



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

Evaluación fisicoquímica del agua de la zona sur de la Ciudad de
México

TESIS

PARA OBTENER EL TÍTULO DE
QUÍMICA FARMACÉUTICA BIÓLOGA

PRESENTA

Alina Pérez Flores



MÉXICO, D.F.

2010



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: Ernestina Cervera Flores

VOCAL: Josefina Elizalde Torres

SECRETARIO: María Aurora Armienta Hernández

1er. SUPLENTE: Ricardo Flores Hernández

2° SUPLENTE: José Guadalupe de la Rosa Canales

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

Laboratorio de Química Analítica, Instituto de geofísica UNAM

ASESOR DEL TEMA:

María Aurora Armienta Hernández _____

SUSTENTANTE:

Alina Pérez Flores _____

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Ciencia y Tecnología del Distrito Federal ICyTDF, por el financiamiento otorgado para llevar a cabo el proyecto *Monitoreo de agua subterráneas del sur de la cuenca de México*, así como por la beca que me otorgó durante la realización de este trabajo.

Al Sistema de Aguas de la Ciudad de México por las facilidades proporcionadas durante el muestreo.

A la Dra. María Aurora Armienta por haberme permitido trabajar en el laboratorio de química analítica, pero sobre todo por la asesoría, comprensión y amistad que me ha brindado durante estos meses.

A los miembros del jurado por sus observaciones y el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo.

A la M. en I Alejandra Aguayo, la Q.F.B. Nora Ceniceros y la Q.F.B. Olivia Cruz por su valiosa ayuda durante el muestreo y el análisis químico.

Al Dr. Ramiro Rodríguez por su apoyo durante el muestreo y los mapas proporcionados.

A los chicos del laboratorio y a la Sra. Aurelia Juárez por su apoyo y amistad.

A los miembros de mi familia que han comprendido y apoyado durante la realización de este proyecto. En especial a mis padres que siempre me han dado lo necesario para seguir adelante.

También agradezco a todas aquellas personas que me brindaron su amistad durante mis estudios de licenciatura, por los grandes momentos que hicieron más agradable y placentero el largo camino que he recorrido.

ÍNDICE

Abreviaturas	I
Figuras	IV
Tablas	IV
Gráficas	V
Capítulo 1. Introducción	
Justificación	1
Objetivos	5
Hipótesis	5
Capítulo 2. Marco teórico	6
Las aguas subterráneas	6
Contaminación de las aguas subterráneas	9
Fuentes de contaminación puntual	10
Fuentes de contaminación difusa	12
Contaminación biológica de aguas subterráneas	13
Contaminación debida a fuentes naturales	14
Calidad de las aguas subterráneas	14
El agua de la Ciudad de México	19
La cuenca del valle de México	20
Fuentes externas de agua de la Ciudad de México	23
La red de pozos	24
Métodos de análisis	25
Métodos espectrométricos	25
Espectroscopía de absorción atómica con flama	27
Espectroscopía de absorción atómica con horno de grafito	32
Espectroscopía de absorción atómica con generación de hidruros sistema de inyección en flujo (FIA)	33
Capítulo 3. Área de estudio	36
Capítulo 4. Metodología	38
Capítulo 5. Resultados y discusión	44
Capítulo 6. Conclusiones	73
Bibliografía	76
Apéndice	80
Composición de soluciones empleadas en el análisis químico	80

 ABREVIATURAS

Al	Aluminio
APHA	American Public Health Association
Ar	Argón
As	Arsénico
AsH ₃	Arsina
AWWA	American Water Works Association
B	Boro
BaCl ₂	Cloruro de bario
BH ₄ ⁻	Borohidruro
Br	Bromo
c	Velocidad
Ca	Calcio
CaCO ₃	Carbonato de calcio
Cd	Cadmio
Cl ⁻	Cloruro
cm	Centímetro
Co	Cobalto
CO ₂	Dióxido de carbono
CO ₃ ²⁻	Carbonato
Conc	Concentración
Cr	Cromo
Cu	Cobre
D.F.	Distrito Federal
DDF	Departamento del Distrito Federal
DGC OH	Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica
E	Energía del fotón
EAA	Espectrofotometría de absorción atómica
EDTA	Ácido etilendiaminotetraacético
EPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
Fe	Hierro
Fe ₂ O ₃	Óxido de hierro (III)
FIA	Análisis por inyección de flujo
GDF	Gobierno del Distrito Federal
H ⁺	Protón
H ₂ O	Agua
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
H ₃ AsO ₃	Ácido arsenioso
H ₃ BO ₃	Ácido bórico
ha	Hectárea
HCl	Ácido clorhídrico
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato
HNO ₃	Ácido nítrico
K	Potasio

KI	Yoduro de potasio
Km	Kilómetro
km ²	Kilómetro cuadrado
KNC ₃	Nitrato de potasio
L	Litro
λ	Longitud de onda
Lím.	Límite
m	Metro
M	Molar
m ³	Metro cúbico
mg	Microgramos
Mg	Magnesio
Mm	Milímetro
Mn	Manganeso
Mo	Molibdeno
μ S	MicroSiemens
mV	Milivoltios
n	Frecuencia
N	Nitrógeno
Na	Sodio
Na ₂ SO ₄	Sulfato de sodio
NaBH ₄	Borohidruro de sodio
NaCl	Cloruro de sodio
nd	No detectable
Ne	Neón
NH ₄ ⁺	Amoníaco
Ni	Níquel
nm	Nanómetro
NMX	Norma Mexicana
NO ₃ ⁻	Nitrato
NOM	Norma Oficial Mexicana
°C	Grados centígrados
OMS	Organización Mundial de la Salud
ORP	Potencial de Oxido Reducción
P	Fósforo
Pb	Plomo
Pd(NO ₃) ₂	Nitrato de paladio II
pH	Potencial de hidrógeno
ppb	Partes por billón
ppm	Partes por millón
RSD	Desviación estándar relativa
s	Segundo
SCFI	Secretaría de Comercio y Fomento Industrial
Se	Selenio
Si	Silicio
SiO ₂	Dióxido de silicio

SMA	Secretaría del Medio Ambiente
SnO_2	Oxuro de estaño
SO_4^{2-}	Sulfato
SSA	Secretaría de Salud del Gobierno Federal Mexicano
UTM	Universal Transversal de Mercator
V	Vanadio
V	Volts
WPCF	Water Pollution Control Facility
ZMCM	Zona Metropolitana de la Ciudad de México
Zn	Zinc

FIGURAS

Figura 2.1. Algunos aspectos principales de la distribución del agua en el subsuelo.....	6
Figura 2.2. Ubicación geográfica de la cuenca del valle de México.	20
Figura 2.3. Regiones del espectro electromagnético.....	26
Figura 2.4. Espectrómetro de absorción atómica con flama.....	28
Figura 2.5. Esquema de un nebulizador neumático.....	29
Figura 2.6. Configuración básica para análisis por inyección de flujo.....	35
Figura 3.1. Ubicación del suelo de conservación del Distrito Federal.....	36
Figura 3.2 Localización de los puntos de muestreo en el Distrito Federal.....	37

TABLAS

Tabla 2.1. Clasificación de los problemas de calidad del agua subterránea.....	9
Tabla 2.2. Constituyentes disueltos en agua subterránea y su efecto en la salud humana.....	15
Tabla 4.1 Cálculo de alcalinidad como mg/L de CaCO_3	41
Tabla 4.2. Alcalinidad en mg/L.....	41
Tabla 4.3. Condiciones empleadas en el análisis de metales por espectroscopia de absorción atómica.....	43
Tabla 5.1. Propiedades fisicoquímicas del agua de los pozos de la zona oriente, determinadas en campo y laboratorio.....	44
Tabla 5.2. Propiedades fisicoquímicas del agua de los pozos de la zona poniente, determinados en campo y laboratorio.....	45
Tabla 5.3 Cumplimiento de los parámetros de la NOM-127-SSA1-2000, del agua de los pozos de la zona oriente.....	71
Tabla 5.4 Cumplimiento de los parámetros de la NOM-127-SSA1-2000, del agua de los pozos de la zona poniente.....	72

GRÁFICAS

Gráfica 5.1. Valores de ORP del agua de los pozos de la zona oriente, obtenidos en campo.	48
Gráfica 5.2. Valores de ORP del agua de los pozos de la zona poniente obtenidos en campo.	48
Gráfica 5.3. Valores de pH del agua de los pozos de la zona oriente obtenidos en campo.	50
Gráfica 5.4. Valores de pH del agua de los pozos de la zona poniente obtenidos en campo.	50
Gráfica 5.5. Valores de alcalinidad del agua de los pozos de la zona oriente.	51
Gráfica 5.6. Valores de alcalinidad del agua de los pozos de la zona poniente.	51
Gráfica 5.7. Valores de dureza del agua de los pozos de la zona oriente.	54
Gráfica 5.8. Valores de dureza del agua de los pozos de la zona poniente.	54
Gráfica 5.9. Relación de las concentraciones de HCO_3^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} , en las muestras de la zona Oriente.	55
Gráfica 5.10. Relación de las concentraciones de HCO_3^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} , en las muestras de la zona Oriente.	55
Gráfica 5.11. Concentración de nitratos en el agua de los pozos de la zona oriente.	57
Gráfica 5.12. Concentración de nitratos en el agua de los pozos de la zona poniente.	57
Gráfica 5.13. Concentración de sulfatos en el agua de los pozos de la zona oriente.	59
Gráfica 5.14. Concentración de sulfatos en el agua de los pozos de la zona poniente.	59
Gráfica 5.15. Concentraciones de cloruros del agua de los pozos de la zona oriente.	61
Gráfica 5.16. Concentraciones de cloruros del agua de los pozos de la zona poniente.	61
Gráfica 5.17. Concentraciones de fluoruros del agua de los pozos de la zona oriente.	62
Gráfica 5.18. Concentraciones de fluoruros del agua de los pozos de la zona poniente.	63
Gráfica 5.19. Concentraciones de sodio del agua de los pozos de la zona oriente.	64
Gráfica 5.20. Concentraciones de sodio del agua de los pozos de la zona poniente.	65
Gráfica 5.21. Concentraciones de arsénico del agua de los pozos de la zona oriente.	66
Gráfica 5.22. Concentraciones de arsénico del agua de los pozos de la zona poniente.	66
Gráfica 5.23. Concentraciones de plomo del agua de los pozos de la zona oriente.	68
Gráfica 5.24. Concentraciones de plomo del agua de los pozos de la zona oriente.	68

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

JUSTIFICACIÓN

Se estima que la Ciudad de México emplea 72.5 m³/s de agua, de los cuales 71% se obtiene de las aguas subterráneas, 26.5% del Río Lerma y Cutzamala y 2.5% del Río Magdalena, siendo los mantos acuíferos la fuente principal de abastecimiento (Jiménez et al. 2005; Guerrero et al., 2009). Las zonas de recarga de mayor importancia para los sistemas de flujo subterráneo, corresponden con las elevaciones que limitan a la cuenca de México hacia el poniente y hacia el sur, región que coincide con el suelo de conservación. El suelo de conservación de la Ciudad de México se ubica principalmente en el sur de la entidad y tiene una superficie de 87 422.7 ha. Sus coordenadas geográficas extremas son 19°26'30" y 19°03'00" de latitud norte y 98°56'00" y 98°21'00" de longitud oeste, región que corresponde a la delegación Milpa Alta y gran parte de las delegaciones Tlalpan, Xochimilco, Tláhuac, Magdalena Contreras y Cuajimalpa, así como pequeñas aéreas de las delegaciones Álvaro Obregón, Iztapalapa y Gustavo A. Madero. El Distrito Federal en promedio recibe un volumen de lluvia de 1 674 millones de metros cúbicos anualmente, de los cuales únicamente el 12.5% alcanza una percolación profunda que permite recargar los acuíferos (SMA-GDF, 2000; Tortajada, 2006).

Desafortunadamente el rápido crecimiento de asentamientos urbanos continúa invadiendo lo que solían ser aéreas protegidas, así en los últimos 30 años el 76% de las nuevas casas que se construyeron en la ciudad se ubicaron en las siete delegaciones con más zonas de conservación. Además de los 44 asentamientos rurales que aún existen en la ciudad 35 de ellos se encuentran en dichas zonas. Este incremento de asentamientos urbanos en las zonas de recarga ha disminuido la cantidad de agua que fluye al acuífero y también ha deteriorado su calidad con contaminantes. En particular en el suelo de conservación del sur del Distrito Federal el crecimiento de la población y los cambios de uso del suelo han generado procesos paralelos que se reflejan en la fragmentación de hábitat y la reducción de superficies cubiertas con vegetación natural. (Tortajada, 2006; Jiménez et al., 2004; SMA-GDF, 2000).

En cuanto a su geología, la Cuenca de México se divide en tres zonas importantes: la zona montañosa, la zona lacustre y la zona de transición. La zona montañosa producto de actividad volcánica, dirige agua por precipitación hacia la zona central de la Cuenca. Los depósitos lacustres arcillosos están presentes en formaciones altas y bajas, con 30 y 70 m de espesor, están divididos por una capa dura compuesta predominantemente de sílice y arena. La capa de arcillas es considerada un acuitardo porque es menos permeable que la capa dura o sedimentos subyacentes, por lo tanto se considera que constituye una barrera natural a la entrada de contaminantes de la superficie al acuífero por debajo de la unidad (Mazari et al., 1993). Sin embargo las actividades antropogénicas y las fracturas naturales pueden romper estas arcillas. Las excavaciones y perforaciones han penetrado en una porción de las arcillas lacustres, además la migración de los contaminantes es factible en los pozos antiguos que no fueron instalados con los procedimientos actuales de sellado para prevenir este problema (Jiménez et al., 2004).

La zona de transición es el área entre la zona lacustre arcillosa y montañosa. En muchas de las zonas de transición si las arcillas se presentan, están intercaladas con limos y arena, mientras que en áreas cercanas a los basaltos se componen de basaltos fracturados. En general la superficie media en la zona de transición tiene relativamente alta permeabilidad comparada con la zona lacustre, por lo tanto es donde ocurre la mayor recarga de los acuíferos y también la ruta más importante de transporte de contaminantes en ellos. La liberación de contaminantes en la superficie de las zonas de transición podría migrar por sí misma o ser arrastrada por el agua infiltrada hacia el acuífero. La importancia de esto es que la mayoría de los pozos de suministro en la ciudad funcionan en o cerca de zonas de transición (Mazari et al., 1993). En particular, la zona sur de la ciudad es un área de recarga buena ya que el suelo es de basaltos fracturados. Sin embargo, esta área está muy urbanizada, y por lo tanto también es una de las principales fuentes de contaminación del agua subterránea debido a la ausencia de una red de alcantarillado, que no puede ser económicamente construido debido a la presencia de rocas volcánicas (Jiménez et al., 2004).

Recientemente Ramos y colaboradores realizaron estudios de vulnerabilidad en el agua subterránea de la Ciudad de México, los cuales indican la relativa facilidad con la que cargas de contaminantes pueden migrar a un acuífero bajo un determinado conjunto de criterios como el uso de la tierra, características de contaminantes y condiciones hidrogeológicas. En dicho trabajo se encontró que los valores de alta vulnerabilidad se concentran hacia las partes altas de la cuenca donde las rocas están expuestas, los valores intermedios se concentran en la zona de transición, mientras que los valores de vulnerabilidad baja se distribuyen a través del interior de la cuenca, en la ZMCM. En general, obtuvieron buenos valores de calidad del agua subterránea, con sólo unas pocas anomalías detectadas en las zonas con valores intermedios de vulnerabilidad donde existieron ciertas fuentes potenciales de contaminación. Las fuentes puntuales de contaminación que detectaron fueron el cementerio Tláhuac y fugas del drenaje principal en Iztapalapa (Ramos et al., 2010).

No obstante, la calidad del agua en la Ciudad de México es poco conocida pues no se hacen suficientes análisis en cada tipo de fuente de suministro, en particular ha sido publicada muy poca información sobre la calidad del agua subterránea, su significancia o las amenazas potenciales hacia ella (Jiménez, et al., 2004; Mazari et al., 1993). Además, una limitación importante al análisis de los problemas del agua de la ZMCM, o cualquier parte de México, radica en que el público tiene un acceso muy limitado a la información disponible en las instituciones y los datos oficiales son a menudo inconsistentes porque existen contradicciones de un año a otro, de un lugar a otro o incluso de la misma fuente (Tortajada, 2006).

Es por ello que en este trabajo se documenta la calidad fisicoquímica del agua subterránea de la zona Sur de la Ciudad de México. Si bien es importante conocer la calidad del agua de las fuentes externas de la ciudad, el analizar el agua subterránea es de vital importancia porque es el principal aporte para el abastecimiento de agua empleada por los habitantes del Distrito Federal. El interés de analizar el agua proveniente de la zona sur se debe a que como ya se expuso es donde principalmente ocurre la recarga del acuífero. En particular se analizó el agua proveniente de los pozos de las delegaciones

Tlalpan, Milpa Alta, Xochimilco y Tláhuac, que cuentan con grandes extensiones de suelos de conservación y en donde en los últimos años ha ocurrido un desarrollo urbano y rural que podría comprometer la calidad del agua subterránea. El área de estudio se dividió de acuerdo a la geología del suelo, en zona oriente cuyo suelo es predominantemente de andesitas basálticas y en zona poniente que es una zona de transición constituida mayoritariamente por depósitos aluviales y basaltos. De esta forma fue posible establecer si la calidad del agua se ve más afectada en la zona de transición.

Este proyecto se llevó a cabo en el Laboratorio de Química Analítica del Instituto de Geofísica de la UNAM, pues aunque en la Ciudad de México el control permanente de la calidad del agua forma parte de las funciones que incumben al organismo responsable del abastecimiento de agua, en este caso al DDF por medio de la DGCOH; la determinación de la calidad del agua por la UNAM fue parte de un estudio más amplio para evaluar los riesgos a que está expuesta la población del D.F. Uno de los propósitos de la vigilancia del agua potable es el control permanente y sistemático de su calidad para confirmar que el tratamiento y la distribución respondan a los objetivos y reglamentaciones establecidas. Es por eso que los resultados obtenidos se compararon con los límites establecidos en la NOM-127-SSA1-2000 y por la OMS. Es importante observar el cumplimiento de las normas nacionales vigentes en la materia ya que dan una pauta a seguir para la elaboración de los programas de vigilancia (DGCOH, DDF).

Como se ha señalado, algunos autores indican que en la ZMCM las fuentes potenciales de contaminación todavía no están ejerciendo un efecto directo sobre la calidad del agua, sin embargo es importante hacer un monitoreo continuo de la calidad del agua subterránea en el acuífero, principalmente en las zonas de recarga, ya que esto podría ser un indicador de fuentes potenciales de contaminación y permitirá remediar a tiempo el problema.

OBJETIVOS

Objetivo general

- Evaluar la calidad fisicoquímica del agua subterránea de la zona sur de la Ciudad de México.

Objetivos particulares

- Emplear métodos sencillos y que generen la menor cantidad posible de residuos para determinar las propiedades fisicoquímicas del agua.
- Determinar si los parámetros evaluados en el agua subterránea de la zona Sur de la ciudad de México cumplen con los límites establecidos en la NOM-127-SSA1-2000.
- Evaluar si la calidad fisicoquímica del agua de la zona Sur de la Ciudad de México se ve más afectada en una zona de transición.

HIPÓTESIS

Por el tipo de suelo de la zona de análisis y la composición mineral que naturalmente tienen las aguas subterráneas se esperan encontrar elementos químicos en cantidades que no ponen en riesgo la salud humana, ni comprometen las propiedades organolépticas del agua.

Debido a la mayor permeabilidad de la zona de transición, el agua que proviene de esta zona podría presentar mayores problemas de calidad fisicoquímica.

CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO

LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

La mayor parte de las aguas subterráneas se originan como agua meteórica, es decir, procedentes de precipitaciones en forma de lluvia o nieve. Si el agua de esta fuente no se pierde por evaporación, transpiración o escorrentía de los ríos, puede infiltrarse en la tierra. Las cantidades iniciales del agua proveniente de la precipitación sobre un terreno seco son retenidas muy fuertemente, formando una película en las superficies y en los microporos de las partículas del suelo en un cinturón de humedad del suelo. A niveles intermedios, las partículas del suelo se cubren con películas de agua, pero el aire todavía está presente en los grandes poros vacíos del suelo. La región en la que esta agua se mantiene se llama la zona insaturada o zona de aireación. A mayores profundidades, en presencia de cantidades adecuadas de agua, todos los vacíos se llenan para producir la zona de saturación, cuyo nivel superior es el nivel freático. Así puede definirse como agua subterránea el agua subsuperficial que aparece justo bajo el nivel freático en suelos y formaciones geológicas completamente saturadas. Debido a su tensión superficial, el agua es llevada ligeramente arriba del nivel freático por los poros de tamaño capilar en el suelo en la región llamada franja capilar (Manahan, 2007; Arizabalo et al., 1991).

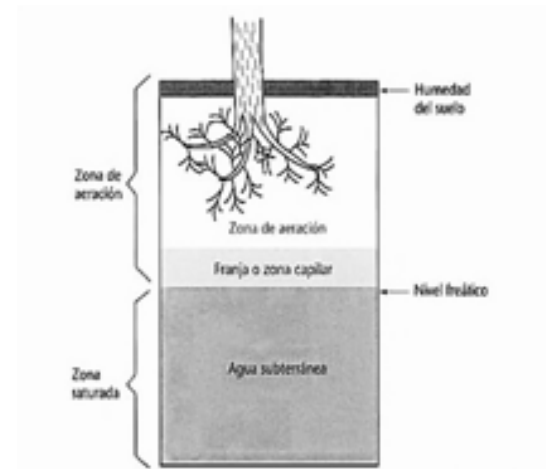


Figura 2.1. Algunos aspectos principales de la distribución del agua en el subsuelo. (Tomado de Manahan, 2007)

El flujo de las aguas subterráneas es una consideración importante para determinar la accesibilidad del agua para su uso. Dicho flujo está influenciado fuertemente por la permeabilidad de las rocas. Una roca porosa o muy fracturada es relativamente permeable, lo que significa que el agua puede migrar a través de los agujeros, fisuras y poros de la misma. A las formaciones geológicas que tienen la permeabilidad adecuada para extraer, almacenar y transmitir agua subterránea en cantidades significativas, se les denomina acuíferos (Prince 2003; Manahan, 2007).

Según los materiales litológicos que constituyen los acuíferos, estos pueden ser, acuíferos formados por depósitos no consolidados y consolidados. Los acuíferos no consolidados están constituidos por materiales como arenas, gravas o mezclas de ambas. Son los más importantes porque constituyen el 90% de los acuíferos en explotación en el mundo ya que son más fáciles de estudiar y de perforar. Tienen buena recarga, además su permeabilidad y porosidad son altas y por lo tanto proporcionan mayores caudales. Mientras que los acuíferos formados por depósitos consolidados están constituidos por rocas cuyo origen puede ser diverso: calizas y dolomitas (fisuradas y fracturadas), conglomerados o areniscas (disueltas y con algunas partes cementadas), rocas volcánicas alteradas y algunas rocas cristalinas (por ejemplo, granitos fracturados) (Muñoz C. et al., 2005).

El agua de los acuíferos se extrae mediante pozos. Si se perfora un pozo desde la superficie del suelo hacia abajo, y se penetra en la zona saturada, el agua fluirá del material saturado hacia la perforación, hasta alcanzar un nivel constante. Este estará cerca del nivel debajo del cual todos los poros están llenos de agua, es decir, del nivel freático. Conforme se va extrayendo el agua el nivel freático en la vecindad del pozo desciende, creando una zona de depresión. En casos severos el agua subterránea se agota fuertemente y los niveles de la superficie del terreno incluso pueden disminuir (Prince 2003; Manahan, 2007).

Las aguas subterráneas, aparte de los hielos polares, constituyen la mayor reserva de agua dulce continental. Presentan una amplia distribución territorial y son asequibles de forma relativamente fácil, económica y segura.

De ahí su relevante papel para la sociedad, además de sus importantes funciones medioambientales (Llamas et al. 2001). La rápida expansión de la explotación en las aguas subterráneas se produjo durante 1950-1975 en muchos países industrializados y en 1970-1990 en la mayor parte del mundo en desarrollo. No existen estadísticas completas sobre la extracción y uso, pero se estima que a nivel mundial las aguas subterráneas son al menos el 50% del abastecimiento actual de agua potable. En la agricultura el 20% del agua de riego proviene de aguas subterráneas, las cuales también abastecen el 40% del agua empleada en las industrias que no utilizan agua corriente (Llamas, 2004).

Gran parte del agua potable es derivada de aguas superficiales pero, particularmente en países desarrollados, las aguas subterráneas son preferidas frecuentemente porque necesitan menos tratamiento y tienen una mejor calidad bacteriológica. Pues las aguas subterráneas a diferencia de las aguas superficiales son menos vulnerables a la contaminación, debido a la profundidad a la que se encuentran. Aunque sería ingenuo imaginar que el agua subterránea es inmune a la contaminación, la cubierta natural del suelo y roca le proporcionan una protección considerable (Llamas, 2004).

Desde el punto de vista del abastecimiento, el agua subterránea tiene varias ventajas sobre el agua superficial. Un depósito superficial generalmente debe ser embalsado en algún momento, en algún lugar, aun cuando su capacidad total no sea necesaria por varios años. El agua subterránea puede extraerse a menudo donde y cuando se necesite por medio de pozos que se perforan y construyen en lugares deseados. La ventaja de los pozos es que tienen un costo menor y permiten un bombeo relativo de agua mayor que por ejemplo una presa (Prince et al., 2003).

Al contrario de los depósitos de agua superficial que ocupan áreas amplias, frecuentemente de gran valor para la agricultura, la presencia y utilización de aguas subterráneas no presenta conflictos por el uso de suelo bajo el cual se encuentra. Localizada en las profundidades debajo del suelo, no queda a la vista, está resguardada de los cambios de temperatura y protegida

de la evaporación que en un verano caliente puede causar pérdidas sustanciales de agua en presas y lagos (Manahan, 2007).

Sin embargo, la gran desventaja de las aguas subterráneas es que no están distribuidas uniformemente en la corteza terrestre. A pesar de que casi todas las rocas tienen poros y que en el nivel freático los poros están llenos de agua, las aguas subterráneas no están disponibles en cualquier lugar. Por lo tanto su uso como recurso está limitado cuando el agua está contenida en espacios porosos que son muy pequeños o en rocas que se encuentran en grandes profundidades. Así existen áreas grandes en el mundo en donde el agua subterránea no puede ser obtenida en cantidades suficientes para justificar el gasto de perforar y construir norias y pozos. Una limitante más es que parte de esta agua existe en un suelo permanentemente congelado en altas latitudes o es salada (Prince et al., 2003; Manahan, 2007).

CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Existen varias causas potenciales del deterioro de la calidad de un acuífero y/o las fuentes de agua subterránea. Los contaminantes pueden ser generados por procesos naturales y actividades antropogénicas. En la tabla 2.1 se resume la problemática de la calidad del agua subterránea.

Tabla 2.1. Clasificación de los problemas de calidad del agua subterránea.

Tipo de problema	Causa subyacente	Contaminantes de interés
CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO	Protección inadecuada de acuíferos vulnerables contra descargas y lixiviados proveniente de actividades urbanas/industriales e intensificación de cultivos agrícolas.	Patógenos, nitrato o amonio, cloruro, sulfato, boro, arsénico, metales pesados, carbono orgánico disuelto, hidrocarburos aromáticos y halogenados, algunos pesticidas.
CONTAMINACIÓN DE LA CABECERA DEL POZO	Construcción/diseño inadecuado del pozo que permite el ingreso directo de agua superficial o agua subterránea poco profunda contaminada.	Principalmente patógenos.
Intrusión salina	Agua subterránea salada (y a veces contaminada) inducida a fluir hacia acuíferos de agua dulce como resultado de una extracción excesiva.	Principalmente cloruro de sodio, pero puede incluir además contaminantes persistentes provenientes de la acción del hombre.
Contaminación que ocurre naturalmente	Relacionado con la evolución química del agua subterránea y la solución de minerales (puede estar agravado por la extracción excesiva).	Principalmente hierro y flúor solubles, a veces sulfato de magnesio, arsénico, manganeso, selenio y otras especies orgánicas.

Tomado de Foster et al, 2002.

A través de la circulación de agua dentro del ciclo hidrológico, los contaminantes sobre la superficie de la tierra se transfieren a través del suelo dentro del acuífero donde se daña el suministro de agua potable. Los acuíferos suelen tardar mucho tiempo en mostrar la contaminación, debido a una serie de factores como lenta circulación del agua subterránea y la capacidad de adsorción del terreno. Por lo general, los acuíferos presentan una notable capacidad depuradora. Sin embargo, una vez que se han contaminado las aguas subterráneas la regeneración de los acuíferos suele ser lenta (Llamas et al. 2001).

Las principales fuentes de contaminación de las aguas subterráneas son puntuales y difusas. Se denomina contaminación puntual, a aquella que es originada por un foco localizado, y que afecta con mayor intensidad a una zona limitada de su alrededor. Mientras que una fuente de contaminación difusa está muy extendida y los contaminantes pueden introducirse por diversos sitios y direcciones, es decir no existe un punto claro de ingreso en los cursos de agua que los reciben. La difusión se incrementa por el viento, la lluvia y la nieve a través de la circulación atmosférica y precipitación (Oangle, 1997; Egboka et al. 1989).

FUENTES DE CONTAMINACIÓN PUNTUAL

Las principales fuentes de contaminación puntual son desechos industriales, rellenos sanitarios, derrames de gases y líquidos (petróleo, productos químicos, etc.), minería, intrusión salina, etc. A través de la compleja interacción de diversos suelos, factores geológicos y eventos del ciclo hidrológico, los contaminantes llegan a los sistemas de aguas subterráneas (Llamas et al. 2001; Egboka et al. 1989). A continuación se describen algunos de los principales focos de contaminación puntual.

Residuos domésticos. Los contaminantes domésticos más comunes incluyen fosfatos y boro en detergentes para ropa, cobre y otros elementos con compuestos organometálicos en la basura, nitratos en orina y excretas; cobre, plomo, zinc y asbesto de las tuberías; níquel en los tubos de acero inoxidable, etc. (Llamas et al. 2001; Egboka et al. 1989).

En muchas partes del territorio nacional y principalmente en el medio rural, hoy en día las letrinas son el sistema más común que se utiliza para la disposición de las excretas, por no contar con un sistema de alcantarillado adecuado para este tipo de residuos, lo que ocasiona producción de agentes patógenos y nitratos que contaminan las aguas subterráneas (Perdomo *et al.*, 2001).

Actividades ganaderas. De los residuos de los animales proceden compuestos nitrogenados, fosfatos, potasio, cloruros y microorganismos. Normalmente no ocasionan problemas importantes, salvo en el caso de grandes instalaciones (Oangle, E.D., 1997). Debido a que el fósforo y el potasio son retenidos por la capa de suelo y por tanto no llegan a la capa freática los principales contaminantes de los desechos del ganado son compuestos nitrogenados y los microorganismos. Enormes cantidades de residuos (estiércol), se hacinan en complejos industriales agrícolas cuyas aguas residuales al infiltrarse pueden disminuir la calidad de las aguas subterráneas (Egboka et al. 1989).

Rellenos sanitarios y vertederos de basura. Todos los desechos sólidos que genera la población son depositados sobre el suelo o excavaciones de éste, llamadas rellenos sanitarios. En estos depósitos, los desechos sólidos se reducen por compactación y después son cubiertos por tierra. Sin embargo en muchos países la mayoría de los rellenos sanitarios son abiertos ya que es la manera más barata de operarlos. El efecto que esto produce en el agua subterránea es que cuando llueve o cae nieve sobre estos depósitos, se infiltran hacia el suelo un gran número de contaminantes. El líquido que se deriva de este proceso es conocido como lixiviado. El proceso de lixiviación se acompaña de reacciones químicas que tienden a consumir todo el oxígeno disponible, mientras se liberan dióxido de carbono, metano, amonio, bicarbonato, cloruros, sulfatos y metales pesados. Los lixivios también contienen muchos contaminantes orgánicos (Egboka et al. 1989; Arizabalo et al., 1991).

Actividades industriales. Algunas industrias eliminan deficientemente sus residuos en cauces, zanjas, cuevas o fosas sépticas. Son especialmente

nocivas e insalubres las contaminaciones con metales pesados procedentes de la industria metalúrgica, ya que los sulfuros (generalmente de pirita, galena y esfalerita) en los vertederos mineros son susceptibles a producir aguas ácidas que pueden ser lixiviados en diferentes volúmenes y cantidades. Las aguas ácidas de las minas contienen también trazas de metales que se abren camino en los sistemas de flujo de agua subterránea (Oangle, E.D., 1997; Egboka et al. 1989; Llamas et al. 2001).

Respecto a la industria nuclear, los desechos radiactivos que se generan en la minería y molienda de los minerales radiactivos dan lugar a la producción de grandes volúmenes de residuos de rocas. Los procesos de refinado del mineral generan subproductos sólidos y semisólidos con pequeñas concentraciones de diversos isótopos, de los que el más preocupante es el ^{226}Ra (Oangle, E.D., 1997).

Pozos mal contruidos o abandonados. Son peligrosos los pozos que ponen en comunicación varios acuíferos, los pozos con entubaciones rotas o corroídas en niveles con aguas de mala calidad, y aquellos que permiten la fácil entrada de aguas superficiales. Por otra parte, la eliminación de los residuos líquidos de origen industrial por inyección en la profundidad de la tierra es una práctica altamente aceptada. A pesar de que los pozos profundos de desechos de líquido pretenden minimizar el problema de la contaminación en la superficie, el potencial de contaminación de los acuíferos es evidente (Llamas et al. 2001; Egboka et al. 1989).

FUENTES DE CONTAMINACIÓN DIFUSA

Las principales fuentes de este tipo de contaminación en aguas subterráneas son la lluvia ácida-alkalina, las inundaciones, la erosión, los fertilizantes y los desechos generados por la agricultura, intrusiones marinas, volcanes, etc. (Llamas et al. 2001; Egboka et al. 1989). A continuación se describen algunas de ellas.

Contaminación agrícola. El uso de pesticidas, herbicidas, fertilizantes y otros materiales para aumentar el rendimiento agrícola tiene efectos negativos sobre la calidad del agua subterránea. Los fertilizantes agrícolas aportan

nitrógeno, fósforo y potasio. La contaminación producida es debida principalmente al aporte de nitratos. La aplicación excesiva e incorrecta de fertilizantes y las prácticas de riego poco eficientes, favorecen el lavado de nitratos y su incorporación al acuífero. (Llamas et al. 2001; Egboka et al. 1989)

El uranio y el flúor en los abonos fosfatados son solubles bajo la mayoría de las condiciones y eventualmente pueden infiltrarse en las aguas subterráneas. El uso de cal para la producción de abono puede dar lugar a la contaminación con plomo y zinc, porque algunos depósitos de piedra caliza pueden contener cantidades apreciables de minerales que contienen estos metales (Ongley, 1997).

Los plaguicidas agrícolas son compuestos de notable resistencia a la degradación, en especial los más antiguos. Además, la descomposición de dichos productos puede dar lugar a una serie de residuos, no siempre conocidos, en ocasiones más tóxicos que los plaguicidas originales (Egboka et al. 1983).

Intrusión salina. La intrusión salina es la entrada de agua salada en una zona de un acuífero ocupada anteriormente por agua dulce. Este proceso, por lo general se produce en regiones costeras pero también puede darse en zonas interiores donde existan acuíferos que contengan agua salina y agua dulce. La intrusión casi siempre viene provocada por las modificaciones introducidas por el hombre en el funcionamiento de los acuíferos. Por ejemplo al alterar el régimen de flujo como consecuencia de un bombeo excesivo, o a veces, simplemente por la ubicación inadecuada de esas captaciones, puede provocar la entrada de agua salada en el acuífero. (Llamas et al. 2001; Egboka et al. 1989).

CONTAMINACIÓN BIOLÓGICA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

Los contaminantes biológicos de las aguas subterráneas son microorganismos disueltos que se filtran en las aguas subterráneas de la superficie contaminada. Pueden contribuir a la contaminación produciendo biomasa no deseada o generando metabolitos tóxicos. Por lo general, la mayoría de los microorganismos patógenos en el agua entran como resultado de la contaminación fecal, la cual suele ser demostrada por la detección de

bacterias específicas que están presentes en los intestinos. Las bacterias no patógenas más importantes en la contaminación de las aguas superficiales y aguas subterráneas incluyen a las bacterias que son sulfato reductoras y las bacterias que obtienen energía para su metabolismo por medio de oxidación de iones hierro y manganeso (Egboka et al. 1989).

CONTAMINACIÓN DEBIDA A FUENTES NATURALES

Las reacciones del agua de lluvia en el suelo durante la infiltración proporcionan a las aguas subterráneas su composición mineral esencial. El agua toma el dióxido de carbono y el ácido débil resultante disuelve minerales solubles (Foster et al., 2006). Los procesos naturales geológicos, son los principales contribuyentes a la contaminación de las aguas subterráneas. Las rocas de la corteza terrestre son las que mayoritariamente aportan metales, provenientes en su mayoría de minerales. Otras fuentes naturales de contaminación son el desgaste fisicoquímico, la remoción de masa, la erosión, inundaciones y nevadas. Una gran cantidad de contaminantes son liberados de estas fuentes, pero es muy difícil de cuantificar y controlar la liberación por procesos naturales (Egboka et al. 1989).

CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

El agua potable es aquella que reúne ciertas características de pureza química, física y microbiológica, que la hacen apta para ser consumida por seres humanos. Debe estar prácticamente libre de contaminantes tóxicos y de microorganismos patógenos, y debe ser transparente y carente de colores, olores y sabores extraños. Debe tener un bajo contenido de materia orgánica disuelta, porque de otra manera se favorecería la descomposición de ésta en el líquido, con proliferación de microorganismos y aparición de olores desagradables (Ezcurra, 1996).

Son nueve los principales componentes químicos de las aguas subterráneas (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , SiO_2) que constituyen el 99% del contenido de solutos. El resto de los elementos presentes en las aguas subterráneas se denominan elementos traza (Foster et al., 2006).

Tabla 2.2. Constituyentes disueltos en agua subterránea y su efecto en la salud humana.

Elementos traza ($\mu\text{g/l}$)				Elementos mayores (mg/l)		
0.1-1	1-10	10-100	100-1000	1-10	10-100	>100
V	Li	P	Sr	Mg	Na	HCO ₃
Se*	Ba	B	F	K	Ca	
As	Cu	Br		Si	SO ₄	
Cd	Mn	Fe			Cl	
Co	U	Zn			NO ₃	
Ni	I*					
Cr						
Pb						
Al						

*Probablemente esencial para humanos

Tomado de Foster et al., 2006

El abastecimiento de agua para uso y consumo humano con calidad adecuada es fundamental para prevenir y evitar la transmisión de enfermedades gastrointestinales y otras, para lo cual se requiere establecer límites permisibles en cuanto a sus características microbiológicas, físicas, organolépticas, químicas y radiactivas. A lo largo de la historia, la calidad del agua potable ha sido un factor determinante del bienestar humano. Actualmente, el agua insalubre contaminada por fuentes naturales o humanas sigue causando grandes problemas a las personas que se ven obligadas a usarla. Aunque todavía hay epidemias ocasionales de enfermedades causadas por agentes infecciosos transportados en el agua potable, están en general, bien controladas. Es por eso que en la actualidad la mayor preocupación sobre la seguridad del agua es la presencia potencial de contaminantes químicos. Éstos pueden incluir productos químicos orgánicos e inorgánicos y metales pesados, procedentes de fuentes industriales y agrícolas (Manahan, 2007)

El número de contaminantes químicos y el grado de contaminación química de las aguas subterráneas dependen de la geología, edafología y la composición mineral del suelo y roca por donde el agua fluye antes de llegar a los acuíferos, así como los contaminantes en el agua que recarga las aguas subterráneas. El tipo de actividades físicas, económicas, agrícolas y sociales de las personas que viven en una zona de recarga de agua subterránea puede afectar la calidad de sus aguas (Egboka et al. 1989).

Con el fin de asegurar y preservar la calidad del agua en los sistemas, hasta la entrega al consumidor, se debe realizar un monitoreo, para analizar los contaminantes químicos antes de que el agua se distribuya y se suministre a

los hogares (Manahan, 2007; Egboka et al. 1989). Para evaluar la calidad fisicoquímica del agua es necesario determinar propiedades como la temperatura, pH, conductividad, potencial de óxido reducción (ORP) y medir la cantidad de cationes y aniones disueltos.

La temperatura es un parámetro que se debe determinar debido a que afecta la solubilidad de los minerales en las aguas subterráneas. Así las aguas subterráneas profundas al tener una mayor temperatura poseen más elementos químicos disueltos, en contraste con las aguas subterráneas en unidades acuíferas que afloran en regiones templadas y húmedas que tienden a contener pocos sólidos totales (Egboka et al. 1989). Medir la conductividad permite establecer el grado de mineralización del agua para determinar el efecto de la concentración total de iones (APHA-AWWA-WPCF, 1992). Mediante el valor del ORP es posible estimar la capacidad reductora y oxidante del agua y también controlar el tratamiento de las aguas en las instalaciones de purificación. Valores bajos de ORP en agua para uso doméstico y aguas residuales industriales indican la presencia de agentes reductores (amoníaco, nitritos, sustancias orgánicas susceptibles de ser oxidadas, etc), mientras que valores altos de ORP indican la presencia de agentes oxidantes, por ejemplo Cr (VI), Mn (VII), oxígeno, cloro gaseoso o productos de su hidrólisis (Goncharuk, et al., 2009). En cuanto al pH, es un parámetro regulado por límites máximos permisibles en descargas de aguas residuales al alcantarillado, también es un parámetro de calidad del agua para usos y actividades agrícolas, para contacto primario y para el consumo humano (NMX-AA-008-SCFI-2000).

La mayoría de las aguas subterráneas pueden contener muchos de los principales elementos inorgánicos dentro de los estándares, como el óxido de hierro (Fe_2O_3), manganeso (Mn), calcio (Ca), magnesio (Mg) y aluminio (Al). Algunos de los elementos encontrados en el agua son reconocidos como nutrientes requeridos para la vida de plantas y animales (Manahan, 2007). Por ejemplo el zinc es un elemento esencial y beneficioso para el crecimiento humano, sin embargo, concentraciones por encima de 5 mg/L pueden causar un gusto astringente amargo. (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

El exceso de dureza en el agua afecta el sabor y el consumo de jabón, este parámetro se determina mediante la suma de concentraciones de magnesio y calcio, ya que son los iones que preferentemente precipitan el jabón. Otros cationes polivalentes también pueden hacerlo, pero estos suelen estar presentes en formas complejas, frecuentemente con componentes orgánicos y su influencia en la dureza puede ser mínima y difícil de determinar (Egboka et al, 1989; APHA-AWWA-WPCF, 1992).

El ión cloruro es uno de los iones inorgánicos que se encuentran en mayor cantidad en aguas naturales. En agua potable, el sabor salado producido por la concentración de cloruros es variable. En algunas aguas conteniendo 25 mg/L se puede detectar el sabor salado si el catión es sodio. Por otra parte, éste puede estar ausente en aguas conteniendo hasta 1 mg/L cuando los cationes que predominan son calcio y magnesio. Un alto contenido de cloruros puede dañar estructuras metálicas y evitar el crecimiento de las plantas. Las altas concentraciones de cloruro en aguas residuales, cuando éstas son utilizadas para el riego en campos agrícolas deteriora, en forma importante la calidad del suelo (NMX-AA-073-SCFI-2001).

Los iones fluoruro se encuentran en forma natural en el agua y también puede formar complejos con silicio, aluminio y boro debido al uso de compuestos fluorados por la industria. La mayoría de las aguas no contienen más allá de 0.3 mg/L de fluoruros, excepto cuando se contaminan con desechos industriales o aguas negras, sobre todo si provienen de industrias del acero, aluminio, fertilizantes, de la elaboración de esmaltes y vidrios, en la fabricación de gomas y almidones adhesivos así como del pretratamiento de cueros y pieles (NMX-AA-077-SCFI-2001).

Los nitratos comúnmente se derivan del suelo, por la fijación de nitrógeno atmosférico, por las plantas leguminosas o por oxidación bacteriana de materia orgánica. Son muy solubles, es por ello que llegan a contaminar el suelo y a las aguas subterráneas. Las aguas residuales y fertilizantes pueden aumentar los niveles de nitrato en algunos acuíferos. Por otra parte los iones sulfato se producen comúnmente por la disolución de minerales de sulfato abundantes en muchos acuíferos y debido a la oxidación de sulfuros metálicos

que están presentes en cantidades pequeñas en muchas rocas. Los minerales con sulfatos como el yeso y la anhidrita son bastante solubles (APHA-AWWA-WPCF, 1992; OMS, 2006).

Los metales pesados están entre los más dañinos de los contaminantes elementales y son de particular interés debido a su toxicidad para los humanos. La mayoría de ellos tienen una marcada afinidad por el azufre evitando la función de las enzimas y formando enlaces entre ellas a través de sus grupos con azufre. El ácido carboxílico de las proteínas y los grupos amino también se enlazan químicamente con los metales pesados. Los iones cadmio, cobre, plomo y mercurio se unen a las membranas celulares, impidiendo los procesos de transporte a través de la pared celular.

Las fuentes de contaminación de plomo son industriales y mineras. La gasolina con plomo fue una importante fuente atmosférica y terrestre de este metal y gran parte ha entrado eventualmente en los sistemas de aguas naturales. Además de las fuentes contaminantes, la caliza portadora de plomo y la galena (PbS) liberan este metal a las aguas naturales en algunos lugares (Manahan, 2007).

El hierro y el manganeso confieren al agua un sabor amargo y un color rojizo o marrón. El agua que contiene estos elementos en altas concentraciones no es apta para lavar, porque ocasiona manchas en la ropa y en la porcelana. Los efectos en el olor y sabor que provocan altas concentraciones de manganeso en el agua, derivan los bajos límites de este elemento impuestos más que de consideraciones toxicológicas. Sin embargo el manganeso soluble puede presentar un peligro para la salud cuando se ingiere por largos periodos (APHA-AWWA-WPCF, 1992; Foster et al., 2006).

Algunos de los metaloides son contaminantes importantes del agua. El arsénico, el selenio y el antimonio son de interés en particular, sin embargo el metaloide más importante como contaminante del agua es el arsénico. Este elemento provoca envenenamiento agudo a partir de la ingestión de 100 mg, además pueden producirse envenenamientos crónicos por su acumulación en el cuerpo por repetidos niveles bajos de ingesta. Hay evidencias de que este elemento también es cancerígeno. La concentración de arsénico en aguas

potables rara vez excede los 10 mg/L, aunque han sido registrados valores del orden de los 100 mg/L o más que pueden proceder tanto de fuentes naturales como debidas a la actividad humana (APHA-AWWA-WPCF, 1992, Armienta et al, 2009).

El arsénico se encuentra en la corteza de la Tierra en un nivel medio de 2-5 ppm. La combustión de combustibles fósiles, particularmente del carbón, introducen grandes cantidades de arsénico en el medio ambiente, gran parte del cual alcanza aguas naturales. El arsénico aparece junto a los minerales de fosfato y entra en el ambiente junto con algunos compuestos de fósforo. Algunos plaguicidas que se usaban anteriormente, contienen compuestos de arsénico muy tóxicos. Otra fuente importante de arsénico son los jales de las minas y es un subproducto de la refinación de cobre, oro y plomo. (Manahan, 2007; APHA-AWWA-WPCF, 1992).

EL AGUA DE LA CIUDAD DE MÉXICO

La Ciudad de México, con una extensión territorial de 1 504 km², es una de las ciudades más sobrepobladas del mundo. Actualmente cuenta con poco más de 8.72 millones de habitantes, lo que acarrea una gran demanda de agua y por ello 67% de la disponibilidad total se destina al uso doméstico (Álvarez et al., 2009)

El agua que se utiliza en el D.F. proviene de tres fuentes: 71% de aguas subterráneas, 26.5% del Río Lerma y Cutzamala y 2.5% del Río Magdalena, de esta forma la principal fuente de abastecimiento la constituyen los mantos acuíferos (Guerrero et al., 2009). El agua subterránea se explota por medio de pozos profundos ubicados dentro del valle de México que a su vez se localizan en la porción suroccidental de la Cuenca de México (Cardona et al., 1995).

El déficit hidráulico en la Ciudad de México ha inducido la sobreexplotación de los acuíferos, lo cual es resultado de un mayor volumen de extracción de agua del subsuelo con respecto a la cantidad que se infiltra. Anualmente el acuífero se recarga con cerca de 700 millones de metros cúbicos, pero son extraídos 1 300 millones, es decir por cada litro de agua de recarga se extrae casi el doble (National Research Council, 1995).

Las delegaciones en donde existe la mayor población que no cuenta con el servicio de agua potable son Tlaquepán, Iztapalapa y Xochimilco; otras delegaciones afectadas en menor grado son Milpa Alta, Gustavo A. Madero, Magdalena Contreras, Álvaro Obregón, Tláhuac y Cuajimalpa. Además, en algunas colonias que conforman estas delegaciones y que cuentan con dicho servicio disponen de agua de manera intermitente, es decir por tandeos (Guerrero et al., 2009).

LA CUENCA DEL VALLE DE MÉXICO

La cuenca de México es una unidad hidrológica cerrada (aunque actualmente drenada en forma artificial) de aproximadamente 7 000 km². Se encuentra entre las montañas del Eje Volcánico Central, entre los meridianos 98°5' y 99°30' y los paralelos 19°00' y 20°15'. Es un territorio rodeado de montañas cuya parte más plana, conocida como Valle de México estuvo ocupada por un sistema de ríos y lagos. Su área aproximada es de 9 600 Km² integrando a su territorio parte del Distrito Federal (15.7% del área total de la cuenca), el Estado de México (48%), Hidalgo (26.5%), Tlaxcala (8.8%) y Puebla (1%) (Ezcurra, 1996; Delgadillo, 1993; Izazola, 2001).



Figura 2.2. Ubicación geográfica de la cuenca del valle de México.
Tomado de Álvarez et al., 2009

El acuífero de la Ciudad de México se encuentra al sur de la cuenca de México. Una cuarta parte del acuífero está cubierta por capas gruesas de arcilla de muy baja permeabilidad que lo protegen de la contaminación antropogénica, pero las zonas de recarga, especialmente las de transición y de montañas son las más susceptibles a este tipo de contaminación. Anteriormente, en el fondo de la cuenca donde ahora se asienta la Ciudad de México, se encontraba un sistema de lagos que cubría una superficie de 1 500 Km². Los principales lagos eran: Texcoco, Zumpango, Chalco, Xochimilco y Xaltocan. Actualmente solo quedan cerca de 50 Km² de remanentes de los cuatro primeros lagos mencionados (Izazola, 2001).

El aprovechamiento del agua de lluvia es muy bajo. Debido al clima semiárido de la cuenca y a que el suelo urbano obstaculiza las filtraciones, el 72% de la lluvia se pierde en el proceso de evapotranspiración, otro 17% sale por el drenaje, solo el 11% se capta y va al subsuelo a recargar el manto acuífero (Álvarez et al., 2009). La mayor parte del agua de lluvia que cae anualmente en la región se concentra en unas cuantas tormentas intensas, las cuales se presentan por lo regular de junio a septiembre; durante el resto del año las precipitaciones pluviales suelen ser escasas o nulas (National Research Council, 1995).

La explotación del agua subterránea de la Ciudad de México se inició en el siglo XIX, debido a la paulatina desecación de los lagos originales, la disminución del agua de manantial, la contaminación de los ríos de la ciudad y la creciente escasez de agua que existía en ese momento. En 1847 se perforó el primer pozo en el centro de la ciudad con una profundidad de 40 metros, y se extrajo agua de excelente calidad. Antes de 1940, el agua provenía principalmente de los manantiales de Xochimilco pero entre 1940 y 1944 se inició la explotación intensiva del acuífero con la perforación de 75 pozos profundos. Debido al creciente hundimiento de la ciudad en la década de los cincuenta se decretó la suspensión de la explotación del acuífero, y solamente se permitió realizar perforaciones en el sur del valle, en Xochimilco, Chalco y Zumpango (Izazola, 2001).

En 1983 comenzó el muestreo sistemático de los niveles de agua en el acuífero. Desde entonces, el promedio anual de descenso del agua subterránea va de 0.1 a 1.5 metros por año en las diferentes zonas de la ZMCM (National Research Council, 1995). La recarga del acuífero tiende a disminuir con el crecimiento de la ciudad. Al aumentar la mancha urbana, aumentan las superficies cubiertas por asfalto, concreto y edificaciones que son impermeables a la infiltración del agua. Cuando llueve sobre la ciudad, el agua que cae sobre estas superficies es enviada directamente a la red de drenaje, y no tiene posibilidades de ser incorporada al acuífero por medio de la infiltración a través del suelo. La tala de los bosques en la periferia de la ciudad tiene también un efecto negativo sobre la recarga. Mientras que el suelo orgánico del bosque es poroso, permeable, y tiene una alta capacidad de retención del agua, los suelos pisoteados y compactos de las zonas taladas son menos permeables y tienen una baja capacidad de acumular o infiltrar el agua (Ezcurra, 1996).

Una de las principales consecuencias del déficit entre bombeo y recarga del acuífero de la cuenca de México son los hundimientos diferenciales del subsuelo. La problemática de los hundimientos tiene implicaciones ambientales y económicas, ya que tanto la infraestructura urbana como las capas de arcilla que recubren el valle se encuentran en grave riesgo de sufrir fisuras (Izazola, 2001).

El agua que produce la cuenca de México no proviene toda de pozos. Una cantidad pequeña del total usado por la ciudad (aproximadamente 1 m³/s) proviene de manantiales superficiales regulados, ubicados en las laderas boscosas que rodean la cuenca. Sin embargo en la Ciudad de México se han detectado fracturas de arcillas, lo que puede propiciar la contaminación del acuífero proveniente de aguas superficiales (Izazola, 2001).

La alta presión sobre el recurso hídrico y los hundimientos provocados por la sobreexplotación del manto acuífero, han creado la necesidad de importar agua desde fuentes externas a la Cuenca del Valle de México, como los Sistemas Lerma y Cutzamala (Álvarez et al., 2009)

FUENTES EXTERNAS DE AGUA DE LA CIUDAD DE MÉXICO

El abastecimiento del agua potable siempre fue un problema para los pobladores de la ciudad. A principios del siglo XV se dependía de manantiales alejados de la Gran Tenochtitlán; Chapultepec y Coyoacán. Posteriormente comenzó la dependencia de manantiales de Santa Fe. Un siglo después éste sufrió severos daños, por lo que se construyeron nuevos acueductos provenientes de Tlalpan, San Ángel y Guadalupe. Hacia finales de 1878 el agua potable resultó de nuevo insuficiente para la población y se recurrió a los manantiales del Desierto de los Leones (Izazola, 2001).

En 1905 inició la construcción de un nuevo acueducto para conducir el agua proveniente de los manantiales de La Noria en Xochimilco. Esta obra sustituyó el abasto de los manantiales de Chapultepec y Desierto de los Leones. En 1937, la ciudad enfrentaba de nuevo escasez de agua y se procedió a la perforación de 18 pozos profundos. Esto generó el hundimiento del terreno, provocado por la sobreexplotación de las aguas subterráneas. Por ello se decidió recurrir a la importación de líquido, en magnitudes importantes, de cuencas externas. Se eligió el acuífero del río Lerma, en el Valle de Toluca, pues por gravedad podría abastecer el agua a toda la ciudad (Izazola, 2001).

En 1941 se iniciaron obras para conducir el agua desde los pozos de la cuenca Lerma a través de un acueducto de 15 km sobre la sierra de Las Cruces, a más de 3 000 metros sobre el nivel del mar. Los pozos de la cuenca alta del río Lerma proveen al valle de México unos 5 m³/s de caudal medio, aunque en algunos años la extracción de la cuenca del Lerma llegó a cerca de 10 m³/s, lo que provocó efectos adversos a la misma, de ahí que se buscaran fuentes alternativas de abastecimiento (Ezcurra, 1996; Izazola, 2001).

Se determinó que la cuenca del río Cutzamala, en el Estado de México, era la más idónea, dada la calidad y cantidad de agua con la que contaba, a pesar de que se localiza a 126 km de la Ciudad de México y que es necesario bombearla a más de 1 200 m. El sistema Cutzamala empezó a funcionar en 1982 y actualmente proporciona cerca de la cuarta parte del abastecimiento total del agua de la ciudad, por lo tanto es la principal fuente superficial de agua que surte al D.F. Este sistema que nace en el Río Cutzamala en Michoacán

acarrea el agua de lluvia captada a través de siete presas y es bombeada por seis plantas que la elevan lo suficiente para que llegue hasta el D.F. (Izazola, 2001; Álvarez et al., 2009).

A pesar de no ser el mayor surtidor de agua para la ciudad, el Sistema Cutzamala es fundamental, en especial para algunas zonas de las delegaciones Benito Juárez, Cuauhtémoc, Iztapalapa, Cuajimalpa, Álvaro Obregón, Tlalpan, Azcapotzalco y Miguel Hidalgo, que dependen casi totalmente de él. También trece municipios del Estado de México tienen como principal fuente de abasto al sistema, que en total beneficia a 5 millones de personas (Álvarez et al., 2009).

Tanto las aguas del Lerma como las del Cutzamala penetran a la cuenca de México por medio del túnel de Atarasquillo, una impresionante obra de ingeniería que atraviesa la Sierra de las Cruces y tiene 14 km de largo y 3.2 m de diámetro. La distribución de agua de los sistemas Lerma y Cutzamala, por la ZMCM, empieza por dos acueductos subterráneos llamados Macrocircuito y Acuaférico, con una longitud de 120 Km en conjunto. Los dos nacen de Huixquilucan, Estado de México, el Macrocircuito sigue por esa entidad, mientras que el Acuaférico entra al D.F. (Ezcurra, 1996; Álvarez et al., 2009).

LA RED DE POZOS

Para su suministro, el D.F. cuenta con un sistema de 976 pozos; 395 de ellos pertenecen al sistema Lerma. El abasto domiciliario opera regularmente a partir de 655 de estos pozos, ubicados en su mayoría dentro del D.F. Varios del Lerma se utilizan exclusivamente para riego, otros para abastecer a los pueblos cercanos al Sistema, y otros más para hacer entregas en el camino del agua hasta el D.F., cumpliendo compromisos adquiridos por el gobierno local como condición para la explotación del recurso.

Para determinar la ubicación de los pozos en la ciudad, hay varios factores que deben tomarse en cuenta, como el tipo de subsuelo de cada región. Otro factor es la calidad del líquido extraído pues, aunque en general las aguas del subsuelo son muy puras, las del oriente de la ciudad no tienen la misma calidad que las que se extraen en el sur de la ciudad.

Una vez que el agua ha sido recibida desde las fuentes externas e internas, empieza el proceso de su distribución por un extendido sistema de tuberías que, en conjunto, tiene 17,348 km de longitud. Este sistema está compuesto por la red primaria que recibe el agua de los pozos y acueductos, la lleva hasta los tanques de almacenamiento distribuidos en diferentes puntos de la ciudad y, de ahí, hasta las tuberías de la red secundaria o municipal que hace la entrega final del líquido (Ezcurrea, 1996).

Para distribuir el agua que se extrae del subsuelo a través de pozos, y para poder elevar el líquido hacia las partes más altas de la ciudad donde la distribución no puede funcionar por gravedad, la red primaria cuenta con 267 estaciones de bombeo. Estas elevan o dirigen el agua hacia los puntos de suministro más convenientes a las necesidades de distribución; pueden estar conectadas a los acueductos, a la red primaria o a la secundaria (Álvarez et al., 2009).

MÉTODOS DE ANÁLISIS

MÉTODOS ESPECTROMÉTRICOS

Los métodos espectrométricos se basan en la espectroscopía atómica y molecular. La espectroscopía es un término general para la ciencia que trata de distintas interacciones de la radiación con la materia. Las interacciones de interés se producen entre la materia y distintas formas de energía como la de la radiación electromagnética, las ondas acústicas, los haces de partículas como iones o electrones.

La espectrometría y los métodos espectrométricos hacen referencia a la medida de la intensidad de la radiación electromagnética mediante un detector fotoeléctrico o con otro tipo de dispositivo electrónico. Los métodos espectrométricos más ampliamente utilizados son los relacionados con la radiación electromagnética, que es un tipo de energía que toma varias formas de las cuales las más fácilmente reconocibles son la luz y el calor radiante (Skoog et al., 2000; Rubinson et al., 2001).

La luz se puede considerar como una onda. Se caracteriza como una oscilación eléctrica sinusoidal y campos magnéticos. Para una onda que se

mueve en el vacío, su velocidad (c), su longitud de onda (λ) y su frecuencia (ν) están relacionadas mediante la ecuación: $c=\lambda\nu$.

Cuando la luz interacciona con átomos y moléculas, tiene naturaleza de partículas de energía, fotones. Por lo tanto, la frecuencia (ν) de la radiación electromagnética es proporcional a la energía del fotón (E). Esto se relaciona con la constante de proporcionalidad de Planck (h), mediante la ecuación: $E=h\nu$.

La energía del fotón también se relaciona con las longitudes de onda de la luz, mediante la ecuación: $E=hc/\lambda$. Por lo tanto la energía de la luz y la longitud de onda son inversamente proporcionales (Rubinson et al. 2001).

La radiación electromagnética no necesita un medio de apoyo para transmitirse y por lo tanto se propaga fácilmente a través del vacío. El espectro electromagnético abarca un intervalo enorme de longitud de onda, así como de frecuencias y de energías, es por ello que el intervalo es tan grande que se necesita una escala logarítmica. La figura 2.5 muestra el espectro electromagnético y describe las principales regiones espectrales en base a los métodos que se precisan para generar y detectar el efecto de la radiación en la materia (Skoog et al., 2000).

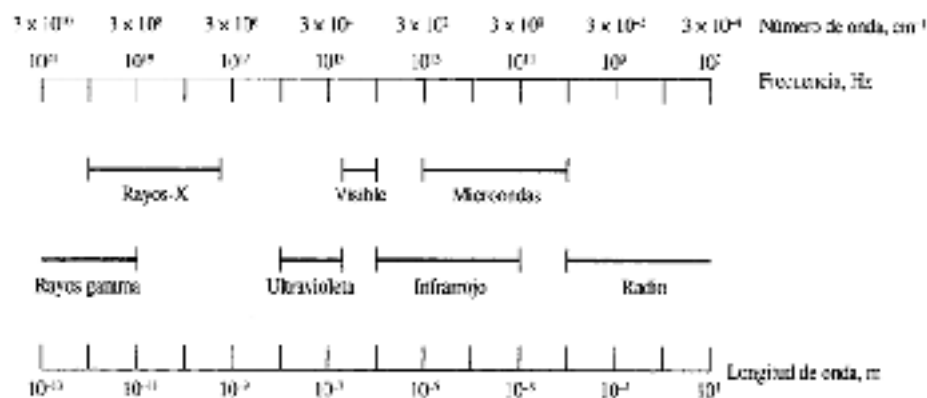


Figura 2.3. Regiones del espectro electromagnético. (Tomado de Skoog et al., 2000)

Los métodos espectrométricos que utilizan la radiación visible y las radiaciones ultravioleta e infrarroja se denominan con frecuencia métodos

ópticos a pesar de que el ojo humano no es sensible a los dos últimos tipos de radiación. Esta terminología surge de las características comunes de los instrumentos utilizados para las tres regiones espectrales y de las similitudes que se observan en las interacciones de los tres tipos de radiación con la materia (Skoog et al., 2000).

Cuando un material específico absorbe energía de la radiación, absorbe únicamente ciertas longitudes de onda. De manera similar cuando un átomo o molécula emite radiación, sólo lo hace a sus longitudes de onda características. Por lo tanto, las longitudes de onda absorbidas y emitidas dependen de la identidad del compuesto. Estas longitudes de onda permanecen iguales pese a la cantidad de analito presente. Sin embargo, la cantidad de radiación absorbida o emitida depende de la concentración del compuesto presente en el paso óptico.

La cantidad de radiación absorbida por una muestra es proporcional a la concentración de las especies absorbentes en la muestra, por lo tanto existe una relación lineal entre absorbancia y concentración, de acuerdo a ley de Lambert y Beer. Dicha ley se expresa mediante la ecuación $A = \epsilon lc$, donde A es la absorbancia medida, ϵ es el coeficiente de absorción molar, l es la longitud del camino óptico es decir la distancia que atraviesa la luz dentro de la muestra y c la concentración de la sustancia absorbente. Para cada analito absorbente y longitud de onda ϵ es una constante y es una propiedad molecular fundamental asociada a un solvente dado, a una temperatura y presión particular (Skoog et al., 2000; Armienta et al., 2009).

ESPECTROSCOPIA DE ABSORCIÓN ATÓMICA CON FLAMA

Las técnicas espectroscópicas atómicas consisten en transformar la muestra en átomos en estado de vapor (atomización) y medir la radiación electromagnética absorbida por dichos átomos. La absorción atómica es el proceso que ocurre cuando átomos de un elemento en estado fundamental absorben energía radiante a una longitud de onda específica. Un espectro de absorción atómica consta preferentemente de líneas espectrales, que se producen como consecuencia de transiciones del estado fundamental a niveles superiores. La cantidad de radiación absorbida aumenta al hacerlo el número

de átomos del elemento presentes en el camino óptico, utilizándose esto con fines analíticos cuantitativos (Skoog et al., 2000).

La espectroscopía de absorción atómica con flama es una técnica ampliamente utilizada para determinar elementos metálicos y metaloides. Acoplado un instrumento de absorción atómica a un horno de grafito y a un generador de hidruros se alcanzan límites de detección de ppb.

El método involucra fundamentalmente dos procesos: la atomización de la muestra y la absorción de radiación proveniente de una fuente por los átomos libres. La muestra se aspira en forma líquida a través de un tubo capilar y es conducida a un nebulizador donde se desintegra y forma un rocío o pequeñas gotas de líquido. Las gotas formadas son conducidas a una flama, donde se produce una serie de eventos que originan la formación de átomos. Estos átomos absorben cualitativamente la radiación emitida por la lámpara y la cantidad de radiación absorbida está en función de su concentración (Rocha, 2000; Skoog et al., 2000).

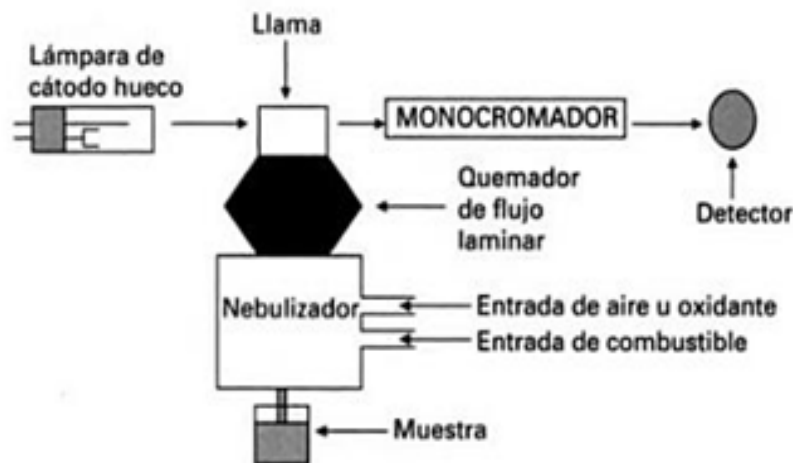


Figura 2.4. Espectrómetro de absorción atómica en flama.
Tomado de Sogorb et al., 2004

Nebulización. Al proceso de convertir una muestra líquida en un aerosol de finas gotas se le llama nebulización. Un mecanismo que nebulice una muestra líquida requiere un flujo rápido de gas para que interaccione con una corriente relativamente lenta de líquido y así lo rompa en finas gotas. La figura 2.7 muestra un esquema de un nebulizador neumático, que es el más

comúnmente utilizado. En él se observa como la muestra líquida fluye a través de una zona donde la corriente de fluido se rompe por medio de un flujo turbulento de gas. Las gotas líquidas las transporta la corriente de gas hacia la cabeza del quemador.

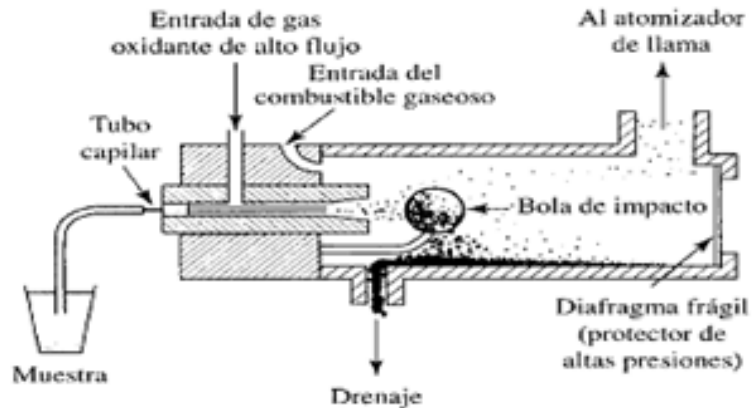


Figura 2.5 Esquema de un nebulizador neumático.
Tomado de Hernández et al., 2002

Existen dos tipos de arreglos nebulizador-quemador: de premezclado o de flujo laminar. El quemador de flujo laminar es el que se utiliza ampliamente, en él, el oxidante y el combustible se combinan en la cámara del nebulizador y llegan como una mezcla al quemador. El aerosol, formado por el flujo de gas oxidante, se mezcla con el combustible y pasa a través de una serie de deflectores que eliminan las gotitas de disolución que no sean muy finas. Como consecuencia de estos deflectores, la mayor parte de la muestra se recoge en el fondo de la cámara de mezcla, donde se drena hacia un contenedor de desechos. (Rocha, 2000; Skoog et al., 2000).

Atomización. La atomización es el proceso por el que la muestra se convierte en un vapor atómico. Los tipos más comunes de atomizadores son en llama, vaporización electrotérmica y plasma de argón de acoplamiento inductivo. En un atomizador en llama, la disolución de la muestra es nebulizada mediante un flujo de gas oxidante, mezclado con el gas combustible, y se transporta en una llama donde se produce la atomización. Una serie de eventos complejos encadenados ocurren en la llama. El primero es la desolvatación, en el que se evapora el disolvente hasta producir un aerosol

molecular sólido finamente dividido. Luego la disociación de la mayoría de estas moléculas produce un gas atómico. La mayoría de los átomos así formados se ionizan originando cationes y electrones (Skoog et al., 2000).

Para generar una llama pueden utilizarse una gran variedad de combustibles y oxidantes. La elección depende de la temperatura que se desea alcanzar así como de los elementos que se desean determinar. Para la mayoría de las muestras refractarias, se debe emplear oxígeno u óxido nitroso como oxidante. Estos oxidantes producen temperaturas de 2.500 a 3.100 °C con los combustibles habituales. Aunque a lo largo del desarrollo de la EAA se han utilizado diferentes combinaciones de gases para producir la reacción de combustión en el quemador, las únicas combinaciones que hoy se emplean para fines prácticos son: aire-propano, aire-acetileno, óxido nitroso-acetileno (Rocha, 2000; Skoog et al., 2000).

El tipo de combustible y oxidante y la relación entre ellos, varían el aspecto y tamaño relativo de las regiones de una llama. La zona interconal de una llama puede alcanzar varios centímetros de altura con fuentes ricas de combustible acetileno/oxígeno o acetileno/óxido nitroso, esta zona es frecuentemente rica en átomos libres y es la parte de la llama más ampliamente utilizada en espectroscopía. Por lo general, el combustible y el oxidante se combinan aproximadamente en una proporción estequiométrica. Los caudales se controlan por medio de reguladores de presión de doble diafragma seguidos de válvulas de aguja situadas en el instrumento (Skoog, 2000).

Fuentes de radiación. Una vez que han sido formados los átomos, la flama tiene la misma función que una celda en espectroscopia visible o ultravioleta. Los átomos de la flama absorben radiación de acuerdo a la Ley de Beer si esta corresponde a la diferencia en energía entre los niveles energéticos de algunos de los átomos presentes, de lo contrario, la radiación pasa por la flama sin disminuir la potencia del haz como efecto de los átomos contenidos en ella (Rocha, 2000; Skoog et al., 2000).

La fuente más común para las medidas de absorción atómica es la lámpara de cátodo hueco porque produce líneas intensas de emisión estrecha

de los elementos que componen el cátodo de la lámpara. Este tipo de lámpara consiste en un ánodo de wolframio y un cátodo cilíndrico cerrados herméticamente en un tubo de vidrio lleno con un gas inerte como Ne o Ar a baja presión (10-15 torr). El cátodo está constituido con el metal del espectro que se desea obtener, o bien, sirve de soporte para una capa de dicho metal (Rocha, 2000; Skoog et al., 2000; Armienta et al., 2009).

Cuando se aplica un potencial del orden de 300 V entre los electrodos se produce la ionización del gas inerte, los iones y electrones de este gas migran hacia los electrodos y chocan contra la superficie del cátodo. El impacto de alta energía hace que los cationes gaseosos arranquen algunos átomos metálicos de la superficie del cátodo y se vaporicen a baja temperatura. Una parte de los átomos metálicos desprendidos se encuentran en estado excitado y, de este modo, al volver al estado fundamental emiten su radiación característica. Al final, los átomos metálicos se vuelven a depositar difundiendo de nuevo hacia la superficie del cátodo o hacia las paredes de vidrio del tubo. La lámpara también emite líneas características del gas de relleno (Skoog et al., 2000; Rubinson et al., 2001).

La EAA se basa en que los átomos absorben y emiten radiación de exactamente la misma frecuencia o longitud de onda, ya que absorben radiación al pasar del estado basal a un estado excitado y teóricamente emiten la misma frecuencia de radiación en el proceso inverso; por lo tanto si se tiene una fuente de excitación en donde el elemento excitado es el mismo que se va a analizar, la radiación emitida va a ser captada únicamente por el elemento que es idéntico al de la fuente luminosa.

La señal de la lámpara una vez que pasa por la flama llega a un monocromador, que tiene como finalidad el discriminar todas las señales que acompañan la línea de interés. Esta señal de radiación electromagnética llega a un detector o transductor y pasa a un amplificador y por último a un sistema de lectura (Rocha, 2000; Skoog et al., 2000).

ESPECTROSCOPÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA CON HORNO DE GRAFITO

La técnica de espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito, permite bajar los límites de detección al rango de partes por billón (ppb) con una instrumentación relativamente sencilla. Esta técnica proporciona mayor sensibilidad debido a que toda la muestra se atomiza en un periodo muy corto y el tiempo promedio de permanencia de los átomos en el camino óptico es mayor que el empleado en la espectroscopía de absorción atómica en flama (Skoog et al., 2000).

En esta técnica, la muestra analizada se somete a un proceso de secado, el cual ocurre una vez que unos cuantos microlitros (2-20 ml) de la muestra han sido inyectados en el tubo de grafito, en esta etapa la muestra se calienta a una temperatura algo inferior al punto de ebullición del solvente (usualmente entre 80 a 180 °C). Aquí se evaporan el solvente y los componentes volátiles de la matriz.

Enseguida se realiza el proceso de calcinado por incremento de la temperatura, para remover la mayor cantidad de material (materia orgánica) de la muestra como sea posible, sin pérdida del analito. La temperatura de calcinación usada varía típicamente en el rango de 350 a 1600 °C. Durante el calcinado, el material sólido es descompuesto mientras que los materiales refractarios, permanecen inalterados.

Posteriormente se lleva a cabo el proceso de atomización, en esta etapa, el horno es calentado rápidamente a altas temperaturas (1800-2800 °C) para vaporizar los residuos del paso de calcinado. La temperatura de atomización depende de la volatilidad del elemento.

En esta técnica se emplean atomizadores electrotérmicos, la atomización tiene lugar en un tubo cilíndrico de grafito abierto por ambos extremos que tiene un orificio central para la introducción de la muestra mediante una micropipeta. El tubo intercambiable de grafito se ajusta perfectamente a un par de contactos eléctricos de grafito cilíndricos que se ubican en los dos extremos del tubo. Estos contactos se mantienen dentro de una caja refrigerada por agua (Skoog et al., 2000; Mañay et al., 2009).

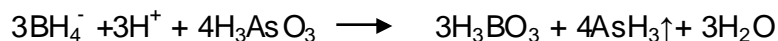
La atomización de la muestra se produce en un periodo de unos pocos milisegundos a segundos, en estas condiciones se mide la absorción de las partículas atomizadas en la zona situada inmediatamente por encima de la superficie calentada. A la longitud de onda a la que tiene lugar la absorción, la señal del detector aumenta al máximo algunos segundos después de la ignición y cae rápidamente a cero cuando los productos de atomización salen fuera del tubo. El cambio es tan rápido que se requiere un sistema de adquisición de datos de alta velocidad. Los análisis cuantitativos se basan por lo general en la medida de la altura de pico, aunque también se ha utilizado el área de pico (Skoog et al., 2000).

Es fundamental mantener el horno en una atmósfera inerte (como el argón) durante el calentamiento, para reducir al mínimo las reacciones químicas no deseadas con las partículas atomizadas del analito (Sogorb et al., 2004). La etapa final de este proceso es la limpieza del horno a una temperatura superior a la temperatura de atomización (Armienta et al., 2009).

ESPECTROSCOPIA DE ABSORCIÓN ATÓMICA CON GENERACIÓN DE HIDRUROS Y SISTEMA DE INYECCIÓN EN FLUJO (FIA)

Las técnicas de generación de hidruros proporcionan un método para introducir muestras que contienen arsénico, antimonio, estaño, selenio, bismuto y plomo en un atomizador en forma de gas. Dicho procedimiento mejora los límites de detección de estos elementos de 10 a 100 veces. Debido a que varias de estas especies son altamente tóxicas, es de considerable importancia su determinación a concentraciones bajas. Su toxicidad obliga también a que los gases producidos en la atomización deban eliminarse de una manera segura y eficaz (Skoog et al., 2000).

Los hidruros volátiles se generan mezclando la muestra disuelta en ácido diluido con un agente reductor, tal como una solución de zinc y ácido clorhídrico, cloruro de estaño (SnCl_2) o borohidruro de sodio (NaBH_4). Esta reacción produce hidrógeno atómico que reacciona con el metal para formar hidruros volátiles. El borohidruro de sodio es el reductor más utilizado, estabilizado con hidróxido de sodio (Sogorb, 2004). Una reacción característica se puede representar por la expresión:



El hidruro volátil –en este caso, arsina– es arrastrado a la cámara de atomización por un gas inerte. La cámara generalmente es un tubo de sílice calentado a varios cientos de grados centígrados en un horno o en una llama, donde se descompone el hidruro originándose los átomos del analito. La concentración del mismo se determina por la medición de la absorción o de la emisión. La señal es un pico semejante al obtenido con la atomización electrotérmica (Skoog et al., 2000; Armienta et al., 2009).

El FIA es un procedimiento muy utilizado para la cuantificación del arsénico, ya que permite el análisis de menor cantidad de muestra, disminuye la producción de residuos y de arsina (cuya toxicidad es elevada) y posibilita también la automatización de la técnica. El sistema FIA se define como una técnica analítica para la automatización de los análisis por vía húmeda. Se basa en inyectar una muestra a una corriente de líquido en movimiento que contiene los reactivos. Al cabo de un tiempo adecuado durante el que reacciona la muestra, ésta llega al detector (Harris, 2003).

Un arreglo de FIA típico consta de una bomba, una válvula de inyección y un sistema de tuberías o mangueras. La bomba se utiliza para impulsar una o más corrientes al detector por una manguera angosta. La forma más generalizada de la propulsión se basa en la utilización de bombas peristálticas. Consiste básicamente en un tambor conteniendo una serie de rodillos, los cuales comprimen un tubo flexible por el que circula el reactivo. El mayor inconveniente de este método se encuentra cuando se trata de suministrar flujos iguales a través de 2 o más tubos, además existe la posibilidad de formación de burbujas (Hernández et al., 2002; Armienta et al., 2009).

La válvula de inyección se utiliza para introducir periódicamente un pequeño volumen de muestra en el flujo portador. Conforme se transporta la muestra hacia el detector (debido a la dinámica del flujo ocasionada por las mangueras angostas y su arreglo), la muestra y los reactivos se mezclan y forman las especies que pueden registrarse por un detector específico como picos transitorios.

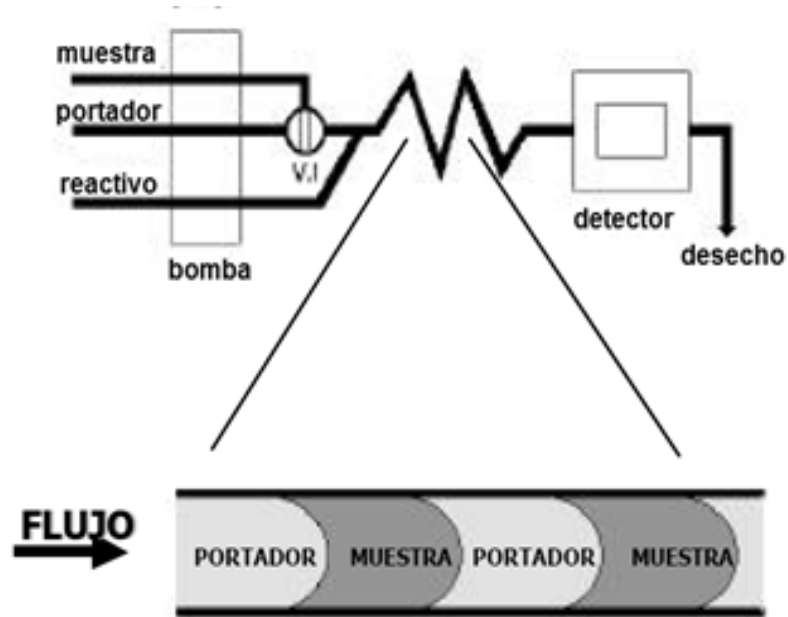


Figura 2.6. Configuración básica para análisis por inyección de flujo.
Tomado de Cañizares, 2002

Cabe señalar que en el momento de la detección no se han alcanzado ni el equilibrio físico, el cual implicaría la homogenización de la porción de flujo, ni el equilibrio químico, es decir la reacción entre el analito y los reactivos no se ha completado. Por lo tanto, el control del tiempo debe ser altamente reproducible ya que las medidas se realizan en condiciones no estacionarias. Las características del pico dependen de la hidrodinámica del sistema. Al trabajar en condiciones óptimas, la altura y el área de los picos son proporcionales a la concentración y se usan para la determinación de la misma en la solución problema al compararlas con las de los patrones. Al utilizar el sistema FIA es muy importante tener en cuenta que la sensibilidad depende de la cantidad de muestra inyectada, del tiempo permitido para la reacción, de la cantidad que se desecha en el separador gas-líquido, del flujo de argón y de las condiciones de la superficie de la celda de cuarzo (Armienta et al., 2009).

CAPÍTULO 3. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende pozos de agua subterránea de la zona Sur del Distrito Federal, ubicados en las delegaciones Tlalpan, Xochimilco, Tláhuac y Milpa Alta. En dichas demarcaciones se encuentra gran parte del suelo de conservación del Distrito Federal (Figura 3.1). La selección de los pozos fue en base a estudios previos de la calidad fisicoquímica del agua subterránea, de tal manera que los pozos muestreados fueron aquellos que anteriormente habían presentado problemas de contaminación.

Con el propósito de analizar si el agua de los pozos ubicados en zona de transición presenta mayores problemas de calidad fisicoquímica, el área de estudio se dividió en Zona Oriente y Zona poniente, ubicándose en esta última el área de transición (Figura 3.2).



Figura 3.1. Ubicación del suelo de conservación del Distrito Federal.
Toledo de Tortajada, 2006

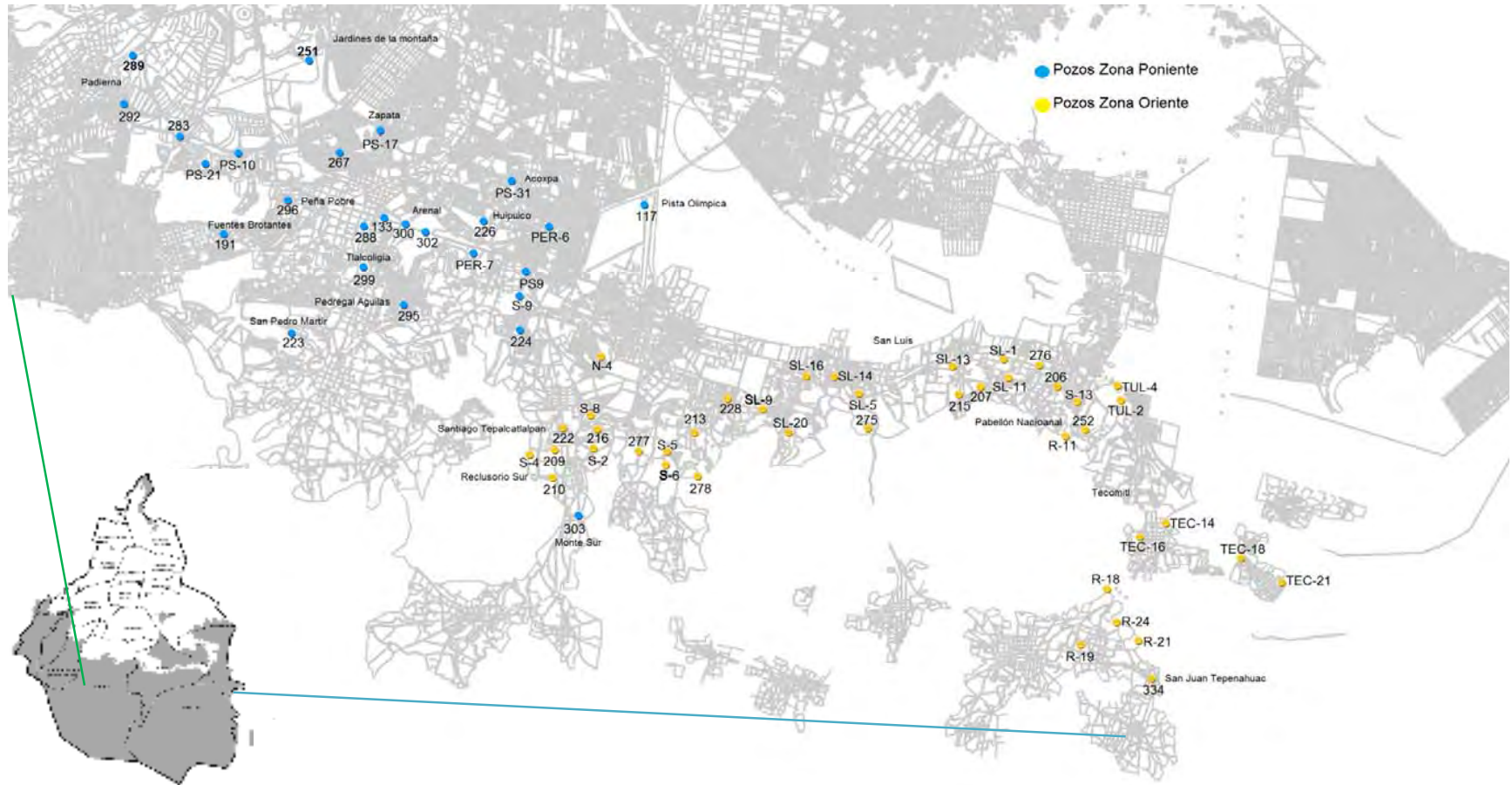


Figura 3.2 Localización de los pozos de agua subterránea muestreados en el Distrito Federal. Se indican los pozos pertenecientes a la Zona Poniente y los pozos pertenecientes a la Zona Oriente.

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA

TOMA DE MUESTRA

El muestreo de aguas subterráneas se realizó del 17 al 26 de mayo del 2010. Los envases empleados para recolectar agua se lavaron varias veces con agua potable, después se enjuagaron con una solución de HCl al 10%, agua desionizada, y se dejaron secar. Para cada punto de muestreo se abrió el grifo del pozo y se dejó correr el agua aproximadamente 3 minutos. Después los recipientes empleados para almacenar las muestras se enjuagaron tres veces con el agua del pozo.

En cada punto de muestreo se tomó un litro de agua en un envase de plástico que sería empleado para la determinación de cloruros, fluoruros, sulfatos, sodio, alcalinidad y dureza. En otro envase de plástico se tomó medio litro de agua y se agregaron 5 gotas de HNO_3 como preservador, esta muestra sería empleada para la determinación de metales. Finalmente para la determinación de nitratos en un frasco de vidrio de boca ancha se tomaron 250 ml de agua, se agregaron 5 gotas de H_2SO_4 y se tapó con papel parafilm y tapa de rosca. Las muestras se transportaron al laboratorio en una nevera con hielo y se almacenaron en refrigeración a 4 °C hasta su análisis.

Es importante señalar que en la Zona Oriente los pozos 207, 276 y S-13 contaban con planta potabilizadora, por lo que para cada uno de estos pozos se tomaron dos muestras: una de la entrada y otra de la salida del agua de la planta.

DETERMINACIÓN DE PROPIEDADES FISICOQUÍMICAS EN CAMPO

Para la determinación de las propiedades físicas en campo se empleó una celda de flujo en la cual se hicieron las mediciones de pH, conductividad eléctrica, ORP y temperatura.

Para las determinaciones de pH, conductividad eléctrica y temperatura se empleó un potenciómetro-conductímetro marca Conductronic modelo PC18.

Para determinar el pH en cada punto de muestreo el potenciómetro se calibraba con soluciones buffer de pH 7 y 4, después el electrodo se enjuagaba con agua destilada y se secaba con papel absorbente. Para calibrar el conductímetro se realizaba el mismo procedimiento empleando una solución de 1990 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Una vez que el potenciómetro-conductímetro estaba calibrado, se realizaban las determinaciones correspondientes introduciendo los electrodos en los orificios de la celda de flujo. El ORP se midió usando un potenciómetro marca Meter, calibrándolo con solución Zobell. Las lecturas se registraban en las bitácoras de trabajo hasta que se estabilizaban.

DETERMINACIÓN DE PROPIEDADES FISICOQUÍMICAS EN EL LABORATORIO

Cada una de las determinaciones realizadas en el laboratorio se hicieron por duplicado, los resultados reportados son el promedio de ambas determinaciones. Para considerar adecuadas las mediciones, estas debían tener un RSD menor al 2%. Si al realizar los análisis los resultados arrojados por las muestras se encontraban fuera de la curva de calibración respectiva, se llevaban a cabo las diluciones pertinentes.

Dureza. Para determinar las concentraciones de Ca y Mg se empleó el método titulométrico de EDTA. Para ello se tomó una alícuota de 10 ml de solución estándar de CaCO_3 de 1 mg/ml, se llevó a 50 mL con agua destilada y se valoró con una solución normalizada de EDTA 0.01 M. Como indicador se emplearon dos gotas de negro de eriocromo T. y 1 mL de solución amortiguadora pH=10. Después de la desaparición del color rojo, se agregaron las últimas gotas del titulante a intervalos de cinco segundos hasta que la solución tomó un color azul intenso.

Para la determinación de la dureza total de las muestras se tomó una alícuota que requiriera menos de 15 mL de solución normalizada de EDTA 0.01 M. Dicha alícuota se llevó a 50 ml con agua destilada, se agregó 1 mL de solución amortiguadora pH=10 y se agregó la punta de una espátula de cianuro de potasio para evitar la interferencia por hierro. Como indicador se emplearon

dos gotas de solución de negro de Eriocromo T. La valoración se efectuó de la misma manera que la valoración de la solución estándar de CaCO_3 .

Para la determinación de dureza de calcio se tomó una alícuota de la muestra, de igual volumen que la utilizada para dureza total, se llevó a 50 mL con agua destilada y se estableció un $\text{pH}=12$ empleando 2 mL de hidróxido de sodio. Como indicador se agregó la punta de una espátula de murexida. La valoración se llevo a cabo con la solución normalizada de EDTA 0.01 M lentamente y con agitación constante hasta que el color rosa de la solución se tornara púrpura. Para esta valoración se preparó un blanco de referencia para determinar correctamente el punto final de la valoración.

La dureza total, de calcio y de magnesio se calculó de la siguiente forma:

$$\text{Dureza total como } \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{ de } \text{CaCO}_3 = \frac{(V1)(A)(1000)}{\text{mL}}$$

$$\text{Dureza de calcio como } \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{ de } \text{CaCO}_3 = \frac{(V2)(A)(1000)}{\text{mL}}$$

$$\text{Dureza de magnesio} = \text{dureza total} - \text{dureza de calcio}$$

$$A = \frac{10}{V3}$$

Donde:

V1= mL de EDTA necesarios para la titulación de calcio y magnesio

V2= mL de EDTA necesarios para titular calcio

V3= mL de EDTA necesarios para la valoración de la solución estándar de calcio

Alcalinidad. La concentración de HCO_3^- y CO_3^{2-} se determinaron por el método titulométrico. En primer lugar se determinó la alcalinidad de fenolftaleína vertiendo una alícuota de la muestra en un matraz Erlenmeyer y adicionando 3 gotas de fenolftaleína. Si se presentaba un color rosa fuerte se

adicionaba lentamente una solución normalizada de HCl con la bureta hasta desaparición de color. La alcalinidad de fenoftaleína (F) se determinó de la siguiente manera:

$$\text{Alcalinidad a la fenofaleína como } \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{ de CaCO}_3 (F) = \frac{\text{Vol. de HCl } (V_{\text{cons. HCl}}) (N_{\text{HCl}})}{\text{mL de muestra}}$$

Posteriormente se determinó la alcalinidad total adicionando 3 gotas de una mezcla de indicadores rojo de metilo-verde de bromocresol a la misma muestra en la que se determinó la alcalinidad a la fenofaleína. Enseguida, se agregó la solución de ácido normalizado hasta aparición de color gris claro, después se sometió a ebullición durante 2 minutos y se continuó la titulación sobre la muestra caliente, con agitación, añadiendo ácido gota a gota hasta que la solución presentara un color gris rosado que finalmente sería rosa intenso. La alcalinidad total se calculó de la siguiente manera:

$$\text{Alcalinidad total como } \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{ de CaCO}_3 (T) = \frac{\text{Vol. de HCl } (V_{\text{cons. HCl}}) (N_{\text{HCl}})}{\text{mL de muestra}}$$

Para determinar la alcalinidad producida por las diferentes especies se utiliza la tabla 4.1 y para obtener las concentraciones en mg/L de las diferentes especies que originan la alcalinidad se utiliza la tabla 4.2.

Tabla 4.1 Cálculo de alcalinidad como mg/L de CaCO₃

Alcalinidad como mg/L de CaCO ₃			
Resultados de la valoración	Por hidróxidos OH ⁻	Por carbonatos CO ₃ ²⁻	Por bicarbonatos HCO ₃ ⁻
F=0	0	0	T
F MENOR a ½ T	0	2F	T - 2F
F = 1/2T	0	2F	0
F mayor a ½ T	2F-T	2(T-F)	0
F=T	T	0	0

Tabla 4.2 Alcalinidad en mg/L

Alcalinidad en mg/L			
Resultados de la valoración	Por hidróxidos OH ⁻	Por carbonatos CO ₃ ²⁻	Por bicarbonatos HCO ₃ ⁻
F=0	0	0	T*1.22
F MENOR a ½ T	0	F * 1.2	(T-2F)1.22
F = 1/2T	0	F * 1.2	0
F mayor a ½ T	(2f-t) 0.34	2(t-f) 0.6	0
F=T	T x 0.34	0	0

Sulfatos. Los sulfatos se determinaron empleando el método turbidimétrico. Se elaboró una curva estándar a partir de una solución de Na_2SO_4 anhidro. Se tomaron alícuotas de las muestras y de las soluciones estándar en matraces aforados de 100 mL, se agregaron 5 mL de una solución de etanol-glicerol y se aforaron con agua. Posteriormente, se agregaron 130 +/- 10 mg de BaCl_2 y se agitó durante 1 min. Después se dejó reposar durante 4 minutos e inmediatamente se leyeron las absorbancias a 420 nm en un espectrofotómetro marca Hewlett Packard modelo 8452A.

Nitratos. La determinación de nitratos se efectuó mediante el método espectrofotométrico, elaborando una curva patrón con KNO_3 . Las muestras se filtraron para eliminar los sólidos que pudieran contener. Tanto a los puntos de la curva patrón como a las muestras se les agregó 1 mL de HCl 1 N para evitar interferencias por hidróxidos o carbonatos. Las absorbancias se determinaron en un espectrofotómetro marca Hewlett Packard modelo 8452A, leyendo a 220 nm que es la longitud de onda en la que absorbe el nitrato y la materia orgánica y a 275 nm que es la longitud de onda en la que únicamente absorbe la materia orgánica. Finalmente se hicieron las correcciones pertinentes, restando la absorbancia correspondiente a materia orgánica, en las primeras mediciones por la interferencia que pudo ocasionar la presencia de la misma en la muestra.

Cuantificación de metales. Para la determinación de la concentración de metales se realizaron curvas de calibración con estándares certificados High Purity trazables a NIST. La cuantificación de zinc, manganeso y hierro se efectuó empleando el método de absorción atómica por flama. Mientras que la cuantificación de sodio se realizó empleando emisión atómica y añadiendo a cada muestra 1 mL de nitrato de plata para evitar que ocurriera ionización. Para ello se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo A Analyst100 y aire-acetileno como combustible.

La cuantificación de plomo se llevó a cabo usando el mismo espectrofotómetro de absorción atómica acoplado a un horno de grafito marca Perkin Elmer modelo HGA 850 y usando para cada análisis 1 mL de un modificador de matriz comercial de $\text{Pd}(\text{NO}_3)_2$ marca Perkin Elmer.

La concentración de arsénico se determinó mediante un sistema de inyección de flujo marca Perkin Elmer FIAS100. Las alícuotas de las diluciones de la curva de calibración y las muestras se depositaron en matraces volumétricos, a los cuales se les añadió 10 mL de HCl concentrado y 5 mL de una solución de KI al 0.5%. Los matraces se aforaron con agua destilada, enseguida fueron almacenados en la obscuridad y se analizaron al siguiente día. La generación de hidruros se llevó a cabo inyectando soluciones de NaBH_4 al 10% y HCl al 1%.

Tabla 4.3. Condiciones empleadas en el análisis de metales por espectroscopía de absorción atómica.

Elemento	λ	Límite de detección (mg/L)
Fe	248,3	0,05
Mn	279,5	0,05
Na	589**	1
As	193,7	0,001
Zn	213,9	0,05
Pb	283,3	0,003

**Por emisión

Fluoruros y cloruros. Los fluoruros y cloruros fueron determinados potenciométricamente usando un electrodo selectivo de ión específico de tipo combinado y un potenciómetro marca *Thermo Scientific Orion 5 star*. Para el análisis de cada anión se elaboró una curva patrón, en cada punto de la curva se añadió 1 ml de ajustador de fuerza iónica marca *Thermo Scientific*. Para el análisis de fluoruros se añadió también una solución para evitar la formación de complejos (TISAB). Posteriormente, con agitación constante se introdujo el electrodo y se estableció la concentración del anión en el potenciómetro. Una vez calibrado el potenciómetro, se analizaron las muestras tomando alícuotas de 50 mL y añadiendo 1 mL del ajustador de fuerza iónica, la concentración de aniones se determinó introduciendo el electrodo a la muestra con agitación constante.

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tabla 5. 1. Propiedades fisicoquímicas del agua de los pozos de la zona oriente, determinadas en campo y laboratorio.

Pozo	Geología	Coordenadas UTM		Temperatura °C -campo-	Conductividad eléctrica -campo- (μS/cm)	Conductividad eléctrica-lab- (μS/cm)
206	andesitas basálticas	497682,71	2128146,45	14,7	279	274
207 Entrada	andesitas basálticas	498219,32	2127872,29	14,35	461	457
207 Salida	andesitas basálticas	498219,32	2127872,29	15,2	493	499
209	andesitas basálticas	486901,51	2126276,10	15,7	269	266
210	andesitas basálticas	486442,68	2126879,88	15,7	292	289
213	andesitas basálticas	489625,97	2126940,23	13,8	169	165
215	andesitas basálticas	495987,71	2128364,72	14,8	169	175,4
216	andesitas Basálticas	487959,19	2127010,33	15,2	272	261
222	andesitas basálticas	487135,27	2127496,94	14,9	370	364
228	andesitas basálticas	492307,85	2127446,60	14,1	264	269
252	andesitas basálticas	498879,47	2127095,47	14,8	345	332
275	andesitas basálticas	494248,01	2126802,54	13,3	195	193
276 Entrada	andesitas basálticas	498525,61	2127466,83	13,8	373	359
276 Salida	andesitas basálticas	498525,61	2127466,83	14,5	384	401
277	andesitas Basálticas	488388,73	2126928,24	14,3	207	204
278	andesitas Basálticas	490141,19	2126293,44	13,9	171	169
334	dacitas	500777,21	2121267,32	14,4	161	159
N-4	depositos aluviales	487856,70	2128805,59	15,1	223	216
R-11	andesitas basálticas	499089,63	2127342,15	14,3	688	665
R-18	andesitas basálticas	499279,37	2123211,16	13,7	244	233
R-19	andesitas Basálticas	498956,14	2122296,80	14,3	154	152
R-21	andesitas Basálticas	500379,67	2122267,22	14,3	203	193
R-24	andesitas Basálticas	499210,726	2122872,882	14,6	240	233
S-13 Entrada	andesitas basálticas	498519,81	2128423,03	13,9	448	451
S-13 Salida	andesitas basálticas	498519,81	2128423,03	14,4	487	489
S-2	andesitas Basálticas	486974,99	2126818,91	15,1	241	242
S-4	andesitas basálticas	486365,96	2126348,80	16,2	270	268
S-5	andesitas basálticas	489503,31	2126632,01	13,8	153	159
S-6	andesitas basálticas	489836,50	2126420,81	14,2	171	162
S-8	andesitas basálticas	487955,89	2127418,17	18,3	327	375
SL-1	andesitas Basálticas	497347,71	2129083,58	14,6	284	275
SL-5	andesitas Basálticas	497217,78	2129355,64	14,8	357	338
SL-9	andesitas basálticas	496124,20	2128603,22	14,5	232	221
SL-11	andesitas basálticas	495497,95	2128837,90	15	174	165
SL-13	andesitas basálticas	494712,00	2128444,58	14,8	795	769

SL-14	andesitas Basálticas	493402,74	2128639,02	14,9	591	573
SL-16	andesitas basálticas	493982,58	2128000,03	14,1	294	282
SL-20	andesitas basálticas	490849,17	2128023,64	15,1	507	479
TEC-14	andesitas basálticas	501754,23	2123984,93	14,4	570	556
TEC-16	andesitas basálticas	502188,20	2123973,59	17,1	848	840
TEC-18	andesitas basálticas	500084,28	2123309,09	14,3	605	578
TEC-21	depositos aluviales	503510,68	2123392,51	16,7	1040	1039
TUL-2	andesitas basálticas	499741,87	2127663,71	16,1	601	581
TUL-4	andesitas basálticas	499726,72	2128034,47	15,7	788	800

Tabla 5.2. Propiedades fisicoquímicas del agua de los pozos de la zona poniente, determinadas en campo y laboratorio

Pozo	Geología	Coordenadas UTM		Temperatura °C -campo-	Conductividad eléctrica -campo- (µS/cm)	Conductividad eléctrica -lab- (µS/cm)
117	depositos lacustres	488963,26	2132839,8	25,3	571	513
133	basaltos	481526,63	2133342,50	13,2	169	175,1
191	andesitas basálticas	482587,08	2132266,52	16,7	192	188
223	basaltos	483711,66	2130106,82	14,4	286	280
224	basaltos	486295,23	2129393,54	19,9	415	415
226	depositos aluviales	485355,48	2132392,51	12,8	195	188,5
251	basaltos	478431,28	2133938,00	14,5	412	416
267	basaltos	483033,25	2134371,18	14,6	477	367
283	basaltos	478376,47	2134402,00	16	371	365
288	andesitas basálticas	481731,66	2131800,00	12,4	171	170
289	basaltos	476867,53	2135644,78	17	374	375
292	basaltos	477003,38	2134728,65	14,2	385	379
295	basaltos	482230,37	2130636,29	12,9	233	223
296	basaltos	480646,95	2133345,21	13,5	352	337
299	basaltos	481835,66	2130753,22	13,2	214	204
300	basaltos	482898,99	2131672,21	13,8	285	282
302	depositos aluviales	485115,73	2131526,98	14,8	422	411
303	andesitas basálticas	487589,06	2125103,12	15,9	150,3	162
PER-6	depositos aluviales	484152,67	2132588,78	14,1	243	226
PER-7	andesitas basálticas	483482,97	2132349,13	13,7	215	207
PS-10	depositos aluviales	484652,31	2132115,02	13,6	228	224
PS-17	basaltos	482110,38	2134087,96	16,7	452	447
PS-21	basaltos	479717,95	2134059,18	14,6	408	408
PS-31	depositos lacustres	485490,92	2133606,50	14,5	412	414
PS-9	depositos aluviales	486109,13	2131058,17	17,4	535	492
S-9	basaltos	486028,42	2130204,76	17,4	339	360

Geología

La zona oriente tienen una geología predominantemente de andesitas basálticas, mientras que la zona poniente está compuesta por depósitos lacustres, depósitos aluviales y basaltos. La zona poniente es una zona de transición, es decir se encuentra entre la zona lacustre arcillosa y las montañas. En general la superficie media en la zona de transición tiene relativamente alta permeabilidad comparada con la zona lacustre, por lo tanto la mayor recarga de acuífero ocurre a través de la zona de transición (Mazari, 1993).

Conductividad eléctrica

La importancia de medir la conductividad eléctrica de las muestras en campo se debe a que el almacenamiento de las muestras puede causar cambios en la conductividad debido a la pérdida o ganancia de gases disueltos como CO_2 y NH_3 (Jiménez, 2001). Esto se observa claramente en las tablas 5.1 y 5.2, donde muestra los valores de conductividad medidos en campo y en el laboratorio. Al comparar los valores de las dos últimas columnas en dichas tablas se observa que al medir la conductividad en el laboratorio está aumentada o disminuye con respecto al valor de conductividad medido en campo, debido a los factores comentados anteriormente y a que la conductividad es dependiente de la temperatura.

En la zona poniente se obtuvo un intervalo de valores de conductividad de $513 \mu\text{S/cm}$ a $162 \mu\text{S/cm}$, mientras que en la zona oriente los valores van de $152 \mu\text{S/cm}$ a $1039 \mu\text{S/cm}$. Con estas mediciones es posible tener una idea de las concentraciones de iones en la solución, ya que mientras más especies disueltas presentadas como iones existen hay una tendencia a incrementarse la conductividad (Hargesheimer et al, 2002). Es por esto que estas mediciones también fueron útiles para tener una idea de las diluciones que se tenían que hacer en algunas de las muestras al momento de realizar los análisis de diferentes especies químicas, lo cual ahorró tiempo y cantidad de muestra.

La OMS no ha propuesto algún valor máximo de conductividad para el agua potable, la NOM-127-SSA 1-2000 tampoco propone algún límite para este

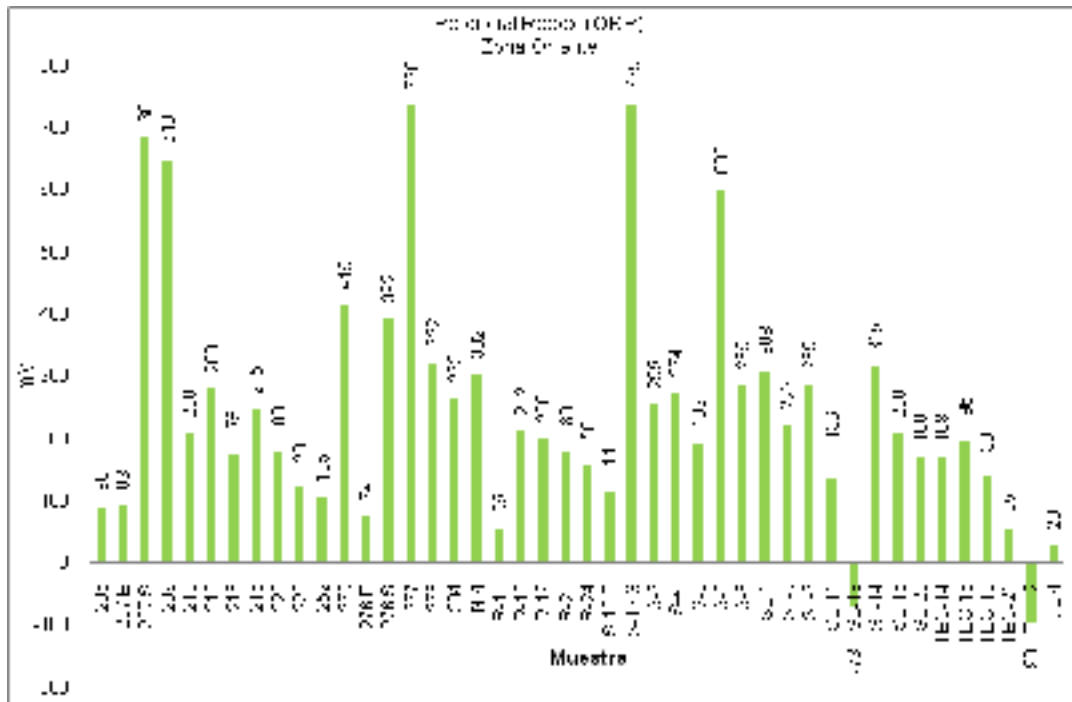
parámetro. Sin embargo la conductividad es un parámetro regulado en Europa y Norte América. El European Council ha recomendado un valor máximo de conductividad de 2,500 $\mu\text{S/cm}$ (Hargesheimer et al, 2002). Al comparar este último valor con las mediciones hechas en el agua analizada se observa que todas las muestras están muy por debajo de dicho límite.

Cabe señalar el caso de los pozos 207, 276 y S-13 en los cuales se contaba con planta potabilizadora se tomaron muestras de la entrada del agua y salida de esta. Contrario a lo que se podría esperar, los valores de conductividad fueron ligeramente superiores en la salida que en la entrada, por lo que puede existir algún contaminante en el proceso de potabilización.

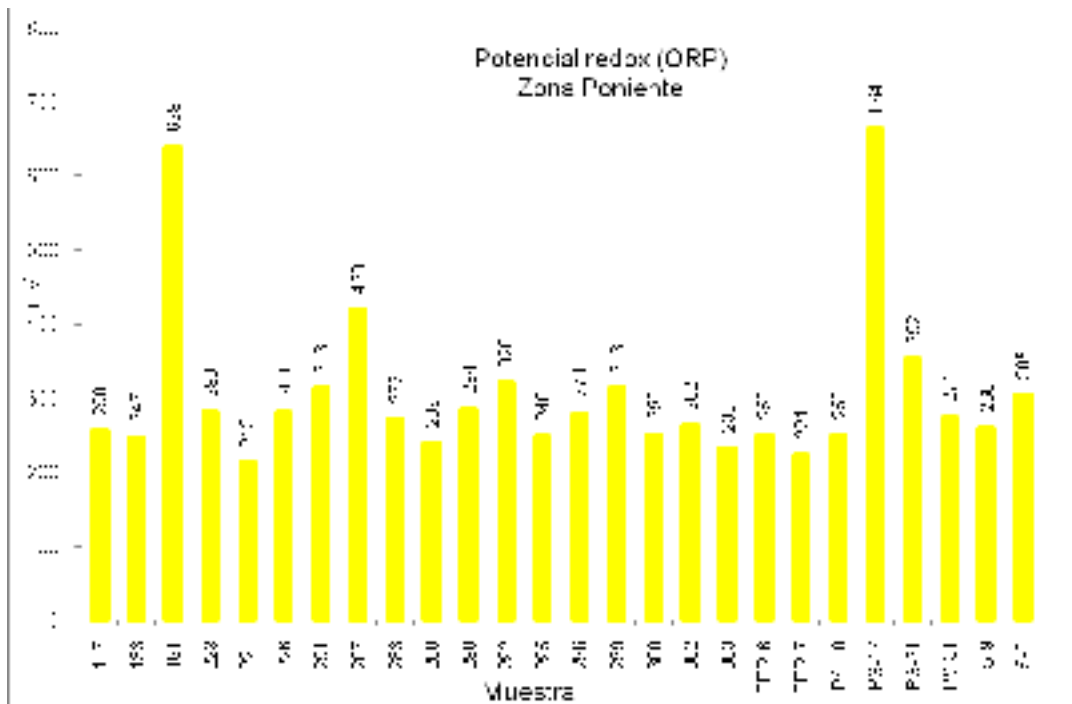
Temperatura

La temperatura es un parámetro físico que debe ser evaluado en campo, debido a que repercute en la aceptabilidad de algunos componentes inorgánicos y contaminantes químicos que pueden afectar al sabor. Los valores obtenidos en la zona oriente fueron de 13 °C a 18 °C, mientras que en la zona poniente el intervalo de temperaturas fue de 12 °C a 25 °C. Aunque no existe un valor de referencia es importante medir la temperatura del agua porque como ya se mencionó puede influir en los problemas de sabor, olor, color y corrosión, además de que altas temperaturas en el agua potencian la proliferación de microorganismos (OMS, 2006).

Así, el pozo 117 de la zona poniente que presentó una temperatura de 25.3 °C podría presentar contaminación microbiana, ya que existen bacterias como *Legionella* que proliferan a temperaturas por arriba de 25 °C, a diferencia de otras como *E. coli* donde su presencia se debe únicamente por contaminación fecal (OMS, 2006). Por otra parte las temperaturas altas afectan a las propiedades de las aguas subterráneas, especialmente la solubilidad de los minerales (Egboka et al. 1989).



Gráfica 5.1. Valores de ORP del agua de los pozos de la zona oriente, obtenidos en campo.



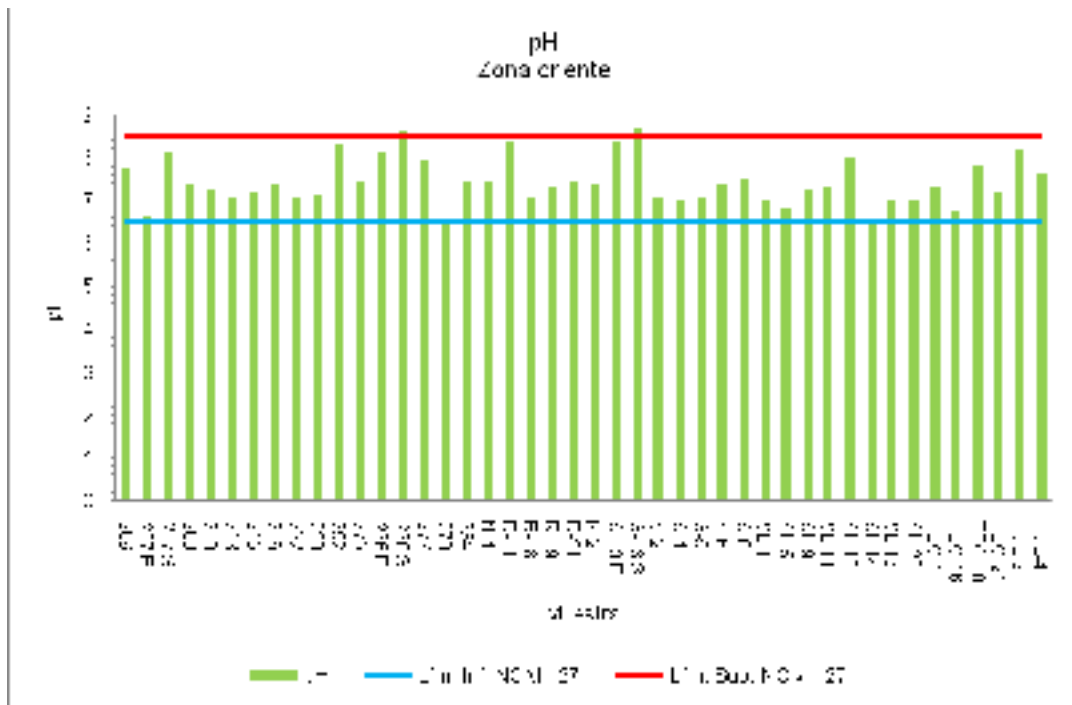
Gráfica 5.2. Valores de ORP del agua de los pozos de la zona poniente obtenidos en campo.

ORP

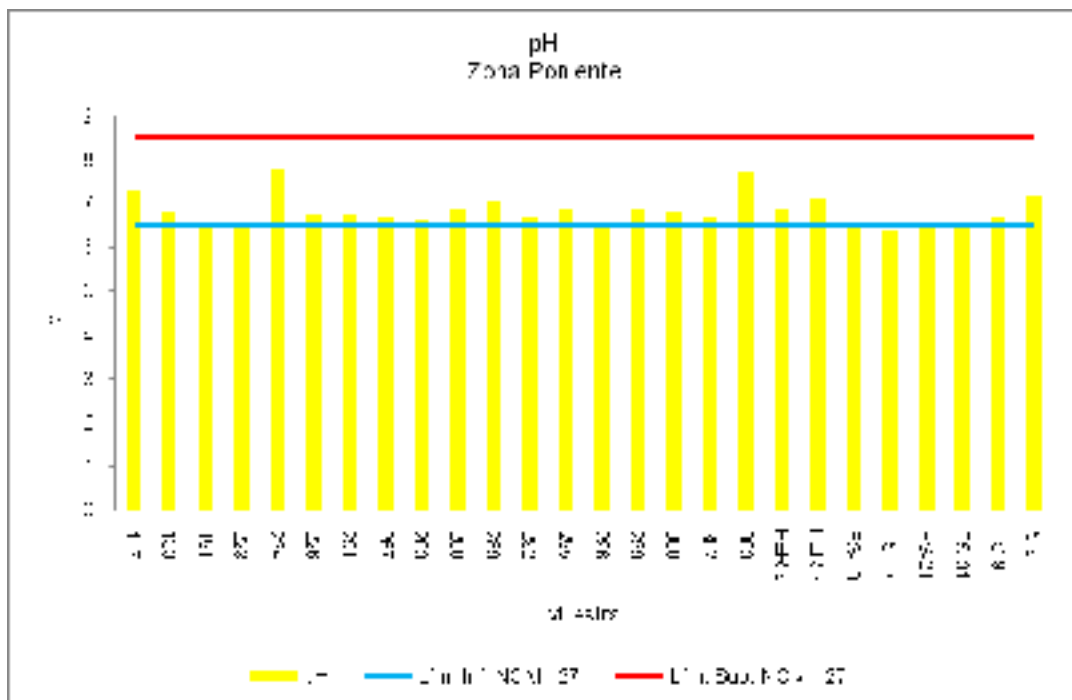
Los valores de ORP se muestran en las gráficas 5.1 y 5.2, en ellas no se marca un valor de referencia por que las normas de la OMS o EPA no incluyen el valor de ORP como un parámetro obligatorio, a continuación se exponen los motivos para esto. El ORP refleja procesos redox integrales en soluciones acuosas, independientemente de su composición química (los mismos valores de ORP pueden corresponder a composiciones químicas diferentes), por lo tanto no es parámetro con el que se pueda caracterizar la calidad del agua. Sin embargo, el valor de ORP es vital para la estimación de las propiedades fisicoquímicas del agua, ya que permite una aproximación razonable a la cuestión de la selección del régimen óptimo de tratamiento del agua y también puede dar una idea de la migración de los elementos en el agua (Goncharuk et al., 2010).

En general las aguas naturales que están en contacto con la atmósfera se caracterizan por valores de ORP más positivos a diferencia del agua subterránea que interactúan con sulfuros, silicatos y material orgánica (petróleo, carbono, etc.). Sin embargo, los valores de ORP de las zonas analizadas están en su mayoría por arriba de 100 mV, lo que de acuerdo a Goncharuk y colaboradores es una condición oxidante, determinada por la presencia de oxígeno libre en agua, y también por un amplio rango de elementos con valencias altas como Fe^{3+} , Mo^{6+} , As^{5+} , V^{5+} y Cu^{2+} .

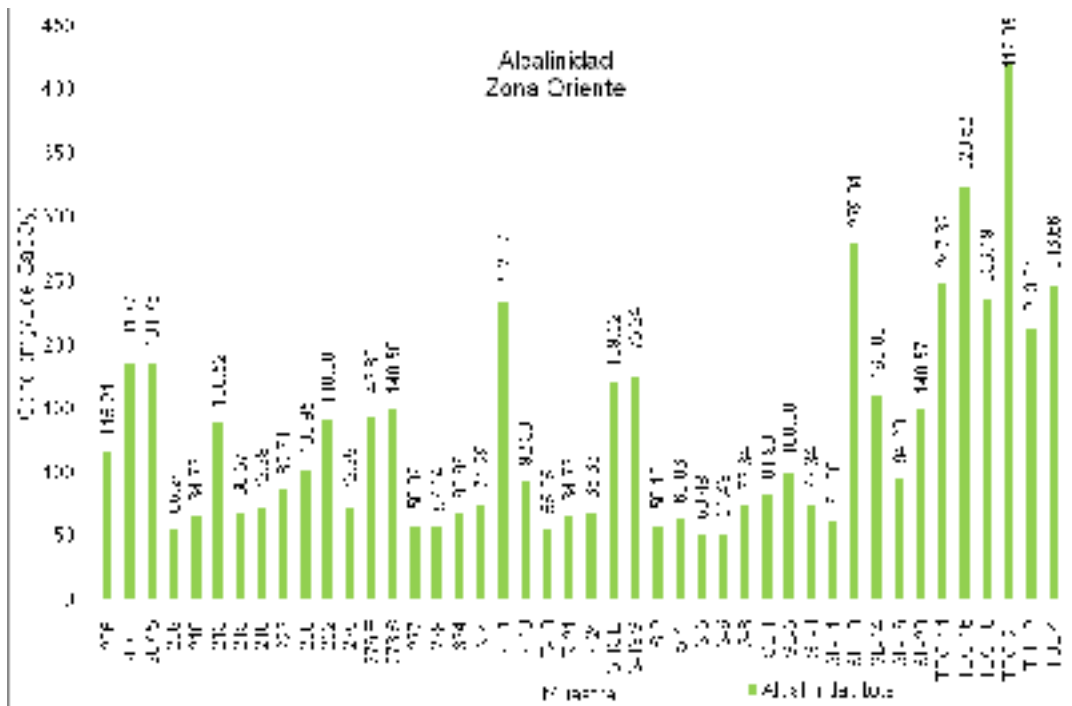
Por otra parte siete muestras de la zona oriente se encuentran entre el intervalo de 0 a 100 mV, la cual es una situación donde puede observarse la débil oxidación y reducción de un amplio rango de metales. Finalmente, la cantidad de pozos que presentaron condiciones reductoras fue mínima únicamente las muestras SL-13 y Tul 2 de la zona oriente, presentaron valores de ORP menores a 0 mV. Esta situación es típica en aguas subterráneas con sulfuro de hidrógeno y metales de bajos grados de valencia como Fe^{2+} , Mo^{4+} , Mn^{2+} y V^{4+} (Goncharuk et al., 2010).



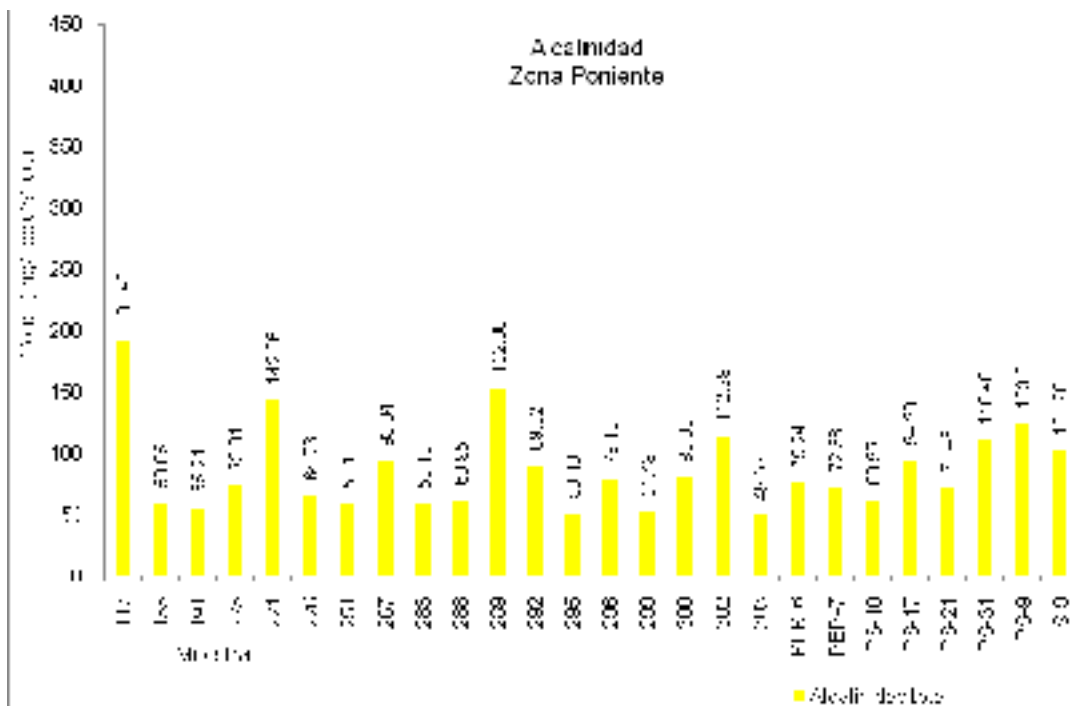
Gráfica 5.3. Valores de pH del agua de los pozos de la zona oriente obtenidos en campo.



Gráfica 5.4. Valores de pH del agua de los pozos de la zona poniente obtenidos en campo.



Gráfica 5.5. Valores de alcalinidad del agua de los pozos de la zona oriente.



Gráfica 5.6. Valores de alcalinidad del agua de los pozos de la zona poniente.

pH

Aunque el pH no afecta directamente a los consumidores, es importante su monitoreo ya que es un parámetro a considerar en la clarificación y desinfección del agua. Es primordial conocer el pH de las aguas subterráneas y sus agentes amortiguadores, ya que la solubilidad de muchos minerales como potenciales fuentes de contaminación y los hundimientos, son dependientes del pH (Egboka; 1989). El valor de pH óptimo varía de acuerdo a los distintos sistemas de abastecimiento en función de la composición del agua y la naturaleza de los materiales empleados en el sistema de distribución. (OMS, 2006). La NOM-127-SSA1-2000 establece que el agua para consumo humano debe tener un pH de entre 6,5 y 8,5. La OMS no ha propuesto un valor de referencia basado en los efectos sobre la salud para el pH.

Las gráficas 5.3 y 5.4 muestran los valores de pH del agua de los pozos de la zona oriente y poniente. En general los valores de pH de la zona oriente son mayores que los de la zona poniente. De hecho los pozos 276 y S-13 tienen un valor de pH por encima de 8,5 que es el límite superior establecido en la NOM-127-SSA1-2000, mientras que en la zona poniente no hay pozos que excedan este valor. La importancia de superar el valor límite, radica en que para que la desinfección de cloro sea eficaz, es preferible que el pH sea menor a 8 (OMS, 2006).

Sin embargo, no es favorable que los valores de pH sean demasiado bajos pues el agua con esta característica podría ser muy corrosiva y por tanto puede afectar al sistema de fontanería de las instalaciones domésticas. Este proceso a su vez puede derivar en la disminución de la calidad del agua y problemas en la salud de los consumidores. En la zona oriente el pozo SL-14 mostró un pH por debajo del 6,5 que es el límite inferior que indica la NOM-127-SSA1-2000. Para la zona poniente este problema ocurre en tres pozos; 223, PS-17 y PS-31.

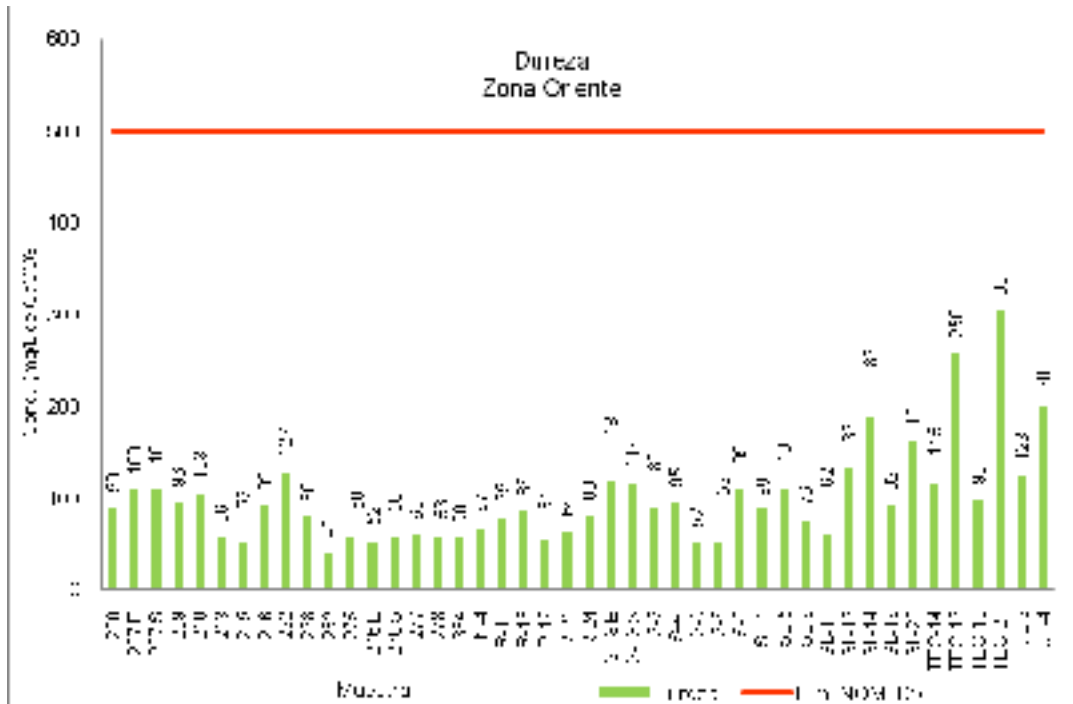
Quizás la zona poniente presenta los valores de pH más bajos porque al ser zona de transición, es un suelo más permeable a la infiltración de la lluvia ácida que de acuerdo al informe de 2008 sobre la Calidad del Aire en la ciudad

de la Secretaría de Medio Ambiente afecta en gran medida al suelo de conservación (Martínez, 2010).

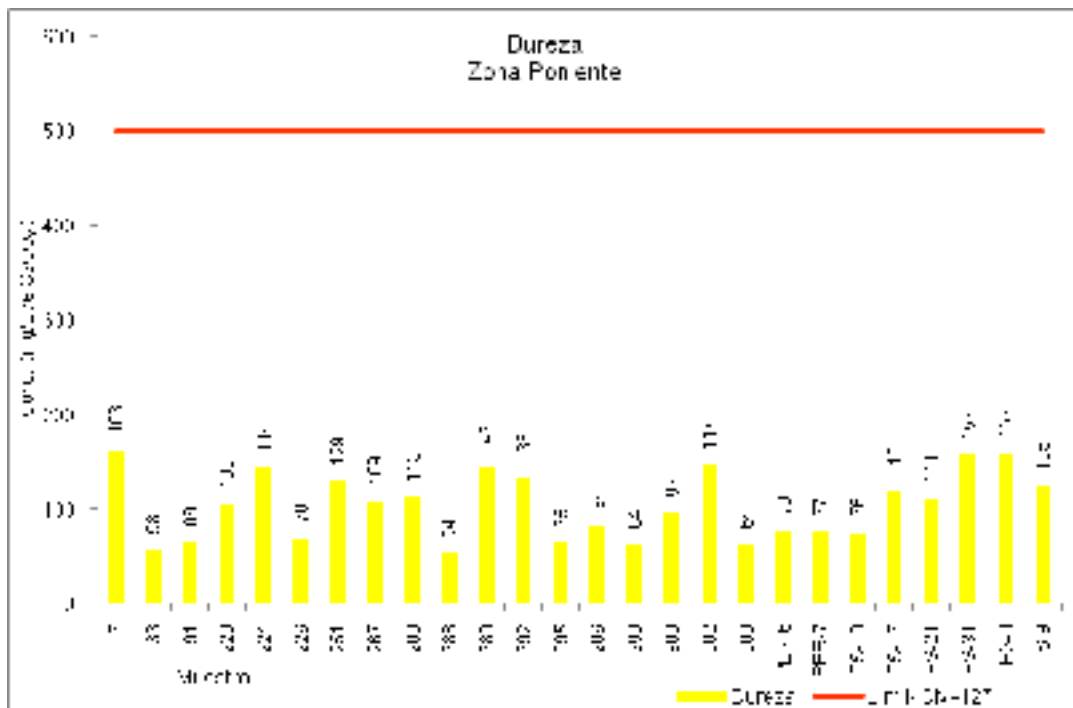
Alcalinidad

La alcalinidad total se define como la suma de equivalentes en forma de bases que reacciona con un ácido fuerte. Estas bases comúnmente son: bicarbonatos, carbonatos, boratos, iones de ácido silícico, bisulfuros, aniones orgánicos e hidróxidos. Generalmente en las aguas naturales los boratos, iones de ácido salicílico, bisulfuros, aniones orgánicos e hidróxidos están presentes en concentraciones tales que son muy pequeñas comparadas con los carbonatos y bicarbonatos, por lo tanto en la mayoría de los casos la alcalinidad total se refiere a la suma de iones HCO_3^- y CO_3^{2-} . La predominancia de estas especies depende del pH del agua (Armienta et al., 1987).

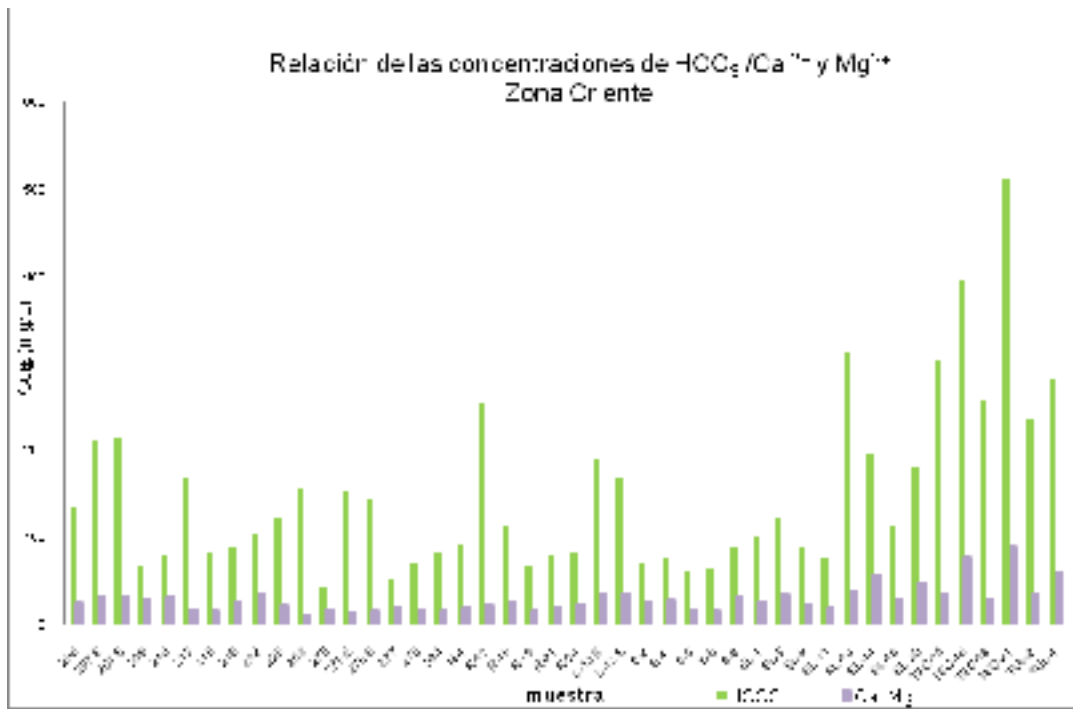
Desde el punto de vista de la potabilidad del agua, la alcalinidad no es parámetro significativo. Se esperan variaciones de concentración de 5 a 125 mg/L, y los extremos de estos valores son tolerados en suministros de agua. (De Zuane, 1997). De acuerdo a este intervalo, las gráficas presentadas muestran que 18 de los 41 pozos analizados en la zona oriente y 3 pozos de los 26 analizados de la zona poniente, presentan una alcalinidad alta porque rebasan en algunos casos por mucho los 125 mg/L. La principal repercusión de la alcalinidad es el efecto que tiene en ciertos cationes en el agua, ya que un valor elevado conduce a la formación de precipitados. La alcalinidad es equivalente a la dureza carbonatada, también denominada temporal debido a que los carbonatos son sensibles al calor y precipitan a altas temperaturas. Por lo tanto su remoción puede ocurrir con una simple elevación de la temperatura (Jiménez, 2001).



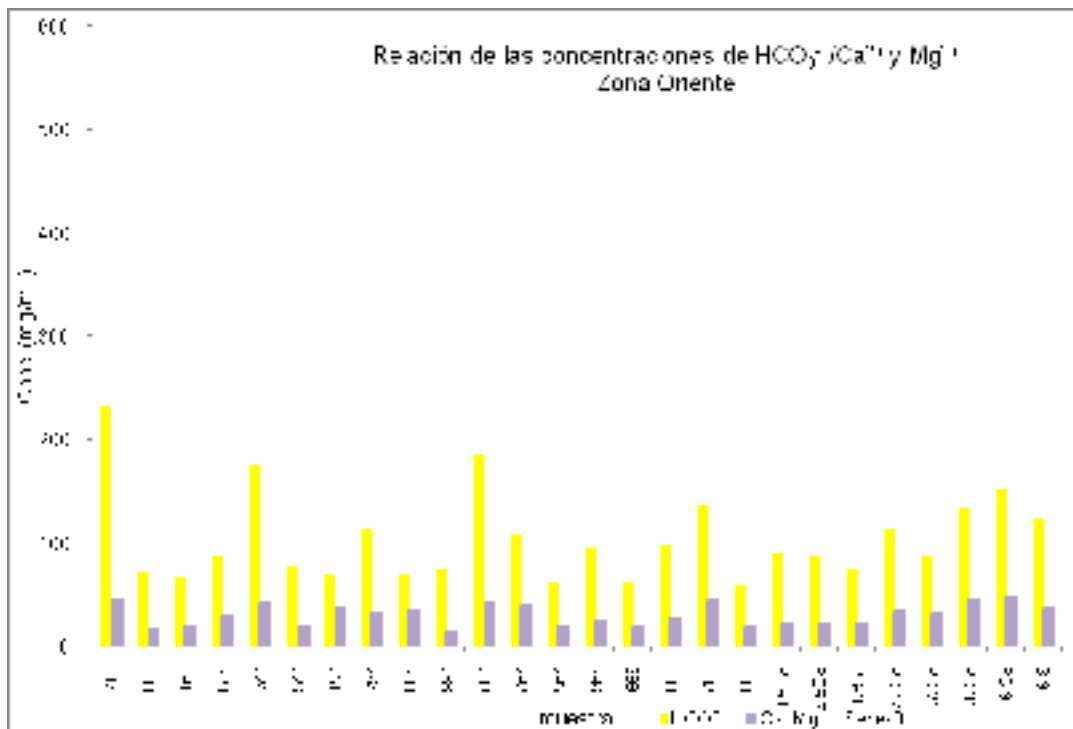
Gráfica 5.7. Valores de dureza del agua de los pozos de la zona oriente.



Gráfica 5.8. Valores de dureza del agua de los pozos de la zona poniente.



Gráfica 5.9. Relación de las concentraciones de HCO_3^- , Ca y Mg, en las muestras de la zona Oriente.



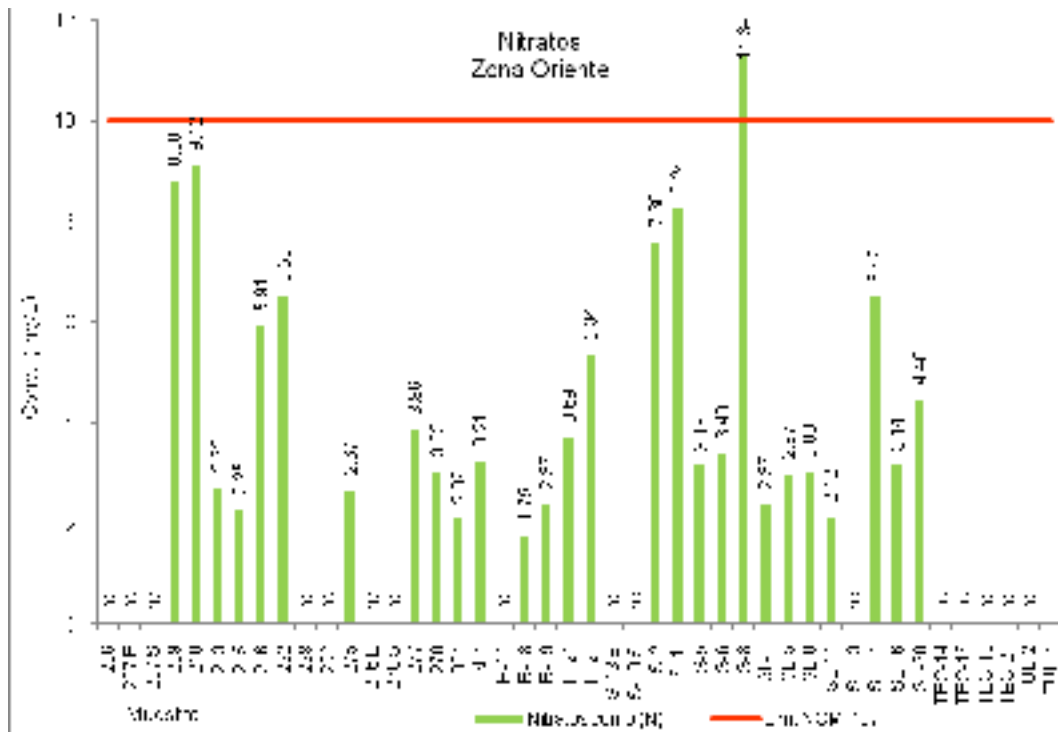
Gráfica 5.10. Relación de las concentraciones de HCO_3^- , Ca y Mg, en las muestras de la zona poniente.

Dureza

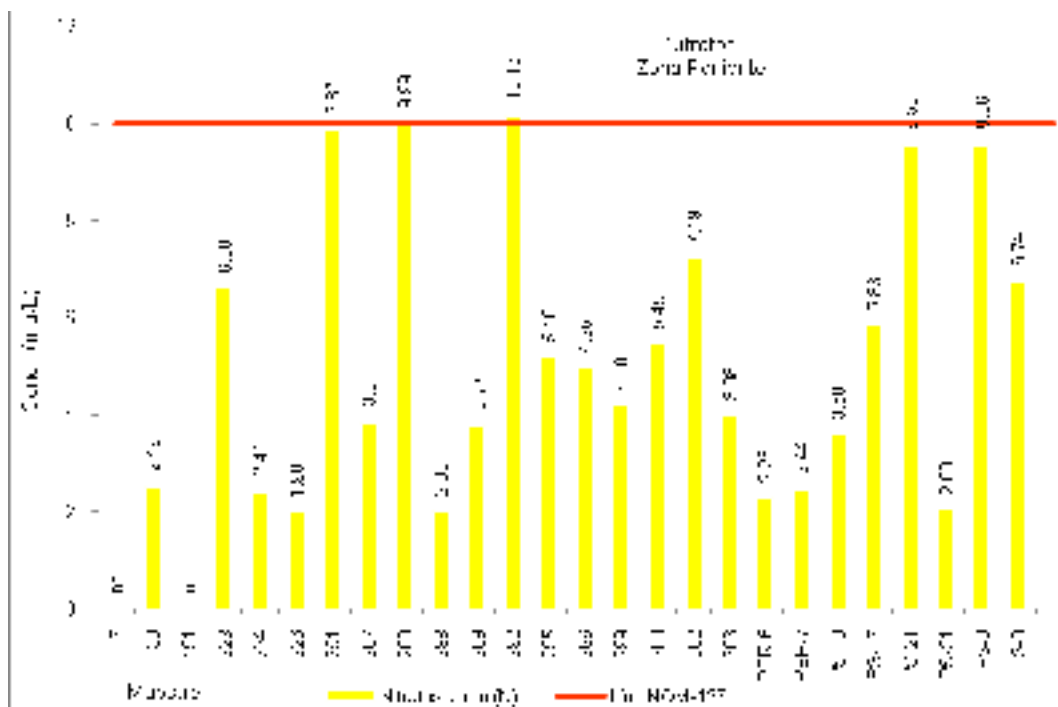
Todas las muestras están dentro del límite para dureza establecido por la NOM-127-SSA1-2000 de 500 mg/L, este valor se basa en consideraciones sobre el sabor y el uso doméstico. A pesar de que varios estudios epidemiológicos que han demostrado la existencia de una relación inversa estadísticamente significativa entre la dureza del agua de consumo y las enfermedades cardiovasculares, la OMS no establece una recomendación relativa a la restricción del ablandamiento de las aguas municipales ni al mantenimiento de una concentración residual mínima de calcio o magnesio (OMS, 2006).

Un agua dura, significa que contiene sales incrustantes, e impide formación de espuma de jabón, además dificultan la cocción de legumbres (Jiménez, 2001). El efecto sobre los detergentes redundan en un mayor consumo de éstos y conduce a la formación de precipitados que se acumulan en conductos. La OMS señala que en función del pH y de la alcalinidad, una dureza del agua por encima de 200 mg/L aproximadamente puede provocar la formación de incrustaciones. Dos de las muestras analizadas de la zona oriente superan este valor. De acuerdo a la clasificación de aguas de O.A. Alekin si la concentración de HCO_3^- es mayor que la suma de las concentraciones de calcio y magnesio se trata de aguas dulces blandas (Mijailov, 1985), esta característica la cumple todas la muestra analizadas tal y como lo muestran las gráficas 5.9 y 5.10.

Por otra parte algunos autores consideran que una dureza de 80 a 100 mg/L como CaCO_3 es aceptable en agua potable (Jiménez, 2001). Además se sabe que valores menores a 100 mg/L como CaCO_3 aproximadamente tienen una capacidad de amortiguación baja y pueden ser más corrosivas para las tuberías (OMS, 2006), este problema está presente en 27 de los 44 pozos analizados en la zona oriente y 12 de los 26 pozos analizados en la zona poniente.



Gráfica 5.11. Concentración de nitratos en el agua de los pozos de la zona oriente.



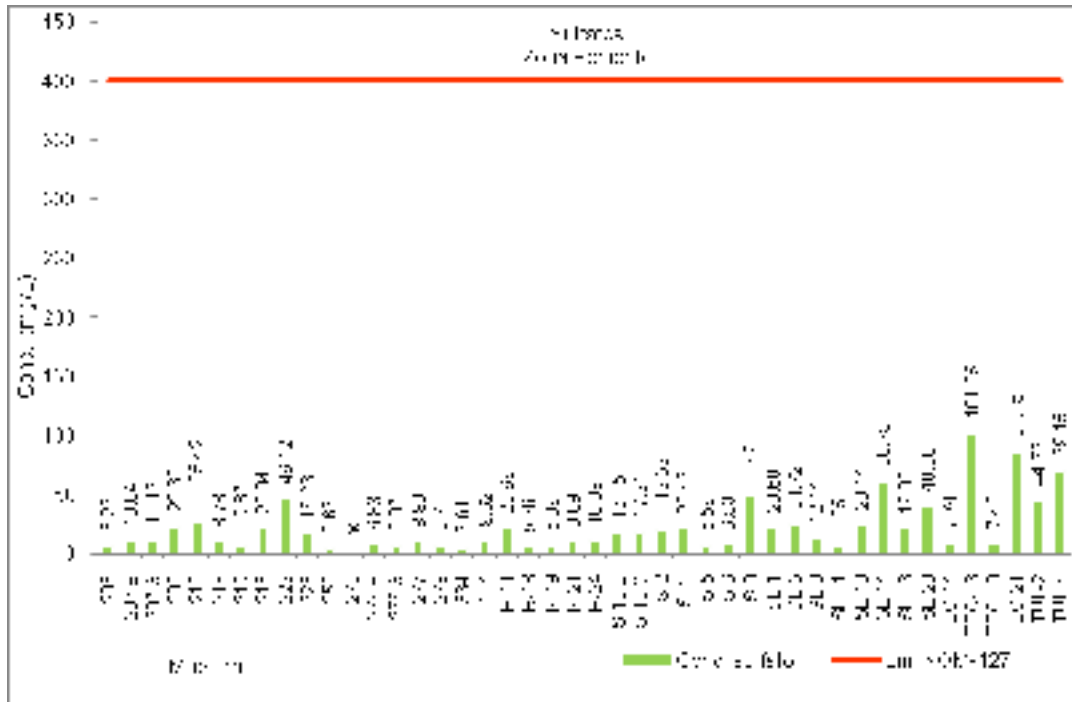
Gráfica 5.12. Concentración de nitratos en el agua de los pozos de la zona poniente.

Nitratos

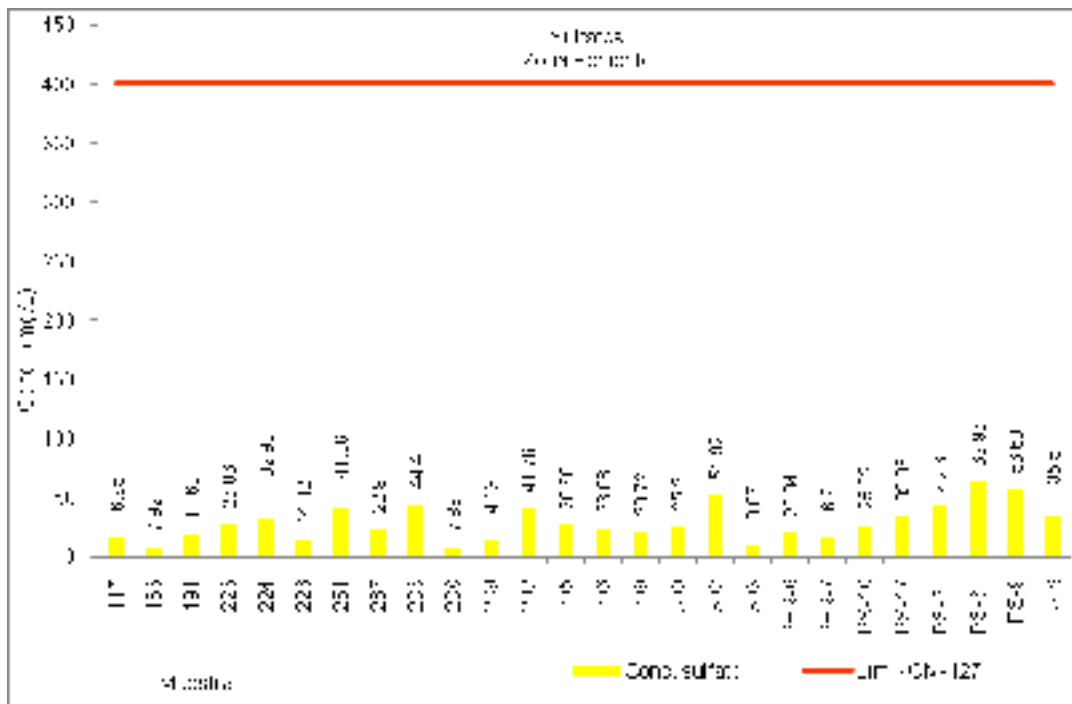
La evaluación de nitratos es de suma importancia debido a los problemas de salud que generan, la acumulación de nitratos en el ser humano está asociada con la metahemoglobinemia, con especial gravedad en recién nacido. También se ha demostrado que los nitratos y nitritos pueden ser transformados *in vivo* en compuestos peligrosos como nitrosaminas. Los compuestos N-nitrosos que se forman a partir de nitratos en el estómago, se ha encontrado que son carcinogénicos (OMS, 2006).

La OMS estableció el valor de referencia de 50 mg/L para proteger a los lactantes alimentados con biberón contra la metahemoglobinemia en una exposición a corto plazo. La NOM-127-SSA1-2000 establece un límite de 10 mg/L de nitrato como N, que es equivalente al establecido por la OMS. De las muestras analizadas las que no están dentro del límite establecido en la NOM-127-SSA1-2000 son la S-8 de la zona oriente y la 292 de la zona poniente, por lo que el agua de estos pozos representa un riesgo para la salud de los lactantes que la consuman.

En la mayoría de los países, las concentraciones de nitrato en aguas de consumo procedentes de aguas superficiales no superan los 10 mg/L, aunque los niveles de nitrato en agua de pozo superan con frecuencia los 50 mg/L, para las aguas subterráneas la concentración de nitratos depende del tipo de suelo y su situación geológica (Goldberg, 1989; OMS, 2006). En el caso de las muestras analizadas gran parte de ellas tienen concentraciones por debajo de los 40 mg/L.



Gráfica 5.13. Concentración de sulfatos en el agua de los pozos de la zona oriente.

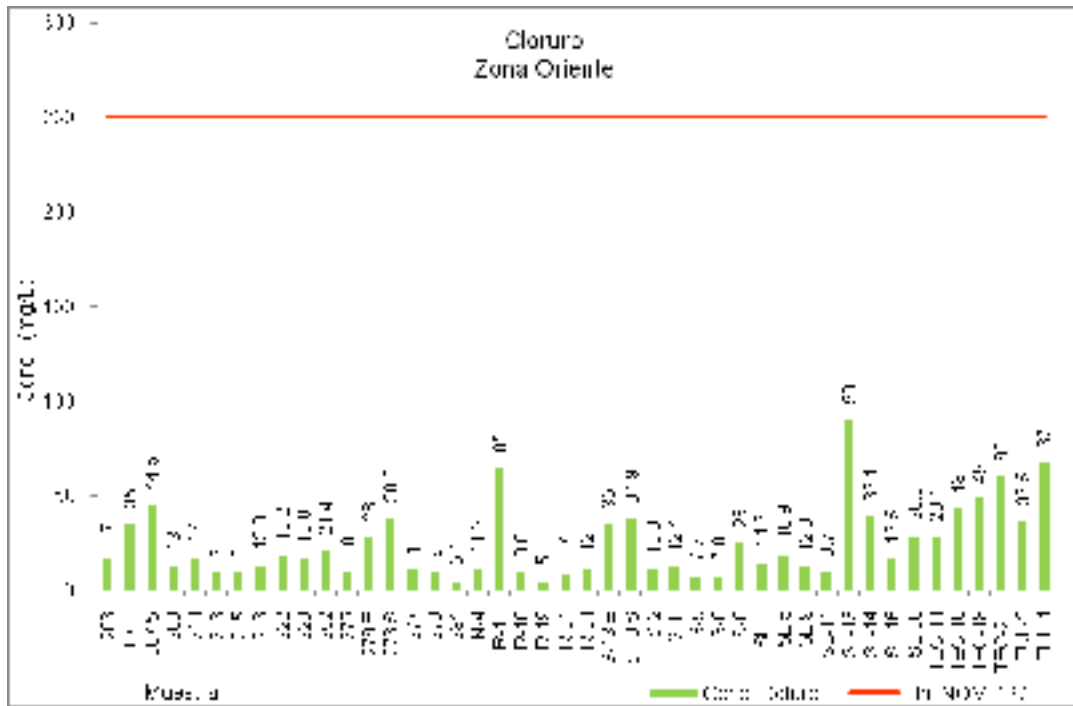


Gráfica 5.14. Concentración de sulfatos en el agua de los pozos de la zona poniente.

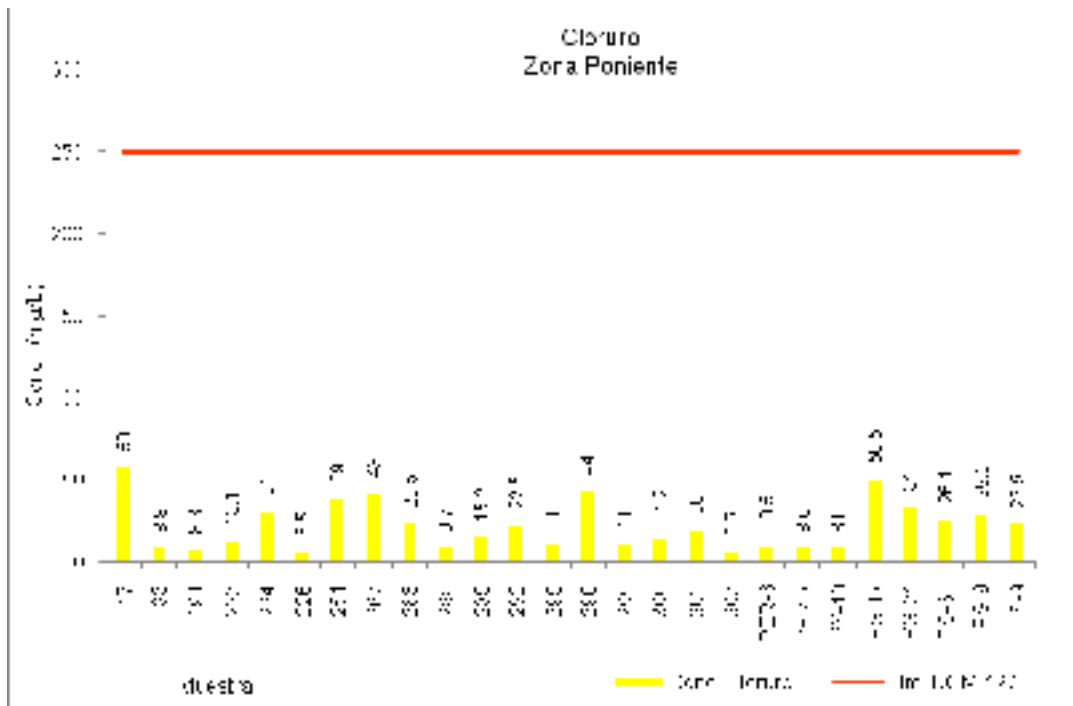
Sulfatos

Se ha reportado que los niveles típicos de sulfatos en agua subterránea son de 230 mg/L (OMS, 2006), sin embargo en las graficas 5.13 y 5.14 se observa que los valores de sulfato están muy por debajo de este nivel. En la zona oriente el máximo valor encontrado fue de 100 mg/mL, mientras que en la zona poniente las concentraciones están por debajo de los 62 mg/L

Por lo anterior es evidente que las dos zonas analizadas tienen niveles de sulfato que cumplen con el límite permisible establecido por la NOM-127-SSA1-2000 de 400 mg/L. La OMS señala que anteriormente se había establecido este valor basado en consideraciones gustativas. Sin embargo actualmente no propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el sulfato, pero recomienda notificar valores superiores a los 500 mg/L debido al efecto laxante que provoca el sulfato a estas concentraciones (OMS, 2006). Por otra parte, el sulfato en el agua de consumo puede producir un sabor apreciable en concentraciones mayores que 250 mg/L y contribuir a la corrosión de los sistemas de distribución. Pero dado que los niveles de sulfato encontrados en ambas zonas están por debajo de los 100 mg/L los problemas organolépticos o efectos gastrointestinales que pudieran deberse al consumo del agua de estas zonas no podrían atribuirse al sulfato.



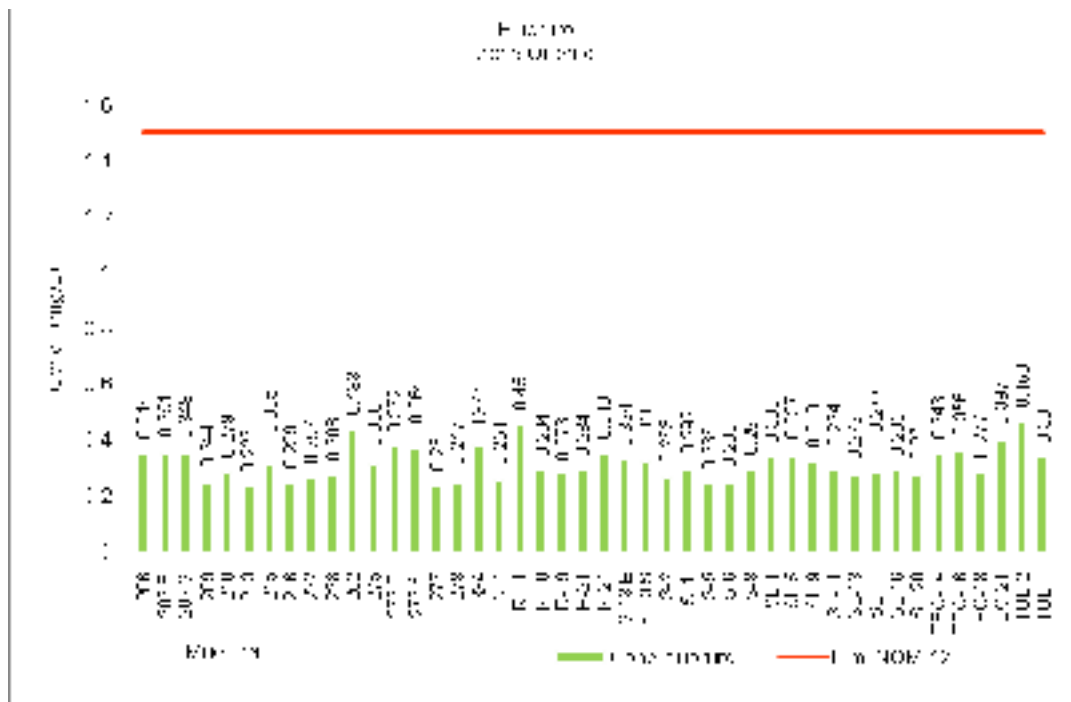
Gráfica 5.15. Concentraciones de cloruros del agua de los pozos de la zona oriente.



Gráfica 5.16. Concentraciones de cloruros del agua de los pozos de la zona poniente.

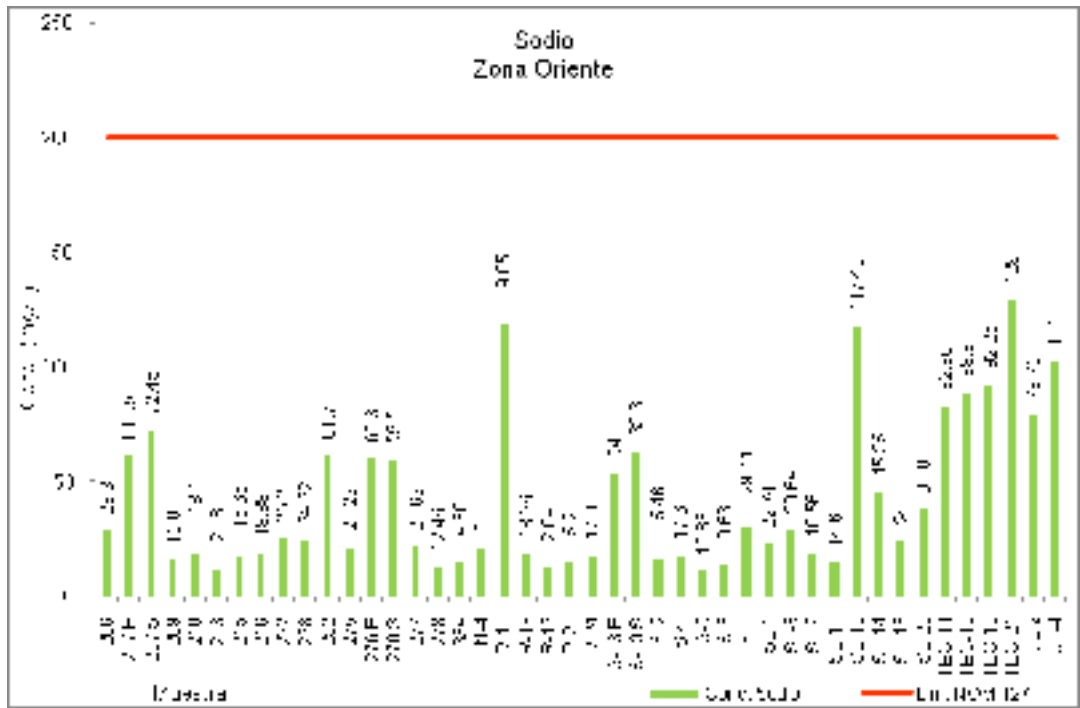
Cloruros

La OMS no propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el cloruro, sin embargo la NOM-127-SSA1-2000 señala un límite máximo permisible de 250 mg/L, porque concentraciones superiores pueden conferir al agua un sabor perceptible. La gráficas 5.15 y 5.16, muestran la concentración de cloruros del agua de los pozos de la zona oriente y poniente respectivamente. En la gráfica 5.13 que corresponde a la zona oriente se observa que las concentraciones van de los 5 mg/L a los 90 mg/L, mientras que en la zona poniente el intervalo de valores presentados es de los 6,5 mg/L a los 58 mg/L. Por lo tanto se infiere que el agua de esta zona no presenta problemas de sabor debido a la presencia de cloruros.

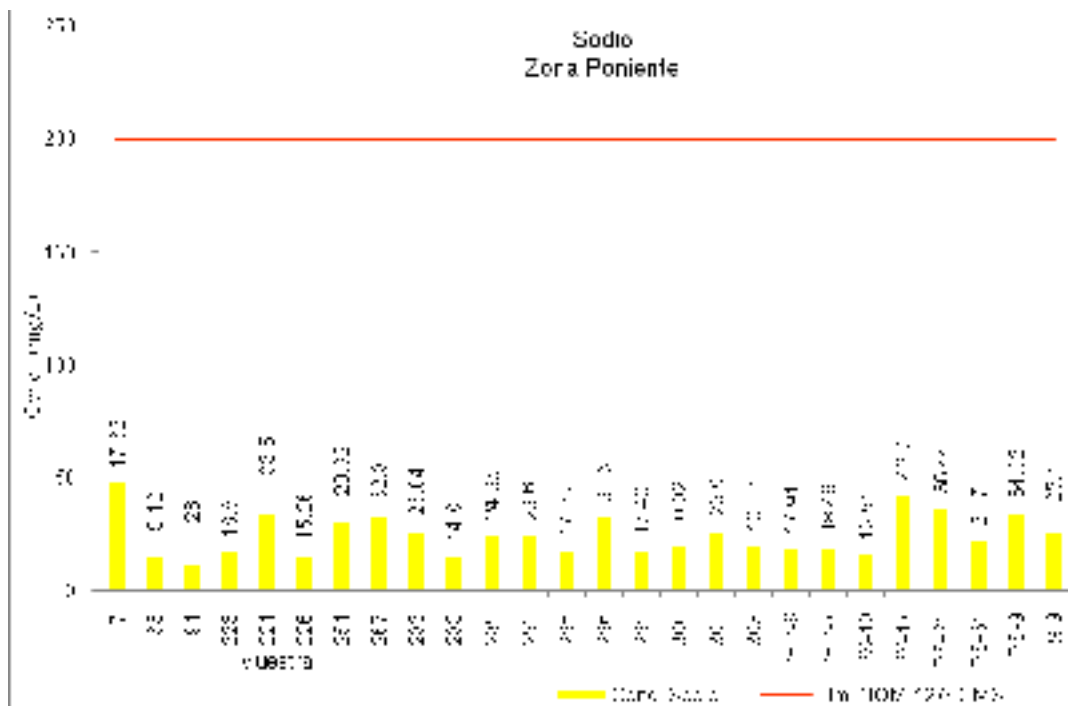


Gráfica 5.17. Concentraciones de fluoruros del agua de los pozos de la zona oriente.

Los bajos niveles de flúor encontrados en las muestras, se deben al tipo de rocas volcánicas que en esta zona son principalmente basaltos y andesitas, las cuales no liberan grandes cantidades de fluoruros comparadas con otros tipos de roca. El valor promedio de flúor reportado por distintos estudios geológicos en basaltos es de 360 ppm y en andesitas de 210 ppm, estos valores se consideran bajos comparados con otras rocas como riolitas con un promedio de flúor de 480 ppm y más aun con los granitos y granodioritas que contienen 810 ppm (Madhavan et al., 2007).



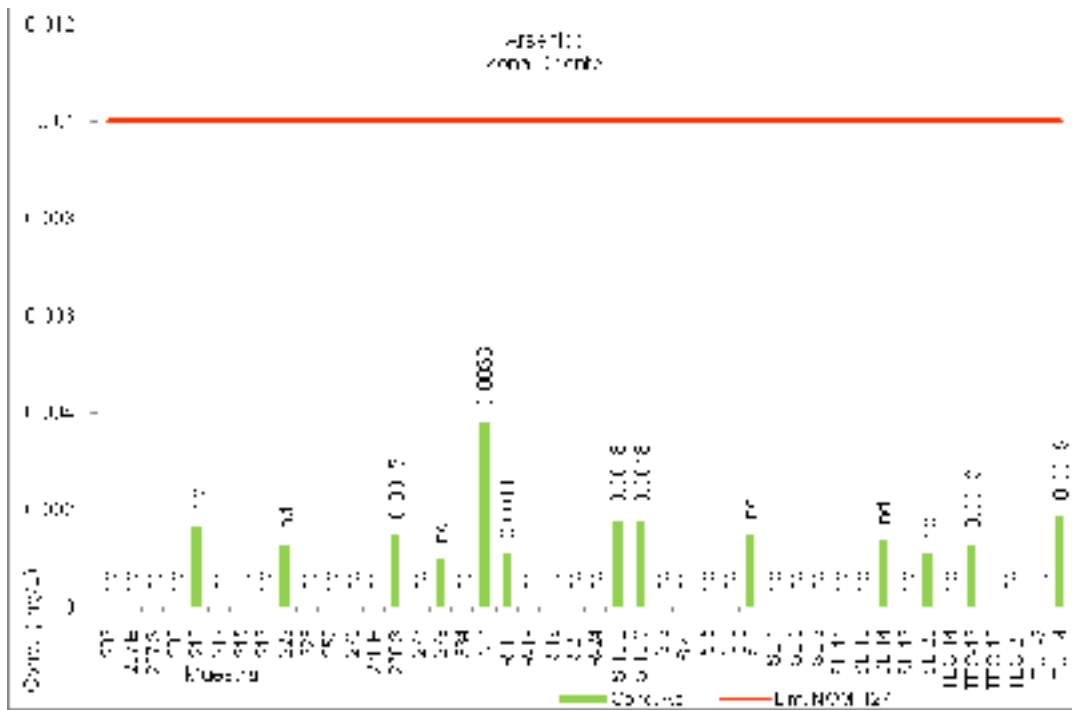
Gráfica 5.19. Concentraciones de sodio del agua de los pozos de la zona oriente.



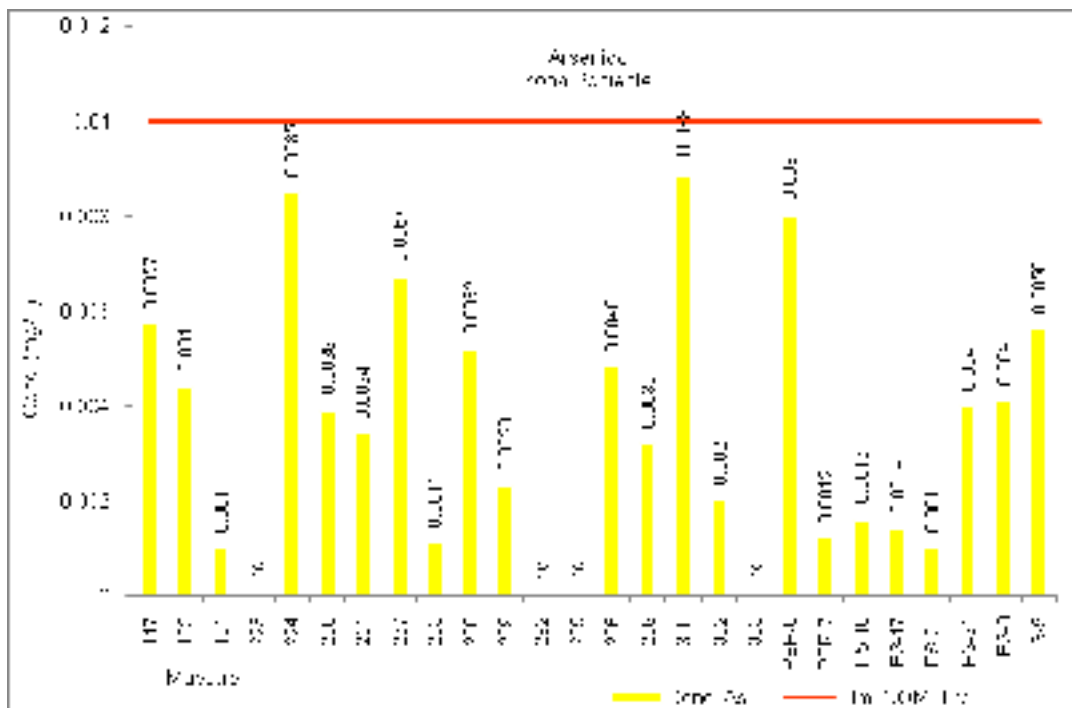
Gráfica 5.20. Concentraciones de sodio del agua de los pozos de la zona poniente.

Sodio

La OMS no establece un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el sodio, puesto que no se han podido extraer conclusiones definitivas con respecto a la posible asociación entre la presencia de sodio en el agua de consumo y la hipertensión. Sin embargo, la OMS señala que concentraciones de sodio por arriba de los 200 mg/L pueden conferir al agua un sabor inaceptable, la NOM-127-SSA-1-2000 establece ese límite para esta catión. En las gráficas 5.17 y 5.18 se observa que tanto la zona poniente como la zona oriente tienen concentraciones de sodio muy por debajo de este límite establecido. La mayor parte de las muestras de la zona poniente presentaron valores por debajo de 50 mg/L, mientras que en la zona oriente los valores están por debajo de los 150 mg/L. Por lo que se infiere que su sabor no se ve afectado, al menos por este elemento.



Gráfica 5.21. Concentraciones de arsénico del agua de los pozos de la zona oriente.



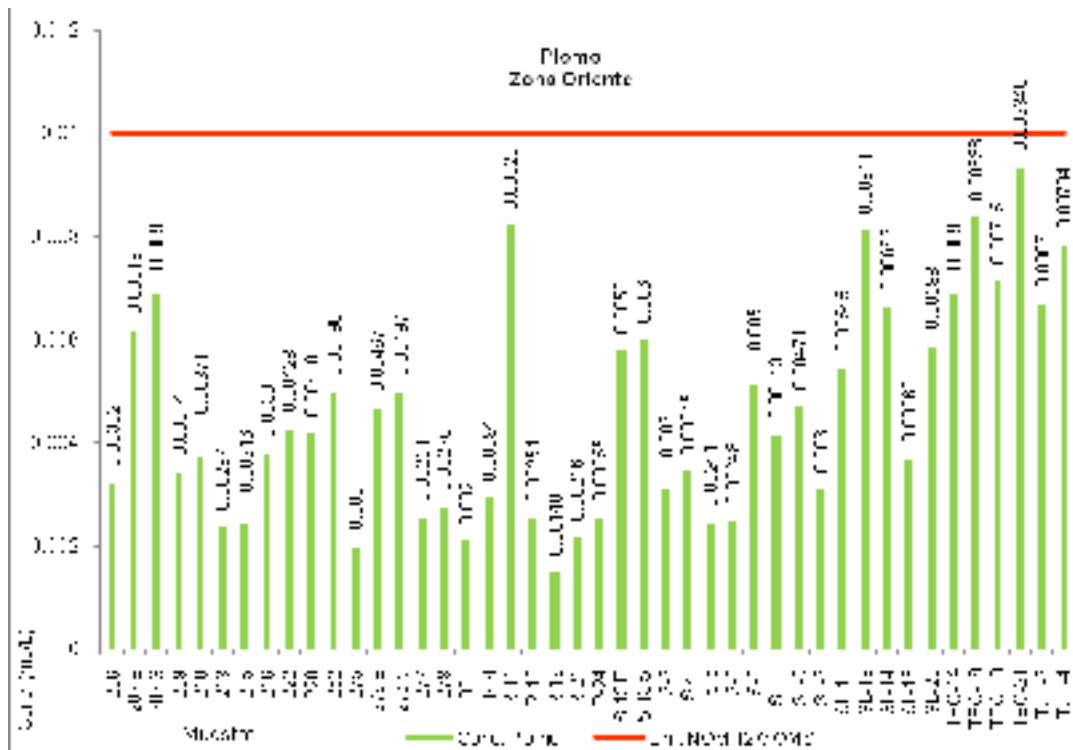
Gráfica 5.22. Concentraciones de arsénico del agua de los pozos de la zona poniente.

Arsénico

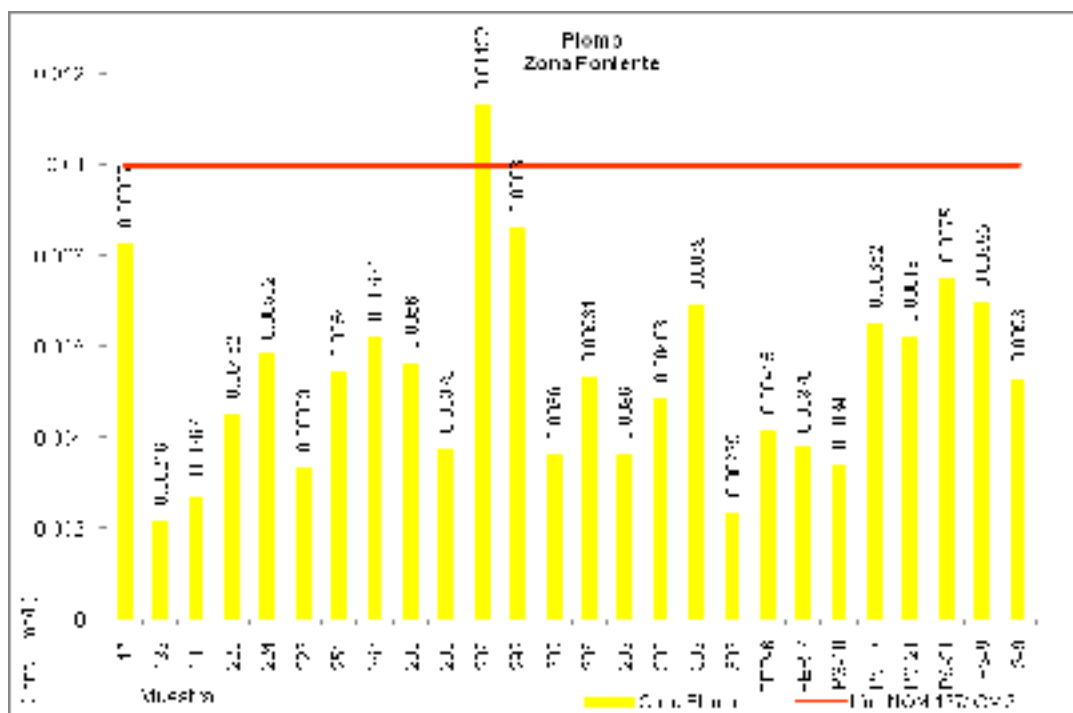
La determinación de arsénico en aguas subterráneas es de interés, porque la sensibilidad de movilización del arsénico ocurre a los valores de pH en que estas se encuentran típicamente (pH 6,5 a 8,5). Exposiciones a largo plazo al arsénico por agua contaminada pueden dar lugar a varias enfermedades como conjuntivitis, hiperqueratosis, hiperpigmentación, enfermedades cardiovasculares, cáncer de piel, etc. (Jain et al., 2000; Madhavan et al., 2007).

En la zona de estudio se encontró que los niveles de arsénico son mayores en la zona poniente que en la zona oriente, tal y como se observa en las gráficas 5.21 y 5.22. Aunque ninguno de los pozos analizados en ambas zonas rebasa el límite establecido por la NOM-127-SSA-1-2000 y OMS de 0,01 mg/L, si se toma en cuenta que las concentraciones de arsénico en aguas naturales son generalmente de 0,001 a 0,002 mg/L (OMS; 2006), se debe poner atención a la zona poniente, pues la mayor parte de los pozos analizados rebasan los 0,002 mg/L, e incluso los pozos 213 y 250 están ligeramente por arriba de los 0,008 mg/L valor cercano al límite permisible. En la zona oriente únicamente el pozo N-4 está por encima de los 0,002 mg/L, de hecho en esta zona la mayor parte de los pozos contienen cantidades de arsénico no detectables por el método empleado (FIAS).

Aunque la presencia de arsénico en aguas naturales depende de la geología local, hidrología y características del material del acuífero, también se pueden acumular en los suelos debido a actividades humanas como la quema de combustibles fósiles (Madhavan et al., 2007). Por lo tanto sería importante conocer si en las zonas con mayor cantidad de arsénico su presencia se debe a fuentes naturales o a actividades antropogénicas.



Grafica 5.23. Concentraciones de plomo del agua de los pozos de la zona oriente.



Grafica 5.24. Concentraciones de plomo del agua de los pozos de la zona oriente.

Plomo

La exposición a plomo en agua potable puede resultar en retardo del desarrollo fisiológico y neurológico en niños, y puede causar alta presión en la sangre, problemas en los riñones y cáncer en adultos. La población más afectada son los lactantes y niños, ya que el valor de referencia de 0,001 mg/L se estableció para proteger a estos grupos de edad, pues el plomo es una sustancia acumulativa y los lactantes son el subgrupo de población más sensible porque absorben 4 o 5 veces más plomo que los adultos (OMS, 2006; Renner, 2009).

En la zona de estudio se encontraron niveles de plomo por debajo del límite establecido tanto por la NOM-127-SSA1-2000 y la OMS, a excepción de la muestra 289 cuya concentración fue de 0,01132. Cabe señalar que incluso el límite establecido por la normatividad vigente es una concentración muy inferior a la que provoca envenenamiento crónico en adultos (0,05 mg/L), sin embargo el agua que excede este límite no dejan de ser un riesgo potencial para la salud de las personas que la consumen principalmente para los infantes, porque como se mencionó anteriormente es un elemento que se acumula en el esqueleto (Jiménez, 2001; OMS, 2006).

Las aguas subterráneas se contaminan con plomo por movilización de este en el suelo presente naturalmente o como resultado de actividades antropogénicas, y en algunos casos por desgaste mineral (Köhn et al., 2001). Sin embargo el pH y la dureza son dos parámetros que pueden intervenir en la concentración de plomo en el agua, ya que la disolución del plomo de las tuberías es más factible en aguas blandas y ácidas (OMS 2006). Esto último es un aspecto a considerar en la zona de estudio porque como ya se mencionó con anterioridad, el agua de los pozos analizados se consideran como aguas blandas y el agua de la zona oriente tiene problemas de acidez ya que el 77% de los pozos analizados presentaron valores de pH por debajo de 7. Por lo tanto en los pozos que tienen problemas en cuanto a la acidez y dureza la cantidad de plomo en el agua que consume la población de estas zonas podría ser mayor que la reportada en este trabajo, si los consumidores cuentan con tuberías de este material.

Zinc, hierro y manganeso

Dado que la cantidad de zinc en aguas subterráneas no suele sobrepasar los 0,01 y 0,05 mg/L (OMS, 2006), las muestras analizadas tenían cantidades de zinc no detectables por el método utilizado cuyo límite de detección era de 0,05 mg/L. La única excepción fue la muestra SL-11 de la zona oriente, que presentó una concentración de 0,41 mg/L. Esta muestra cumple con el límite establecido por la NOM-127-SSA1-2000 que es de 5,0 mg/L.

Las concentraciones de hierro y manganeso también fueron analizadas, debido a que ambos elementos repercuten en el sabor y aspecto del agua. En el caso del hierro, las concentraciones de este metal en las muestras tanto de la zona oriente y poniente fueron no detectables por el método empleado.

De igual forma las concentraciones de manganeso de las muestras de la zona poniente no fueron detectables por método empleado, cuyo límite de detección es de 0,01 mg/L. Lo mismo ocurrió en las muestras de la zona oriente excepto por las muestras TEC-16 y TEC-21 que presentaron concentraciones de manganeso de 0,12 y 0,15 respectivamente. Ambas muestras están dentro del límite establecido por la NOM-127-SSA1-2000 de 0,15 mg/L, el cual se instauró porque concentraciones superiores de manganeso en el agua provocan un sabor amargo y un color rojizo. Mientras que la OMS establece un límite de 0,4 mg/L basándose en los problemas de salud que el manganeso causa a concentraciones superiores (APHA-AWWA-WPCF, 1992; OMS, 2006).

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES

Los valores más altos de conductividad se presentaron en la zona oriente y no en la zona poniente que es zona de transición. Sin embargo el área de muestreo en su totalidad cumple con los estándares internacionales referentes a conductividad.

El problema que con mayor frecuencia se presentó fue el cumplimiento de los límites establecidos para pH, ya que dos de las muestras analizadas excedieron el límite superior y cuatro estuvieron por debajo de límite inferior establecido. En general la zona oriente tiene valores de pH más básicos y la zona poniente valores de pH más ácidos, quizás porque esta última es un área más permeable a la infiltración de lluvia ácida que ocurre en la ciudad debido a la presencia de diversos contaminantes en la atmósfera.

El superar el límite inferior o superior establecido de pH trae problemas que afectan la calidad del agua porque de los valores de pH depende la disolución de los elementos presentes en las rocas y los procesos de desinfección. Por lo que es una variable que se debe monitorear y remediar en las zonas afectadas.

Aunque la alcalinidad no es un parámetro que se tenga en cuenta en la NOM-127-SSA1-2000, es importante determinarlo porque de ella depende la formación de precipitados. De acuerdo a los resultados obtenidos los mayores valores de alcalinidad se encontraron en la zona oriente, lo cual coincide con que en esta área el agua tienen los valores de pH más altos.

Todas las muestras de agua analizadas cumplieron con el límite de dureza establecido por la NOM-127-SSA1-2000. No obstante concentraciones inferiores a las del valor límite establecido si bien no provocan problemas de salud o en el olor y sabor del agua, sí pueden afectar a los consumidores en otros aspectos.

En este estudio, se observan valores de dureza y pH bajos, lo cual puede tener como repercusión la disolución de tuberías de plomo, que quizás aun existan en las construcciones más antiguas de la zona.

Los casos de concentraciones de nitratos por encima del límite establecido se presentaron tanto en la zona poniente como en la oriente. Sin embargo, la zona poniente presentó mayor cantidad de casos que tienen una concentración de nitratos muy cercana al límite establecido debido a que el suelo de esta zona es más permeable a los contaminantes que en su mayoría provienen de actividades agrícolas, ganaderas y del uso de letrinas.

Las concentraciones de sulfatos, sodio y cloruros que presentaron todas las muestras analizadas están muy por debajo del límite establecido en la NOM-127-SSA1-2000, por lo tanto los problemas de sabor que pudieran presentarse no se deben a estas especies químicas.

Los bajos niveles de fluoruros encontrados en las muestras de agua analizadas se deben a la composición del suelo de la zona de estudio. A pesar de esto es de gran importancia seguir midiendo las concentraciones de flúor presente en el agua potable por los daños a la salud que este elemento puede ocasionar si está por encima del límite de concentración establecido.

Ninguna muestra sobrepasó el límite establecido para arsénico, sin embargo es evidente que en la zona poniente se tienen concentraciones de arsénico más altas, con respecto a la zona oriente. Esto se puede deber a la composición de las rocas del suelo o a la alta permeabilidad que presenta la zona poniente por ser zona de transición. Es importante determinar si las altas concentraciones de arsénico se deben a fuentes de contaminación naturales o antropogénicas, porque de ser esta última el origen del problema es importante remediarlo a tiempo.

Solo una de las muestras excedió el límite establecido para plomo, sin embargo el plomo se presenta en mayores concentraciones en la zona poniente que oriente. La causa de esto puede ser por la naturaleza del suelo en esa zona o por las actividades industriales realizadas en ella.

No se presentaron problemas en cuanto a las concentraciones de zinc, fierro y manganeso.

Salvo algunas excepciones, las concentraciones de las especies químicas analizadas en el agua subterránea de la zona sur de la ciudad de México, cumplen con los límites establecidos en la normatividad vigente. El agua que proviene de la zona de transición no presentó problemas importantes de contaminación, pero al comparar la concentración de arsénico, plomo y nitratos, así como los valores de pH con los obtenidos en la zona denominada oriente, es evidente que en la zona de transición hay una mayor concentración de las especies químicas mencionadas y una acidez más alta, lo cual se puede deber a la alta permeabilidad de este suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez M., Lozano S. Metrópolis: Radiografía de la Gran Urbe. Gobierno del Distrito Federal, Secretaria de Obras y Servicios. México D.F., 2009. Págs. 212-225.

APHA-AWWA-WPCF. Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Decimo séptima edición. Ediciones Díaz de Santos. Madrid, España 1992. Págs. 2-33 a 2-39, 2-53 a 2-65, 2-88, 3-112, 3-120.

Arizabalo R.D.M, Díaz G. La contaminación del agua subterránea y su transporte en medios porosos. Cuadernos del Instituto de Geofísica, UNAM. México D.F., 1991. Págs. 9-11

Armenta M.A., Zamora V., Juárez S. Manual para el análisis químico de aguas naturales en el campo y laboratorio. Comunicaciones técnicas, Serie de Docencia y Divulgación, No. 4. Instituto de Geofísica, UNAM, Laboratorio de Química Analítica. México, 1987

Armenta M.A., Castro de Esparza M.L., López C.M., Piñeiro A. E., Sassone H. IBEROARSEN: Metodologías analíticas para la determinación y especiación es de arsénico en aguas y suelos. Capítulo 4: Determinación de arsénico por el método: absorción atómica-generación de hidruros-FIAS. CYTED. Argentina, 2009. Págs. 65-92.

Cañizares-Macías M. P. Análisis por inyección en flujo: herramienta clave para la automatización analítica. Revista de la sociedad química de México. Vol. 46, Núm. 2 (abril-junio, 2002). Págs. 167-174.

Cardona A., Hernández N. Modelo geoquímico conceptual de la evolución del agua subterránea en el valle de México. Ingeniería Hidráulica en México. Vol X, (Sep.-Dic., 1995). Pág. 71-90.

De Zuane J. Handbook of drinking water quality. Parte 2. Segunda edición. John Wiley and Sons. Canada, 1997. Pág. 30.

Delgadillo Macías Javier. Zona metropolitana de la Ciudad de México. Complejo geográfico, socioeconómico y político. Departamento del Distrito Federal-Instituto de investigaciones económicas UNAM. México, 1993. Pág. 69.

DGCOH, DDF. Estrategias de muestreo en el sistema hidráulico para abastecimiento de agua potable en el Distrito Federal. Disponible en: http://www.atl.or.mx/aguadf/images/docs/sistema_hidraulico.pdf 13-08-2010, 20:25).

Egboka B. C. E., Nwankwor G. I., Orajaka I. P., Ejiofor A. O.. Principles and Problems of environmental Pollution of Groundwater Resources with Case Examples from Developing Countries. Environmental Health Perspectives, Vol. 83. (Nov., 1989). Págs. 39-68

Ezcurra Exequiel. De la chinampas a la megalópolis. El medio ambiente en la cuenca de México. Fondo de Cultura Económica. México, 1995. Disponible en: <http://bibliotecadigital.ilce.edu.mx/sites/ciencia/volumen2/ciencia3/091/html/chinampa.html>

Foster S., Hirata R., Gomes D., D'Elia M., Paris M. Protección de la calidad del agua subterránea guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales. Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento/ Banco Mundial. Madrid España, 2002.

Foster S., Kemper k., Tuinhof K., Koundouri P., Nanni M., Garduño H. Natural Groundwater Quality Hazards avoiding problems and formulating mitigation strategies. The World Bank, 2006. Págs. 1-5.

Goldberg, V. M. Groundwater Pollution by Nitrates from Livestock Wastes. Environmental Health Perspectives, Vol. 83 (Nov., 1989). Págs. 25-29.

Gómez-Anguiano M., Ramírez-Chávez H. Fuentes de contaminación de las aguas subterráneas en la Heroica Ciudad de Huajuapán de León, Oaxaca. Temas de Ciencia y Tecnología, Vol. 11 (Sep.-Dic., 2007). Págs. 23-28.

Goncharuk V. V., Bagrii V. A., Mel'nik LA., Chebotareva R.D., Bashtan S. Yu. The Use of Redox Potential in Water Treatment Processes. Journal of Water Chemistry and Technology, Vol. 32, (2010). Págs. 1-9.

Guerrero, T., Rives, C., Rodríguez, A., Saldivar, Y., Cervantes, V. El agua en la ciudad de México. Ciencias, Núm. 94, (Abril-Junio, 2009). Págs. 16-23.

Hargesheimer E., Conio O., Popovicova J. Online monitoring for drinking water utilities. American Water Works Association. Denver USA, 2002. Pág. 97.

Harris, Daniel C. Análisis químico cuantitativo. Tercera edición. Editorial Reverté. Barcelona España, 2003. Págs. 587-588

Hernández H. L., Gonzalez P. C. Introducción al análisis instrumental. Editorial Ariel. Barcelona España, 2002. Págs. 119-135

Izazola Haydea. Agua y sustentabilidad en la Ciudad de México. Estudios demográficos y urbanos. Red de revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal. Núm. 47, (Mayo-Agosto, 2001). Págs. 285-320.

Jain C. K., Ali I. Arsenic. Occurrence, toxicity and speciation techniques. Water Research, Vol. 34, No. 12 (2000). Págs. 4304-4312.

Jiménez C., Mazari H., Domínguez M., Cifuentes G. El agua en el Valle de México en El agua en México vista desde la academia. Academia mexicana de ciencias. México, 2004. Págs. 15-33.

Jiménez, Cisneros. La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. Limusa, Colegio de ingenieros ambientales de Mexico A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA. México, 2001. Págs. 48-63, 76-78, 104, 117-130,

Köhn J., Kruse E., Santos J. Lead contamination of groundwater in the northeast of Buenos Aires Province, Argentina. Impact of Human Activity on Groundwater dynamics: Proceedings of an international symposium held during the Sixth Scientific Assembly of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS) at Maastricht, July 2001. Págs. 323-324

Llamas Madurga, Ramón. Aguas subterráneas: retos y oportunidades. Fundación Marcelino Botín Mundi Prensa. Madrid, España 2001. Págs. 11-13.

Llamas, Ramón. Water and Ethics, use of groundwater. UNESCO. Paris Francia, 2004. Págs. 11-13

Madhavan N., Subramanian V. Groundwater. Capítulo 6: Environmental impact assessment, remediation and evolution of fluoride and arsenic contamination process in groundwater. Springer Netherlands, 2007. Págs. 129-133 y 137.

Manahan, Stanley E. Introducción de la química ambiental. Editorial Reverté. Barcelona, España 2007. Págs. 145-162 y 268-271.

Mañay N., Clavijo G., Díaz L. Iberoarsen: Metodologías analíticas para la Determinación y especiación es de arsénico en aguas y suelos. Capítulo 5: Absorción atómica con horno de grafito. CYTED. Argentina, 2009. Págs. 75-92.

Martínez Edith. La lluvia ácida carcome las zonas verdes del D.F. El Universal. Miércoles 13 de enero, 2010. Disponible en: <http://www.eluniversal.com.mx/ciudad/99782.html> (14-09-2010, 1:25)

Mazari M., Mackay D. M. Potential for groundwater contamination in Mexico City. Environmental Science. Technology. Vol. 27, No. 5, (1993). Págs. 794-802

Mijailov L, traducido por Velázquez T. Hidrogeología. Editorial Mir Moscú. URSS, 1985. Págs 35-44.

Muñoz C., Ritter R. Hidrología agroforestal. Dirección General de Universidades e Investigación del Gobierno de Canarias: Mundi-Prensa. España, 2005. Págs. 265-266

National Research Council, Academia de la Investigación científica, A.C. Academia Nacional de Ingeniería, A.C. National Academy Press. El suministro de agua de la ciudad de México. Mejorando la Sustentabilidad. Washington, D.C. 1995. Disponible en: <http://lanic.utexas.edu/la/Mexico/water/libro.html>

NMX-AA-008-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación del pH, Método de prueba.

NMX-AA-072-SCFI-2001. Determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-073-SCFI-2001. Determinación de cloruros en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-077-SCFI-2001. Determinación de fluoruros en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NOM-127-SSA1-2000. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

OMS. Guías para la calidad del agua potable. Tercera edición. Ginebra, Suiza. 2006.

Ongley, E.D. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje, 1997. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/W2598S/W2598S00.htm>.

Perdomo C. H., Casanova O. N. y Ciganda V. S. Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coniformes en el litoral sudoeste de Uruguay. *Agrociencia*, Vol. 1 (2001). Págs. 10-22.

Prince, Michael. Agua subterránea. Editorial Limusa. México, 2003. Págs. 32-48.

Ramos Leal J. A., Noyola Medrano C., Tapia Silva F. O. Aquifer vulnerability and groundwater quality in mega cities: case of the Mexico Basin. *Environmental Earth Science*. Springer-Verlag, 2010. Disponible online en: <http://www.springerlink.com/content/u097001107266k02/fulltext.pdf> (7-09-2010, 19:00).

Renner R. Out of Plumb: When Water Treatment Causes Lead Contamination. *Environmental Health Perspectives*, Vol. 117, No. 12 (Dec., 2009). Pág. A542-A543.

Rocha Castro E. Principios básicos de espectroscopia. Editorial UACH. México, 2000. Págs. 123-203.

Rubinson Kenneth, Rubinson Judith. Análisis instrumental. Pearson educación. Madrid España, 2001. Págs. 282-293 y 300-303.

Secretaría del medio ambiente-Gobierno del Distrito Federal, Estudio para la recarga del acuífero en el suelo de conservación del DF. Disponible en: http://www.sma.df.gob.mx/sma/links/download/archivos/estudio_recarga_acuifero_suelo_%20de_conservacion.pdf (7-09-2010, 18:35).

Skoog D., Holler J., Nieman T. Principios de análisis instrumental. Editorial McGraw Hill. Barcelona, España 2001. Págs. 122-126 y 219-229.

Sogorb Sanchez M. A., Vilanova Gisbert E. Técnicas analíticas de contaminantes químicos. Aplicaciones toxicológicas, medioambientales y alimentarias. Ediciones Díaz de Santos. España, 2004. Págs. 97-110

Tortajada C. Water Management in Mexico City Metropolitan Area. *Water Resources Development*, Vol. 22, (Junio, 2006), Págs. 353-356.

APÉNDICE

COMPOSICIÓN DE SOLUCIONES EMPLEADAS EN EL ANÁLISIS QUÍMICO

Ajustador de fuerza iónica para cloruros

42.5 g de NaNO_3 en 100 ml de agua destilada.

Ajustador de fuerza iónica para fluoruros TISAB

28.5 g de ácido acético glacial, 29 g de NaCl y 0.15 g de citrato de sodio en agua destilada. Ajustar el pH a un rango de 5 a 5.5 con NaOH 0.5 M, dejar enfriar y diluir en medio litro.

Solución etanol-glicerol empleada en la determinación de sulfatos

25 ml de glicerol, 30 ml de HCl , 150 ml de agua destilada, 50 ml de etanol al 95% y 37.5 g de cloruro de sodio.

Solución Zobell

Ferrocianuro de potasio 0.003M, Ferricianuro de potasio 0.003M y cloruro de potasio 0.1 M, en agua des-ionizada.

Solución 1900 μs

KCl 0.01 M preparado con agua des-ionizada