

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA  
INSTITUTO DE INGENIERÍA  
MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA**



**ESTUDIO EXPERIMENTAL Y SIMULACIÓN NUMÉRICA DE LA  
RECARGA ARTIFICIAL DEL ACUÍFERO CON AGUA RESIDUAL  
TRATADA DE SAN LUIS RÍO COLORADO, SONORA.**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:  
JESUS ARTURO SOL URIBE

DIRECTOR DE TESIS  
DR. JAIME ALONSO REYES LOPEZ

Mexicali, Baja California.

Enero 2008.

## AGRADECIMIENTOS

Al **Centro de Estudios Superiores del Estado de Sonora (CESUES)** y al **Programa de Mejoramiento del Profesorado de Educación Superior (PROMEP)** que hizo posible la culminación de mis estudios de doctorado

Al **Dr. Jaime Alonso Reyes López**, por su apoyo y valioso tiempo dedicado en la dirección del presente trabajo.

Al **Organismo Operador Municipal de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (OOMAPAS)** de San Luis Río Colorado, Sonora y al **Ing Humberto Hernández Aguilar**, por el apoyo organizacional que hizo posible la realización de este estudio.

A los Doctores: **Jorge Ramírez Hernández, Lorenzo Valenzuela Vázquez, Concepción Carreón Diazconti, Octavio Lázaro Mancillas y Dina Areli Larios López** por sus sugerencias en el desarrollo y revisión del presente trabajo.

Al **Instituto de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Baja California.**

## DEDICATORIA

A **Dios**, el gran significado de nuestra existencia.

A mi esposa **Laura Elena Navarro Ramos** por su amor, apoyo y sobre todo por el tiempo y comprensión en la culminación de esta meta.

A mis hijos: **Jesús Arturo, Diana Laura y Ana Lucia** por ser la alegría e ilusión de nuestra familia.

A mis padres **María Elena Uribe y Juan Sol**.

A mis hermanos **Teresa, Cecilio, Francisca, José y Humberto**

# **INDICE**

---

**ÍNDICE**

<b>RESUMEN .....</b>	<b>2</b>
<b>1 Introducción .....</b>	<b>2</b>
1.1 Planteamiento de problema y justificación del estudio.....	2
1.2 Objetivos e hipótesis .....	4
1.3 Área de estudio .....	4
<b>2 Antecedentes.....</b>	<b>7</b>
2.1 Recarga Artificial.....	7
2.2 Proyectos de recarga artificial.....	10
<b>3 Descripción del medio físico.....</b>	<b>13</b>
3.1 Localización .....	13
3.2 Climatología.....	13
3.3 Geología.....	14
3.3.1 Estructura .....	14
3.3.2 Estratigrafía.....	15
3.4 Suelos y vegetación.....	15
3.5 Hidrología .....	15
3.5.1 Hidrología superficial .....	16
3.5.2 Hidrología Subterránea .....	17
3.5.2.1 Configuración del nivel piezométrico.....	17
3.5.2.2 Características hidráulicas del acuífero (k, T, m y S).....	18
Permeabilidad (k) y Transmisividad (T).....	18
Porosidad (m) y coeficiente de almacenamiento (S). .....	19
3.5.2.3 Captaciones de aguas subterráneas cercanas a la obra.....	20
3.5.2.4 Hidrogeoquímica. Características físico-químicas y microbiológicas del agua subterránea nativa. ....	20
Características bacteriológicas.....	20
Características químicas.....	20
<b>4 Marco Teórico .....</b>	<b>23</b>
4.1 Interacciones en la zona no saturada:.....	23
4.1.1 Elementos del sistema.....	23
4.2 Simulación de flujo y transporte. ....	24
4.2.1 Movimiento del agua en el suelo .....	24
Humedad del suelo.....	24
Potenciales en el suelo .....	25

Curva característica del suelo .....	25
Ecuación de flujo .....	26
4.2.2    Transporte de masa .....	28
4.2.2.1    Mecanismos de transporte.....	28
Advección .....	28
Difusión molecular.....	29
Dispersión hidrodinámica .....	29
Ecuación de transporte.....	30
4.3    Programa computacional para simulación del movimiento de agua y químicos..	31
<b>5    Materiales y métodos .....</b>	<b>34</b>
5.1    Diseño experimental .....	34
5.1.1    Estanque o pileta.....	35
5.1.2    Pozos.....	36
5.2    Pruebas de infiltración. ....	38
5.2.1    Infiltrómetro de doble anillo. Obtención de la conductividad hidráulica saturada. ....	38
5.2.2    Ensayo en la pileta. ....	40
5.3    Medición de niveles. ....	41
5.3.1    Mediciones manuales en los pozos y en la pileta. ....	41
5.3.2    Mediciones automáticas en pozos y pileta.....	41
5.4    Muestreo .....	42
5.5    Análisis Químico .....	43
5.6    Curva característica.....	43
5.7    Coeficientes de dispersión. ....	45
<b>6    Resultados.....</b>	<b>50</b>
6.1    Capacidad de Infiltración.....	50
6.1.1    Capacidad de infiltración con infiltrómetro de doble anillo. Obtención de la conductividad hidráulica saturada del suelo. ....	50
6.1.2    Pruebas de infiltración en la pileta.....	52
6.1.2.1    Prueba de infiltración con agua del pozo profundo de la PTAR. ....	52
Determinación de la capacidad de infiltración. Obtención de la conductividad hidráulica saturada. ....	53
Primera prueba.....	53
Segunda prueba.....	57
Estimación de la Transmisividad.....	58

6.1.2.2	Prueba de infiltración con mezcla de agua residual reciente sin tratar y agua del pozo profundo de la PTAR (50/50).....	59
	Determinación de la capacidad de infiltración. Obtención aproximada de la conductividad hidráulica saturada.....	59
6.1.2.3	Prueba de infiltración con agua residual tratada.....	61
	Determinación de la capacidad de infiltración. Obtención de la conductividad hidráulica saturada.....	61
6.1.3	La capacidad de infiltración por la colmatación de sólidos.....	66
6.2	Caracterización físico-química y bacteriológica del agua infiltrada.....	69
6.2.1	Análisis químico del agua infiltrada. Prueba con mezcla de agua residual reciente sin tratar y del pozo profundo (50/50).....	69
6.2.2	Análisis químico del agua infiltrada. Prueba con agua residual tratada. ..	74
	Primer prueba.....	74
	Segunda prueba.....	78
6.3	Obtención de parámetros .....	78
6.3.1	Obtención de la curva característica con agua del pozo profundo de la PTAR. ....	78
6.3.2	Coeficientes de dispersión de laboratorio .....	79
	6.3.2.1 Coeficientes de dispersión .....	81
6.4	Simulación con CHEMFLO- 2000 para la laguna de infiltración .....	82
6.4.1	Modelo conceptual.....	82
6.4.2	Calibración de flujo.....	82
6.4.3	Calibración de transporte .....	86
	6.4.3.1 Coliformes totales y fecales.....	86
	6.4.3.2 Cloruros.....	86
	6.4.3.3 Sólidos disueltos totales.....	87
6.4.4	Simulación de flujo.....	88
6.4.5	Simulación de transporte.....	89
	6.4.5.1 Coliformes totales y fecales .....	89
	6.4.5.2 Cloruros.....	89
	6.4.5.3 Sólidos disueltos totales (SDT).....	89
<b>7</b>	<b>DISCUSION .....</b>	<b>92</b>
7.1	Conductividad hidráulica saturada y transmisividad .....	92
7.2	Colmatación de sólidos .....	93
7.3	Efecto depurador del medio físico en la ZNS.....	94
7.4	Calibración de flujo y transporte.....	96

7.5	Simulación de transporte.....	97
<b>8</b>	<b>Conclusiones .....</b>	<b>100</b>
<b>9</b>	<b>Referencias .....</b>	<b>104</b>

**ÍNDICE DE FIGURAS**

Figura 1. Mapa de ubicación..... 5

Figura 2. Ubicación de los pozos en la zona de estudio. .... 35

Figura 3. Esquema de la relación pozos con nivel freático..... 35

Figura 4. Construcción del Estanque o pileta. .... 36

Figura 5. Perforación y terminación pozo de 8 m..... 37

Figura 6. Perforación de los pozos realizados por la empresa CORSA S.A. de C.V..... 38

Figura 7. Infiltrómetro de doble anillo..... 39

Figura 8. Instalación de tuberías en la pileta para su llenado. .... 40

Figura 9. a) Sonda manual para medición del espejo de agua, b) tabla graduada en la pileta..... 41

Figura 10. Mediciones automáticas en pozos y pileta. .... 42

Figura 11. Muestreo de agua..... 42

Figura 12. Columnas de suelo para determinación de Coeficientes de difusión. .... 48

Figura 13. Infiltración respecto al tiempo en la prueba 1. .... 51

Figura 14. Infiltración respecto al tiempo en la prueba 2. .... 52

Figura 15. Instalaciones realizadas en la pileta..... 53

Figura 16. Prueba con agua del pozo profundo de la PTAR. Llenado de la pileta y retiro de la cubierta plástica..... 54

Figura 17. Curva obtenida en la prueba de infiltración con agua del pozo profundo realizada el 12 de agosto de 2004. .... 57

Figura 18. Infiltración prueba 1 mezcla agua residual agua del pozo profundo (50/50). Las velocidades obtenidas para los ajustes se dan en la tabla 6..... 60

Figura 19. Infiltración prueba 2 mezcla agua residual agua del pozo profundo (50/50). Las velocidades obtenidas para los ajustes se dan en la tabla 6..... 60

Figura 20. Prueba de infiltración con agua residual tratada..... 64

Figura 21. Prueba de infiltración con agua residual tratada del día 1 al 7. Análisis por tramo; a) día 1 y 2, b) día 3,4 y 5, c) día 6, y d) día7. Las divisiones del tiempo se presentan cada 6, 12, 2 y 1 horas para a), b, c) y d), respectivamente..... 64

Figura 22. Curva de retención suelo contra contenido volumétrico. .... 79

Figura 23. Comportamiento de C/Co vs tiempo para cloruros. .... 80

Figura 24. Comportamiento de C/Co vs tiempo para coliformes fecales y totales..... 80

Figura 25. Comportamiento de C/Co vs tiempo para conformes Sólidos Disueltos Totales (SDT). .... 81

Figura 26. Modelo conceptual y características hidráulicas del medio físico utilizadas para la simulación de flujo..... 82

Figura 27. Simulación de flujo de 0.5 hasta 32 hr, respecto a contenido de agua vs distancia. Considerando una carga del estanque de: a) 20, b) 30, c) 40 y 50 cm.	83
Figura 28. Simulación de flujo de 2 hasta 20 m., para densidad de flujo vs tiempo. Considerando una carga el estanque de: a) 20, b) 30, c) 40 y 50 cm.....	84
Figura 29. Simulación de flujo de 0.5 hasta 32 hr, respecto a conductividad hidráulica vs distancia. Considerando una carga del estanque de: a) 20, b) 30, c) 40 y 50 cm.	85
Figura 30. Calibración del proceso de transporte respecto a la concentración de la solución desde 0 hasta 72 hr. Considerando: a) Coliformes Totales y fecales, b) cloruros y c) sólidos disueltos totales (SDT). .....	87
Figura 31. Simulación de flujo de 64 días para la conductividad hidráulica. ....	88
Figura 32. Simulación del proceso de transporte respecto a la concentración de la solución para 64 días. Considerando: a) Coliformes Totales y fecales, b) cloruros y c) sólidos disueltos totales (SDT). .....	90

**ÍNDICE DE TABLAS**

Tabla 1. Valores de temperatura y precipitación en el Valle de Mexicali y San Luis Río Colorado, Sonora. .... 14

Tabla 2. Valores de porosidad eficaz adaptados de Villanueva e Iglesias (1984)..... 19

Tabla 3. Valores de  $erf(\beta)$  y  $erfc(\beta)$  para valores positivos de  $\beta$ . (Freeze y Cherry, 1979). .... 46

Tabla 4. Velocidades de infiltración en la primera prueba con agua del pozo profundo de la PTAR. .... 56

Tabla 5. Valores de la velocidad de infiltración con agua del pozo profundo..... 58

Tabla 6. Velocidades de infiltración para la prueba de mezcla de agua residual reciente sin tratar y agua del pozo profundo. Ver figuras 18 y19 para ubicar las velocidades..... 61

Tabla 7. Velocidad de infiltración en la prueba con agua residual. .... 63

Tabla 8. Velocidades de infiltración obtenidas en la prueba con agua residual tratada del 11 al 14 de enero 2005. .... 65

Tabla 9. Velocidades de infiltración a diferentes tiempos para la prueba con agua residual tratada del campo militar realizada del 20 al 28 de octubre de 2004. El signo negativo solo indica que la velocidad va disminuyendo. En este caso  $y$  = descenso (m) &  $x$  = tiempo (min). .... 67

Tabla 10. Velocidades de infiltración a diferentes tiempos para la prueba de mezcla entre agua residual reciente sin tratar y agua del pozo profundo realizada del 18 al 27 de agosto de 2004. El signo negativo solo indica que la velocidad va disminuyendo. En este caso  $y$  = descenso (m) &  $x$  = tiempo (min). .... 68

Tabla 11. Coeficientes de dispersión ..... 81

# **CAPITULO 1**

## **Introducción**

## RESUMEN

### 1 Introducción

#### ***1.1 Planteamiento de problema y justificación del estudio***

Uno de los principales problemas a los que se ha enfrentado la sociedad como consecuencia del crecimiento poblacional es la contaminación del agua debido a la gran cantidad de desechos generados por estos. En este contexto, uno de los problemas que enfrenta México es el suministro de agua potable y la disposición de las aguas residuales. De tal manera que, se ha enmarcado como prioridad nacional el cumplimiento de las normas oficiales Mexicanas con la finalidad de prevenir posibles fuentes de contaminación al suelo-acuífero y que, directamente afectan al ambiente y al proceso de salud-enfermedad. Pero además, el cumplimiento estricto en la normatividad busca también, asegurar los recursos naturales para las futuras generaciones.

En lo que respecta a la zona fronteriza entre México y los Estados Unidos de Norteamérica se ha considerado como problemática binacional lo referente a la contaminación del agua. En este sentido, uno de los problemas abordados es la disposición del agua residual sin tratamiento adecuado que pueden generar problemas de contaminación al agua subterránea y verse reflejado en problemas de salud entre sus habitantes debido al constante flujo de personas a través de sus fronteras. Actualmente, para atacar estos problemas ambos países unen esfuerzos a través de agencias e instituciones tales como: el Banco de Desarrollo de América del Norte (BDAN), la Comisión de Cooperación Ecológica Fronteriza (COCEF), Protección del Medio Ambiente (EPA) y la Comisión Nacional del Agua (CNA), los recursos aportados para la construcción de obras hidráulicas generalmente son a fondo perdido o con intereses bajos.

Una de las ciudades favorecidas con estos proyectos fue San Luis Río Colorado, Sonora. En esta ciudad, se inició la construcción de una planta de tratamiento secundario que recibirá el 43% del agua residual doméstica. Este porcentaje representa actualmente la cobertura de drenaje que se descarga sin tratamiento al lecho del Río Colorado. El efluente de esta planta, estimado en 400 l/s se pretende reinyectar al manto acuífero

mediante estanques o lagunas de recarga superficial a cielo abierto. El presente estudio busca aportar información técnica que permita cuantificar el grado de atenuación que el subsuelo tendrá sobre el agua residual tratada aplicada y definir si existirá contaminación al acuífero de SLRC dado que este representa su principal fuente de abastecimiento para uso y consumo humano, así también para las ciudades de Mexicali, Tecate y Tijuana que se abastecen de este mismo acuífero. Además, este estudio se utilizará para aportar bases técnicas que permitan reforzar el anteproyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-014-CNA-2003, referente a la recarga artificial de acuíferos.

De este modo, la información generada por este estudio se basó en el establecimiento de un proyecto piloto sobre una superficie pequeña pero manejando el mismo principio de las lagunas de infiltración para medir el comportamiento del sistema de recarga. Los trabajos se desarrollaron en dos etapas: la primera de ellas consistió en obtener los parámetros físicos del suelo así como la calidad físico-química y bacteriológica del agua utilizada en las diferentes ensayos en campo y análisis de laboratorio; para la segunda etapa, se desarrolló la simulación de flujo y transporte de contaminantes en el suelo mediante la utilización del programa CHEMFLO. En el presente estudio participaron las siguientes instituciones: en el área operativa, el Organismo Operador municipal de los Servicios de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento (OOMAPAS), la asesoría de la Comisión Nacional del Agua (CNA) y en la ejecución del estudio, la Universidad Autónoma de Baja California (UABC).

## **1.2 Objetivos e hipótesis**

### **Objetivo general.**

Cuantificar el grado de atenuación del subsuelo debido a la recarga artificial del acuífero utilizando agua residual tratada de la ciudad de San Luis Río Colorado, Sonora.

### **Objetivos particulares**

- Obtener las características hidráulicas del acuífero de la mesa arenosa de San Luis Río Colorado, Sonora en forma puntual o localizada, considerando las variables de conductividad hidráulica, transmisividad y coeficiente de almacenamiento.
- Determinar la calidad del agua residual infiltrada en la zona no saturada (ZNS) a través del proceso de infiltración.
- Obtener la calidad del agua de la mezcla acuífero-agua residual tratada.
- Verificar que el proceso de infiltración con agua residual no sea significativamente contaminante para el acuífero en estudio.
- Realizar la simulación numérica de los procesos de flujo y transporte de contaminantes en la ZNS.

### **Hipótesis**

El suelo de la mesa arenosa de San Luis Río Colorado, Sonora tiene la capacidad de disminuir los contaminantes del agua residual doméstica a niveles que no provoquen problemas de contaminación al acuífero de la región.

## **1.3 Área de estudio**

El área de estudio (ver figura 1) se localiza a 5.2 km al sur de la ciudad de San Luis Río Colorado dentro de la denominada Mesa Arenosa de SLRC, siendo el desarrollo de las distintas pruebas a un costado de donde se tiene proyectada la construcción de la planta de tratamiento, en una superficie total de 240 has.

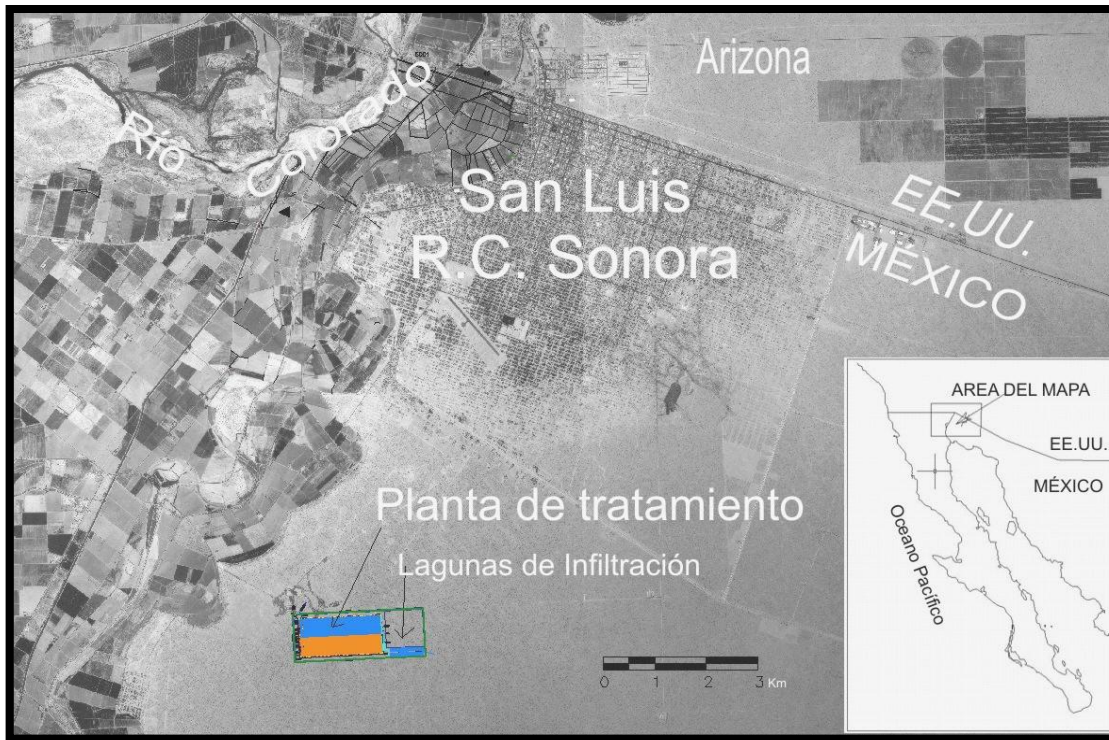


Figura 1. Mapa de ubicación.

## **CAPITULO 2**

### **Antecedentes**

## 2 Antecedentes

### 2.1 Recarga Artificial

Tood define la recarga artificial como el aumento en la infiltración natural producida por la precipitación o por fuentes de agua superficial mediante alguna obra civil, descarga de agua en superficie o cualquier cambio en las condiciones naturales, (Domenico y Schwartz, 1998).

En lo que respecta a la explotación y manejo de los recursos subterráneos Murillo (2000), Sahum y Murillo (2000) y Ruiz (2003), señalan que la recarga artificial de acuíferos es una técnica hidrogeológica que consiste en introducir agua en un acuífero para aumentar la disponibilidad de los recursos hídricos y mejorar su calidad. Así también, estos autores señalan que las aplicaciones más usuales son:

- Almacenamiento subterráneo de esorrentías superficiales no reguladas.
- Reducción o eliminación del descenso piezométrico.
- Apoyo a determinados esquemas de utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas.
- Mantenimiento hídrico de enclaves ecológicos o medioambientales.
- Reducción de costes de transporte, almacenamiento o bombeo de agua subterránea.
- Actuaciones sobre problemas de subsidencia o hundimientos del terreno debido al sobrebombeo realizado en algunos acuíferos.
- Disminución o corrección de problemas de intrusión marina que afectan a determinados acuíferos costeros.
- Aprovechamiento de las propiedades del suelo y de la zona no saturada como elemento de filtración o tratamiento tanto para aguas potables como residuales.
- Dilución del excesivo contenido en nitratos, cloruros u otros constituyentes químicos de las aguas de determinados acuíferos.

- Un condicionante totalmente necesario para acometer cualquier tipo de recarga artificial de acuíferos es precisar aguas excedentes (agua no empleada en regadío ni en abastecimiento) que pueden provenir de las siguientes fuentes: Agua superficial continua o discontinua (curso fluvial permanente o escorrentía esporádica de aguas de tormenta) tomada directamente de los cauces y embalses o sometida a un cierto grado de tratamiento antes de preceder a su introducción en el acuífero; agua residual doméstica que con un cierto grado de tratamiento es posible reutilizar o mezclar con agua de una mejor calidad que tendría otro origen

Pérez (2001), señala que la recarga artificial de acuíferos es una técnica extremadamente poderosa para optimizar la gestión de los recursos hídricos. Así también, Hans y Yongxing (2003), mencionan que inicialmente fue concebida para infiltrar agua de alta calidad en los acuíferos pero dada su gran versatilidad tiene gran utilidad el almacenamiento para su uso posterior, reducir y/o prevenir intrusión salina, incrementar la calidad de agua proveniente de las plantas de tratamientos y elevar o mantener los niveles de agua en el acuífero evitando problemas de hundimiento de suelos.

En cuanto al uso del agua residual como recarga se tienen los definidos por Bouwer (en 1987, en FAO 1992), como Sistemas de Tratamiento Suelo-Acuífero (SAT por sus siglas en Inglés) en los que las aguas residuales tratadas recargan el acuífero a través de pequeñas lagunas de infiltración. En este caso, el agua residual se mueve a través de la zona vadosa que sirve como filtro natural pudiéndose remover o reducir los sólidos suspendidos, nitrógeno, fósforo, carbón orgánico, elementos trazas, materiales biodegradables, bacterias, virus y otros microorganismos. Además, este mismo autor y Sheng (2005) sugieren que una vez alcanzado el acuífero se debe considerar una cierta distancia de flujo a través del acuífero para permitir otras reacciones que purifiquen aún más el agua residual inyectada.

Bouwer (2002b), menciona que la recarga artificial con agua residual o de lluvia, requiere de suelos permeables y de acuíferos con transmisividad suficiente para evitar ascensos excesivos de los niveles piezométricos; su diseño involucra primordialmente la determinación de la tasa de infiltración del suelo y sobre todo cuidar que en la ZNS no

existan zonas de contaminación. Señala también, que el conocimiento de estas condiciones requiere de investigación de campo y ensayos con estanques de infiltración para predecir el rendimiento del sistema. Aspectos de calidad del agua deben ser también evaluados, especialmente en lo que respecta a la formación de capas colmatantes (al utilizar agua residual) en el fondo de los estanques u otras superficies de infiltración y a las reacciones geoquímicas en el acuífero.

Respecto al fenómeno de colmatación, este representa el principal problema que enfrentan los sistema SAT debido a los contenidos de sedimentos en suspensión y de carga orgánica que disminuyen el flujo de agua a través de la ZNS, su efecto es claramente observado por una disminución en las velocidades de infiltración (Huntzinger y McCray, 2003). Específicamente, la colmatación es causada por procesos a) físicos tales como el movimiento descendente de partículas finas de suelo a profundidades que van de unos milímetros a pocos centímetros; b) biológicos por acumulación de algas y bacterias contenidas en la superficie de las lagunas de infiltración promoviendo el crecimiento de microorganismos que reducen el tamaño de poros en el suelo; y c) a procesos químicos que incluyen la precipitación de carbonato de calcio, yeso, fósforo y otros químicos sobre el suelo, esto es principalmente inducido por el incremento del pH debido a la presencia de algas al realizar la recarga artificial (Bouwer, 2002b; Blazejewsky y Murat-Blazejewska, 1997; NAS, 1994). La presencia de procesos colmatantes en las lagunas de infiltración son factores determinantes que disminuyen de manera sustancial la infiltración e influyen técnicamente sobre las cargas hidráulicas utilizadas. Como consecuencia de esto, se realizan periódicamente procesos de secado y limpieza en las lagunas, filtrado u otros pretratamientos del agua para restaurar la infiltración en función de los contenidos de material colmatante contenido en el agua utilizada y de la textura del suelo (Bouwer, 2002a; Eusuff y Lansey, 2004).

Los diseños de recarga de acuíferos operados en la actualidad, mencionados por Bouwer (2002b), cuentan con una serie de lagunas de infiltración hidráulicamente independiente debido a que a menudo muestran diferentes tasas de infiltración y periodos de secado y limpieza. La experiencia de este autor en la operación de los sistema de recarga, señala que las proporciones de carga hidráulica para climas calurosos relativamente secos, con entrada de agua de buena calidad es típicamente estimada en

aproximadamente 30 m/año para suelos de textura fina, de 100 m/año en suelos con arenas arcillosas y de 300 m/año en arenas. Respecto a los valores de evaporación reportados por este mismo autor, son de aproximadamente 0.4 m/año para climas frescos húmedos y hasta 3.4 m/año en climas calurosos secos. Finalmente, señala que los resultados diferenciales entre carga hidráulica aplicada y evaporación resulta favorable respecto a la recarga del acuífero.

## **2.2 Proyectos de recarga artificial**

Los proyectos de recarga artificial han demostrado la capacidad de tratamiento del suelo-acuífero sobre las aguas residuales municipales tratadas, resolviendo problemas de salud pública y disminuyendo costos por tratamiento de agua (NAS, 1994). Sin embargo, las desventajas aparecen cuando estos sistemas no son aplicados en forma apropiada (Álvarez y Contreras, 2002).

En la ciudad de Phoenix, Arizona, el proyecto piloto de la planta de tratamiento de la avenida 23 consistió en utilizar agua residual tratada (de 3500 NMP/100 ml de coliformes fecales) en 4 lagunas de infiltración de 4 ha cada una sobre un perfil de suelo formado por capas de arena y grava. El nivel freático en el periodo de estudio osciló entre 5 y 25 m, se construyeron pozos de muestreo a 18, 24, 30, 54 y 222 m de profundidad. Los movimientos del agua a través del acuífero produjeron una eliminación generalmente libre de coliformes fecales (Bouwer y Chace, 1984; Bouwer y Rice, 1984).

Otro de los proyectos de recarga es el de la Región del Dan en Israel, representa uno de los retos del ser humano por utilizar agua residual tratada de un efluente secundario (de 20 a 25 mg/l de demanda bioquímica de oxígeno –DBO- y 30 a 40 mg/l de sólidos suspendidos totales –SST-). En este caso el agua se infiltra de 15 a 45 m a través de la zona no saturada hasta alcanzar y recargar el acuífero, difundiéndose en la cuenca predominantemente arenosa para proporcionar un tratamiento adicional y almacenaje a largo tiempo. El agua posteriormente es recuperada a distancias desde los 320 a 1500 m del sitio de infiltración a cielo abierto cumpliendo con los estándares para consumo humano, sin embargo, esta es utilizada exclusivamente para irrigación (NAS, 1994).

Un estudio similar se desarrolló en Colton, California, donde se utilizó agua de un efluente secundario sin clorar. Se construyeron lagunas de infiltración en suelo arenoso,

donde el agua residual emigró 24 m verticalmente y más de 39.5 m lateralmente y se tenía un tiempo de residencia en el acuífero de 20 a 45 días antes de ser recuperada. La reducción en la concentración de coliformes fecales fue de 99 a 99.9% en muestras colectadas a 7.6 m debajo de las lagunas de infiltración (NAS, 1994)

El proyecto de recarga de El Paso Texas, recolecta todas las aguas residuales en el noreste de la ciudad, bombeándose a una planta de tratamiento terciario con capacidad de 438 l/s. Las aguas residuales tratadas se bombean nuevamente a un sistema de 10 pozos de inyección viajando aproximadamente 1.2 kilómetros a través del acuífero hasta los pozos de abastecimiento de agua municipal. La distancia de 1.2 km representan una residencia de 2 años en el acuífero y fue estimada en función de los tiempos de inactivación viral, que es del orden de 2 meses (NAS, 1994; Sheng, 2005).

En el norte de Chile, el tratamiento de aguas residuales mediante el sistema suelo-acuífero permite la infiltración controlada y su depuración en la zona no saturada (ZNS) por procesos físicos, químicos y biológicos. En este sistema se señala como recomendable someter los efluentes a tratamientos primarios o secundarios antes de infiltrarlos y posteriormente recuperar dicho efluente para reuso o almacenamiento en el subsuelo (Castillo, 2000). Este mismo autor en estudios de laboratorio en columnas de PVC de 2 m por 18.5 cm de diámetro en suelos de textura areno limoso con ciclos de recarga y secado de 7 días cada una, muestra que las bacterias retenidas en el suelo se redujeron un 99%, minimizando su migración hacia las aguas subterráneas. Resultados similares son encontrados por Or y Friedman (2002), al estudiar los procesos físicos que afectan el hábitat y actividad microbiana en la zona no saturada.

## **CAPITULO 3**

### **Descripción del medio físico**

### **3 Descripción del medio físico**

#### **3.1 Localización**

La ciudad de San Luis Río Colorado (ver figura 1) limita al Norte con los Valles de Yuma y de Imperial en los estados de Arizona y California EUA, respectivamente, al Oeste con el Valle de Mexicali en el estado de Baja California, al Este con el Desierto de Altar Sonora y al Sur con el mismo desierto de Altar que se extiende hasta el Golfo de California. Sus coordenadas geográficas que la limitan son al norte  $32^{\circ} 30'$ , al sur  $31^{\circ} 31'$ ; al este  $113^{\circ} 41'$  y al oeste  $115^{\circ} 03'$ , su altitud promedio es de 40 msnm.

#### **3.2 Climatología**

En la región el clima es muy seco con lluvias escasas en invierno, con una oscilación media anual de la temperatura de  $20.9^{\circ}\text{C}$  por lo que se considera como un clima extremo. En lo que respecta a la precipitación media anual calculada en la década de los sesentas, resultó del orden de 36 mm, la cual es modificada solo cuando se intensifican los fenómenos del Niño(INEGI, 2001).

La temperatura media anual es mayor de  $22^{\circ}\text{C}$ , la temperatura media mensual más baja es menor de  $18^{\circ}\text{C}$ ; la precipitación total anual es inferior a 100 mm, siendo las lluvias escasas y predominantemente durante el invierno, pues el mes con mayor precipitación se encuentra en el período de noviembre a marzo; aun así, una cantidad considerable de la escasa lluvia se produce en verano (INEGI, 2001). En la tabla 1 se muestra estas variaciones, en la cual se aprecia que la estación de Riito situada más al sur, en un clima similar al señalado para el área de estudio; esto es, clima muy seco, pero en este caso, las precipitaciones mayores se dan en el verano. También se aprecia en esta tabla, que las otras dos estaciones presentan en el periodo de invierno una precipitación mayor.

La distribución de la temperatura dentro de la zona es muy uniforme, aumentando un poco hacia el centro del distrito de riego. Sin embargo, la temperaturas medias no reflejan la situación real a través del año, ya que en la temporada de invierno se tienen temperaturas bajo cero y en el verano llegan a rebasar los  $50^{\circ}\text{C}$ .

Tabla 1. Valores de temperatura y precipitación en el Valle de Mexicali y San Luis Río Colorado, Sonora.

MES	TEMPERATURA Y PRECIPITACION MEDIA MENSUAL Y ANUAL EN GRADOS CENTRIGADOS Y EN MILIMETROS, RESPECTIVAMENTE.					
	ESTACION					
	<sup>1</sup> SAN LUIS RIO COLORADO		<sup>1</sup> RIITO, EL		<sup>2</sup> 02-020 MEXICALI CAMPO AGRICOLA	
	°C	mm	°C	mm	°C	mm
ENERO	12.5	3.1	11.6	6.1	11.9	10.7
FEBRERO	15.0	2.9	14.0	2.7	14.4	7.4
MARZO	17.8	2.6	16.5	2.9	17.2	3.8
ABRIL	21.3	1.4	19.9	2.1	20.9	3.2
MAYO	25.1	0.5	23.9	1.6	24.6	0.3
JUNIO	29.7	0.1	28.5	0.6	28.9	0.9
JULIO	33.7	2.8	32.3	2.2	32.6	2.3
AGOSTO	33.5	3.2	31.7	6.3	32.4	10.1
SEPTIEMBRE	30.5	1	28.9	8.6	29.3	8.3
OCTUBRE	23.8	2.6	22.8	9.5	23.3	8
NOVIEMBRE	17.1	2.5	16.3	4.9	16.5	7.1
DICIEMBRE	13.1	4.7	11.9	6.4	12.6	13.7
ANUAL	22.8	27.4	21.5	53.9	22.1	75.8
Invierno		15.8		23		42.7
Verano		11.6		30.9		33.1
AÑOS DE OBSERVACION	42	41	27	27		

<sup>1</sup> FUENTE: CGSNEGI. CARTA DE CLIMAS

<sup>2</sup> FUENTE: INEGI, 2001

Por otro lado, la evaporación potencial estimada es del orden de 2,316 mm, aunque se debe considerar que la información climatológica es limitada y solo se contó con siete años de información (Estación de El Mayor y Ampac) para obtener este dato. Si bien es cierto que este dato tiene cierto grado de incertidumbre, es claro que la evaporación potencial es mucho mayor que la precipitación, y en consecuencia existe un gran déficit de agua en la parte superior del suelo.

### 3.3 Geología

Aunque la geología en la que se encuentra la zona de estudio es muy rica y variada por su litología, historia y estructuras, este apartado se enfocará a la descripción breve de la parte más superficial del terreno y los principales eventos que lo han formado.

#### 3.3.1 Estructura

En cuanto a la geología estructural y a escala regional, la zona de estudio forma parte de la extensión al sur de la denominada Depresión del Mar del Salton, nombrada del lado mexicano como Valle de Mexicali. Las estructuras más comunes son fallas normales, laterales y fracturas cuyas orientaciones preferenciales NO-SE representan un reflejo del fallamiento transforme del complejo “pull apart basin” del Golfo de California (INEGI, 2001). De este modo, esfuerzos de distensión y compresión, han generado un basamento

escalonado, y con dirección NO-SE, que es una extensión al sur del sistema de Fallas de San Andrés. Este último hecho, tiene gran importancia en aguas subterráneas, porque la presencia de estas fallas permite una comunicación vertical entre las capas (horizontes) de la columna estratigráfica; como ya se ha comprobado en la zona geotérmica de Cerro Prieto.

### **3.3.2 Estratigrafía**

La zona de estudio es parte de los depósitos ocurridos durante la era Cenozoica y particularmente del período geológico Cuaternario (INEGI, 2001), predominando un suelo formado por depósitos de origen deltaíco de baja energía (arenas con pequeñas intercalaciones de limos y arcillas) y sobreyaciendo suelos arenosos de carácter eólico que forma el campo de dunas sobre la que se encuentra el área de estudio (INEGI, 2001).

La zona de interés Hidrogeológico está formada por depósitos de origen deltaíco, que presentan un espesor variable desde unos 300 m hasta posiblemente unos 4,000 m.

### **3.4 Suelos y vegetación**

El tipo de suelo es predominantemente arenoso con un 5% de material tipo B y un 95% de tipo A, para efectos de excavaciones la estabilidad de los taludes se alcanza en una relación de 1.5 a 1 en profundidades mayores a 2 m.

El sitio propuesto para la ubicación de la planta de tratamiento pertenece a la mesa arenosa del Desierto de Altar con vegetación del tipo arbustos y matorrales (Comisión de Coordinación Ecológica Fronteriza, 2004).

Los suelos son regosol calcario y fluvisol calcárico con textura arenosa. La fauna del lugar está compuesta por roedores y reptiles.

### **3.5 Hidrología**

La ubicación del área de estudio en una de las zonas más áridas del país hace que el cuidado del recurso agua sea mayor. A nivel estado se ha tenido un crecimiento poblacional e industrial importante que ha incrementado la demanda de agua mientras que la oferta de agua se ha mantenido constante. Las escasas precipitaciones y por lo tanto los escasos escurrimientos superficiales hacen que las aguas subterráneas tomen un

papel muy importante.

El área de estudio, como ya se mencionó anteriormente, se sitúa en la región Hidrológica 07 (Río Colorado) de la Subregión de Planeación I.1 (Baja California) que esta dentro de la Región Administrativa I (Península de Baja California). Esta zona es parte también del Distrito de Riego 014 (Río Colorado) de la Región I, aunque el acuífero sobre el que se realiza el estudio denominado Mesa Arenosa-San Luis Río Colorado pertenece a la Región Administrativa II –Noroeste- (CNA, 2001a).

El recurso agua en el estado de Baja California es muy constante y conocido. Se tiene un volumen total disponible de 3,548.8 Mm<sup>3</sup> de los cuales el 31% (1,097.2 Mm<sup>3</sup>) son aguas subterráneas y el restante 69% (2,487.6 Mm<sup>3</sup>) esta constituido por aguas superficiales (CNA, 2000a). Por el Tratado Internacional de 1944, el volumen asignado a México es de 1,850 Mm<sup>3</sup> que representa el 73% de todo el escurrimiento medio anual de la región (CNA, 2000b). Por otro lado, el acuífero del Valle aporta con aproximadamente 725 pozos un volumen promedio de 1100 Mm<sup>3</sup> al año. De este modo, la región hidrológica del Río Colorado aporta el 83% del volumen disponible en todo el estado.

El agua disponible para las diversas demandas está determinado por la capacidad del acuífero, ya que la concesión es del orden de los 197.3 millones de metros cúbicos anuales, mientras que la recarga es cercana a los 100 millones de metros cúbicos, en el mismo lapso.

La ciudad de San Luis Río Colorado se abastece de agua potable del acuífero a través de 17 pozos profundos de 22 instalados, con un volumen de explotación actual de 23,000 Mm<sup>3</sup> anuales; las profundidades de los pozos oscilan entre 100 y 200 metros. Los gastos extraídos varían de 20 a 130 lps con un promedio de 75.52 lps (OOMAPAS, 1998).

### **3.5.1 Hidrología superficial**

La Región Hidrológica 7, Río Colorado (RH7) abarca el NE del Baja California y el extremo NO de Sonora, aunque también se extiende por parte de la Unión Americana. El rasgo hidrográfico más importante es el río Colorado que nace en el vecino país del norte, sirve de límite internacional en un tramo de 20 km y desemboca en el Golfo de California después de recorrer 185 km por territorio mexicano. Los 1,850 Mm<sup>3</sup> anuales

que aporta este río son aprovechados para la agricultura, en el distrito de riego 14 Río Colorado, y para uso doméstico (INEGI, 2001).

Dentro de la cuenca del Río Colorado se han definido dos sistemas de drenaje: (1) formado por el Río Colorado que desemboca en el Golfo de California y (2) un sistema que drena hacia el Mar del Salton, mediante los Ríos Álamo y Nuevo en territorio mexicano y mediante el Río Coachella en territorio norteamericano.

El Río Colorado atraviesa la planicie con dirección noreste-suroeste. En la parte norte se aprecian numerosas terrazas, y a medida que el río avanza hacia el sur, por su carácter senil, ha dejado a través del tiempo numerosos meandros abandonados y pequeñas lagunas que actualmente se han incorporado a las tierras de cultivo. El Río Hardy, tributario del Colorado, se desarrolla en las estribaciones orientales de las Sierras de Cucapá y El Mayor, presentando un comportamiento similar al del Río Colorado, aunque con un número menor de cauces abandonados.

Las obras hidráulicas de mayor importancia son la presa derivadora José María Morelos y una profusa red de canales, con 470 km de drenes, destinada principalmente para uso agrícola. Otra obra importante son los acueductos que llevan principalmente el agua a las grandes ciudades del Estado desde otras cuencas hidrológicas. Las ciudades más beneficiadas con estos trasvases son Tijuana y Tecate.

### **3.5.2 Hidrología Subterránea**

A nivel regional el agua subterránea es una fuente muy importante que abastece el 31% del volumen total disponible. Existen varios acuíferos muchos de ellos catalogados como sobreexplotados y/o contaminados con agua de mar principalmente los de la zona costa. Los acuíferos en la región del río Colorado, el acuífero Mesa Arenosa-Mexicali y Mesa Arenosa-San Luis Río Colorado también son considerados como sobreexplotados (CNA, 2000a).

#### **3.5.2.1 Configuración del nivel piezométrico**

Para elaborar los planos de elevación del nivel estático en el Distrito de Riego 014, Río Colorado, dentro de los límites del acuífero Valle de Mexicali y Mesa Arenosa de San Luis Río Colorado, Sonora se realizan paros de bombeo o paros totales de los pozos

(CNA, 2000c). El 31 de enero del 2000, se llevo a cabo uno de estos paros totales lográndose medir 240 pozos de los 302 visitados y generándose con la información recabada el mapa de elevación de niveles estáticos (CNA, 2000c). De este mapa se presenta un valor máximo de 26 m a la altura de Ciudad Morelos y una mínima de 6 m al sur del Valle. La dirección de flujo tiene una tendencia hacia el oeste y los gradientes son más altos en la parte norte del Valle.

En el acuífero de la Mesa Arenosa la dirección de flujo es NO-SE aunque en la parte sur de la zona de San Luis R.C. no se tiene una buena definición de esta tendencia. En la zona de estudio se observa de forma general un valor aproximado de 14 m con un incremento hacia el norte hasta la cota máxima de 16 m.

### **3.5.2.2 Características hidráulicas del acuífero (k, T, m y S)**

#### **Conductividad hidráulica (k) y Transmisividad (T)**

La conductividad hidráulica es un parámetro que mide el caudal que pasa por una sección de acuíferos por unidad de tiempo y depende de las características del terreno y del fluido. Ya que la litología en la región es muy variada propia de los ambientes de depósitos que se han sucedido a lo largo de su historia geológica, así también existen variaciones de la permeabilidad tanto horizontal como vertical. Ahora ya que la transmisividad es el producto de la conductividad y el espesor de acuífero, entonces estos parámetros serían dependientes o correspondientes si se considera un mismo espesor de acuífero.

A lo largo del DR-14 la permeabilidad o conductividad hidráulica es variada. En el mapa de isotransmisividad del estudio reportado por la SARH en 1972 (SARH, 1972), se observa valores que van de 0.05 a 0.35 m<sup>2</sup>/seg. Los valores mayores se encuentran en la Mesa Arenosa de San Luis Río Colorado y en el extremo Noreste del Valle de Mexicali a lo largo del cauce del Río Colorado. Estos valores corresponden a las zonas donde se encuentran los sedimentos con mayor contenido de arenas y con menor o mayor intercalaciones de gravas y arcillas. La conductividad hidráulica para este tipo de material varía de  $3 \times 10^{-4}$  a  $6 \times 10^{-2}$  m/día (Custodio y Llamas, 1983) aunque otros autores presentan valores entre  $10^{-7}$  a  $10^{-2}$  m/s -0.0864-864 m/día (Freeze and Cherry, 1979).

En un estudio realizado en la zona de Yuma, Arizona (ADWR, 2002) se reportan valores de transmisividad entre 1,600 a 10,000 pie<sup>2</sup>/día (148-929 m<sup>2</sup>/día) y valores de conductividad hidráulica horizontal entre 50 a 500 pie/día (15.2 a 152.4 m/día) para la una unidad geológica denominada Unidad Superior de granos finos.

En el área de estudio (planta de tratamiento) el estudio mencionado (SARH, 1972) presenta valores de transmisividad entre 0.1 – 0.2 m<sup>2</sup>/seg (8,640-17,280 m<sup>2</sup>/día) y caudales específicos de los pozos de aproximadamente 10 lps/m cuya distribución se considera semejante a la de la transmisividad (SARH, 1972). El reporte de aforo del pozo ubicado en la planta de tratamiento presenta un valor de capacidad o caudal específico de 9.33 lps/m que transformado a transmisividad da un valor de 806 m<sup>2</sup>/día.

### **Porosidad (m) y coeficiente de almacenamiento (S).**

En los acuíferos libre como el estudiado, el coeficiente de almacenamiento coincide con la porosidad eficaz (Villanueva e Iglesias, 1984). La porosidad para las arenas varía de 25 a 50 % (Freeze and Cherry, 1979). Este valor va disminuyendo dependiendo del grado de pureza que tenga ésta. La porosidad eficaz  $m_e$  es la porosidad gravífica, esto es, aquella que se puede drenar fácilmente por gravedad en tiempos suficientemente largos. Algunos valores de la porosidad eficaz obtenidos de Villanueva e Iglesias (1984) se muestran en la tabla 2. De este modo, dada la litología que se presenta en la zona de estudio (CORSA, 2003) y que consiste de arenas finas y gravillas con intercalaciones de capas de limos arcillosos y pequeñas capas de arenas con valores de porosidad eficaz de hasta 25 %.

*Tabla 2. Valores de porosidad eficaz adaptados de Villanueva e Iglesias (1984)*

Material	Porosidad eficaz (%)		
	Máxima	Mínima	Media
Arcilla arenosa	18	3	7
Arena fina	28	10	21
Arena media	32	15	26
Arena gruesa	35	20	27
Arena con grava	35	20	25
Gravas finas	35	21	25
Gravas medias	26	13	23
Gravas gruesas	26	12	22

### **3.5.2.3 Captaciones de aguas subterráneas cercanas a la obra.**

La captación de agua subterránea más cercana se ubica en el Ejido La Grullita ubicado aproximadamente a 2,500 m del área de estudio. El pozo ubicado en el sitio de estudio es sólo para uso en el mismo estudio y para proveer de agua en la etapa de construcción de la planta de tratamiento. La calidad química del agua extraída se presenta en el apartado siguiente.

### **3.5.2.4 Hidrogeoquímica. Características físico-químicas y microbiológicas del agua subterránea nativa.**

El abastecimiento de agua de la ciudad de San Luis Río Colorado, Sonora se obtiene del acuífero mediante 22 pozos de explotación. En mayo de 2004, se analizó la calidad físico-química y bacteriológica del agua subterránea nativa de acuerdo a la norma NOM-127-SSSA1-1994, cuyos resultados se muestran en el anexo A-1. La calidad de las aguas subterráneas obtenidas en cada pozo se compararon con los límites permisibles de la Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-1994), para uso y consumo humano. A continuación se describen los parámetros que rebasaron la norma.

#### **Características bacteriológicas**

Los coliformes totales y fecales en cada uno de los pozos analizados se reportan dentro de norma con cantidades no detectables.

#### **Características químicas**

Respecto a los parámetros químicos, en forma global se tiene presencia de ellos en concentraciones por abajo de los límites de norma; con excepción de los siguientes:

##### **Cloruros:**

Del total de pozos estudiados la concentración promedio del total de pozos fue 273 mg/l mostrando valores por arriba de norma en 10 de los 18 pozos que oscilaron de 252 mg/l a 425.5 mg/l como mínimo y máximo, respectivamente.

##### **Sodio:**

Las concentraciones mostraron valores cercanos al límite de la norma con un

promedio de 189.4 mg/l. Solo cuatro pozos mostraron contenidos por arriba de los límites permitidos, oscilando entre 213.6 mg/l y 315.0 mg/l, como mínimo y máximo, respectivamente.

**Sólidos disueltos totales:**

Los contenidos de sales solubles cotejan lo observado con sodio y cloruros. El promedio en los pozos fue 975 mg/l. Solo siete pozos mostraron valores superiores al límite de norma, oscilando entre 1016.0 mg/l y 1780 mg/l, como mínimo y máximo, respectivamente.

**Dureza total:**

El promedio de carbonato de calcio fue de 401.61 mg/l, considerado bajo norma. Sin embargo, tres pozos mostraron niveles considerados fuera de norma con 559.4 mg/ y 809.1 mg/l, como mínimo y máximo, respectivamente.

**Manganeso:**

El promedio de este elemento traza en las aguas subterráneas de la zona de estudio fue de 0.12 mg/l, considerado en norma. Solo cinco pozos mostraron contenidos fuera de la norma, oscilando entre 0.174 mg/l como mínimo y 0.305 mg/l como máximo.

**Fierro:**

Su concentración promedio en los 18 pozos estudiados fue de 0.08 mg/l, considerándolo dentro de norma, sin embargo el pozo 15 presentó 0.511 mg/l, por arriba de norma.

# **CAPITULO 4**

## **Marco teórico**

## 4 Marco Teórico

En este capítulo se mencionan los aspectos teóricos relacionados con los mecanismos de interacción de los elementos en la ZNS.

### **4.1 Interacciones en la zona no saturada:**

La aplicación sobre el terreno de cualquier elemento externo, suscita una serie de reacciones físicas, químicas y biológicas. A su vez, estas reacciones son controladas por los elementos que lo componen, que son: el agua, el aire, el suelo (parte mineral), la vida animal o vegetal y las condiciones climáticas (atmosféricas).

La complejidad del estudio de los medios porosos y principalmente la hidrología de la ZNS, requiere conocimientos de química, física, matemáticas, mineralogía, ingeniería, computación, química del suelo, hidrología y relaciones agua-suelo-planta para entender problemas a temas ambientales contemporáneos (Tindall y Kunkel, 1999).

#### **4.1.1 Elementos del sistema**

Es de considerar que el movimiento del agua y de solutos en el suelo parcialmente saturado está condicionado o interrelacionado por los otros elementos del sistema. Así, el agua forma un continuo entre el suelo-planta-atmósfera, actuando cada una de estas partes de manera diferente, esto es, reteniendo, aportando o en ambos sentidos. Por otro lado, los constituyentes en disolución que pueda contener el agua siguen este movimiento, aunque pueden ser modificados por otros procesos.

El contenido de agua esta condicionado por las interacciones de los diferentes elementos implicados en el balance de agua en la zona radicular. La manera en que los diferentes elementos controlan el movimiento del agua se comenta de forma resumida a continuación:

**El aire:** Puede disminuir la velocidad de infiltración al retener momentáneamente el movimiento del agua hasta su disolución.

**El suelo:** Dependiendo de sus características texturales tendrá mayor o menor capacidad de almacenar o transmitir a través de su conjunto el agua. El grado de humedad del suelo condicionará los movimientos del agua.

**La planta** Es la principal vía de paso de agua del suelo a la atmósfera. Según Ritchie y Johnson (1990, en Ramos, 1993) la transpiración en un cultivo a lo largo de todo su ciclo vegetativo puede suponer más de 2/3 de la evapotranspiración. Sin embargo, el contenido de agua en el suelo condicionará estas pérdidas aunque por otro lado un déficit prolongado puede ocasionar la muerte del vegetal. Es indudable que los movimientos del agua a través de la planta están controlados primariamente por la resistencia estomática de la interface hoja-aire (García, 1994)

**La atmósfera:** En ausencia de riegos, la precipitación es la fuente principal de agua en el suelo, aunque la evaporación ejerce una acción sustractiva.

**Otros elementos:** En las zonas agrícolas los riegos constituyen una fuente importante de agua en el sistema, aportando incluso una cantidad mucho mayor que la aportada de forma natural. En zonas donde el nivel freático es somero, se puede suceder por capilaridad un continuo movimiento de agua ascendente.

## ***4.2 Simulación de flujo y transporte.***

La simulación de flujo y transporte puede definirse como una versión simplificada de un sistema real sobre el cual se estudian situaciones a futuro respecto al movimiento del agua y químicos en la zona no saturada y/o acuífero

### **4.2.1 Movimiento del agua en el suelo**

**Humedad del suelo:** El contenido de humedad en el suelo condiciona la dinámica del flujo de agua en el medio parcialmente saturado. La medida directa de este parámetro se obtiene del cociente de los pesos entre una muestra inalterada secada en horno a 110 °C y la misma muestra en su condición natural de humedad. Mediante un manejo simple en las unidades se puede expresar en unidades de peso o de volumen mediante la relación:

$$\theta = w \cdot \rho \quad (1)$$

donde  $\theta$  es el contenido volumétrico de agua ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ),  $w$  es el contenido de agua por peso y  $\rho$  es la densidad aparente ( $\text{gr}/\text{cm}^3$ ).

**Potenciales en el suelo:** El movimiento de agua en el suelo es regulado por las fuerzas que intentan retenerla o alejarla de un punto de referencia. Tal campo de fuerzas resulta de la atracción del agua por la matriz sólida, así como por la presencia de solutos y la acción de la presión de gases externos y de la gravedad (Hillel, 1980). De acuerdo a esto, el potencial total del agua en el suelo es la suma de las diferentes fuerzas ó potenciales actuantes y que se representan por la expresión 2

$$h_t = h_g + h_m + h_o + \dots \quad (2)$$

donde  $h_t$  es el potencial total,  $h_g$  es el potencial gravitacional,  $h_m$  es el potencial matricial o de presión y  $h_o$  es el potencial osmótico y los puntos son términos adicionales que son teóricamente posibles aunque no se consideran. El potencial gravitacional actúa en sentido contrario al de los otros potenciales.

Las unidades de los potenciales según la definición se dan como energía por unidad de masa (joules/kg), aunque es normal expresarlo como energía por unidad de volumen (pascal) que viene siendo una unidad de presión. También se expresa como energía por unidad de peso que son idénticas a las unidades de longitud equivalentes a su vez al potencial hidráulico.

Las relaciones:

$$h \text{ (Joules/kg)} = \rho_w \cdot h \text{ (pascal)} = h/g \text{ (m)}$$

permiten pasar de una sistema de dimensiones a otro, siendo  $\rho_w$  la densidad del agua ( $\approx 1000 \text{ kg/m}^3$ ) y  $g$  la aceleración debido a la gravedad ( $9.81 \text{ m/seg}^2$ ). Sin embargo para representar el potencial en la ZNS, generalmente se utiliza el bar ( $1 \text{ bar} = 105 \text{ pascuales} = 0.987 \text{ atmósferas} = 1021 \text{ cm de agua a } 15^\circ\text{C}$ ).

**Curva característica del suelo:** La relación entre la humedad del suelo y el potencial hidráulico de la ZNS es la denominada curva característica o curva de retención del suelo. La cantidad de agua en el suelo es función del tamaño y volumen de los poros llenos de agua y por tanto es una función del potencial matricial. Esta función se representa gráficamente por la mencionada curva. Dada su dificultad para definirla analíticamente, existen varios modelos y ecuaciones empíricas que intentan representarla.

Esta dificultad se relaciona en parte al fenómeno de histéresis que genera dos trazos de la curva dependiendo si el suelo está en fase de secado o de humedecimiento.

Uno de los modelos más utilizados es el de Van Genuchten (1980). La relación propuesta por este autor es:

$$S_e = \frac{1}{1 + (\alpha h)^n}^m \quad (3)$$

Donde:  $\alpha$ ,  $n$  y  $m$  son constantes empíricas que afectan la forma de la curva de retención y  $S_e$  es la saturación efectiva y definida por:

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (4)$$

Siendo:  $\theta$  el contenido volumétrico de agua,  $\theta_r$  el contenido de agua residual y  $\theta_s$  contenido de agua a saturación ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ).

**Ecuación de flujo:** La ley de Darcy para medios parcialmente saturados se expresa por la ecuación 5.

$$q = -K(\theta)\nabla H \quad (5)$$

donde:

$q$  = magnitud de flujo

$K(\theta)$  = conductividad hidráulica función de la humedad (afectada por la histéresis de la relación  $h - \theta$ ).

$\nabla H$  = gradiente del potencial.

Para obtener la ecuación general de flujo, que considere tanto flujos variables como permanentes, es necesario introducir la ecuación 6 de continuidad, que es:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla \cdot q \quad (6)$$

donde:

$\frac{\partial \theta}{\partial t}$  = es la variación en el almacenamiento del agua en un volumen unitario.

$-\nabla \cdot q$  = es la divergencia del flujo.

Obteniéndose la expresión:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla \cdot [K \nabla H] \quad (7)$$

si  $H = h_m - z \cos A$

donde:

$h_m$  = potencial de succión en un punto.

$z$  = nivel de referencia del punto o potencial gravitacional.

$A$  = el valor del ángulo correspondiente al sistema de suelo vertical u horizontal.

tenemos que:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla \cdot [K \nabla (h_m - z \cos A)] = \nabla \cdot [K \nabla h_m] - \cos A \frac{\partial K}{\partial z} \quad (8)$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( K \frac{\partial h_m}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K \frac{\partial h_m}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K \frac{\partial h_m}{\partial z} \right) - \cos A \frac{\partial K}{\partial z} \quad (9)$$

De este modo, la expresión del flujo de agua isotérmico, isobárico y unidimensional vertical en medio no saturado es:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ \frac{\partial h_m}{\partial z} - \cos A \right] \quad (10)$$

que es la conocida ecuación de Richards (1931).

Cuando se utiliza la capacidad específica del agua  $B(h)$ , definida por la expresión

$$B(h) = \frac{\partial \theta}{\partial h_m} \quad (11)$$

la ecuación de Richards se expresa en su forma más habitual que es:

$$B(h) \frac{\partial h_m}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K \left( \frac{\partial h_m}{\partial z} - \cos A \right) \right] + S \quad (12)$$

Esta última ecuación contiene el término fuente-sumidero  $S$ , que se relaciona a las entradas o salidas de agua adicionales en la ZNS. Este término físicamente puede relacionarse a los riegos, aunque principalmente se relaciona al consumo de agua por las plantas.

### 4.2.2 Transporte de masa

Los procesos principales para la transferencia de masa en un medio no saturado son: *Los mecanismos de transporte*, que determinan el movimiento o migración de solutos. Entre ellos se tiene: advección, difusión molecular y dispersión hidrodinámica. *Los procesos de atenuación físico-químicos (fuentes-sumidero)*, que afectan la concentración del soluto. Los principales son: adsorción, desintegración, reacciones químicas, entre otras. En lo que resta del capítulo se exponen estos importantes procesos. La notación utilizada es la propuesta por Samper (1993 y 1995).

#### 4.2.2.1 Mecanismos de transporte

**Advección.** La advección se asocia al flujo de agua. Las sustancias disueltas, una vez incorporadas se mueven con el flujo pero presentan algunas peculiaridades. Para contaminantes no reactivos, la velocidad media de transporte será igual a la del flujo del agua. Pero debido a las reacciones entre contaminantes y medio subterráneo la velocidad de transporte es menor que la del flujo. Se expresa por la ecuación 13.

$$F_A = q \cdot c \quad (13)$$

donde:

$F_A$  = flujo másico advectivo.

$q$  = velocidad de flujo o de Darcy.

$c$  = concentración.

**Difusión molecular.** Representa los fenómenos de mezcla producidos por la agitación térmica de las moléculas. Así, es el proceso producido por la agitación molecular de los líquidos como consecuencia de su diferente temperatura. Si además existe una diferencia de densidad entre el agua contaminada y el agua del acuífero, hecho común, en ese caso se incrementa la mezcla al establecerse un movimiento convectivo. La expresión que lo define es la Ley de Fick:

$$F_D = -\theta D_m I \nabla C \quad (14)$$

Donde:

$F_D$  = flujo másico de difusión.

$I$  = tensor unitario.

$\theta$  = contenido de humedad.

$\nabla C$  = cambio de concentración de soluto.

$D_m$  = coeficiente de difusión molecular efectiva.

La expresión introduciendo el término de tortuosidad  $\tau(\theta)$  como lo expresa Jury y Nielsen (1989: en Guimera, 1992) es:

$$F_D = \tau(\theta) D_{sw} \nabla C \quad (15)$$

para  $0 < \tau(\theta) < 1$ , donde  $D_{sw}$  es el coeficiente de difusión del soluto en agua libre.

**Dispersión hidrodinámica:** Se relaciona a la distribución irregular del flujo de agua a través del medio. En un medio granular, el flujo de agua subterránea converge en el estrechamiento entre granos y diverge en el espacio de poro. El resultado es que las diversas moléculas recorren trayectorias diferentes, originando una dispersión hidrodinámica longitudinal. Las diferentes trayectorias recorren direcciones oblicuas a la dirección media del flujo, distribuyéndose dentro de un cono, dando lugar a una dispersión transversal o lateral. La dispersión depende de la velocidad media del flujo, las características geológicas del acuífero (conductividad hidráulica) y la escala del régimen de flujo. La dispersión mecánica relacionada a este flujo irregular combinada

con la difusión molecular produce la dispersión hidrodinámica. El flujo másico dispersivo

$F_H$  se define también por la ley de Fick mediante la expresión 16.

$$F_H = -\theta D_H \nabla C \quad (16)$$

Donde:

$D_H$  = es el coeficiente de dispersión hidrodinámica (tensor simétrico de 2° orden).

Guimera (1992) señala que en la práctica el coeficiente tensorial  $D$  se utiliza como un parámetro empírico que incluye los mecanismos y factores que influyen sobre la ecuación de transporte, pero que se desconocen cuantitativamente; resalta por otro lado, que conceptualmente  $D$  refleja dos fenómenos aditivos, la difusión y la dispersión.

**Ecuación de transporte.** La ecuación de transporte de masa en un medio no saturado se obtiene de la ecuación de continuidad de masa, que es:

$$\rho_a \frac{\partial \cdot s}{\partial \cdot t} + \frac{\partial \theta \cdot c}{\partial \cdot t} = -\nabla \cdot \{ F_A + F_D + F_M \} + R_q + r c^* \quad (17)$$

Donde:

$F_A$  = es el flujo másico advectivo.

$F_D$  = es el flujo másico de difusión.

$F_H$  = es el flujo másico dispersivo.

$s$  = es la concentración del soluto en la fase sólida.

$c$  = es la concentración del soluto en disolución.

$c^*$  = es la concentración del término fuente  $r$ .

$R_q$  = es el término fuente/sumidero correspondiente a las interacciones químicas del soluto con otras sustancias del medio, excepto las de adsorción.

Sustituyendo en esta ecuación las expresiones de flujo másico expuestas en el apartado anterior se obtiene la ecuación siguiente:

$$\rho_a \frac{\partial \cdot s}{\partial \cdot t} + \frac{\partial \theta \cdot c}{\partial \cdot t} = \nabla \cdot \left[ \theta \cdot D \cdot I + \theta \cdot D_H \right] \cdot \nabla c - q c + R_q + r c^* \quad (18)$$

Sustituyendo ahora la ecuación del flujo de agua se obtiene la expresión 19.

$$\rho_a \frac{\partial \cdot s}{\partial \cdot t} + \theta \frac{\partial \cdot c}{\partial \cdot t} = \nabla \cdot \left[ \theta \cdot \nabla c \right] - q \cdot \nabla c + r \left( c^* - c \right) + R_q \quad (19)$$

En este caso,  $D$  agrupa la difusión molecular y la dispersión mecánica, así el tensor se representa por:

$$D = \theta \cdot I + D_H \quad (20)$$

Para un flujo unidimensional vertical la ecuación de transporte se reduce a:

$$\rho_a \frac{\partial \cdot s}{\partial \cdot t} + \theta \frac{\partial \cdot c}{\partial \cdot t} = \frac{\partial}{\partial \cdot z} \left( \alpha \cdot q \frac{\partial \cdot c}{\partial \cdot z} \right) - q \frac{\partial \cdot c}{\partial \cdot z} + r \left( c^* - c \right) + R_q \quad (21)$$

### **4.3 Programa computacional para simulación del movimiento de agua y químicos.**

El software interactivo CHEMFLO fue desarrollado para simular el movimiento de agua y de químicos en suelos no saturados. El movimiento de agua se modela mediante la ecuación de Richard (1931). El transporte químico se modela utilizando la ecuación de convección-dispersión. Ambas ecuaciones son resueltas numéricamente para el flujo y transporte de solutos unidimensional usando diferencias finitas. Los resultados se presentan en forma tabular y gráficos. Se presentan los gráficos de humedad, potencial matricial, “driving force”, conductividad y densidad de flujo versus distancia o tiempo. Respecto al transporte se presentan los gráficos de concentración y densidad de flujo de los químicos como función de la distancia o el tiempo. También se presentan el flujo acumulado de agua y de químicos y la masa total de químicos en el suelo como función del tiempo (Nofziger et al, 2000).

**Limitaciones del programa Chemflo.** Es un programa enfocado a la modelación de flujo y transporte para la zona no saturada, sin embargo tiene ciertas limitaciones como:

- El programa asume flujo y transporte en suelo para una dimensión.
- No es posible simular captación de agua a diferentes profundidades, las pérdidas solo ocurren en los límites del suelo o condiciones de frontera.
- No considera el flujo preferencial del agua a través de poros grandes en contacto con agua libre. Por lo tanto, no se tendrá precisión del flujo en suelos con grandes agrietamiento y que sean irrigados o inundados.
- El modelo asume que la partición del químico (entre fases sólida y líquida) es instantánea y reversible. La partición y movimiento del químico en fase de vapor es ignorada.

# **CAPITULO 5**

## **Materiales y métodos**

## **5 Materiales y métodos**

### ***5.1 Plantación del experimento***

Con el objetivo de estimar la capacidad del subsuelo para remover o reducir la carga contaminante de descargas de aguas residuales sobre el suelo, se realizó un diseño experimental. La idea fundamental del diseño fue disponer de un volumen suficiente de agua capaz de infiltrarse hasta llegar al acuífero y ser recuperada en su tránsito a través del perfil del suelo y también a su arribo al acuífero. Este diseño consistió en un estanque o pileta en el cual se aplicó un volumen de agua conocido. Los tipos de agua utilizados fueron:

1. Agua del pozo de la Planta de Tratamiento de Agua Residual (PTAR)
2. Mezcla de agua residual reciente sin tratar con agua de pozo en una relación 50/50
3. Agua residual tratada de un efluente secundario

Para la recuperación del agua infiltrada, el experimento se complementó con la instalación de tres pozos a las profundidades promedio de 8, 15 y 20 metros. Los dos primeros se colocaron aproximadamente a 0.35 m y 0.90 m y el de 20 m de profundidad a 3.20 m del borde de la pileta. En la figura 2 se presenta una imagen de los elementos utilizados en el estudio. La relación de cada uno de los pozos respecto a la ubicación del nivel del espejo de agua y de la pileta se presenta en el esquema de la figura 3.

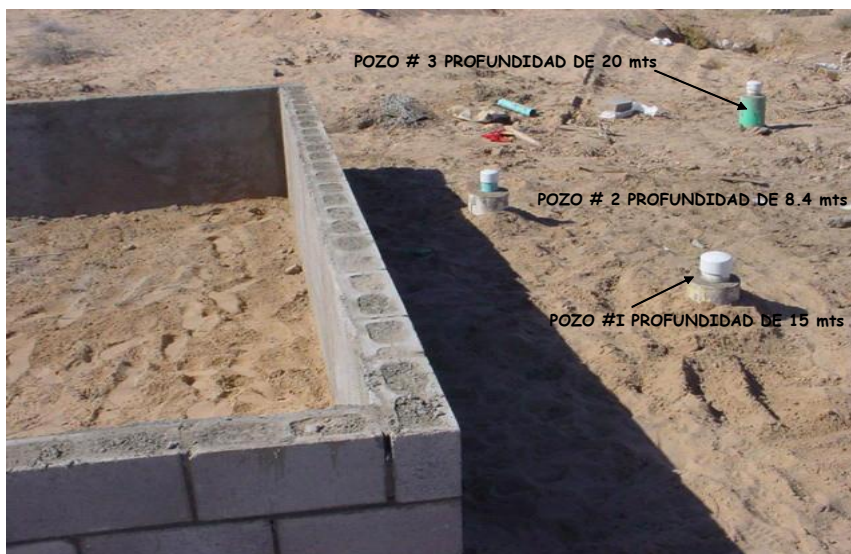


Figura 2. Ubicación de los pozos en la zona de estudio.

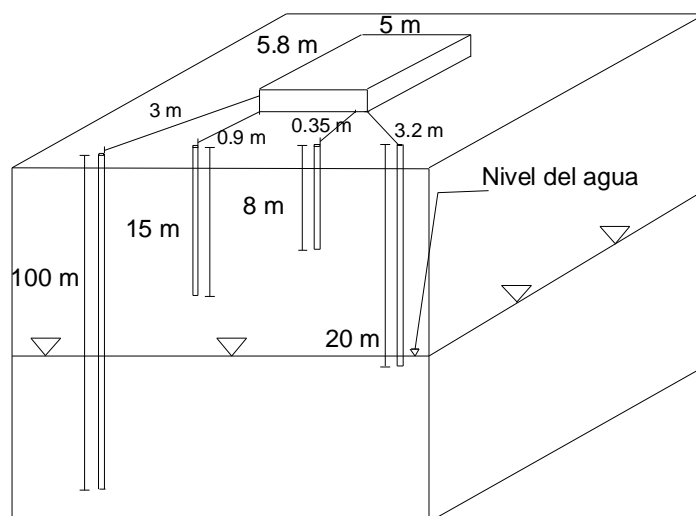


Figura 3. Esquema de la relación pozos con nivel freático.

### 5.1.1 Estanque o pileta

Las dimensiones espaciales proyectadas de la pileta fueron de 5 x 5 x 1 metros. Durante el desarrollo de las pruebas hubo necesidad de rediseñar el estanque quedando las dimensiones finales de 5 x 5.58 m equivalentes a un área de 27.9 m<sup>2</sup>. La altura final fue de aproximadamente 1 metro (figura 4). La idea fundamental de este diseño fue cubrir un área representativa y sobre todo tener la capacidad de acumular un volumen suficiente de agua capaz de infiltrarse y acumularse en los pozos de observación.

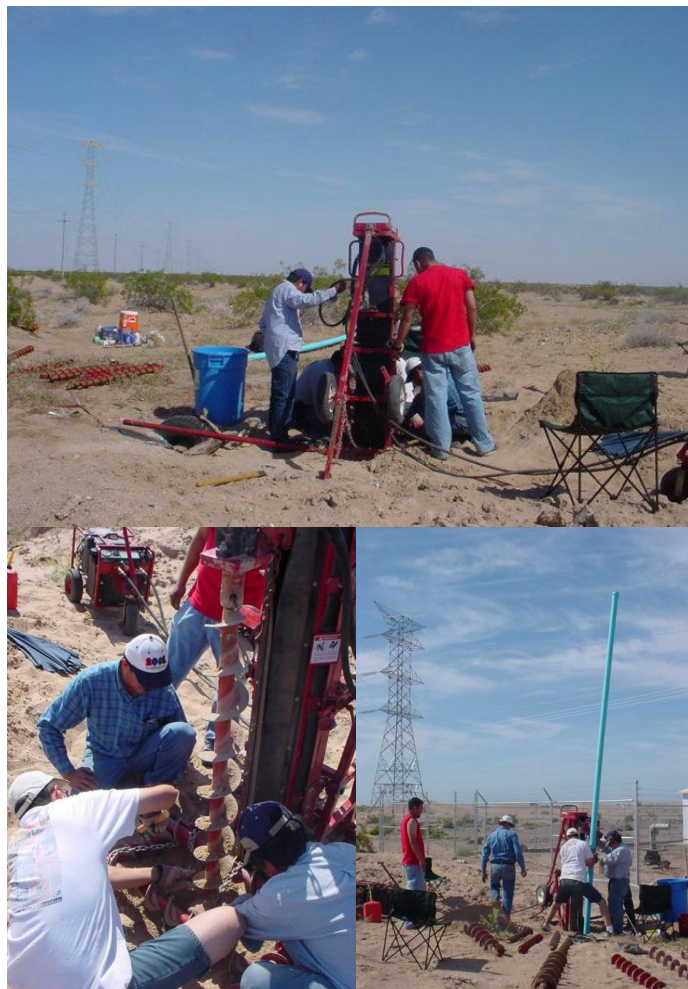


*Figura 4. Construcción del Estanque o pileta.*

### **5.1.2 Pozos**

Los pozos fueron perforados y terminados de la siguiente manera:

- Pozo de 8 m. Este fue realizado por personal técnico de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC), con una perforadora hidráulica con barrena helicoidal (ver figura 5). Se perforaron los primeros tres metros con un diámetro de 8 pulgadas y fue ademado con tubo de 8 pulgadas. Posteriormente se perforó con barrena de 4 pulgadas hasta los 8 metros. La terminación fue con tubo de PVC de 3 pulgadas con tubería lisa de 0 a 7 metros y tubería ranurada de 7 a 8 metros y descubierto en la parte inferior. Se utilizó agua normal para la perforación. La distancia final a la pileta fue de aproximadamente 35 cm. El pozo quedó completamente en la zona vadosa, esto es la zona no saturada del perfil del suelo.



*Figura 5. Perforación y terminación pozo de 8 m.*

- Pozos de 15 y 20 m. Estos fueron realizados por la empresa CORSA SA de CV con una perforadora rotaria directa utilizando agua como fluido de perforación. La terminación de ambos pozos fue con tubo de PVC de 4 pulgadas con tapón en su parte inferior. Desde la parte inferior se dejó aproximadamente un metro de tubo sin ranurar y el siguiente metro es ranurado. La distancia final a la pileta fue de aproximadamente 0.9 y 3.20 metros para los pozos de 15 y 20 m de profundidad, respectivamente. El pozo de 15 m de profundidad está aproximadamente a 5 m arriba del espejo de agua del nivel freático y el pozo de 20 m quedó solo entre 0.5 a 1 m por debajo del nivel del agua del nivel freático, justo para recuperar el agua en la parte superior del acuífero tratando de que esta fuera la más representativa posible del agua inicial infiltrada.

- Pozo profundo de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR). Este pozo había sido previamente construido por la empresa CORSA S.A. de C.V. para utilizarse durante el proceso de construcción de la Planta de Tratamiento, y se utilizó una perforadora rotaria directa (ver figura 6). Se utilizó lodo bentonítico y un diámetro de perforación de 12 ¼ pulgadas. La profundidad final registrada fue de 120 m. La terminación fue con tubería de acero de 12 pulgadas ranurada de los 48 a 114 m y tubería lisa de los 114 a los 120 m y tapón de fondo (CORSA, 2003 reporte técnico).



*Figura 6. Perforación de los pozos realizados por la empresa CORSA S.A. de C.V.*

## **5.2 Pruebas de infiltración.**

Con el objeto de medir la velocidad o capacidad de infiltración del terreno e indirectamente la conductividad hidráulica saturada se realizaron una serie de pruebas de infiltración. Estos ensayos de infiltración se realizaron de dos maneras; una fue utilizando el infiltrómetro de doble anillo (figura 7) y la otra utilizando los ensayos realizados en la pileta o estanque con los distintos tipos de agua inicial aplicadas.

### **5.2.1 Infiltrómetro de doble anillo. Obtención de la conductividad hidráulica saturada.**

La prueba con el infiltrómetro de doble anillo consiste en enterrar en el terreno dos cilindros de 30 y 45 cm de diámetro a los cuales se les agrega agua hasta una altura conocida. A cada determinado tiempo se miden los descensos que se controlan con un tornillo micrométrico. Esta prueba nos ayuda a determinar la velocidad de infiltración en la parte superficial del terreno y a partir de esta, se determina la conductividad hidráulica

saturada.



Figura 7. Infiltrómetro de doble anillo.

La conductividad hidráulica saturada puede ser estimada a partir de la velocidad de infiltración que obtenemos del infiltrómetro mediante la aplicación de la Ley de Darcy (Ballesteros et al., 1991).

$$v = kI = -k \left( \frac{\Delta h}{L} \right) \quad (22)$$

donde  $v$  es la velocidad de infiltración o infiltrabilidad estacionaria e  $I = \Delta h / L$  es el gradiente hidráulico; si asumimos que la infiltración ocurre bajo condiciones de saturación, y según un flujo vertical, por lo tanto la velocidad de infiltración es totalmente controlada por la conductividad hidráulica y la expresión anterior se reduce a:

$$v = k \quad (23)$$

siendo por tanto factible estimar  $k$  de forma razonable.

Los infiltrómetros se utilizan para medidas muy locales; a partir de los mismos se obtiene la capacidad de infiltración directamente. La limitada extensión geográfica del presente estudio, y la supuesta homogeneidad de los suelos que cubren la zona experimental, justifica el uso de infiltrómetros sencillos para determinar las propiedades hidráulicas de la zona edáfica más superficial.

Existen varios modelos de infiltrómetros; el de cilindros concéntricos es el más sencillo; otros autores lo conocen como de “doble anillo” (Martínez y López, 1996). El infiltrómetro de doble anillo, como su nombre lo indica, consiste en dos superficies

cilíndricas abiertas por las dos bases. Se hincan parcialmente en el suelo, a una profundidad variable según su textura, en general de 5 a 10 cm (Custodio y Llamas, 1983) y se añade hasta que cubra la punta de una varilla de medición que se coloca en posición vertical en el área encerrada por el cilindro interior; entre los dos cilindros se mantiene ese mismo nivel de agua para impedir la expansión lateral del fluido que infiltra desde el cilindro interior. A partir del llenado se toma el tiempo de inicio y a cada intervalo de tiempo se va midiendo los descensos en el cilindro interior usando para esto la varilla de medición. La capacidad de infiltración se deduce de lo que tardan en infiltrarse estos volúmenes de agua.

### 5.2.2 Ensayo en la pileta.

La pileta o estanque de dimensiones conocidas (ver figura 8), reproduce el principio de los infiltrómetros aunque como se había comentado, el objetivo de este diseño fue cubrir un área mayor y principalmente aportar un volumen suficiente al sistema para saturar el medio hasta el estrato inmediato al acuífero en el nivel freático y que los pozos tuvieran la capacidad de recibir y almacenar agua en ellos.

De este modo, durante la prueba realizada en la pileta se midieron los descensos de niveles tanto manual como automáticamente. De estas mediciones se puede estimar la velocidad de infiltración de una forma más exacta.



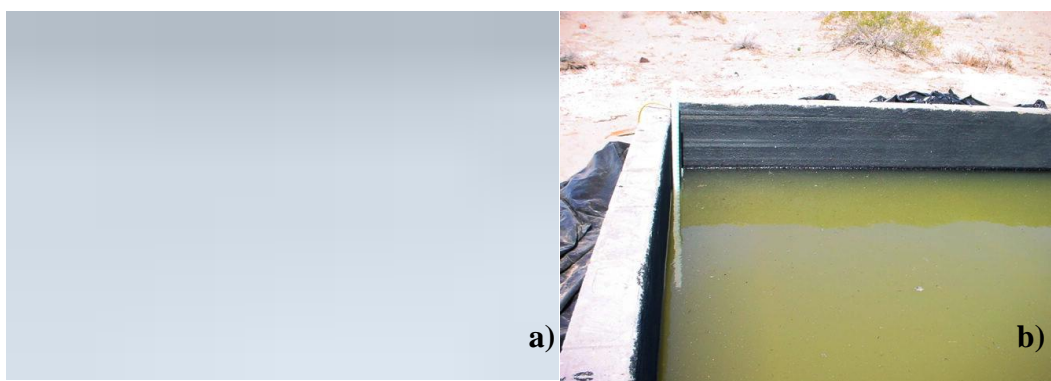
*Figura 8. Instalación de tuberías en la pileta para su llenado.*

### **5.3 Medición de niveles.**

Para el control del experimento se realizaron mediciones manuales y automáticas de las oscilaciones de los niveles de agua tanto en la pileta como en los pozos de observación.

#### **5.3.1 Mediciones manuales en los pozos y en la pileta.**

Las mediciones manuales en los pozos se hicieron con una sonda para medir nivel de agua marca SOLNIST que emite una señal visual y sonora al momento de llegar al espejo de agua (figura 9a). En la pileta se colocó una tabla graduada en centímetros para medir el tirante en el estanque (figura 9b).



*Figura 9. a) Sonda manual para medición del espejo de agua, b) tabla graduada en la pileta.*

#### **5.3.2 Mediciones automáticas en pozos y pileta**

Para las mediciones automáticas se instalaron medidores automáticos de niveles en cada uno de los pozos y por duplicado en la pileta. En la mayoría de los sitios, estos medidores se ajustaron para realizar grabaciones cada minuto. En algunos otros casos los tiempos de grabación fueron de 5 y 10 minutos. El objeto de estos medidores fue controlar las oscilaciones de los niveles en los distintos sitios (figura 10).



Figura 10. Mediciones automáticas en pozos y pileta.

#### 5.4 Muestreo

Inicialmente se utilizó un muestreador puntual *tipo botella muestreadora (Bailer)* con liberador de muestra. Sin embargo, por interferencias (alteración microbiológica y química) con las muestras de agua, se decidió construir muestreadores únicos para cada punto (figura 11). De este modo, se diseñaron tubos de PVC de 3 pulgadas con tapón en uno de los extremos y con una ventana de ranuras en uno de sus lados para permitir el flujo de agua a su interior. La recuperación de la muestra se realizó en botellas de polietileno de 1 galón de capacidad para los parámetros físico-químicos y en envase esterilizado de 100 ml, solo para los parámetros bacteriológicos. Las muestras fueron transportadas en hieleras hasta el laboratorio tratando de mantener una temperatura baja cercana a los 4°C.



Figura 11. Muestreo de agua.

### **5.5 Análisis Químico**

Los análisis de las muestras se realizaron en el laboratorio de análisis químicos “Sinaloa” de la Ciudad de Mexicali B.C. Los parámetros analizados fueron los dispuestos en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 para las aguas infiltradas en los pozos de observación y para el agua del pozo profundo de la planta de tratamiento. La Norma NOM-001-ECOL-1996 se utilizó para las aguas residuales infiltradas.

### **5.6 Curva característica**

Para construir la curva de retención de humedad del suelo se requirió inicialmente de conocer los valores de humedad y succión del suelo. Para tal fin, se colocaron tensiómetros a 15, 30, 45, 60 y 90 cm de profundidad para conocer la succión. Para medir la humedad se recogieron muestras de suelo a esta misma profundidad. El muestreo se inició con el suelo a saturación y se midieron las lecturas de tensión-humedad hasta que dejaron de observarse cambios en las lecturas de los tensiómetros. La determinación del contenido de humedad en las muestras se realizó en laboratorio (ver apartado 4.2.1). Así también, se obtuvo la tensión-humedad del suelo a saturación, punto de marchitez permanente (PMP) y capacidad de campo (CC). Así como las texturas y densidad aparente para cada una de las profundidades. La construcción de la curva característica se realizó considerando el promedio de seis días de todas las lecturas de tensión del suelo, porcentaje de humedad y densidad aparente. Así entonces, se formaron los pares de datos, ubicando sobre el eje  $x$ , los contenidos volumétricos utilizando la ecuación 24 y sobre el eje  $y$ , las lecturas de succión de suelo, expresada en cm de columna de agua.

$$\theta = \frac{\% \text{Humedad}}{100} * \frac{D.A.}{D_{H_2O}} \quad (24)$$

donde:

$\% \text{Humedad}$  = es el porcentaje de humedad del suelo

$D.A.$  = es la densidad aparente del suelo

$D_{H_2O}$  = es la densidad del agua

La curva característica es necesaria para representar el comportamiento hidráulico del suelo y obtener las constantes empíricas:  $\alpha$ ,  $m$  y  $n$  (ver apartado 4.2.1) necesarias para realizar las simulaciones de flujo y transporte. La obtención de estas constantes se describe a continuación.

La metodología desarrollada fue en base a la ecuación del modelo de Maulem (1976, en van Genuchten, 1980; Bruckler et al, 2002 y Eventt et al., 1999). De la gráfica de retención del suelo, se obtiene la pendiente en un punto  $P$ , a la mitad entre  $\theta_s$  y  $\theta_r$ ; y

se sustituye por  $\left| \frac{d\theta}{d(\log h)} \right|$  en la ecuación 25.

$$S_p = \frac{1}{(\theta_s - \theta_r) \left| \frac{d\theta}{d(\log h)} \right|} \quad (25)$$

donde  $S_p$  es la pendiente absoluta de la saturación efectiva.

Sustituyendo el valor de  $S_p$  en una de las siguientes expresiones empírica y considerando los rangos establecidos, se obtiene  $m$

$$n = \begin{cases} 1 - e^{-(0.8S_p)} & (S_p \leq 1) \\ 1 - \frac{0.5755}{S_p} + \frac{0.1}{S_p^2} + \frac{0.025}{S_p^3} & (S_p > 1) \end{cases} \quad (26)$$

El valor de  $n$  es obtenido despejándolo de la siguiente ecuación 27.

$$m = 1 - \frac{1}{n} \quad (27)$$

$\alpha$  se obtiene para cada valor de  $h_p$  con la ecuación 28.

$$\alpha = \frac{1}{h_p} \left( 2^{\frac{1}{m}-1} \right)^{1-m} \quad (28)$$

### 5.7 Coeficientes de dispersión.

Los coeficientes de dispersión se obtuvieron en laboratorio mediante columnas, utilizando el fundamento teórico descrito por Ogata-Banks (1962, en Domenico y Schwartz, 1988; Tindall y Kunkel, 1999) que es:

$$Dx \frac{\partial^2}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (29)$$

donde el primer término describe el transporte de masas por difusión y el segundo por advección, con las siguientes condiciones de frontera:

$$C(x, t) = C_0 \quad \text{y} \quad C(x, 0) = 0$$

Para la primera condición, donde  $x = 0$  para todos los tiempos  $t$ , la concentración es  $C_0$  (representando una fuente continua). La segunda condición está dada para todos los puntos  $x$  con tiempos  $t = 0$ , y donde la concentración es siempre cero. Una solución para estas condiciones está dada por la ecuación 30.

$$\frac{C(x, t)}{C_0} = \frac{1}{2} \left( \operatorname{erfc} \left[ \frac{x - vt}{2(Dt)^{1/2}} \right] \right) \quad (30)$$

donde  $D$  es el Coeficiente de dispersión hidrodinámico,  $\operatorname{erfc}$  es la función del error complementario y  $v$  es la Velocidad del flujo.

El valor de  $(Dt)^{1/2}$  puede ser representado como  $(\alpha_x vt)^{1/2}$ , donde  $\alpha_x$  representa el coeficiente de dispersión. Sustituyendo estos valores en la ecuación 30, tenemos que:

$$\frac{C(x, t)}{C_0} = \frac{1}{2} \left( \operatorname{erfc} \left[ \frac{x - vt}{2(\alpha_x vt)^{1/2}} \right] \right) \quad (31)$$

La función error complementario es convenientemente expresado como:

$$\operatorname{erfc}(\beta) \quad \text{donde} \quad \beta = \frac{x - vt}{2(\alpha_x vt)^{1/2}} \quad (32)$$

El argumento  $\beta$  puede ser obtenido a partir de la ecuación 32 o utilizando la tabla 3.

$$\operatorname{erf}(\beta) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^{\beta} e^{-\beta^2} d\beta \quad (33)$$

Los valores negativos del argumento  $\beta$  pueden ser encontrados mediante la relación:

$$\operatorname{erfc}(\beta) = 1 + \operatorname{erf}(\beta) \quad (34)$$

otras relaciones utilizadas son:

$$\operatorname{erf}(\beta) = -\operatorname{erf}(\beta) \quad \text{y} \quad \operatorname{erfc}(\beta) = 1 - \operatorname{erf}(\beta)$$

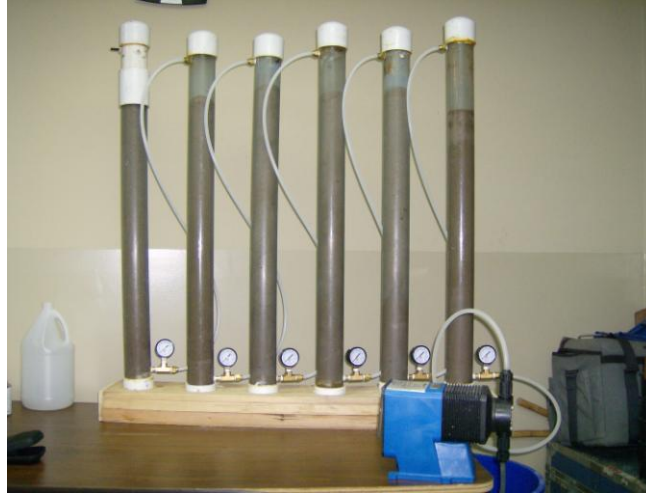
Tabla 3. Valores de  $\operatorname{erf}(\beta)$  y  $\operatorname{erfc}(\beta)$  para valores positivos de  $\beta$ . (Freeze y Cherry, 1979).

$\beta$	$\operatorname{erf}(\beta)$	$\operatorname{erfc}(\beta)$	$\beta$	$\operatorname{erf}(\beta)$	$\operatorname{erfc}(\beta)$
0	0	1.0	1.1	0.880205	0.119795
0.05	0.056372	0.943628	1.2	0.910314	0.089686
0.1	0.112465	0.887537	1.3	0.934008	0.065992
0.15	0.167996	0.832004	1.4	0.952285	0.047715
0.2	0.222703	0.777297	1.5	0.966105	0.033895
0.25	0.276326	0.723674	1.6	0.976348	0.023652
0.3	0.328627	0.671373	1.7	0.983790	0.016210
0.35	0.379382	0.620618	1.8	0.989091	0.010909
0.4	0.428392	0.571608	1.9	0.992790	0.007210
0.45	0.475482	0.524518	2.0	0.995322	0.004678
0.5	0.520500	0.479500	2.1	0.997021	0.002979
0.55	0.563323	0.436677	2.2	0.998137	0.001863
0.6	0.603856	0.396144	2.3	0.998857	0.001143
0.65	0.642029	0.357971	2.4	0.999311	0.000689
0.7	0.677801	0.322199	2.5	0.999593	0.000407
0.75	0.711156	0.288844	2.6	0.999764	0.000236
0.8	0.742101	0.257899	2.7	0.999866	0.000134
0.85	0.770668	0.229332	2.8	0.999925	0.000075
0.9	0.796908	0.203092	2.9	0.999959	0.000041
0.95	0.820891	0.179109	3.0	0.999978	0.000022
1.0	0.842701	0.157299			

Para la obtención de los coeficientes de dispersión se utilizaron columnas de suelo (ver figura 12) extraídas de la zona de estudio hasta una profundidad de 6 m utilizando tubo PVC transparente de 2.5 pulgadas de diámetro. El agua utilizada en las columnas provino del efluente de una planta de tratamiento secundario.

### **Procedimiento para su determinación**

- Se realizó la calibración de la velocidad de flujo con una bomba peristáltica a 4.8 m/día. Esto, con la finalidad de simular el flujo de campo de la zona de estudio.
- Para el agua en la entrada y salida de las columnas, los elementos analizados fueron salinidad y coliformes totales y fecales.
- Se realizaron muestreos a cada 3, 12 y 24 hr hasta que la concentración del contaminante analizado fuera igual tanto en la entrada ( $C_o$ ) como en la salida ( $C$ ) de las columnas.
- Se graficó la relación de  $C/C_o$  contra tiempo.
- De la gráfica  $C/C_o$  vs tiempo, se obtiene el tiempo para cuando la relación  $C/C_o$  es del 50%, con este valor y la velocidad de flujo se sustituyen en la ecuación 31 para obtener  $erfc(\beta)$
- Se encuentra el valor de  $\beta$  en la tabla 3 y el coeficiente de dispersión se obtiene despejando  $\alpha_x$  de la ecuación 32.



*Figura 12. Columnas de suelo para determinación de Coeficientes de difusión.*

# **CAPITULO 6**

## **Resultados**

## 6 Resultados

### 6.1 Capacidad de Infiltración

#### 6.1.1 Capacidad de infiltración con infiltrómetro de doble anillo. Obtención de la conductividad hidráulica saturada del suelo.

De los ensayos de infiltración realizados se escogieron los que presentaron las diferencias mayores. Los resultados de estas pruebas se muestran en las figuras 13 y 14. En ambas pruebas la tasa de infiltración al comienzo de la experiencia es relativamente alta y es dominada por el gradiente del potencial matricial, siendo este descenso relativamente alto durante el primer minuto. A medida que este gradiente decrece la tasa de infiltración desciende asintóticamente con el tiempo aproximándose a la tasa de infiltración inducida por la gravedad también denominada infiltrabilidad de estado estacionario. Así después de 5 minutos la curva tiende a estabilizarse. Esta observación es más evidente en la primera prueba (fig. 13) ya que el intervalo de medición al inicio de esta prueba fue más corto. La infiltrabilidad en estado estacionario es directamente proporcional a la conductividad hidráulica saturada.

De este modo, en la primera prueba tenemos que la infiltración es de 36.51 cm/hr. Por lo tanto;  $k = 36.51 \text{ cm/hr} = 8.76 \text{ m/día}$

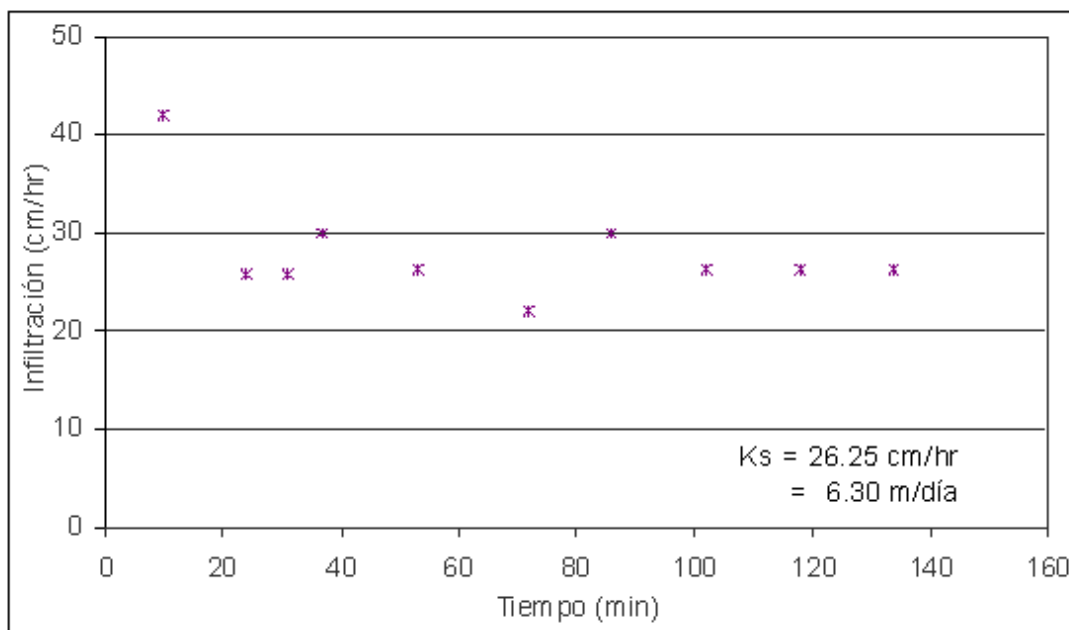


Figura 13. Infiltración respecto al tiempo en la prueba 1.

Para la segunda prueba, la infiltración es 26.25 cm/hr. Por lo tanto;

$$k = 26.25 \text{ cm/hr} = 6.30 \text{ m/día}$$

Estos ensayos nos dan idea muy localizada de la capacidad de infiltración del terreno. Inicialmente la idea de utilizar los infiltrómetros fue tener una medida de la capacidad de infiltración del terreno para las pruebas posteriores en la pileta. Es de resaltar que la corta duración de la prueba no permitió la completa estabilización de la curva de infiltrabilidad, pero si fue el suficiente para poder tener una idea de la capacidad de infiltración inicial.

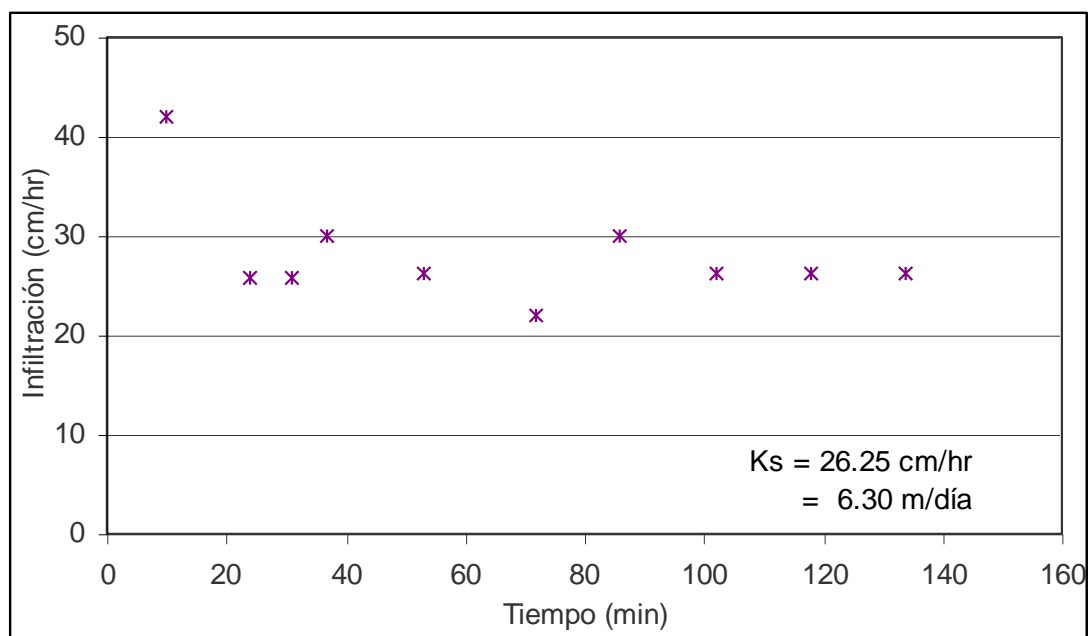


Figura 14. Infiltración respecto al tiempo en la prueba 2.

### 6.1.2 Pruebas de infiltración en la pileta.

Durante el desarrollo del experimento se realizaron una serie de ensayos en la pileta o estanque con aguas de distintos orígenes.

#### 6.1.2.1 Prueba de infiltración con agua del pozo profundo de la PTAR.

Esta prueba se realizó en 2 ocasiones con el objeto de corroborar los valores obtenidos. Como se mencionó anteriormente, las condiciones para realizar la prueba fue variando durante el desarrollo del estudio al igual que las condiciones del estanque.

Para esta prueba en particular el estanque se conectó con una tubería de PVC de 1½ al pozo profundo de la PTAR ubicado a 5.2 m de distancia del estanque. También, se colocó en el fondo del estanque un dispositivo de tubos para evitar la socavación al momento de verter el agua en el estanque (figura 15). Para poder llenar la pileta se colocó un plástico que cubrió el fondo y las paredes de esta. El caudal promedio de la bomba según mediciones realizadas durante el experimento fue de 2.6505 l/s.



*Figura 15. Instalaciones realizadas en la pileta.*

### **Determinación de la capacidad de infiltración. Obtención de la conductividad hidráulica saturada.**

#### **Primera prueba**

La prueba realizada el día 12 de agosto de 2004 para estimar la capacidad de infiltración y aproximadamente la conductividad hidráulica saturada se llevó a cabo siguiendo las siguientes etapas:

#### **1ª. Etapa. Llenado del estanque**

El experimento inició a las 10:14 hrs, momento en el cual se inició el llenado del estanque con un caudal promedio de 2.605 l/s. Hasta alcanzar una altura de 0.63 m. En este momento se detuvo el funcionamiento de la bomba y retiró la cubierta plástica del fondo y las paredes del estanque para propiciar la infiltración (figura 16). Se bombearon hasta este momento según el registro del flujómetro 24.878 m<sup>3</sup> de agua. Ver tramo denominado 1ª Etapa en la figura 17.



*Figura 16. Prueba con agua del pozo profundo de la PTAR. Llenado de la pileta y retiro de la cubierta plástica.*

2ª. Etapa. Infiltración y bombeo.

De las 12:02 hasta las 14:58 hr. Durante esta etapa se registró la disminución en el nivel de espejo de agua del estanque manteniendo la bomba encendida. Considerando que el bombeo permanece constante a razón de 2.605 l/s como en la primera etapa. En la gráfica se presenta la diferencia entre el nivel medido en el estanque y el nivel que se recuperaría debido al aporte por bombeo de 5.7 mm/min. La pendiente de dicha curva corresponde a la velocidad de infiltración (-0.0052) que equivale a 7.5 m/día (2.418 l/s). Durante esta etapa se bombearon al estanque 28.47 m<sup>3</sup> que suman un total acumulado de 53.35 m<sup>3</sup>. Hasta este momento se había alcanzado los 50 m<sup>3</sup> recomendados por la CNA para saturar la columna de sedimentos no saturados y alcanzar el nivel freático. Ver tramo denominado 2ª Etapa Figura 17.

### 3ª. Etapa. Infiltración.

De las 14:59 a las 15:30 hr. Durante esta etapa se detuvo el bombeo y se registró únicamente el descenso del nivel de espejo de agua. En la gráfica se muestra la disminución progresiva del nivel. La pendiente de la curva (-0.0055) corresponde a la tasa de infiltración, que equivale a 7.92 m/día (2.5575 l/s). Ver tramo denominado 3ª Etapa, figura 17.

### 4ª. Etapa. Infiltración y bombeo.

Al alcanzar el nivel del espejo de agua en el estanque los 0.5 m, (a las 15:31 hrs.), se reinició el bombeo. Como en la segunda etapa se muestra en la gráfica la diferencia del nivel medido con el nivel que el estanque debe subir por el aporte de agua de bombeo. Se considera un bombeo constante de 2.605 l/s. La pendiente de la curva es de -0.0049 que equivale a 7.056 m/día (2.2785 l/s). A las 18:26 hr se detuvo el bombeo para dar paso a la 5ª. Etapa. Durante esta etapa se bombearon al estanque 47.25 m<sup>3</sup> para en total haberse depositado al estanque 100.6 m<sup>3</sup>. Con este volumen se sobrepasa el volumen estimado para alcanzar el estado de saturación de toda la columna de sedimentos, desde la base del estanque (la superficie) hasta el nivel freático, ubicado a 20.70 m de profundidad del brocal del pozo. Ver tramo denominado 4ª Etapa, figura 17.

### 5ª. Etapa. Infiltración.

A partir de las 20:00 hr se detuvo el bombeo y el espejo de agua del estanque fue perdiendo altura desde los 0.72 m hasta los 0.008 m. A las 22:37 hrs ya no fue posible medir. En este caso la curva de infiltración dejó de ser una línea recta por lo que su ajuste se muestra en 4 partes.

- La primera que va de las 20:00 a las 20:59 hrs. Abarcando desde el minuto 603 hasta el 710, la pendiente de este tramo es de 0.0053 m/min que equivale a 7.632 m/día (2.4645 l/s).
- La segunda que va de los 650 a 710 minutos a las 20:49 a las 21:49 hrs. La pendiente ajustada es de 0.0046 m/min que corresponden a 6.624 m/día (2.139 l/s).

- La tercera inicia desde las 21:49 en el minuto 710 y termina a las 22:29 en el minuto 750. La pendiente ajustada es de 0.0039 m/min que equivale a la infiltración de 5.616 m/día (1.8135 l/s).
- Finalmente el cuarto período en el que se ajusta una línea recta desde el minuto 710 hasta el final del registro en el minuto 760. Esta recta muestra una pendiente de 0.0036 m/min correspondiente a 5.184 m/día (1.674 l/s).

Este experimento se resume en la tabla 4. De estos resultados se concluye que no se alcanzó la estabilización de la tasa de infiltración. Así en el lapso de 10 hrs con 100 m<sup>3</sup> de agua aplicada no se logró saturar completamente el perfil del suelo.

*Tabla 4. Velocidades de infiltración en la primera prueba con agua del pozo profundo de la PTAR.*

Etapa	Nivel espejo de agua m	Velocidad de infiltración		Caudal infiltrado l/s	Caudal bombeado m <sup>3</sup>
		m/min	m/día		
1 <sup>a</sup>	0 - 0.60	0			24.878
2 <sup>a</sup>	0.63 - 0.67	0.0052	7.5	2.418	28.473
3 <sup>a</sup>	0.67 - 0.50	0.0055	7.92	2.558	
4 <sup>a</sup>	0.50 - 0.72	0.0049	7.06	2.279	47.248
5 <sup>a</sup>	0.72 - 0.42	0.0053	7.63	2.465	
	0.46 - 0.192	0.0046	6.62	2.139	
	0.192 - 0.037	0.0039	5.62	1.814	
	0.072 - 0	0.0036	5.18	1.674	
				Caudal total	100.599

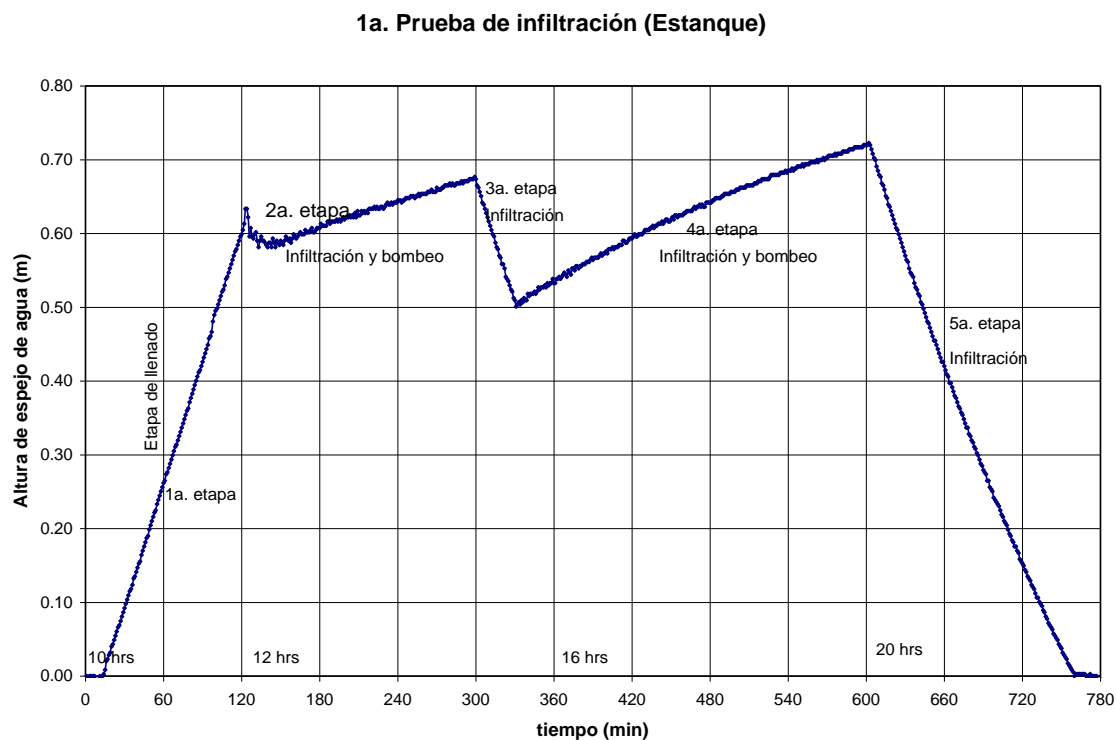


Figura 17. Curva obtenida en la prueba de infiltración con agua del pozo profundo realizada el 12 de agosto de 2004.

### Segunda prueba

La prueba realizada el día 14 de septiembre de 2004 se realizó durante un periodo de tiempo más largo y suficiente para alcanzar la infiltrabilidad en estado estacionario. Este valor es una aproximación de la conductividad hidráulica saturada. El procedimiento de medición y de estimación de las tasas de infiltración fue similar al de la primera prueba. Aunque en este caso solo se analizaron las partes descendente de los datos, esto es, cuando la pileta se estaba vaciando.

Los resultados de esta prueba se presentan en la tabla 5. En esta se puede observar una estabilización de la capacidad de infiltración en los últimos ajustes. Considerando los ajustes finales del 15 al 24 y quitando algunos valores extremos que presentaban diferente carga hidráulica se estima un valor promedio de 4.8 m/día. Este valor se puede considerar la conductividad hidráulica saturada del área de estudio con el agua nativa. Para esta prueba se colocó un medidor automático en el pozo de 15 m para detectar el tiempo en el que el frente de agua llegará a esa profundidad. El tiempo en el que se midió el arribo del agua fue el día 15 de septiembre de 2004 a las 12:46 hrs

y la fecha de inicio fue el día 14 de septiembre a las 9:54 hrs. La diferencia en tiempo fue de 27 hrs, que da una tasa de infiltrabilidad de 13.33 m/día y que contrasta con el valor promedio de conductividad hidráulica saturada de 4.80 m/día. Sin embargo, este valor es aproximadamente el mismo que se muestra al inicio de ambas pruebas de infiltración.

Tabla 5. Valores de la velocidad de infiltración con agua del pozo profundo

Ajuste	Velocidad de Infiltración		Ajuste	Velocidad de Infiltración	
	(m/min)	(m/día)		(m/min)	(m/día)
1	0.0049378	7.10	13	0.0038405	5.53
2	0.0039319	5.66	14	0.003719	5.35
3	0.0032918	4.74	15	0.003231	4.65
4	0.0035357	5.09	16	0.003322	4.78
5	0.0029870	4.30	17	0.003353	4.83
6	0.0035357	5.09	18	0.003475	5.00
7	0.0031090	4.48	19	0.003444	4.96
8	0.0035662	5.14	20	0.003139	4.52
9	0.0030785	4.43	21	0.003292	4.74
10	0.0037490	5.40	22	0.002469	3.56
11	0.0033528	4.83	23	0.002957	4.26
12	0.0040834	5.88	24	0.0034	4.90

### Estimación de la Transmisividad

En la primera prueba realizada y aprovechando el llenado de la pileta con agua del pozo profundo de la PTAR al cual se le midieron los descensos durante el bombeo se pudo realizar una estimación aproximada de la transmisividad. Así, la transmisividad hidráulica se estimó a partir del método de Jacob (Villanueva e Iglesias, 1983) con bombeo a caudal constante, en régimen variable y analizando los perfiles de descenso. Al no contar con pozos de observación no se puede estimar el coeficiente de almacenamiento.

Los análisis de los perfiles de descenso-tiempo presentan valores de 1,647 y 1,945 m<sup>2</sup>/día, de 2,130 y 2,632 m<sup>2</sup>/día y de 2,318 y 2,796 m<sup>2</sup>/día. El valor promedio de estas estimaciones es de 2,246 m<sup>2</sup>/día. Cabe resaltar que los ensayos fueron de corta duración y con un caudal bajo (2.83 l/s) comparado con el que se presenta en los aforos realizados para la estimación del caudal específico.

#### **6.1.2.2 Prueba de infiltración con mezcla de agua residual reciente sin tratar y agua del pozo profundo de la PTAR (50/50)**

Esta prueba se desarrollo durante el periodo comprendido del 18 al 27 de agosto del 2004. El agua utilizada fue una mezcla de aproximadamente un 50 % de agua residual sin tratamiento del Cárcamo de bombeo ubicado en la Av. Oaxaca y Calle 24, la cual es agua residual reciente, sin aportaciones de aguas comerciales o industriales, lo que indica que son aguas básicamente de origen domestico y 50 % de agua del pozo profundo. Para esta prueba, se utilizó un volumen aproximado total de 170 m<sup>3</sup> mediante el traslado con pipas desde la ubicación del cárcamo hasta la zona de estudio. Para realizar la mezcla se llenaba hasta la mitad el tanque de la pipa y posteriormente se llenaba el resto con agua del pozo profundo. Esta prueba se volvió a repetir el día 26 de septiembre de 2004 siguiendo más o menos el procedimiento utilizado en la primera prueba, pero con un volumen inyectado aproximado de 200 m<sup>3</sup>.

#### **Determinación de la capacidad de infiltración. Obtención aproximada de la conductividad hidráulica saturada.**

Las figuras 18 y 19 muestran los registros del medidor automático de niveles colocado en la pileta durante la prueba. Al igual que en el caso anterior con agua del pozo profundo, los cambios en pendientes indican cambios en la velocidad de infiltración. En este caso, solo se analizaron los tramos descendentes de la curva ya que no se tenía control exacto del caudal agregado a la pileta. El análisis de estos descensos muestra como la capacidad de infiltración va disminuyendo hasta llegar a un valor muy bajo debido a la colmatación que se sucede en el fondo de la pileta por la cantidad de sólidos sedimentables que tiene el agua de mezcla. En esta prueba fue necesario realizar la limpieza de esta capa sedimentada para poder inducir la infiltración. Los

valores encontrados después de la limpieza fueron en promedio de 3.4 m/día, valor que llegaba a descender hasta 0.4 m/día. Los resultados de esta prueba se resumen en la tabla 6. De este modo, es conveniente aclarar que es difícil dar un promedio de la velocidad de infiltración ya que este valor dependerá del contenido de sólidos sedimentables en el agua inicial.

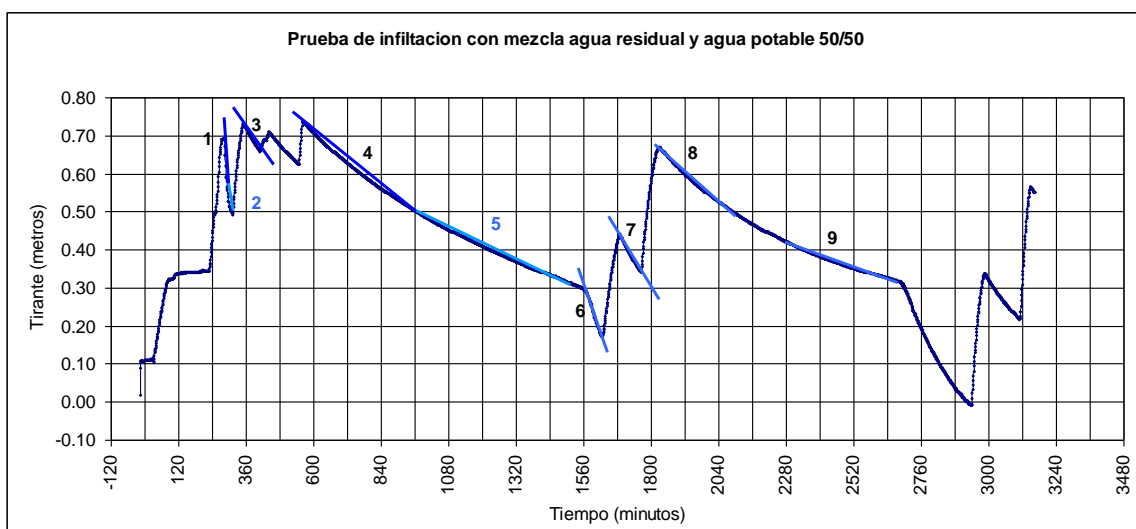


Figura 18. Infiltración prueba 1 mezcla agua residual agua del pozo profundo (50/50). Las velocidades obtenidas para los ajustes se dan en la tabla 6.

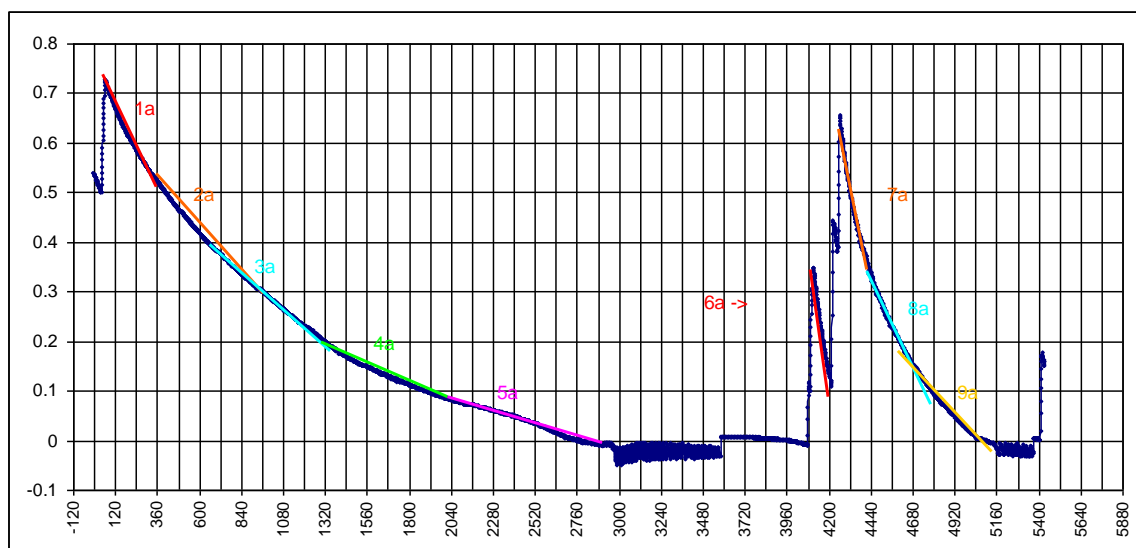


Figura 19. Infiltración prueba 2 mezcla agua residual agua del pozo profundo (50/50). Las velocidades obtenidas para los ajustes se dan en la tabla 6.

Tabla 6. Velocidades de infiltración para la prueba de mezcla de agua residual reciente sin tratar y agua del pozo profundo. Ver figuras 18 y19 para ubicar las velocidades

Ajuste	Velocidad de Infiltración	
	(m/min)	(m/día)
1	0.0117	16.85
2	0.0023	3.31
3	0.0012	1.73
4	0.0006	0.86
5	0.0003	0.43
6	0.0024	3.46
7	0.0013	1.87
8	0.0007	1.01
9	0.0003	0.43
10	0.0013	1.87
11	0.0010	1.44
12	0.0009	1.30

Ajuste	Velocidad de Infiltración	
	(m/min)	(m/día)
1a	0.0007	1.008
2a	0.0004	0.576
3a	0.0003	0.432
4a	0.0001	0.144
5a	0.0001	0.144
6a	0.0020	3.170
7a	0.0016	2.304
8a	0.0007	1.008
9a	0.0004	0.576

### 6.1.2.3 Prueba de infiltración con agua residual tratada.

Para la prueba con agua residual tratada se utilizó agua proveniente de un sistema de tratamiento primario proveniente del cuartel militar situado en la ciudad de San Luis Río Colorado Sonora. Esta prueba inicio el miércoles 20 de octubre de 2004 finalizando la aplicación de agua el jueves 28 de octubre del mismo año. Se agrego un volumen aproximado de 200 m<sup>3</sup> mediante el traslado con pipas desde el cuartel hasta la zona de estudio.

#### Determinación de la capacidad de infiltración. Obtención de la conductividad hidráulica saturada.

Los resultados se resumen en la tabla 7 y se muestran en las graficas de las figuras 20 y 21. En esta prueba como en la de mezcla de agua residual reciente sin tratar del cárcamo “Oaxaca” con agua normal de pozo, se observó una importante sedimentación en el fondo de la piletta que redujo de forma importante la infiltración de agua como se muestra en los gráficos mencionados.

Para determinar el efecto de la colmatación sobre la velocidad de infiltración, se analizaron las respuestas de estas velocidades a diferentes tiempos de remoción de la capa sedimentada en el fondo del estanque. Así, se consideraron tiempos aproximados de 1, 2 y 24 hr para la remoción de los sólidos sedimentados durante los 8 días que se extendió la prueba (del 21 al 28 de octubre). Estos resultados servirán de referencia tanto para el diseño de las lagunas de infiltración como para los tiempos de remoción de sólidos en ellas. En la figura 21 se presentan los gráficos seleccionados de las fluctuaciones de los niveles en el estanque a lo largo de la duración de la prueba. El inicio del ensayo fue en el minuto 540 del día 1, durante el cual se realizaron dos llenados del estanque hasta aproximadamente 75 cm respecto del espejo del agua. Las velocidades de infiltración observadas en este primer día fueron de 1.67 y 1.32 m/día llegando a un mínimo de 0.63 m/día ya en el día 2, con una altura mínima del espejo del agua de 0.20 m (figura 21a). Aproximadamente a las 24 hrs de iniciada la prueba (minuto 1980 día 2) se realizó una remoción de sólidos y se llenó nuevamente el estanque tratando de mantener, durante ese día 2, un nivel de 75 cm respecto del espejo del agua, observándose una disminución de la velocidad de infiltración promedio de 1.1 m/día a 0.76 m/día. Esta tendencia a disminuir se mantuvo durante los días 4 y 5 de la prueba, llegando hasta un mínimo de 0.14 m/día (figura 21b). Cabe resaltar, que en este lapso de tiempo (del día 3 al 5) no se realizó la remoción de los sedimentos colmatados para medir su efecto sobre la velocidad de infiltración para un tiempo más largo. Para el sexto día, la remoción de sólidos fue aproximadamente cada dos horas observándose variaciones de la velocidades de infiltración desde 3.02 hasta 4.03 m/día (figura 21c). El séptimo día, la remociones se efectuó cada hora, observándose oscilaciones de la velocidades de infiltración de 2.4 hasta 4.17 m/día (figura 21d). En toda la prueba la sedimentación en el fondo del estanque redujo de forma importante la velocidad de infiltración. Los resultados se resumen en la tabla 7, en la cual se agregó los resultados del día 8 (28 de octubre) durante el cual la remoción de sólidos se realizó cada 2 horas. Los resultados de este último día fueron similares a los observados el día anterior (día 7).

*Tabla 7. Velocidad de infiltración en la prueba con agua residual.*

<b>Fecha</b>	<b>Velocidad de infiltración m/día</b>
23-24 oct	1.67
	1.32
	0.63
23-26 oct	1.1
	0.76
	0.33
	0.16
	0.14
27-oct	3.02
	3.3
	4.03
28-oct	3.74
	2.4
	3.7
	4.17
29-oct	3.46
	2.73
	3.74
	4.03
	3.45

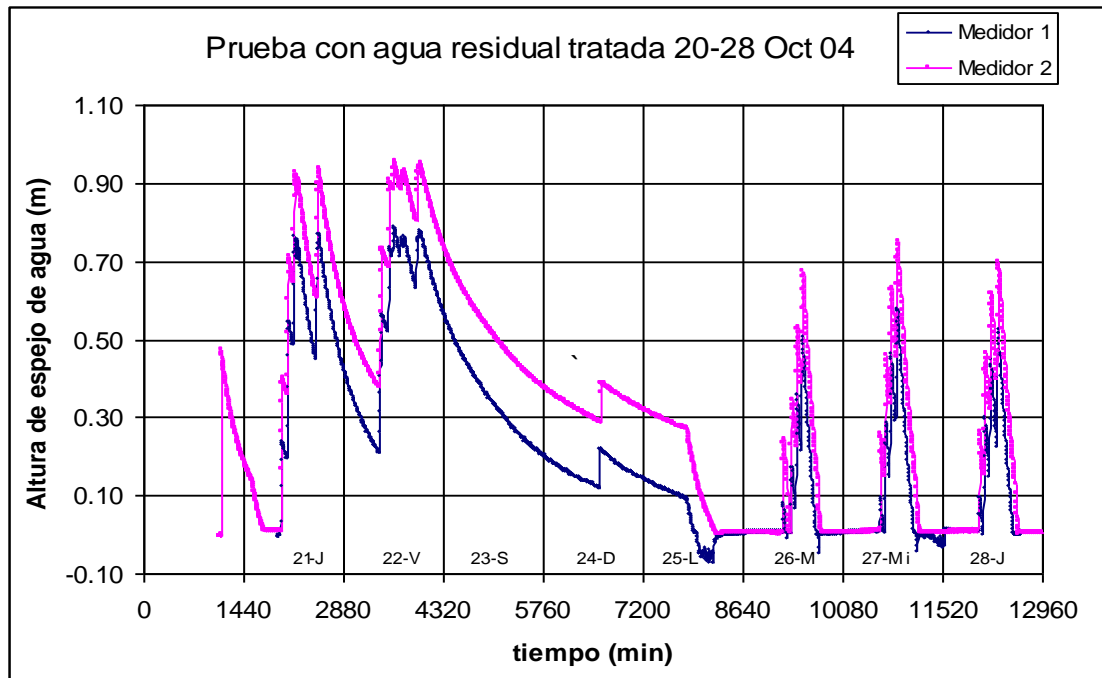


Figura 20. Prueba de infiltración con agua residual tratada

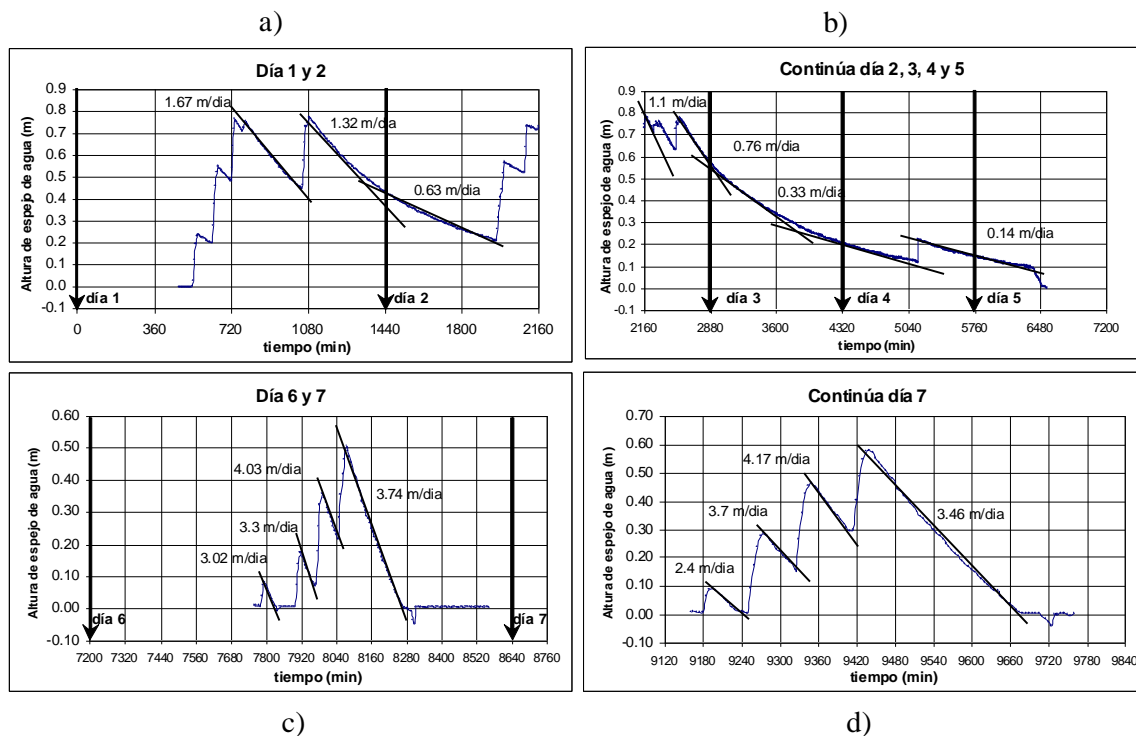


Figura 21. Prueba de infiltración con agua residual tratada del día 1 al 7. Análisis por tramo; a) día 1 y 2, b) día 3,4 y 5, c) día 6, y d) día7. Las divisiones del tiempo se presentan cada 6, 12, 2 y 1 horas para a), b), c) y d), respectivamente.

Los valores de repetición realizada del 11 al 14 de enero del 2005 se presentan en la tabla 8. Estos valores no se pudieron contrastar totalmente con la repetición de la prueba anterior ya que para esta prueba la remoción de los sólidos colmatados en la pileta se realizó a intervalos de tiempo menores. Así, la remoción de sólidos se realizó para cada relleno de la pileta con el objeto de inducir una infiltración mayor. De aquí se puede ver valores alrededor de 2.5 m/día como valor promedio pero estos como ya se mencionó son provocados por la remoción de los sólidos colmatados en el fondo de la pileta. Cabe resaltar que en los intervalos de tiempo en que se realizaba el vaciado se aprecian las mismas tendencias que en el caso anterior, esto es, una disminución de la velocidad.

*Tabla 8. Velocidades de infiltración obtenidas en la prueba con agua residual tratada del 11 al 14 de enero 2005.*

<b>Ajuste</b>	<b>Velocidad de Infiltración</b>	
	<b>(m/min)</b>	<b>(m/día)</b>
1	0.0019	2.736
2	0.0015	2.160
3	0.0019	2.74
4	0.0010	1.44
5	0.0018	2.592
6	0.0012	1.728
7	0.0011	1.584
8	0.0006	0.864
9	0.0010	1.584

### **6.1.3 La capacidad de infiltración por la colmatación de sólidos.**

Como resultados adicionales al estudio se presentan los valores de la velocidad de infiltración a diferentes tiempos para la prueba con agua residual tratada del campo militar. Estos valores son de utilidad para estimar los tiempos en los que se establecen las disminuciones de los valores de velocidad de infiltración relacionados a la colmatación en las pruebas con aguas residuales. A partir de los valores de tiempo-descenso de las prueba de infiltración es posible estimar una función, al menos de la parte descendente de la curva, que defina el descenso. Para esto fue necesario realizar un traslape de los datos en los espacios de tiempo en que se realizaba el llenado de la pileta, para construir una serie de datos continua y establecer la función de ajuste (inicialmente el diseño experimental no fue pensado para obtener esta función). Así, a esta serie de valores se le ajustó una ecuación exponencial ( $R^2 = 0.9$ , ver tabla 9) cuya derivada representa la velocidad, siendo la variable el tiempo en minutos y la variable la posición (elevación del espejo del agua) en metros. De aquí se puede observar que la tasa de infiltración estabilizada promedio de 4.5 m/día obtenida para la prueba con agua del pozo profundo, se alcanza a las 12 hrs de iniciada la prueba. A las 24 hrs se tiene ya una reducción de la mitad de este valor. A las 48 hrs este valor se reduce a 0.5 m/día y a las 72 hrs la tasa de infiltración se ha reducido hasta 0.12 m/día. Cabe resaltar que aunque esta parte del análisis se realizó con una carga hidráulica variable no se espera que estos valores puedan variar mucho de los obtenidos.

Tabla 9. Velocidades de infiltración a diferentes tiempos para la prueba con agua residual tratada del campo militar realizada del 20 al 28 de octubre de 2004. El signo negativo solo indica que la velocidad va disminuyendo. En este caso  $y =$  descenso (m) &  $x =$  tiempo (min).

<b>Estimación de la tasa de infiltración a partir de la derivada de la ecuación ajustada</b> $y = 6.2268^{-0.001x}$ <b>que es:</b> $dy/dx = -6.2268x10^{-3} e^{-0.001x}$			
<b>t</b>		<b>dy/dx</b>	
<b>min</b>	<b>horas</b>	<b>m/min</b>	<b>m/día</b>
1	0.02	-6.22E-03	-8.96
5	0.08	-6.20E-03	-8.92
10	0.17	-6.16E-03	-8.88
20	0.33	-6.10E-03	-8.79
30	0.50	-6.04E-03	-8.70
60	1.00	-5.86E-03	-8.44
90	1.50	-5.69E-03	-8.19
180	3	-5.20E-03	-7.49
360	6	-4.34E-03	-6.26
720	12	-3.03E-03	-4.36
1440	24	-1.48E-03	-2.12
2160	36	-7.18E-04	-1.03
2880	48	-3.50E-04	-0.50
4320	72	-8.28E-05	-0.12
5760	96	-1.96E-05	-0.03

Estos valores no se pudieron contrastar con la repetición de la prueba en enero del 2005 ya que para esta prueba la remoción de los sólidos colmatados en la pileta se realizó a intervalos de tiempo menores. Así, la remoción de sólidos se realizó para cada rellenado de la pileta con el objeto de inducir una infiltración mayor.

Para la prueba de mezcla entre el agua residual reciente sin tratar y agua del pozo profundo (50/50), la disminución de la tasa de infiltración es más alta. Los resultados se presentan en la tabla 10, en la que se puede ver que en la primera hora existe un descenso importante hasta un valor estabilizado de 1.22 m/día. Cabe resaltar, que esta primera parte (1 hora) los datos tiempo-descenso no se pudieron ajustar con el procedimiento que se menciono anteriormente. Sin embargo, del análisis realizado en

el apartado 6.1.2.2 se conoce que la velocidad de infiltración inicial es de 16.85 m/día (ver primer valor de velocidad de la tabla 6). A las 4 horas de iniciada la infiltración la velocidad de infiltración es menor de 1 m/día y a las 24 hrs la velocidad se ha reducido hasta 0.33 m/día.

La cantidad de sólidos sedimentables y sólidos suspendidos totales en el agua residual reciente del cárcamo de bombeo ubicado en la Av. Oaxaca y Calle 24 es de 0.1 ml/l y 56 mg/l, respectivamente. Esto ocasiona una importante colmatación en el fondo de la pileta.

Tabla 10. Velocidades de infiltración a diferentes tiempos para la prueba de mezcla entre agua residual reciente sin tratar y agua del pozo profundo realizada del 18 al 27 de agosto de 2004. El signo negativo solo indica que la velocidad va disminuyendo. En este caso  $y$  = descenso (m) y  $x$  = tiempo (min).

<b>Estimación de la tasa de infiltración a partir de la derivada de la ecuación ajustada <math>y = 0.9403^{-0.0009x}</math> que es: <math>dy/dx = -8.462x10^{-4} e^{-0.0009x}</math></b>		
<b><math>t</math></b>	<b><math>dy/dx</math></b>	
<b>min</b>	<b>m/min</b>	<b>m/día</b>
1	-8.4544E-04	-1.22
3	-8.4392E-04	-1.22
5	-8.4240E-04	-1.21
10	-8.3862E-04	-1.21
20	-8.3110E-04	-1.20
40	-8.1628E-04	-1.18
60	-8.0172E-04	-1.15
120	-7.5957E-04	-1.09
240	-6.8181E-04	-0.98
480	-5.4936E-04	-0.79
960	-3.5665E-04	-0.51
1440	-2.3154E-04	-0.33

## **6.2 Caracterización físico-química y bacteriológica del agua infiltrada.**

### **6.2.1 Análisis químico del agua infiltrada. Prueba con mezcla de agua residual reciente sin tratar y del pozo profundo (50/50).**

#### **COLIFORMES TOTALES Y FECALES.**

La prueba realizada el 23 de agosto con agua negra (cárcamo de bombeo en Av. Oaxaca y calle 22 mezclada) y agua de pozo contenían 2,400,000 NMP/100 ml. de coliformes (tomada del estanque o pileta de prueba). Los resultados en los pozos de observación de 15 m, 20 m y pozo profundo presentaron reducciones significativamente altas de contaminantes al pasar por el material de arena fina y media del sitio de estudio, con valores en el agua muestreada de 2,400, 120 y 14 coliformes, respectivamente. Aunque las concentraciones mínimas encontrada en el acuífero (pozo de 20 m y pozo profundo) se mostraron ligeramente arriba de la norma NOM-127-SSA1-1994, es de resaltar las reducciones de 1,000, 20,000 y 171,000 veces en los pozos de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente, respecto al agua inicial.

#### **COLOR, OLOR Y TURBIEDAD**

Estos parámetros se muestran altos y fuera de norma debido al procedimiento de la toma de muestra que inducía una agitación de sedimentos en el depósito de los pozos

#### **SALES SOLUBLES**

**CLORUROS:** Los contenidos de cloruros contenidos con el agua de la pileta fueron del orden de 312 mg/l, observándose aumentos durante el recorrido del agua a través del material arenoso, variando entre 443, 370 y 277 mg/l para las profundidades de 15, 20 m y agua del pozo profundo, respectivamente. El incremento en el pozo de 15 m se explica debido a la acumulación de lentes de sales observado durante la perforación. Aunque las concentraciones obtenidas al entrar el agua residual mezclada al nivel freático están fuera de norma (mayores de 250 mg/l) pueden considerarse como normales para esta zona ya que los contenidos regulares de cloruros en pozos aledaños (ver pozos 18, 20 y 22, apéndice A1), reportados por OOMAPAS presentaron

contenidos de 280, 182 y 180 mg/l, también algunos fuera de norma.

*SODIO*: El sodio contenido en el agua utilizada fue 155 mg/l, respecto al agua muestreada en los pozos de 15 y 20 m y pozo profundo las concentraciones fueron 215, 180 y 135 mg/l, respectivamente. El incremento observado a los 15 m de muestreo se explica debido a la presencia de lentes de sales, al igual que cloruros, sodio, y sólidos suspendidos totales, sin embargo los valores para el pozo de 20 m y pozo profundo se encuentra en norma (menores de 200 mg/l).

*SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES*: Los contenidos de sales solubles mostraron comportamientos similar a cloruros y sodio, pasando de 1,196, 1,312; 1,342 y 753 mg/l en el agua de la pileta, 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente. De todos ellos, el pozo profundo es el único que está por abajo de norma (menor a 1000 mg/l). Respecto a los contenidos de sales solubles reportados por OOMAPAS en los pozos 18 y 20 (ver apéndice A-1) son 910 y 664 mg/l, respectivamente.

*SULFATO*: Este ion al igual que Cl, Na y SDT pasó de 357, 420, 396 y 188 mg/l para la mezcla de agua en la pileta de prueba, pozos de 15 y 20 m y pozo profundo, respectivamente. Se ubicó bajo norma (400 mg/l) el pozo de 20m y el agua del pozo profundo.

Contenidos 200 mg/l de este ion fueron encontrados en el pozo profundo antes de iniciada las prueba de infiltración, así también en los pozos 18 y 20 (ver apéndice A-1) reportados por OOMAPAS con 130 y 128 mg/l, respectivamente.

### **METALES PESADOS**

*COBRE*: Las concentraciones de cobre oscilaron de 0.04 mg/l en el agua de mezcla utilizada y de 0.03, 0.04 y 0.01 mg/l para las profundidades de 15 m 20 m y pozo profundo, respectivamente, se mantuvieron por abajo de los límites permisibles en norma (2 mg/l).

*CROMO TOTAL*: En lo que respecta a cromo total no se detectaron concentraciones en las aguas residuales usadas en esta prueba, así tambien para todas las profundidades de observación.

*FIERRO*: La concentración de este elemento analizado en la pileta de prueba

mostró 3.08 mg/l y conforme se analizaron a las profundidades de 15 m, 20 m y pozo profundo, sus contenidos fueron de 2.59, 5.8 y 7.7 mg/l, respectivamente. Todos ellos se mostraron por arriba de los límites de 0.3 mg/l en la norma (NOM-127-SSA1-1994).

*MANGANESO:* Los resultados obtenidos son 0.6, 1.0, 3.5 y 0.10 mg/l para la pileta, pozo de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente. Mostrándose por arriba de norma (0.15 mg/l) para 15 y 20 m, no así en el pozo profundo. Los resultados obtenidos en el pozo profundo antes de iniciadas las pruebas de infiltración mostraron concentraciones de 0.3 mg/l, además de los reportes de OOMAPAS en los pozos 18 y 22 (ver apéndice A-1) muestran la presencia de manganeso en el agua subterránea con 0.067 y 0.118 mg/l.

*MERCURIO:* No se detectaron concentraciones de este elemento en toda la prueba desarrollada.

*PLOMO:* Los contenidos de plomo fueron 0.001 mg/l para todos los puntos de muestreo sin exceder los límites (0.01 mg/l).

*ZINC:* Este elemento observaron las siguientes concentraciones: 0.14, 0.46, 0.7 y 5.73 mg/l desde el agua contenida en la pileta, pozos de 15 y 20 m y pozo profundo, respectivamente. Al analizarlo en el agua subterránea se ubicó ligeramente por arriba de su límite permisible (5 mg/l).

*ALUMINIO:* Las concentraciones de aluminio en la pileta de prueba fue 2.4 mg/l. Las mediciones a las profundidades de 15 m, 20 m y pozo profundo fueron de 0.61 mg/l, 1.46 mg/l y 0.14 mg/l, respectivamente. Respecto al agua inicial hay una reducción de este elemento aunque los valores en los pozos de 15 m y 20 m están fuera de norma (0.2 mg/l), sin embargo en la mezcla (en el pozo profundo) las concentraciones están dentro de norma. Pozos cercanos a la zona de estudios (pozo 18 y 20) reportados por OOMAPAS (ver apéndice A-1) presentaron niveles de este elemento entre 0 y 0.026 mg/l.

*ARSENICO:* No se detectaron concentraciones de estos elementos en las aguas residuales usadas en esta prueba, así también para todas las profundidades de observación.

*BARIO*: Las concentraciones de este elemento en la pileta fue 0.4 mg/l, mostrando valores de 0.41 mg/l, 0.53 mg/l y 0.66 mg/l para los pozos de 15 y 20 m y el pozo profundo, respectivamente, todos ellos por abajo de 0.7 mg/l especificado en norma NOM-127-SSA1-1994.

Los niveles de Bario en los pozos de explotación aledaños a la planta de tratamiento (ver pozo 20 en apéndice A-1) mostraron niveles de 0.06 mg/l reportados por OOMAPAS.

El bario puede deberse al uso domestico de pinturas en cuya fabricación puede utilizarse este metal. También es importante resaltar la presencia de bario en el agua del pozo profundo antes de iniciadas las pruebas de infiltración (0.52 mg/l, ver apéndice B-1) lo que muestra un valor de fondo alto pero dentro de norma.

*CADMIO Y CIANUROS*: No se detectaron concentraciones de estos elementos en las aguas residuales usadas en esta prueba, así también para todas las profundidades de observación.

### **DUREZA TOTAL**

Los contenidos de carbonato de calcio expresados como dureza total en el agua utilizada en las prueba de infiltración observaron niveles del orden de 330 mg/l, con una disminución a 160 mg/l en el pozo de 15 m, a los 20 m un aumento (210 mg/) y el pozo profundo, nuevamente un descenso (76 mg/l), Las concentraciones de carbonatos de calcio reportadas por OOMAPAS en lo pozos para consumo humano (18, 20 y 22, ver apéndice A-1) circundantes a la zona de estudio muestran valores de 376. 6, 179.8 y 239.7 mg/l, (también dentro de norma -500 mg/l-).

### **FENOLES**

Las concentraciones analizadas desde el agua utilizada en la pileta de prueba, pozos de 15 y 20 m. y hasta el pozo profundo fueron 0.045, 0.034, 0.04 y 0.285 mg/l, se mostraron todos por abajo de norma (0.3 mg/l).

### **FLUORUROS**

Los valores encontrados de fluoruros son 1.4, 2.1, 1.22 y 0.66 mg/l para el agua en la pileta, pozos de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente. El incremento

encontrado a los 15 m es el único fuera de norma y es factible explicarlo por error analítico. Las concentraciones de fluoruros de los pozos profundo cercanos a la planta de tratamiento presentaron contenidos entre 0.329 y 0.257 mg/l, todos estos dentro de norma (1.5 mg/l).

### **NITRATOS**

Los nitratos observaron una notable disminución sin exceder de norma (1 mg/l) a través del movimiento del agua desde la superficie, pasando de 10 mg/l (en la pileta de prueba), 1.5 mg/l (15 m.), 0.9 mg/l (20 m) y 0.8 mg/l (para el pozo profundo).

### **NITRITOS**

Respecto a nitritos, los valores fueron 0.015, 0.004, 0.007 y 0.005 mg/l para la pileta de prueba, pozo de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente, todos con niveles sin exceder norma (10 mg/l).

### **TRIHALOMETANOS (THM) TOTALES**

Los THM son contaminantes que se originan a consecuencia de la reacción del cloro con la materia orgánica presente en el agua y prácticamente se producen de manera involuntaria con el proceso de la cloración, que justamente sirve para desinfectar el agua antes de ser consumidos por la población. Las aguas procedentes de las reservas subterráneas al tener una menor cantidad de materia orgánica y contener cantidades bajas de cloro, presentan concentraciones reducidas de trihalometanos.

Los contenidos de THM fueron de 0.07, 0.009, 0.001 y 0.001 mg/l en el agua de la pileta, pozo de 15 y 20m y pozo profundo, respectivamente, por debajo de 0.2 mg/l especificado en norma.

### **YODO RESIDUAL LIBRE**

No se detectó presencia de este elemento

## **6.2.2 Análisis químico del agua infiltrada. Prueba con agua residual tratada.**

### **Primer prueba**

En la tabla B-2 del apéndice se presentan estos resultados y el promedio de los análisis químicos y bacteriológicos de la muestra de agua en la pileta, pozos de 15, 20 m y pozo profundo recuperada de la ZNS y del acuífero durante las pruebas de infiltración con agua residual tratada del 21 al 28 de octubre de 2004.

### **COLIFORMES TOTALES Y FECALES.**

La prueba realizada con agua residual tratada contenía  $10^5$  500,000 NMP/100 ml de coliformes (tomada del estanque o pileta de prueba). Los resultados en los pozos de observación de 15 m, 20 m y pozo profundo presentaron reducciones significativamente altas del contaminante con valores de 250, 51 y 0 de coliformes totales y fecales, respectivamente.

### **COLOR, OLOR Y TURBIEDAD**

Estos parámetros se muestran altos y fuera de norma debido al procedimiento de la toma de muestra que inducía una agitación de sedimentos en el depósito de los pozos; respecto al pozo profundo estos indicadores se consideraron en norma.

### **SALES SOLUBLES**

*CLORUROS*: Los contenidos de cloruros en el agua de la pileta fueron 339 mg/l, variando de 252, 412 y 252 mg/l para las profundidades de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente. Las concentraciones obtenidas están fuera de norma pero pueden considerarse como normales para las condiciones hidrogeoquímicas del agua subterránea de la zona.

*SODIO*: El sodio contenido en el agua fue 156.5, 134, 193.7 y 119.3 mg/l para el agua de la pileta de prueba, pozo de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente sin exceder la norma. Cabe señalar que el pozo profundo al ser analizado antes de iniciadas las pruebas de infiltración presentó 130 mg/l, niveles que se consideran normales para las aguas subterráneas nativa de la zona de estudio.

*SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES:* Los contenidos de sales solubles mostraron el comportamiento siguiente: 1521, 1117.7, 1717.3 y 968.7 mg/l en la pileta, los pozos de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente. Los incrementos observados pueden deberse al arrastre y/o lavado de sales durante el viaje del agua en el proceso de infiltración.

*SULFATO:* Este ion pasó de 450, 280, 452 y 280 mg/l para el agua en la pileta de prueba, pozo de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente. Se ubicó bajo norma el pozo de 20 m y el agua del pozo profundo, su comportamiento fue similar con los sólidos disueltos totales y cloruros.

### **METALES PESADOS**

*COBRE:* Las concentraciones de este metal oscilaron entre 0.03 mg/l en el agua de mezcla utilizada y 0.32 mg/l, 0.06 mg/l y 0.021 mg/l para las profundidades de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente. Todos los valores se mantuvieron por abajo de los 2 mg/l de norma.

*CROMO TOTAL:* En lo que respecta a cromo total, no se detectaron concentraciones en las aguas residuales usadas en esta prueba. Así mismo, su determinación fue nula para todas las profundidades de observación.

*FIERRO:* La concentración de este elemento analizado en la pileta de prueba fue 0.12 mg/l y conforme se analizaron a las profundidades de 15 m, 20 m y pozo profundo, sus contenidos fueron de 0.192, 0.255 y 0.032 mg/l, respectivamente. Todos ellos se mostraron por abajo de los límites de 0.3 mg/l en la norma NOM-127-SSA1-1994. Los incrementos observados pueden explicarse como consecuencia del arrastre de este elemento contenido tanto en el agua usada como en la arena (análisis del suelo reportaron contenidos de 0.261 mg/l).

Los contenidos de fierro en el pozo profundo son considerados normales debido a que se tiene presencia de él en el agua subterránea.

*MANGANESO:* Los resultados obtenidos son 0.11, 0.17, 0.57 y 0.02 mg/l para el agua en la pileta de infiltración, pozo de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente, mostrándose por arriba de norma (0.15 mg/l) para 15 y 20 m, no así

en el pozo profundo. Los incrementos observados pueden explicarse como consecuencia del arrastre de este elemento contenido en el agua usada y por los contenidos presentes en la arena (análisis del suelo reportaron contenidos de 0.1 mg/l).

Las valores de manganeso encontrados en el pozo profundo son considerados normales debido a su presencia en el agua subterránea del área de estudio. Los contenidos de manganeso en los pozos del acuífero de la Mesa Arenosa se reportan sin exceder los límites de la NOM-127-SSA1-1994 (ver apéndice A-1) lo que ratifica los valores encontrados en el pozo profundo. Estudios hidrogeoquímicos del agua subterránea de este acuífero utilizado para suministro de la ciudad de San Luis Río Colorado corroboran estas concentraciones (CNA 2001; Lara, et al., 1999).

*MERCURIO:* No se detectaron concentraciones de este elemento en toda la prueba desarrollada.

*PLOMO:* Los contenidos de plomo fueron menores a 0.001 mg/l para todos los puntos de muestreo sin exceder los límites.

*ZINC:* Este elemento observó incrementos graduales de 0.04, 0.09, 0.09 y 0.04 mg/l en el agua contenida en la pileta, pozos de 15 y 20 m, y una reducción para el pozo profundo. Todos los valores analizados cumplen con la norma.

*ALUMINIO:* Las concentraciones de aluminio en la pileta de prueba fue de 0.02 mg/l, las mediciones a las profundidades de 15, 20 m y pozo profundo fueron de 0.04, 0.12 y 0.03 mg/l, respectivamente, considerados dentro de norma.

*ARSENICO:* No se detectaron concentraciones de estos elementos en las aguas residuales usadas en esta prueba, así también a las profundidades de 15 y 20 m y el pozo profundo.

*BARIO:* Las concentraciones de este elemento en la pileta es 0.54 mg/l y de 0.51 mg/l, 0.58 mg/l y 0.34 mg/l para los pozos de 15 m y 20 m y el pozo profundo respectivamente, todos ellos por abajo de 0.7 mg/l especificado en norma NOM-127-SSA1-1994.

Niveles de 0.52 mg/l fueron obtenidos en el pozo profundo antes de iniciadas las prueba de infiltración.

*CADMIO Y CIANUROS*: No se detectaron concentraciones de estos elementos en las aguas residuales usadas en esta prueba, así también para todas las profundidades de observación.

### **DUREZA TOTAL**

Los contenidos de carbonato de calcio en el agua utilizada para las pruebas observaron niveles promedios de 22.5 mg/l, en el pozo de 15 m, 41.33 mg/l, a 20 m, 256.67 mg/l y en el pozo profundo 301 mg/l, todos los contenidos de dureza se encuentra por abajo de norma; es importante señalar que las aguas subterráneas de esta región se han caracterizado por presentar contenidos de carbonatos de calcio.

### **FENOLES**

Las concentraciones en la pileta de prueba, hasta los pozos de observación de 15 m, 20 m y pozo profundo fue 0.0, 0.01, 0.02 y 0.0 mg/l, todos por abajo de norma. De acuerdo a la hidrogeoquímica del agua subterránea muestra valores promedios de 0.09 mg/.

### **FLUORUROS**

Los valores encontrados de fluoruros son 0.82, 0.65, 1.567 y 0.193 mg/l para el agua en la pileta, pozos de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente. El incremento encontrado a los 20 m está ligeramente fuera de norma. La concentración de fluoruros en las aguas subterráneas para consumo humano de la ciudad presenta valores promedios de 0.27 mg/l. Las concentraciones encontradas al analizar la muestra de arena fue 0.13 mg/l. Se observó una retención gradual respecto a la profundidad de muestreo.

### **NITRATOS**

En nitratos se presentaron valores de 0.58, 4.03, 1.40 y 0.28 para el agua en la pileta de prueba, 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente, sin exceder de norma. El incremento a 15 m no muestra correspondencia y puede deberse a un error analítico. Los contenidos encontrados en el pozo profundo se consideran normales debido a su presencia de él en agua subterránea.

### **NITRITOS**

Respecto a nitritos, los valores fueron 0.072, 0.004, 0.004 y 0.005 mg/l para la pileta de prueba, pozo de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente, todos con niveles sin exceder norma.

### **TRIHALOMETANOS TOTALES**

Los contenidos de THM fueron de 17.5, 0.06, 0.01 y 0 mg/l en el agua de la pileta, pozos de 15 m, 20 m y pozo profundo, respectivamente. Los niveles altos de THM en el agua de la pileta fueron consecuencia de la aplicación de cloro al agua residual tratada en la planta de tratamiento, sin embargo las reducciones fueron significativas a la profundidad de 15 y 20m y en el pozo profundo no se detectó, ubicando los contenidos de THM por abajo del límite de norma.

### **YODO RESIDUAL LIBRE**

No se detectó presencia de este elemento.

### **Segunda prueba**

Para corroborar los datos obtenidos, se realizó una segunda prueba con agua residual tratada el 17 de enero del 2005. El muestreo realizado fue compuesto, mezclando las muestras de dos días, los resultados de laboratorio fueron comparativamente semejantes a la primera prueba; los parámetros que salieron de norma fueron los referentes a salinidad, tales como: cloruros, sólidos disueltos totales y sodio. (anexo B-3, tabla de datos)

## **6.3 Obtención de parámetros**

### **6.3.1 Obtención de la curva característica con agua del pozo profundo de la PTAR.**

La determinación de la curva característica (ver figura 22) representativa del área de estudio se desarrolló en base a la metodología descrita en el capítulo 5.6. Para esto se consideraron las siguientes características de suelo: textura (Arena: 92%, Arcilla: 4% y Limo: 4%), los contenidos de humedad a saturación ( $\theta_s$ ) y residual ( $\theta_r$ ) de 0.4353 y 0.0438, respectivamente. La densidad aparente del suelo promedio fue de 1.7 g/cm<sup>3</sup>.

Los promedios de capacidad de campo y punto de marchitez permanente y punto de saturación fueron 3.5%, 1.99% y 26%, respectivamente (ver anexo C-1 y C-2).

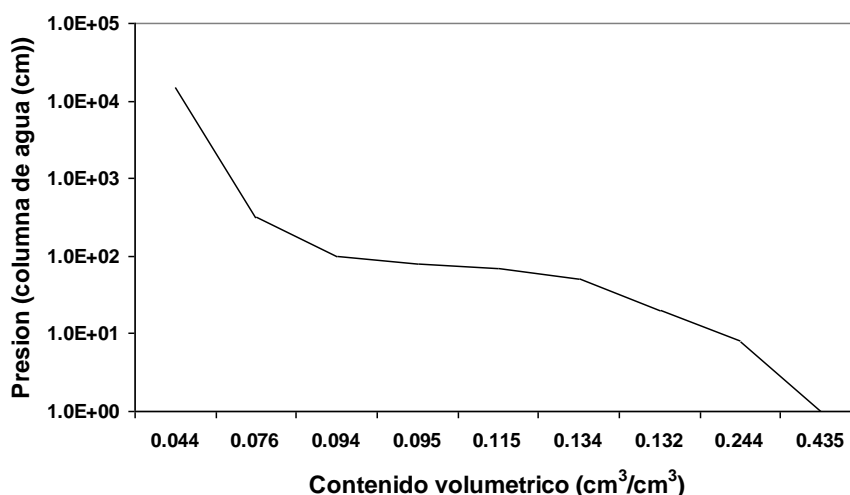


Figura 22. Curva de retención suelo contra contenido volumétrico.

Los valores de los coeficientes obtenidos fueron:  $\theta_s = 0.4353$ ,  $\theta_r = 0.0438$ ,  $\alpha = 0.145$ ,  $n = 2.6795$  y  $m = 0.6268$

### 6.3.2 Coeficientes de dispersión de laboratorio

Se estimaron los coeficientes de dispersión (ver sección 5.7) para cloruros, sólidos disueltos totales (SDT) y coliformes totales y fecales. Para su cálculo se establecieron primero las relaciones entre la concentración del contaminante en la salida de la columna (C) como en la entrada de ellas ( $C_0$ ). Los resultados se resumen en los anexos D-1 a D-3 y en las figuras 23 a 25 se muestra el comportamiento de  $C/C_0$  respecto al tiempo. El cálculo de los coeficientes de dispersión fueron obtenidos utilizando el procedimiento descrito en la sección 5.7.

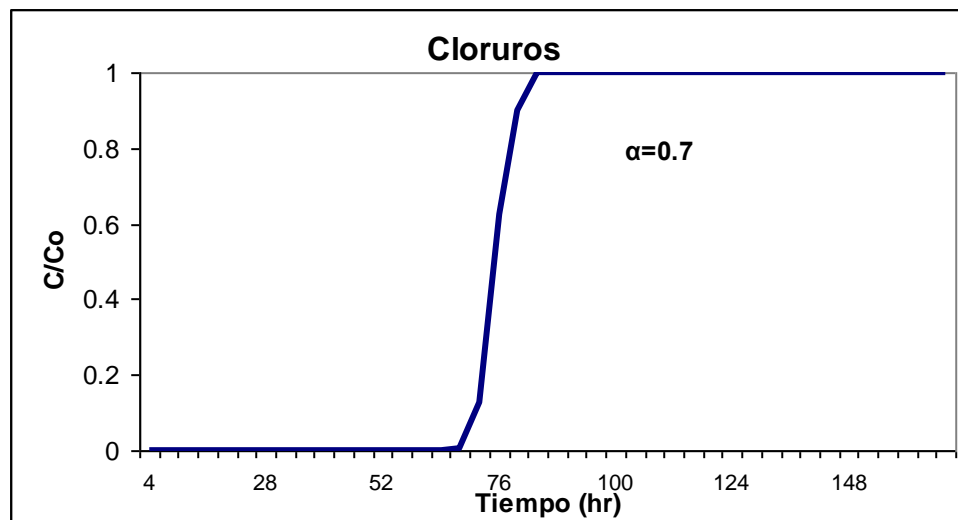


Figura 23. Comportamiento de C/Co vs tiempo para cloruros.

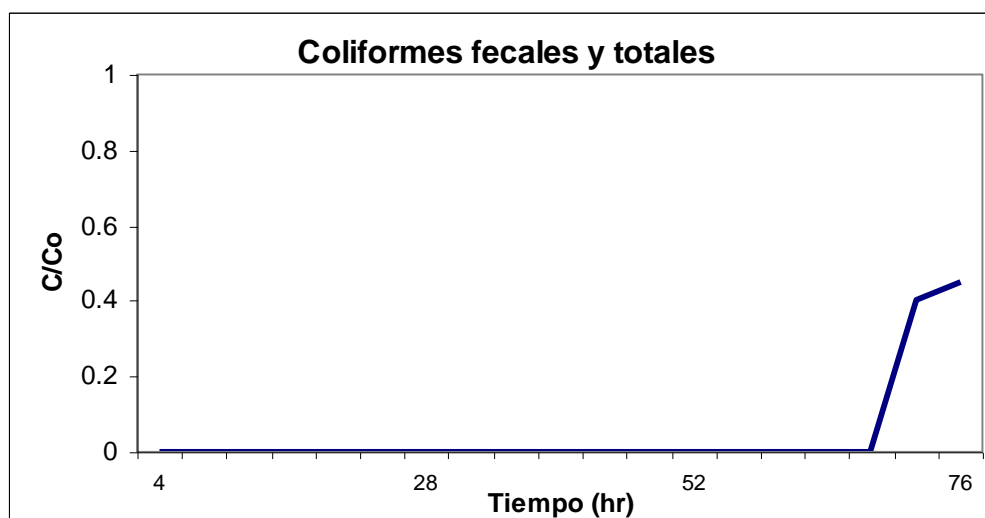


Figura 24. Comportamiento de C/Co vs tiempo para coliformes fecales y totales.

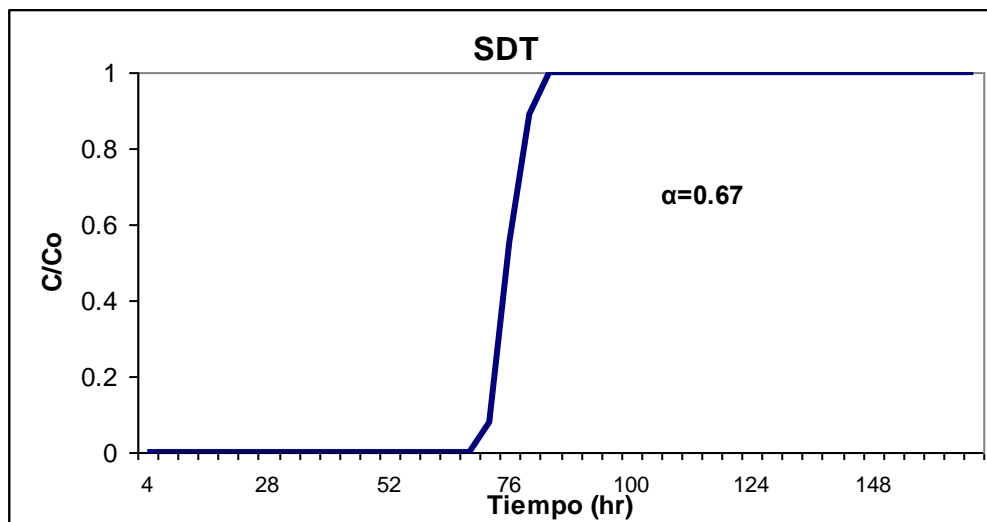


Figura 25. Comportamiento de  $C/C_0$  vs tiempo para conformes Sólidos Disueltos Totales (SDT).

### 6.3.2.1 Coeficientes de dispersión

Los coeficientes de dispersión se resumen en la tabla 11. La relación de estos indican que a mayor valor se tiene una mayor depuración de contaminantes por el suelo; para el caso específico de coliformes fecales, la relación  $C/C_0=1$  no se alcanza en tiempos de 6 días, sin embargo, se obtuvo el coeficiente de dispersión con información de las pruebas de infiltración de campo. De este modo, la estimación se realizó con el procedimiento descrito en la sección 5.7, considerando la información del pozo de 15 m, un tiempo de 27 hr y la conductividad saturada de 4.8 m/día.

Tabla 11. Coeficientes de dispersión

	Coef. Dispersión ( $\alpha$ ), en cm.
Cloruros	0.70
Colif. Totales y Fecales	0.97
SDT	0.67
N-Total	0.125

## 6.4 Simulación con CHEMFLO- 2000 para la laguna de infiltración

### 6.4.1 Modelo conceptual

Para la utilización del simulador CHEMFLO-2000, se procedió en principio a establecer el modelo conceptual (ver figura 26) de una capa uniforme de 20 metros de profundidad, con el cual se desarrolló la calibración de flujo y transporte y posteriormente efectuar la simulación. Las condiciones iniciales y de frontera consideradas fueron las siguientes:

A) Condiciones iniciales para el movimiento del agua: Potencial matricial de -1000 cm

B) Condiciones de frontera para el agua:

$X=0\text{m} \Rightarrow$  potenciales de 20, 30 40 y 50 cm

$X=20\text{ m} \Rightarrow$  potencial matricial de 0 cm

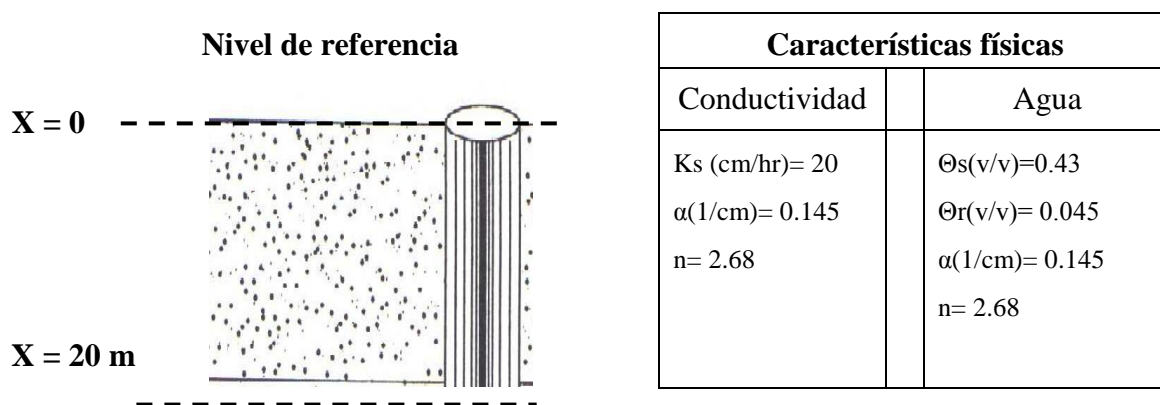


Figura 26. Modelo conceptual y características hidráulicas del medio físico utilizadas para la simulación de flujo.

### 6.4.2 Calibración de flujo

Para el proceso de calibración, se empleó como referencia un tiempo de 27 hr, que correspondió al tiempo que el frente de agua llegó al pozo de 15 m de profundidad durante las pruebas de infiltración. Así también, se consideraron varios escenarios con cargas hidráulicas de 20, 30, 40 y 50 cm debido a que durante el experimento no fue posible mantener una carga constante

En la figura 27 a-d se muestra la calibración de flujo considerando tiempos desde 0.5 hasta 32 hr. Sobre el eje  $x$ , se tiene los contenidos de agua con valores de humedad a saturación( $\theta_s$ ) y residual( $\theta_r$ ) como límite máximo y mínimo, respectivamente. En el eje  $y$ , se ubica la profundidad de la ZNS, que va de 0 hasta 20 m. Al relacionar el avance del agua en función de la carga hidráulica establecida en la simulación, se tiene que, el mayor avance, obviamente, se logra con la carga hidráulica de 50 cm. Así, se tiene que el avance de los frentes de humedad considerando un tiempo fijo de 27 hr (que corresponden al tiempo de llegada del frente de humedad en el pozo de 15m, obtenido de las pruebas de infiltración en campo, ver sección 6.1.1, segunda prueba), fueron de 15, 15.3, 15.6 y 16 m (ver figura 27 a-d) para las cargas hidráulicas de 20, 30, 40 y 50 cm, respectivamente.

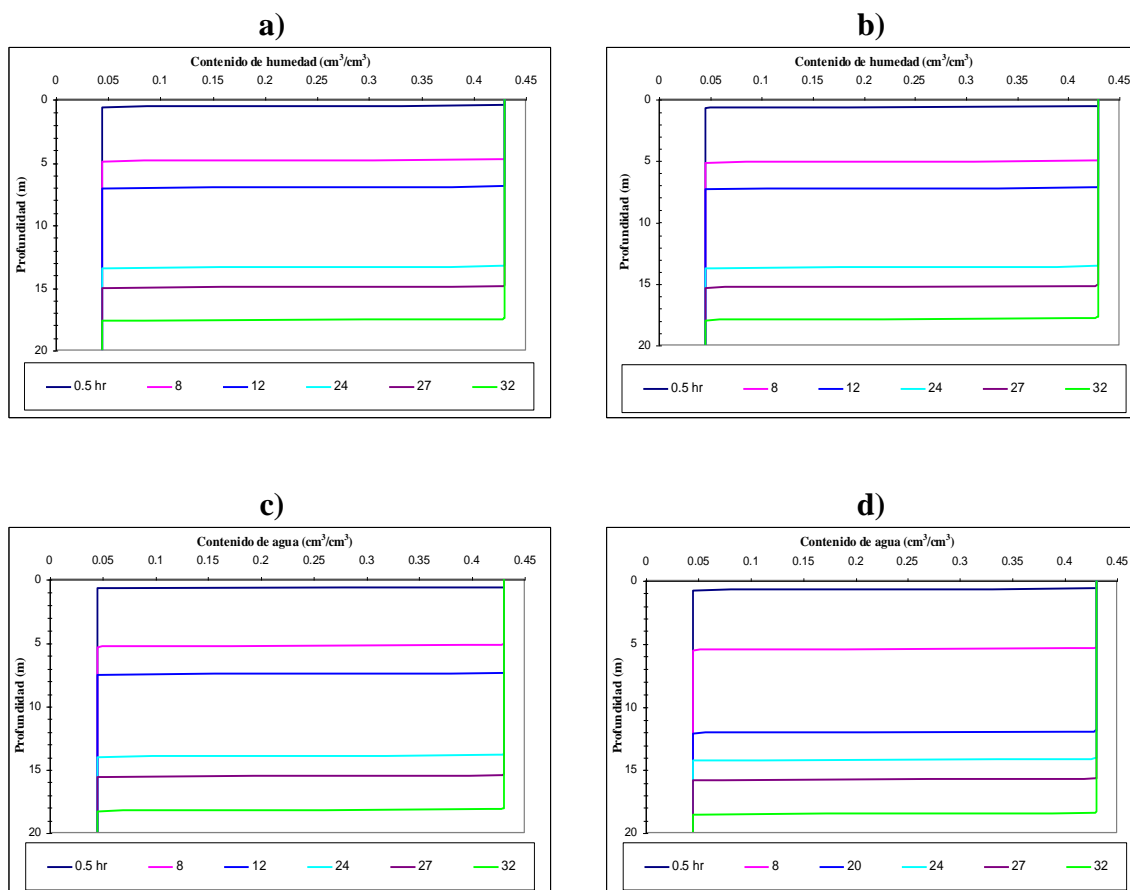


Figura 27. Simulación de flujo de 0.5 hasta 32 hr, respecto a contenido de agua vs distancia. Considerando una carga del estanque de: a) 20, b) 30, c) 40 y 50 cm.

Los gráficos de densidad de flujo o tasa de infiltración en cm/hr contra profundidad (figura 28 a-d). Muestra valores relativamente altos de infiltración en los primeros 30 min de iniciada la prueba dominada por el gradiente del potencial matricial en los primeros minutos de la infiltración, oscilando desde 28 a 35 cm/hr (estos valores son similares a los encontrados con los infiltrómetros de doble anillo, ver sección 6.1.1). Conforme transcurre el tiempo la tasa de infiltración disminuye debido a que el suelo va perdiendo su capacidad para absorber agua hasta llegar al punto que se satura la totalidad del perfil, estabilizándose en 20 cm/hr (4.8 m/día), valor correspondiente a la conductividad saturada del suelo. La densidad de flujo involucra el flujo a través del medio poroso y además, considera el movimiento del agua en el suelo en respuesta a los potenciales mátricos.

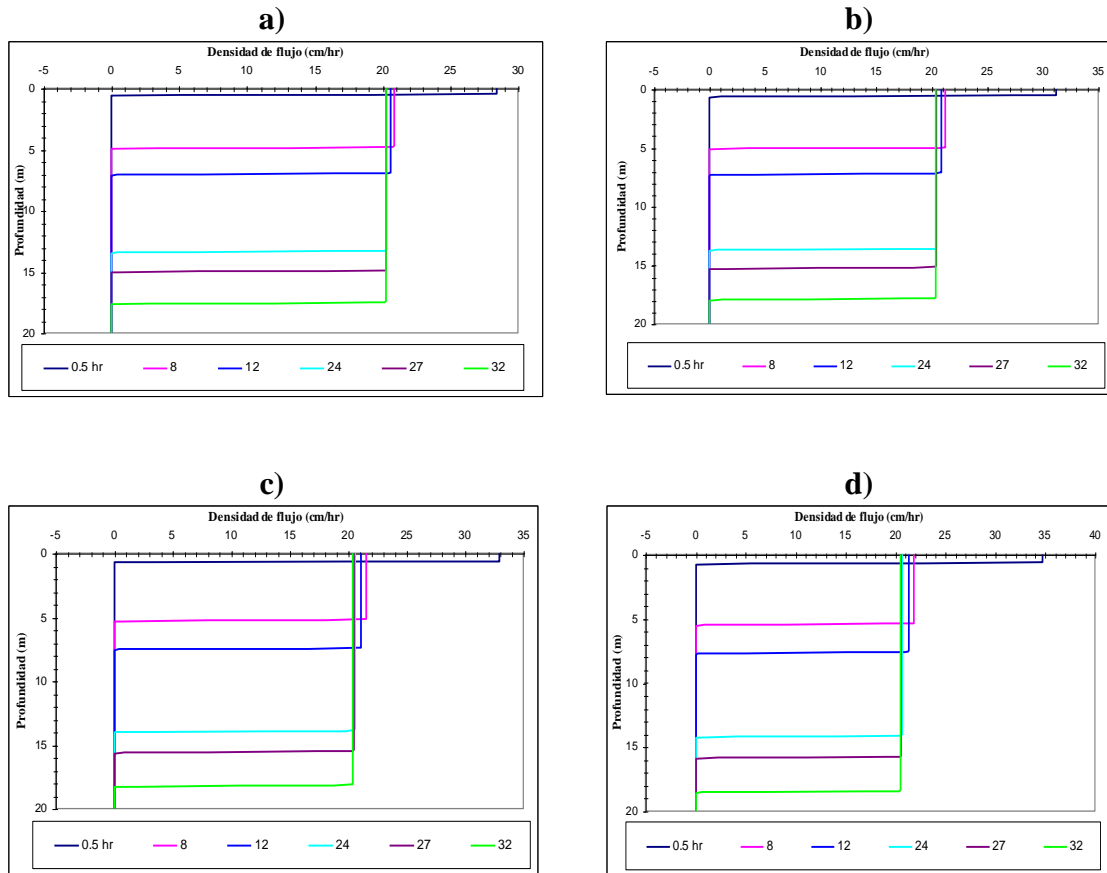


Figura 28. Simulación de flujo de 2 hasta 20 m., para densidad de flujo vs tiempo. Considerando una carga el estanque de: a) 20, b) 30, c) 40 y 50 cm.

En la figura 29 a-d se muestra la conductividad hidráulica del suelo (la cual se define como la razón a la cual se mueve el agua a través de un medio poroso) desde 0 hasta 20 cm/hr sobre el eje y contra la profundidad de 0 hasta 20m. Al inicio del proceso de infiltración, la conductividad hidráulica va desde un valor de cero hasta 20 cm/hr que representa la conductividad saturada. Al analizar la simulación para un tiempo de 27 hr, la profundidad a la que se llega a la conductividad saturada es 15, 15.5, 15.5 y 16 m para las cargas hidráulicas de 20, 30, 40 y 50 cm, respectivamente.

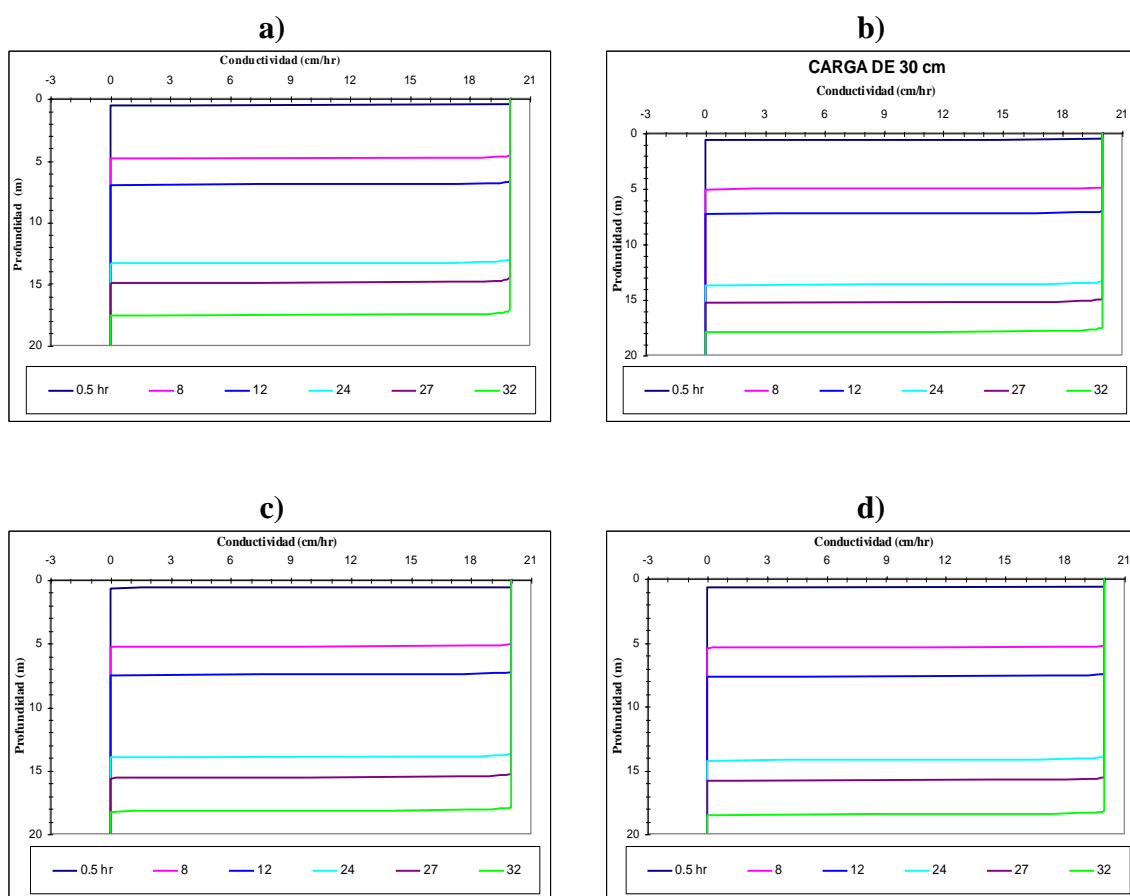


Figura 29. Simulación de flujo de 0.5 hasta 32 hr, respecto a conductividad hidráulica vs distancia. Considerando una carga del estanque de: a) 20, b) 30, c) 40 y 50 cm.

Al relacionar los resultados de la calibración con las diferentes cargas hidráulicas, respecto a contenido de humedad, tasa de infiltración y conductividad hidráulica, se tiene que al utilizar una carga de 50 cm se logra la mejor aproximación de los procesos de flujo en la ZNS.

### **6.4.3 Calibración de transporte**

En este apartado, se efectuó la calibración para coliformes fecales y totales, cloruros, y sólidos disueltos totales. Para ello, se utilizaron los análisis químicos (Ver apéndice B-2) tanto del agua residual tratada (en la pileta) como los obtenidos en el pozo de 15 m de las pruebas de infiltración de campo, correspondientes al promedio de agua desde las 27 hr en que llegó el primer frente de agua y hasta 72 hr en que se muestreo.

#### **6.4.3.1 Coliformes totales y fecales.**

El comportamiento para coliformes totales y fecales se muestra en la figura 30a. Como se había expuesto anteriormente, se utilizó como información de referencia los análisis químicos del pozo de observación a la profundidad de 15 m, así también, un valor de 0.97 cm de coeficiente de dispersión y un tiempo de 72 hr. Los valores mínimos y máximos de coliformes totales y fecales observados al utilizar el programa Chemflo-2000 muestran que: en el tiempo de 0 a 27 hr; no se tiene presencia de coliformes (se representa por la línea horizontal y que además señala que el frente de humedad llega al pozo de 15 m a las 27 hr de iniciada la prueba), a partir de este último tiempo, la concentración de coliformes muestra un incremento hasta las 38 hr, con valores de 0 a 200 NMP/100 ml de coliformes totales y fecales, respectivamente. El comportamiento posterior a las 38 y hasta 72 hr, se mantiene uniforme con 187 NMP/100 ml. Es importante señalar que la concentración de coliformes en el agua residual utilizada durante el experimento presentó niveles promedios de 10,500,000 NMP/100 ml y 250 NMP/100 ml a 15 m de profundidad a 72 hr.

#### **6.4.3.2 Cloruros**

En lo que respecta a cloruros el coeficiente de dispersión utilizado para efectuar la calibración fue de 0.7 cm, En la figura 30b se tiene valores iniciales de 28.4 mg/l y representa el contenidos de cloruro en el suelo. Así entonces, el incremento en la concentración se muestra a partir de las 30 hr de iniciada la prueba de infiltración, hasta llegar a un máximo de 355 mg/l a 50 hr, posteriormente se tiene una oscilación que inicia a las 50 hr hasta 72 hr; el valor promedio es 200 mg/l de esta serie de datos. El contenido de cloruros en el agua residual utilizada durante el experimento contenía

niveles promedios de 339 mg/l y 252 mg/l a 15 m de profundidad a 72 hr

### 6.4.3.3 Sólidos disueltos totales.

En la figura 30c se muestra la calibración desarrollada para sólidos disueltos totales. Respecto a los contenidos promedio de este parámetro en el agua residual utilizada y en el pozo de 15 m fueron 1521.0 mg/l y 1117.7 mg/l, respectivamente. Los resultados obtenidos al utilizar el simulador Chemflo-2000 muestran un incremento en la concentración de este elemento a las 27 hr hasta llegar a un máximo de 1470 mg/l en un tiempo de 54 hr de iniciada la prueba de infiltración, posteriormente se tiene una oscilación hasta 72 hr, el valor promedio en esta serie de datos es 1150 mg/l. Los incrementos observados son producto del arrastre y/o lavado de sales durante el flujo del agua en el proceso de infiltración a través de la zona vadosa.

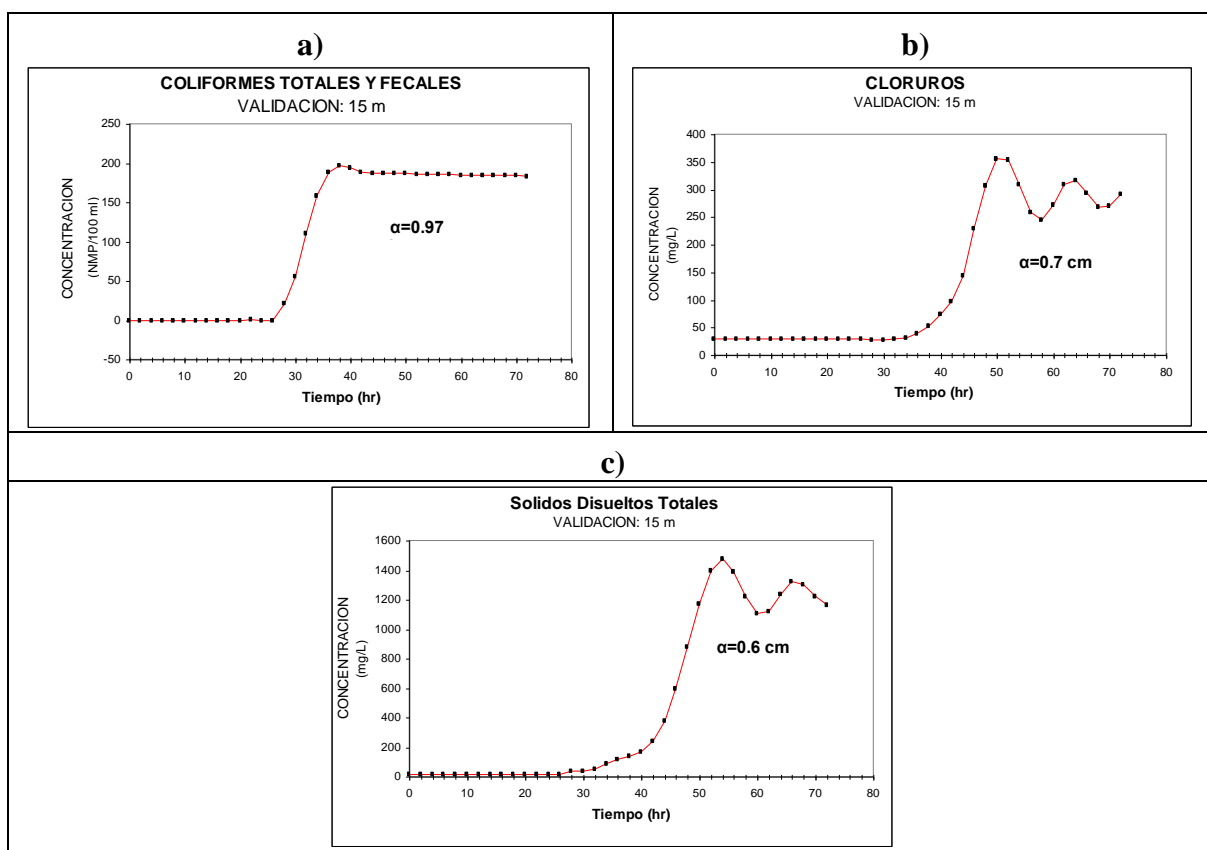


Figura 30. Calibración del proceso de transporte respecto a la concentración de la solución desde 0 hasta 72 hr. Considerando: a) Coliformes Totales y fecales, b) cloruros y c) sólidos disueltos totales (SDT).

#### 6.4.4 Simulación de flujo

Para desarrollar la simulación de flujo se utilizó la información del modelo conceptual. Así como los parámetros hidráulicos utilizados en la calibración de flujo descritas en la sección 6.4.1. En lo que respecta al tiempo, se planteó la simulación de las condiciones de operación que se desarrollarán en las lagunas de infiltración. Las cuales serán ciclos de 1 día de recarga y posteriormente 7 días de secado. En total, la simulación se realizó por un tiempo de 64 días y se desarrolló para la conductividad hidráulica.

En la figura 31 se muestra la simulación de flujo para la profundidad de 20 m. Sobre el eje  $x$ , se tiene el tiempo de simulación (de 0 a 1536 hr -64 días-), y en el eje  $y$ , la conductividad hidráulica. En el, se muestra un total de ocho ciclos, cada uno de ellos representa 8 días (uno de recarga por siete de secado). Así entonces, se tiene que el efecto en el primer día de recarga, la conductividad hidráulica máxima que se alcanza es 6.6 cm/hr, posteriormente, en respuesta al proceso secado, la conductividad descende hasta cero. Del segundo al octavo ciclo, la conductividad inicia nuevamente en cero y llega a 20 cm/hr que representa la conductividad saturada.

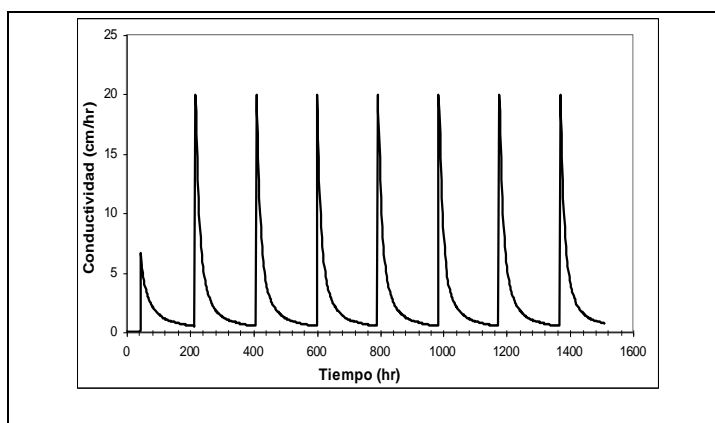


Figura 31. Simulación de flujo de 64 días para la conductividad hidráulica.

### **6.4.5 Simulación de transporte**

La simulación de transporte se desarrolló para coliformes totales y fecales, cloruros y sólidos disueltos totales. Se utilizó los parámetros hidráulicos (sección 6.4.1.) y los coeficientes de dispersión (sección 6.3.2.1). En lo que respecta al tiempo, se planteó, al igual que la simulación de flujo, ciclos de 1 día de recarga y posteriormente 7 días de secado.

#### **6.4.5.1 Coliformes totales y fecales**

En figura 32a se presenta la simulación de transporte para un tiempo de 64 días. En el eje  $x$ , se tiene la concentración de coliformes y sobre el eje  $y$ , la profundidad (de 0 a 20 m) de la ZNS. El proceso de simulación representado en la figura 30a, muestra la capacidad natural de la arena para disminuir la contaminación por coliformes a través del proceso de infiltración. En este sentido, es importante resaltar que los niveles de coliformes al inicio de la simulación fue 10,200,000 NMP/100 ml. La concentración de la contaminación a la profundidad de 15 m es 40 NMP/100 ml y una eliminación total a la profundidad de 20 m. De los resultados observados, se tiene que, los niveles de contaminación al llegar al acuífero (a 20 m de profundidad) son mínimos, así como el riesgo de contaminación al agua subterránea.

#### **6.4.5.2 Cloruros**

El comportamiento de cloruros durante el tiempo de la simulación se muestra en la figura 32b. En ella, se tiene que la concentración de este parámetro después de 64 días de simulación presenta una tendencia a incrementar la concentración respecto a la profundidad, pasando desde 362 mg/l hasta 405 mg/l para las profundidades de 0 y 20 m, respectivamente. Este comportamiento se explica como consecuencia de procesos de lavado y arrastre de sales en el perfil de la ZNS.

#### **6.4.5.3 Sólidos disueltos totales (SDT)**

En lo que respecta a la concentración total de sales inorgánicas en el agua representadas por los sólidos disueltos totales (figura 32c), se observa un comportamiento similar a cloruros. En este sentido, la concentración de SDT transcurrido el tiempo de simulación es de 1720 mg/l hasta 2210 mg/l para las

profundidades de 0 y 20 m, respectivamente. Así también, es importante señalar que, la concentración de SDT a la profundidad de 20 m representará un aporte de sales al acuífero, considerando que los sólidos disueltos totales del agua subterránea en el área de estudio oscilan entre 1016 y 1780 mg/l (ver sección 3.5.2.4).

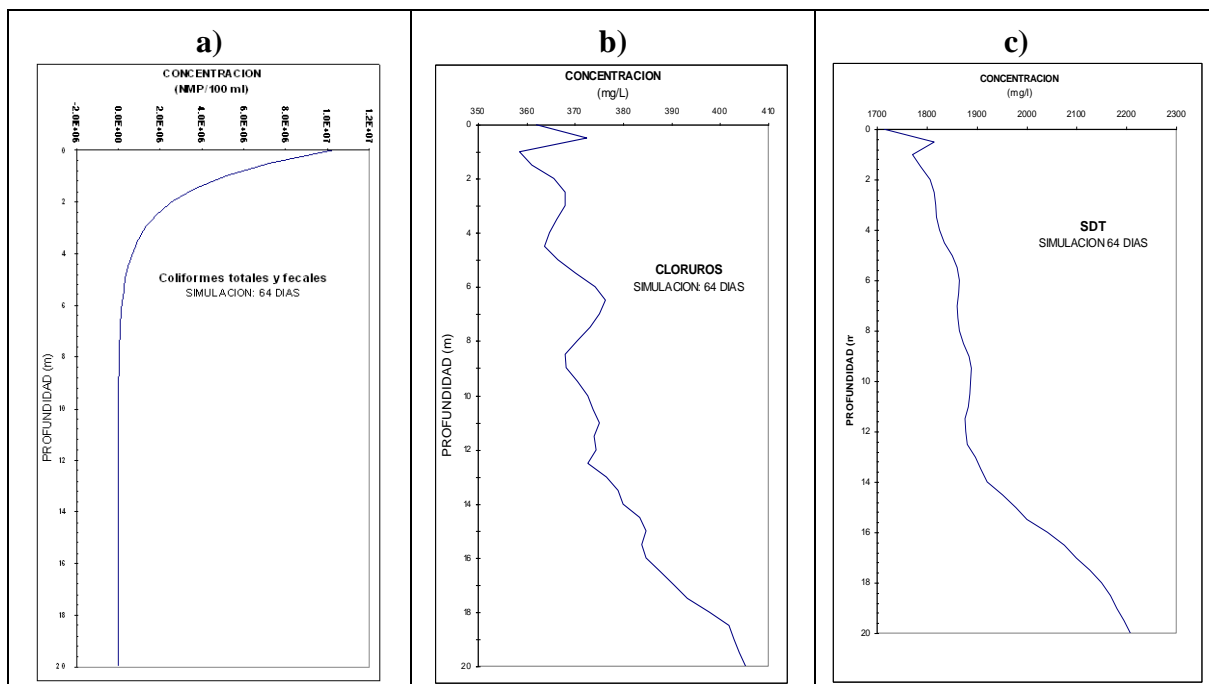


Figura 32. Simulación del proceso de transporte respecto a la concentración de la solución para 64 días. Considerando: a) Coliformes Totales y fecales, b) cloruros y c) sólidos disueltos totales (SDT).

# **CAPITULO 7**

## **Discusión**

## 7 DISCUSION

### **7.1 Conductividad hidráulica saturada y transmisividad**

De acuerdo con las dos pruebas realizadas con agua del pozo de la PTAR, la capacidad de infiltración obtenida de la pruebas de infiltración es 4.8 m/día. Custodio y Llamas (1983), reportan valores de conductividad hidráulica entre  $3 \times 10^{-4}$  a  $6 \times 10^{-2}$  m/día para suelos con contenidos de arena e intercalación de grava y arcillas. El valor de 4.8 m/día, es también considerada como la conductividad hidráulica saturada vertical ( $K_V$ ) del área de estudio. Así también, considerando el valor promedio de transmisividad de 2,246 m<sup>2</sup>/día y el espesor ranurado de 100 m del pozo profundo, se tiene una  $K_H$  de 22.46 m/día. Este valor muestra correspondencia con los reportados en la zona de Yuma, Arizona, señalando valores entre 15.2 a 152.4 m/día para la unidad geológica denominada unidad superior de arenas y gravillas (ADWR, 2002; Olmsted and Burdge, 1979). Las diferencias entre  $K_H$  y  $K_V$  (anisotropía vertical) son bien conocidas en la literatura, sugiriéndose valores en la tasa de anisotropía vertical ( $K_H/K_V$ ) de 1 a 1000 (Anderson y Woessner, 1992)

El conocimiento de la conductividad hidráulica en los sistemas de recarga de acuíferos, permite, obviamente, asegurar su funcionamiento. En este sentido, el valor de 4.8 m/día obtenido en este estudio, es bastante similar a la conductividad reportada por Bouwer (2002b), en los sistemas de recarga con suelos de arena media (5 m/día) establecidos en el estado de Arizona, USA

## **7.2 Colmatación de sólidos**

El fenómeno de colmatación influyó notablemente sobre la velocidad de infiltración, tanto con el agua residual tratada como en la mezcla entre agua residual reciente sin tratar con agua de pozo. Este efecto, de acuerdo con McDowell-Boyer et al (1986), Bouwer (2002b), Huntzinger (2003) y Dillon (2006), está directamente relacionado con procesos de acumulación de sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos, sólidos sedimentables así como por el movimiento de partículas finas del suelo contenidos en el agua utilizada.

En este sentido, Bouwer (2002) señala a la colmatación como uno de los mayores problemas que enfrenta la recarga artificial. Las principales acciones de carácter preventivo utilizados para reducirla son: a) establecer períodos de secado de las instalaciones de recarga para contrarrestar el hinchado de arcillas, b) cuando la colmatación es superficial resulta conveniente realizar rastrillados para provocar su desintegración e incorporación en el suelo y c) si la capa colmatante es profunda se extrae (regularmente son filtros de arena y/o terrenos naturales) y se somete a lavado para posteriormente reintegrarla a su lugar e iniciar un nuevo ciclo de recarga.

Para la prueba de la mezcla entre el agua residual sin tratar y el agua del pozo profundo la reducción en la tasa de infiltración fue más alta. Así entonces, se tiene que a las 4 hr de iniciada la infiltración, la velocidad de infiltración es 0.98 m/día y a 24 hr la velocidad se redujo a 0.33 m/día. Por otra parte, al utilizar el agua residual tratada y comparar la velocidad de infiltración con la obtenida con agua del pozo profundo (4.8 m/día), se tiene que, esta conductividad se alcanza a las 12 hrs de iniciada la prueba (4.36 m/día) y disminuyendo aproximadamente al 50% a las 24 hr. El problema de colmatación observado en el sistema de recarga para este experimento es clasificado como alto de acuerdo a Pérez-Paricio (1999, en Perez-Paricio, 2001). Este autor, señala tal clasificación para sistemas de recarga superficiales cuando los sólidos suspendidos totales (SST) son mayores a 20 mg/L. Para el caso del agua residual reciente y el agua residual tratada, los SST fueron 56 y 54 mg/l, respectivamente.

### **7.3 Efecto depurador del medio físico en la ZNS**

Estos resultados se presentan y se discuten en tres grupos: bacteriológicos, sales solubles y los metales pesados, los cuales son comparados con los límites establecidos por la norma oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994.

#### **Coliformes totales y fecales**

Las mayores reducciones de coliformes totales y fecales ocurrieron en los primeros 15 m (entre el estanque y el pozo de 15 m) con 160,00,000 NMP/100ml por metro recorrido. En los siguientes 5 m (entre los pozos de 15 y 20 m) la tasa de reducción fue de 456 NMP/100 ml por metro recorrido. Respecto a la prueba con agua residual tratada, las reducciones fueron 700,000 NMP/100ml por metro recorrido (entre el estanque y el pozo de 15 m) y de 40 NMP/100 ml por metro recorrido (entre los pozos de 15 y 20 m)

La ausencia de coliformes totales y fecales en el pozo profundo se relaciona al efecto depurador del medio físico aunque puede influir la mezcla con el agua subterránea (o ambos). Así también, Mubiru et al (2000) y Jamieson et al (2002), señalan factores que limitan la supervivencia de la bacteria, entre ellos: el tipo de suelo, dado que las arena no retienen por mucho tiempo la humedad y tienen además poca capacidad de proporcionar nutrientes. Es de resaltar que la NOM-127-SSA1-1994 establece ausencia total en los parámetros bacteriológicos y aunque existe presencia de ellos en los pozos de 15 y 20 m, hay una eliminación total en el pozo profundo. También se resalta el hecho antes mencionado de que el valor inicial de coliformes totales y fecales del efluente de la planta de tratamiento será de 2000 NMP/100 ml de acuerdo al límite de la NOM-001-ECOL-1996, situación que reducirá la posibilidad de contaminación del acuífero superior. La capacidad de eliminación de contaminantes del suelo ha sido documentada en diversos estudios (Bouwer et al., 1980; Castillo, 2000; Or & Friedman, 2002; Estrada et al., 2004 Greskowiak et al., 2005, Sun et al., 2006). Entre ellos se puede mencionar el proyectos de recarga con agua residual en Phoenix, Az. (NAS, 1994) reportando para el primer metros de infiltración reducciones de coliformes totales y fecales de  $105 \times 10^6$  NMP/100 ml. Condiciones similares se presentan en la planta de tratamiento de la Región del Dan, Israel donde la eliminación

fue de  $1.1 \times 10^6$  NMP/100 ml de coliformes (NAS, 1994).

**Sales solubles:**

Los parámetros que se consideraron dentro de las sales solubles fueron cloruros, sulfatos, SDT, dureza total y sodio conforme a la NOM-127-SSA1-1994 que establece los límites permisibles de calidad del agua para uso y consumo humano.

Las sales solubles en la ZNS para la prueba de mezcla entre el agua residual sin tratar y el agua del pozo profundo, así como para la prueba con agua residual tratada, presentaron incrementos en las concentraciones desde 0 a 20 m de profundidad. Así entonces, se tiene que, cloruros y SDT excedieron la norma para uso y consumo humano. Los incrementos son asociados a la litología del pozo profundo que presenta en sus primeros 18 m arenas de grano medio a fino y entre 18 y 39 m arenas finas y gravillas con intercalación de capas de limos arcillosos con contenidos de sales (CORSA, 2003) Respecto a la calidad del agua en el pozo profundo, mostraron una calidad aceptable. Es importante señalar que los valores obtenidos en el pozo profundo son similares a los reportados por OOMAPAS (apéndice A-1). Así también, son correspondientes con los estudios hidrogeoquímicos del agua subterránea en la zona de estudio (Lara et al., 1999; CNA, 2001b).

El estudio de la FAO (1992), señala que los sistemas SAT no remueven sales del efluente. De acuerdo a esto, es de esperar incrementos en sales solubles debido al lavado a través del perfil del suelo (zona vadosa) y a procesos de evaporación del agua inicial. El estudio de la Avenida 23 de Phoenix, Arizona, presenta un ligero incremento en los SDT que relacionan a procesos de evaporación y disolución de carbonato de calcio (NAS, 1994). Este mismo reporte presenta para la Región del Dan, Israel una disminución en cloruro y sin variación para los SDT entre el agua antes y después del SAT considerando efectos como la filtración lenta en la arena y la precipitación química como los procesos responsables.

## **METALES PESADOS**

Los elementos analizados según la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 son bario, cadmio, aluminio, arsénico, cobre, fierro, manganeso, mercurio y plomo tanto en el la experiencia con agua residual tratada, como con la mezcla entre agua residual reciente sin tratar y agua de pozo. No se observó una tendencia definida para los metales pesados aunque todos se encuentran dentro del límite permisible de la norma mencionada a excepción de manganeso. Para este elemento los pozos de 15 y 20 m de profundidad presentaron concentraciones mayores al límite de la norma (0.15 mg/l). Estos valores pueden explicarse por el arrastre de este elemento contenido tanto en el agua inicial como en la arena que reportó concentraciones de 0.1 mg/l. La presencia de manganeso en el pozo profundo de esta prueba (ver apéndice B-1 y B-2), se reporta sin exceder los límites de la NOM-127-SSA1-1994. Estudios hidrogeoquímicos del agua subterránea de este acuífero que se utilizan para suministro de la ciudad de San Luis Río Colorado corroboran estas concentraciones (Lara, et al., 1999; CNA, 2001b).

El estudio en la Región del Dan, Israel presenta valores para los metales por debajo del límite máximo permisible para agua de riego de acuerdo a los criterios de la EPA (NAS, 1994). En el estudio de la Avenida 23 de Phoenix, Arizona se presentan reducciones en metales tales como en el zinc, cobre, cadmio y plomo (FAO, 1992). Este autor señala que el sistema SAT puede reducir significativamente las concentraciones de los elementos trazas.

### ***7.4 Calibración de flujo y transporte***

En lo referente a la calibración, el modelo conceptual sobre el cual se basó la simulación de flujo y transporte consideró una capa uniforme de 20 m de profundidad para representar la zona no saturada de este estudio. El tiempo de referencia fue de 27 hr debido a que corresponde al tiempo de llegada del frente de agua al pozo de 15 m. Así también, para poder ajustar el modelo y realizar la simulación de flujo, se utilizaron escenarios con diferentes cargas hidráulicas (20, 30, 40 y 50 cm) dado que durante el desarrollo del experimento no fue posible mantener una carga hidráulica constante. De modo que al utilizar la carga hidráulica de 50 cm, se logra establecer la mejor

calibración de los procesos de flujo para el avance del frente de humedad en la ZNS

En lo que respecta al proceso de transporte. Se tiene que, al desarrollar la calibración para coliformes totales y fecales, se logra reproducir lo ocurrido en el experimento. Así entonces, el promedio de coliformes analizados desde las 27 hr en que llegó el primer frente de humedad y hasta 72 hr de iniciada la prueba para el pozo de 15 m fue 250 NMP/100 ml, respecto al resultados obtenido mediante el programa Chemflo-2000, fue de 185 NMP/100 ml. De tal forma que, la reducción de coliformes en función de la profundidad permite tener una primera aproximación al cuantificar la eficiente depuración del contaminante al pasar por la zona no saturada.

En lo que respecta a cloruros y sólidos disueltos totales, las diferencias observadas respecto a la prueba de infiltración y el programa Chemflo-2000 para el tiempo de 72 hr en el pozo de 15 m fueron: 200 y 250 para cloruros y de 1117.7 y 1150 para sólidos disueltos totales, respectivamente. Así entonces, la aproximación obtenida mediante la calibración, permite reproducir con una buena aproximación lo ocurrido durante las pruebas de infiltración.

### ***7.5 Simulación de transporte***

La simulación de flujo se desarrolló para la conductividad hidráulica, considerando ciclos de un día de recarga con agua residual seguido por siete días de secado. Así entonces, se tiene que, el efecto del primer día de recarga no se logra llegar a la conductividad hidráulica saturada. Sin embargo, a partir del segundo ciclo, el suelo logra la conductividad hidráulica saturada de 4.8 m/día (20 cm/hr).

Lo que respecta al proceso de simulación de contaminantes en la zona no saturada, se centró específicamente en el analizar el comportamiento de coliformes totales y fecales, cloruros y sólidos disueltos totales. En coliformes totales y fecales, se tiene que los niveles de contaminación mostraron una reducción muy significativa, de tal manera que al analizar los resultados en la simulación, no se tiene presencia de este contaminante al llegar al acuífero (a 20 m de profundidad). Sin embargo, es necesario dar seguimiento a estos resultados con información de campo que permita valorarlos una vez que las lagunas de infiltración empiecen a operar. Para cloruros y sólidos disueltos totales, la simulación permite establecer un proceso de aporte de sales al

llegar al acuífero en función de los contenidos de sales en el agua provenientes de los procesos infiltración.

# **CAPITULO 8**

## **Conclusiones**

## 8 Conclusiones

A partir de las pruebas de infiltración con agua del pozo profundo de la planta de tratamiento (PTAR) el valor de conductividad hidráulica saturada vertical promedio ( $K_V$ ) del área de estudio fue de 4.8 m/día y de 22.46 m/día para conductividad hidráulica saturada horizontal ( $K_H$ ). El valor  $K_V$  fue el comparativo para estimar las reducciones de infiltración cuando se aplicó agua residual tratada

El efecto de la colmatación influyó notablemente sobre la velocidad de infiltración al utilizar agua residual (de mezcla o tratada). Este efecto se analizó por el ajuste con una ecuación exponencial la cual se comparó con la conductividad hidráulica saturada vertical promedio de 4.8 m/día de la prueba con agua normal. Para el agua residual tratada, a 24 hr de iniciada la prueba de infiltración se tiene una reducción del 50% del valor de 4.8 m/día medido en la prueba con agua limpia. A 48 hr este valor se reduce a 0.5 m/día y 72 hr la tasa de infiltración es 0.12 m/día. Respecto a la mezcla entre el agua residual reciente sin tratar y el agua del pozo profundo (50/50), se tiene que a 4 hr de iniciada la infiltración, la velocidad de infiltración es 0.98 m/día y a 24 hr la velocidad se redujo a 0.33 m/día.

A partir del análisis de la curva de descensos en el pozo de bombeo, la transmisividad hidráulica promedio es 2,246 m<sup>2</sup>/día. Con base en la litología del pozo profundo el coeficiente de almacenamiento es del orden de 25%, requiriéndose valores superiores a 100 m<sup>3</sup> para saturar la zona vadosa.

En relación al análisis de la calidad del agua de infiltración, los resultados más importantes se mostraron en la parte bacteriológica. En este, se tiene una excelente reducción de coliformes totales y fecales en función de la profundidad, para la prueba de mezcla de agua negra y de pozo profundo (50/50) las disminuciones fueron de 1,000, 20,000 y 171,000 veces entre los pozos de 15, 20 m y pozo profundo, respecto al agua inicial, respectivamente. Respecto a la prueba con agua residual tratada las reducciones fueron del orden 42,000 y 205,883 veces entre los pozos de 15 y 20 m, respecto al agua inicial, no se encontraron coliformes en el pozo profundo.

Los parámetros que se mostraron fuera de la Norma Oficial Mexicana **NOM-127-SSA1-1994**, para uso y consumo humano tanto en la prueba de mezcla de agua negra y de pozo profundo (50/50) como en la prueba con agua residual tratada fueron: sodio, cloruros y sólidos disueltos totales, sin embargo esto es considerado normal ya que el agua subterránea nativa en la zona de estudio presenta contenidos de ellos en concentraciones similares.

Los resultados de las pruebas muestran una importante reducción de parámetros bacteriológicos tales como coliformes totales y fecales y algunos otros parámetros químicos, aun y cuando el agua residual inicial utilizada presentó valores muy por encima de la norma NOM-ECOL-001. Es necesario resaltar que de acuerdo al proyecto de la planta de tratamiento de la ciudad de San Luis Río Colorado, el efluente de esta planta de tratamiento estará en el rango de 2000 NMP/100 ml de coliformes totales y fecales establecido por la norma oficial mexicana NOM-ECOL-001, por lo que se reduciría aun mas la posibilidad de contaminar el acuífero somero de la Mesa Arenosa de San Luis Río Colorado.

Respecto al modelo conceptual utilizado en la simulación de transporte la mejor estabilización de la información se logra para coliformes fecales y totales. Respecto a cloruros y sólidos disueltos totales, se presenta una oscilación (después de 50 hr) en los datos de salida del programa, sin embargo, al considerar el promedio de estas serie de datos se tiene una buena aproximación con los resultados obtenidos de las pruebas de infiltración. Así entonces, los valores de salida del programa representan una primera aproximación de lo ocurrido durante el experimento, permitiendo cuantificar la eficiente depuración del contaminante al pasar por la zona no saturada en estudio.

En lo que respecta a la simulación, se tiene que, el manejo en la operación de las lagunas de infiltración utilizando un día de recarga por siete de secado, previsiblemente, se tiene una eliminación eficiente de coliformes totales y fecales durante el recorrido por los 20 m de la zona no saturada. En lo referente a sales solubles, representadas por los sólidos disueltos totales. Se observa un posible aporte de ellas al ingresar al acuífero. Así entonces, los incrementos en salinidad respecto al agua inicial fueron del orden del 30%. Sin embargo, es importante dar seguimiento a estos resultados con información

de campo que permita valorarlos una vez que las lagunas de infiltración empiecen a operar.

## **CAPITULO 9**

### **Referencias**

## 9 Referencias

- Álvarez, B.D., Contreras, R.S., 2003. Sistema de tratamiento de aguas residuales por aplicación al suelo. Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Dpto. de Biotecnología y Bioingeniería.
- Anderson, P.M., and Woessner, W.W., 1992. Applied Groundwater Modeling: Simulation of flow and advective transport. Ed. United Kingdom Edition. London, N.Y.. 281 pp..
- Arizona Department of Water Resource (ADWR), 2002. Special Well Construction and Abandonment Procedures for Yuma Marine Corps Air Station CERCLA Site. WQARF Support Unit – Hydrology Division, October 2002.
- Ballesteros, T., Herzog, B., y Evans, O.D., 1991. Monitoring and sampling the vadose zone. En “Practical handbook of groundwater monitoring”, Ed. Nielsen, D.M.. Lewis Publishers.Michigan.
- Blazejewsky R and Murat-Blazejewska S 1997. Clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. Wat. Sic. Tech. Vol 35 No. 5 pp 183-188.
- Bouwer H, and W.L. Chase Jr, 1984. Water reuse in Phoenix, Arizona. Pp. 337-353 in Proceedings, Water Reuse Symposium III: Future of Water Reuse, San Diego, California, August 26-31. American Water Works Association.
- Bouwer H., 1987. Soil-aquifer treatment of sewage. Paper prepared for the Land and Water Development Division, FAO, Rome Italy.
- Bouwer, H. and Rice, R.C., 1984. Renovation of wastewater at the 23rd Avenue rapid-infiltration project. J. Water Pollut. Contr. Fed. 56:76-83.
- Bouwer, H., 1987. Wastewater treatment and use in Agriculture. Food and Agriculture Organization (FAO). paper 47, p.58, 1992)
- Bouwer, H., 2002a. Integrated water management for the 21st Century: problems and solutions. Journal of Irrigation and Drainage Engineering July-august.
- Bouwer, H., 2002b. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. Hydrogeology Journal 10:121-142
- Bouwer, H., Rice, R.C., Lance, J.C., Gilbert, R.C., 1980. Rapid-infiltration research – The Flushing Meadows Project, Arizona. J. Water Poll. Contr. Fed. 52, 2457-2470.
- Bruckler. P.L., Bertuzzi, R.P., Jaramillo, A. y Ruy, S., 2002. Testing and infiltration method for estimating soil hydraulic properties in laboratory. Soil Science Society of America Journal. 66:384-395.

- Castillo, G., 2000. Tratamiento de aguas residuales mediante sistema de suelo-acuífero (aspectos microbiológicos), XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 03 al 08 de diciembre del 2000 Porto Alegre - Rio Grande do Sul – Brasil.
- Comisión de Cooperación Ecológica Fronteriza (COCEF)/Border Environment Cooperation comisión (BECC). 1999. Cd. Juárez Chihuahua, México. <http://www.cocef.org/apartcom/p299esp.html>
- Comisión de Coordinación Ecológica Fronteriza, 2004. Identificación de alternativas a las condiciones existentes y futuras. Propuestas para el mejoramiento del sistema de alcantarillado, Secc. 22, San Luis Río Colorado, Sonora.
- Comisión Nacional del Agua (CNA), 2000a. Plan Nacional de Desarrollo Hidráulico 2000-2006. Gerencia Regional de la Península de Baja California. Subgerencia Regional Técnica.
- Comisión Nacional del Agua (CNA), 2000b. Programa Hidráulico Gran Visión, 2001-2020. Región I Península de Baja California-Síntesis Básica. Febrero del 2000.
- Comisión Nacional del Agua (CNA), 2000c. Piezometría del Acuífero BC-10 Valle de Mexicali, Enero 2000. Gerencia Regional de la Península de Baja California. Subgerencia Regional Técnica. Diciembre del 2000.
- Comisión Nacional del Agua (CNA), 2001a. Compendio de Planos de agua. Subdirección General de Planeación, Comisión Nacional del Agua, México, D.F. noviembre de 2000.
- Comisión Nacional del Agua, 2001b. Estudio de la contaminación difusa del agua subterránea en el Valle de Mexicali, B.C. Gerencia de Aguas Subterráneas. 2001. Tomo I y II.
- Conca, J.L. y Wright J., 1990. Diffusion Coefficients in Gravel Unsaturated Conditions. *Water Resources Research*, vol 26. No.5. 1055-1066
- CORSA, 2003. Reporte técnico del Pozo Planta de Tratamiento S.L.R.C. Hermosillo, Son., agosto de 2003.
- Custodio, E. y Llamas, M.R., 1983. Hidrología Subterránea. 2ª edición. Ed. Omega. Barcelona
- Dillon, P., 2005. Future management of aquifer recharge. *Hydrogeol Journal* 13:313–316.
- Dillon, P., 2006. Curso de recarga artificial de acuíferos. Organización Meteorológica Mundial y Comisión Nacional del Agua. San Luis Potosí, México. 17-19 julio.
- Domenico, P.A. y Schwartz F.W. 1998. *Physical and chemical hydrogeology*. 2nd ed. John Wiley & Sons. New York. 506 pp.
- Estrada, I.B., Aller, A., Aller, F., Gómez, X., Morán A., 2004. The survival of

- Escherichia coli, fecal coliforms and enterobacteriaceae in general in soil treated with sludge from wastewater treatment plants. *Bioresource Technology* 93:191-198.
- Eusuff, M.M, Lansley, K.E., 2004. Optimal operation of artificial groundwater recharges systems considering water quality transformation. *Wat. Res. Manegment* 18: 379-405.
- Eventt, S.R., Peters, F.H., Jones, O.R. y Unger, P.W., 1999. Soil hydraulic conductivity and retention curves from tension infiltrometer and laboratory data. University of California, Riverside. Pp 541-551.
- Fluir, M. y Gimmi T. F., 2002. Diffusion de Solutes. *Methods of Soil Analysis. Part 4- Physical methods. SSSA Book series: 5.* pag 1323-1351
- Food and Agricultural Organization (FAO) of the United Nations, 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. FAO irrigation and drainage paper 47. Ed. M.B. Pescod. FAO publication, Rome Italy.
- Freeze, R.A. y Cherry, J.A., 1979. *Groundwater.* Ed. Prentice-Hall International. 604 p. London.
- García, A.L., 1994. *Cultivos en zonas semiáridas.* Universidad de Murcia.
- Greskowiak, J., Prommer, H., Massmann, G., Johnston, C.D., Nitzmann, G., 2005. The impact of variably saturated conditions on hydrogeochemical changes during artificial recharge of groundwater. *Applied Geochemistry* 20: 1409-1426.
- Guimera, J., 1992. Análisis experimental de los procesos de flujo y comportamiento del ion nitrato en la zona no saturada y su influencia en el agua subterránea. Tesis Doctoral. UPC.
- Hans, E.B. and Yongxing, X., 2003. Groundwater recharge estimation in Southern Africa. Published by UNESCO-Paris. UNESCO IHP Series No. 64.
- Hillel, D., 1980. *soil and water.* Academic Press, INC. New York.
- Huntzinger, B.D., McCray, J.E., 2003. Numerical Modeling of Unsaturated Flow in Wastewater Soil Absorption System. *Ground Water Monitoring & Remediation.* 23, no 2. p. 64-72.
- INEGI, 2001. *Síntesis de Información Geográfica del Estado de Baja California.* Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Primera edición, 108pp.
- Instituto Nacional de Ecología. 2000. *Ordenamiento Ecológico Marino de la región Mar de Cortés.* SEMARNAT.
- Jamieson, R.C., Gordon, R.J., Sharples, K.E., Stratton, G.W. and Madani, A., 2002. Movement and persistence of bacteria in agricultural soil and subsurface drainage water: A review. *Canadian Biosystems Engineering.* Volume 44.

- Lara, G.F., Gutiérrez, O.C., Mata, A.I., Martínez, M.M., Sánchez, D.L., 1999. Sistema de bombeo para el control de la salinidad en el acuífero del Valle de Mexicali, B.C. Proyecto TH-9810. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Martínez, J. y López, F., 1996. Métodos para el estudio de las propiedades hídricas de suelos y formaciones superficiales. Cuadernos Técnicos de la S.E.G. n° 9. Sociedad Española de Geomorfología. Geoforma Ediciones. Logroño.
- McDowell-Boyer, L.M., Hunt, J.R. and Sitar, N., 1986. Particle transport through porous media. *Water Resour. Res.* 22(13) pg 1901-1921.
- Mubiru, D.N., M.S. Coyne and Grove, J.H., 2000. Mortality of *Escherichia coli* O157:H7 in two soils with different physical and chemical properties. *Journal of Environmental Quality* 29:1821-1825.
- Murillo, D.J.M., 2000. Recarga Artificial de Acuíferos o como introducir y almacenar agua en el subsuelo. *Revista Terralia*, No. 15, editad: AgrotecniaS S.L., Madrid, España. ITGE
- NAS. 1994. Committee on Ground Water Recharge. Water Science and Technology Board, Commission on Geosciences, Environment, and Resources, Ground Water Recharge Using Waters of Impaired Quality. National Academy of Sciences, 304 pp.
- Nofziger, D.J., Rajender, K., Nayudu, S.K. and Pei-Yao, S. One dimensional water and chemical movement in unsaturated soils-CHEMFLO-. Department of Agronomy. Oklahoma State University. Stillwater, Oklahoma.
- Nofziger, D.J., Rajender, K., Nayudu, S.K., y Pei-Yao, S. 2000. One dimensional water and chemical movement in unsaturated soils-CHEMFLO-. Department of Agronomy. Oklahoma State University. Stillwater, Oklahoma.
- Olmsted, O. J. and Burdge, I., 1979. Geohydrology of the Yuma area, Arizona and California. Water resources of lower Colorado River-Salton sea area. Geological Survey Professional Paper 486-H.
- Or, D. and Friedman, S., 2002. Physical processes affecting microbial habitats and activity in unsaturated porous media. 17th World Congress of Soil Science. Paper 809.
- Organismo Operador municipal de los Servicios de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento (OOMAPAS), 1998. Proyecto Ejecutivo de Saneamiento Integral para la Ciudad de San Luis Río, Colorado, Sonora., México.
- Pérez, P.A., 2001. Integrated modeling of clogging processes in artificial groundwater recharge. Ph.D. Thesis. Technical University of Catalonia (UPC). 112 pp
- Pyne, D.G.R., 1994. Groundwater recharge and Wells. A guide to aquifer storage recovery. Lewis Publishers. 376 pp.

- Ramos, C., 1993. Relaciones agua-suelo-planta. En la zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas. Teoría, medición y modelos. CIMNE. Barcelona.
- Ruiz, J.M., 2003. Utilización del balance de cloruros en la zona no saturada en la estimación de la recarga natural a un acuífero detrítico. Estudio de la zona no saturada del suelo. Vol. VI
- Sahún, A.B. y Murillo, D.J. 2000. Identificación de acciones y programación de actividades de recarga artificial de acuíferos en las cuencas intercomunitarias. Ministerio de Medio Ambiente. Instituto Tecnológica Geominero de España.
- Samper, J., 1993. Transporte de solutos: 1. En la zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas. Teoría, medición y modelos. CIMNE. Barcelona.
- Samper, J., 1995. Modelos de transporte de masa en medios no saturados. En “Avances en la investigación en zona no saturada”. Gobierno Vasco.
- SARH, 1972. Resumen del Estudio Geohidrológico del Valle de Mexicali, B.C. y Mesa Arenosa de San Luis, Son. Dirección General de Estudios y Dirección de Aguas Subterráneas. México D.F. 10 de Febrero de 1972.
- SEMARNAT, CNA, 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-127-CNA-200-1994, México, D.F. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua
- SEMARNAT, CNA, 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-001-CNA-1996, México, D.F. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua
- SEMARNAT, CNA, 2003 Anteproyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-014-CNA-2003, México, D.F., Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua
- Shackelford, C.D., 1991. Laboratory diffusion testing for waste disposal - A review. *Journal of Contaminant Hydrology*. 7(1991) 177-217.
- Sheng, Z., 2005. An aquifer storage and recovery system with reclaimed wastewater to preserve native groundwater resources in El Paso, Texas. *Journal of Environmental management* 75 (2005) 367-377.
- Sun, Y.H., Lou, Y.M., Wu, Z.G., Song, J. and Christie, P., 2006. Survival of faecal coliformes and hygiene risks in soil treated with municipal sewage sludges. *Environmental Geochemistry and Health*. 28:97-101.
- Tindall, J.A. and Kunkel, J. R., 1999. *Unsaturated zone hydrology for scientists and engineers*. Prentice –Hall Upper Saddle River, New Jersey. 625 pp.

- Van Genuchten, M.Th., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal. 44:892-898.
- Van Genuchten, M.Th., Leij, F.J. and Yates, S.R., 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. U.S. Salinity Laboratory. U.S. Department of Agriculture. Riverside, California.
- Villanueva, M. e Iglesias, A., 1984. Pozos y Acuíferos. Técnicas de Evaluación mediante Ensayos de Bombeo. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. 426 pp.

## **APÉNDICE A**

**CONCENTRADO DE ANÁLISIS FÍSICO-  
QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICO DE LOS 22  
POZOS DE EXPLOTACIÓN DE SAN LUIS RIO  
COLORADO (OOMAPAS, 2004).**

**A-1. CALIDAD FISICO-QUIMICO DE LOS POZOS DE EXPLOTACIÓN URBANA DE SAN LUIS RIO COLORADO, SONORA (OOMAPAS, 2004).**

	LIMITES PERMISIBLES NOM-127-SSA1-1994	POZO 1	POZO 2	POZO 3	POZO 4	POZO 6	POZO 7	POZO 8	POZO 9	POZO 10	POZO 12	POZO 13	POZO 15	POZO 16	POZO 17	POZO 18	POZO 20	POZO 21	POZO 22	PROM.
TEMPERATURA	°C	26.000	26.000	25.000	25.000	23.000	26.000	27.000	26.000	26.000	27.000	26.000	27.000	26.000	23.000	25.000	27.000	25.000	26.000	25.67
CI RESIDUAL LIBRE	0.2 - 1.50 mg/lit	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00
CLORUROS	250 mg/lit	315.300	252.300	227.800	225.200	425.500	319.400	315.300	320.400	240.300	310.300	240.300	334.900	235.300	345.400	280.300	182.700	175.200	180.200	273.67
PH	6.5 - 8.5 U.	7.900	7.600	7.700	7.800	7.300	7.900	7.700	7.800	7.900	7.600	7.800	7.800	7.800	7.600	7.900	8.000	7.900	8.000	7.78
OLOR	AGRADABLE	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00
SABOR	AGRADABLE	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00
COLOR	20 U. ESC. PLA/COB	10.000	13.000	10.000	8.000	10.000	8.000	8.000	8.000	10.000	10.000	10.000	10.000	8.000	13.000	8.000	10.000	10.000	8.000	9.56
TURBIEDAD	5 U.T.N.	0.300	0.200	1.100	0.300	0.400	0.200	0.200	0.500	0.400	0.400	0.500	3.100	0.500	0.700	0.300	0.200	0.300	0.300	0.55
COLIFORMES TOTALES	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00
COLIFORMES FECALES	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00
CIANUROS (CN)	0.07 mg/lit	0.001	0.002	0.001	0.004	0.003	0.001	0.002	0.028	0.001	0.002	0.000	0.002	0.002	0.000	0.002	0.002	0.002	0.002	0.00
DUREZA TOTAL (CaCO3)	500 mg/lit	379.600	285.700	407.600	369.600	809.100	339.600	409.500	447.500	339.600	419.500	359.600	559.400	353.600	683.200	367.600	179.800	278.700	239.700	401.61
FLUORUROS	1.5 mg/lit	0.600	0.331	0.282	0.270	0.150	0.279	0.220	0.250	0.244	0.189	0.214	0.225	0.256	0.266	0.257	0.329	0.281	0.296	0.27
FENOLES	0.3 mg/lit	0.410	0.033	0.110	0.091	0.027	0.049	0.049	0.050	0.045	0.105	0.054	0.064	0.051	0.038	0.141	0.053	0.050	0.129	0.09
NITRATOS	10 mg/lit	1.885	2.009	0.013	0.435	1.850	2.235	1.552	0.111	0.265	0.220	0.281	0.122	0.012	0.025	0.025	0.068	0.012	0.023	0.62
NITRITOS	1.00 mg/lit	0.038	0.043	0.000	0.020	0.016	0.000	0.008	0.007	0.010	0.011	0.000	0.009	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.01
NITROGENO AMONICAL	0.50 mg/lit	0.048	0.258	0.121	0.079	0.488	0.030	0.039	0.051	0.105	0.053	0.051	0.065	0.071	0.569	0.115	0.284	0.498	0.144	0.17
SULFATOS	400.00 mg/lit	160.367	191.201	191.957	157.122	395.997	152.832	179.809	163.022	116.886	175.372	146.426	244.984	110.796	310.245	130.422	128.366	177.704	98.804	179.57
SDT	1,000 mg/l	920.000	890.000	950.000	856.000	1780.000	1020.000	1120.000	1104.000	780.000	1016.000	816.000	1374.000	822.000	1240.000	910.000	664.000	660.000	644.000	975.89
ALUMINIO	0.2 mg/lit	0.025	0.000	0.000	0.020	0.000	0.038	0.056	0.023	0.038	0.000	0.000	0.052	0.071	0.000	0.000	0.000	0.000	0.026	0.02
ARSENICO	0.05 mg/lit	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.00
BARIO	0.7 mg/lit	0.056	0.040	0.077	0.066	0.031	0.047	0.062	0.068	0.084	0.054	0.046	0.055	0.072	0.066	0.061	0.060	0.070	0.039	0.06
CADMIO	0.005 mg/lit	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00
CROMO	0.05 mg/lit	0.000	0.000	0.000	0.003	0.000	0.003	0.003	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.000	0.00
COBRE	2.00 mg/lit	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00
FERRO	0.30 mg/lit	0.028	0.000	0.141	0.038	0.090	0.031	0.023	0.058	0.038	0.041	0.037	0.511	0.115	0.170	0.041	0.049	0.066	0.037	0.08
MANGANESO	0.15 mg/lit	0.053	0.057	0.199	0.092	0.339	0.025	0.049	0.174	0.044	0.107	0.079	0.180	0.142	0.305	0.118	0.045	0.062	0.067	0.12
MERCURIO	0.001 mg/lit	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00
PLOMO	0.01 mg/lit	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00
SODIO	200 mg/lit	185.353	213.637	152.825	184.354	315.143	219.989	208.179	192.058	171.038	199.872	182.019	195.101	151.471	177.126	177.352	175.816	136.970	170.963	189.40
ZINC	5.00 mg/lit	0.007	0.000	0.005	0.000	0.010	0.019	0.005	0.025	0.017	0.000	0.009	0.103	0.010	0.008	0.003	0.017	0.005	0.000	0.01

## **APÉNDICE B**

**CONCENTRADO DE ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICO REALIZADOS EN LAS DISTINTAS PRUEBAS DE INFILTRACIÓN.**

**B-1. RESULTADOS FISICO-QUIMICO PARA LA PRUEBA DE INFILTRACIÓN MEZCLA AGUA NEGRA Y AGUA POTABLE (50/50)**

	LIMITES PERMISIBLES NOM-127-SSA1-1994	POZO PROFUNDO (29 JUN)	POZO PROFUNDO (23 AGOSTO)	AGUA NEGRAS (10 AGOSTO)	23 AGOSTO DEL 2004		
					MEZCLA AGUA NEGRA Y AGUA POTABLE (50/50)	PROFUNDIDAD DE MUESTREO	
						15 m	20 m
COLIFORMES TOTALES	0	0	0		<b>2,400,000</b>	<b>2,400</b>	<b>120</b>
COLIFORMES FECALES	0	0	0	<b>40,000,000</b>	<b>2,400,000</b>	<b>2,400</b>	<b>120</b>
HUEVOS DE HELMINTO				2			
COLOR	20 U. ESC. PLA/COB	1	17		<b>73.000</b>	<b>166.000</b>	<b>161.000</b>
OLOR Y SABOR	AGRADABLE						
TURBIEDAD	5 U.T.N.	1	25		<b>299.000</b>	<b>930.000</b>	<b>4390.000</b>
PH	6.5 - 8.5 U.	7.45	7.95	7.400	6.900	7.450	7.600
TEMPERATURA				31.000			
ALUMINIO	0.2 mg/l	0.02	0.14		<b>2.400</b>	<b>0.610</b>	<b>1.460</b>
ARSENICO	0.05 mg/l	0.0	0.0	0.000	0.000	0.000	0.000
BARIO	0.7 mg/l	0.52	0.66		0.400	0.410	0.530
CADMIO	0.005 mg/l	0.0	0.0	0.000	0.000	0.000	0.000
CIANUROS (CN)	0.07 mg/l	0.0	0.0	0.000	0.000	0.000	0.000
CI RESIDUAL LIBRE	0.2 - 1.50 mg/l	0.1	<b>0.1</b>		<b>0.100</b>	<b>0.100</b>	<b>0.100</b>
CLORUROS	250 mg/l	317.0	<b>277.0</b>		<b>312.000</b>	<b>443.000</b>	<b>370.000</b>
COBRE	2.00 mg/l	0.0	0.0	0.010	0.040	0.030	0.040
CROMO TOTAL	0.05 mg/l	0.0	0.0	0.000	0.000	0.000	0.000
DUREZA TOTAL (CaCO3)	500 mg/l	256.0	76.0		330.000	160.000	210.000
FENOLES	0.3 mg/l	0.003	0.285		0.045	0.034	0.040
FLUORUROS	1.5 mg/l	0.01	0.66		1.400	<b>2.100</b>	1.220
FIERRO	0.30 mg/l	1.66	<b>7.7</b>		<b>3.080</b>	<b>2.590</b>	<b>5.800</b>
FOSFORO TOTAL				<b>36.000</b>			
MANGANESO	0.15 mg/l	0.30	<b>0.1</b>		<b>0.600</b>	<b>1.000</b>	<b>3.500</b>
MATERIA FLOTANTE				0.000			
MERCURIO	0.001 mg/l	0.0	0.0	0.000	0.000	0.000	0.000
NITRATOS	10 mg/l	0.1	0.8		10.000	1.500	0.900
NITRITOS	1.00 mg/l	0.001	0.005		0.015	0.004	0.007
NITROGENO AMONICAL	0.50 mg/l	0.085	0.19		<b>25.400</b>	0.368	<b>0.520</b>
NITROGENO TOTAL				<b>103.000</b>			
NIQUEL				0.023			
PLOMO	0.01 mg/l	0.0	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
SODIO	200 mg/l	130.0	135.0		155.000	<b>215.000</b>	180.000
SDT	1,000 mg/l	1096.0	<b>753.0</b>		<b>1196.000</b>	<b>1312.000</b>	<b>1342.000</b>
SOLIDOS SEDIM.				0.100			
SOL. SUSP. TOTALES				56.000			
DEM. BIOQ. DE OXI				165.000			
GRASAS Y ACEITES				16.800			
SULFATOS	400.00 mg/l	210.0	188.0		357.000	<b>420.000</b>	396.000
SUST. ACT. AL. AZUL DE METILO	0.50 mg/l	0.49	0.49		<b>10.000</b>	<b>10.000</b>	0.310
TRIALOMETANOS TOT.	0.20 mg/l	0.001	0.001		0.070	0.009	0.001
YODO RESIDUAL LIBRE	0.2 - 0.5 mg/l	0.00	<b>0.000</b>		<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>
ZINC	5.00 mg/l	0.44	0.44	0.040	0.140	0.460	0.700

**B-2. RESULTADOS FISICO-QUIMICO PARA LA PRUEBA DE INFILTRACIÓN CON AGUA RESIDUAL TRATADA DEL CAMPO MILITAR**

PRUEBA CON MEZCLA DE AGUA RESIDUAL SIN TRATAR Y AGUA POTABLE (50/50) (23 AGOS)	LIMITES PERMISIBLES NOM-127-SSA1-1994	LIMITES PERMISIBLES NOM-001-ECOL-1996 PROMEDIOS DIARIOS	25 DE OCTUBRE DE 2004				28 DE OCTUBRE DE 2004				29 DE OCTUBRE DE 2004			PROMEDIOS DE LA CALIDAD DEL AGUA INFILTRADA			
			PILETA	PROFUNDIDAD DE MUESTREO			PILETA	PROFUNDIDAD DE MUESTREO			PROFUNDIDAD DE MUESTREO			PILETA	PROFUNDIDAD DE MUESTREO		
				15 m	20 m	POZO PROFUNDO		15 m	20 m	POZO PROFUNDO	15 m	20 m	POZO PROFUNDO		15 m	20 m	POZO PROFUNDO
COLIFORMES TOT.	0		11,000,000	110	40	0	10,000,000	430	23	0	210	90	0	10,500,000	250	51	0
COLIFORMES FEC.	0	2,000	11,000,000	110	40	0	10,000,000	430	23	0	210	90	0	10,500,000	250	51	0
HUEVOS DE HELMINTO		5 huev/lt															
COLOR	20 U. ESC. PLA/COB		65	87	70	0	61	40	89	0	70	116	0	63	66	92	0
OLOR Y SABOR	AGRADABLE		DESAGRAD.	DESAGRAD.	DESAGRA.	AGRAD.	AGRAD.	DESAGRAD.	DESAGRAD.	AGRAD.	DESAGRAD.	DESAGRAD.	AGRAD.	DESAGRAD.	DESAGRAD.	DESAGRAD.	AGRAD.
TURBIEDAD	5 U.T.N.		33.000	72.000	1,880.000	3.000	28.000	43.000	960.000	2.0000	67.000	319.000	1.000	31.000	61.00	1,053.000	2.000
PH	6.5 - 8.5 U.	5 A 10 U.	7.450	7.950	7.450	6.900	7.550	8.650	8.650	6.950	8.60	7.500	7.300	7.500	8.400	7.870	7.050
TEMPERATURA																	
ALUMINIO	0.2 mg/l		0.020	0.060	0.230	0.026	0.024	0.001	0.120	0.020	0.049	0.020	0.040	0.020	0.040	0.120	0.030
ARSENICO	0.05 mg/l	0.4	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
BARIO	0.7 mg/l		0.510	0.470	0.600	0.310	0.570	0.370	0.340	0.340	0.700	0.800	0.360	0.540	0.510	0.580	0.340
CADMIO	0.005 mg/l	0.4	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
CIANUROS (CN)	0.07 mg/l	3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
CI RESIDUAL LIBRE	0.2 - 1.50 mg/l		0.100	0.1.000	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100
CLORUROS	250 mg/l		338.000	263.000	440.000	252.000	340.000	256.000	405.000	255.000	238.000	391.000	248.000	339.000	252.000	412.000	2520
COBRE	2.00 mg/l	6 mg/l	0.020	0.098	0.035	0.010	0.030	0.063	0.087	0.010	0.800	0.068	0.028	0.030	0.320	0.060	0.020
CROMO TOTAL	0.05 mg/l	1.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
DUREZA TOTAL (CaCO3)	500 mg/l		25.000	40.000	220.000	300.000	20.000	44.000	300.000	295.000	40.000	250.000	308.000	22.500	41.330	256.670	301.000
FENOLES	0.3 mg/l		0.001	0.001	0.018	0.001	0.001	0.005	0.012	0.001	0.017	0.015	0.001	0.000	0.010	0.020	0.000
FLUORUROS	1.5 mg/l		0.790	1.340	1.870	0.20	0.850	0.010	1.610.000	0.180	0.600	1.220	0.200	0.820	0.650	1.567	0.193
FIERRO	0.30 mg/l		0.130	0.286	0.410	0.010	0.110	0.090	0.330	0.010	0.199	0.026	0.076	0.120	0.192	0.255	0.032
FOSFORO TOTAL		30 mg/l															
MANGANESO	0.15 mg/l		0.120	0.200	0.800	0.010	0.100	0.100	0.600	0.010	0.200	0.300	0.040	0.110	0.170	0.570	0.020
MATERIA FLOTANTE		ausente															
MERCURIO	0.001 mg/l	0.02	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00
NITRATOS	10 mg/l		0.550	7.900	1.60	0.200	0.600	3.300	0.300	0.250	0.900	2.300	0.400	0.580	4.030	1.400	0.280
NITRITOS	1.00 mg/l		0.076	0.005	0.004	0.003	0.068	0.003	0.004	0.005	0.003	0.004	0.006	0.072	0.004	0.004	0.005
NITROGENO AMONIACAL	0.50 mg/l		20.500	0.170	0.102	0.134	18.450	0.108	0.076	0.098	0.256	0.175	0.165	19.475	0.178	0.118	0.132
NITROGENO TOTAL		60 mg/l															
NIQUEL		4 mg/l															
PLOMO	0.01 mg/l	1 mg/l	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
SODIO	200 mg/l		154.000	126.000	206.000	118.000	159.000	123.000	190.000	122.000	155.000	185.000	118.000	156.500	134.7000	193.700	119.300
SDT	1,000 mg/l		1,530.000	1,312.000	1,632.000	988.000	1,512.000	1,028.000	1888.000	994.000	1013.000	1632.000	924.000	1,521.000	1,117.700	1,717.300	968.700
SOLIDOS SEDIM.		2 ml/l															
SOL. SUSP. TOT.		200 mg/l															
DEM. BIOQ. DE OXI.		200 mg/l															
GRASAS Y ACEITES		25 mg/l															
SULFATOS	400.00 mg/l		450.000	336.000	481.000	281.000	449.000	229.000	428.000	280.000	275.000	448.000	280.000	450.000	280.000	452.000	280.000
SUST. ACT. AL AZUL DE METILO	0.50 mg/l		7.2.000	0.400	0.100	0.020	7.700	0.240	0.120	0.030	0.020	0.070	0.060	7.450	0.220	0.100	0.040
TRIHALOMETANOS TOTALES	0.20 mg/l		15.000	0.104	0.028	0.001	20.000	0.070	0.009	0.001	0.010	0.006	0.001	17.500	0.060	0.010	0.000
YODO RESIDUAL LIBRE	0.2 - 0.5 mg/l		0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
ZINC	5.00 mg/l	20	0.030	0.090	0.100	0.040	0.041	0.080	0.090	0.030	0.090	0.080	0.043	0.040	0.090	0.090	0.040

**B-3. RESULTADOS FISICO-QUIMICO PARA LA SEGUNDA PRUEBA DE INFILTRACIÓN CON AGUA RESIDUAL TRATADA DEL CAMPO MILITAR.**

	LIMITES PERMISIBLES NOM-127-SSA1-1994	LIMITES PERMISIBLES NOM-001-ECOL-1996 PROMEDIOS DIARIOS	14 DE ENERO DE 2005					17 DE ENERO DEL 2005				
			PILETA	PROFUNDIDAD DE MUESTREO				PILETA	PROFUNDIDAD DE MUESTREO			
				8m	15 m	20 m	POZO PROFUNDO		8m	15 m	20 m	POZO PROFUNDO
COLIFORMES TOTALES	0		24,000,000	2,100,000	90	40	15		3,900,000	46	23	0
COLIFORMES FECALES	0	2,000	24,000,000	2,100,000	90	40	15		3,900,000	46	23	0
HUEVOS DE HELMINTO		5 huev/lt										
COLOR	20 U. ESC. PLA/COB		195		108	27	3			62	85	1
OLOR Y SABOR	AGRADABLE		DESAG		DESAG	DESAG	AGRAD			DESAG	DESAG	AGRAD
TURBIDAD	5 U.T.N.		90		271	351	4			44	346	5
PH	6.5 - 8.5 U.	5 A 10 U.	7.35		8.25	7.75	7.3			8.2	7.6	7.2
TEMPERATURA												
ALUMINIO	0.2 mg/l		0.029		0.02	0.08	0.02			0.02	0.06	0.01
ARSENICO	0.05 mg/l	0.4	0.00		0	0.00	0			0	0	0
BARIO	0.7 mg/l		0.11		0.2	0.15	0.12			0.18	0.16	0.26
CADMIO	0.005 mg/l	0.4	0		0	0	0			0	0	0
CIANUROS (CN)	0.07 mg/l	3	0		0	0	0			0	0	0
CI RESIDUAL LIBRE	0.2 - 1.50 mg/l		0.1		0.1	0.1	0.1			0.1	0.1	0.1
CLORUROS	250 mg/l		250		475	454	259			433	482	263
COBRE	2.00 mg/l	6 mg/l	0.086		0.049	0.027	0.004			0.054	0.046	0.007
CROMO TOTAL	0.05 mg/l	1.5	0		0	0	0			0	0	0
DUREZA TOTAL (CaCO3)	500 mg/l		580		64	184	312			60	202	312
FENOLES	0.3 mg/l		0.045		0.021	0.009	0.001			0.01	0.024	0.001
FLUORUROS	1.5 mg/l		0.040		0.940	0.860	0.050			0.950	0.860	0.010
FIERRO	0.30 mg/l		0.096		0.226	0.21	0.059			0.208	0.235	0.057
FOSFORO TOTAL		30 mg/l										
MANGANESO	0.15 mg/l		0.4		0.08	0.14	0.01			0.06	0.09	0.05
MATERIA FLOTANTE		ausente										
MERCURIO	0.001 mg/l	0.02	0		0	0	0			0	0	0
NITRATOS	10 mg/l		0.7		12.9	3.6	0.1			16.5	1.6	0.2
NITRITOS	1.00 mg/l		0.044		0.006	0.009	0.002			0.089	0.005	0.003
NITROGENO AMONICAL	0.50 mg/l		19.6		0.06	0.05	0.418			0.34	0.475	0.143
NITROGENO TOTAL		60 mg/l										
NIQUEL		4 mg/l										
PLOMO	0.01 mg/l	1 mg/l	0.001		0.001	0.001	0.001			0.001	0.001	0.001
SODIO	200 mg/l		177		228	218	124			208	231	126
SDT	1,000 mg/l		1283		1368	1332	1035			1470	1370	1043
SOLIDOS SEDIMENTABLES		2 ml/l										
SOL. SUSP. TOTALES		200 mg/l										
DEM. BIOQ. DE OXI.		200 mg/l										
GRASAS Y ACEITES		25 mg/l										
SULFATOS	400.00 mg/l		370		535	396	290			440	340	209
SUST. ACT. AL AZUL DE METILO	0.50 mg/l		7.7		2.1	1.3	0.03			2.5	1	0.07
TRIALOMETANOS TOTALES	0.20 mg/l		0.007		0.062	0.034	0.001			0.078	0.113	0.001
YODO RESIDUAL LIBRE	0.2 - 0.5 mg/l		0		0	0	0			0	0	0
ZINC	5.00 mg/l	20	0.073		0.18	0.08	0.037			0.11	0.18	0.075

## **APÉNDICE C**

**CONCENTRADO DE TEXTURAS Y  
LECTURAS DE LOS TENSIOMETROS POR  
PROFUNDIDAD DE MUESTREO.**

**C-1. PROMEDIO DE LAS CONSTANTES DE HUMEDAD, TEXTURA Y DENSIDAD APARENTE POR PROFUNDIDAD DE MUESTREO**

Profundidad (cm)	Constantes de Humedad (%)			Textura (%)			D.A. (g/cm <sup>3</sup> )
	C.C.	P. M. P.	Saturación	Arena	Limo	Arcilla	
15	2.76	2.42	22	89	4	7	1.654
30	2.69	1.91	25	88	6	6	1.642
45	4.92	2.50	23	92	4	4	1.607
60	3.50	2.60	28	94	4	2	1.748
90	3.69	2.96	30	95	4	1	1.821
Promedio	3.5	2.50	26	92	4	4	1.70

**C-2. RESULTADOS DE TENSION DEL SUELO Y CONTENIDOS DE HUMEDAD POR PROFUNDIDAD DE MUESTREO.**

<b>FECHA</b>	<b>Profundidad (cm)</b>	<b>Lecturas (Kpa)</b>	<b>Humedad (%)</b>
12-Abr	15	6	15.5
	15	11	16.2
	30	10	11.7
	30	11	
	45	10	13.4
	60	9	13.4
	60	11	
	90	17	12.0
13-Abr	15	12	6.7
	15	17	
	30	13	8.0
	30	15	
	45	15	7.8
	60	16	6.8
	60	16	
	90	19	7.8
14-Abr	15	13	5.5
	15	18	
	30	14	6.7
	30	17	
	45	16	7.3
	60	17	7.6
	60	17	
	90	20	6.8
15-Abr	15	14	8.0
	15	19	
	30	16	5.2
	30	18	
	45	16	6.7
	60	18	6.0
	60	18	
	90	20	7.2
19-Abr	15	15	3.9
	15	19	
	30	17	4.5
	30	20	
	45	17	5.7
	60	18	4.8
	60	18	
	90	20	5.4
23-Abr	15	19	3.4
	15	8	
	30	19	4.8
	30	20	
	45	20	5.1
	60	22	5.3
	60	20	
	90	23	5.0

## **APENDICE D**

### **RESULTADOS DE LABORATORIO PARA LA ESTIMACION DE LOS COEFICIENTES DE DISPERSION**

Apéndice D.

D-1. Valores de la función error complementario y relaciones C/Co para Cloruros.

Días	t(hr)	t(min)	vt=(0.3333)t	x-vt=	$2(0.976*vt)^{0.5}$	$\beta$	erfc( $\beta$ )	C/Co
	4	240	80.0	1420.0	17.7	80.4	0	0
	8	480	160.0	1340.0	25.0	53.6	0	0
	12	720	240.0	1260.0	30.6	41.2	0	0
	16	960	320.0	1180.0	35.3	33.4	0	0
	20	1200	400.0	1100.0	39.5	27.8	0	0
1	24	1440	480.0	1020.0	43.3	23.6	0	0
	28	1680	559.9	940.1	46.8	20.1	0	0
	32	1920	639.9	860.1	50.0	17.2	0	0
	36	2160	719.9	780.1	53.0	14.7	0	0
	40	2400	799.9	700.1	55.9	12.5	0	0
	44	2640	879.9	620.1	58.6	10.6	0	0
2	48	2880	959.9	540.1	61.2	8.8	0	0
	52	3120	1039.9	460.1	63.7	7.2	0	0
	56	3360	1119.9	380.1	66.1	5.7	0	0
	60	3600	1199.9	300.1	68.4	4.4	0	0
	64	3840	1279.9	220.1	70.7	3.1	0	0
	68	4080	1359.9	140.1	72.9	1.9	0.00721	0.0036
3	72	4320	1439.9	60.1	75.0	0.8	0.257899	0.1289
	76	4560	1519.8	-19.8	77.0	-0.3	1.25	0.625
	80	4800	1599.8	-99.8	79.0	-1.3	1.8	0.9
	84	5040	1679.8	-179.8	81.0	-2.2	2	1
	88	5280	1759.8	-259.8	82.9	-3.1	2	1
	92	5520	1839.8	-339.8	84.8	-4.0	2	1
4	96	5760	1919.8	-419.8	86.6	-4.8	2	1
	100	6000	1999.8	-499.8	88.4	-5.7	2	1
	104	6240	2079.8	-579.8	90.1	-6.4	2	1
	108	6480	2159.8	-659.8	91.8	-7.2	2	1
	112	6720	2239.8	-739.8	93.5	-7.9	2	1
	116	6960	2319.8	-819.8	95.2	-8.6	2	1
5	120	7200	2399.8	-899.8	96.8	-9.3	2	1
	124	7440	2479.8	-979.8	98.4	-10.0	2	1
	128	7680	2559.7	-1059.7	100.0	-10.6	2	1
	132	7920	2639.7	-1139.7	101.5	-11.2	2	1
	136	8160	2719.7	-1219.7	103.0	-11.8	2	1
	140	8400	2799.7	-1299.7	104.5	-12.4	2	1
6	144	8640	2879.7	-1379.7	106.0	-13.0	2	1
	148	8880	2959.7	-1459.7	107.5	-13.6	2	1
	152	9120	3039.7	-1539.7	108.9	-14.1	2	1
	156	9360	3119.7	-1619.7	110.4	-14.7	2	1
	160	9600	3199.7	-1699.7	111.8	-15.2	2	1
	164	9840	3279.7	-1779.7	113.2	-15.7	2	1
7	168	10080	3359.7	-1859.7	114.5	-16.2	2	1

Apéndice D.

D-2. Valores de la función error complementario y relaciones C/Co para Coliformes fecales y totales.

Días	t(hr)	t(min)	vt=(0.3333)t	x-vt=	$2(0.976*vt)^{0.5}$	$\beta$	erfc( $\beta$ )	C/Co
	4	240	80.0	1420.0	4.7	302.2	0	0
	8	480	160.0	1340.0	6.6	201.7	0	0
	12	720	240.0	1260.0	8.1	154.8	0	0
	16	960	320.0	1180.0	9.4	125.6	0	0
1	20	1200	400.0	1100.0	10.5	104.7	0	0
	24	1440	480.0	1020.0	11.5	88.6	0	0
	28	1680	559.9	940.1	12.4	75.6	0	0
	32	1920	639.9	860.1	13.3	64.7	0	0
	36	2160	719.9	780.1	14.1	55.3	0	0
	40	2400	799.9	700.1	14.9	47.1	0	0
	44	2640	879.9	620.1	15.6	39.8	0	0
2	48	2880	959.9	540.1	16.3	33.2	0	0
	52	3120	1039.9	460.1	16.9	27.2	0	0
	56	3360	1119.9	380.1	17.6	21.6	0	0
	60	3600	1199.9	300.1	18.2	16.5	0	0
	64	3840	1279.9	220.1	18.8	11.7	0	0
	68	4080	1359.9	140.1	19.4	7.2	0	0
3	72	4320	1439.9	60.1	19.9	3.0	2.2E-05	0.000011
	76	4560	1519.8	-19.8	20.5	-1.0	1.7	0.45
	80	4800	1599.8	-99.8	21.0			
	84	5040	1679.8	-179.8	21.5			
	88	5280	1759.8	-259.8	22.0			
	92	5520	1839.8	-339.8	22.5			
4	96	5760	1919.8	-419.8	23.0			
	100	6000	1999.8	-499.8	23.5			
	104	6240	2079.8	-579.8	24.0			
	108	6480	2159.8	-659.8	24.4			
	112	6720	2239.8	-739.8	24.9			
	116	6960	2319.8	-819.8	25.3			
5	120	7200	2399.8	-899.8	25.7			
	124	7440	2479.8	-979.8	26.2			
	128	7680	2559.7	-1059.7	26.6			
	132	7920	2639.7	-1139.7	27.0			
	136	8160	2719.7	-1219.7	27.4			
	140	8400	2799.7	-1299.7	27.8			
6	144	8640	2879.7	-1379.7	28.2			
	148	8880	2959.7	-1459.7	28.6			
	152	9120	3039.7	-1539.7	29.0			
	156	9360	3119.7	-1619.7	29.3			
	160	9600	3199.7	-1699.7	29.7			
	164	9840	3279.7	-1779.7	30.1			
7	168	10080	3359.7	-1859.7	30.5			

Apéndice D.

D-3 Valores de la función error complementario y relaciones C/Co para Sólidos disueltos totales.

Días	t(hr)	t(min)	vt=(0.3333)t	x-vt=	2(0.976*vt)^(0.5)	$\beta$	erfc( $\beta$ )	C/Co
	4	240	80.0	1420.0	14.6	97.0	0	0
	8	480	160.0	1340.0	20.7	64.7	0	0
	12	720	240.0	1260.0	25.4	49.7	0	0
	16	960	320.0	1180.0	29.3	40.3	0	0
	20	1200	400.0	1100.0	32.7	33.6	0	0
1	24	1440	480.0	1020.0	35.9	28.4	0	0
	28	1680	559.9	940.1	38.7	24.3	0	0
	32	1920	639.9	860.1	41.4	20.8	0	0
	36	2160	719.9	780.1	43.9	17.8	0	0
	40	2400	799.9	700.1	46.3	15.1	0	0
	44	2640	879.9	620.1	48.6	12.8	0	0
2	48	2880	959.9	540.1	50.7	10.6	0	0
	52	3120	1039.9	460.1	52.8	8.7	0	0
	56	3360	1119.9	380.1	54.8	6.9	0	0
	60	3600	1199.9	300.1	56.7	5.3	0	0
	64	3840	1279.9	220.1	58.6	3.8	0	0
	68	4080	1359.9	140.1	60.4	2.3	0.00186	0.00093
3	72	4320	1439.9	60.1	62.1	1.0	0.1573	0.07865
	76	4560	1519.8	-19.8	63.8	-0.3	1.1	0.55
	80	4800	1599.8	-99.8	65.5	-1.5	1.78	0.89
	84	5040	1679.8	-179.8	67.1	-2.7	2	1
	88	5280	1759.8	-259.8	68.7	-3.8	2	1
	92	5520	1839.8	-339.8	70.2	-4.8	2	1
4	96	5760	1919.8	-419.8	71.7	-5.9	2	1
	100	6000	1999.8	-499.8	73.2	-6.8	2	1
	104	6240	2079.8	-579.8	74.7	-7.8	2	1
	108	6480	2159.8	-659.8	76.1	-8.7	2	1
	112	6720	2239.8	-739.8	77.5	-9.5	2	1
	116	6960	2319.8	-819.8	78.8	-10.4	2	1
5	120	7200	2399.8	-899.8	80.2	-11.2	2	1
	124	7440	2479.8	-979.8	81.5	-12.0	2	1
	128	7680	2559.7	-1059.7	82.8	-12.8	2	1
	132	7920	2639.7	-1139.7	84.1	-13.6	2	1
	136	8160	2719.7	-1219.7	85.4	-14.3	2	1
	140	8400	2799.7	-1299.7	86.6	-15.0	2	1
6	144	8640	2879.7	-1379.7	87.9	-15.7	2	1
	148	8880	2959.7	-1459.7	89.1	-16.4	2	1
	152	9120	3039.7	-1539.7	90.3	-17.1	2	1
	156	9360	3119.7	-1619.7	91.4	-17.7	2	1
	160	9600	3199.7	-1699.7	92.6	-18.4	2	1
	164	9840	3279.7	-1779.7	93.8	-19.0	2	1
7	168	10080	3359.7	-1859.7	94.9	-19.6	2	1