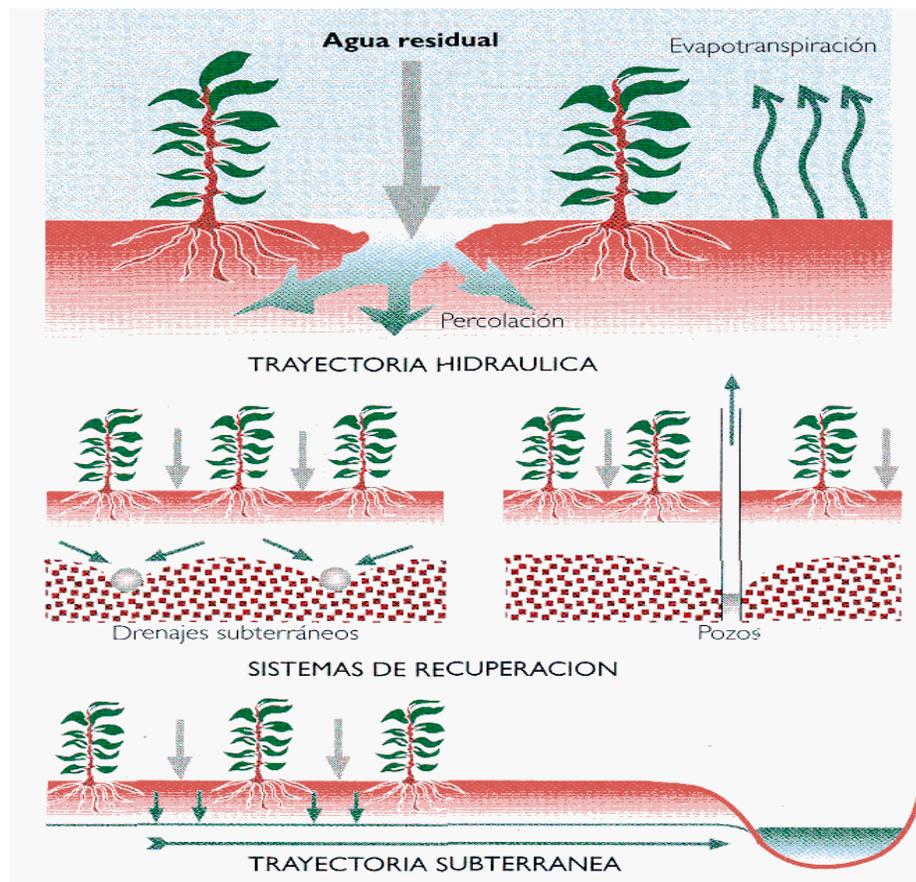


Figura 5.1. Rutas de percolación para el tratamiento por infiltración lenta

5.2.1 Objetivos

Mediante el tratamiento a tasa lenta del agua a través del suelo se consigue lo siguiente:



1. Depurar el agua residual.
2. Tener beneficios económicos por el aprovechamiento de los nutrientes en la producción de cultivos comerciales.
3. Conservar el agua, ya que se reemplaza el agua de desecho por potable
4. Preservar e incrementar áreas verdes.

El riego con tasa lenta obtiene buenos resultados en el efluente (bajas concentraciones de N, P, DBO, patógenos, metales y compuestos orgánicos). En general, el factor limitante para su aplicación es el nitrógeno, debido a la posible contaminación de los acuíferos, cuando éstos se empleen para consumo humano. En regiones áridas, se deben vigilar además, el contenido de sólidos disueltos y de cloruros para no afectar la productividad del suelo.

5.2.2 Tratamiento del agua

Cuando es éste el objetivo principal del empleo del suelo, las limitantes principales son la capacidad hidráulica del suelo y la aportación máxima de nitrógeno. Se requieren bajo-drenes en sitios donde el nivel de los acuíferos sea elevado o donde existan capas impermeables que impidan la infiltración. Por lo general, se eligen zonas con pastos perennes, debido a que tienen un elevado consumo de N, con periodos largos de demanda de agua y que no requieren replantación anual.

5.2.3 Sistemas agrícolas

En zonas áridas, el agua se emplea para este uso por la propia demanda. La selección de cultivos se basa en su máximo potencial y en que requieran menor cantidad de riego. Las tasas de aplicación son de 96 a 384 cm/año con el fin de tener una adecuada lixiviación de las raíces, mantener balance de sales y para aportar los requerimientos de nitrógeno.

5.2.4 Áreas verdes y centros recreativos

Se emplea en parques y campos de golf, donde el principal factor es vigilar la posible contaminación de visitantes (contacto directo), por lo que se debe controlar el acceso al público, o bien, desinfectar el agua. Un tipo de tratamiento para esto debe asegurar una buena calidad del efluente.

5.2.5 Bosques

El empleo para los bosques tiene las siguientes ventajas:

- Los suelos boscosos tienen mayor grado de infiltración que los agrícolas.
- El costo de tratamiento es menor que el requerido para suelos agrícolas.
- En la época de frío, la temperatura en los bosques es mayor a la de las tierras de cultivo, por lo que hay menor demanda de agua.
- Se pueden emplear zonas con elevada pendiente.



Las limitaciones del tratamiento de tasa lenta son:

- Los requerimientos de agua y el nivel de tolerancia es bajo para algunos tipos de árboles.
- La remoción de nitrógeno puede ser baja, a menos que sean bosques en crecimiento o existen condiciones de desnitrificación en el suelo.
- Se requiere, en general, de aspersores fijos de elevado precio.
- Cuando los suelos de los bosques son rocosos o muy angostos y extendidos.

5.2.6 Eficiencia del tratamiento del sistema de tasa lenta

Los sistemas de tasa lenta reducen los compuestos orgánicos en los primeros 2 m de profundidad del suelo. La DBO se remueve por filtración, adsorción y posteriormente por biodegradación, siendo la filtración el mecanismo principal para la remoción de sólidos. Los residuos remanentes después de la oxidación y los sólidos inertes, pasan a formar parte de la matriz del suelo.

El nitrógeno es removido por consumo del cultivo. La tasa de eliminación está en función del tipo de cultivo y su edad fisiológica. La eliminación del nitrógeno por desnitrificación puede ser un fenómeno importante, aún cuando el suelo se encuentre en condiciones aerobias. Otros mecanismos de remoción de este compuesto son la volatilización del amoníaco y su almacenamiento en el suelo. El fósforo es removido por fijación en el suelo, por adsorción o por precipitación química.

Las eficiencias de remoción del fósforo dependen más de las propiedades del suelo, que de las concentraciones aplicadas. La concentración residual de fósforo en el percolado es <0.1 mg/L, casi siempre se remueve por asimilación en los cultivos, una pequeña fracción de fósforo. La Tabla 5.4 presenta la calidad del agua esperada para estos compuestos.

Tabla 5.4. Calidad esperada del agua tratada mediante un sistema de tasa lenta.

Compuesto	Promedio, mg/L	Límite superior, mg/L
DBO	<2	<5
Sólidos suspendidos	<1	<5
Nitrógeno amoniacal como N	<0.5	<2
Nitrógeno total como N	3	<8
Fósforo total como P	<0.1	<0.3
Coliformes totales, NMP/100mL	0	<10

5.2.7 Emplazamiento

La necesidad de utilización de cubierta vegetal en estos sistemas introduce un condicionante estacional a la aplicación anual de agua residual, restringiéndola a las épocas de crecimiento en la zona. Si además se realizan cultivos estacionales



aprovechables, el tiempo de aplicación puede verse aún más reducido por los períodos de plantación y cosecha. En aquellos casos en que el período operacional del sistema sea inferior a 12 meses al año, será necesario prever un sistema de almacenamiento temporal. Generalmente suelen utilizarse con este fin balsas profundas (de 3 a 5 m), diseñadas para proporcionar un pretratamiento.

El caudal medio diario de agua residual a tratar puede determinarse a partir de la expresión:

$$Q_D = 365 Q_a / N$$

donde,

Q_D = caudal medio diario de tratamiento

Q_a = caudal medio diario de aguas residuales generadas

N = número de días operativos del sistema al año

5.3. Infiltración rápida

Se define como la aplicación controlada de agua residual sobre balsas superficiales construidas en suelos de permeabilidad media a alta. Generalmente, la aplicación se realiza de forma cíclica, para permitir la regeneración aerobia de la zona de infiltración y mantener la máxima capacidad de tratamiento. El agua residual requiere, al menos, tratamiento primario previo a la aplicación, siendo las cargas hidráulicas anuales normales de 6 a 100 m³/m². No es necesario que las balsas de infiltración estén cultivadas, pero exigen mantenimiento periódico de la superficie. La evolución del efluente en el suelo y subsuelo es similar a la de los sistemas de infiltración lenta. No obstante, por tratarse de caudales muy superiores, el suelo y formaciones cercanas han de tener mejores características hidráulicas (IGME, 1995).

En este caso, el agua residual se percola a través del suelo, y el efluente tratado fluye en forma natural a los cuerpos superficiales o a los acuíferos. El agua se aplica en los suelos con permeabilidad de moderada a alta (como arenas o arcillo-arenosas) mediante rocío o vertido. El tratamiento se lleva a cabo al fluir el agua por la matriz del suelo. Por lo regular, no requiere de vegetación y la aparición de humedales o de pastos no provocan ningún problema.

En muchos casos para recuperar el agua tratada, es necesario construir un sistema completo formado a partir de bajo-drenes o pozos. En algunos casos el agua se percola en forma natural a los cuerpos de agua superficiales. La calidad de los efluentes, al utilizar este tipo de sistemas es superior a la de cualquier proceso mecánico que igualmente descargue a un cuerpo de agua.

La importancia de este tipo de tratamiento se está viendo incrementada desde que se ha empezado a dar mayor importancia a la reutilización de las aguas residuales y a la protección de las aguas subterráneas. Por esta razón, los sistemas de infiltración directa, englobados dentro de los sistemas de tratamiento suelo-acuífero, se han convertido en una parte importante de los



procesos de tratamiento de agua residual para reutilización, principalmente en agricultura, aunque en ocasiones, el agua captada en pozos y sondeos, puede ser empleada como abastecimiento a poblaciones.

La Figura 5.2 indica la dirección del flujo. En este tipo de tratamiento, la cantidad de agua que se percola a los acuíferos es mayor que la que se percola en los sistemas de tasa lenta. El uso consuntivo de las plantas es escaso ó nulo. La evaporación oscila entre 0.6 m/año para regiones áridas y calientes, lo que representa un pequeño porcentaje de la carga hidráulica.

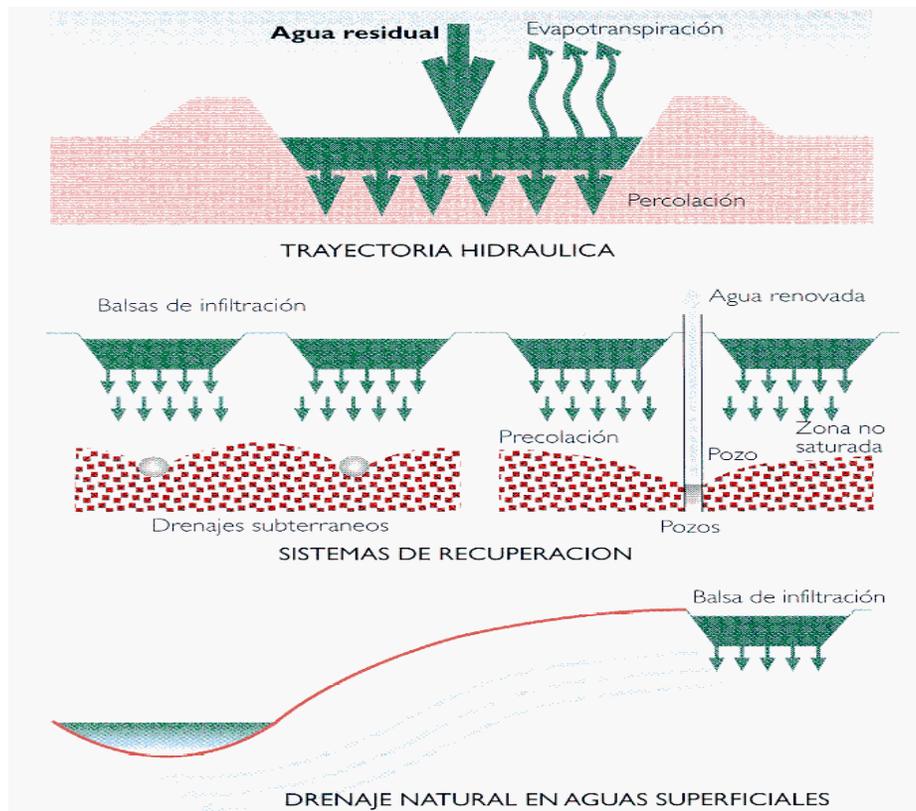


Figura 5.2. Rutas de percolación para tratamiento por infiltración rápida

5.3.1 Objetivos de la infiltración rápida

- Recargar el acuífero.
- Recuperar agua tratada para reúso, cuando se cuenta con pozos o bajo-drenes.
- Recargar cuerpos superficiales por intercepción del agua filtrada.
- Dar almacenamiento temporal al agua en los acuíferos.
- Controlar la intrusión salina mediante la formación de una barrera de agua.
- Reutilización del agua en agricultura.
- Mejora de la calidad del agua en acuíferos altamente degradados.
- El incremento del caudal de los ríos o manantiales relacionados con el acuífero recargado.



5.3.2 Eficiencia de la infiltración rápida

La remoción de contaminantes suspendidos que se efectúa mediante este tratamiento es efectiva. Se obtienen muy buenos rendimientos en la eliminación de la DBO, sólidos suspendidos y coliformes fecales. La nitrificación se logra en forma completa siempre y cuando se apliquen ciclos y tasas hidráulicas de riego adecuados. La remoción del nitrógeno total es del orden del 50% y se puede incrementar hasta 80% si se aplican condiciones especiales de operación que favorezcan la desnitrificación (recirculación del efluente, aplicación cíclica de agua y fuente de carbono fácilmente asimilable). Esto se logra con cargas hidráulicas en el límite inferior o incluso menores que los señalados en la Tabla 5.1 y con una relación de DBO/nitrógeno de 3.

La remoción del Fósforo tiene un intervalo entre 70 y 99% según sean las características físicas y químicas del suelo.

La Tabla 5.5 muestra los compuestos que se pueden controlar mediante el uso de un sistema de infiltración rápida.

Tabla 5.5. Parámetros controlados por infiltración rápida y su eficiencia de remoción

Parámetro	Eficiencia
DBO	70-80 %
Sólidos suspendidos	80-90 %
Nitrógeno total	50-80 %
Fósforo total	70-99 %
Coliformes fecales	70-90 %

Al igual que en los procesos de tasa lenta los mecanismos de remoción son la adsorción y la precipitación química, de manera que la capacidad de transferencia depende de la masa y las características del suelo. Asimismo, en la eficiencia intervienen el tiempo de contacto, la distancia de percolación y las condiciones climáticas.

5.3.3 Emplazamiento

Este sistema de tratamiento no se basa en la acción de la cubierta vegetal, por lo que no está sometido a limitaciones de uso estacional. Sin embargo, al ser sus cargas hidráulicas de mayor magnitud, deben extremarse las precauciones en los aspectos relativos a la conservación de la calidad de las aguas subterráneas.

5.4. Escurrimiento superficial

En este tercer tipo de tratamiento, el agua residual se aplica en los sobre-pastos con pendiente dejando fluir el agua sobre la capa vegetal hasta llegar a las zanjas de recolección. El escurrimiento superficial, especialmente se emplea en



suelos con permeabilidad baja o moderada o cuando el subsuelo es impermeable.

El tratamiento se efectúa mediante mecanismos físicos, químicos o biológicos al atravesar el agua grandes extensiones de vegetales. La Figura 5.3 muestra un esquema.

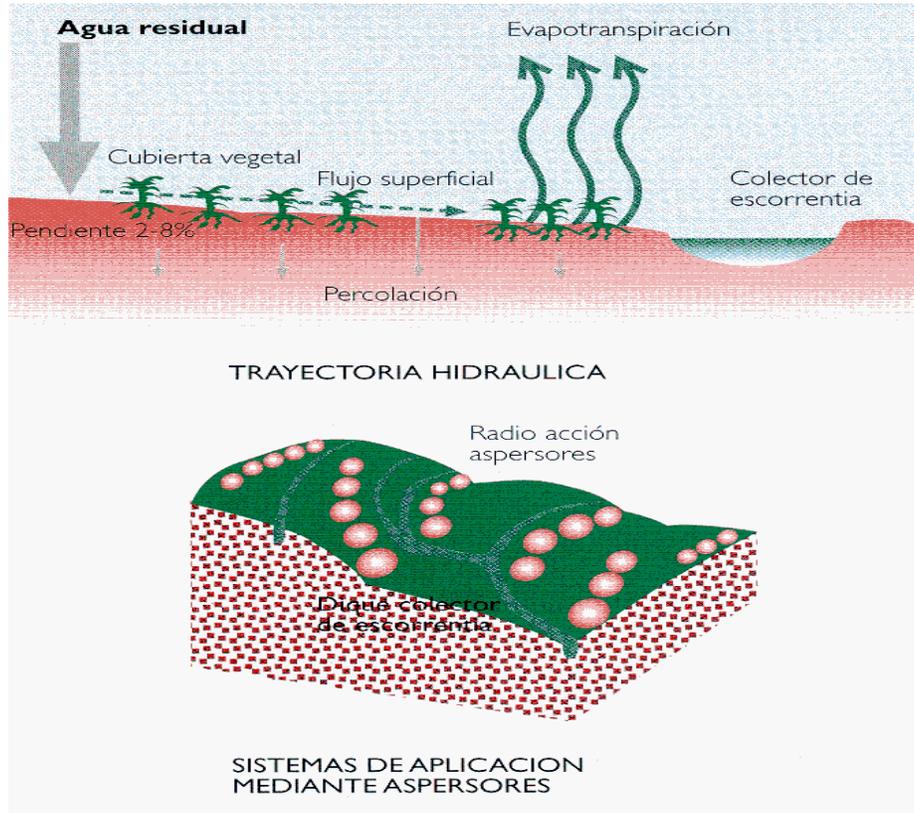


Figura 5.3. Rutas de percolación para tratamiento por escurrimiento superficial

5.4.1. Objetivos del escurrimiento superficial

- a) Tratar el agua más que generar producción agrícola.
- b) Lograr un efluente de calidad secundaria, cuando se usa agua residual tamizada o un efluente primario, si es cruda.
- c) Obtener altas remociones de nitrógeno, DBO y sólidos totales

El agua tratada se almacena en las partes bajas y se reusa o descarga en forma directa en los cuerpos superficiales.

5.4.2. Eficiencia del escurrimiento superficial

Los parámetros que se pueden controlar son nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, fósforo total, coliformes fecales, sólidos suspendidos y DBO.



La remoción de los compuestos orgánicos y de los sólidos se efectúa por oxidación biológica, sedimentación y filtración.

La remoción de nitrógeno es mediante el uso consuntivo de las plantas, debido a la desnitrificación y la volatilización del nitrógeno amoniacal. El mecanismo que domina y por tanto el rendimiento, esta en función de la forma en que se encuentre el nitrógeno, la disponibilidad de una fuente de carbono, la temperatura, las tasas y ciclos de operación. Se puede lograr la remoción permanente si la vegetación se encuentra en constante crecimiento y se poda. La volatilización del nitrógeno amoniacal sólo es importante si el pH del agua es superior a 7. La eliminación del nitrógeno oscila entre 75 y 90% y es menor en época de frío.

El fósforo, al igual que en los otros métodos se remueve por adsorción o precipitación y su eficiencia varía entre el 50 y 70% pudiéndose incrementar si se añade sulfato de aluminio o cloruro férrico antes de verter el agua.

5.4.3 Emplazamiento

La naturaleza del proceso, con flujo sobre suelos relativamente impermeables y con tratamiento por acción de la cubierta vegetal, condiciona notablemente las características del emplazamiento. Generalmente serán necesarios ciclos operativos estacionales dependientes de la naturaleza de la cubierta vegetal, estos ciclos deben ser estimados directamente en el lugar de aplicación.



6. SAT ESPONTÁNEO DEL VALLE DE TULA

En el capítulo 6 se aborda de manera particular el sistema de tratamiento natural en el Valle de Tula, tanto en sus características, y la calidad del agua presente en algunas de sus fuentes de abastecimiento.

6.1 Fisiografía del Valle de Tula

El Valle de Tula, abarca casi la totalidad de la zona de riego del Distrito de Riego 003. Se inicia en la ciudad de Tula, con 2030 msnm, descendiendo suavemente hasta la comunidad de Mixquiahuala con 1999 msnm. El distrito de riego está limitado al norte por la sierra de San Miguel de la Cal, al oeste por la sierra de Xinthé, al este por la sierra de Pachuca, al sureste por la sierra de Chicvasco y al sur por lomeríos de Tepejí del Río y por la sierra de Ajacuba. Existen sierras aisladas como la de San Miguel de la Cal, que abarca una superficie aproximada de 180 Km². Esta sierra separa al Valle de Actopan del de Ixmiquilpan y el de Actopan del de Tula. La sierra de Xinqu alcanza una altura máxima de 2700 msnm. En la serranía del Sombrerete se tienen igualmente otros cerros como son: el Panales, Alberto, Xinthé y el Deca. Los Valles anteriormente mencionados tienen una inclinación predominante hacia el noroeste y por lo tanto sus aguas escurren hacia el río Tula (Jiménez *et al.*, 1999).

En lo que toca a la división municipal en el Valle de Tula se encuentra el Distrito de Riego No. 003, Tula, integrado por 17 municipios, con una superficie dominada de 52 270 ha (CONAGUA, 2002).

El acceso a la zona se lleva a cabo a través de la carretera federal No. 85 (México-Laredo), que une a los poblados Arenal, Actopan, Caxuxi, Lagunilla, Patria Nueva, Yolotepec e Ixmiquilpan. La carretera México-Querétaro, por su salida a C.F.E.-Tula, conduce a Tula, Tlahuelilpan, Mixquiahuala y Progreso, uniéndose a la anterior en Ixmiquilpan (CONAGUA, 2002).

6.2 Geohidrología del Valle de Tula

El Valle de Tula pertenece a la Región Hidrológica No. 26, Alto Pánuco, Cuenca del río Tula. Desde el punto de vista administrativo, tanto la Cuenca del Valle de México como la de Tula, están integradas al Consejo de Cuenca del Valle de México. El colector más importante es el río Tula, que en sus inicios se conoce como río Tepeji, entre las presas Taxhimay y Requena, tramo en que recibe los aportes de los ríos Oro, Los Sabinos y San Jerónimo (CONAGUA, 2002).

En el Valle de Tula se encuentran las siguientes corrientes de régimen perene que cruzan la zona con dirección preponderante de sur a norte, las cuales son:

a) Río Tula. Nace en la Sierra de la Catedral e inicia su recorrido con dirección Norte-Noroeste con el nombre de río San Jerónimo; cuando llega a la presa Taxhimay cambia el rumbo y nombre de éste, modificándose a Norte-Noreste y río Tepeji, respectivamente. Aguas abajo, es interceptado por la presa Requena



que controla sus descargas; a partir de ahí cambia su nombre por el de río Tula. En las inmediaciones de la ciudad de Tula, el río descarga sus aguas a la presa Endhó; a partir de aquí, toma una dirección Norte-Noroeste hasta llegar a Mixquiahuala en donde empieza un comportamiento irregular en su travesía, en razón de que tiene que pasar una región topográficamente abrupta. A lo largo de su recorrido recibe varias aportaciones entre las que se cuenta el río Salado (Jiménez *et al.*, 1999).

b) Río Actopan. Se origina a 9 Km al norte de la ciudad de Pachuca, en el parteaguas que divide las cuencas del río Amajac, río de las Avenidas y del río Tula. Inicia con un curso Sur-Este hasta llegar a la presa El Durazno; aguas abajo, se le une el arroyo Las Cajas, cerca ya de la localidad nombrada Chicavasco. En las inmediaciones de la ciudad de Actopan, se le rebautiza ahora con el nombre de río Actopan aun cuando corresponda en realidad a un dren construido a lo largo del cause del arroyo. A partir de aquí prosigue con un rumbo Noroeste; pocos kilómetros aguas abajo se une al canal Soto el cual cruza el parteaguas de los Valles de Actopan-Ixmiquilpan hasta desembocar a la presa Debohdé. Sus tributarios son los arroyos Cardenal, El Sauz y de los Remedios (Jiménez *et al.*, 1999).

c) Río Salado. Se origina en el cerro El Epazote con el nombre de Tenguedó. Presenta diversas direcciones en su recorrido a lo largo del cual toma también distintos nombres. Al pasar por la población Hueyboxtla, toma el nombre de ésta hasta que llega a la confluencia con el antiguo túnel de Tequixquiac en donde cambia a río Salado. Adelante, recibe aportaciones del nuevo túnel de Tequixquiac (aguas negras) y continúa hasta Atitalaquia en donde se derivan parte de sus aguas hacia el DR-003. Aguas abajo, entrega sus aguas al río Tula a la altura de la localidad llamada Mangas (Jiménez *et al.*, 1999).

d) Río el Salto. Constituye uno de los afluentes principales del río Tula que llega a afectar la calidad de las aguas de éste y que son introducidas al Valle de Tula. Se inicia cerca de Santiago Tlaltepaxco como continuación del Tajo de Nochistongo, obra que es utilizada para dar salida a las aguas negras provenientes del sector poniente y de las aguas superficiales de los ríos Hondo y Cuautitlán, de la Ciudad de México; aguas debajo de la presa Requena, descarga su caudal al río Tula (Jiménez *et al.*, 1999).

En su estado natural, la zona disponía de recursos hidráulicos muy limitados, el escurrimiento superficial y la recarga natural de los acuíferos eran de reducida magnitud a causa de la baja precipitación pluvial. Sin embargo, a partir de la introducción de las aguas residuales procedentes del Valle de México a fines del siglo antepasado, sus condiciones hidrológicas se fueron modificando sustancialmente. Mediante la construcción de obras de infraestructura hidráulica, se ha incrementado el aprovechamiento del caudal creciente de aguas residuales con fines agrícolas (CONAGUA, 2002).



La Figura 6.1. muestra la disposición hidrológica presente en el Valle de Tula.

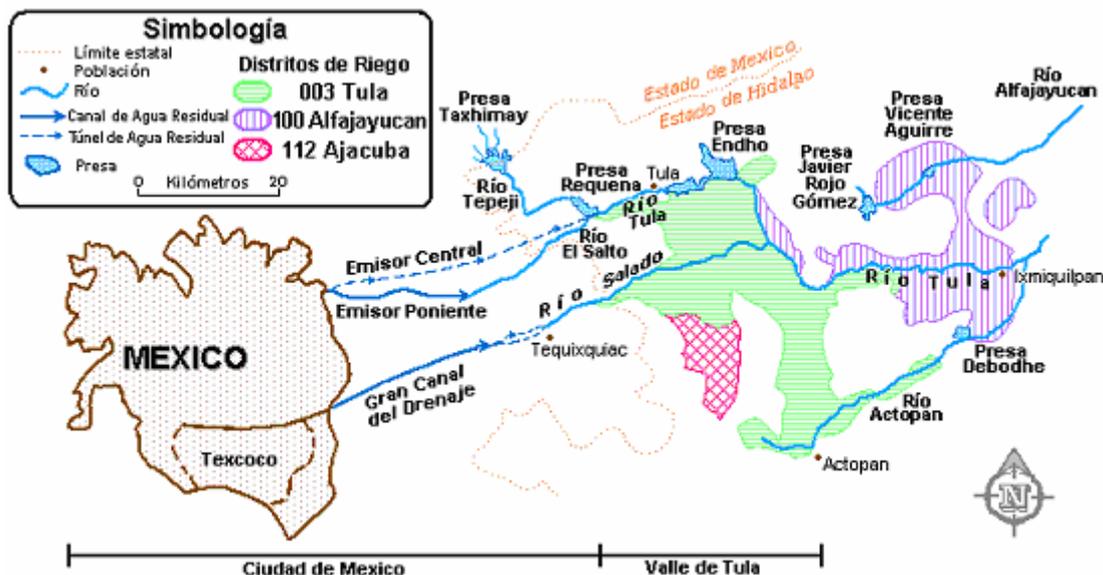


Figura 6.1. Mapa hidrológico del Valle de Tula

La Ciudad de México descarga sus aguas residuales en el Valle de Tula en donde se usa para el riego de tres distritos: Tula (DR-003), Ajacuba (DR-112) y Alfajayucan (DR-100), que en conjunto representan aproximadamente 85,000 ha. El agua excedente usada para el riego y lavado de los suelos salinos de la región así como la infiltración no intencional del agua residual por su conducción en canales sin revestir provocan la recarga artificial del acuífero de Tula en más de 25 m³/s (Jiménez *et al.*, 1997). El Distrito de Riego 003 Tula, domina una superficie de 52,270 ha, que se riegan mediante una red de canales, donde los principales son:

Tabla 6.1. Canales principales en el DR 003

Nombre	Capacidad (m ³ /s)
El Salto-Tlamaco	50
Requena	15
Dendhó	15
Endhó	15
Canal de Fuerza	13

La existencia de revestimiento o no, da mayor o menor oportunidad de recarga de los acuíferos locales, por lo que es importante hacer resaltar que el 81% de



los canales principales están sin revestir, mientras que el 52% de los canales laterales tampoco lo están (CONAGUA, 2002).

Tabla 6.2. Condición de revestimiento de los canales

Nombre	Revestidos (Km)	Sin revestir (Km)	Total (Km)
Canales principales	39.70	170.06	209.76
Canales laterales	176.50	189.23	365.73

El Valle posee una amplia infraestructura hidroagrícola que consiste en almacenamientos, conducciones y vías de comunicación. Hasta 1992 se contaba con 3 presas de almacenamiento y 6 derivadoras.

Los principales aprovechamientos de agua superficial que sirven al Distrito y que son los mayores de la entidad se presentan en la siguiente Tabla.

Tabla 6.3. Principales aprovechamientos de agua superficial

Tipo de aprovechamiento	Volumen anual (Mm ³ /año)	Fuente
Presa Taxhimay	4.4	Río San Luis
Presa Requena	60.2	Río Tepeji
Presa Endhó	423.1	Río Tula
Derivadora	645.4	Río Salado
Derivadora	425.3	Emisor Central
Total	1 558.4	

6.3 Geología del Valle de Tula

El Valle de tula se ubica en el Altiplano Mexicano, dentro de la provincia fisiográfica denominada Eje Neovolcánico, en donde forma un amplio valle dividido por serranías y cerros separados. En el área afloran rocas de tipo sedimentario e ígneo que varían en edad y composición (CONAGUA, 2002).

La Sierra Madre Oriental se desarrolló sobre estructuras geológicas deformadas del Precámbrico y Paleozoico, que subyacen a rocas mesozoicas plegadas de diferentes tipos y orientaciones. Su carácter estructural está acentuado por pliegues complejos recostados y grandes fallas, fenómenos asociados estrechamente con la aparición de cuerpos intrusivos de diversa composición, que han atravesado la secuencia de rocas mesozoicas y mineralizando zonas



como la de Zimapán. La actividad volcánica se manifiesta durante casi todo el Terciario, formando extensos y gruesos derrames atestiguados por numerosos conos cineríticos, mesetas de flujos piroclásticos y sin faltar los derrames de basalto. Algunas de estas estructuras han sido modificadas por vulcanismo explosivo, como la caldera El Astillero en Huichapan. Los sedimentos marinos del Terciario, localizados en la porción noreste del estado, se relacionan con la formación de la Llanura Costera del Golfo, originada por la regresión del Atlántico desde principios del Terciario y el relleno gradual de la cuenca oceánica, por medio de materiales erosionados, transportados y acumulados sobre el talud de la plataforma continental (CONAGUA, 2002).

En el área del Valle de Tula los rasgos estructurales dominantes son evidencia de varios eventos geológicos. El primero fue de carácter compresivo, empezó a fines del Cretácico y terminó a principios del Terciario; su resultado, una cordillera formada por rocas sedimentarias del Mesozoico, arqueada y plegada, cuya característica principal consiste en los grandes pliegues recumbentes y grandes fallas inversas que afectaron a las formaciones Tamaulipas, El Doctor y El Abra, con trazas paralelas al rumbo general de los ejes de las megaestructuras plegadas. El otro evento geológico es tectónico, clasificado como distensivo, y genera sistemas de fallas normales y de fracturas con orientación NW-SE y NE-SW, ocasionando la dislocación de las estructuras plegadas. Simultáneamente se inicia una actividad volcánica representada por las rocas intrusivas y los derrames de lavas que cubren a las rocas sedimentarias mesozoicas (CONAGUA, 2002).

6.4 Edafología del Valle de Tula

El Distrito de Riego 003 básicamente se compone por los siguientes suelos: Rendzina, Vertisol pélico, Feózem háplico y calcárico, leptosoles y litosol. Se puede considerar tres zonas representativas del DR-003 (Jiménez *et al.*, 1997).

Zona Actopan.- Predominan los suelos fluvisoles y Feózem háplico, localizados en las vegas de los ríos de la región; son profundos (llegando hasta 200 cm). La textura dominante es gruesa (mala para la agricultura); la topografía es plana (drenaje superficial rápido e interno deficiente) y los suelos son jóvenes. El suelo superficial coincide con la capa arable la cual presenta rico contenido de materia orgánica, puesto que proviene del desarrollo de raíces y residuos de cosechas, la textura es franca (buena para la agricultura), sin embargo, la capa tiene 27 cm de profundidad lo cual provoca que las raíces de los cultivos (frijol 60 cm; calabaza, zanahoria 90 cm; maíz 150 cm; alfalfa y jitomate 180 cm) no logren absorber los nutrientes; puesto que llegan al subsuelo donde hay una mala textura y un contenido pobre de materia orgánica (Jiménez *et al.*, 1997).

Zona Progreso.- Predominan los suelos Feózems calcáricos y leptosoles localizados en las lomas de los cerros. Son de poco espesor; topografía inclinada; textura media y fina; drenaje superficial muy rápido e interno difícil. En esta zona, también el suelo superficial coincide con la capa arable y es de una profundidad de 20 cm con textura franco arenosa (buena) y un contenido medio de materia orgánica. Es un suelo difícil para la agricultura ya que tanto las raíces



como el agua tienen problemas para atravesar la capa del subsuelo, por estar formada de calizas (Jiménez *et al.*, 1997).

Zona Tepatepec.- Predominan los suelos Vertisol pélico y Feózems. Tienen una profundidad de entre 50 y 150 cm con textura media a fina; topografía plana o inclinada; drenaje superficial moderado e interno deficiente; son suelos desarrollados ó maduros; la capa arable se encuentra igual que en las anteriores, mide 25 cm, la textura es migajón (mala) con pobre contenido de materia orgánica; la capa del subsuelo presenta la misma textura que la capa superior y la cantidad de materia orgánica es muy pobre (Jiménez *et al.*, 1997).

6.5 Fuentes de abastecimiento

Existen en la zona cerca de 300 aprovechamientos, de éstos, 206 son pozos profundos, 31 manantiales y el resto norias. La profundidad de los pozos va de 50 a 400 m; los caudales de algunos pozos llegan a ser de más de 100 L/s con abatimientos entre 0 y 70 metros (Jiménez *et al.*, 1999).

6.6 Recarga del acuífero y surgimiento de manantiales

El riego con agua residual, producida y llevada desde el Valle de México, se inició en 1896. La irrigación se inició en el centro del Valle alrededor de Tlaxcoapan y Tlathuelilpan y se extendió luego hacia Mixquiahuala. Toda el agua era llevada a través del río Salado y se desarrolló también hacia el este del Valle. Hacia 1920 se observaba ya la importancia económica del riego con agua residual, lo que condujo a la construcción de la presa Requena y un sistema de distribución de sus aguas, terminados en 1926. Para 1934 se terminaron las presas Taxhimay y Endhó. En 1938 la zona plana alrededor de Tula y Mixquiahuala formaba parte del distrito de riego 003. Naturalmente el crecimiento del área urbana del Valle de México y la local fueron incrementando el volumen disponible para riego. En 1955 se construyó el primer túnel de Tequisquiac para dar salida a aguas negras y pluviales del centro de la Ciudad de México por el Emisor Central y que se descargan al Valle de Tula a través del río el Salto.

Como consecuencia los niveles piezométricos se elevaron y encontraron nuevos puntos de descarga a la superficie en forma de manantiales y descargas a los cauces naturales. Por ejemplo, el caudal base del río Tula creció a más de 400 Mm³ por año, de 1945 a 1995; el manantial de Cerro Colorado surgió en 1964 y actualmente proporciona 600 L/s que son utilizados como suministro a muchos poblados del área. En otras zonas, como Mangas, Tezontepec, Ajacuba y San Salvador, se tiene anegamiento del terreno donde ha proliferado la vegetación hidrófila y salinidad del agua por evaporación.

Otra consecuencia fue el empobrecimiento de la calidad del agua del acuífero al haber sido desplazada el agua del almacenamiento original por el que se ha infiltrado agua residual. En 1938 se detectaba ya la contaminación de las norias en la cercanía de los canales de riego; sin embargo, en 1962 el agua en los pozos profundos seguía siendo de buena calidad, pero ya en 1985 se tenía mucha semejanza en la composición química del agua de pozo con la de riego y



desde entonces han crecido sus contenidos de boro, nitrógeno y sales, el acuífero es la principal fuente de abastecimiento para usos industriales, urbanos, domésticos y pecuarios y, principalmente en Actopan, es utilizado para riego (Jiménez *et al.*, 1999).

La configuración de la elevación del nivel estático muestra que el agua subterránea se mueve con una dirección preferencial de sur a norte. Los niveles someros se localizan en Atitalaquia y se profundizan hacia Tlahuelilpan, en dirección paralela al río Salado. En los alrededores del poblado de Tepatepec se infiere un parteaguas del flujo subterráneo; una parte del flujo se dirige a la zona de Jaguey Blanco, hacia el acuífero de Ixmiquilpan-Tasquillo, y otra hacia el acuífero de Actopan-Santiago de Anaya (CONAGUA, 2002).

En el Valle de Tula las profundidades del nivel estático varían de 10 a 55 m. Incluso es de hacerse notar que en Mangas los niveles están a pocos metros o son brotantes, debido a que en esta región la recarga por irrigación es muy alta, lo que ha provocado saturación del medio, y en algunos sitios no solo la recuperación del acuífero sino manantiales que descargan excedentes del almacenamiento subterráneo (CONAGUA, 2002).

En la Tabla se muestra el aprovechamiento por usos del agua subterránea en los municipios del Valle de Tula.

Tabla 6.4 Usos del agua subterránea en el Valle de Tula

Uso	Volumen (Mm ³ /a)	Porcentaje (%)
Abrevadero	0.1	0.1
Agrícola	4.0	4.3
Avícola	0.4	0.4
Doméstico	18.5	20.1
Recreativo	16.6	17.9
Industria	53.0	57.2
Total	92.6	100

Fuente: CONAGUA, 2002.

Del total de los 179 aprovechamientos registrados en el área, la mayoría se concentra en los municipios de Tula (69), Atotonilco (27) y Tlaxcoapan (25); adicionalmente se han identificado 16 manantiales importantes en la zona, localizados principalmente en el municipio de Tula. La extracción total de agua subterránea en la zona es de 92.6 Mm³/año, la cual se destina principalmente para la industria, abastecimiento de agua potable y recreación. Por otra parte, el aprovechamiento del agua subterránea para la agricultura (4 Mm³/año) representa el 2.5% del total de agua utilizada para dicha actividad, el resto



(97.5%) proviene de los aportes de las aguas residuales del Valle de México (CONAGUA, 2002).

6.7 Características de los acuíferos

Los derrames de lava forman los acuíferos más importantes del área que son la principal fuente de agua subterránea. Estos materiales poseen permeabilidad media a alta, asociada con el fracturamiento de las rocas. Su espesor es variable y en algunas áreas se encuentran interdigitados con depósitos de menor permeabilidad. En los sitios donde afloran o cerca de la superficie forman acuíferos de tipo libre, mientras que a profundidad se encuentran semiconfinados (CONAGUA, 2002).

Otra fuente de agua subterránea es la secuencia de arenas y gravas dentro de los materiales aluviales. Esta formación aflora en una gran parte del distrito de riego con un espesor muy variable. Aun cuando las capas de arena y grava poseen buena permeabilidad intergranular, en general esta unidad se considera de baja permeabilidad, debido a los grandes espesores de arcilla (CONAGUA, 2002).

El acuífero del Valle de Tula es de tipo libre o semiconfinado en los sitios donde está presente y probablemente se encuentre confinado a profundidad. A mayor profundidad se localizan las calizas cretácicas. Alrededor del Valle, en donde afloran, poseen alta permeabilidad probablemente como resultado de procesos de disolución. Dado que pocas perforaciones han cortado esta unidad, sus características hidráulicas no están bien definidas.

En la región de Tula, se encuentra el primer acuífero, el cual está depositado en suelo piroclástico interrumpido con calizas lacustres, arcillas y arenas. Este a su vez se comunica muy probablemente con el segundo acuífero constituido por basaltos fracturados, situado al sur de Tlahuelilpan con depósitos casi superficiales de arcillas, lo cual provoca un mayor confinamiento. El nivel del agua está cercano a la superficie, pero hacia el sur éste se profundiza por la elevación de la topografía y por haber mayor infiltración debido a que existe material superficial más permeable. Abarca también la zona de mangas, en donde, el nivel estático es somero y se encuentra influenciado por canales y por los ríos Tula y Salado. El acuífero continúa al norte de Mixquihuala, presentando rocas calizas de la formación del Doctor y posteriormente, el flujo se desvía al oriente pasando por la región de Tepatepec (encontrándose material volcánico), siguiendo a la región de Actopan. En la parte de San Salvador se localiza el tercer acuífero de calizas de formación El Doctor (Jiménez *et al.*, 1997).

6.8 Disponibilidad de agua en el Valle de Tula.

De un balance efectuado por la CONAGUA en el año 2002 para la disponibilidad de agua en el Valle de Tula se extrajo el siguiente balance. La diferencia entre la suma total de las entradas (recarga), y la suma total de las salidas (descarga), representa el volumen de agua perdido o ganado anualmente por el almacenamiento no renovable del subsuelo.



6.8.1. Disponibilidad

Para el cálculo de la disponibilidad de aguas subterráneas se aplica el procedimiento establecido en la NOM-011-CONAGUA-2000 que establece la metodología para calcular la disponibilidad de aguas nacionales. La disponibilidad se determina por medio de la expresión siguiente:

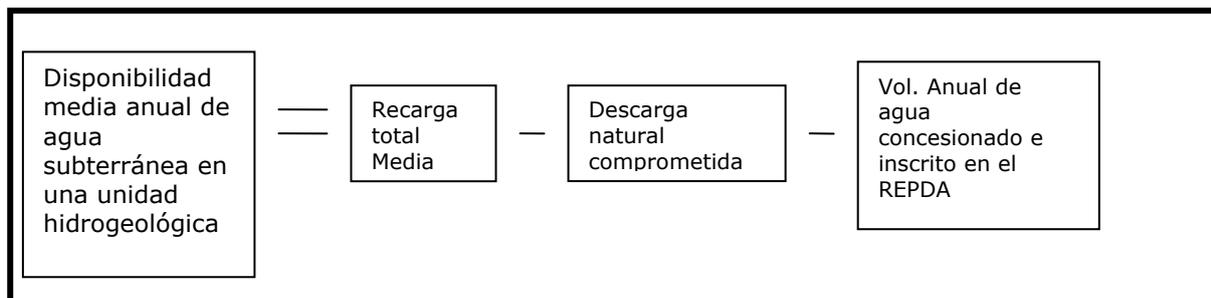


Figura 6.2. Método para determinar la disponibilidad de agua

6.8.2. Disponibilidad de aguas subterráneas

La CONAGUA (2002) reporta que la disponibilidad de aguas subterráneas, conforme a la metodología indicada en la "Norma que establece la metodología para calcular la disponibilidad de aguas nacionales" indica que existe un volumen disponible de 15'315,811 m³ anuales para nuevas concesiones en el acuífero Valle de Tula, estado de Hidalgo.

6.9 Revisión de la calidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable del Valle de Tula.

De acuerdo con el estudio de Jiménez *et al.* (1999), donde se analizó la calidad del agua en las fuentes de abastecimiento (pozos y manantiales) presentes en el Valle de Tula, para llevar a cabo ese estudio se monitorearon las áreas de la planicie con problemas de drenaje (aquellas en las que los niveles piezométricos son muy someros e incluso comúnmente están anegadas), así se seleccionaron 3 sitios ubicados a lo largo de los tres acuíferos que forman el Valle y que se presentan en la Tabla 6.5.

Tabla 6.5. Ubicación de los pozos con respecto al acuífero del Valle

Acuífero 1	Pozo 9 de PEMEX-Teocalco
Acuífero 2	Tezontepec de Aldama
Acuífero 3	Pozo San Salvador

De manera adicional y como punto de referencia los mismos autores tomaron muestras en las descargas de agua residual del Emisor Central y del Emisor Poniente.



Pozo 9 Pemex- Teocalco. De acuerdo con el estándar nacional (modificación a la NOM-127-SSA1-1994), los parámetros que siempre excedieron la norma fueron: coliformes fecales (CF) y coliformes totales (CT) (16 NMP/100 y 1.3 mg/L respectivamente), nitratos (24 mg/L) y nitrógeno amoniacal (0.7 mg/L). En más de dos ocasiones se encontró que el valor máximo excedió la Norma para los siguientes parámetros: mercurio (0.002 mg/L), plomo (0.044 mg/L), sodio (317 mg/L), Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM) (0.6 mg/L) y Sólidos Disueltos Totales (SDT) (1054 mg/L). Estos parámetros junto con los anteriores serán los que determinen los procesos y las operaciones unitarias que deben formar parte del sistema de potabilización. Basados en el índice de la calidad del agua (ICA) se considera que el agua no es apta para el consumo humano y es necesario un tratamiento de potabilización si se quiere usar para el abastecimiento.

Noria de Tezontepec de Aldama, Hgo. Los parámetros que no cumplen con la NOM fueron: los CT (27 NMP/100 ml), los CF (4.2 NMP/100 ml), los nitratos (17 mg/L) y los SDT (1038 mg/L). Se determinó que el fierro (0.94 mg/L), el manganeso (0.06 mg/L), el mercurio (0.005 mg/L), el plomo (0.08 mg/L) y el sodio (264 mg/L) rebasaron por lo menos una vez los valores establecidos en la modificación a la NOM-127-SSA1-1994. Basados en el ICA se concluyó que el agua no es apta para consumo humano y se requeriría un tratamiento terciario para su potabilización.

En el pozo San Salvador, los parámetros que excedieron el valor de la NOM fueron los CT y CF (228 y 88 NMP/100 ml respectivamente), el sodio (215 mg/L), los cloruros (264 mg/L), los nitratos (19 mg/L) y los SDT (1179 mg/L); los parámetros que al menos una vez sobrepasaron la norma fueron: fierro (0.34 mg/L), el plomo (0.38 mg/L), los SMM (1.05 mg/L) y la dureza total (530 mg/L). Por estas razones este acuífero no es recomendable para ser utilizado como fuente de abastecimiento (Jiménez *et al.*, 1999).

Con los datos anteriores y la composición típica del agua residual que se infiltra, se obtiene que los mejores porcentajes de remoción fueron los siguientes:

100 % de bacterias, huevos de helmintos y de carbón orgánico, 99.9 % de los coliformes fecales, 99.5 % de la DBO₅, 97.5 % de SST, 96 % del nitrógeno total, 96.3 % de P, 90 % del COT y de 78 a 98 % de los metales pesados.

En resumen los datos de la calidad del agua de las tres fuentes de abastecimiento con respecto al agua cruda de los Emisores central y Poniente se puede observar en la Tabla 6.6.

Tabla 6.6. Calidad del agua cruda de los Emisores Central y del Poniente y de diversos pozos ubicados en el Valle de Tula (Jiménez *et al.*, 1999).

Parámetro	Emisores	Teocalco		Tezontepec		San Salvador	
	Prom ± S	Prom ± S	η	Prom ± S	η	Prom ± S	η
DBO ₅	174±105	1±0.7	99.5	1.0±0.9	99.5	1.5±1.8	99.1
DQO	476±37	11±8.0	99.3	8.0±7.0	98.3	14.0±11.0	97.1
Aluminio	3.4±3.0	0.08±0.03	97.6	0.09±0.04	97.3	0.07±0.03	97.9



SAAM	6.1±2.0	0.2±0.2	97	0.15±0.3	97.5	0.2±0.4	96.7
Sólidos suspendidos totales	118±50	3.8±4.2	96.8	3.0±4.0	97.5	4.1±4.2	96.5
Hierro	1.10±0.09	0.04±0.02	96.4	0.15±0.32	86.4	0.09±0.1	90.9
Nitrógeno Total	37	1.5±2.7	95.9	1.6±2.8	95.7	1.3±1.7	96.4
Fósforo	2.7	0.1±0.1	96.3	0.2±0.2	92.6	0.2±0.2	92.6
Manganeso	0.09±0.1	0.004±0.003	95.5	0.01±0.02	88.8	0.004±0.003	95.5
Cromo Total	0.0415	0.004±0.003	90.4	0.004±0.003	90.4	0.004±0.004	90.4
Níquel	0.1	0.02±0.02	84.7	0.01±0.02	80.0	0.01±0.02	90.0
Carbón Orgánico Total	112±108	18.0±12.0	83.9	28±28	75.0	11.0±7.6	90.2
Zinc	0.22	0.04±0.04	81.8	0.05±0.1	77.3	0.04±0.06	81.8
Plomo	0.0880	0.02±0.02	77.2	0.02±0.02	77.2	0.01±0.02	88.6
Cobre	0.065±0.01	0.015±0.01	77.0	0.02±0.02	69.2	0.01±0.008	84.6
Arsénico	0.008	0.002±0.002	75.0	0.004±0.004	50.0	0.002±0.002	75.0
Fluoruros	2.2±2.1	0.5±0.2	77.3	1.1±0.2	50.0	0.3±0.3	86.4
Sulfuros	3.4	1.2±1.5	64.7	1.0±1.4	70.5	1.7±1.4	50.0
Boro	1.07	0.50±0.1	53.3	0.6±0.1	43.9	0.2±0.2	81.3
Dióxido de Carbono	30	16.0±25.0	46.6	106.0±204.0	-253	165±260	-450
Cadmio	0.0030	0.002±0.002	33.3	0.002±0.002	33.3	0.002±0.002	33.3
Cloruros	201±65	149±16	25.9	179±17	10.4	264±63	-31
Sólidos Totales	1141±129	957±127	16.1	1096±96	3.9	1132±270	0.80
Sodio	202±6.0	175±97	13.3	167±73	17.3	215±105	-6.4
Bario	0.09±0.01	0.10±0.04	-11	0.10±0.07	-11	0.1±0.08	-11
Sólidos Disueltos Totales	848±79	945±101	-11	1038±188	-22	1179±125	-39
Magnesio	26±3.3	30±9	-15	64±17	-146	46±20	-77
Calcio	43±2.3	77.9±11	-81	73±10.6	-70	110±21	-156
Sulfatos	36±37	109±8	-201	130±55	-261	147±78	-308
Huevos de Helminthos	18±8.4	0±0	100	0±0	100	0±0	100
Coliformes totales	6.1E10±1.7E02	16±21	99.9	27±70	99.9	229±242	99.9
Coliformes fecales	4.8E10±1.7E02	1.3±1.7	99.9	4.0±9.4	99.9	88±132	99.9
E. histolytica	0.6±0.8	ND	100	0	100	ND	100
Estreptococos fecales	0	ND	100	0	100	ND	100
Salmonella	Positivo	ND	100	0	100	ND	100
Shigella	Positivo	ND	100	0	100	ND	100
Toxicidad Aguda	ND	ND	100	ND	100	ND	100

S= Desviación estándar



7. COMPARACIÓN ENTRE EL SAT DISEÑADO Y EL SAT ESPONTÁNEO EN EL VALLE DE TULA

En el presente capítulo se efectúa la comparación entre los sistemas *SAT* diseñados y el espontáneo, la cual servirá para identificar y clasificar el sistema de tratamiento natural en el Valle de Tula, así mismo se determina la calidad de las diversas fuentes de abastecimiento a partir de datos reportados por el *British Geological Survey* y la CONAGUA (1998).

7.1 Propiedades del sistema de tratamiento natural en el Valle de Tula que lo definen como un *SAT*.

7.1.1. Objetivos compartidos

Para comparar los sistemas *SAT* diseñados con el sistema *SAT* espontáneo presente en el Valle de Tula fue necesario tener en cuenta que en el origen éste último sólo se vislumbró para la evacuación de las aguas residuales, pero hoy en día representa para la población una práctica que le ha traído tanto beneficios, como problemas. Para iniciar se mencionaran los beneficios compartidos entre los *SAT* diseñados y el *SAT* espontáneo:

Beneficios:

1. Depuración del agua residual.
2. Recarga del acuífero.
3. Reutilización del agua para la agricultura, y en el Valle de Tula para usos potables, previa una cloración.
4. Incremento del caudal de las fuentes de abastecimiento relacionadas con el acuífero recargado.

En el caso del sistema de tratamiento natural en el Valle de Tula se han presentado daños, debido principalmente a no someter el agua a un pretratamiento, los principales daños son: la contaminación de los acuíferos y la afectación a la salud pública por la presencia de microorganismos patógenos (Huevos de Helmintos principalmente de acuerdo con Siebe y Cifuentes, 1993). Específicamente en el área de Tula, los casos de enfermedades gastrointestinales transmitidas por el agua son tan altos que el promedio anual del índice de estas enfermedades es 16 veces más alto que en el área regada con agua residual tratada (Jiménez *et al.*, 1999).

7.1.2 Eficiencia de remoción

Teniendo en cuenta que el agua posterior a su paso a través del suelo es empleada para abastecimiento a las comunidades del Valle de Tula, es necesario también conocer con que eficiencia se ha estado llevando a cabo la depuración del agua residual a través del suelo.



Típicamente en un sistema *SAT* diseñado el comportamiento del suelo como filtro mecánico es muy bueno, al eliminar la materia en suspensión y microorganismos totalmente. La eliminación de fósforo puede llegar a ser de más del 99% dependiendo del tipo de material que forme el lecho filtrante (la presencia de calcio facilita la precipitación de sales insolubles de fósforo). La eliminación del nitrógeno es superior al 50% aunque puede ser muy variable dependiendo principalmente del diseño de los ciclos de inundación-secado, de la carga hidráulica impuesta, del contenido en carbono orgánico disponible e incluso de factores climáticos, que en climas fríos pueden ser determinantes (Moreno, 2003). Lo cual es muy similar a lo reportado por Jiménez, (1999) que menciona que el sistema de tratamiento natural presente en el Valle de Tula remueve el 100 % de bacterias y de huevos de helmintos, 99.9 % de los coliformes fecales, 98 % de la DBO, 97 % de SST, 96 % del nitrógeno total, 93 % de fósforo, 90% de carbono orgánico total, 84 % del COD y de 78 a 98 % de los metales pesados. Es decir, que se están obteniendo en la mayoría de los casos un mayor porcentaje de remoción.

Cabe hacer mención que en el primer caso (*SAT* diseñado) el agua aplicada proviene de un tratamiento previo (primario, secundario o terciario), mientras que en el segundo caso (*SAT* espontáneo) el agua residual es utilizada para la agricultura sin ningún tratamiento previo.

7.1.3. Requerimientos del suelo.

El suelo, parte fundamental del proceso de depuración en un sistema *SAT* también debe poseer ciertas características físicas, las cuales en un *SAT* diseñado son las siguientes:

- Textura. La textura es importante porque determina dos propiedades fundamentales del suelo como depurador: funcionamiento como filtro mecánico y sus propiedades hidráulicas. Los mejores suelos para la instalación de un sistema *SAT* son los que se encuentran en un rango de textura entre areno-margosos, margo-arenosos y de arena fina. Tales suelos deben tener una profundidad de al menos 1 metro antes de llegar al material grueso.
- Estructura. Cuando se habla de estructura de un suelo se hace referencia a la agregación de las partículas en grupos que denominamos agregados. Un suelo bien estructurado con grandes huecos entre los agregados puede transmitir el agua más rápidamente que un suelo mal estructurado con la misma textura. Los mejores suelos para la instalación de un sistema *SAT* serán aquellos que estén bien estructurados, es decir, con fuertes agregados resistentes a la aplicación de agua residual.
- Porosidad. El valor de la porosidad de un suelo o de una formación acuífera determina su capacidad de transmitir y almacenar agua.
- Profundidad. La profundidad del suelo (de la zona no saturada) es muy importante ya que condiciona el tiempo de contacto entre el agua residual y las partículas responsables de la eliminación de los componentes no deseables. La profundidad mínima necesaria del suelo varía desde 1 a 15 m, no obstante, la profundidad del material hasta la zona saturada suficiente para la depuración dependerá de la textura que tenga el suelo;



no será igual la profundidad necesaria para un suelo con textura muy gruesa, por el que el agua pasa con gran rapidez, que la profundidad necesaria para un suelo con textura más fina, en el que el tiempo de retención del agua en la zona no saturada es mayor.

- Color. El color en el perfil de un suelo es un buen indicador de las características de drenaje del mismo. Los suelos con colores rojizos, amarillos y marrones amarillentos indican la existencia de buenas condiciones de oxidación y aireación y ausencia de saturación. Por el contrario los suelos que se encuentran en zonas umbrías suelen mostrar colores grises o azulados, si están poco oxigenados, cuando se encuentran en condiciones permanentes de saturación. Los suelos mal drenados o estacionalmente saturados suelen alternar vetas o filones de elementos oxidados y reducidos (Brady, 1974, citado por Moreno, 2003)

En resumen, preferentemente un sistema SAT debe ser colocado en suelos de textura fina bien estructurados bastante permeables con altas velocidades de infiltración y con distancias razonables con los niveles freáticos. En el Valle de Tula como se menciona en el capítulo 6 se compone por los siguientes suelos: Rendzina, Vertisol pélico, Feózem háplico y calcárico, leptosoles y litosol. En resumen la textura en el Valle es muy variable, es decir, se puede encontrar desde textura gruesa en la zona de Actopan, hasta textura media y fina en las zonas Progreso y Tepatepec. El suelo posee buena porosidad y permeabilidad para la infiltración del agua, salvo en la zona de Progreso. Con respecto a la profundidad en algunas zonas el nivel del agua se encuentra muy cercano a la superficie, pero existen también zonas de gran profundidad, donde los niveles de agua se encuentran a profundidades de hasta 400 m.

Además de las propiedades físicas también es importante conocer las propiedades químicas del suelo para poder determinar los cambios que pueden ocurrir durante la operación. Algunos de los indicadores de las condiciones del suelo son:

- pH.
- Salinidad.
- Capacidad de cambio catiónico.
- Porcentaje de sodio intercambiable.
- Porcentaje de saturación en bases.
- Niveles de nutrientes y metales.

Los análisis químicos a que se somete el suelo permiten conocer la presencia de:

- % de materia orgánica
- Fósforo
- Hierro
- Magnesio
- Potasio
- Manganeso
- Calcio y sodio (cambiable)
- Saturación en bases
- pH



- Capacidad de intercambio catiónico
- Conductividad eléctrica.

En el Valle de Tula se encuentran zonas con diferente porcentaje de materia orgánica, la zona de Actopan es rica en materia orgánica; la zona de Progreso tiene un contenido medio de materia orgánica y la zona de Tepatepec tiene un pobre contenido de materia orgánica. De los demás análisis químicos no se cuenta con información, o se encuentra en proceso.

Este Valle se caracteriza por tener suelos pobres y finos que se localizan sobre una capa de sedimentos aluviales. Un alto porcentaje de los suelos (90%) presenta una textura franco-arenosa; mientras que el resto tiene una textura arcillosa. Además, son suelos ligeramente alcalinos y con una capacidad media-alta de intercambio iónico.

De lo que se puede concluir que el suelo en el Valle de Tula es apto para la infiltración de aguas residuales, pero sólo en algunas zonas, lo que se demuestra en la variabilidad de la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento en todo el Valle.

7.1.4. Pretratamiento

Factor principal para que no se obtengan eficiencias de remoción de contaminantes similares en diferentes zonas del Valle de Tula se debe el suelo no posee las características físicas, químicas e hidráulicas adecuadas, sin embargo, se puede considerar que otro factor importante es el pretratamiento, el cual en un sistema *SAT* diseñado es un importante paso en el cual se eliminan principalmente los sólidos suspendidos, DBO y las bacterias, y algunos otros contaminantes, en el Valle de Tula no se aplica ningún tipo de pretratamiento a las aguas residuales antes de ser irrigadas, lo que ha estado originando varios problemas de salud dentro del Valle de Tula.

Cabe recordar que según Moreno, (2003), un factor limitante que hace que los sistemas *SAT* puedan ser empleados con éxito, es el tipo de vertido, que debe ser totalmente degradable. Si las sustancias vertidas o sus productos de degradación, dejan restos tóxicos o peligrosos en el suelo o el agua, estos deben ser eliminados previamente al tratamiento natural, pues si no es así, se corre el riesgo de inducir un proceso de envenenamiento del sistema depurador con la consiguiente contaminación del medio receptor. En general esto limita el tipo de vertido a aguas sin componente industrial o si esta existe, a aguas cuya naturaleza sea en todo asimilable a un vertido urbano. Dicho factor no se esta respetando en el Valle de Tula, con lo cual se esta minando la capacidad depuradora del suelo.

7.1.5. Diseño y construcción

El diseño y la construcción son muy importantes para un sistema *SAT* diseñado ya que en este periodo se elige el sitio mas adecuado para la implantación del sistema, factor que no se tomó en cuenta hace más de un siglo cuando se eligió al Valle de Tula como destino final de las aguas residuales del Valle de México,



sin embargo, al conocer la capacidad depuradora del suelo presente en el Valle de Tula es posible intuir que algunas zonas poseen la textura, estructura, profundidad, capacidad de cambio catiónico, pH y propiedades hidráulicas apropiadas para implantar un sistema *SAT*. En el capítulo 2 se describieron los 4 tipos de sistemas *SAT*, en el Valle de Tula se presentan fundamentalmente el primer, tercer y cuarto tipo (Figuras 2.2, 2.4 y 2.5 respectivamente), es decir, que el agua depurada por lo regular es recuperada en partes anegadas, principalmente en manantiales, pero también se recupera vía pozos de bombeo.

7.1.6. Operación

Una diferencia significativa entre el *SAT* espontáneo y los *SAT* diseñados se encuentra en el proceso de infiltración, ya que en el *SAT* diseñado se realiza en balsas de infiltración construidas para dicho propósito, lo cual no ocurre en el Valle de Tula, donde la infiltración se produce cuando los agricultores utilizan láminas de riego superiores a 2 m/año para lavar la salinidad de los suelos (Jiménez *et al.*, 1997) y por el sistema de conducción que se realiza en canales abiertos, lo que ocasiona la infiltración de gran cantidad de agua hacia el acuífero (25 m³/s).

A las balsas de infiltración de un sistema *SAT* diseñado se le restaura periódicamente la velocidad de infiltración mediante un rastrillado seguido por el retiro del material que obstruía, en el Valle de Tula este papel lo juegan los campesinos al arar la tierra antes de efectuar la siembra.

Los métodos de distribución de las aguas residuales en los sistemas *SAT* diseñados son dos:

- **Sistemas de aspersión.** Sólo se emplean en los casos en que la topografía del terreno imposibilita una correcta distribución del agua mediante tuberías de distribución. En este tipo de balsas, en las que existe una cierta pendiente, suele ser necesario disponer algún tipo de vegetación (vegetación hidrófila-nitrófila) con el fin de aumentar el tiempo de contacto del agua con el lecho filtrante y así aumentar la infiltración del agua residual y evitar la erosión.
- **Tuberías de reparto.** Las tuberías de reparto deben ser colocadas de forma que se garantice una distribución homogénea del agua residual por toda la superficie de infiltración. Generalmente los terrenos más permeables necesitan una mayor cantidad de tuberías con el fin de evitar que la mayor parte del agua se infiltre en una pequeña parte de la superficie de la balsa. Las tuberías funcionan, en el mejor de los casos, por gravedad, o si ello no es posible debido al relieve, mediante sistemas a baja presión.

En el Valle de Tula el agua residual es transportada en canales que mayoritariamente no están revestidos (360 Km), lo que ocasiona que se infiltre gran cantidad de agua a lo largo del sistema de distribución. Importante destacar que el *SAT* atípico del Valle de Tula ocupa los cultivos, los cuales juegan el papel de mantenimiento de la velocidad de infiltración, al mismo tiempo que aprovecha los nutrientes contenidos en el efluente de agua residual, lográndose así una



disminución significativa de los nutrientes. Los cultivos se ocupan muy raramente en los *SAT* diseñados, sin embargo, en el Valle de Tula si se emplean con lo que se genera un ciclo de operación bastante largo, es decir, que el periodo de inundación-secado es de muy larga duración.

En resumen el sistema de tratamiento natural en el Valle de Tula esta alcanzando objetivos similares a un sistema *SAT* diseñado, esto en cuanto a la recarga del acuífero, la depuración del agua residual para su posterior uso para agricultura y para abastecimiento a las poblaciones. El sistema de tratamiento natural esta obteniendo niveles similares de remoción de algunos contaminantes del agua. En algunas zonas del Valle de Tula se encuentra el suelo con las mejores características físicas, químicas e hidráulicas (acuífero 1), es por ello que sólo en estos lugares es donde se ha localizado el agua de mejor calidad, sin embargo, también existen zonas donde el lugar no es apto (acuífero 3), y esto se refleja en una mala calidad del agua. Las diferencias más significativas son el tratamiento previo a las aguas residuales y el manejo de los ciclos de inundación-secado. Por lo tanto el sistema de tratamiento natural se comporta de manera similar a un *SAT* diseñado, por lo que es imperativo darle un manejo y una operación similar, para así poder conservar la capacidad depuradora del suelo por un periodo más largo de tiempo.

7.2 Comparación de las eficiencias de remoción de los contaminantes del *SAT* espontáneo contra las de los procesos primarios y secundarios de tratamiento de aguas residuales

Los procesos que intervienen en el sistema *SAT* son algunos de los utilizados en las plantas de tratamiento de aguas residuales, por ejemplo: sedimentación, filtración, transferencia de gases, adsorción, intercambio de gases, intercambio iónico, precipitación química, oxidación y reducción química y biodegradación, por ello, es importante mostrar la comparación de remoción de contaminantes que tiene el sistema *SAT* espontáneo y los procesos primarios y secundarios de tratamiento de aguas residuales.

Debido a que los sistemas *SAT* diseñados aplican un pretratamiento (tratamiento primario o secundario) a las aguas residuales antes de ser infiltrados, no es conveniente efectuar la comparación con estos sistemas *SAT*. Sin embargo, en el *SAT* atípico del Valle de Tula no existe un pretratamiento, por ello, la importancia de comparar las eficiencias de remoción del *SAT* atípico contra las eficiencias de remoción de los tratamientos primarios y secundarios de aguas residuales.

En la Tabla 7.1 se muestra la composición típica del agua residual cruda la cual también muestra un valor medio y un intervalo para los parámetros evaluados.

**Tabla 7.1 Composición típica del agua residual cruda de los Emisores Central y del Poniente (Jiménez *et al.*, 1999)**

Parámetro	Emisores
	Promedio \pm S
DBO ₅	174 \pm 105
Sólidos suspendidos totales	118 \pm 50
Nitrógeno Total	37
Fósforo	2.7
Manganeso	0.09 \pm 0.1
Cromo Total	0.0415
Níquel	0.1
Carbón Orgánico Total	112 \pm 108
Zinc	0.22
Plomo	0.0880
Cobre	0.065 \pm 0.01
Arsénico	0.008
Cadmio	0.0030
Sólidos Disueltos Totales	848 \pm 79
Plata	0.0035
Magnesio	26 \pm 3.3
Calcio	43 \pm 2.3
Sulfatos	36 \pm 37
Huevos de Helmintos	18 \pm 8.4
Coliformes totales	6.1E10 \pm 1.7E02
Coliformes fecales	4.8E10 \pm 1.7E02
E. histolytica	0.6 \pm 0.8
Streptococos fecales	0
Salmonella	Positivo
Shigella	Positivo
Toxicidad Aguda	ND

S= Desviación estándar

7.2.1. Eficiencia de los tratamientos primario y secundario

Los tratamientos de depuración de aguas residuales según Ramalho (1993), se pueden clasificar en forma genérica en primario, secundario y terciario.

El tratamiento primario es una serie de etapas de separación física a la que se somete el efluente para la eliminación de materiales ya sea a través de un tamizado, cribado a aquellos materiales flotantes como, grasas y aceites, sólidos en suspensión, sedimentables (arenas), o una homogeneización y neutralización.

El tratamiento secundario elimina la materia orgánica biodegradable (en solución o suspensión) y los sólidos suspendidos. Está compuesto por tratamientos biológicos convencionales como lodos activados, aireación prolongada, estabilización por contacto, lagunas de estabilización, filtros biológicos, biodiscos y tratamientos anaerobios (filtros sumergidos, procesos de contacto).

El tratamiento terciario es el tratamiento adicional que se requiere para remover contaminantes remanentes suspendidos, en estado coloidal o disuelto.

Cada tratamiento proporciona diferentes eficiencias de remoción, debido al empleo de diferentes procesos y operaciones que se emplean en cada caso particular, sin embargo, la EPA (1993) ha establecido promedios de eficiencia de remoción para los tratamientos primarios y secundarios.



Tabla 7.2. Porcentajes de remoción del tratamiento primario y secundario, EPA (1993).

Parámetro	Porcentaje de remoción	
	Primario	Secundario
DBO ₅	0 - 45	65 - 95
COD	0 - 40	60 - 85
SST	0 - 65	60 - 90
SSV	-	-
NH ₄ -N	0 - 20	8 -- 15
NO ₃ + NO ₂ -N	-	-
Org-N	0 - 20	15.0 - 50
NTK	0 - 20	20.0 - 60
N total	5.0 - 10	10.0 - 20
P inorgánico	-	-
P orgánico	-	-
P total	0 - 30	10.0 - 20
Arsenico	34	28
Cadmio	38	33 - 54
Cromo	44	58 - 74
Cobre	49	28 - 76
Fierro	43	47 - 72
Plomo	52	44 - 69
Manganeso	20	13 - 33
Mercurio	11	13 - 83
Niquel	-	33
Plata	55	79
Zinc	36	47 - 50

La EPA también ha establecido una composición típica del efluente de un tratamiento secundario.

Tabla 7.3 Composición típica de un efluente secundario, EPA (1993).

Parámetro	Efluente secundario (mg/L)	
	Típico	Rango
DBO ₅	20	10.0 - 45
COD	75	35 - 75
SST	30	15 - 60
SSV	-	-
NH ₄ -N	10	<1 - 20
NO ₃ + NO ₂ -N	6	<1 - 20
Org-N	4	2 -- 6
NTK	14	10.0 - 20
N total	20	10.0 - 30
P inorgánico	4	2.0 - 8
P orgánico	2	0 - 4
P total	6	4.0 - 8
Arsenico	0.002	-
Cadmio	0.01	<0.005 - 6.4
Cromo	0.09	<0.05 - 6.8
Cobre	0.05	<0.02 - 5.9
Fierro	0.36	0.10 - 4.3
Plomo	0.05	<0.02 - 6.0
Manganeso	0.05	-
Mercurio	0.001	<0.0001 - 0.125
Niquel	0.02	<0.02 - 5.4
Plata	0.002	-
Zinc	0.15	<0.02 - 20



7.2.2. Eficiencia del sistema de tratamiento natural del Valle de Tula.

De los datos obtenidos de los estudios de Jiménez *et al.* (1999), se puede constatar que el sistema de tratamiento natural en el Valle de Tula alcanza los siguientes porcentajes de remoción:

Tabla. 7.4. Porcentaje de remoción de contaminantes en el Valle de Tula (Jiménez *et al.*, 1999)

Parámetro	Concentración inicial	Concentración final	Porcentaje de remoción
Huevos de helmintos	18	0	100 %
Coliformes fecales	4.8 E10	88	99.90 %
Fósforo total	2.7	0.1	95 %
Carbón orgánico total	112	11	90 %
Demanda bioquímica de Oxígeno (DBO)	451	11	98 %
Nitrógeno total	37	1.5	96 %
Sólidos suspendidos totales	118	3.8	97 %
Metales pesados	Variable	Variable	78-98 %

7.2.3. Comparación de las eficiencias

Para comparar las eficiencias de remoción del sistema de tratamiento natural contra las de los tratamientos primario y secundario, se elaboró la Tabla 7.5. En dicha comparación se emplearon las mejores eficiencias presentes en cada tipo de tratamiento, por lo que no se debe confundir que el sistema de tratamiento natural poseerá siempre una mejor calidad, en comparación con un efluente primario o secundario. Sin embargo, esta información nos muestra que la eficiencia de remoción de un sistema de tratamiento a través del suelo puede ser en algunos casos superior al de una planta de tratamiento secundario.

Tabla 7.5. Comparación entre los tratamientos de depuración de aguas residuales con el sistema de tratamiento natural del Valle de Tula

Parámetro	Porcentaje de remoción (%)		
	Primario	Secundario	Valle de Tula
Demanda bioquímica de Oxígeno (DBO)	45	95	98
Carbón orgánico disuelto	40	85	84
Sólidos suspendidos totales	65	90	97
Nitrógeno total	10	20	96
Fósforo total	30	20	95



7.3 Comparación de las eficiencias de remoción de contaminantes contra las obtenidas de los casos prácticos del empleo del SAT

Para efectuar la comparación se consideraron todos los casos de estudio del SAT diseñado que en su informe mostraban algún porcentaje de remoción. Se debe tener en cuenta que todo sistema SAT depende de la calidad del agua, del suelo, la hidrología y del clima.

Finalmente, para poder identificar correctamente el sistema de tratamiento del Valle de Tula se emplearon parámetros que se reportaban en los casos prácticos del SAT a nivel mundial y que se tenía información del Valle de Tula. Seleccionándose los siguientes:

7.3.1. Coliformes fecales

Son componente normal de la flora y fauna del intestino humano, donde se encuentran en grandes cantidades, ya que la mayoría no son patógenos. El grupo de coliformes fecales constituye, aproximadamente, el 90% de los coliformes totales en las excretas humanas e incluye al género *Escherichia coli* y algunas cepas de *Klebsiella pneumoniae*. Son microorganismos indicadores porque su presencia revela la contaminación del agua con heces fecales y, por tanto, la posible existencia de patógenos. La selección se debió a que su manipulación es menos peligrosa para el analista, además de la poca factibilidad de utilizar directamente los patógenos por la dificultad de su manejo, tiempo de incubación y costo de análisis (Jiménez, 2001).

Este parámetro fue analizado en los casos prácticos de España, Marruecos, Kuwait y México (López *et al.*, *in press*; Guessab *et al.*, 1993; Viswanathan *et al.*, 1999 y Jiménez *et al.*, 1999), obteniéndose los siguientes porcentajes de remoción.

Tabla 7.6. Eficiencia de remoción de coliformes fecales.

Porcentaje de remoción (%)			
España	Marruecos	Kuwait	México
1.1 Ulog	99	100	99.9

Ulog: Unidades logarítmicas

7.3.2. Fósforo

Se presenta en el agua casi sólo en forma de fosfatos: ortofosfatos, fosfatos condensados y fosfatos orgánicos. El fósforo proviene de las plantas, animales, suelos, fertilizantes, detergentes y descargas industriales, principalmente del agua de acondicionamiento para calderas (Jiménez, 2001).

Este parámetro fue analizado en los casos prácticos de España, Israel, Kuwait, India y México (López *et al.*, *in press*; Kanarek y Michail, 1996; Viswanathan *et al.*, 1999; Nema *et al.*, 2001 y Jiménez *et al.*, 1999), obteniéndose los siguientes porcentajes de remoción.

**Tabla 7.7. Eficiencia de remoción de fósforo.**

Porcentaje de remoción (%)				
España	Israel	Kuwait	India	México
76	58	80	90	95

7.3.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

Es una medida de la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para degradar la materia orgánica en el agua a 5 días a 20 °C. Sólo evalúa la demanda ejercida por la fracción carbonatada, la de los sulfuros y del ión ferroso; excluye la fracción nitrogenada (Jiménez, 2001).

Este parámetro fue analizado en los casos prácticos de Chile, Cuba, España, Israel, Marruecos, Kuwait, India y México (Castillo *et al.*, 2001; Roviroso y Santiago, 2004; López *et al.*, *in press*; Kanarek y Michail, 1996; Guessab *et al.*, 1993; Viswanathan *et al.*, 1999; Nema *et al.*, 2001 y Jiménez *et al.*, 1999), obteniéndose los siguientes porcentajes de remoción.

Tabla 7.8. Eficiencia de remoción de DBO.

Porcentaje de remoción (%)							
Chile	Cuba	España	Israel	Marruecos	Kuwait	India	México
80-90	60	87	98	99	81	90	98

7.3.4. Nitrógeno.

Tanto en agua potable como residual, existen varios compuestos con diversos estados de oxidación: nitrógeno orgánico (3^- a 1^-), nitrógeno amoniacal (3^-), nitritos (3^+), nitratos (5^+). Estas formas junto con el N_2 son intercambiables y forman el ciclo del nitrógeno (Jiménez, 2001).

Este parámetro fue analizado en los casos prácticos de USA, Cuba, Israel, India y México (Wilson *et al.*, 1995; Roviroso y Santiago, 2004; Kanarek y Michail, 1996; Nema *et al.*, 2001 y Jiménez *et al.*, 1999), obteniéndose los siguientes porcentajes de remoción.

Tabla 7.9. Eficiencia de remoción del nitrógeno total.

Porcentaje de remoción (%)				
USA	Cuba	Israel	India	México
47	60	50	50-90	96



7.3.5. Sólidos suspendidos totales

Son sólidos retenidos al pasar agua a través de un filtro con apertura de poro de 1.2 μm . Representa la fracción contaminante susceptible de ser eliminada por sedimentación, floculación o filtración. Lo constituyen las partículas inorgánicas (arcillas, arenas, suelos) y orgánicas (fibras de plantas, células de algas, bacterias, microorganismos, etcétera). El impacto que provoca la presencia de sólidos suspendidos es la formación de un área expuesta a la adsorción de agentes químicos, biológicos y la presencia de materia orgánica que al degradarse deteriora la calidad de agua.

Este parámetro fue analizado en los casos prácticos de España, Israel, Marruecos y México (López *et al.*, *in press*; Kanarek y Michail, 1996; Guessab *et al.*, 1993 y Jiménez *et al.*, 1999), obteniéndose los siguientes porcentajes de remoción.

Tabla 7.10. Eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos totales.

Porcentaje de remoción (%)			
España	Israel	Marruecos	México
75	100	99	97

7.3.6. Carbono orgánico total (COT)

El carbono en la materia orgánica se encuentra en varios estados de oxidación que reaccionan de manera diferente a la prueba de DBO o de DQO dependen del estado de oxidación de la materia orgánica, en cambio, el COT evalúa el contenido total de carbono (C) en su forma orgánica.

La medición se hace por combustión del carbono orgánico y su transformación en CO_2 , el cual, formado, es detectado mediante infrarrojo. Se puede medir el carbono total (CT) si se incluye el contenido original de CO_2 en la muestra, el CT incluye al carbono inorgánico (CI) y al COT, tanto en la fracción disuelta como en la soluble. Cabe resaltar que estos parámetros no miden lo mismo, por lo que las relaciones establecidas entre la DBO, la DQO y el COT son empíricas y sólo válidas para la misma matriz de análisis, por ejemplo, en un sistema de tratamiento la correlación sirve únicamente para un mismo sitio de muestreo (influyente) pero no en diferentes (influyente y efluente).

Este parámetro fue analizado en los casos prácticos de USA, Chile, España, Israel y México (Wilson *et al.*, 1995; Castillo *et al.*, 2001; López *et al.*, *in press*; Kanarek y Michail, 1996 y Jiménez *et al.*, 1999), obteniéndose los siguientes porcentajes de remoción.

Tabla 7.11. Eficiencia de remoción de carbono orgánico total.

Porcentaje de remoción (%)				
USA	Chile	España	Israel	México
92	80-90	77	84	84



7.3.7. Metales pesados

La concentración de metales en el agua residual doméstica es generalmente baja y proviene de compuestos específicos, mientras que es alta en algunas descargas industriales. Aunque la costumbre ha hecho que la connotación de metales pesados se le aplique a aquellos que son tóxicos y que en realidad abarcan los grupos de transición y postransición (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn) al igual que el de los metaloides (Jiménez, 2001).

Este parámetro fue analizado en los casos prácticos de Israel y México (Kanarek y Michail, 1996 y Jiménez *et al.*, 1999), obteniéndose los siguientes porcentajes.

Tabla 7.12. Eficiencia de remoción de los metales pesados.

Porcentaje de remoción (%)	
Israel	México
40-87	78-98

7.3.8. Otros parámetros

Se estudiaron otros parámetros en *SAT* espontáneo y en *SAT* diseñados, por ejemplo: virus, bacterias, huevos de helmintos, carbono orgánico, se emplearon en conjunto con los parámetros ya comparados, para elaborar la Tabla 7.13.

Tabla 7.13. Comparación global de la remoción de los parámetros para el sistema *SAT*.

País/localidad	Virus	Bacterias	HH	CF	P	CO	DBO	N _T	SST	COT/COD	Metales	Autores
México/Valle de Tula		100%	100%	99.90%	95%	100%	98%	96%	97%	84%	78-98 %	Jiménez <i>et al.</i> , 1999
USA/Tucson Arizona								47%		92%		Wilson <i>et al.</i> , 1995
Chile		99%					80-90%			80-90%		Castillo <i>et al.</i> , 2001
Cuba							60%	60%				Rovirosa y Santago, 2004
España				1.1 log	76%		87%		75%	77%		López <i>et al.</i> (<i>in press</i>)
Israel/Dan					58%	75%	98%	50%	100%	84%	40-87%	Kanarek y Michail, 1996
Marruecos				99%			99%		99%			Guessab <i>et al.</i> , 1993
Kuwait				100%	80%		81%					Viswanathan <i>et al.</i> , 1999
India	90%	4-5 log			90%	90%	90%	50-90%				Nema <i>et al.</i> , 2001



Con lo que se concluye que el sistema de tratamiento natural presente en el Valle de Tula se comporta como un *Soil Aquifer treatment* y que por lo tanto, debe tomarse las medidas adecuadas para conservar e inclusive aumentar la eficiencia de remoción que se esta presente en algunas zonas de esa localidad.

7.4 Evaluación de la calidad del agua presente en los pozos, norias y manantiales con respecto a la normatividad vigente, nacional e internacional.

Una vez identificado y calificado el sistema de tratamiento natural en el Valle de Tula como un *Soil Aquifer Treatment* espontáneo, fue necesario efectuar un análisis de los datos de la calidad del agua en el Valle de Tula reportados por el *British Geological Survey* y la CONAGUA en el año 1998. Con base al Índice Potencial de Uso (IPU) y las normatividades vigentes nacionales e internacionales, se buscó el área del Valle de Tula donde se pueden localizar los sitios más convenientes para extraer agua para abastecimiento. El resultado del análisis se presenta a continuación.

7.4.1 Metodología

Con base en datos históricos obtenidos por el *British Geological Survey* y la CONAGUA (1998) se efectuó un análisis para determinar la calidad del agua presente en el Valle de Tula de acuerdo a la zona de recarga.

Para determinar la calidad del agua en el Valle de Tula se siguió la siguiente metodología:

- Comparar los datos de calidad disponibles de 49 fuentes de abastecimiento contra la normatividad existente para este tipo de agua, y
- Analizar la calidad de acuerdo al modelo de calidad de Índice Potencial de Uso (IPU).

Los parámetros analizados en cada sitio fueron definidos a partir de las siguientes normatividades:

- Modificación 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.
- Guía para agua potable, Organización mundial de la Salud, tercera edición.
- Directiva 98/83/CE del consejo de noviembre de 1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano.
- Concentraciones máximas permitidas en los Estados Unidos. (*List of drinking water contaminants and MCL's*).

Una vez determinado el punto de comparación se procedió a seleccionar los parámetros más representativos de acuerdo al número de datos disponibles de cada fuente de abastecimiento y la existencia de algún valor en la normatividad a emplear, seleccionándose los siguientes:



Coliformes fecales, aluminio, bario, cadmio, cobre, cromo, fierro, fluoruros, nitratos, nitritos, plomo, sodio, sulfatos, sustancias activas al azul de metileno, yodo y zinc.

Se emplearon datos de 34 pozos, 5 norias y 10 manantiales, obteniendo un total de 49 fuentes de abastecimiento presentes en el Valle de Tula, las cuales fueron analizadas individualmente, dicha información se encuentra en el anexo A.

7.4.2. Comparación con la normatividad nacional

Inicialmente se efectuó un análisis a todas las fuentes de abastecimiento (pozos, norias y manantiales) de manera separada. Para mostrar de manera general los valores máximos de la normas, el número de datos y los valores mínimo y máximo para cada parámetro, y así tener un panorama general se elaboraron las Tablas 7.14, 7.15 y 7. 16. En estas se observa que algunos de los parámetros exceden las normatividad y algunos no, esto respecto a los valores mínimos, pero también muestran que las norias están presentando la mejor calidad, seguidos por los pozos y los manantiales, los parámetros que muestran los más severos problemas son: aluminio, cadmio, cromo, plomo y los coliformes fecales.

Tabla 7.14. Datos globales para los pozos del Valle de Tula

Párametro, Unidad	Valor Máximo de la norma	No. De Datos	Promedio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
Coliformes Fecales NMP/100 mL	NOM=nd EPA=0 OMS=0 CEE=0	42	24.9	0	0	300
Aluminio mg/L	NOM=0.20 EPA=- OMS=0.20 CEE=0.20	58	9.2	14.9	0.04	74.9
Bario mg/L	NOM=0.70 EPA=2 OMS=0.70 CEE=-	31	0.1	0.1	0.1	0.3
Cadmio mg/L	NOM=0.005 EPA=0.005 OMS=0.003 CEE=0.005	27	0.2	0.1	0	0.6
Cobre mg/L	NOM=2.00 EPA=1.3 OMS=2.00 CEE=2.0	85	5.2	4.1	0.7	28.3
Cromo total mg/L	NOM=0.05 EPA=0.1 OMS=0.05 CEE=0.05	84	2.7	1.9	0.4	11.2
Fierro mg/L	NOM=0.30 EPA=- OMS=0.30 CEE=0.20	8	0.001	0.1	0	0.2
Fluoruros mg/L	NOM=1.50 EPA=4.0 OMS=1.50 CEE=1.50	85	0.7	0.6	0.1	2.5
Nitratos mg/L	NOM=10 EPA=10 OMS=10 CEE=50	169	8.3	5.7	0.3	32.4
Nitritos N02-N	NOM=1.0 EPA=1.0 OMS=1.0 CEE=0.50	30	0	0	0	0
Plomo mg/L	NOM=0.01 EPA=0 OMS=0.01 CEE=0.01	66	0.6	0.4	0.1	2.7



Sodio mg/L	NOM=200 EPA=--- OMS=200 CEE=200	157	165.6	104.1	2.8	461
Sulfatos SO ₄ = mg/L	NOM=400 EPA=--- OMS=250 CEE=250	173	188.4	232.6	8.2	1440
SAAM mg/L	NOM=0.50 EPA=--- OMS=--- CEE=---	26	0.1	0	0	0.2
Yodo mg/L	NOM=0.2-0.5 EPA=--- OMS=--- CEE=---	16	0.1	0	0	0.1
Zinc Zn mg/L	NOM=5.0 EPA=--- OMS=3 CEE=---	50	7.9	10.6	0.8	60.2

Tabla 7.15. Datos globales para los manantiales del Valle de Tula

Párametro, Unidad	Valor Máximo de la norma	No. De Datos	Promedio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
Coliformes Fecales NMP/100 mL	NOM=nd EPA=0 OMS=0 CEE=0	14	903.3	2265.4	0	7600
Aluminio mg/L	NOM=0.20 EPA=--- OMS=0.20 CEE=0.20	7	6.7	5.9	2.3	18
Bario mg/L	NOM=0.70 EPA=2 OMS=0.70 CEE=---	5	0.1	0	0.1	0.1
Cadmio mg/L	NOM=0.005 EPA=0.005 OMS=0.003 CEE=0.005	27	11	0	0	0.2
Cobre mg/L	NOM=2.00 EPA=1.3 OMS=2.00 CEE=2.0	18	5.9	3.9	1.3	14.5
Cromo total mg/L	NOM=0.05 EPA=0.1 OMS=0.05 CEE=0.05	18	3.1	3.7	0.9	13.2
Fierro mg/L	NOM=0.30 EPA=--- OMS=0.30 CEE=0.20	2	0.1	0.1	0	0.2
Fluoruros mg/L	NOM=1.50 EPA=4.0 OMS=1.50 CEE=1.50	18	2.8	7.6	0	32.9
Nitratos mg/L	NOM=10 EPA=10 OMS=10 CEE=50	34	7.8	4.8	0.1	17.8
Nitritos NO ₂ -N	NOM=1.0 EPA=1.0 OMS=1.0 CEE=0.50	10	0	0	0	0
Plomo mg/L	NOM=0.01 EPA=0 OMS=0.01 CEE=0.01	14	1.1	1.7	0.2	5.7
Sodio mg/L	NOM=200 EPA=--- OMS=200 CEE=200	34	204.6	88.2	81	417.8
Sulfatos SO ₄ = mg/L	NOM=400 EPA=--- OMS=250 CEE=250	36	315.7	379.1	31.3	1860
SAAM mg/L	NOM=0.50 EPA=--- OMS=--- CEE=---	4	0.1	0	0	0.1
Yodo mg/L	NOM=0.2-0.5 EPA=--- OMS=--- CEE=---	2	0.1	0	0.1	0.1
Zinc Zn mg/L	NOM=5.0 EPA=--- OMS=3 CEE=---	9	11.6	19	1.8	61.8



Tabla 7.16. Datos globales para norias del Valle de Tula

Parámetro, Unidad	Valor Máximo de la norma	No. De Datos	Promedio	Desviación estándar	Rango	
					Mínimo	Máximo
Coliformes Fecales NMP/100 mL	NOM=nd EPA=0 OMS=0 CEE=0	5	2.4	3.3	0	6
Aluminio mg/L	NOM=0.20 EPA=-- OMS=0.20 CEE=0.20	3	5.3	0.5	4.7	5.6
Bario mg/L	NOM=0.70 EPA=2 OMS=0.70 CEE=---	0	0	0	0	0
Cadmio mg/L	NOM=0.005 EPA=0.005 OMS=0.003 CEE=0.005	4	0.2	0.2	0.1	0.4
Cobre mg/L	NOM=2.00 EPA=1.3 OMS=2.00 CEE=2.0	5	2.1	1.2	0.9	4
Cromo total mg/L	NOM=0.05 EPA=0.1 OMS=0.05 CEE=0.05	5	1.2	0.7	0.5	2.1
Fierro mg/L	NOM=0.30 EPA=--- OMS=0.30 CEE=0.20	3	0.3	0.2	0.1	0.6
Fluoruros mg/L	NOM=1.50 EPA=4.0 OMS=1.50 CEE=1.50	5	1.1	0.9	0.3	2.5
Nitratos mg/L	NOM=10 EPA=10 OMS=10 CEE=50	9	5.9	3.6	1.9	11.9
Nitritos NO ₂ -N	NOM=1.0 EPA=1.0 OMS=1.0 CEE=0.50	5	0	0	0	0
Plomo mg/L	NOM=0.01 EPA=0 OMS=0.01 CEE=0.01	1	0.6	0.1	0.6	0.6
Sodio mg/L	NOM=200 EPA=--- OMS=200 CEE=200	9	77.4	65.3	19.5	191.5
Sulfatos SO ₄ mg/L	NOM=400 EPA=---- OMS=250 CEE=250	9	151.7	186.4	12.5	561.1
SAAM mg/L	NOM=0.50 EPA=--- OMS=--- CEE=---	3	0.1	0	0.1	0.2
Yodo mg/L	NOM=0.2-0.5 EPA=--- OMS=--- CEE=---	1	0.2	0	0.2	0.2
Zinc Zn mg/L	NOM=5.0 EPA=--- OMS=3 CEE=---	5	27.2	49.1	3.3	115

Para ser más específicos en identificar los parámetros que rebasan la norma fue necesario elaborar tablas individuales para localizar estos parámetros y también cuales son las fuentes de abastecimiento que están cumpliendo la normatividad así como cuales no la están. Las Tablas por fuente de abastecimiento individual se encuentran en el anexo A. Al comparar la información individual con la normatividad mexicana se obtuvieron las tablas 7.17, 7.18 y 7.19.

En la Tabla 7.17 se observa que el agua de los pozos del DR003 sobrepasa lo establecido en la modificación a la NOM-127-SSA1-1994 en un 100 % en los



parámetros de aluminio, cadmio, cromo y plomo. Otros parámetros que también pasan la NOM pero sólo en algunos pozos son: coliformes fecales, cobre, fierro, fluoruros, nitratos, sodio, sulfatos y zinc. Sin embargo, algunos parámetros, como son: bario, nitritos, SAAM y yodo no sobrepasaron la NOM en ningún pozo.

Tabla 7.17. Calidad del agua en los pozos

Parámetro	Concentración máxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Promedio medido en los pozos del DR003		Número de pozos arriba de la máxima concentración aceptable de acuerdo con la modificación a la NOM-SSA-127/94	
		Media	Intervalo		
C fecales (NMP/100mL)	0	24.9	0-300	(16/30)	53.33%
Aluminio (mg/L)	0.2	9.2	<0.04-74.9	(21/21)	100.00%
Bario (mg/L)	0.7	0.1	0.0-0.3	(0/31)	0.00%
Cadmio (mg/L)	0.005	0.2	0.0-0.6	(21/21)	100.00%
Cobre (mg/L)	2	5.2	0.7-28.3	(31/34)	91.18%
Cromo total (mg/L)	0.05	2.7	0.4-11.2	(34/34)	100.00%
Fierro (mg/L)	0.3	0.001	0.0-0.2	(2/16)	12.50%
Fluoruros (mg/L)	1.5	0.7	0.1-2.5	(4/34)	11.76%
Nitratos (mg/L)	10	8.3	<0.3-32.4	(11/34)	32.35%
Nitritos (mg/L)	1	0	0	(0/26)	0.00%
Plomo (mg/L)	0.01	0.6	0.1-2.7	(31/31)	100.00%
Sodio (mg/L)	200	165.6	2.8-461	(11/34)	32.35%
Sulfatos (mg/L)	400	188.4	8.2-1440	(2/34)	5.88%
SAAM (mg/L)	0.5	0.1	0.0-0.2	(0/19)	0.00%
Yodo (mg/L)	0.2-0.5	0.1	0.0-0.1	(0/14)	0.00%
Zinc (mg/L)	5	7.9	0.8-60.2	(14/28)	50.00%

En la Tabla 7.18 se observa que el agua de los manantiales del DR003 sobrepasa lo establecido en la modificación a la NOM-SSA-127/94 en un 100 % en los parámetros de aluminio, cadmio, cromo y plomo. Otros parámetros que también pasan la NOM pero sólo en algunos manantiales son: coliformes fecales, cobre, fierro, fluoruros, nitratos, sodio, sulfatos y zinc. Sin embargo, algunos parámetros, como el bario, nitritos, SAAM y yodo no pasaron la NOM en ningún manantial.

Tabla 7.18. Calidad del agua en los manantiales

Parámetro	Concentración máxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Fuentes de abastecimiento		Número de pozos arriba de la máxima concentración aceptable de acuerdo con la modificación a la NOM-SSA-127/94	
		Media	Intervalo		
C fecales (NMP/100mL)	0	903.3	0-7600	(6/10)	60.00%
Aluminio (mg/L)	0.2	6.7	2.3-18	(6/6)	100.00%
Bario (mg/L)	0.7	0.1	0.1-0.1	(0/5)	0.00%
Cadmio (mg/L)	0.005	0.1	0.0-0.2	(8/8)	100.00%
Cobre (mg/L)	2	5.9	1.3-14.5	(8/10)	80.00%
Cromo total (mg/L)	0.05	3.1	0.9-13.2	(10/10)	100.00%
Fierro (mg/L)	0.3	0.1	0.0-0.2	(0/4)	0.00%
Fluoruros (mg/L)	1.5	2.8	0.0-32.9	(3/10)	30.00%
Nitratos (mg/L)	10	7.8	0.1-17.8	(2/10)	20.00%
Nitritos (mg/L)	1	0	0	(0/8)	0.00%
Plomo (mg/L)	0.01	1.1	0.2-5.7	(9/9)	100.00%
Sodio (mg/L)	200	204.6	81-417.8	(4/10)	40.00%
Sulfatos (mg/L)	400	315.7	31.3-1860	(3/10)	30.00%
SAAM (mg/L)	0.5	0.1	0.0-0.1	(0/4)	0.00%
Yodo (mg/L)	0.2-0.5	0.1	0.1-0.1	(0/2)	0.00%
Zinc (mg/L)	5	11.6	1.8-61.8	(4/4)	50.00%



En la tabla 7.19 se observa que el agua de las norias del DR003 sobrepasa lo establecido en la modificación a la NOM-SSA-127/94 en un 100 % en los parámetros de aluminio, cadmio, cromo y plomo. Otros parámetros que también pasan la NOM pero sólo en algunas norias son: coliformes fecales, cobre, fierro, fluoruros, nitratos, sulfatos y zinc. Sin embargo, algunos parámetros, como son los nitritos, sodio, SAAM y yodo no sobrepasaron la NOM en ninguna noria.

Tabla 7.19. Calidad del agua en las norias.

Parámetro	Concentración máxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Promedio medido en las norias del DR003		Número de pozos arriba de la máxima concentración aceptable de acuerdo con la modificación a la NOM-SSA-127/94	
		Media	Intervalo		
C fecales (NMP/100mL)	0	2.4	0.0-6.0	(2/5)	40.00%
Aluminio (mg/L)	0.2	5.3	4.7-5.6	(3/3)	100.00%
Bario (mg/L)	0.7	SD	SD	(0/0)	-
Cadmio (mg/L)	0.005	0.2	0.1-0.4	(4/4)	100.00%
Cobre (mg/L)	2	2.1	0.9-4.0	(2/5)	40.00%
Cromo total (mg/L)	0.05	1.2	0.5-2.1	(5/5)	100.00%
Fierro (mg/L)	0.3	0.3	0.1-0.6	(1/3)	33.33%
Fluoruros (mg/L)	1.5	1.1	0.3-2.5	(1/5)	20.00%
Nitratos (mg/L)	10	5.9	1.9-11.9	(1/5)	20.00%
Nitritos (mg/L)	1	0	0	(0/5)	0.00%
Plomo (mg/L)	0.01	0.6	0.6-0.6	(1/0)	100.00%
Sodio (mg/L)	200	77.4	19.5-191.5	(0/5)	0.00%
Sulfatos (mg/L)	400	151.7	12.5-561.1	(1/5)	20.00%
SAAM (mg/L)	0.5	0.1	0.1-0.2	(0/3)	0.00%
Yodo (mg/L)	0.2-0.5	0.2	0.2-0.2	(0/1)	0.00%
Zinc (mg/L)	5	27.2	3.3-115	(3/5)	60.00%

Como se observa el comportamiento de los parámetros en las fuentes de abastecimiento es muy similar.

Los parámetros persistentes en común en las fuentes de abastecimiento son: aluminio, cadmio, cromo, plomo y en algunas veces los coliformes fecales, cobre, fierro, fluoruros, nitratos, sulfatos y zinc, estos parámetros deben tomarse en cuenta al seleccionar el tratamiento a las aguas residuales previo a la irrigación.

De la comparación con las normatividades tanto nacional como internacional, se concluye, que el agua de las fuentes de abastecimiento no cumple con la mayoría de los estándares recomendados, sin embargo, fue necesario evaluar la calidad con un modelo más específico para establecer de manera contundente esta aseveración.



7.4.3. Cálculo del Índice Potencial de Uso (IPU).

Debido a que el agua de las fuentes de abastecimiento del Valle de Tula es empleada para abastecimiento a las poblaciones cercanas, fue necesario evaluar la calidad del agua en función de un uso de agua potable, para esto se empleó el Índice Potencial de Uso, el cual según Jiménez 1995, sirve para comparar alguna normatividad con datos de alguna fuente de abastecimiento, y el valor obtenido refleja si la fuente es apta para el uso específico, o de no ser así muestra cuales son los parámetros del agua que presentan un valor superior a la normatividad.

Para determinar si el agua es apta para ser utilizada como agua potable, se calculó el Índice Potencial de Uso (IPU, Jiménez, 1995). Para efectuar el cálculo del IPU es necesaria una comparación entre los parámetros de agua a utilizar con los de la norma y calcular el Isubi (subíndice del valor del parámetro); si el IPU es mayor a 1 el agua no cumple con la calidad para el uso específico. Para calcular el IPU se debe seguir el siguiente procedimiento:

Para calcular el Isubi:

Sí $VA \leq VN$ y VN es el valor máximo de la norma	Isubi = 1
Sí $VA > VN$ y VN es el valor máximo de la norma	Isubi = VA/VN
Si $VA > 0$ y $VN = 0$	Isubi = VA
Sí $VA = 0$ y $VN = 0$	Isubi = 1

Entonces el IPU es calculado por

$$IPU = \frac{\sum (Isubi)}{n}$$

donde,

n : número de parámetros que da el agua
 Isubi: valor del subíndice para el parámetro i

y

Si $IPU = 1$, el agua es buena para el uso especificado
 Si $IPU > 1$, el agua no es buena para el uso especificado

7.4.3.1. Pozos

Los pozos en el DR003 muestran un IPU en promedio muy superior a la unidad, lo que demuestra que la calidad es mala, por lo que es necesario continuar con la investigación de cuales han sido los efectos que ha tenido ésta agua sobre la población.

En la Tabla 7.20 se puede observar que los parámetros que en promedio presentan mayores problemas son: plomo, cromo, aluminio, cadmio y coliformes fecales, estos últimos al variar mucho dependiendo de la fuente.



Tabla 7.20. Comparación del Índice Potencial de Uso de los parámetros de los pozos del DR003 con la normatividad nacional.

Parámetro	Concentración máxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Promedio medido en los pozos del DR003	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	24.9	24.9
Aluminio (mg/L)	0.2	9.2	46
Bario (mg/L)	0.7	0.1	1
Cadmio (mg/L)	0.005	0.2	40
Cobre (mg/L)	2	5.2	2.6
Cromo total (mg/L)	0.05	2.7	54
Fierro (mg/L)	0.3	0.001	1
Fluoruros (mg/L)	1.5	0.7	1
Nitratos (mg/L)	10	8.3	1
Nitritos (mg/L)	1	0	1
Plomo (mg/L)	0.01	0.6	60
Sodio (mg/L)	200	165.6	1
Sulfatos (mg/L)	400	188.4	1
SAAM (mg/L)	0.5	0.1	1
Yodo (mg/L)	0.2-0.5	0.1	1
Zinc (mg/L)	5	7.9	1.58
Total			238.08
IPU			14.88

7.4.3.2 Manantiales

Del análisis efectuado la peor calidad se encontró en los manantiales en particular en los manantiales Tlacotalpilco y Chilcuautla, los cuales tienen severos problemas en calidad, esto tal vez debido a que en dichas zonas el sistema de tratamiento natural no está actuando de manera efectiva.

En la Tabla 7.21 se puede observar que los parámetros que en promedio presentan mayores problemas son: coliformes fecales, plomo, cromo, aluminio y cadmio.

Tabla 7.21. Comparación del Índice Potencial de Uso de los parámetros de los manantiales del DR003 con la normatividad nacional.

Parámetro	Concentración máxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Promedio medido en los manantiales del DR003	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	903.3	903.3
Aluminio (mg/L)	0.2	6.7	33.5
Bario (mg/L)	0.7	0.1	1
Cadmio (mg/L)	0.005	0.1	20
Cobre (mg/L)	2	5.9	2.95
Cromo total (mg/L)	0.05	3.1	62
Fierro (mg/L)	0.3	0.1	1
Fluoruros (mg/L)	1.5	2.8	1.8
Nitratos (mg/L)	10	7.8	1
Nitritos (mg/L)	1	0	1
Plomo (mg/L)	0.01	1.1	110
Sodio (mg/L)	200	204.6	1.02
Sulfatos (mg/L)	400	315.7	1
SAAM (mg/L)	0.5	0.1	1
Yodo (mg/L)	0.2-0.5	0.1	1
Zinc (mg/L)	5	11.6	2.32
Total			1143.89
IPU			71.493125



7.4.3.3. Norias

Las norias al tener un IPU promedio de 10.5, presentan también problemas, en especial en su contenido de metales.

En la Tabla 7.22 se puede observar que los parámetros que en promedio presentan mayores problemas son: plomo, cadmio, aluminio y cromo.

Tabla 7.22. Comparación del Índice Potencial de Uso de los parámetros de las norias del DR003 con la normatividad nacional.

Parámetro	Concentración máxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Promedio medido en las norias del DR003	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	2.4	2.4
Aluminio (mg/L)	0.2	5.3	26.5
Bario (mg/L)	0.7	SD	-
Cadmio (mg/L)	0.005	0.2	40
Cobre (mg/L)	2	2.1	1.05
Cromo total (mg/L)	0.05	1.2	24
Fierro (mg/L)	0.3	0.3	1
Fluoruros (mg/L)	1.5	1.1	1
Nitratos (mg/L)	10	5.9	1
Nitritos (mg/L)	1	0	1
Plomo (mg/L)	0.01	0.6	60
Sodio (mg/L)	200	77.4	1
Sulfatos (mg/L)	400	151.7	1
SAAM (mg/L)	0.5	0.1	1
Yodo (mg/L)	0.2-0.5	0.2	1
Zinc (mg/L)	5	27.2	5.44
Total			167.39
IPU			10.461875

En el Anexo A se muestra el cálculo del IPU para cada pozo, manantial y noria con respecto a la normatividad nacional, Europea y de la Organización Mundial de la Salud. En la Tabla 7.23 se resume dicha información.

Tabla 7.23. Índice Potencial de Uso para las fuentes de abastecimiento del DR003

	Nombre de la fuente de abastecimiento	IPU (NOM-SSA-127/94)	IPU (OMS)	IPU Directiva 98/83/CE
1	Noria Tepejí del Río	5.04	5.05	5.93
2	Noria Zacamulpa	5.18	6.96	5.9
3	Manantial termal Vito	5.92	6.11	6.61
4	Pozo El Llano	6.18	6.86	8.33
5	Pozo el Rincón del Tablón	6.38	6.38	7.14
6	Pozo Tepejí del Río	7.35	7.49	8.43
7	Pozo Atotonilco	8.24	9.53	10.08
8	Pozo Boxaxni	8.29	8.85	10.28
9	Noria Iturbe	8.46	10.91	9.77
10	Pozo Tetepango	8.72	8.77	10.65
11	Pozo CFE Tlaxcoapan	8.87	8.87	8.85
12	Manantial El Salto	9.65	10.33	9.4
13	Pozo CFE Teocalco	9.69	12.14	12.66



14	Pozo San Salvador	9.73	10.26	11.87
15	Pozo Bothibaji	9.93	12.93	13.44
16	Pozo Ajacuba	9.98	9.98	11.1
17	Manantial Tezontepec	10.17	11.77	12.46
18	Pozo Montecillos	10.56	16.16	13.6
19	Pozo Grande	11.29	13.6	14.96
20	Noria Tepetango	11.37	16.95	10.32
21	Pozo Dahiedni	11.4	12.2	14.24
22	Pozo La Estancia	11.44	13.44	13.6
23	Pozo Tlalminulpa	11.71	13.95	14.35
24	Pozo Michimatongo	12.06	13.54	14.07
25	Pozo El Salto	12.09	14.94	14.06
26	Noria Vito	12.25	18.4	14.71
27	Manantial Bano Grande	13.18	13.18	14.7
28	Pozo Xochitlan	13.19	16.56	17.22
29	Pozo Tula	13.19	16.56	17.22
30	Pozo Itzculnquitapilco	13.49	13.59	16.55
31	Manantial Cerro Colorado	13.72	16.15	16.93
32	Pozo Tepatepec	13.83	17.4	18.11
33	Manantial El Ojito	14.71	16.6	18.13
34	Pozo Tlaxcoapan	15.34	18.78	18.2
35	Pozo San Francisco Bojay	15.77	18.97	20.74
36	Pozo PEMEX 9	16.15	23.19	21.57
37	Pozo Colonia Veracruz	17.08	18.98	20
38	Pozo Chicavasco	17.98	19.97	22.21
39	Pozo San José	18.25	24.03	23.43
40	Pozo Atitalaquia	19.27	21.63	21.63
41	Pozo Benito Juárez	22.33	24.6	27.43
42	Pozo El Boja	23.92	26.48	29.66
43	Pozo El Mexe	25.54	31.3	33.69
44	Pozo Caxuxi	29.63	29.71	36
45	Manantial termal Ajacuba	35.88	37.5	39.28
46	Pozo Mangas	47.17	47.17	47.17
47	Manantial termal La Cantera	57.88	63.41	68.34
48	Manantial Tlacotalpilco	362.91	391.93	423.23
49	Manantial Chilcuautila	401.58	501.85	501.73

De la Tabla anterior se puede mencionar que ningún pozo, manantial o noria posee un IPU igual a la unidad por lo que no son aptos para el uso especificado, es de señalar que el IPU varía mucho en las distintas fuentes de abastecimiento, lo cual se puede observar en la Tabla 7.24. A pesar de no mostrar buena calidad del agua en ninguna fuente de abastecimiento, para identificar y localizar las fuentes de mejor y las de peor calidad se subdividieron en rangos de IPU.

Tabla 7.24. Rangos de IPU para las fuentes de abastecimiento

Intervalo de valores de IPU	Número de abastecimientos	Porcentaje
1	0	0.00%
>1.0 y < 10	16	32.65%
>10 y < 20	24	48.98%
> 20	9	18.37%
	49	100.00%



Una vez obtenidos los datos anteriores se localizaron en un mapa (Figura 7.1) para tratar de observar una tendencia de un tratamiento poco eficiente del agua en el Valle de Tula.

7.4.4. Evaluación de la calidad

Con base en los resultados obtenidos se realizó un mapa de calidad y con base en éste y también de la información obtenida se puede concluir lo siguiente:

1. Las fuentes de abastecimiento con mejor calidad se localizan en la zona perteneciente al acuífero 1. Lugar donde se recomienda efectuar las extracciones de agua para abastecimiento, sin embargo, se deben realizar estudios de potabilización.
2. La antigüedad del riego no se comporta inversamente proporcional con la calidad del agua. Por lo que son necesarios estudios más precisos para poder concluir que estos dos factores están estrechamente vinculados.
3. Los problemas más fuertes se encuentran en la parte norte del segundo acuífero, zona donde la composición del suelo no es apta para tener un buen tratamiento. Lugar que no se recomienda para abastecer a las poblaciones.
4. Debe implementarse un sistema de pretratamiento que logre eliminar algunos parámetros que aún después del tratamiento natural persisten, los cuales son: aluminio, cadmio, cromo y plomo, coliformes fecales, cobre, fierro, fluoruros, nitratos, sodio, sulfatos y zinc.
5. Finalmente, cabe recordar que sólo se emplearon para el análisis un total de 16 parámetros para la evaluación de la calidad del agua, sin embargo, la normatividad nacional e internacional establece muchos otros parámetros, por ejemplo, los componentes orgánicos, y que en el estudio del *British Geological Survey* y la CONAGUA (1998), no se reportaron, pero que para una evaluación futura más completa deben de tomarse en cuenta.



7.5. Medidas preventivas para el buen manejo del sistema SAT en el Valle de Tula.

Finalmente, debe de reconocerse al Valle de Tula como un sistema SAT atípico, con lo cual debe dársele un manejo y una operación similar al de un SAT diseñado, para lograr que el uso de aguas residuales en la agricultura y el posterior tratamiento natural a través del suelo sigan brindando los beneficios que han traído a la comunidad, pero con la diferencia de que al mismo tiempo se reduzcan al máximo los problemas que estas prácticas acarrearán.

Después de más de 100 años de continua irrigación, presumiblemente, se está reduciendo la capacidad depuradora del sistema de tratamiento natural en el Valle de Tula, por lo tanto, es necesario aplicar medidas preventivas para alargar su vida útil. Evitando así las consecuencias negativas de la irrigación con aguas residuales, tanto en la salud de los agricultores como de los consumidores.

La medida prioritaria es someter a un pretratamiento a las aguas residuales antes de ser empleadas para riego, el pretratamiento debe enfocarse a los contaminantes que persisten aún después del paso del agua a través del suelo, debe controlar el problema microbiológico, pero al mismo tiempo debe seguir aportando el agua residual los nutrientes (materia orgánica, nitrógeno, fósforo) necesarios para el suelo. Proponiéndose la norma mexicana para la reutilización de aguas residuales en la agricultura, como la composición adecuada.

La siguiente medida estaría enfocada en seleccionar los lugares óptimos de infiltración en base a las condiciones del sitio, es decir, que deje de infiltrarse de manera indiscriminada a todo lo largo del Valle de Tula, sino que sólo se infiltre donde se sabe que el suelo está depurando el agua residual de manera adecuada. Para esto, es necesario revestir los canales de distribución en las zonas donde el terreno no sea adecuado para la infiltración, evitando así el ingreso de agua de mala calidad en los acuíferos. Y localizando lugares aún fuera del Valle de Tula, pero que se demuestre con estudios que son más adecuados para el riego con aguas residuales.

Las aguas residuales contienen cantidades variables de contaminantes en suspensión y dilución; cuando esta agua se dispone en los suelos, casi toda la materia en suspensión queda retenida en la superficie, mientras que la que está en dilución tiende a moverse junto con el agua infiltrada hacia los estratos inferiores en función de las propiedades del suelo. El conocimiento y el manejo de las propiedades de sorción, volatilización, intercambio iónico y biodegradación son la forma de evitar la contaminación de los acuíferos. Lo anterior aplica principalmente para los nutrientes y los metales, pues estos compuestos orgánicos contenidos son retenidos en las primeras capas del suelo (30-60 cm) al igual que los microorganismos (20-30 cm).

Mantener una estricta vigilancia en relación a los problemas de salud que este sufriendo la población debido al uso del agua residual, para establecer así las medidas sanitarias adecuadas, siendo las mejores, el empleo de aguas desinfectadas así como la limitación del tipo de cultivo por regar. Evitando así problemas sociales.



8. CONCLUSIONES

Las prácticas actuales de uso, reúso y disposición de aguas residuales sin tratamiento representan un gran riesgo para la salud, en el sentido de afectaciones a los agricultores y a los consumidores finales.

En el Valle de Tula ha estado presente un sistema de tratamiento natural del agua residual desde hace más de 100 años, él cual en sus características muestra similitud con un *Soil Aquifer Treatment (SAT)*. Dicho sistema de tratamiento natural esta alcanzando objetivos similares al sistema *SAT* diseñado esto en cuanto a la recarga del acuífero, la depuración del agua residual al tiempo que se emplea para la agricultura y una vez depurada, se emplea para abastecimiento a las poblaciones.

En algunas zonas del Valle de Tula se encuentra el suelo con las mejores características físicas, químicas e hidrológicas (acuífero 1), es por ello que principalmente en estos lugares es donde esta localizada el agua de mejor calidad, sin embargo, también existen zonas donde el lugar no es apto (acuífero 3), y esto se refleja en una mala calidad del agua, al persistir en grandes cantidades algunos contaminantes como aluminio, cromo, cadmio, plomo y coliformes fecales. Esto tal vez, debido a que la operación consiste en el riego con ayuda de láminas de mas 2 m de altura y un sistema de distribución del agua residual que permite la infiltración a todo lo largo del Valle de Tula, lo que ha ocasionado la contaminación lenta pero persistente de los acuíferos presentes en el Valle.

El sistema de tratamiento natural esta obteniendo porcentajes de remoción similares a los *SAT* diseñados en algunos contaminantes del agua (100 % de bacterias, huevos de helmintos y de carbono orgánico, 99.9 % de los coliformes fecales, 99.5 % de la DBO_5 , 97.5 % de SST, 96 % del nitrógeno total, 96.3 % de P, 90 % del COT y de 78 a 98 % de los metales pesados). Porcentajes de remoción mejores en comparación con un tratamiento secundario de aguas residuales, pese a no tener un manejo y operación diseñados. Demostrándose así el potencial de algunas zonas (acuífero 1) para ser empleadas como sitios de recarga y extracción de agua. No se debe confundir que el sistema de tratamiento natural poseerá siempre una mejor calidad, en comparación con un efluente primario o secundario.

Las diferencias más significativas son el pretratamiento, diseño y operación del sistema. Esto debido a que en el Valle de Tula se irriga sin darle ningún tipo de tratamiento previo al agua residual, además de que cuando se eligió el Valle de Tula como destino final de las aguas residuales del Valle de México no se conoce la elaboración de un estudio previo, por lo tanto, no tuvo, y hasta la fecha no tiene un diseño adecuado para lograr un funcionamiento uniforme.

Pero aún con estas últimas diferencias, el sistema de tratamiento natural se esta comportando de manera similar a un *SAT* diseñado, por lo que es imperativo darle un manejo y una operación similar, para así poder conservar la capacidad depuradora del suelo por un periodo más largo de tiempo.



Concluyendo, el sistema de tratamiento natural en el Valle de Tula sin duda tiene un comportamiento similar a un *SAT* diseñado y que por lo tanto, sí se desea conservar el sistema es imperativo tomar las medidas necesarias principalmente en el empleo de un pretratamiento enfocado a los contaminantes persistentes (coliformes fecales y totales, fluoruros, nitratos, sulfatos, algunos metales, y compuestos orgánicos). Localizar y emplear únicamente los lugares donde con estudios se demuestre que son los más adecuados para infiltrar aguas residuales.

En el Valle de Tula se están recargando 25 m³/s de agua residual contaminándose así, lenta pero persistentemente los acuíferos, por esto, la necesidad de buscar técnicas que permitan una infiltración controlada, por ello, se efectuó la revisión de la Recarga Artificial de Acuíferos (RAA) y el *Aquífer Storage and Recovery (ASR)*, ambas enfocadas a la recarga. Se encontró que el sistema *SAT* puede englobarse dentro de la RAA y que de una u otra manera ya se está aplicando esta técnica no intencionalmente en el Valle de Tula. Por otro lado, para el *ASR* se tiene contemplado hacer en un estudio de factibilidad en el Valle de Tula en un futuro para así aplicar ésta técnica de manera conjunta con el sistema *SAT*, hecho esto se tendrá un sistema de depuración de aguas residuales con capacidad de almacenamiento estacional.

De acuerdo con el Índice Potencial de Uso (IPU) y considerando los datos reportados por el *British Geological Survey* y la CONAGUA (1998), se estableció que el agua de las fuentes de abastecimiento no es apta para fines potables, ello debido a que excede en algunos parámetros: aluminio, cadmio, cromo y plomo en el 100 % de las fuentes de abastecimiento, y en algunos fuentes en menor porcentaje los parámetros de: coliformes fecales, cobre, fierro, fluoruros, nitratos, sodio, sulfatos y zinc. Parámetros como el bario, nitritos, SAAM y yodo no sobrepasaron en promedio la norma en ninguna fuente. Pero debe tenerse en cuenta que falta analizar los componentes orgánicos con el IPU, obteniéndose así el contenido de compuestos orgánicos volátiles (COV's) lo cual complementaría la presente tesis.

Sí se desea reutilizar el excedente de agua en el Valle de Tula como fuente de abastecimiento al Valle de México, primero debe garantizarse que el *SAT* atípico sea manejado y opere de manera controlada, por lo que es necesario replantear algunos aspectos de buen manejo del sistema. Para lograr así una buena calidad del agua en las fuentes de abastecimiento, menor impacto ecológico, reducción de impactos adversos a la salud de la población y aprovechamiento de los beneficios que esta práctica trae al Valle de Tula.



9. REFERENCIAS

- Abott y Hasnip (1997). The safe use of marginal quality water in agriculture-A guide for the water resource planner [En línea] Department for International Development. [citado 12 de Mayo 2006] Disponible en World Wide Web:
<http://www2.gtz.de/ecosan/download/DFID-guide-qualitywater.pdf>
- ASR Systems Website. (2006) [En línea] ASR Forum. [citado en Mayo 2006] Disponible en World Wide Web:
www.asrforum.com
- Bouwer E., McCarty P., Bouwer H y Rice R. (1984). Organic Contaminant behavior during rapid infiltration of secondary wastewater at the Phoenix 23rd avenue project. *Water Research* 18 (4): 463-472
- Bouwer H. (1992). Agricultural and municipal use of wastewater. *Water Science and Technology*. 26 (7-8): 1583-1591
- Bouwer H. (1991). Ground water recharge with sewage effluent. *Water Science and Technology*. 23, Kyoto: 2099-2108
- Bouwer H. (1996). Issues in artificial recharge. *Water Science and Technology*. 33 (10-11): 381-390
- Bouwer H. (2002). Artificial Recharge of groundwater. *Hydrogeology and engineering. Hydrogeology Journal* 10 (1): 121-142
- Boyle Engineering Corporation. (1999). El Paso-Las Cruces Regional Sustainable Water Project: Concept design of ASR wellfield and collection facilities – plus maps. (Final report).
- British Geological Survey, Comisión Nacional del Agua, London School of hygiene and tropical Medicine and University of Birmingham (1998). Impact of wastewater reuse on groundwater in the Mezquital Valley, Hidalgo State, Mexico. Department for International Development, DFID Final Report- Nov 1998.
- Castillo G., Mena M. P., Dibarrat F. Honeyman G. (2001). Water quality improvement of treated wastewater by intermittent soil percolation. *Water Science and Technology* 43 (12): 187-190
- Castro A. y Iturbe R. (2004) Recarga de acuíferos. *Aquaforum*. Año 8 No. 37
- CERP (2005). Comprehensive Everglades Restoration Plan. [En línea]. [citado Julio 2006] Disponible en World Wide Web:
<http://www.evergladesplan.org/index.cfm>
- Cha W., Choi H., Kim J., y Kim S. (2004). Evaluation of wastewater effluents for soil aquifer treatment in South Korea. *Water Science and Technology*. 50 (2): 315-322
- CONAGUA, Comisión Nacional del Agua (2002). Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Valle del Mezquital, estado de Hidalgo. Gerencia de aguas subterráneas. Subgerencia de evaluación y modelación hidrogeológica. Abril. 21 pp.
- Custodio E. (1986) Recarga artificial de acuíferos. *Boletín de informaciones y estudios* No 45, Servicio Geológico, MOPU. 134 pp.



Dillon P. (1999). Aquifer storage and recovery in urban areas-technology, risks, and implementation issues. Proceedings of the "international symposium on efficient water use in urban areas. - Innovative Ways of Finding Water for Cities. June 1999

Dillon P., Pavelic P., Massmann G., Barry K., Correll R. (2001). Enhancement of the membrane filtration index (MFI) method for determining the clogging potential of turbid urban stormwater and reclaimed water used for aquifer storage and recovery. *Desalination* (140) 153-165

Diario Oficial de las Comunidades Europeas (1998). Directiva 98/83/CE del consejo de noviembre de 1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (2000). Modificación 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. Secretaría de Salud, Publicada el 20 de junio de 2000

Drewes J. E. y Fox P. (1999). Behaviour and characterization of residual organic compounds in wastewater used for indirect potable reuse. *Water Science and Technology*. 40 (4-5): 391-398

Drewes J. E. y Fox P. (2000). Effect of drinking water sources on reclaimed water quality in water reuse systems. *Water Environment Research*. 72 (3): 353-361

Drewes J. E. y Fox P. (2001). Source Water Impact Model (SWIM)- a watershed guided approach as a new planning tool for indirect potable water reuse. *Water Science and Technology* 43 (10): 267-275

EPA, Environmental Protection Agency. (2004). Guidelines for water reuse. [En línea] Environmental Protection Agency. [citado 10 de Abril 2006] Disponible en World Wide Web:
www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625r04108/625r04108chap2.pdf

EPA, Environmental Protection Agency. (2002). List of drinking water contaminants and MCL's. National Primary Drinking Water Regulations. EPA-F-02-013.

Food and Agriculture Organization (FAO) (1992). Wastewater treatment and use in agriculture. FAO irrigation and drainage paper 47. Capítulo 4[En línea]. Food and Agriculture Organization [citado en febrero 2006] Disponible en World Wide Web:
www.fao.org/docrep/TO551E/to551e06.htm#4.3%20effects

Fox P., Narayanaswamy K., Genz A. y Drenes J. E. (2001). Water quality transformations during soil aquifer treatment at the Mesa Northwest Water Reclamation Plant, USA. *Water Science and Technology* 43 (10): 343-350

Fox P., Houston S., Westerhoff P y Drewes J. (2001). Investigation of soil-aquifer treatment for sustainable. Water reuse: An overview of practical applications. [En línea]. [citado en Mayo 2006] Disponible en World Wide Web:
www.mines.edu/~jdrewes/WhitePaper.pdf

Gale I., Jones H., Williams A. y Shand P (1999). ASR-UK A review of the status of research and investigations. British Geological Survey. Technical report WD/99/54. 49pp.



- Guessab M., Bize J., Schwartzbrod J., Maul A., Morlot M., Nivault N y Schwartzbrod L. (1993). Wastewater treatment by infiltration-percolation on sand: results in Ben Sergao, Morocco. *Water Science and Technology*. 27 (9): 91-95
- Guilloteau J. A., Lienard A., Vachon A. y Lesavre J. (1993). Wastewater treatment by infiltration basins. Case study: Saint Symphorien de Lay, France. *Water Science and Technology*. 27 (9): 97-104
- Haarhoff J. y Van der Merwe B. (1996) Twenty-five years of wastewater reclamation in Windhoek, Namibia. *Water Science and Technology* 33 (10-11): 25-35
- Hernández G. V. (2000). Comparación energética de las opciones para el suministro del agua a la zona metropolitana del Valle de México. Facultad de Ingeniería, UNAM. pp. 156
- Houston S. L., Duryea P. D. y Hong R. (1999). Infiltration considerations for groundwater recharge with waste effluent. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. 125 (5): 264-272
- IGME, Instituto Geominero de España (1995). Nuevas tecnologías para el saneamiento, depuración y reutilización de las aguas residuales en la provincia de Alicante.
- IGME. Instituto Geominero de España (2000). Recarga Artificial de acuíferos. Síntesis metodológica. Estudios y actuaciones realizadas en la provincia de Alicante
- Jiménez B. (1995). Estudio de disponibilidad del agua en base a su calidad y cantidad. Conferencias internacionales de manejo de fuentes de agua en ciudades áridas, Musact, Oman, Marzo
- Jiménez C. B. E.; López N. y Sotomayor C. (1997) Estudio de la calidad y suministro del agua para consumo doméstico en el Valle del Mezquital. Informe final Instituto de Ingeniería, UNAM. Proyecto 5322 elaborado para la Comisión Nacional del Agua. Febrero 1997.
- Jiménez C. B., Cruickshank C., Chávez A., Palma A., Pérez R. y Jiménez R. (1999) Estudio de la factibilidad del empleo del agua del acuífero del Valle del Mezquital para suministro del Valle de México. Instituto de Ingeniería, UNAM. Proyecto 8384 elaborado para la Comisión Nacional del Agua. Diciembre de 1998.
- Jiménez Cisneros B. (2001) La contaminación ambiental en México: Causas, efectos y tecnología. Editorial Limusa, México, 925 pp.
- Jiménez B. (2003) Health risk in aquifer recharge with recycled water. State of the art report health risks in aquifer recharge using reclaimed water. [En línea] World Health Organization. [citado 20 febrero 2006] Disponible en World Wide Web: http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/wsh0308chap3.pdf
- Jiménez Cisneros B. (*in press*) El agua en el Valle de México. [En línea] Instituto de Ingeniería, UNAM. [citado Diciembre 2006] Disponible en World Wide Web: <http://www.edomexico.gob.mx/cemapemParamos/paramo1/htm/p1%20el%20agua%20en%20el%20valle%20de%20mexico.htm>
- Kanarek A., Ahoroni A. y Michail M. (1993). Municipal wastewater reuse via soil aquifer treatment for non-potable purposes. *Water Science and Technology* 27 (7-8): 53-61



Kanarek A. y Michail M. (1996). Groundwater recharge with municipal effluent: Dan Region reclamation project, Israel. *Water Science and Technology*. 24 (11): 227-233

Kopchinsky T., Fox P., Alsmadi B. y Berner M. (1996). The effects of soil type and effluent pre-treatment on soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*. 34 (11): 235-242

Landavazo, O (2004). Propuesta de adaptación al problema de disponibilidad de agua ante el cambio climático. Cosecha y recarga de agua en eventos de precipitación extrema. [En línea] Instituto Nacional de Ecología (INE). [citado en Julio 2006] Disponible en World Wide Web:
<http://www.ine.gob.mx/dgicurg/cclimatico/download/landavazo.pdf>

Lee Y. S., Lee J. U., Choi, H., kim, K-W. (2004). Sorption behaviors of heavy metals in Soil Acuífer Treatment system. *Water Science and Technology*. 50 (2): 263-268

López J., Moreno L., Murillo D., Rubio J. y Gómez J. (*in press*). Nuevas estrategias para la depuración y reutilización de las aguas residuales urbanas. Empleo del terreno como almacén y depurador natural. [En línea]. Instituto Geológico y Minero de España [citado 20 enero 2006] Disponible en World Wide Web:
<http://aguas.igme.es/igme/publica/pdfayc6/nuepaladepu.pdf>

Metcalf & Eddy, Inc. (1995) Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización, 3ª ed. (1ª en español), McGraw-Hill, Madrid, 1995

Metrópolis. (2002). Mejora y mantenimiento de la calidad del agua en las metrópolis. Seúl 27-31 Mayo. [En línea]. World Association of the Major Metropolises [citado Junio 2006] Disponible en World Wide Web:
http://www.metropolis.org/Data/Files/143_COMISION_3_CASTELLANO_6_may.pdf

Mirecky J., Petkewich M., Conlon K y Campbell B. (2001). Aquifer storage and recovery in the Santee Limestone/Black Mingo aquifer, Charleston, South Carolina, 1993-2001. United States Geological Survey

Moreno L. (2003). La depuración de aguas residuales urbanas de pequeñas poblaciones mediante infiltración directa en el terreno. Libro publicado por el IGME 2003

Murillo J. (*in press*) Recarga artificial de acuíferos o como introducir o almacenar agua en el subsuelo [En línea]. Instituto Tecnológico y Geominero de España (ITGE) [citado 12 diciembre 2005] Disponible en World Wide Web:
<http://www.terralia.com/revista15/pagina39.htm>

Murillo R., Jiménez B., Silva V. y Chávez A. (2006) Detección de compuestos orgánicos en el *Soil Aquifer Treatment (SAT)* del Valle de Tula. XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. 24-26 de Mayo. Expo Guadalajara.

Nema P., Ojha C. S. P., Kumar A. y Khanna P. (2001). Techno-economic evaluation of soil-aquifer treatment using primary effluent at Ahmadabad, India. *Water Research* 35 (9): 2179-2190

Olsthoorn T.N. y Mosch M.J. (2002). Fifty years of artificial recharge in the Amsterdam dune area, In Dillon (Ed) *Managemnet of Aquifer Recharge for Sustainability*, Proceedings of the fourth International Symposium On Artificial Recharge, ISAR 4, Adelaide, 22-25 Sept. 2002



Oron G. (1996). Soil as a complementary treatment component for simultaneous wastewater disposal and reuse. *Water Science and Technology*. 34 (11): 243-252

PAOT. (2003) Informe anual 2003 [En línea] Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del D.F. [citado 10 Enero 2006] Disponible en World Wide Web: <http://www.paot.org.mx/centro/paot/informe2003/temas/agua.pdf>

Pérez-Paricio, A. (2000). Sobre la importancia de la recarga artificial de acuíferos en la gestión sostenible de los recursos hídricos [En línea] Instituto Tecnológico Geominero de España. [citado 18 diciembre 2005] Disponible en World Wide Web http://www.us.es/ciberico/archivos_acrobat/porto2a.perezparicio.pdf

Philips S. (2000). Optimal management of an ASR program to control land subsidence in Lancaster, California. Management of aquifer recharge for sustainable, Proceedings of the 4th international symposium on artificial recharge of groundwater, ISAR-4, Adelaide, South Australia, 22-26 September.

Pyne, D. (1995) Groundwater recharge and wells. A Guide to Aquifer Storage Recovery. Editorial Lewis Publishers, CRC Press, Boca Ratón (Florida, Estados Unidos). 376 pag.

Pyne R. D. G. y Howard J. B. (2004). Desalination/aquifer storage and recovery (DASR) a cost-effective combination for Corpus Christi, Texas. *Desalination*. 165. pp 363-367

Pyne, R. D. G. (2002). Aquifer storage and recovery wells: the path ahead. *Florida. Water Resources Journal*. Febrero, pp 19-27

Quanrud D. M., Arnold R. G., Gray W. L., Conklin M. H. (1996). Effect of soil type on water quality improvement during soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*. 33 (10-11): 419-431

Ramalho R. (1993). Tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverté.

Rovirosa y Santiago, (2004). Tratamiento de aguas residuales en zonas costeras mediante infiltración rápida en arenas. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. 22-27 Agosto en Puerto Rico.

Schöttler U. (1996). Artificial recharge of groundwater in Germany. State of art in research and practice. International symposium on Artificial Recharge of Groundwater, Helsinki.

Sheikh R. A. y Hamdan S. M. (2002). Artificial recharge in Palestine: A new technique to overcome water deficit, In Dillon (Ed) Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Proceedings of the fourth International Symposium On Artificial Recharge, ISAR 4, Adelaide, 22-25 Sept. 2002.

Sheng Z. (*in press*). An aquifer storage and recovery system with reclaimed wastewater to preserve native groundwater resources in El Paso, Texas. *Journal of environmental management*.

Siebe C. y Cifuentes E. (1993). Environmental impact of wastewater irrigation in Central Mexico; an overview". *Internacional Journal of Environmental Health Research*, 3 (4). Pp 28.



Sumner D. M., Rolston D. E. y Bradner L. A. (1998). Nutrient transport and transformation beneath an infiltration basin. *Water Environment Research*. 70 (5): 997-1004

Tang Z., Li G., Mays L. W. y Fox P. (1996). Development of methodology for the optimal operation of soil aquifer treatment systems. *Water Science and Technology*. 33 (10-11): 433-442

Tchobanoglous, G., Angelakis A. N. (1996). Technologies for wastewater treatment appropriate for reuse: potential for applications in Greece. *Water Science and Technology*. 33 (10-11): 15-24

USGS, United States Geological Survey Website (2006). [En línea]. [citado Mayo 2006] Disponible en World Wide Web: <http://www.usgs.gov/>

Viswanathan M. N., Senafy M. N., Rashid T., Awadi E. y Al-Fahad K. (1999). Improvement of tertiary wastewater quality by soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*. 40 (7): 159-163

WHO, World Health Organization (2002). WHO experts consultation on health risks in aquifer recharge using reclaimed water. Report on a meeting of an expert group. Budapest, Hungaria. 9-10 Noviembre.

WHO, World Health Organization (2002). Guidelines for drinking-water, tercera edición. Versión electrónica para la Web. [En línea] World Health Organization [citado en Agosto 2006] Disponible en World Wide Web: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf

Wilson L. G., Amy G. L., Gerba C. P., Gordon H., Johnson B. y Miller J. (1995) Water quality changes during soil aquifer treatment of tertiary effluent. *Water Environment Research* 67 (3): 371-376

Yamaguchi, T., Moldrup, P., Rolston. D. E., Ito, S., y Teranishi. (1996). Nitrification in porous media during rapid, unsaturated water flow. *Water Research*. 30 (3): 531-540



ANEXO A

Calidad de algunas fuentes de abastecimiento de acuerdo con el BGS y CONAGUA (1998)

Nombre del abastecimiento: Pozo CFE Tlaxcoapan

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentración máxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentración máxima permitida (OMS)		Concentración máxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	ND	0	-	0	-	0	-
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	9.4	2	4.7	2	4.7	2	4.7
Cromo total (mg/L)	2.2	0.05	44	0.05	44	0.05	44
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.6	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	11	10	1.1	10	1.1	50	1
Nitritos (mg/L)	ND	1	-	1	-	0.5	-
Plomo (mg/L)	ND	0.01	-	0.01	-	0.01	-
Sodio (mg/L)	270.3	200	1.4	200	1.4	200	1.4
Sulfatos (mg/L)	195	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	ND	5	-	3	-	SR	-
Total			53.2		53.2		53.1
IPU			8.87		8.87		8.85

Nombre del abastecimiento: Pozo Xochitlan

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentración máxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentración máxima permitida (OMS)		Concentración máxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	10.4	0.2	52	0.2	52	0.2	52
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.2	0.005	33	0.003	55	0.005	33
Cobre (mg/L)	5.4	2	2.7	2	2.7	2	2.7
Cromo total (mg/L)	2.7	0.05	54.9	0.05	54.9	0.05	54.9
Fierro (mg/L)	0	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.7	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	8.1	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.6	0.01	56.5	0.01	56.5	0.01	56.5
Sodio (mg/L)	290.6	200	1.5	200	1.5	200	1.5
Sulfatos (mg/L)	135.3	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.1	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	6.8	5	1.4	3	2.3	SR	-
Total			211		231.9		206.6
IPU			13.19		16.56		17.22



Nombre del abastecimiento: Pozo Tula

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	10.4	0.2	52	0.2	52	0.2	52
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.2	0.005	33	0.003	55	0.005	33
Cobre (mg/L)	5.4	2	2.7	2	2.7	2	2.7
Cromo total (mg/L)	2.7	0.05	54.9	0.05	54.9	0.05	54.9
Fierro (mg/L)	0	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.7	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	8.1	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.6	0.01	56.5	0.01	56.5	0.01	56.5
Sodio (mg/L)	290.6	200	1.5	200	1.5	200	1.5
Sulfatos (mg/L)	135.3	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.1	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	6.8	5	1.4	3	2.3	SR	-
Total			211		231.9		206.6
IPU			13.19		16.56		17.22

Nombre del abastecimiento: Pozo Tlaxcoapan

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0.2	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.3	0.005	62	0.003	103.3	0.005	62
Cobre (mg/L)	4.5	2	2.3	2	2.3	2	2.3
Cromo total (mg/L)	2	0.05	39.7	0.05	39.7	0.05	39.7
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.4	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	11.5	10	1.1	10	1.1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.7	0.01	72	0.01	72	0.01	72
Sodio (mg/L)	198.5	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	60.6	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	1	5	1	3	1	SR	-
Total			184.1		225.4		182
IPU			15.34		18.78		18.20



Nombre del abastecimiento: Pozo Tlalminulpa

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	13	0	13	0	13	0	13
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	23	0.003	38.3	0.005	23
Cobre (mg/L)	6.3	2	3.1	2	3.1	2	3.1
Cromo total (mg/L)	2.4	0.05	47.1	0.05	47.1	0.05	47.1
Fierro (mg/L)	0.3	0.3	1.2	0.3	1.2	0.2	1.7
Fluoruros (mg/L)	0.9	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	12.2	10	1.2	10	1.2	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.6	0.01	64.3	0.01	64.3	0.01	64.3
Sodio (mg/L)	316.6	200	1.6	200	1.6	200	1.6
Sulfatos (mg/L)	213.4	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	22.7	5	4.5	3	7.6	SR	-
Total			164		181.4		157.8
IPU			11.71		13.95		14.35

Nombre del abastecimiento: Pozo Tetepango

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	2	0	2	0	2	0	2
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0.2	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	2.3	2	1.1	2	1.1	2	1.1
Cromo total (mg/L)	1.3	0.05	25.1	0.05	25.1	0.05	25.1
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.5	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	10.1	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	ND	1	-	1	-	0.5	-
Plomo (mg/L)	0.5	0.01	53	0.01	53	0.01	53
Sodio (mg/L)	75.9	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	73.9	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	4.4	5	1	3	1.5	SR	-
Total			87.2		87.7		85.2
IPU			8.72		8.77		10.65



Nombre del abastecimiento: Pozo Tepeji del Río

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	
C fecales (NMP/100mL)	8	0	8	0	8	0	8
Aluminio (mg/L)	2.1	0.2	10.7	0.2	10.7	0.2	10.7
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0	0.005	1	0.003	1	0.005	2
Cobre (mg/L)	13.3	2	6.7	2	6.7	2	6.7
Cromo total (mg/L)	1.9	0.05	38.8	0.05	38.8	0.05	38.8
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.2	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	1	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.2	0.01	21.5	0.01	21.5	0.01	21.5
Sodio (mg/L)	32.2	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	18.9	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	14.2	5	2.8	3	4.7	SR	-
Total			95.5		97.4		92.7
IPU			7.35		7.49		8.43

Nombre del abastecimiento: Pozo San Francisco Bojay

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	
C fecales (NMP/100mL)	4	0	4	0	4	0	4
Aluminio (mg/L)	31.3	0.2	156.5	0.2	156.5	0.2	156.5
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	22	0.003	36.7	0.005	22
Cobre (mg/L)	3.8	2	1.9	2	1.9	2	1.9
Cromo total (mg/L)	1.5	0.05	29.6	0.05	29.6	0.05	29.6
Fierro (mg/L)	0.1	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	1.3	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	6.6	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.3	0.01	28.3	0.01	28.3	0.01	28.3
Sodio (mg/L)	141.5	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	387.7	400	1	250	1.6	250	1.6
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.1	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	2.5	5	1	3	1	SR	-
Total			252.3		265.6		248.9
IPU			15.77		18.97		20.74



Nombre del abastecimiento: Pozo Tepatepec

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE		
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi		
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	5.9	0.2	29.6	0.2	29.6	0.2	29.6
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.2	0.005	36	0.003	60	0.005	36
Cobre (mg/L)	6	2	3	2	3	2	3
Cromo total (mg/L)	3.3	0.05	66	0.05	66	0.05	66
Fierro (mg/L)	0.1	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.5	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	10.2	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.8	0.01	75.7	0.01	75.7	0.01	75.7
Sodio (mg/L)	186.8	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	149.7	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	3.8	5	1	3	1.3	SR	-
Total			221.3		243.6		217.3
IPU			13.83		17.40		18.11

Nombre del abastecimiento: Pozo San Salvador

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE		
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi		
C fecales (NMP/100mL)	10	0	10	0	10	0	10
Aluminio (mg/L)	2.6	0.2	13	0.2	13	0.2	13
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	12	0.003	20	0.005	12
Cobre (mg/L)	4.8	2	2.4	2	2.4	2	2.4
Cromo total (mg/L)	2.1	0.05	42.9	0.05	42.9	0.05	42.9
Fierro (mg/L)	0.1	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.1	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	12	10	1.2	10	1.2	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.6	0.01	56	0.01	56	0.01	56
Sodio (mg/L)	210.5	200	1.1	200	1.1	200	1.1
Sulfatos (mg/L)	128.7	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	6.9	5	1.4	3	2.3	SR	-
Total			146		153.9		142.4
IPU			9.73		10.26		11.87



Nombre del abastecimiento: Pozo San José

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi		Isubi		Isubi	
C fecales (NMP/100mL)	20	0	20	0	20	0	20
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0.3	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.4	0.005	78	0.003	130	0.005	78
Cobre (mg/L)	6.5	2	3.2	2	3.2	2	3.2
Cromo total (mg/L)	2.9	0.05	58.6	0.05	58.6	0.05	58.6
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.9	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	9.7	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.7	0.01	69.5	0.01	69.5	0.01	69.5
Sodio (mg/L)	183.9	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	111.8	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	1.3	5	1	3	1	SR	-
Total			237.3		288.3		234.3
IPU			18.25		24.03		23.43

Nombre del abastecimiento: Pozo PEMEX 9

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi		Isubi		Isubi	
C fecales (NMP/100mL)	45	0	45	0	45	0	45
Aluminio (mg/L)	2.9	0.2	14.7	0.2	14.7	0.2	14.7
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.5	0.005	90	0.003	150	0.005	90
Cobre (mg/L)	4.9	2	2.4	2	2.4	2	2.4
Cromo total (mg/L)	1.8	0.05	36.5	0.05	36.5	0.05	36.5
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.6	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	12.7	10	1.3	10	1.3	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.4	0.01	43.7	0.01	43.7	0.01	43.7
Sodio (mg/L)	197	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	126.9	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	8	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	8.6	5	1.7	3	2.9	SR	-
Total			242.3		301.5		237.3
IPU			16.15		23.19		21.57



Nombre del abastecimiento: Pozo Montecillos

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	3.5	0.2	17.4	0.2	17.4	0.2	17.4
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.4	0.005	86	0.003	143.3	0.005	86
Cobre (mg/L)	4.8	2	2.4	2	2.4	2	2.4
Cromo total (mg/L)	1.3	0.05	26.2	0.05	26.2	0.05	26.2
Fierro (mg/L)	0	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	1.8	1.5	1.2	1.5	1.2	1.5	1.2
Nitratos (mg/L)	5.3	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.2	0.01	24	0.01	24	0.01	24
Sodio (mg/L)	118.2	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	165	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.1	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	14.1	5	2.8	3	4.7	SR	-
Total			169		226.2		163.2
IPU			10.56		16.16		13.60

Nombre del abastecimiento: Pozo Michimaltongo

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	20.7	0.2	103.5	0.2	103.5	0.2	103.5
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	10	0.003	16.7	0.005	10
Cobre (mg/L)	1.6	2	1	2	1	2	1
Cromo total (mg/L)	1.7	0.05	33.2	0.05	33.2	0.05	33.2
Fierro (mg/L)	0.1	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	1.6	1.5	1.1	1.5	1.1	1.5	1.1
Nitratos (mg/L)	1.6	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	ND	0.01	-	0.01	-	0.01	-
Sodio (mg/L)	55.4	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	103.5	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	2.5	5	1	3	1	SR	-
Total			156.8		162.5		154.8
IPU			12.06		13.54		14.07



Nombre del abastecimiento: Pozo Mangas

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	272	0	272	0	272	0	272
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	7.2	2	3.6	2	3.6	2	3.6
Cromo total (mg/L)	3	0.05	60.7	0.05	60.7	0.05	60.7
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	1.8	1.5	1.2	1.5	1.2	1.5	1.2
Nitratos (mg/L)	14.4	10	1.4	10	1.4	50	1
Nitritos (mg/L)	ND	1	-	1	-	0.5	-
Plomo (mg/L)	0.8	0.01	82	0.01	82	0.01	82
Sodio (mg/L)	316.1	200	1.6	200	1.6	200	1.6
Sulfatos (mg/L)	138.6	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	ND	5	-	3	-	SR	-
Total			424.5		424.5		423.1
IPU			47.17		47.17		47.01

Nombre del abastecimiento: Pozo La Estancia

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	31	0	31	0	31	0	31
Aluminio (mg/L)	3.6	0.2	18	0.2	18	0.2	18
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	20	0.003	33.3	0.005	20
Cobre (mg/L)	5.6	2	2.8	2	2.8	2	2.8
Cromo total (mg/L)	1.9	0.05	38.4	0.05	38.4	0.05	38.4
Fierro (mg/L)	0.2	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.4	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	7.1	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.5	0.01	47	0.01	47	0.01	47
Sodio (mg/L)	31.3	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	22.3	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	32	5	6.4	3	10.7	SR	-
Total			171.6		188.2		163.2
IPU			11.44		13.44		13.60



Nombre del abastecimiento: Pozo Itzculnquitapilco

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi		Isubi		Isubi	
C fecales (NMP/100mL)	ND	0	-	0	-	0	-
Aluminio (mg/L)	1.9	0.2	9.6	0.2	9.6	0.2	9.6
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	6.7	2	3.4	2	3.4	2	3.4
Cromo total (mg/L)	4.6	0.05	92.4	0.05	92.4	0.05	92.4
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.4	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	3.5	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	ND	1	-	1	-	0.5	-
Plomo (mg/L)	0.2	0.01	23	0.01	23	0.01	23
Sodio (mg/L)	49.5	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	20.7	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	7.4	5	1.5	3	2.5	SR	-
Total			134.9		135.9		132.4
IPU			13.49		13.59		16.55

Nombre del abastecimiento: Pozo Grande

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi		Isubi		Isubi	
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	4	0.2	20.1	0.2	20.1	0.2	20.1
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	14	0.003	23.3	0.005	14
Cobre (mg/L)	8.1	2	4	2	4	2	4
Cromo total (mg/L)	1.9	0.05	38.3	0.05	38.3	0.05	38.3
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.2	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	16.6	10	1.7	10	1.7	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.8	0.01	81.5	0.01	81.5	0.01	81.5
Sodio (mg/L)	244.1	200	1.7	200	1.7	200	1.7
Sulfatos (mg/L)	236.2	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.2	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.1	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	3.6	5	1	3	1.2	SR	-
Total			169.3		176.8		164.6
IPU			11.29		13.60		14.96



Nombre del abastecimiento: Pozo el Salto

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE		
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi		
C fecales (NMP/100mL)	11	0	11	0	11	0	11
Aluminio (mg/L)	2.5	0.2	12.7	0.2	12.7	0.2	12.7
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.3	0.005	54	0.003	90	0.005	54
Cobre (mg/L)	3	2	1.5	2	1.5	2	1.5
Cromo total (mg/L)	2.3	0.05	46.5	0.05	46.5	0.05	46.5
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.5	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	2.6	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.2	0.01	24	0.01	24	0.01	24
Sodio (mg/L)	84.4	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	33.4	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	7.4	5	1.5	3	2.5	SR	-
Total			157.2		194.2		154.7
IPU			12.09		14.94		14.06

Nombre del abastecimiento: Pozo El Rincón de Tablon

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE		
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi		
C fecales (NMP/100mL)	ND	0	-	0	-	0	-
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	1.8	2	1	2	1	2	1
Cromo total (mg/L)	0.4	0.05	7	0.05	7	0.05	7
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.5	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	3.8	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	ND	1	-	1	-	0.5	-
Plomo (mg/L)	0.4	0.01	38	0.01	38	0.01	38
Sodio (mg/L)	103.3	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	22.1	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	ND	5	-	3	-	SR	-
Total			51		51		50
IPU			6.38		6.38		7.14



Nombre del abastecimiento: Pozo El Mexe

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi		Isubi		Isubi	
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	38.3	0.2	191.7	0.2	191.7	0.2	191.7
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.2	0.005	46	0.003	76.7	0.005	46
Cobre (mg/L)	5.8	2	2.9	2	2.9	2	2.9
Cromo total (mg/L)	5.8	0.05	115.4	0.05	115.4	0.05	115.4
Fierro (mg/L)	0	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.5	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	5.3	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.4	0.01	41.3	0.01	41.3	0.01	41.3
Sodio (mg/L)	86.4	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	68.3	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.1	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	6.5	5	1.3	3	2.2	SR	-
Total			408.6		438.2		404.3
IPU			25.54		31.30		33.69

Nombre del abastecimiento: Pozo El Llano

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi		Isubi		Isubi	
C fecales (NMP/100mL)	4	0	4	0	4	0	4
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	2.7	2	1.4	2	1.4	2	1.4
Cromo total (mg/L)	0.9	0.05	17	0.05	17	0.05	17
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	2.2	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
Nitratos (mg/L)	3.2	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	ND	1	-	1	-	0.5	-
Plomo (mg/L)	0.4	0.01	36.5	0.01	36.5	0.01	36.5
Sodio (mg/L)	128.3	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	1055.9	400	2.6	250	4.2	250	4.2
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.1	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	1.9	5	1	3	1	SR	-
Total			68		68.6		66.6
IPU			6.18		6.86		8.33



Nombre del abastecimiento: Pozo El Boja

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentración máxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentración máxima permitida (OMS)		Concentración máxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	44	0	44	0	44	0	44
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	6.3	2	3.2	2	3.2	2	3.2
Cromo total (mg/L)	4.7	0.05	94.8	0.05	94.8	0.05	94.8
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.2	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	17.8	10	1.8	10	1.8	50	1.8
Nitritos (mg/L)	ND	1	-	1	-	0.5	-
Plomo (mg/L)	0.9	0.01	90	0.01	90	0.01	90
Sodio (mg/L)	277.1	200	1.4	200	1.4	200	1.4
Sulfatos (mg/L)	272	400	1	250	1.1	250	1.1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	ND	5	-	3	-	SR	-
Total			239.2		238.3		237.3
IPU			23.92		26.48		29.66

Nombre del abastecimiento: Pozo Dahiedhi

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentración máxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentración máxima permitida (OMS)		Concentración máxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	2.6	0.2	12.9	0.2	12.9	0.2	12.9
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	5.2	2	2.6	2	2.6	2	2.6
Cromo total (mg/L)	5.1	0.05	101.1	0.05	101.1	0.05	101.1
Fierro (mg/L)	0.1	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.4	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	7.4	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.3	0.01	33	0.01	33	0.01	33
Sodio (mg/L)	61.4	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	77	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	3.1	5	1	3	1	SR	-
Total			159.6		158.6		156.6
IPU			11.40		12.20		14.24



Nombre del abastecimiento: Pozo Colonia Veracruz

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	4.8	0.2	24.2	0.2	24.2	0.2	24.2
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	10	0.003	16.7	0.005	10
Cobre (mg/L)	6	2	3	2	3	2	3
Cromo total (mg/L)	8.8	0.05	175.8	0.05	175.8	0.05	175.8
Fierro (mg/L)	0	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	1.1	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	5.6	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	ND	0.01	-	0.01	-	0.01	-
Sodio (mg/L)	209.2	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	139.4	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	2.7	5	1	3	1	SR	-
Total			222		227.7		220
IPU			17.08		18.98		20.00

Nombre del abastecimiento: Pozo Chicavasco

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	18.8	0	18	0	18	0	18
Aluminio (mg/L)	20.6	0.2	103	0.2	103	0.2	103
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	16	0.003	26.7	0.005	16
Cobre (mg/L)	5.7	2	2.8	2	2.8	2	2.8
Cromo total (mg/L)	1.5	0.05	30.5	0.05	30.5	0.05	30.5
Fierro (mg/L)	0	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.1	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	12.3	10	1.2	10	1.2	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.9	0.01	90	0.01	90	0.01	90
Sodio (mg/L)	234.9	200	1.2	200	1.2	200	1.2
Sulfatos (mg/L)	174	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	3.6	5	1	3	1.2	SR	-
Total			269.7		279.6		266.5
IPU			17.98		19.97		22.21



Nombre del abastecimiento: Pozo CFE Teocalco

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	3.2	0.2	16	0.2	16	0.2	16
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	24	0.003	40	0.005	24
Cobre (mg/L)	4.2	2	2.1	2	2.1	2	2.1
Cromo total (mg/L)	1	0.05	20.3	0.05	20.3	0.05	20.3
Fierro (mg/L)	0.1	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	1	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	8.9	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.8	0.01	81.3	0.01	81.3	0.01	81.3
Sodio (mg/L)	148.1	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	539.6	400	1.3	250	2.2	250	2.2
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.1	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	3.3	5	1	3	1.1	SR	-
Total			155		170		151.9
IPU			9.69		12.14		12.66

Nombre del abastecimiento: Pozo Caxuxi

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	56	0	56	0	56	0	56
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	6.5	2	3.2	2	3.2	2	3.2
Cromo total (mg/L)	8.9	0.05	177.2	0.05	177.2	0.05	177.2
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.2	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	18.8	10	1.9	10	1.9	50	1.9
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.8	0.01	80.5	0.01	80.5	0.01	80.5
Sodio (mg/L)	401	200	2	200	2	200	2
Sulfatos (mg/L)	310.9	400	1	250	1.2	250	1.2
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	5.5	5	1.1	3	1.8	SR	-
Total			325.9		326.8		324
IPU			29.63		29.71		36.00



Nombre del abastecimiento: Pozo Boxaxni

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	6.7	0.2	33.4	0.2	33.4	0.2	33.4
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	3.3	2	1.6	2	1.6	2	1.6
Cromo total (mg/L)	1.6	0.05	31.9	0.05	31.9	0.05	31.9
Fierro (mg/L)	0.1	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.6	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	1.8	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.4	0.01	39	0.01	39	0.01	39
Sodio (mg/L)	249.5	200	1.2	200	1.2	200	1.2
Sulfatos (mg/L)	43.8	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	1.3	5	1	3	1	SR	-
Total			116.1		115.1		113.1
IPU			8.29		8.85		10.28

Nombre del abastecimiento: Pozo Bothibaji

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	2	0	2	0	2	0	2
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	26	0.003	43.3	0.005	26
Cobre (mg/L)	3.7	2	1.8	2	1.8	2	1.8
Cromo total (mg/L)	2.3	0.05	45.6	0.05	45.6	0.05	45.6
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.2	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	14.5	10	1.5	10	1.5	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.5	0.01	54	0.01	54	0.01	54
Sodio (mg/L)	106.9	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	112.9	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.1	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	5.7	5	1.1	3	1.9	SR	-
Total			139		155.1		134.4
IPU			9.93		12.93		13.44



Nombre del abastecimiento: Pozo Benito Juarez

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	19.4	0.2	97	0.2	97	0.2	97
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	12	0.003	20	0.005	12
Cobre (mg/L)	4.5	2	2.2	2	2.2	2	2.2
Cromo total (mg/L)	5.1	0.05	102.4	0.05	102.4	0.05	102.4
Fierro (mg/L)	0.1	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.8	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	6.3	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	1.1	0.01	108.5	0.01	108.5	0.01	108.5
Sodio (mg/L)	222.2	200	1.1	200	1.1	200	1.1
Sulfatos (mg/L)	119.1	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	18.6	5	3.7	3	6.2	SR	-
Total			334.9		344.4		329.2
IPU			22.33		24.60		27.43

Nombre del abastecimiento: Pozo Atotonilco

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	2.1	0.2	10.7	0.2	10.7	0.2	10.7
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	14	0.003	23.3	0.005	14
Cobre (mg/L)	1.5	2	1	2	1	2	1
Cromo total (mg/L)	2	0.05	40.9	0.05	40.9	0.05	40.9
Fierro (mg/L)	0.4	0.3	1.5	0.3	1.5	0.2	2
Fluoruros (mg/L)	1.1	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	3.2	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.5	0.01	46	0.01	46	0.01	46
Sodio (mg/L)	127.7	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	134.1	400	1	250	1.4	250	1.4
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	7.7	5	1.5	3	2.6	SR	-
Total			123.6		133.4		121
IPU			8.24		9.53		10.08



Nombre del abastecimiento: Pozo Atitlaquia

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	92	0	92	0	92	0	92
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	6.8	2	3.4	2	3.4	2	3.4
Cromo total (mg/L)	2.5	0.05	49	0.05	49	0.05	49
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	1.2	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	6	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	ND	1	-	1	-	0.5	-
Plomo (mg/L)	0.2	0.01	24	0.01	24	0.01	24
Sodio (mg/L)	189.6	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	393.2	400	1	250	1.6	250	1.6
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	ND	5	-	3	-	SR	-
Total			173.4		173		173
IPU			19.27		21.63		21.63

Nombre del abastecimiento: Pozo Ajacuba

Parámetro	Promedio medido en el pozo	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	ND	0	-	0	-	0	-
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	2.7	2	1.3	2	1.3	2	1.3
Cromo total (mg/L)	2.1	0.05	42.5	0.05	42.5	0.05	42.5
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.3	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	2.6	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.4	0.01	40	0.01	40	0.01	40
Sodio (mg/L)	128.9	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	88.5	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	ND	5	-	3	-	SR	-
Total			89.8		89.8		88.8
IPU			9.98		9.98		11.10



Nombre del abastecimiento: Noria Zacamulpa

Parámetro	Promedio medido en la noria	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0.0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	5.6	0.2	28	0.2	28	0.2	28
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	18	0.003	33.3	0.005	18
Cobre (mg/L)	4.0	2	2	2	2	2	2
Cromo total (mg/L)	0.5	0.05	9.2	0.05	10	0.05	9.2
Fierro (mg/L)	0.1	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	2.5	1.5	1.6	1.5	1.7	1.5	1.6
Nitratos (mg/L)	11.2	10	1.1	10	1.1	50	1.1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	ND	0.01	-	0.01	-	0.01	-
Sodio (mg/L)	69.2	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	92.4	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	7.2	5	1.4	3	2.4	SR	-
Total			67.3		83.5		64.9
IPU			5.18		6.96		5.90

Nombre del abastecimiento: Noria Tepetango

Parámetro	Promedio medido en la noria	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	6.0	0	6	0	6	0	6
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.3	0.005	54	0.003	100	0.005	54
Cobre (mg/L)	0.9	2	1	2	1	2	1
Cromo total (mg/L)	1.7	0.05	34.2	0.05	34.2	0.05	34.2
Fierro (mg/L)	0.6	0.3	1.9	0.3	1.9	0.2	3
Fluoruros (mg/L)	0.3	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	3.6	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	ND	0.01	-	0.01	-	0.01	-
Sodio (mg/L)	28.7	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	28.5	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	115.0	5	23	3	38.3	SR	-
Total			125.1		186.4		103.2
IPU			11.37		16.95		10.32



Nombre del abastecimiento: Noria Tepeji del Río

Parámetro	Promedio medido en la noria	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	6.0	0	6	0	6	0	6
Aluminio (mg/L)	5.6	0.2	27.8	0.2	27.8	0.2	27.8
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	1.8	2	1	2	1	2	1
Cromo total (mg/L)	0.7	0.05	13.6	0.05	13.6	0.05	13.6
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.4	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	2.7	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	ND	0.01	-	0.01	-	0.01	-
Sodio (mg/L)	26.2	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	69.4	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.2	0.2-0.5	1	SR	1	SR	-
Zinc (mg/L)	3.3	5	1	3	1.1	SR	-
Total			55.4		55.5		53.4
IPU			5.04		5.05		5.93

Nombre del abastecimiento: Noria I turbe

Parámetro	Promedio medido en la noria	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0.0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	4.7	0.2	23.6	0.2	23.6	0.2	23.6
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	10	0.003	33.3	0.005	10
Cobre (mg/L)	2.3	2	1.1	2	1.1	2	1.1
Cromo total (mg/L)	0.9	0.05	18.6	0.05	18.6	0.05	18.6
Fierro (mg/L)	0.1	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	1.0	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	7.4	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.6	0.01	56	0.01	56	0.01	56
Sodio (mg/L)	185.8	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	465.6	400	1.2	250	1.9	250	1.9
SAAM (mg/L)	0.2	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	3.8	5	1	3	1.3	SR	-
Total			118.5		141.8		117.2
IPU			8.46		10.91		9.77



Nombre del abastecimiento: Noria Vito

Parámetro	Promedio medido en la noria	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Isubi	Concentracion maxima permitida (OMS)	Isubi	Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0.0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.4	0.005	84	0.003	133.3	0.005	84
Cobre (mg/L)	1.5	2	1	2	1	2	1
Cromo total (mg/L)	2.1	0.05	41.4	0.05	41.4	0.05	41.4
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	1.2	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	3.1	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	ND	0.01	-	0.01	-	0.01	-
Sodio (mg/L)	77.2	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	53.6	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	7.0	5	1.4	3	2.3	SR	-
Total			134.8		184		132.4
IPU			12.25		18.40		14.71

Nombre del abastecimiento: Manantial Tlacotalpilco

Parámetro	Promedio medido en el manantial	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)	Isubi	Concentracion maxima permitida (OMS)	Isubi	Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	4500.0	0	4500	0	4500	0	4500
Aluminio (mg/L)	11.7	0.2	58.5	0.2	58.5	0.2	58.5
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	22	0.003	36.7	0.005	22
Cobre (mg/L)	1.3	2	1	2	1	2	1
Cromo total (mg/L)	1.9	0.05	37.2	0.05	37.2	0.05	37.2
Fierro (mg/L)	0.0	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.5	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	6.9	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	4.5	0.01	454	0.01	454	0.01	454
Sodio (mg/L)	96.8	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	282.0	400	1	250	1.1	250	1.1
SAAM (mg/L)	0.0	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	4.9	5	1	3	1.6	SR	-
Total			5080.7		5095.1		5078.8
IPU			362.91		391.93		423.23



Nombre del abastecimiento: Manantial Tezontepec

Parámetro	Promedio medido en el manantial	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	
C fecales (NMP/100mL)	0.0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	3.6	0.2	18	0.2	18	0.2	18
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	20	0.003	33.3	0.005	20
Cobre (mg/L)	4.8	2	2.4	2	2.4	2	2.4
Cromo total (mg/L)	2.2	0.05	43.4	0.05	43.4	0.05	43.4
Fierro (mg/L)	0.1	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	11.6	1.5	7.7	1.5	7.7	1.5	7.7
Nitratos (mg/L)	9.4	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.5	0.01	52	0.01	52	0.01	52
Sodio (mg/L)	195.1	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	185.1	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	1.8	5	1	3	1	SR	-
Total			152.5		164.8		149.5
IPU			10.17		11.77		12.46

Nombre del abastecimiento: Manantial termal La Canterra

Parámetro	Promedio medido en el manantial	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	
C fecales (NMP/100mL)	0.0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	3.7	0.2	18.6	0.2	18.6	0.2	18.6
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	10	0.003	16.7	0.005	10
Cobre (mg/L)	8.2	2	4.1	2	4.1	2	4.1
Cromo total (mg/L)	7.1	0.05	141.1	0.05	141.1	0.05	141.1
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	1.6	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	1.3	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	5.7	0.01	568	0.01	568	0.01	568
Sodio (mg/L)	276.4	200	1.4	200	1.4	200	1.4
Sulfatos (mg/L)	1132.1	400	2.8	250	4.5	250	4.5
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.1	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	7.6	5	1.5	3	2.5	SR	-
Total			752.5		760.9		751.7
IPU			57.88		63.41		68.34



Nombre del abastecimiento: Manantial termal Ajacuba

Parámetro	Promedio medido en el manantial	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	20.0	0	20	0	20	0	20
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	26	0.003	43.3	0.005	26
Cobre (mg/L)	7.3	2	3.7	2	3.7	2	3.7
Cromo total (mg/L)	13.2	0.05	264	0.05	264	0.05	264
Fierro (mg/L)	1.3	0.3	4.5	0.3	4.5	0.2	6.7
Fluoruros (mg/L)	1.8	1.5	1.2	1.5	1.2	1.5	1.2
Nitratos (mg/L)	0.6	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	1.0	0.01	104	0.01	104	0.01	104
Sodio (mg/L)	343.2	200	1.7	200	1.7	200	1.7
Sulfatos (mg/L)	711.8	400	1.8	250	2.8	250	2.8
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	8.3	5	1.7	3	2.8	SR	-
Total			430.6		450		432.1
IPU			35.88		37.50		39.28

Nombre del abastecimiento: Manantial El Salto

Parámetro	Promedio medido en el manantial	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	10.0	0	10	0	10	0	10
Aluminio (mg/L)	2.8	0.2	14	0.2	14	0.2	14
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.0	0.005	1	0.003	1	0.005	1
Cobre (mg/L)	4.8	2	2.4	2	2.4	2	2.4
Cromo total (mg/L)	2.3	0.05	45	0.05	45	0.05	45
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.5	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	4.1	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.3	0.01	26	0.01	26	0.01	26
Sodio (mg/L)	110.5	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	41.9	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	61.8	5	12.4	3	20.6	SR	-
Total			115.8		124		103.4
IPU			9.65		10.33		9.40



Nombre del abastecimiento: Manantial El Ojito

Parámetro	Promedio medido en el manantial	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0.0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	18.0	0.2	90	0.2	90	0.2	90
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	18	0.003	30	0.005	18
Cobre (mg/L)	7.5	2	3.8	2	3.8	2	3.8
Cromo total (mg/L)	2.3	0.05	45.3	0.05	45.3	0.05	45.3
Fierro (mg/L)	0.0	0.3	1	0.3	1	0.2	1
Fluoruros (mg/L)	0.6	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	13.3	10	1.3	10	1.3	50	1.3
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.5	0.01	53	0.01	53	0.01	53
Sodio (mg/L)	212.4	200	1.1	200	1.1	200	1.1
Sulfatos (mg/L)	167.9	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	5.6	5	1.1	3	1.9	SR	-
Total			220.6		232.4		217.5
IPU			14.71		16.60		18.13

Nombre del abastecimiento: Manantial Chilcuautla

Parámetro	Promedio medido en el manantial	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
			Isubi		Isubi		Isubi
C fecales (NMP/100mL)	3959.0	0	3959	0	3959	0	3959
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	5.6	2	2.8	2	2.8	2	2.8
Cromo total (mg/L)	1.2	0.05	24.5	0.05	24.5	0.05	24.5
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.6	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	5.2	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	ND	1	-	1	-	0.5	-
Plomo (mg/L)	0.2	0.01	23.5	0.01	23.5	0.01	23.5
Sodio (mg/L)	112.7	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	117.8	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	0.1	0.2-0.5	1	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	ND	5	-	3	-	SR	-
Total			4015.8		4014.8		4013.8
IPU			401.58		501.85		501.73



Nombre del abastecimiento: Manantial Cerro Colorado

Parámetro	Promedio medido en el manantial	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	61.3	0	61.3	0	61.3	0	61.3
Aluminio (mg/L)	3.3	0.2	16.7	0.2	16.7	0.2	16.7
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.2	0.005	32	0.003	53.3	0.005	32
Cobre (mg/L)	7.1	2	3.6	2	3.6	2	3.6
Cromo total (mg/L)	2.0	0.05	39.7	0.05	39.7	0.05	39.7
Fierro (mg/L)	0.3	0.3	1	0.3	1	0.2	1.5
Fluoruros (mg/L)	0.8	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	11.9	10	1.2	10	1.2	50	1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	0.4	0.01	43.3	0.01	43.3	0.01	43.3
Sodio (mg/L)	198.0	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	181.6	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	0.1	0.5	1	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	2.5	5	1	3	1	SR	-
Total			205.8		226.1		203.1
IPU			13.72		16.15		16.93

Nombre del abastecimiento: Manantial Bano Grande

Parámetro	Promedio medido en el manantial	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	14.0	0	14	0	14	0	14
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	0.1	0.7	1	0.7	1	SR	-
Cadmio (mg/L)	ND	0.005	-	0.003	-	0.005	-
Cobre (mg/L)	2.9	2	1.4	2	1.4	2	1.4
Cromo total (mg/L)	1.9	0.05	37.2	0.05	37.2	0.05	37.2
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	0.6	1.5	1	1.5	1	1.5	1
Nitratos (mg/L)	6.4	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	ND	1	-	1	-	0.5	-
Plomo (mg/L)	0.6	0.01	61	0.01	61	0.01	61
Sodio (mg/L)	178.0	200	1	200	1	200	1
Sulfatos (mg/L)	145.0	400	1	250	1	250	1
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	ND	5	-	3	-	SR	-
Total			118.6		118.6		117.6
IPU			13.18		13.18		14.70



Nombre del abastecimiento: Manantial termal Vito

Parámetro	Promedio medido en el manantial	Concentracion maxima permitida (NOM-SSA-127/94)		Concentracion maxima permitida (OMS)		Concentracion maxima permitida Directiva 98/83/CE	
		Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi	Isubi
C fecales (NMP/100mL)	0.0	0	1	0	1	0	1
Aluminio (mg/L)	ND	0.2	-	0.2	-	0.2	-
Bario (mg/L)	ND	0.7	-	0.7	-	SR	-
Cadmio (mg/L)	0.1	0.005	16	0.003	16	0.005	16
Cobre (mg/L)	3.6	2	1.8	2	1.8	2	1.8
Cromo total (mg/L)	1.6	0.05	31.2	0.05	31.2	0.05	31.2
Fierro (mg/L)	ND	0.3	-	0.3	-	0.2	-
Fluoruros (mg/L)	2.9	1.5	1.9	1.5	1.9	1.5	1.9
Nitratos (mg/L)	1.2	10	1	10	1	50	1
Nitritos (mg/L)	0.0	1	1	1	1	0.5	1
Plomo (mg/L)	ND	0.01	-	0.01	-	0.01	-
Sodio (mg/L)	391.9	200	2	200	2	200	2
Sulfatos (mg/L)	905.3	400	2.3	250	3.6	250	3.6
SAAM (mg/L)	ND	0.5	-	SR	-	SR	-
Yodo (mg/L)	ND	0.2-0.5	-	SR	-	SR	-
Zinc (mg/L)	4.7	5	1	3	1.6	SR	-
Total			59.2		61.1		59.5
IPU			5.92		6.11		6.61