

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Estudios Superiores Iztacala

Carrera de Biología



Estudio bacteriológico y fisicoquímico del agua, en la zona
oriente del acuífero de Cuautla - Yautepec, Morelos,
México.

T E S I S
Q u e P r e s e n t a
Rita Elena Del Castillo Arriaga
Para obtener el título de
B I Ó L O G O

Directora de Tesis

QFB. Esperanza del S. Robles Valderrama

Los Reyes Iztacala, Tlanepantla de Baz, Edo. De México, 2009



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.

Dedicada

Al mundo.

Agradecimientos

Por todas las facilidades brindadas para la realización de este trabajo les doy mi agradecimiento a la:

***Subgerencia de Explotación y Monitoreo Geohidrológico
Gerencia de Aguas Subterráneas
Subdirección General Técnica
Comisión Nacional del Agua (CNA)***

Por todas las facilidades brindadas y su participación en los muestreos les doy mi agradecimiento a la:

***Subgerencia de Aguas Subterráneas
Dirección Técnica
Dirección General del Organismo de la Cuenca del Río Balsas
Comisión Nacional de Agua (CNA)***

Agradecimientos especiales

*Ing. Hugo Francisco Parra Tabla
Ing. Delia González Rojas
Ing. Rafael López Soto
Ing. Alfonso García Sesento
Técnico Topógrafo Antonio Orozco Vega*

Lenguaje (1929-1941)

*El sol nos habla por medio de la luz,
con aroma y color lo hacen las flores,
el aire con las nubes, nieve, y lluvia.*

*En el santuario del mundo
vive un impulso, es insaciable,
para romper el mutismo de las cosas,
y en la palabra, el gesto, el sonido, el color
declarar el ser y su secreto.*

*La clara fuente de las artes corre aquí,
lucha por la palabra la revelación,
por el alma del mundo, y luminosa anuncia
con los labios del hombre una experiencia eterna.*

*Toda vida tiende hacia el lenguaje,
en la voz y en el número, en el color, la línea y el sonido
y alza un trono cada vez más alto a los sentidos.*

*El rojo y el azul en una flor
se vuelve en la palabra de un poeta
el edificio interno de la creación
que siempre empieza y no termina nunca.
Y allí donde el sonido y la palabra se combinan,
donde una canción suena, el arte se despliega,
y es cada vez allí el sentido de todo el universo,
y la existencia toda se conforma de nuevo,
y cada libro y cada canción
y cada cuadro es un descubrimiento,
un nuevo intento, tal vez hace el millar,
para alcanzar la unión de lo que vive.*

*Os atraen música y poesía
a entrar en esa unión,
para captar la variedad de lo creado
una mirada basta solamente al espejo.
Lo que nos afecta con su desconcierto
se vuelve claro y simple en el poema:
ríe la flor, la nube llueve,
tiene sentido el mundo, y lo que es mudo habla.*

Hermann Hesse

Índice de Contenido

Resumen	4
1. Introducción	5
2. Marco teórico	9
2.1 Antecedentes	9
2.2 Acuíferos	14
2.2.1 Clasificación	14
2.2.2 Calidad del agua Subterránea	16
2.2.3 Contaminación del Agua subterránea	17
2.2.3.1 Fuentes de Contaminación Difusa	18
2.2.3.2 Fuentes de Contaminación Puntual	21
2.2.4 Identificación de un Acuífero Contaminado	24
2. 2. 5 Recarga Artificial	25
2.3. Parámetros Físico-Químicos	26
2.4. Parámetros Bacteriológicos	38
2.5 Normatividad	42
3. Justificación	43
4. Objetivos	44
Objetivo general	44
Objetivos particulares	44
5. Descripción del área de estudio	45
6. Material y Método	48
7. Resultados y discusión	51
8. Conclusiones	92
9. Recomendaciones	95
10. Bibliografía	100

Índice de Tablas

Tabla 1. <i>Definición de clases de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos</i>	15
Tabla 2. <i>Clasificación de los problemas de calidad del agua subterránea</i>	17
Tabla 3. <i>Ámbitos de competencia y volúmenes autorizables de los municipios del Estado de Morelos, acuífero Cuautla-Yautepec (CNA, 2002)</i>	48
Tabla 4. <i>Técnica analítica para cada parámetro</i>	49
Tabla 5. <i>Clasificación hecha por Brown, Skougstad, y Fishman (1970) para la dureza en mg/L como CaCO₃ (Lind, 1985).</i>	63
Tabla 6. <i>Cálculo de la Dureza carbonatada y no carbonatada</i>	64
Tabla 7. <i>Parámetros estadísticos descriptivos del pozo Puerta de Fierro</i>	87
Tabla 8. <i>Parámetros estadísticos descriptivos del pozo Iztaccihuatl</i>	88
Tabla 9. <i>Parámetros estadísticos descriptivos del pozo Yecapixtla</i>	89
Tabla 10. <i>Resultados del Análisis de Componentes Principales.</i>	90
Tabla 11. <i>Resultados del análisis discriminante.</i>	90
Tabla 12. <i>Distancias de Mahalanobis (DM) y Niveles de significancia (NS) entre las estaciones de muestreo</i>	91

Índice de Figuras

Fig. 1 Acuífero del Valle Cuautla-Yautepec, Morelos, Mex. (CNA, 2008)	46
Fig. 2 Vista satelital de la ubicación de los tres pozos muestreados (fuente: Google Earth)	47
Fig. 3 Trabajo de campo (In situ del OD, pH y temperatura)	50
Fig. 4 Trabajo de Laboratorio (parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos)	50
Fig. 5 Variación espacial y temporal de la Alcalinidad en los pozos estudiados	52
Fig. 6 Variación espacial y temporal de Cloruros en los pozos estudiados	55
Fig. 7 Variación espacial y temporal de la Conductividad Eléctrica en los pozos estudiados	57
Fig. 8 Variación espacial y temporal de Dureza Total en los pozos estudiados	62
Fig. 9 Variación espacial y temporal de Dureza de Calcio en los pozos estudiados	63
Fig. 10 Variación espacial y temporal de Nitratos en los pozos estudiados	67
Fig. 11 Variación espacial y temporal de Oxígeno Disuelto en los pozos estudiados	69
Fig. 12 Variación espacial y temporal de pH en los pozos estudiados	72
Fig. 13 Variación espacial y temporal de Sólidos Disueltos en los pozos estudiados	74
Fig. 14 Variación espacial y temporal de Sulfatos en los pozos estudiados	76
Fig. 15 Variación espacial y temporal de la Temperatura en los pozos estudiados	78
Fig. 16 Variación espacial y temporal de la Turbiedad en los pozos estudiados	80
Fig. 17 Variación espacial y temporal de los Coliformes Totales en los pozos estudiados	84
Fig. 18 Variación espacial y temporal de los Coliformes Fecales en los pozos estudiados	84
Fig. 19 Diagrama de dispersión de la función uno contra la función dos	91



Resumen

Más del 95 % del agua dulce mundial disponible es subterránea. Estas aguas son valiosas como una fuente de agua potable para la mayor parte de comunidades en el mundo. En México, más de 50% del agua utilizada para el consumo humano, la industria y la agricultura proviene de ésta fuente. La fuente de agua subterránea más importante es la precipitación que penetra directamente al suelo y se infiltra hacia el acuífero o se incorpora de las corrientes superficiales. La actividad humana en la superficie del terreno modifica los mecanismos de recarga de los acuíferos e introduce otros nuevos, cambiando la distribución, frecuencia, tasa y calidad de la recarga del agua. Estudios sobre la contaminación de agua subterránea refieren la salinidad como un factor determinante en la calidad del agua potable; su dureza, alcalinidad, acidez, el uso de agro-productos, cantidades excesivas de nitratos, etc. Éstos y otros parámetros son medidos y comparados con normas internacionales y nacionales para determinar la calidad para consumo humano y analizar las fuentes potenciales de contaminación. El presente estudio se enfocó en determinar la calidad bacteriológica y fisicoquímica del agua de tres pozos: Puerta de Fierro, Iztaccihuatl y Yecapixtla; ubicados en la zona oriente del acuífero Cuautla - Yauatepec, Morelos, México. Éste acuífero presenta un potencial hidrológico muy importante. El muestreo se realizó mensualmente durante un año (marzo 2008 –febrero 2009). Las muestras fueron colectadas antes del dosificador de cloro, utilizando las técnicas de muestreo apropiadas. *In situ* se determinaron en cada pozo el OD, pH y temperatura. Se tomaron muestras en una bolsa estéril para las determinaciones bacteriológicas. Todas las muestras se trasladaron en hielo al laboratorio en donde se analizaron los parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos de acuerdo a las técnicas indicadas en las normas mexicanas. Se observó una correlación entre la altitud y profundidad del pozo con la conductividad eléctrica. El pozo Puerta de Fierro que posee la menor altitud y profundidad, presentó las concentraciones más altas de todas las sales, con una conductividad anual promedio de 743.54 μS , mientras que el pozo Yecapixtla con la mayor altitud y una profundidad de 180m presentó un promedio anual de 250 μS . Éste comportamiento evidencia la tendencia de la dirección del flujo del acuífero (norte-sur), el pozo Puerta de Fierro se encuentra más al sur de los tres pozos muestreados y es donde hay una mayor concentración de sales, la movilidad de los contaminantes puede ser explicada con estos resultados. Se observó también un posible papel fundamental por parte de la vegetación en la absorción de cationes como nutrientes y en la oxidación y reducción de otros compuestos inorgánicos, ya que el pozo Puerta de Fierro con la mayor cobertura vegetal mostró una cantidad significativa de aniones que se traduce como dureza no carbonatada. Por otro lado, el pozo Iztaccihuatl y Yecapixtla obtuvieron una dureza carbonatada, es decir, la presencia de cationes predominó. Usando la norma mexicana NOM-127-SSA1-1994, se compararon los resultados, y podemos concluir que normativamente el agua del acuífero se encuentra en buenas condiciones para consumo humano y uso público-urbano. Los únicos parámetros que sobrepasan de la norma, son el pH que resultó ser ligeramente ácido, y los Coliformes totales y fecales. Para éstos últimos la preocupación es menor, ya que la muestra se tomó antes del dosificador de cloro. Para el pH ácido, suponemos que la dilución del CO_2 atmosférico a través de la lluvia y las reacciones oxido-redox son las responsables de éstos valores bajos. Aparentemente la calidad del agua se encuentra en buen estado, sin embargo, para realizar una verdadera afirmación se necesita conocer la historia que rodea al acuífero, su estado actual y realizar una evaluación sobre las posibles fuentes de contaminación futuras. Es necesaria la reformulación de una cultura del agua la cual debería promoverse no sólo a nivel población sino también institucional.



1. Introducción

Los recursos hídricos en México son constitucionalmente recursos naturales propiedad de la nación y, como tal, son bienes públicos que el Estado tiene la responsabilidad de preservar (Álvarez s/a). El flujo de las aguas epicontinentales desde las regiones montañosas o tierras bajas hasta el mar es parte esencial del ciclo hidrológico mundial. Éste enlaza de manera compleja y dinámica la atmósfera, la biósfera y la hidrósfera, es decir, aguas continentales y subterráneas, salinas y dulceacuícolas y una gran diversidad de tipos de ecosistemas (Arriaga *et al.*, 2000).

Si se considera el total de agua en el planeta, solamente el 2.6% es agua dulce, de la cual el 77% se encuentra atrapada en las capas de hielo polar y en los glaciares y el 11% está almacenada en acuíferos subterráneos, quedando solo el 12% como agua superficial. De éste 12%, solo el 0.57% existe en la atmósfera y en la biosfera. A través de la precipitación y la condensación, la atmósfera distribuye el agua evaporada mientras que los componentes y procesos hidrológicos de la biósfera la redistribuyen a través de corrientes superficiales y del suelo, como el agua subterránea, y en procesos de filtración y evapotranspiración (Arriaga *et al.*, 2000).

Más del 95 % del agua dulce mundial disponible (excluyendo capas de hielo y los glaciares) es subterránea. Estas aguas subterráneas son valiosas como una fuente de agua potable para la mayor parte de comunidades en el mundo, sobre todo las pequeñas. En los Estados Unidos, aproximadamente 15 millones de pozos privados sirven a menos de 25 personas cada uno. Además, aproximadamente el 92 % de las 168,000 redes fluviales, obtienen su agua potable en parte o totalmente de aguas subterráneas (Berger, 2003).

En México, más de 50% del agua utilizada para el consumo humano, la industria y la agricultura proviene del agua subterránea; la cual a pesar de su importancia, existe un gran desconocimiento de los acuíferos, su geometría y los volúmenes de agua disponibles, así como de la calidad del agua de muchos de ellos (Arriaga *et al.*, 2000).

El agua subterránea se reabastece o recarga con la lluvia, nieve derretida, arroyos y cualquier otra forma de agua superficial que se trasmite hacia la tierra. El agua se filtra y llena todos los espacios



entre partículas de tierra y roca, constituyendo la zona saturada. A la parte superior de esta zona se le llama capa freática. La capa freática puede estar de unos cuantos pies a cientos de pies debajo de la superficie. El agua subterránea se puede trasminar de la tierra en los arroyos, y algunas veces fluye hacia lagos y arroyos (Maquillan *et al.*, 2000).

La fuente de agua subterránea más importante es la precipitación que penetra directamente al suelo y se infiltra hacia el acuífero o se incorpora de las corrientes superficiales y percola desde los cauces. Sólo el 3.15% del agua de lluvia se convierte en agua subterránea debido a otros procesos como la evapotranspiración, la humedad del suelo y las edificaciones, por lo que para recargar un acuífero se necesitan largos periodos de fuerte precipitación (Arriaga *et al.*, 2000).

Los mecanismos de recarga del agua subterránea y la capacidad de atenuación natural del perfil del suelo a los contaminantes varían ampliamente con las condiciones geológicas cercanas a la superficie del terreno. Así, en lugar de aplicar controles universales sobre los usos del territorio potencialmente contaminantes y la descarga de efluentes, es más efectivo (y menos perjudicial para el desarrollo económico) modificar el tipo y nivel de control de acuerdo a esta capacidad de atenuación (Foster *et al.*, 2003).

La actividad humana en la superficie del terreno modifica los mecanismos de recarga de los acuíferos e introduce otros nuevos, cambiando la distribución, frecuencia, tasa y calidad de la recarga del agua subterránea. Esto se da principalmente en climas áridos pero también ocurre en regiones más húmedas. La comprensión de estos mecanismos y el diagnóstico de tales cambios resultan críticos par la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea (Foster *et al.*, 2003).

El uso de agua subterránea para el abastecimiento público, según estimaciones del 2001, es todavía mucho mayor. De los 9,562 hm³, 6,256 dependen del agua subterránea, es decir, cerca de dos tercios del consumo humano dependen de las extracciones del acuífero (Álvarez, s/a).

Los procesos de calidad del agua subterránea dependen de: la litología y la composición de agua inicial; las condiciones hidrodinámicas divisorias que imponen los ciclos de flujo; y de la velocidad del flujo de aguas subterráneas y las reacciones de cinética (Edmunds y Shand, 2008).



En la determinación de la disponibilidad de agua en el país, además de conocer la cantidad de agua disponible en las diferentes fases del ciclo hidrológico, deben conocerse sus características fisicoquímicas y bacteriológicas para saber si está en condiciones de ser utilizada en diferentes actividades productivas, recreativas y como agua potable en el abastecimiento a poblaciones (Arriaga, 2000). Como las aguas subterráneas no están a plena vista, la contaminación puede ocurrir sin detección por muchos años, hasta que se extraigan para usarlas (EPA, 1990).

Gran cantidad del agua que México obtiene por la precipitación tiene diferentes grados de contaminación; las mismas cuencas del sureste de México en los estados de Tabasco, Veracruz, Campeche y Chiapas se encuentran seriamente contaminadas y el Río Lerma Santiago es la cuenca más contaminada de México, lo cual dificulta enormemente un buen aprovechamiento del mismo (Álvarez, s/a).

Los perfiles naturales del subsuelo atenúan muchos contaminantes en forma activa, e históricamente han sido considerados potencialmente eficaces para la disposición segura de excretas humanas y aguas residuales domésticas. La autoeliminación de contaminantes durante el transporte subterráneo en la zona vadosa (no saturada) es resultado de la degradación bioquímica y de la reacción química, pero los procesos de retardo de contaminantes por fenómenos de adsorción son igualmente importantes, ya que aumentan el tiempo disponible para los procesos que conducen a su eliminación (Foster *et al.*, 2003).

Las aguas subterráneas llevan compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos que se adsorben sobre minerales o superficies sintéticas formando películas condicionadas que modifican las propiedades fisicoquímicas del substrato. Estas películas pueden influir en la retención de microbios en interfaces y el movimiento de agentes contaminadores por la subsuperficie (Schneider *et al.*, 1997).

Existen problemas de sobreexplotación de acuíferos por intrusión salina que se debe al cambio de la hidrodinámica ante la extracción excesiva de agua dulce y del desplazamiento subterráneo para la intromisión de agua salada que va dejando, poco a poco, inservibles los mantos acuíferos para consumo humano o agropecuario (Álvarez, s/a).



Las sustancias que pueden contaminar las aguas subterráneas se pueden dividir en dos categorías: los que ocurren naturalmente (hierro, calcio, y selenio), las introducidas por las actividades humanas (protozoos, bacterias y virus, productos químicos e hidrocarburos y lixiviación). Un gran porcentaje de los casos de contaminación de las aguas subterráneas provienen de la gran variedad de actividades humanas (EPA, 1990).

En muchos sitios de molienda, los desechos líquidos que contienen radionuclidos, metales pesados, NH_4^+ , NO_3 , sulfatos y cal viva fluyen poco a poco en la zona de vadosa y a menudo en el subyacente acuífero (Jordan *et al.*, 2008).

La intensificación de los procesos agroproductivos, puede enmascarar el deterioro de los recursos naturales comprometidos, favoreciendo algunas propiedades, pero degradando otras. La incorporación de la tecnología en la agricultura, con el uso creciente de agroquímicos, sumado a un deficiente manejo de efluentes en las producciones intensivas ganaderas, implica un riesgo de contaminación en algunos acuíferos. Esa contaminación puede tener como origen la infiltración de agua que provenga de terrenos muy fértiles y/o fertilizados, agua de limpieza de los tambos o de charcos o lagunas presentes en áreas donde se concentran animales. Uno de los contaminantes del agua subterránea, frecuentemente asociados a procesos de intensificación de los sistemas agropecuarios, son los nitratos (Herrero, 2003).

De acuerdo con la Comisión Nacional del Agua hasta ahora se han identificado en el país 459 acuíferos con más del 20 % en sobreexplotación, la extracción promedio anual de éstos se calcula en 24 km^3 a través de 140 mil aprovechamientos subterráneos. El mayor número se encuentra en el noroeste del país, sin embargo los que reciben una recarga significativa se localizan en el sureste, de hecho a excepción de esta zona, en México existen problemas de disponibilidad debido a que las recargas son menores a las extracciones (Campoy, 2001).



2. Marco teórico

2.1 Antecedentes

El empleo regular de los diferentes tipos de productos en la agricultura puede causar su dispersión dentro del ambiente por medio del flujo, los residuos y el drenaje. Esto puede dar como resultado la presencia de residuos en aguas subterráneas y por consiguiente en aguas costeras y lagos, lo que sugiere que existe una movilización de los residuos, pudiendo encontrarlos lejos del punto de uso. La presencia de pesticidas en el agua para el consumo humano esta unida a altos gastos de tratamiento, incidencias posibles toxicológicas y prohibición de empleo de agua. La presencia de triazinas en aguas subterráneas durante mucho tiempo ha sido estudiada, y en los niveles generales de residuos de pesticidas se han descubierto niveles bajos (mg/L) en las áreas de intensa actividad agrícola. Recientemente se evaluó la presencia de 42 pesticidas en aguas subterráneas de las áreas vulnerables agrícolas de Portugal, y se encontró que el 9 % de las muestras contuvo atrazina en una concentración por arriba de 0.1 mg/L, el 7 % para desetilatrazina y el 6 % para metolacoloro. Los valores hasta 42 mg/L fueron descubiertos en las muestras portuguesas; estas altas concentraciones vinieron seguramente de flujos de macroporo o como una fuente de contaminación puntual. Las Triazinas históricamente han sido aplicadas a tasas altas, hasta 20 kg/ha, e incluso si su medio de vida es relativamente baja (p. ej. la vida media para atrazina es de 60 días), su presencia en aguas subterráneas es explicada por su uso frecuente (Hildebrandt *et al.*, 2008).

Pineda (2008) y Rodríguez (2008) realizaron estudios bacteriológicos y fisicoquímicos en un total de 12 pozos en el Acuífero de Zacatepec Mor., encontrando que una zona de este acuífero presenta severos problemas de dureza rebasando los límites permisibles de la Modificación a la norma NOM-127-SSA1-1994 (SSA 1994), y presentando contaminación bacteriológica, la cual aunque es eliminada al pasar el agua de los pozos por la cloración, es importante pues indica que la contaminación bacteriana ya esta llegando al acuífero, proveniente posiblemente de las descargas de agua residual que van directas al suelo.



García (2007), Monroy (2007) y Rubio (2007) realizaron estudios en el Acuífero del Valle de Cuernavaca. Analizaron en total 10 pozos y 2 manantiales encontrando que en general los parámetros fisicoquímicos estudiados se encuentran dentro de los límites máximos permisibles de la Modificación a la norma NOM-127-SSA1-1994 (SSA 1994), pero bacteriológicamente aunque hubo contaminación, como el agua pasa por el proceso de cloración en los pozos, no es un problema todavía para la salud pero en los manantiales si puede ser un problema de salud. Por otro lado, la presencia de estas bacterias en el acuífero indican la problemática de que la contaminación proveniente de las descargas de aguas residuales que van directas al suelo ya empiezan a afectar al acuífero en algunas zonas.

En la ciudad de Puebla está ocurriendo un proceso de mineralización del agua dulce, debido a la intrusión y propagación de agua termal sulfhídrica de origen volcánico. La disminución de la presión hidrostática trae como consecuencia una alteración en los patrones de flujo. La propagación del agua termal sulfhídrica sigue la dirección del flujo de agua subterránea del sistema acuífero del Valle de Puebla, lo cual facilita e incrementa la mineralización del acuífero. La propagación del agua termal sulfhídrica al mezclarse con el agua potable aumenta entre otros iones la concentración de sólidos totales a más de 1000 mg/l y los sulfatos a más de 400 mg/l, valores que rebasan el máximo permitido por las normas (Jiménez *et al.*, 2006).

En el valle de Huamantla, Tlaxcala, se realizaron muestreos del agua subterránea en el verano de 2001 y en la primavera de 2002. Las concentraciones de nitratos resultaron ser en general mayores en el segundo muestreo (inicio temporada de lluvias), que en el primero (final de la temporada de lluvias) En la mayoría de estos lugares se practica agricultura intensiva, con el empleo de dosis altas de fertilizantes y agua. Se observó un efecto estacional sobre pH, temperatura, potencial Redox, conductividad eléctrica y nitratos del agua subterránea. El pH, potencial Redox y nitrato resultaron tener valores menores al final de la temporada de lluvias que al inicio de éstas, es decir las lluvias tienen un efecto diluyente. Esto puede ser indicador de la conexión entre el acuífero y la superficie terrestre. Con el análisis de varianza no-paramétrica se hace más evidente que las concentraciones de nitrato de los pozos que se localizan en las partes bajas del valle con agricultura intensiva son diferentes de aquellas que se localizan en lomeríos con agricultura de temporal. Esto podría reforzar el argumento de que el nitrato presente en el agua subterránea del acuífero proviene de la agricultura intensiva (Muñoz *et al.*, 2004).



El estado de Yucatán, es una región conformada por rocas calcáreas lo que da lugar a fracturas y fisuras por donde se filtra rápidamente el agua, haciéndola vulnerable a la contaminación. Para determinar dicha vulnerabilidad se analizaron tres metodologías de las cuales solo una mostró ser la más adecuada para caracterizar la vulnerabilidad intrínseca en el estado de Yucatán en función de los datos hidrogeológicos de dominio público. Asimismo se determinó y realizó el mapa de distribución espacial de la concentración de nitratos. Tanto la vulnerabilidad como la distribución de los nitratos se clasificaron en cinco rangos: mínima, baja, moderada, alta y extrema, con el fin de realizar una comparación entre ambas. Con esta clasificación se realizaron los mapas mediante el Sistema de Información Geográfica Arc View. Los resultados mostraron que la vulnerabilidad intrínseca se encontró entre los rangos alto y extremo para todo el estado de Yucatán y que la concentración de nitratos se encontró en los cinco rangos posibles. El estudio mostró que no existe relación alguna entre la vulnerabilidad intrínseca y la distribución de los nitratos, por lo que se concluyó que se requiere aplicar metodologías de vulnerabilidad específicas para medios cársticos (Pérez y Pacheco, 2004).

En la ciudad de León, Guanajuato, gran parte del suministro de agua potable municipal se realiza a través de la explotación de campos de bombeo ubicados aguas abajo, los cuales extraen por debajo de los 100 m de profundidad. Uno de estos campos está situado en un área agrícola sometida a riego con aguas residuales durante varias décadas. Históricamente gran parte de las aguas residuales provenían de efluentes industriales con muy elevado contenido de cromo, carbono orgánico y salinidad. La Gerencia de Aguas Subterráneas de la Comisión Nacional de Agua y el Servicio de Agua Potable de León realizaron investigaciones a mediados de los '90 que mostraron que la mayoría de los elementos de la carga contaminante (incluyendo metales pesados y patógenos) han sido rápidamente atenuados por la parte superior del perfil de suelos. Solamente pequeñas concentraciones han sido detectadas en el acuífero semiconfinado cuya vulnerabilidad es baja según el método GOD (*Groundwater hydraulic Confinement, Overlaying Strata, Depth to groundwater table*). Sin embargo otros contaminantes persisten (especialmente salinidad, indicadas por las concentraciones de cloruro), han penetrado en el acuífero semiconfinado poniendo en peligro la calidad y seguridad de las fuentes de abastecimiento de agua municipal (Foster *et al.*, 2003).



El elevado porcentaje de admisiones hospitalarias, procedimientos quirúrgicos y serias complicaciones relacionadas con la urolitiasis (cálculo renal), subraya la necesidad de investigar este problema de salud en estados como Yucatán. El papel de la dureza del agua en el desarrollo de litiasis urinaria es aún motivo de controversia. La Comisión Nacional del Agua (México) reconoce determinaciones de durezas totales por arriba de 800 mg/L en el agua empleada para consumo humano, en algunas comunidades del estado de Yucatán. Para el análisis de la dureza del agua se clasificaron los municipios del estado de Yucatán en tres estratos: estrato 1, "dureza desconocida"; estrato 2, "dureza intermedia" (300-400 ppm), y estrato 3, "dureza elevada" (>401 ppm). Se analizaron 374 muestras de agua, 29 de ellas correspondieron a agua de pozo y las restantes a muestras de agua potable. Las diferencias observadas entre la prevalencia de litiasis en las poblaciones, con una dureza del agua de 400 ppm, apoyan la hipótesis de que esta dureza incrementa la probabilidad de padecer litiasis urinaria cuando rebasa este límite. Numerosas investigaciones han tratado de establecer una relación entre las características físico-químicas del agua y la urolitiasis, sin encontrar asociación. Un motivo aparente para la falta de asociación es que estos estudios se efectuaron en comunidades donde la dureza del agua empleada para consumo humano no alcanzaba el límite establecido en este estudio (400 ppm). Aunque la Organización Mundial para la Salud no tiene valores de referencia recomienda 200 ppm como límite aceptable en la dureza total del agua empleada para consumo humano y 500 ppm como límite permisible. La Norma Oficial Mexicana refiere como límite máximo 200 ppm. La dureza total de todas las muestras de agua obtenidas en este estudio excedió el límite aceptable establecido nacional e internacionalmente (200 ppm) y 20% de las muestras rebasaron el límite de tolerancia (500 ppm). Estos datos apoyan el hecho de que la dureza extrema del agua es un factor predisponente para el desarrollo de la enfermedad (Medina *et al.*, 2002).

En Cancún, Q. R. se observa un deterioro considerable de la calidad del agua del Sistema Lagunar y los gradientes de salinidad se ven gobernados por los aportes de agua dulce, siendo que parte de esta agua se infiltra en forma natural al subsuelo y el agua excedente de la precipitación va a descargar al Sistema Lagunar. Las descargas de las fosas sépticas de Cancún son una fuente de contaminación de las aguas subterráneas, debido al alto contenido de carga orgánica que se vierte al subsuelo. El desarrollo turístico que ha tenido Cancún en los últimos años, ha impactado negativamente la calidad del agua subterránea (Granel y Gález, 2002).



En la ciénega de Chapala se muestrearon 102 pozos profundos; se consideraron aspectos como la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS); con el diagrama de Wilcox, fue posible conocer el grado de peligrosidad de sodificación de suelos y paralelamente se obtuvieron los parámetros de salinidad efectiva y potencial con los cuales se conoció el efecto directo de las sales solubles sobre los suelos. Los valores más bajos coincidieron con las estribaciones de los cerros de mayor altitud, así como con los principales cuerpos de agua superficiales (lago de Chapala y río Duero) lo que es indicativo de que estos se corresponden con virtuales zonas de recarga del acuífero regional. También son indicativas de la presencia de aguas de mejor calidad asociadas con el tipo de acuífero en explotación. Con los esquemas hidrogeoquímicos obtenido en la ciénega de Chapala, se determinaron tres distintas áreas de calidades para el parámetro de Salinidad Efectiva: Recomendable (tipo1), Condicionada (tipo 2) y No recomendable (tipo 3) (Ochoa *et al.*, 2001).

La contaminación agrícola es causa tanto directa como indirecta de efectos en la salud humana. Según informes de la OMS, los niveles de nitrógeno en el agua subterránea han aumentado en muchas partes del mundo como consecuencia de la "intensificación de las prácticas agrícolas". Este fenómeno es bien conocido en algunas partes de Europa. Los niveles de nitrato han aumentado en algunos países hasta el punto de que más del 10 por ciento de la población bebe agua con niveles de nitrato superiores a la norma de 10 mg/L. Aunque la OMS considera que no hay ninguna vinculación significativa entre el nitrato y el nitrito con los cánceres humanos, la directriz sobre el agua potable se establece con la finalidad de evitar la metahemoglobinemia, a la que están especialmente expuestos los lactantes (FAO, 1997).

En Estados Unidos entre los años 1971 y 1985 hubo 245 episodios de enfermedades asociados con agua contaminada que resultó en 52,181 casos de enfermedad. Aproximadamente el 10% de todos los sistemas públicos de abastecimiento de agua subterránea excedieron las normas biológicas para agua potable. Además, se han encontrado 74 pesticidas en las aguas subterráneas de 38 estados. Aunque se han hecho varios estudios sobre la magnitud de la contaminación de aguas subterráneas, las estimaciones son difíciles de verificar por el difícil acceso a las aguas subterráneas (EPA, 1990).



2.2 Acuíferos

2.2.1 Clasificación

Los acuíferos pueden subdividirse según los procesos principales que controlan la composición de las aguas subterráneas. Entre estos podemos distinguir cuatro principales tipos:

Acuíferos dulces y salinos. Aquí encontramos tanto las aguas salinas como dulces, la mezcla y el intercambio de cationes serán los procesos principales que determinan la calidad de aguas subterráneas. Donde ocurre evaporación, las salmueras pueden generarse e inducir salinización.

Acuífero carbonatado. Si los sedimentos tienen un origen marítimo, la calcita estará presente. Después de que los sedimentos originales de agua de mar han sido purgados y el catión cambia, el complejo ha alcanzado un equilibrio de agua dulce, la disolución de calcita puede hacerse el principal proceso.

Acuífero Silíceo. Muchas areniscas y otros sedimentos continentales pueden estar completamente libres de carbonatos y el desgaste de silicatos llega a ser el proceso principal de determinación de la calidad. Los cementos de carbonato también pueden ser removidos en períodos largos de tiempo de modo que los acuíferos formados con carbonato también puedan ser dominados por reacciones de silicato.

Acuíferos Anóxicos. A lo largo de líneas de flujo, las condiciones de redox cambiarán de oxidarse hasta reducir y una secuencia de reacciones ocurrirá (Edmunds y Shand, 2008).



Desde el punto de vista de la vulnerabilidad los acuíferos se clasifican como lo indica la tabla 1.

Tabla 1. Definición de clases de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos

Clase de Vulnerabilidad	Definición Correspondiente
<i>Extrema</i>	Vulnerable a la mayoría de los contaminantes con impacto rápido en muchos escenarios de contaminación
<i>Alta</i>	Vulnerable a muchos contaminantes (excepto a los que son fuertemente absorbidos o fácilmente transformados) en muchos escenarios de contaminación
<i>Moderada</i>	Vulnerable a algunos contaminantes sólo cuando son continuamente descargados o lixiviados
<i>Baja</i>	Sólo vulnerable a contaminantes conservativos cuando son descargados o lixiviados en forma amplia y continua durante largos periodos de tiempo
<i>Despreciable</i>	Presencia de capas confinadas en las que el flujo vertical (percolación) es insignificante.

Fuente: Foster *et al.*, 2003.

La vulnerabilidad se define como el riesgo de que las aguas subterráneas se contaminen con alguna sustancia en concentraciones por encima de los valores recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para la calidad del agua de consumo humano. Se distinguen dos tipos de vulnerabilidad del agua subterránea:

Vulnerabilidad intrínseca, que es un término usado para definir la vulnerabilidad del agua subterránea frente a los contaminantes generados por actividades humanas. Toma en cuenta las características geológicas, hidrológicas e hidrogeológicas de un área, pero es independiente de la naturaleza de los contaminantes.

Vulnerabilidad específica, es el término utilizado para definir la vulnerabilidad del agua subterránea frente a un contaminante particular o a un grupo de contaminantes. Toma en cuenta



las propiedades de los contaminantes y su relación con los diversos componentes de la vulnerabilidad intrínseca (Pérez y Pacheco, 2004).

2.2.2 Calidad del agua Subterránea

La calidad del agua abarca una amplia gama de características, incluyendo las descripciones biológicas, químicas, y físicas de la claridad del agua o su contaminación. La evaluación de calidad de agua está típicamente basada en el examen de ciertos atributos, condiciones o propiedades de un lago, de un río, una bahía, un acuífero, u otro cuerpo de agua. El más importante de estos atributos son agentes contaminantes que demandan oxígeno o causan enfermedades, los nutrientes que estimulan el crecimiento excesivo de plantas, sustancias químicas sintéticas orgánicas e inorgánicas, sustancias minerales, sedimentos, sustancias radiactivas, y la temperatura (Tabla 2) (Bortman, 2003).

Desde los años 1950, pruebas rutinarias para la calidad de agua han evaluado la temperatura, la turbiedad, el color, el olor, los sólidos totales después de la evaporación, la dureza, el pH, y las concentraciones de dióxido de carbono, hierro, nitrógeno, cloruros, el cloro activado, microorganismos, bacterias coliformes, y la materia amorfa. Sin embargo en años recientes el incremento de la contaminación y el crecimiento del interés público por la calidad de agua han conducido a la adición de un número de parámetros adicionales, incluyendo el crecimiento de algas, la demanda química de oxígeno, y la presencia de hidrocarburos, metales, y otras sustancias tóxicas (Bortman, 2003).

La calidad de agua es evaluada por una serie de muestras tomadas de un corte transversal de un cuerpo del agua. Como la calidad de las condiciones cambia continuamente, cada serie de muestras es entendida para representar condiciones en el momento del muestreo. La calidad del agua monitoreada a largo plazo requiere periódicamente la colecta de datos en estaciones de muestreo regulares. Para asegurar que las medidas de calidad son constantes a diferentes tiempos y ubicaciones, se establecen las normas oficiales en donde se registran los límites máximos permisibles que debe tener el agua en función a su uso (Bortman, 2003).



Tabla 2. Clasificación de los problemas de calidad del agua subterránea

Tipo de Problema	Causa Subyacente	Contaminantes de Interés
<i>Contaminación del Acuífero</i>	Protección inadecuada de acuíferos vulnerables contra descargas y lixiviados provenientes de actividades urbanas/industriales e intensificación de cultivos agrícolas	Patógenos nitratos o amonio, cloruro, sulfato, boro, arsénico, metales pesados, carbono orgánico disuelto, hidrocarburos aromáticos y halogenados, algunos pesticidas.
<i>Contaminación de la cabecera del pozo</i>	Construcción/diseño inadecuado del pozo que permite el ingreso directo de agua superficial o agua subterránea poco profunda contaminada	Principalmente patógenos
<i>Intrusión salina</i>	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
<i>Contaminación que ocurre Naturalmente</i>	Relacionado con la evolución química del agua subterránea y la solución de minerales (puede estar agravado por la contaminación antrópica y/o la extracción excesiva)	Principalmente hierro y flúor solubles, a veces sulfato de magnesio, arsénico, manganeso, selenio y otras especies inorgánicas.

Fuente: Foster *et al.*, 2003

2.2.3 Contaminación del Agua subterránea

La preocupación sobre la contaminación del agua subterránea se refiere principalmente a los acuíferos no confinados o freáticos, especialmente donde su zona no saturada es delgada y el nivel freático es poco profundo, pero un peligro de contaminación significativo puede estar presente en los acuíferos semiconfinados, si las capas acuíferas confinantes son relativamente delgadas y permeables (Foster *et al.*, 2003).



La contaminación de los acuíferos ocurre cuando la carga de contaminantes sobre el subsuelo, generados por descargas o lixiviados de actividades urbanas, industriales, agrícolas o mineras no se controla adecuadamente, y en ciertos componentes excede la capacidad natural de atenuación del subsuelo y estratos suprayacentes (Foster *et al.*, 2003).

Los agentes contaminantes convencionales incluyen sólidos suspendidos, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), el pH (la acidez o alcalinidad), coliformes fecales, aceites, y grasas. Los agentes contaminantes tóxicos prioritarios incluyen metales y sustancias químicas orgánicas. Los agentes contaminantes no convencionales son cualquier otro contaminante que daña a la población o recursos marítimos y requiere la regulación (Bortman, 2003).

Las fuentes que originan los contaminantes de los acuíferos los podemos clasificar en fuentes difusas y fuentes puntuales. Las fuentes puntuales son ubicaciones discretas que descargan agentes contaminantes, principalmente tubos de salida industriales o plantas de tratamiento de aguas residuales. Las fuentes de dispersión son más difusas, e incluyen los desechos de tormentas y los desechos de la agricultura, la tala, la construcción, y otras actividades de uso de tierra (Bortman, 2003).

2.2.3.1 Fuentes de Contaminación Difusa

Áreas Residenciales Urbanas sin Servicio de drenaje

En la mayoría de los pueblos y ciudades de los países en desarrollo el rápido crecimiento de la población urbana ha resultado en grandes áreas dependientes de sistemas *in situ* (tales como letrinas, tanques sépticos y pozos negros) para su saneamiento. Tales sistemas funcionan por la precolación del efluente líquido hacia el subsuelo, y en perfiles de suelo permeables esto resulta en la recarga del acuífero. La fracción sólida debería ser periódicamente removida y dispuesta fuera de las viviendas, pero en muchos casos permanece en el suelo y es lixiviada progresivamente por infiltración del agua de lluvia y otros fluidos (Foster *et al.*, 2003).



Los tipos de contaminantes comúnmente asociados con el saneamiento *in situ* son los componentes del nitrógeno (inicialmente en la forma de amonio pero normalmente oxidado a nitrato), contaminantes microbiológicos (bacterias patógenas, virus y protozoarios) y en algunos casos comunidades de sustancias químicas orgánicas sintéticas. Dentro de estos contaminantes, los nitratos son siempre móviles y a menudo estables (y por lo tanto persistentes), dado que en la mayoría de los sistemas de agua subterránea normalmente prevalecen las condiciones de oxidación. En distritos donde la cobertura de servicio cloacal es limitada o ausente y donde la densidad de población urbana excede las 100 personas por hectárea, existe un elevado potencial de carga contaminante al subsuelo, especialmente donde las unidades de saneamiento *in situ* son operadas y mantenidas inadecuadamente. Sin embargo, en áreas predominantemente residenciales con una cobertura de servicio cloacal mayor, este potencial es reducido, a pesar de la probable existencia de fugas de los sistemas de los servicios cloacales (lo cual pone en peligro sólo localmente la calidad del agua subterránea) (Foster *et al.*, 2003).

En muchas áreas urbanas y periurbanas es común encontrar pequeñas industrias y empresas de servicios (incluyendo talleres mecánicos, gasolineras, etc.), que frecuentemente manipulan productos químicos tóxicos (tales como solventes clorados, hidrocarburos aromáticos, etc.). En este caso es importante identificar toda área donde tales actividades puedan descargar efluentes sin tratamiento directamente al suelo (en lugar de otros medios de disposición o reciclado) (Foster *et al.*, 2003).

Uso Agrícola del Suelo

El cultivo agrícola del suelo ejerce una gran influencia en la calidad del agua de recarga del acuífero y también en la tasa total de recarga en áreas con riego agrícola. Algunas prácticas de cultivo del suelo agrícola causan una seria contaminación difusa, sobre todo por nutrientes (principalmente nitratos) y a veces por ciertos pesticidas. Esto es especialmente cierto en áreas con suelos de relativamente poco espesor y bien drenados. Sin embargo, los otros nutrientes importantes de las plantas (potasio, fosfato) tienden a ser fuertemente retenidos en la mayoría de los suelos y no son lixiviados con facilidad al agua subterránea. Los tipos de actividades agrícolas que generan la más importante contaminación difusa del agua subterránea son los relacionados con monocultivos en áreas extensas. Mientras que las rotaciones de cultivos más tradicionales, las



extensas áreas de pastoreo y los sistemas de granjas "ecológicas" normalmente presentan menos probabilidad de carga contaminante al subsuelo (Foster *et al.*, 2003).

El empleo inadecuado de mezcla de abono como fertilizante puede contaminar la superficie y aguas subterráneas. El riesgo de contaminación aumenta cuando la mezcla es aplicada cerca de un curso de agua, o sobre un sitio abruptamente inclinado, o cuando los residuos superficiales son favorecidos debido a condiciones de suelo húmedo. En vista de los riesgos de contaminación asociados con el uso de mezcla, la Unión europea ha producido directrices de restricción a la densidad de ganadería y control de prácticas de manejo de ganadería para reducir los riesgos de contaminación de nitratos de aguas subterráneas y de eutrofización (López *et al.*, 2002).

El agua dulce puede sufrir eutrofización por la fertilización con el fósforo en forma de fosfato. Los síntomas más visibles de eutrofización son cambios de la composición de especies de la comunidad de fitoplancton y, sobre todo, un gran aumento de la biomasa de algas (Patterson, 2003^b).

Solamente una pequeña proporción del nitrato lixiviado desde el suelo deriva normalmente de la aplicación de fertilizantes. Sin embargo, los niveles de fertilización influyen en el nivel de nitrógeno orgánico del suelo, desde donde el nitrato se libera proporcionalmente por oxidación, especialmente en ciertas épocas del año y siguiendo al arado o riego. Los valores de pérdidas por lixiviación obtenidos de la literatura indican que más del 75% del nitrógeno total aplicado puede ser oxidado y lixiviado al agua subterránea (aunque valores del 50% son más comunes) (Foster *et al.*, 2003).

La contaminación por pesticidas de bajo nivel, de acuerdo a las estimaciones que propone la norma, ocurre en áreas donde los acuíferos son sensibles a la actividad superficial, en particular las áreas de acuíferos poco profundos bajo suelos permeables, y las regiones de topografía "karstica" donde la contaminación de gama profunda y amplia puede ocurrir debido a fracturas en la base. Excepto en los casos de inyección profunda de residuos en pozos o sustancias contenidas en rellenos sanitarios, la mayor parte del movimiento de contaminantes de la superficie a capas acuíferas. El agua generalmente se mueve a través de una zona insaturada, en la cual procesos biológicos y químicos pueden actuar para degradar o cambiar el contaminante (Anderson, 2003).



2.2.3.2 Fuentes de Contaminación Puntual

Actividad Industrial

Las actividades industriales son capaces de generar una seria contaminación del suelo y cargas contaminantes de consideración al subsuelo como resultado del volumen, concentraciones y tipo de productos químicos y residuos que manipulan, así como la emisión de efluentes líquidos, la inadecuada disposición de residuos sólidos y materiales no deseados, conjuntamente con accidentes que involucran fugas de productos químicos peligrosos. Los compuestos normalmente detectados en plumas de contaminación de aguas subterráneas relacionadas con las actividades industriales, usualmente muestran una estrecha relación con aquellas sustancias utilizadas en la actividad industrial, las que a su vez están directamente relacionadas con el tipo de industria (Foster *et al.*, 2003).

Emisiones de dióxido de azufre y metales de fundiciones, que son directamente tóxicos, pueden causar daño alrededor de ecosistemas terrestres y acuáticos. Además, la depositación de dióxido de azufre puede causar una acidificación extrema de suelo y agua, que hace que los metales estén más biodisponibles, causando una toxicidad importante secundaria (Patterson, 2003^b).

Las sustancias químicas tóxicas, aunque ahora son reguladas, todavía pueden ser descargadas directamente en el agua superficial. La Corporación AK siderúrgica en Pensilvania descargó la cantidad más grande que cualquier otra industria contaminante, aproximadamente 28 millones de libras de compuestos de nitrato en el agua superficial entre 1998 y 2000, según el Inventario de Liberación Tóxica (Hemminger, 2004).

Los surfactantes no iónicos alcalifenol etoxilatos (APEOs) es un grupo de microagentes contaminadores orgánicos usados en muchas casas, y como productos de limpieza industriales, la fabricación de plástico, y formulaciones espermicidas. Los APEOs y sus productos de degradación están entre los contaminantes descubiertos con más frecuencia en el ambiente acuático. Varios de estos APEO metabolitos son estrogénicos y pueden persistir durante los períodos largos de tiempo (> 1 año) en ambientes de aguas subterráneas. Debido a sus propiedades físicas y químicas estos



esteroides generalmente tienden a adsorberse en sedimentos y en la materia orgánica, y por lo tanto son transportados a las aguas subterráneas (Díaz y Barceló, 2008).

Lagunas de Efluentes

Las lagunas de efluentes son ampliamente utilizadas en muchas partes del mundo para el almacenamiento, tratamiento, evaporación, sedimentación y oxidación de efluentes líquidos de origen industrial, de aguas residuales urbanas y de efluentes mineros. Estas lagunas son generalmente poco profundas (menos de 5 m de profundidad), pero su tiempo de retención puede variar ampliamente entre 1-100 días. Estudios de lagunas no revestidas (todavía la forma más popular de construcción en muchos países en desarrollo) muestran que las tasas de infiltración son equivalentes con frecuencia a 10-20 milímetros por día. Por lo tanto, aunque no es fácil realizar un balance hidráulico completo para las lagunas, es posible estimar en función de su extensión areal y su localización hidrogeológica, si están generando recargas significativas a los acuíferos subyacentes. Las lagunas que reciben aguas residuales urbanas generalmente tienen una carga importante de material orgánico y microorganismos patógenos, junto con altas concentraciones de nutrientes y a veces sales. Si el sistema cloacal asociado cubre áreas no residenciales es posible que reciba efluentes de pequeñas industrias y empresas de servicios (talleres mecánicos, tintorerías, imprentas, etc.) y en estos casos las aguas residuales podrían contener solventes sintéticos orgánicos y desinfectantes (Foster *et al.*, 2003).

Disposición de Residuos Sólidos

En muchos de los numerosos rellenos sanitarios en el país el movimiento del agua es baja y corre lejos de estos sitios a través de las capas acuíferas de aguas subterráneas y lleva con ello una variedad de sustancias químicas filtradas desde el material depositado en los rellenos sanitarios (Anderson, 2003).

Gasolineras

Las gasolineras son responsables de un gran número de casos de contaminación del agua subterránea, aunque los incidentes individuales no son de una gran dimensión, esto explica el



aceite y otras sustancias químicas como el benceno y el éter methyl-tertiary-butyl (MBTE) encontrados en aguas subterráneas. Tales instalaciones están ampliamente distribuidas y manipulan grandes volúmenes de hidrocarburos potencialmente contaminantes almacenados en tanques enterrados que no permiten una inspección visual de fugas. La principal fuente de contaminación de suelos y aguas subterráneas se debe a la corrosión de los tanques y existe una fuerte correlación entre la incidencia y tamaño de las fugas y la edad de los tanques instalados. (Hemminger, 2004).

Actividades Mineras y Explotación de Hidrocarburos

Las actividades mineras y de explotación de hidrocarburos pueden causar importantes impactos en la calidad del agua subterránea como resultados de:

- Modificaciones hidráulicas de los sistemas de flujo del agua subterránea, directa o indirectamente, como resultado de la construcción y operación de excavaciones subsuperficiales y minas a cielo abierto
- Aumento de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos como resultado de la remoción física de partes de la zona no saturada o de las capas confinante que proveían protección natural
- Disposición de aguas de drenaje de las minas o de fluidos salinos de los reservorios de hidrocarburos, por el esparcimiento en el terreno, descarga a cursos de agua superficiales o en lagunas de evaporación sujeta a percolación (Foster *et al.*, 2003).

2.2.4 Identificación de un Acuífero Contaminado

La clasificación de las actividades potencialmente contaminantes de acuerdo a su distribución espacial provee la impresión directa y visual del tipo de peligro de contaminación del agua subterránea que ellas plantean y las medidas de control que pueden requerirse:



- *Las fuentes de contaminación difusa* no generan plumas de contaminación del agua subterránea claramente definidas, sino que normalmente impactan en un área (y por lo tanto un volumen) mucho mayor del acuífero (Foster *et al.*, 2003).
- *Las fuentes de contaminación puntual* normalmente producen plumas claramente definidas y más concentradas (no se mezclan con el resto del agua), las cuales facilitan su identificación (y en algunos casos el control); sin embargo, cuando estas actividades, que producen fuentes de contaminación puntual, son pequeñas y múltiples, terminan por equivaler a una fuente esencialmente difusa en lo que respecta a su identificación y control (Foster *et al.*, 2003; Anderson, 2003).

Otra manera útil de clasificar las actividades contaminantes es sobre la base de su perspectiva histórica, que también ejerce una mayor influencia en el procedimiento para su control:

- *Fuentes pasadas (o heredadas)* de contaminación donde los procesos contaminantes o la actividad completa cesó algunos años (o décadas) anteriores al momento del inventario pero aún existe peligro de generación de carga contaminantes al subsuelo por el lixiviado de los terrenos contaminados.
- *Fuentes existentes* de contaminación, las cuales continúan siendo activas en el área de inventario.
- *Fuentes potenciales futuras* de contaminación, relacionadas con actividades identificadas en la etapa de planificación (Foster *et al.*, 2003).

2. 2. 5 Recarga Artificial

Aproximadamente, la recarga artificial (RA) es el proceso por el cual las aguas subterráneas son rellenadas en un rango mucho más alto que aquellos en condiciones naturales. La recarga artificial de acuíferos es una técnica ampliamente usada en varios países europeos, y sobre todo en EE.UU. y Australia. El tipo de sistema para ser seleccionado para RA para el funcionamiento óptimo depende de varios factores: las condiciones de suelo, hidrogeología, topografía, la disponibilidad de agua y el clima. Otro factor importante en la selección de la estrategia es el pretratamiento del agua antes de que recarguen (Díaz y Barceló, 2008).



El sistema basado en baños y tanques de filtración es el más común y rentable, probablemente porque es aplicable en áreas aluviales así como formaciones de rocas duras. La inyección también es usada comúnmente en la creación de barreras de agua dulce en acuíferos costeros para evitar la intrusión de agua salada. Las principales ventajas de estos sistemas consisten en que no necesitan un pedazo grande de tierra y que no hay pérdidas del agua en la forma sólidos en suspensión o evaporación (Díaz y Barceló, 2008).

Los acuíferos grandes permiten a veces la retención de agua durante mucho tiempo, lo que favorece el retiro de contaminante; pero cuando los contaminantes orgánicos están presentes en el acuífero por recarga artificial, estos o se mueven con el agua o son adsorbidos sobre las superficies sólidas. Siempre que los contaminantes acumulados no se degraden, estos se acumularán en el acuífero. Esta acumulación puede tener impactos a largo plazo. Estudio previo sobre el transporte y el destino de más de cincuenta compuestos volátiles orgánicos evidenció sobre su larga persistencia (> 50 años) y las distancias largas alcanzadas (> 10 kilómetros) (Díaz y Barceló, 2008).

Las plantas de tratamiento deben proporcionar algún pretratamiento a las aguas negras antes de que estas puedan ser usadas para recargas. En áreas donde el suministro de agua potable puede ser afectado, las aguas negras recuperadas deben ser tratadas. Los altos niveles de tratamiento incluyen la microfiltración, la clarificación química, remoción de aire, ósmosis inversa y la filtración de carbón (Díaz y Barceló, 2008).

Tradicionalmente la suma de las recargas vertical y por flujo subterráneo horizontal a un acuífero constituía la estimación de la disponibilidad denominada "extracción permanente" o "rendimiento seguro". Otros autores sugieren emplear el término "rendimiento sostenible" cuando se refiere a una cuenca o a un área de balance de un sistema de agua subterránea y aceptar la posibilidad de un uso "no sostenible" del agua como recurso no renovable de modo que pueda evaluarse los efectos implícitos de las extracciones de agua a largo plazo (Canales e Islas, 2005).

En un sistema de agua subterránea que se reconoce como no sostenible, es factible estimar el volumen de extracción por bombeo de pozos a mediano y largo plazo (bombeo estimado),



conociendo la transmisividad en las secciones de entrada y salida del acuífero y vigilando las descargas comprometidas a acuíferos vecinos o a masas de agua, a partir del control sistemático del nivel piezométrico y de las extracciones por bombeo. Las reservas formadas por el volumen almacenado susceptible de recuperarse es la limitación que marca la explotación sostenible de un acuífero (Canales e Islas, 2005).

2.3. Parámetros Físico-Químicos

Alcalinidad

La alcalinidad del agua es su capacidad para aceptar protones. Aunque la alcalinidad de aguas naturales sea generalmente el resultado de bicarbonatos, es usualmente expresado en términos de carbonato de calcio. Tres clases de alcalinidad son indicadas: el hidróxido (OH^-), el carbonato normal (CO_3^{2-}), y el bicarbonato (HCO_3^-), los tres suman la alcalinidad total. Los carbonatos y bicarbonatos son comunes en la mayor parte de aguas porque los minerales de carbonato son abundantes en la naturaleza y porque la contribución a la alcalinidad por hidróxidos es raro en la naturaleza. Las alcalinidades totales esperadas en la naturaleza por lo general se extienden de 20 a 200 mg/L (Lind, 1985).

En los acuíferos los procesos kársticos, que profundamente transforman sus propiedades iniciales, de rocas de carbonato, clásicamente son resultado de la disolución por aguas subterráneas que fluyen por la porosidad de fractura y/o la matriz. Las aguas subterráneas tienen el poder de disolver carbonatos, generalmente debido al CO_2 ; el relieve y la geometría de la formación del acuífero deben permitir la infiltración del agua para fluir en la profundidad más que en la superficie (Djidi *et al.*, 2008).

La solubilidad mineral y la cinética determinan la liberación de cationes a las aguas subterráneas. La disolución de carbonato y silicato se conduce por la acción del CO_2 producido dentro de la zona de suelo debida a la respiración de raíz y metabolismo bacterial sobre fases sólidas minerales dentro del suelo. La disolución congruente es la reacción común que ocurre implicando el ataque por el ácido carbónico (H_2CO_3). La calcita sufre una disolución completa y la reacción ocurre hasta



que la saturación se alcance, aunque la reacción de la calcita todavía pueda ocurrir en las condiciones dinámicas (reversibles) del equilibrio. Como el agua subterránea prosigue a lo largo del camino de flujo, la disolución incongruente seguirá por el cual las impurezas en la fase sólida son liberadas cada vez más y un mineral más puro (en este caso más bajo - Mg/Calcita) es producido. La proporción Mg/Ca puede usarse como un indicador de tiempo de residencia y madurez creciente de aguas subterráneas; aguas subterráneas jóvenes generalmente tienen bajas concentraciones de Mg (Edmunds y Shand, 2008).

La alcalinidad produce alcalosis metabólica; se presenta por la ingestión excesiva de bicarbonatos o sus precursores. Provoca formación de espuma. Formación de CO_2 en el vapor de calderas, impartiendo a éste carácter corrosivo. Convierte quebradizo el acero de las calderas utilizadas en la industria y los baños. Las aguas alcalinas o muy ácidas afectan la ecología del cuerpo receptor (Robles *et al.*, 2004).

Cloruros

El cloruro está ampliamente distribuido en la naturaleza en formas de sales de sodio (NaCl) y potasio (KCl). Esto constituye cerca del 0,05% de la corteza terrestre. La mayor cantidad de cloruro se encuentra en el océano. El cloruro de sodio es también ampliamente usado en la producción de químicos industriales tales como soda cáustica, cloro, soda carbonatada, clorito de sodio, bicarbonato de sodio e hipoclorito de sodio. El cloruro de potasio es usado en la producción de fertilizantes. Otras fuentes de cloruro al medio ambiente son disolución de depósitos de sales, efluentes de industrias químicas, operación de pozos petroleros, aguas residuales, riego, percolado de desechos, rocío de mar e intrusión salina en áreas costera, entre otros (Internet ²).

El cloruro puede usarse como un trazador inerte de entradas de la atmósfera y otras fuentes (cualquier fuente interna de Cl^- es sumamente baja). Las concentraciones tan bajas como 6 mg/L en aguas más viejas probablemente reflejan la precipitación cuando un clima más continental existió antes, cuando los niveles del mar eran mucho más inferiores. Mientras que el Cl^- elevado define el grado de contaminación de aguas subterráneas de varias fuentes (incluyendo las fuentes industriales de precipitación a partir de la era moderna) - las entradas que, alteran la



evapotranspiración, dan concentraciones que entran en las aguas subterráneas de aproximadamente 27 mg/L (Edmunds y Shand, 2008).

El cloruro de sodio, en altas concentraciones, da un sabor salado al agua, y puede ser indicador de intrusión de agua de mar en un acuífero. Actúa como laxante e interfiere en ciertos procesos como el plateado de espejos. En grandes concentraciones incrementa el carácter corrosivo del agua, acelera la corrosión en reactores o calentadores e interfiere en procesos industriales como la refinación del azúcar o el envasado de alimentos congelados. Aumenta el contenido de sólidos disueltos. Junto con el ión sodio influye en la presión osmótica de los fluidos extracelulares (INEGI, 2000; Robles *et al.*, 2004).

Conductividad Eléctrica

También llamada, Conductancia Específica, es una medida de la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica. Esto es recíproco a la resistencia para la cual la unidad estándar es un ohm. Ya que la conductancia es lo inverso de la resistencia, la unidad de la conductancia es el *mho*, o en la baja conductividad de aguas naturales, el *micromho*. Como la medida es hecha usando dos electrodos colocados 1 cm aparte, la conductancia específica es generalmente reportado como micromhos por centímetro. La relación de conductancia específica a la concentración de la materia ionizada varía tanto con la calidad como con la cantidad de los iones presentes. Sin embargo, en concentraciones bajas los iones se mueven y se comportan independientemente, y la relación de concentración-conductancia son casi lineales. La temperatura de la solución afecta la velocidad iónica y, así, la conductancia específica. En aguas no contaminadas, la conductancia aumenta del 2 % al 3 % por °C; generalmente se usa una corrección del 2.5 %. Ya que la temperatura es parte integral de estos datos, siempre debe reportarse con la conductancia específica. Los Ingenieros sanitarios y geoquímicos tienen mucho tiempo usando 25 °C como una temperatura estándar. Valores de conductancia específicos también proporcionan un chequeo rápido de alteración de la calidad total del agua debido a la adición de muchos agentes contaminadores (Lind, 1985).



Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

La demanda bioquímica de oxígeno es la cantidad de oxígeno requerido por microorganismos para estabilizar al quinto día la materia orgánica oxidable incubada en 68°F (20°C). De ahí, DBO₅ es una medida del carbón orgánico biodegradable y de vez en cuando, el nitrógeno oxidable. La DBO₅ es la suma del oxígeno usado en la síntesis de materia orgánica y en la respiración endógena de células microbianas. Algunos desechos industriales son difíciles de oxidarse, por lo que es necesario usar un inóculo bacterial (Patterson, 2003^a).

Entre más sea la cantidad de materia orgánica vertida a un cuerpo de agua, mayor será la necesidad de oxígeno para su descomposición; por lo tanto habrá una baja en el oxígeno disuelto. Un valor alto de DBO₅ puede indicar un incremento en la microflora presente e interferir en el equilibrio de la vida acuática y producir un cantidad excesiva de algas, además de olores y sabores desagradables; incluso tapan los filtros de arena utilizados en las plantas de tratamiento (Robles *et al.*, 2004).

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno mide la capacidad de un agua para consumir oxidantes en procesos químicos (materia orgánica oxidable, Fe II, Mn II, NH₄, etc.) (Rubio, 2007).

Detergentes

Los detergentes sintéticos tienen buenas propiedades de limpieza y no forman sales insolubles con los iones de la "dureza" como el calcio y el magnesio. Éstos detergentes sintéticos tienen la ventaja adicional de ser sales de ácidos relativamente fuertes y, por consiguiente, no precipitan en las aguas ácidas como ácidos insolubles, una característica indeseable de los jabones. El potencial de los detergentes para contaminar el agua es alto debido a su uso extensivo en distintos mercados, tanto de consumidores, como en ámbitos institucionales e industriales. El ingrediente clave de los detergentes es el surfactante o agente superficial activo, que actúa haciendo que el



agua sea más “húmeda” y mejor agente de limpieza. Los surfactantes se concentran en la interfase del agua con los gases (el aire), los sólidos (la suciedad) y los líquidos inmiscibles (el aceite). Actúan debido a su estructura anfifílica lo que significa que una parte de la molécula es un grupo polar iónico (la cabeza) con una afinidad fuerte por el agua y la otra parte es un grupo hidrocarburo (la cola) con aversión por el agua (Manahan, 2007).

Estos productos de uso doméstico principalmente, son difíciles de degradar, si se ingieren, pueden causar vomito, su presencia solo puede indicar contaminación (Rubio, 2007).

Los detergentes son sustancias que tienen la propiedad de reducir la tensión superficial del líquido en el cual se encuentran disueltos, de modo que éste adquiera mayor poder de penetración a través de los poros de ciertos materiales y pueda extenderse más fácilmente en la superficie de los cuerpos de los que se aplica. Sus principales fuentes son todas las aguas de desecho doméstico, residual, textil y de piel. Al alterar la tensión superficial de las aguas, originan la pérdida del oxígeno disuelto en ellas y permiten la entrada del agua en el plumaje de las aves acuáticas, con la consecuente salida de la capa aislante de aire, ocasionando muchas veces su muerte por exceso de peso o por el contacto directo con las aguas frías, de manera similar como ocurre en presencia de petróleo (Robles *et al.*, 2004).

Al utilizar aguas que contengan detergentes para irrigación se pueden contaminar los suelos y, por consiguiente, los cultivos. Otros efectos secundarios es que son corrosivos en algunas partes mecánicas de las plantas de tratamiento, interfieren en el proceso de cloración y en la determinación de oxígeno disuelto; algunos aditivos usados en los detergentes pueden formar flóculos (Robles *et al.*, 2004).

Dureza

La dureza es definida como una característica del agua que representa la concentración total de calcio e iones de magnesio expresados como miligramos de CaCO_3 por litro. Cuando otros iones están presentes en cantidades insignificantes, la dureza será igual o menor que la suma de alcalinidad de carbonatos y bicarbonatos y se le llama *dureza carbonatada*. Si la dureza excede la



suma de estas alcalinidades, la presencia de otros iones es indicada, y el exceso es expresado como la *dureza no carbonatada*. El agua dura generalmente no es considerada dañina para las personas; dentro de los límites establecidos por las normas. Una clasificación razonable hecha por Brown, Skougstad, y Fishman (1970) (Citado en Lind, 1985) para la dureza en mg/L como CaCO_3 es: 0 a 60 = suave, 61 a 120 = moderadamente dura, 121 a 180 = dura, y de 181 en adelante = muy dura (Lind, 1985).

El calcio puede filtrarse prácticamente de todas las rocas, pero es mucho más frecuente en aguas de regiones con depósitos de caliza, dolomita, y el yeso. Las regiones donde el granito o la arena silícea predominan tienen concentraciones de calcio muy bajas en las aguas. Las concentraciones en áreas de Aguas de caliza se extienden aproximadamente de 30 a 100 mg/L. El calcio es considerado como una microsustancia nutritiva para muchas algas, en las cuales esto juega un papel más funcional en el transporte de ion selectivo de la membrana. Las aguas con una concentración de 10 mg o menos por litro son por lo general oligotróficas, mientras que las aguas con 25 mg o más por litro son por lo general claramente eutróficas (Lind, 1985).

El magnesio en aguas naturales viene principalmente de la lixiviación de rocas ígneas y carbonatadas. En áreas donde estas fuentes son comunes, las concentraciones de magnesio en el agua a menudo se extienden de 5 a 50 mg/L (Lind, 1985).

La dureza de no carbonatos, sobre todo cuando el anión predominante es el sulfato, puede dar como resultado la formación de escamas duras en las calderas y otras partes del equipo de intercambio de calor. Este tipo de dureza es más difícil y costosa de eliminar. La dureza de carbonatos rara vez impide su uso en la industria, pues en caso de ser excesiva, se puede reducir de un modo sencillo y económico. Cuando el agua dura se pone en contacto con el jabón, los iones de calcio y magnesio reaccionan con los iones de los ácidos grasos para precipitar jabones de calcio y magnesio casi insolubles, destruyendo al jabón. La ropa lavada con agua blanda tiene mejor apariencia, es más suave y tiene una mayor duración (Robles *et al.*, 2004).



Nitratos

Las fuentes de nitrato en agua subterránea se pueden dividir en: naturales, residuos orgánicos, agricultura e irrigación. En el agua subterránea se han registrado mayores concentraciones de NO_3 en años secos respecto a los años húmedos. La actividad agrícola (especialmente la fertilización) es la principal fuente de niveles altos de nitratos, los pozos someros (de menos de 30 m de profundidad) son los más vulnerables (Muñoz *et al.*, 2004; Pérez y Pacheco, 2004).

Los nitratos son agentes contaminadores inorgánicos, cuya movilidad y estabilidad los hacen sumamente peligrosos en sistemas como el agua subterránea. Varios estudios revelan que las altas concentraciones ocasionan en recién nacidos enfermedades como la "cianosis infantil" (el síndrome de bebé azul), (Mena *et al.*, 2007; Jordan *et al.*, 2008). Otros efectos también conocidos son la metahemoglobina, cáncer gástrico y el linfoma de No-Hodgkin (Obeidat *et al.*, 2008).

Los nitratos en el agua potable también pueden causar hipertensión. Altas concentraciones de nitratos junto con trazas de pesticidas en el agua potable pueden formar nitrosaminas, las cuales son carcinogénicas y mutagénicas (Robles *et al.*, 2004).

Los nitratos, aunque por lo general se presentan en concentraciones bajas en las aguas naturales, es a menudo la forma inorgánica más abundante de los elementos. La concentración natural raras veces excede 10 mg/L de N- NO_3 y es con frecuencia menor de 1 mg/L de N- NO_3 , sobre todo durante los períodos de alta producción primaria (Lind, 1985).

Nitrógeno Amónico

Es oxidado con gran facilidad y retenido por el terreno por intercambio con bases. En el agua lo podemos encontrar en general en concentraciones menores de 0.1 ppm pero en casos muy excepcionales puede llegar a 400 ppm. El agua del mar tiene entre 0.005 y 0.05 ppm, a veces hasta 0.35 ppm. En las concentraciones usuales no es problema, pero a concentraciones mayores de 0.5



mg/L en suministros de agua y agua subterránea puede llegar a dar olor amoniacal y también es un claro indicador de contaminación (López, 2002).

El amoniaco, como ión amonio, es el contaminante nitrogenado que se encuentra con mayor frecuencia en el agua, ya que además de ser un producto natural es un producto industrial clave. El amoniaco existe en solución en equilibrio. Está presente en forma natural en aguas superficiales, profundas y de desecho. Se produce por la desaminación de compuestos que contienen nitrógeno orgánico y por la hidrólisis de la urea. También puede producirse por la reducción de los nitratos en condiciones anaerobias, por bacterias autótrofas nitrificantes del grupo de las nitrosomonas (Robles *et al.*, 2004).

Bajas concentraciones de nitrógeno amoniacal están relacionadas con agua potable, corrientes de aguas limpias y aguas subterráneas y buena calidad de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales. Su característica más indeseable es su olor desagradable, que se puede detectar a un nivel de solo 35 mg/m³ de aire y empieza a causar irritación de los conductos respiratorios del hombre a niveles entre 300 y 500 mg/m³ (Robles *et al.*, 2004).

Oxígeno Disuelto

Produce un medio oxidante y juega un papel de gran importancia en la solubilización o insolubilización de iones que cambian con facilidad de valencia, así como en la actividad de los microorganismos. Se consume con facilidad si existen sustancias oxidables tales como materia orgánica, Fe²⁺, NH₄⁺, NO₂⁻ en especial por acción biológica. La concentración a saturación del oxígeno en el agua en contacto con el aire es del orden de 10 ppm. La mayoría de las aguas subterráneas tienen entre 0 y 5 ppm, frecuentemente por debajo de 2 ppm. El mayor problema que presenta el oxígeno disuelto en el empleo del agua es que produce corrosividad (Cabrera, s/a)

La baja solubilidad del oxígeno en el agua es el factor principal que limita la capacidad de autopurificación de las aguas naturales. La presencia del oxígeno disuelto previene o reduce el inicio de la putrefacción y la producción de cantidades objetables de sulfuros, mercaptanos y otros compuestos de mal olor, ya que los microorganismos aerobios lo usan para la oxidación de la



materia orgánica e inorgánica produciendo sustancias finales inofensivas tales como bióxido de carbono y agua; en cambio, los microorganismos anaerobios efectúan la oxidación utilizando el oxígeno disuelto de ciertas sales orgánicas, obteniéndose productos malolientes (Robles *et al.*, 2004).

pH

El pH de una solución es una medida de la actividad del ión hidrógeno, también se define como el logaritmo recíproco de la concentración del ión hidrógeno. Es importante recordar que un cambio de unidad de pH representa un cambio de diez veces en la concentración del ión hidrógeno. El pH de las aguas más naturales entra en la gama de 4.0 a 9.0, y mucho más a menudo en la gama de 6.0 a 8.0. Sin embargo, los gases disueltos como CO₂, H₂S Y NH₃ también tienen un efecto significativo. La mayoría de las aguas naturales tienen un pH algo alcalino debido a la presencia de carbonato y bicarbonato (Lind, 1985).

El pH del agua está sujeto a cambios durante el intervalo entre el muestreo y la determinación, como consecuencia de reacciones como la oxidación o la hidrólisis que ocurre en la botella de la muestra, por lo que se debe determinar en el campo (Lind, 1985).

La temperatura ejerce efectos significativos sobre el pH. La ionización varía con la temperatura y es un inherente problema en todas las medidas de pH; así la temperatura por lo general se reporta con el pH. Este efecto de ionización se disminuye con un aumento de alcalinidad (Lind, 1985).

Los suelos orgánicos pueden ser naturalmente ácidos (pH 2.9 - 3.3). La acidez será neutralizada cerca del pH neutro en suelos alcalinos encima de rocas carbonatadas, pero en rocas no-carbonatadas el pH de humedad que queda en el suelo puede permanecer en el rango de 4.0 - 5.0 (Edmunds y Shand, 2008).

Los extremos del pH son letales o severamente inhibitorios para los organismos vivos y se pueden considerar como un envenenamiento por iones hidrógeno o hidroxilo. Mayores o menores pH de los establecidos por la norma ocasionan esfacelación del epitelio bucal. Es el factor más



importante en procesos de tratamiento y actúa en la prevención de escamas y corrosión de tuberías, calderas, turbinas, etc. Valores altos de pH provocan precipitación de carbonato de calcio. Valores bajos provocan corrosión en los equipos y accesorios (Robles *et al.*, 2004).

Sólidos Disueltos

La concentración del material iónico disuelto generalmente puede ser relacionada con la conductividad del agua, es posible estimar el total de la materia disuelta desde los datos de conductancia específica (Lind, 1985).

La baja profundidad de los niveles freáticos y la falta de suelo, hacen que los solutos se infiltren al agua subterránea, haciéndola vulnerable a la contaminación (Pérez y Pacheco, 2004).

Las concentraciones muy elevadas afectarían el sabor del agua para consumo humano. Los sólidos disueltos, aun en caso de que carezcan completamente de propiedades nutrientes o tóxicas reducirían la solubilidad del oxígeno y contribuirían a la contaminación (Robles *et al.*, 2004).

Grandes cantidades aumentan la viscosidad efectiva del agua y perjudican el flujo de la corriente, reduciendo así la transferencia del oxígeno. Los sólidos al asentarse, forman una capa sobre el lecho de la corriente de agua, en la que es muy difícil la penetración del oxígeno no disuelto, con lo que se crea una capa anaeróbica (Robles *et al.*, 2004).

Sulfatos

Industrias como la producción de papel, producción de ácido cítrico, refinerías, la farmacéutica, producción de aceite comestible, generan aguas residuales con altas concentraciones de sulfato con concentraciones que pueden variar desde 1-50 g/l. El sulfato es químicamente inerte y no volátil, pero su efecto negativo está asociado con la actividad de las bacterias sulfato reductoras que lo reducen a sulfuro de hidrógeno (H₂S) en procesos anaerobios. El H₂S puede ser oxidado



biológicamente a ácido sulfúrico, el cual es corrosivo para las estructuras de concreto. En las reacciones anaerobias los sulfuros producidos pueden afectar el proceso si la concentración de sulfuros excede 200 mg/L. El sulfato es la forma más oxidada del azufre (+6) y lo usan las bacterias sulfato reductoras (BSR), como aceptor final de electrones, convirtiéndolo en la forma más reducida, sulfuro (-2) (Martínez *et al.*, 2008).

El ión sulfato también procede del lavado de terrenos formados en ambiente marino, de la oxidación de sulfuros que se encuentran ampliamente distribuidos en rocas ígneas y sedimentarias, de la descomposición de sustancias orgánicas, etc. Sin embargo, la disolución de sales sulfatadas (yeso y anhidrita fundamentalmente) representa el aporte cuantitativamente más importante de este ión a las aguas subterráneas. El comportamiento del ión sulfato puede desviarse significativamente del teórico predecible en base a los principios de su disolución, por su tendencia a formar iones complejos con Na y Ca y a incorporarse a procesos biológicos.

El ión sulfato está sujeto a procesos de reducción, especialmente en presencia de bacterias y materia orgánica. En ambientes reductores, a pH menor que 7, la forma reducida estable es el H₂S, mientras que en soluciones alcalinas predomina el HS⁻ (Rubio, 2007).

En la concentración de alrededor de más de 500 mg/L, los sulfatos ejercen una acción laxante en humanos, principalmente en forma de sulfato de magnesio (INEGI, 2000).

Los sulfatos pueden contribuir a crear problemas de malos olores al ser reducidos por las bacterias reductoras, debido a que se produce ácido sulfhídrico. En aguas dulces, la concentración normal de sulfatos puede variar entre 2 y 150 mg/L (Rubio, 2007).

Cuando el sulfato se combina con el calcio forma escamas que originan graves problemas de incrustaciones en los intercambiadores industriales de calor, las calderas y los equipos de enfriamiento, que son difíciles de eliminar. En los sistemas de drenaje, cuando se tienen tiempos de retención largos, temperaturas elevadas y concentraciones significativas de sulfatos, ocurren problemas de corrosión, ya que estas sales, al ser reducidas y posteriormente oxidadas bioquímicamente, se transforman en ácido sulfúrico capaz de corroer la corona de las alcantarillas (Robles *et al.*, 2004).



Temperatura

La distribución espacial de temperaturas en un acuífero depende de la conductividad térmica e hidráulica del medio, de la relación longitud/profundidad de la cuenca, configuración del nivel freático, distribución de la temperatura ambiente respecto a las zonas de recarga y descarga (Rubio, 2007).

Parámetros físicos y químicos de importancia sanitaria tales como densidad y conductividad se ven afectados por variaciones de temperatura. Al aumentar la temperatura aumenta la conductividad (Robles *et al.*, 2004).

Turbiedad

Proporciona al agua un aspecto desagradable, altas turbiedades pueden producir azolves, sobrecalentamiento y espumación. Reduce el rendimiento de calderas e interfiere en procesos que utilizan agua. Interfiere la acción de los inhibidores de corrosión (Rubio, 2007).

La turbiedad se debe a la erosión de la superficie terrestre, contienen partículas de materia en suspensión como arcilla, lodo, materia orgánica o inorgánica finamente dividida, plancton y otros microorganismos. Las principales fuentes de contaminación originadas por el hombre, que incrementan la turbiedad en los cuerpos de agua: los cienos de las granjas, los residuos de construcciones, la operación de minas, los polvos provenientes de caminos sin asfaltar, desechos humanos y efluentes de plantas de tratamiento (Robles *et al.*, 2004).

2.4. Parámetros Bacteriológicos

Las aguas subterráneas cerca de la superficie por lo general están más en contacto con la vida microbiana por lo que las bacterias, son mucho más numerosas que cualquier otro organismo en el suelo y aguas subterráneas. Cerca de la superficie donde las raíces de las plantas son abundantes, puede haber de 100 millones a 1 billón de bacterias por gramo de suelo seco. Estos



valores se disminuyen dramáticamente con la profundidad de suelo debajo de la zona de la raíz, con la densidad dependiendo de la cantidad de sustancias nutritivas (el alimento) y el agua disponible (Berger, 2003).

Aunque las concentraciones de microbios debajo de la zona de la raíz sean inferiores que en la zona de la raíz, no menos de 10 a 100 millones de bacterias por gramo de material de capa acuífera pueden estar presentes. Las bacterias han sido encontradas en muestras de una profundidad de 2.8 kilómetros (1.7 millas) debajo de la superficie de la Tierra, y en una profundidad de 3.2 kilómetros en minas de oro sudafricanas (Berger, 2003).

Un pozo de agua potable puede contener una gran variedad de microorganismos sin presentar un riesgo para la salud pública. Sin embargo, en las aguas subterráneas algunas zonas se contaminan con la materia fecal de seres humanos y otros animales. Este es un motivo de preocupación, porque la materia fecal puede contener patógenos que causan enfermedades a los seres humanos (Berger, 2003).

El agua que contiene materia fecal se puede filtrar en el agua subterránea contaminándola. Dentro de las fuentes de contaminación se incluyen:

- Las aguas residuales y biosólidos de instalaciones de tratamiento de aguas residuales que se han aplicado a la tierra como un acondicionador de suelo.
- La filtración de los estanques artificiales someros (lagunas) utilizadas para la transformación de aguas residuales.
- La filtración desde lagos contaminados y otras masas de agua de superficie.
- La escorrentía urbana.
- Las heces de ganado bovino y otras operaciones.
- Rellenos sanitarios de basura mal construidos donde la basura es almacenada (Berger, 2003).

La contaminación fecal también puede alcanzar las aguas subterráneas desde fuentes subterráneas, así como un indebido funcionamiento de los sistemas de tanques sépticos,



reservorios subterráneos de aguas residuales domésticos (pozos negros), o que presenten líneas de fugas subterráneas de alcantarillado (Berger, 2003).

La mayor parte de los patógenos de la materia fecal permanece cerca de la superficie, o cerca del punto de origen en el caso de una fuente subterránea. Sin embargo, donde las condiciones son favorables, algunos patógenos viajan con el flujo de agua y a través de poros (aperturas diminutas) en el suelo circundante y en la roca, pueden entrar en aguas subterráneas. Si los patógenos alcanzan las aguas subterráneas, sobre todo en el área de entrada del pozo, estos dependerán del tiempo de retención por el suelo y cuanto tiempo sobreviven en él (Berger, 2003).

Las enterobacterias son definidas como las bacterias que residen en los intestinos de animales de sangre caliente. Dentro de los miembros de la familia Enterobacteriaceae, la Enterobacter es importante porque algunas de ellas simbióticamente ayudan a la digestión de sus anfitriones, mientras otras especies patógenas causan enfermedades o la muerte. Los miembros patógenos de esta familia incluyen la especie de los géneros *Escherichia*, *Salmonella*, *Shigella*, *Klebsiella*, y *Yersinia*. Las Enterobacterias relacionadas con *Escherichia coli* se conocen como bacterias coliformes. Las bacterias coliformes son usadas como indicadores de enterobacterias patógenas en agua potable y aguas recreacionales (Environmental Encyclopedia, 2003).

Las bacterias Coliformes viven en un ambiente rico en nutrientes de intestinos de animales de sangre caliente. Muchas especies entran en este grupo, pero la especie más común en mamíferos es *Escherichia coli*. Un humano típico fácilmente puede tener varios billones de estas diminutas e individuales células bacteriales que habitan su tracto digestivo. En una base puramente numérica, un humano puede tener más bacterias que células en su cuerpo. Cada persona es en realidad una comunidad o ecosistema de diversas especies que viven en un estado de cooperación, competencia, o coexistencia (Environmental Encyclopedia, 2003).

Una amplia variedad de diarreas, disenterías, y otras enfermedades gastrointestinales aflige a la gente que tiene un saneamiento inadecuado. Muchos turistas sufren las enfermedades del viajero conocidas por nombres como la Venganza de Montezuma, La Turista, o El Cairo Crud, cuando ellos entran en contacto con el agua incorrectamente esterilizada o el alimento. Algunas de estas



enfermedades, como el cólera o la intoxicación por alimentos causada por la *Salmonella*, *Shigella*, o la especie *Lysteria*, pueden ser fatales (Environmental Encyclopedia, 2003).

Escherichia coli es una bacteria encontrada en el tubo digestivo de animales de sangre caliente. Su presencia en aguas subterráneas indica que existe un sendero entre la superficie de tierra y el acuífero, y puede indicar que el agua no es segura para beber (Berger, 2003).

Normalmente, la bacteria intestinal no sobrevive mucho tiempo en el mundo inhospitalario del agua. Sin embargo, si una bacteria es ingerida mientras siga viva, ésta puede causar enfermedades, hasta llegar al punto donde una infección intestinal ponga en riesgo la vida humana. Por ejemplo la bacteria *Escherichia coli* O157:H7. La contaminación del agua con este tipo de cepa puede causar un daño severo intestinal, un daño en los órganos durante toda la vida, como el riñón, y sobre todo en jóvenes, ancianos, y aquellos cuyos sistemas inmunológicos estén deprimidos (Lee y Wilmonth, 2003).

En la mayoría de los casos, sólo una pequeña parte de la densidad original patógena alcanzará la entrada del pozo a no ser que exista un sendero rápido (como la roca fracturada). A pesar de esto, los brotes de una enfermedad de origen hídrico más reportados en los Estados Unidos cada año son asociados con aguas subterráneas. Entre 1971 y 2000, casi el 60 % de los aproximadamente 700 brotes reportados, con más de 90,000 casos de enfermedad, fueron asociados con redes fluviales que usan aguas subterráneas (Berger, 2003).

Una vez en el agua, el crecimiento de microorganismos puede ser exacerbado por factores exógenos como la temperatura de agua y la composición química del agua. Por ejemplo, los residuos de fertilizantes desde propiedades suburbanas pueden infundir en el curso de agua cantidades de nitrógeno, potasio, y fósforo, estos son sustancias nutritivas deseables para el crecimiento bacterial. Por otro lado los residuos que contiene el abono de la ganadería y productores de aves de corral ha sido una fuente principal de contaminación de agua superficial. Más de 150 patógenos encontrados en el estiércol de ganadería representan un riesgo para los humanos (Hemminger, 2004; Lee y Wilmonth, 2003).



Los desechos fecales humanos y de animales contienen organismos infecciosos que provocan enfermedades, como la bacteria *Escherichia coli* y patógenos que causan el cólera, la tifoidea, y cryptosporidiosis. En los Estados Unidos, en 1993, más de 50 personas murieron, y se estiman 400,000 enfermos de un brote masivo de cryptosporidiosis en Milwaukee, Wisconsin. El brote fue atribuido a un fallo en el tratamiento de agua potable, permitiendo la formación del quiste del parásito, introducido por los desechos animales, que pasan al agua del grifo y son ingeridos. Diez brotes de cryptosporidiosis fueron reportados en los Estados Unidos entre 1990 y 2000 (Hemminger, 2004).

Los brotes de cólera, debido al agua contaminada con aguas residuales crudas, ocurren con regularidad en India y Bangladesh y con menos con frecuencia en muchos otros países. En África en 1997, 5,853 muertes debido al cólera fueron reportadas a la Organización Mundial de la Salud. Según las Naciones Unidas, "Es un hecho aún más trágico saber por nuestro conocimiento de muchos años que estas enfermedades son fácilmente evitables" (Hemminger, 2004).

La *Escherichia coli* representa aproximadamente el 0.1 % de las bacterias totales en los intestinos de un adulto (sobre una dieta Occidental). Las cepas patógenas de *E. coli* han mostrado que causan pulmonía, infecciones de extensión urinarias, lesiones e infecciones de sangre, y meningitis. Las cepas de *E. coli* que producen toxinas pueden causar gastroenteritis severa (la colitis hemorrágica), que puede incluir el dolor abdominal, vómitos, y la diarrea sangrienta. En los Estados Unidos, los Centros para el Control de Enfermedades y la Prevención estiman que hay aproximadamente 10,000-20,000 infecciones y 500 muertes cada año que son causadas por *E. coli* O157:H7 (Sims, 2003).



2.5 Normatividad

La mayor parte de los gobiernos tienen una responsabilidad social para mantener la calidad de agua potable aceptable. Hasta 1974, los esfuerzos para mantener los niveles aceptables de la calidad de agua potable en los Estados Unidos fueron limitados previniendo la extensión de enfermedades contagiosas. El Acta de Agua potable Segura de 1974 amplió el papel regulador del gobierno para cubrir todas las sustancias que desfavorablemente pueden afectar la salud humana o el olor de un cuerpo de agua o el aspecto. Este acto estableció regulaciones nacionales para los niveles aceptables de varios contaminantes (Bortman, 2003).

Desde el 2002, la Agencia de protección de medio ambiente desarrollaba otra regulación, la Regla de Aguas subterráneas, que requerirá que los sistemas de aguas subterráneas determinen si la fuente de agua esta contaminada o es vulnerable a tal contaminación. Si es así, requerirán que el sistema tome medidas correctivas (Berger, 2003).

En México Las Normas Oficiales Mexicanas contienen la información, requisitos, especificaciones y metodología, que para su comercialización en el país, deben cumplir los productos o servicios a cuyos campos de acción se refieran. Son, en consecuencia, de aplicación nacional y obligatoria. Tienen por objetivo que los productos se integren y funcionen con materiales, procesos, sistemas y métodos que eviten riesgos a la salud, a la vida y al patrimonio de los consumidores. Su objetivo es el de garantizar el uso y disfrute adecuado de los consumidores y propiciar la conservación de los sistemas ecológicos y de ahorro de elementos básicos para la vida (Internet ¹).

En nuestro país existen normas relacionadas desde la construcción de un pozo, así tenemos la Norma Oficial Mexicana NOM-003-CNA-1996. Requisitos durante la construcción de pozos de extracción de agua para prevenir la contaminación de acuíferos. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. 6 de Enero de 1997. y la Norma Oficial Mexicana NOM-004-CNA-1996. Requisitos para la protección de acuíferos durante el mantenimiento y rehabilitación de pozos de extracción de agua y para el cierre de pozos en general. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. 24 de Julio de 1997 (SEMARNAT, 1996^a; SEMARNAT, 1996^b).



También se cuenta con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. CE-CCA-001/89. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. 1 de Diciembre de 1989, en donde se describen los límites de contaminantes de los cuerpos de agua según el uso (SEDUE, 1989).

Por último se cuenta con la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización (SSA, 1994).



3. Justificación

Estamos en constante cambio, nuestra vida moderna se rige principalmente por lo nuevo en tecnologías. Tenemos en casa productos de limpieza que nos liberan de un arduo trabajo, existen vehículos más sofisticados que nos pueden transportar más rápido, hemos creado fertilizantes y pesticidas artificiales para acelerar las cosechas; pero todo esto ¿A cambio de que? Nuestras aguas han sido contaminadas química, física y biológicamente; nuestros vehículos emiten más gases a la atmósfera y desperdician más aceite que terminan en el suelo infiltrándose al subsuelo. Los seres vivos respiramos esos gases atmosféricos y bebemos esa agua contaminada. La vida moderna promete mucho, sin embargo, el exceso pone en riesgo nuestra calidad de vida. Es nuestra responsabilidad tomar medidas preventivas y correctivas ante todo mal manejo de los recursos.

En el Valle Cuautla-Yautepec, en el Estado de Morelos, el agua subterránea es la principal fuente de agua para uso doméstico y agrícola. Sin embargo, el uso excesivo de fertilizantes y abonos, la construcción y el uso de fosas sépticas, el mal uso del agua de riego, entre otros factores, deterioran la calidad del agua. Existen estudios donde se evidencian graves daños al ecosistema y al ser humano causados por el agua contaminada con bacterias o compuestos físicos y químicos. De ahí la importancia de un monitoreo periódico sobre la calidad del agua en los acuíferos en donde el uso principal es público-urbano.



4. Objetivos

Objetivo general

Determinar la calidad bacteriológica y fisicoquímica del agua de tres pozos, ubicados en la zona oriente del acuífero del Cuautla - Yautepec, Morelos, México.

Objetivos particulares

1. Determinar los parámetros bacteriológicos: Coliformes totales y Coliformes fecales.
2. Determinar los parámetros fisicoquímicos: alcalinidad total y a la fenolftaleína, dureza total, de calcio y de magnesio, sulfatos, cloruros, turbiedad, sólidos disueltos, nitratos, nitrógeno amoniacal, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, detergentes, pH, temperatura y oxígeno disuelto.
3. Conocer la variación temporal de los parámetros analizados.
4. Conocer la variación espacial entre los pozos.
5. Comparar los resultados con la Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.



5. Descripción del área de estudio

Los principales aprovechamientos de aguas subterráneas del estado de Morelos provienen de manantiales y en menor escala de pozos y norias, aunque estos últimos cada día se van incrementando. Por las condiciones hidrológicas que prevalecen en los valles de Morelos, la única fuente de suministro de agua en calidad, cantidad y permanencia, son las aguas subterráneas. El acuífero Cuautla-Yautepec constituye la principal fuente de agua potable que abastece al 70-80% de la población del área metropolitana de Cuautla, Morelos (INEGI; TRAGUA, 2007).

El acuífero Cuautla-Yautepec (Fig. 1) se ubica en la porción centro norte del Estado de Morelos y presenta un potencial hidrológico muy importante; colinda en la porción Norte con la Cuenca Hidrológica del Valle de México, al Oeste con el acuífero Cuernavaca y Zacatepec, al Este con el acuífero de Tepalcingo-Axochiapan en el Estado de Morelos y al Sur con la cuenca del río Amacuzac, en el estado de Morelos y Guerrero (CNA, 2002).

De manera natural, éste aporta a través de manantiales un caudal de 6,827 L/seg. que ha sido determinante para el desarrollo de diversas actividades económicas de la zona de Cuautla y Yautepec, en donde gracias al clima existe una vegetación muy variada y una ancestral actividad agrícola en la que predomina la caña de azúcar, que se cultiva desde tiempos de Hernán Cortes y con igual trascendencia regional el cultivo de arroz. Dentro de las actividades productivas que se desarrollan en esta región predominan las que se refieren a la industria de la transformación, le siguen las agrícolas y por último las pecuarias (CNA, 2002).

El 63.4% de la subprovincia está dedicado a la agricultura, los principales cultivos son: caña de azúcar, maíz, frijol, tomate, lechuga, arroz, papa, manzano y ciruelo (INEGI, <http://www.inegi.org.mx>).

Desde el punto de vista técnico, la distribución del agua subterránea en este acuífero, presenta condiciones muy complejas, determinadas por aspectos geológicos y geomorfológicos, dando lugar a la presencia de sistemas acuíferos con características, funcionamiento e interconexión variada, en donde la explotación de las aguas del subsuelo es difícil debido a la errática



distribución de su permeabilidad y potencialidad, lo que se traduce en captaciones de rendimiento desigual e impredecible (CNA, 2002).

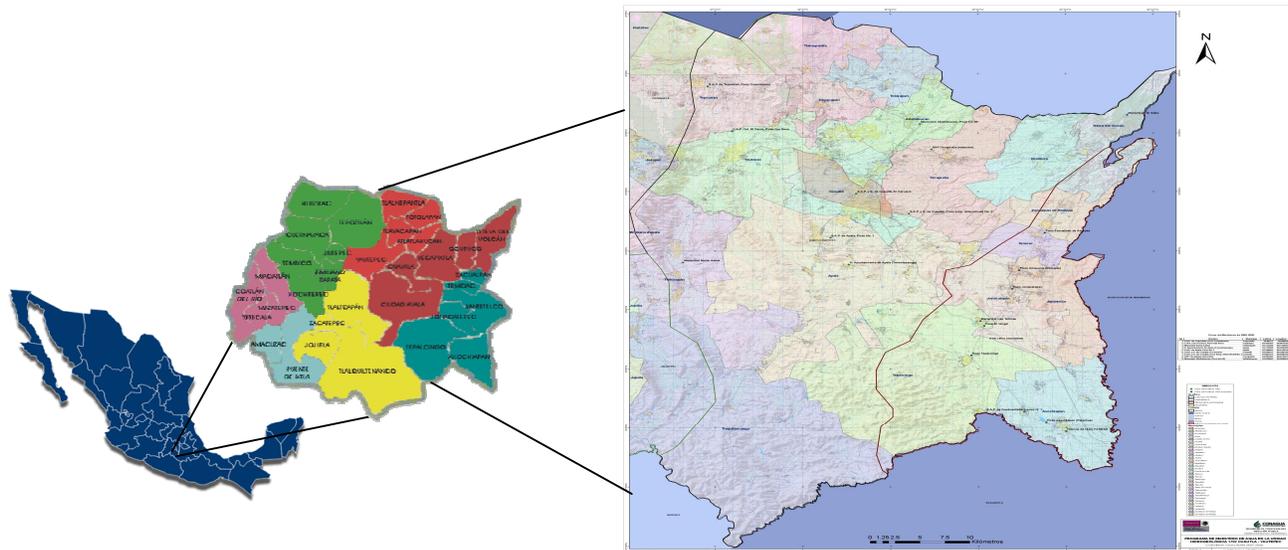


Fig. 1 Acuífero del Valle Cuautla-Yautepec, Morelos, Mex. (CNA, 2008)

Las aguas de los manantiales que brotan en las cuencas de los ríos Cuautla y Yautepec, están dotadas a los ejidos en su totalidad por resolución presidencial y se utilizan para el riego agrícola, por esta razón los ejidos son los mayores usuarios de aguas nacionales en el estado de Morelos (CNA, 2002).

En función de aspectos geomorfológicos y geohidrológicos para el acuífero Cuautla-Yautepec se define una extensión territorial de 2,231.22 km², de los cuales, 1,451.16 km² se catalogan exclusivamente como zona de recarga y 780.07 km² como zona acuífera. Este acuífero se encuentra alojado en dos unidades de roca: la primera unidad consiste en rocas ígneas basálticas fracturadas de la Formación Chichinautzin que presentan alta permeabilidad y distribución irregular; la segunda unidad la constituyen rocas Vulcano sedimentarias de los denominados materiales clásticos aluviales, los cuales muestran una permeabilidad media y una distribución irregular. Se les ubica cubriendo las partes bajas de los valles de Cuautla y Yautepec (CNA, 2002).



La actualización más reciente del censo de pozos y del volumen extraído en el acuífero Cuautla-Yautepec fue realizada durante los meses de abril a junio de 1998, por la Jefatura de Proyecto de Aguas Subterráneas. En este censo se incluyen los aprovechamientos subterráneos de los organismos operadores de agua potable ubicados en los valles de Yautepec y Cuautla, así como los pozos profundos utilizados en los sectores agrícola, industrial y de servicios, además de una relación de manantiales. Se considera que el censo de 1998 registró el 95 % de los pozos existentes en el valle con los cuales se extrae aproximadamente el 99 % del agua subterránea de la zona por este medio (CNA, 2002).

La extracción de agua por bombeo a través de pozos profundos y norias en la zona acuífera de Cuautla-Yautepec, para el año de 1998, es de 65.429 millones de metros cúbicos. A través de manantiales se genera una descarga de 214.459 millones de metros cúbicos (CNA, 2002).

Los pozos muestreados: Puerta de Fierro (Anenecuilco), Iztacihuatl, Yecapixtla (Fig. 2); se encuentran dentro del área denominada veda tipo III por decreto Presidencial de fecha 1° de junio de 1960, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 23 de junio de 1960 (CNA, 2002).



Fig. 2 Vista satelital de la ubicación de los tres pozos muestreados (fuente: Google Earth)



Tabla 3. Ámbitos de competencia y volúmenes autorizables de los municipios del Estado de Morelos, incluidos en el acuífero Cuautla-Yautepec (CNA, 2002)

ZONA	MUNICIPIO	USO	VOLUMEN (m ³ /año)	
			Ámbito estatal	Ámbito regional
7	Ayala (Puerta de Fierro)	Urbano	Hasta 450,000	Hasta 9'000,000
	Yecapixtla (Yecapixtla)	Agrícola	Hasta 300,000	
6	Cuautla (Iztaccihuatl)	Publico urbano	Hasta 450,000	

La zona 6: *no hay disponibilidad*; zona en la que la capacidad de los mantos acuíferos, solo permite extracciones limitadas para usos prioritarios.

La zona 7: *disponibilidad limitada*; zona en la que la capacidad de los mantos acuíferos permite extracciones limitadas para todo uso (CNA, 2002).



6. Material y Método

Se realizó un estudio del agua subterránea en la zona oriente del acuífero de Cuautla –Yautepec. Fueron tres pozos muestreados con diferentes altitudes entre ellos: Yecapixtla 1564 M, Iztaccihuatl 1369 M y Puerta de Fierro (Anenecuilco) 1227 M. Los muestreos del agua subterránea se realizaron mensualmente a partir de Marzo del 2008 hasta Febrero del 2009.

Las muestras fueron colectadas antes del dosificador de cloro, utilizando las técnicas de muestreo apropiadas. *In situ* se determinaron en cada pozo el OD, pH y temperatura (Figura 3). Se tomaron muestras en una bolsa estéril para las determinaciones bacteriológicas y dos muestras en botellas de 1.5 litros. Todas las muestras se trasladaron en hielo al laboratorio en donde se realizaron los parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos de acuerdo a las técnicas indicadas en la siguiente Tabla 4 (APHA-AWWA-WEF, 1998).



Tabla 4. Técnica analítica para cada parámetro

PARÁMETRO	MÉTODO*
pH	Potenciométrica
Temperatura	Instrumento
Oxígeno disuelto	Winkler modificado
Conductividad	Conductímetro
Sólidos disueltos	Gravimétrica
Sólidos suspendidos	Gravimétrica
Alcalinidad total	Titulación con indicador
Nitrógeno amoniacal	Nesslerización
Nitratos	Brucina
Nitritos	Diazotización
Cloruros	Argentométrico
Sulfatos	Turbidimétrico
Dureza total	Titulación con EDTA
Dureza de calcio	Titulación con EDTA
Turbiedad	Turbidímetro
DBO ₅	Dilución
Detergentes	Azul de metileno
Coliformes totales	Filtro de membrana
Coliformes fecales	Filtro de membrana

* Las técnicas son de acuerdo a las Normas Oficiales Mexicanas y al APHA-AWWA-WEF, 1998.



Pozo Puerta de Fierro



Pozo Iztaccihuatl



Pozo Yecapixtla



Fig. 3 Trabajo de campo. Determinaciones *In situ* del OD, pH y temperatura



Fig. 4 Trabajo de Laboratorio donde se realizaron los parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos de acuerdo a las técnicas indicadas.



7. Resultados y discusión

7.1 Alcalinidad

Como los valores de la alcalinidad a la fenolftaleína fueron de cero, podemos decir que toda la alcalinidad fue debida a bicarbonatos. El ión bicarbonato, HCO_3^- puede actuar como ácido o base por lo que es una especie importante en la química ácido-base del agua ya que como ácidos actúan en el agua liberando iones H^+ , y como bases aceptando iones H^+ ; la propia molécula de agua también hace ambas cosas (Manahan, 2007).

Los resultados de la alcalinidad total para los tres pozos, se observan en las tablas 7, 8 y 9. Puerta de Fierro (Anenecuilco) e Iztaccihuatl presentan las medias más altas (279.6 y 276 mg/L respectivamente) mientras que el pozo Yecapixtla es el que presenta la media más baja (112.05 mg/L) y los valores más bajos de pH con un promedio anual de 6.69. En la figura 5 se puede apreciar poca variabilidad a lo largo del año entre los tres pozos, con un ligero declive en los meses septiembre y octubre (últimas lluvias) y valores máximos en los meses de mayo y junio.

El pH alcalino es debido al alto contenido de carbonatos en los suelos (Piguet *et al.*, 2008), por lo que la alcalinidad alta presentada por los pozos Puerta de Fierro e Iztaccihuatl se puede deber a la disolución de rocas básicas carbonatadas en las aguas naturales, que además aportan al medio hídrico sus cationes mayoritarios: Ca^{2+} , Na^+ , K^+ y Mg^{2+} , y también a que la mayoría de los aniones de las aguas a excepción de los carbonatos/bicarbonatos, es decir, sulfatos y cloruros, provienen de la disolución de las correspondientes sales y minerales (Rodríguez y Marín, 1999).

Por otro lado, los altos valores de alcalinidad total también pudieron deberse a que en los pozos Puerta de Fierro con 150 m de profundidad y menor altitud (1227m); seguido del pozo Iztaccihuatl con 150 m de profundidad y 1369 m de altitud, se encuentran ubicados en zonas con actividades agrícolas a lo largo del año y por lo tanto con más cubierta vegetal y mayor uso de fertilizantes y abonos. Cuando la planta absorbe preferentemente cationes (NH_4^+), se produce un exceso de carga negativa en el suelo que la propia planta intenta neutralizar segregando cationes hidrógeno (H^+), con lo que el pH de la solución desciende. De la forma contraria, cuando se absorben preferentemente aniones (NO_3^-), las raíces liberan iones hidroxilo (OH^-) o iones bicarbonato (HCO_3^-)



para mantener la neutralidad eléctrica en la superficie de la raíz, con lo que el pH de la solución tiende a incrementarse (Internet ⁴). El pH promedio de Puerta de Fierro fue de 7.01 con un mínimo valor de 6.3, esto podría deberse a lo mencionado anteriormente ya que en ésta área quizás también se ejerció una mayor absorción de cationes por parte de las plantas, recordemos que es una zona que posee una gran cobertura vegetal; podemos relacionar esta aseveración con las concentraciones de los aniones Cl^- y SO_4^- (ver 7.4 Dureza, 7.2 Cloruros y 7.9 Sulfatos).

El pozo Yecapixtla presentó la alcalinidad más baja, ésta se relaciona con la altitud más alta (1564m) y 180 m de profundidad del pozo. Sus valores de pH fueron más ácidos que los otros pozos y fue el pozo con los valores de aniones Cl^- y SO_4^- más bajos (ver 7.2 Cloruros y 7.9 Sulfatos). Este pozo se ve influenciado por la escorrentía debido a su altitud y el movimiento de flujo del acuífero (de la parte más alta a la más baja).

Ya que los pH fueron ligeramente ácidos, podemos decir que los bicarbonatos se encuentran en mayor cantidad, aportando un carácter ácido al agua del acuífero.

La alcalinidad con pH ácidos también puede deberse a la falta de drenaje en las tres zonas muestreadas, donde éste se sustituye con fosas sépticas y por otro lado a la presencia de dióxido de carbono, un gas ligeramente ácido que entra directo de la atmósfera o por el metabolismo de plantas, reacciona con el carbonato formando bicarbonato.

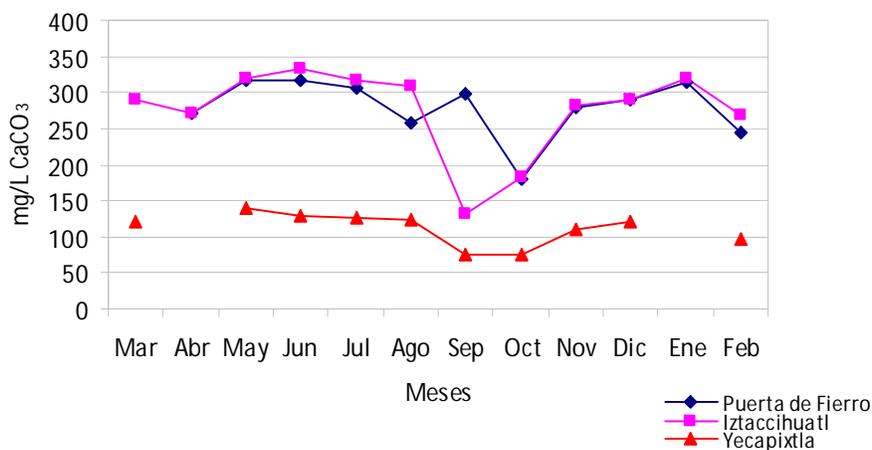


Fig. 5 Variación espacial y temporal de la Alcalinidad en los tres pozos estudiados



7.2 Cloruros

De acuerdo con Robles *et al.* (2004), en las montañas y tierras elevadas los abastecimientos de agua son bajos en cloruros; los mantos acuíferos tienen, por lo general, una concentración mayor. Siguiendo esta referencia, en la figura 6 se observa que el pozo Puerta de Fierro, con menor altitud con respecto a los otros dos pozos (1227 m), posee los valores más altos de cloruros. Su concentración más alta se da en el mes de diciembre (20 mg/L), donde las lluvias son escasas y la dilución de esta sal es baja, y la concentración más baja es en el mes de agosto (13.6 mg/L), donde se ven favorecidas con las últimas lluvias de temporada. Es una zona donde la práctica agrícola no descansa en todo el año, los fertilizantes se agregan varias veces y en cantidades de 3 a 4 veces más de lo que las plantas requieren, además existe un continuo aporte de agua y por lo tanto un continuo arrastre de sales y compuestos.

El pozo Iztaccihuatl y el pozo Yecapixtla obtuvieron valores más bajos a comparación del pozo Puerta de Fierro (Figura 6), éstos mostraron entre sí una tendencia similar, sus concentraciones máximas fueron de 11.4 y 10.96 mg/L respectivamente, y sus concentraciones mínimas fueron de 2.2 y 1.11 mg/L respectivamente. El pozo Yecapixtla tiene una altitud de 1564 m mayor al pozo Iztaccihuatl (1369 m), en estos existe una influencia física directa de la precipitación pluvial y del riego, se observa claramente que mientras mayor sea la altitud del pozo menor es la concentración de cloruros, que siguen la dirección de flujo del acuífero (de la parte alta a la baja) (Figura 2), sin embargo, estas concentraciones oscilan un poco a lo largo del año.

Tuñón (2000) menciona que el ión cloruro presenta un comportamiento "quasi-conservático", ya que se desplaza con el agua sin interactuar con la matriz sólida del suelo, pero puede estar parcialmente afectado por procesos de absorción radicular, y puede ocasional y temporalmente, acumularse en los niveles superficiales a causa de la evapotranspiración; probablemente, la llegada posterior de agua puede lavar estas sales acumuladas y formar un frente salino. Quizá lo anterior explique por que en el pozo Iztaccihuatl y Yecapixtla, en el mes de junio y octubre que se presentan las lluvias, las concentraciones de cloruros fueron las más altas, ya que se esperaría la dilución de este ión y en lugar de ello probablemente se efectuó el arrastre de las sales acumuladas; y por que en febrero y marzo que escasean las lluvias, los valores de cloruros



resultaron bajos; lo que indica que al no haber un vehículo para este ión, no encontró la manera de movilizarse e infiltrarse.

En estas zonas de actividad agrícola se podría haber esperado concentraciones altas de cloruros por otro motivo, un compuesto organoclorado muy popular llamado DDT, que es uno de los plaguicidas más conocidos, insoluble en agua y cuyos efectos adversos para la salud de los animales incluyen fallos en la reproducción y en el desarrollo, posibles efectos en el sistema inmunitario y muertes difundidas de aves salvajes después de rociarlo. (Internet ³). Sin embargo, las bajas concentraciones obtenidas en los tres pozos nos hacen eliminar esta suposición, o creer que el uso de este insecticida fue mínimo o que usan otro tipo de plaguicida.

Nunca pensaríamos que en el estado de Morelos llegaríamos a encontrar componentes marinos, como en aquellas áreas donde la intrusión marina es más evidente, y alcanzan concentraciones de Cl^- superiores a los 700 mg/L (Tuñón, 2000); sin embargo, la geología que aflora en el acuífero Cuautla-Yautepec esta representada por diferentes unidades de roca, que abarcan del período Cretácico Inferior (110 millones de años) al Reciente; los materiales que constituyen estas unidades son rocas ígneas intrusivas, extrusivas y grandes afloramientos de rocas sedimentarias marinas y continentales (CNA, 2002). De éstas últimas, su composición química la forman los iones Cl^- y Na^+ , los cuales en elevadas concentraciones causan salinización en suelos y cuerpos de agua. He aquí un punto más para explicar la presencia de cloruros en los tres pozos; el movimiento del agua, su acidez o alcalinidad, así como otros factores físicos y químicos desgastan la estructura geológica del acuífero lo que ocasiona el desprendimiento de sólidos y la dilución de iones. Esto último es una de las principales características de un acuífero, ya que por medio del contenido en el agua, permite determinar que tipo de mineralogía predomina.

Otra manera de justificar la presencia de cloruros, es por su presencia en los fluidos extracelulares como en la orina (es común que la concentración de cloruros sea mayor en las aguas de desecho que en los cuerpos de agua natural), la cantidad promedio es de casi 6 gr. por persona al día (Robles *et al.*, 2004); recordemos que en ninguna de las tres zonas muestreadas se cuenta con un sistema de drenaje, en lugar de ello se utilizan fosas sépticas. Obviamente es una vía de entrada a diversos compuestos como la urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), cloruros, bacterias (coliformes), etc.



Debemos tomar en cuenta que todas las aguas naturalmente contienen mínimas cantidades de cloruros, sin embargo, ninguno de los pozos contiene concentraciones significantes, ya que los límites permisibles según la NOM-127-SSA1-1994 para cloruros son de 250 mg/L en aguas de consumo humano. Por lo tanto, en ningún pozo se encontró perturbaciones que indicaran un riesgo a la calidad del agua.

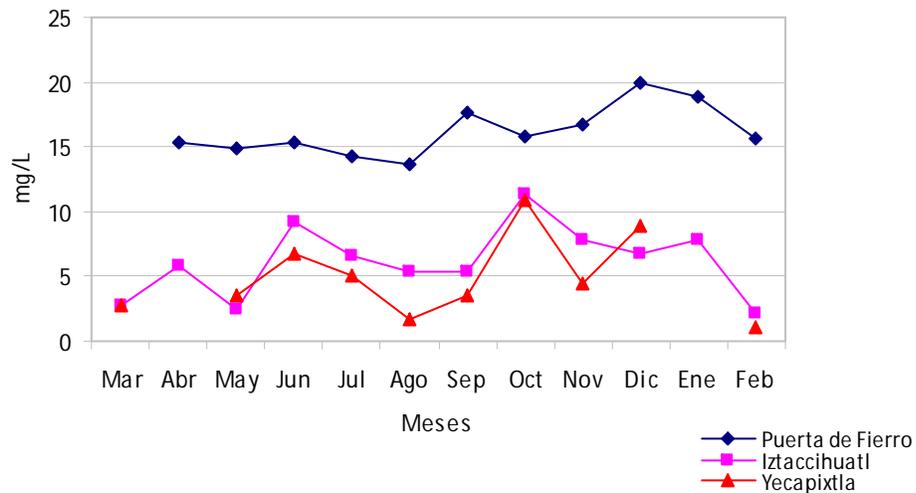


Fig. 6 Variación espacial y temporal de Cloruros en los tres pozos estudiados

7. 3 Conductividad

Los sólidos disueltos totales son medida indirecta de las sales inorgánicas disueltas. Su valor es proporcional a la conductividad eléctrica del agua (CE) y, como ésta es mucho más fácil de medir, se emplea con frecuencia como una técnica rápida para estimar la concentración de sales disueltas. Se entiende por conductividad eléctrica la propiedad que tiene el agua para conducir corriente eléctrica. Esta propiedad es resultado de la presencia de iones (carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, nitratos, sodio, potasio, calcio y magnesio) que son capaces de transportar carga eléctrica. La mayor parte de los compuestos orgánicos no se disocian en el agua y, en consecuencia, no afectan la conductividad (Jiménez, 2001).



Los valores de la conductividad eléctrica en los tres pozos permanecieron por debajo de los 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Como se esperaba, el pozo Puerta de Fierro presentó la mayor conductividad eléctrica en todo el año (Figura 7) con un promedio anual de 743.54 $\mu\text{S}/\text{cm}$, éste presenta la altitud más baja de los tres pozos muestreados (1227 m), y es el pozo con los valores más altos de todas las sales (ver 7.2 Cloruros, 7.4 Dureza, 7.5 Nitratos y 7.9 Sulfatos), por ejemplo, los compuestos de cloruro son altamente solubles en agua, en la cual ellos persisten en forma disociada como aniones de cloruro con sus correspondientes cationes cargados positivamente (Internet ²). En el mes de mayo (primeras lluvias) tiene una caída drástica con un valor mínimo de 422 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sin embargo en los siguientes meses los valores se incrementan y a partir del mes de octubre (últimas lluvias) la conductividad sufre un descenso que perdura toda la época de estiaje (Figura 7 y Tabla 7).

Muñoz y Ritter (2005) afirman que los parámetros químicos de las aguas deben referirse a una temperatura determinada, puesto que ésta influye en la solubilidad de los solutos (al aumentar la temperatura, aumenta la solubilidad de sólidos y disminuye la de gases). El Pozo Iztaccihuatl que obtuvo las temperaturas más altas, mantuvo una frecuencia más estable con un promedio anual de 662.33 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y un valor máximo de 745 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el mes de mayo cuando inician las lluvias (Tabla 8). Este pozo presenta el mismo comportamiento que el pozo Puerta de Fierro con un descenso en su conductividad durante toda la época de estiaje.

Obviamente, este parámetro se ve influenciado directamente con la altitud y la época de lluvias, ya que en los meses donde escasea el agua, los valores de conductividad se ven reducidos, esto sugiere que todas las sales que se agregan al suelo o que son parte de éste se acumulan en los diferentes horizontes del subsuelo por efecto de la evapotranspiración; las sales se ven limitadas a moverse por falta de un vector, que en este caso es el agua, y cuando por fin comienzan las lluvias o la irrigación de los cultivos, logran filtrarse hacia el acuífero donde se diluyen. En este proceso se incluyen las sales minerales que son erosionadas de la propia estructura geológica del acuífero por efecto del movimiento del agua, temperatura y pH.

Es notorio como el pozo Yecapixtla con la mayor altitud (1564 m) mostró los valores más bajos de conductividad, con un promedio anual de 250.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y cuyos valores más altos no superan los 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabla 9). Este pozo conserva las temperaturas más bajas y los pH más ácidos (ver 7.7



pH y 7.10 Temperatura), y también a partir del mes de octubre sufre un descenso en sus valores que dura toda la época de escasez de lluvias.

Ochoa *et al.* (2001) sugiere que los valores de menor concentración salina denotan claramente su asociación con el tipo de unidad litológica en explotación; es notorio como pozos ubicados en zonas volcánicas reflejan conductividades eléctricas menores a los 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, por el contrario, aquellos localizados en cuerpos lacustres registran valores de hasta 4500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, representando un alto riesgo para la agricultura regional. En nuestros pozos se registran valores menores a los 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$, la dureza de Iztacihuatl y Yecapixtla se debe principalmente a carbonatos y bicarbonatos, y la dureza de Puerta de Fierro es debida a otros iones como sulfatos, cloruros, nitratos, etc. (7.4 Dureza), éstos datos pueden ejemplificar los compuestos principales de la geología del acuífero. La CNA (2002) en estudios anteriores determinó que la geología que aflora en el acuífero Cuautla-Yautepec esta representada por diferentes unidades de roca, que abarcan del período Cretácico Inferior al Reciente; los materiales que constituyen estas unidades son rocas ígneas intrusivas, extrusivas y grandes afloramientos de rocas sedimentarias marinas y continentales.

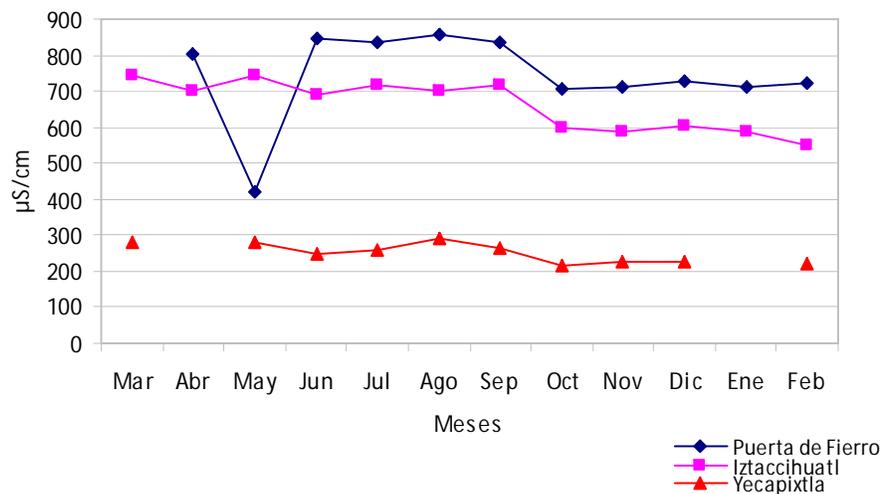


Fig. 7 Variación espacial y temporal de la Conductividad Eléctrica en los tres pozos estudiados



En las aguas que circulan a través de las rocas de carbonato, las facies hidroquímicas son el bicarbonato de calcio y el bicarbonato de magnesio de calcio, en una forma muy pura, tal que HCO_3 , Ca y Mg y constituyen más del 90 % de los sólidos disueltos en el agua. A excepción de las aguas débilmente termales, donde las concentraciones apreciables de SO_4 , Cl^- o Na pueden encontrarse, sin que ninguno de ellos exceda 100 mg/L (Moral *et al.*, 2008).

7. 4 Dureza

Los resultados de dureza total, dureza de calcio y dureza de magnesio, muestran que los valores más altos los presentó el pozo Puerta de Fierro con una media de 380.8, 132.9 y 247.9 mg/L respectivamente; Iztaccihuatl con 247.7, 78.7 y 168.9 mg/L; y Yecapixtla 111.1, 32.7 y 78.4 mg/L como CaCO_3 (Tablas 7, 8 y 9).

El calcio es un elemento importante en muchos procesos geoquímicos y los minerales constituyen las fuentes primarias del ión calcio en las aguas. Entre los minerales primarios que contribuyen a este elemento está el yeso, ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$); la anhidrita, CaSO_4 ; la dolomita, $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, la calcita y la aragonita que son diferentes formas de minerales del CaCO_3 . Principalmente el ión calcio, junto con el magnesio, determinan la dureza de agua (Manahan, 2007).

Los mayores contenidos de calcio están asociados a sectores con aguas sulfatadas y aquellos más afectados por intrusión marina, ya que producen intensos procesos de intercambio iónico y de disolución de calcita. Las causas de las concentraciones de magnesio son estrictamente naturales y no pueden invocarse procesos contaminantes, por lo que solo con tratamientos del agua se pueden rebajar estos valores. La litología dominada por dolomías ($[\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2]$), elevan los contenidos de sulfato y de calcio; cuando estas agua disuelven la dolomita adquieren cantidades equivalentes de magnesio y calcio, pero éste último ión ya es abundante y se induce la precipitación de calcita, que alcanza su límite de solubilidad por efecto del ión común pero el magnesio permanece en disolución y el agua se va enriqueciendo diferencialmente en magnesio (Tuñón, 2000).



Moral *et al.* (2008) menciona que la concentración de calcio y de magnesio en el agua de primavera esta relacionada con la altitud. Estos autores concluyen que el agua subterránea que surge en altitudes bajas, por lo general presenta una proporción Mg/Ca más alta, y que el agua con una temperatura más alta tiende a presentar un contenido de Mg más alto. Según algunos autores, este parámetro puede ser usado como un indicador cualitativo del tiempo de residencia de aguas subterráneas. En nuestro estudio, en la época de primavera, el pozo Puerta de Fierro con una altitud de 1227m, (inferior a los otros pozos), presento la proporción Mg/Ca más alta (71.8/36.5 mg/L) con una media de temperatura de esa temporada de 24° C, mientras que Yecapixtla con la altitud más alta presentó la proporción más baja (17/16.4 mg/L) con una temperatura media de 21.6 °C, coincidiendo con lo reportado por Moral *et al.* (2008). Aunque este comportamiento no solo se dio en la primavera sino en todo el año de estudio presentando las medias siguientes: Puerta de Fierro (59.5/53.2 mg/L) y Yecapixtla (18.8/13.08 mg/L).

Respecto a la variación temporal de la dureza total del pozo Puerta de Fierro, podemos observar en la figura 8 que en el mes de octubre (últimas lluvias) se dan los valores más altos con 415 mg/L. En este mes se presenta una temperatura de 16° C, la más baja de todo el año (ver 7.10 *Temperatura*). A partir del mes de octubre, cuando comienza la época de estiaje, se aprecia una inestabilidad que dura hasta el mes de febrero, siendo el mes de diciembre donde hay una baja de las concentraciones de dureza total con 326 mg/L.

La dureza presentada en esta zona puede deberse a brotes salinos. Esto ocurre cuando el agua escurre hacia una ligera depresión en terrenos fertilizados, cultivados, a veces irrigados, incorporando sales (particularmente sulfatos de sodio, magnesio y calcio) junto a ella. El agua se evapora con el calor del verano seco, dejando un área cargada de sal (Manahan, 2007). Precisamente el pozo Puerta de Fierro se caracteriza por ubicarse en una zona de baja altitud (1227 m) y llana; una zona donde los fertilizantes son muy usados, como el sulfato de amonio; y la irrigación es frecuente.

Se sabe que el consumo de agua aumenta conforme aumenta el área foliar, incluso cuando la cubierta foliar ha crecido tanto que se ha llegado a tapar todo el suelo. Esto nos hace suponer que en un área, como lo es Puerta de Fierro, con una extensa cubierta vegetal absorberá toda el agua requerida lo que propiciará la concentración de sales (por lo regular, aniones) en el suelo, y el agua



que posteriormente se incorpore al suelo y no sea utilizada por las plantas, correrá bajo la influencia de la gravedad a las profundidades del manto freático ó hacia zonas llanas de menor altitud.

El pozo Iztaccihuatl conservó un pH neutro en todo el año y sus valores de dureza total van de 130-270 mg/L, de los cuales la dureza de calcio posee un valor máximo de 124 mg/L (Tabla 8). En la figura 9 se muestran altas variaciones de las concentraciones de Calcio a lo largo del año, mientras que la dureza total (Figura 8) se mantiene estable a excepción del mes de agosto que presenta un valor muy bajo (130 mg/L), siendo este mes uno de los más lluviosos de todo el año. Estas diferencias nos indican que la concentración de sales en este pozo se mantienen estables (ver 7.3 *Conductividad*), lo único que varía son el tipo de sal. Por ejemplo, observamos variaciones similares en las concentraciones de sulfatos y cloruros (ver 7.2 *Cloruros* y 7.9 *Sulfatos*). Esto se debe probablemente a la época de cultivo que va de junio a octubre, lo que indica que solo una temporada se ve favorecida con fertilizantes, abono y agua. Durante los meses siguientes, las concentraciones de sales aumentan en los diferentes horizontes del suelo, y las lluvias ocasionales favorecen el movimiento de éstas, algunas de las cuales provienen de los fertilizantes, que han sufrido transformaciones químicas; del agua de riego, ó bien, del propio suelo.

El flujo de aguas subterráneas es 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 esa roca. Las extracciones fuertes pueden dar lugar a la infiltración de contaminantes de fuentes como tanques sépticos, vertederos de desechos municipales y de residuos peligrosos. La permeabilidad del suelo del valle de Cuautla-Yautepec es muy alta, y las tres zonas muestreadas presentan grandes y limitadas extracciones de agua (CNA, 2002), y ninguna posee un sistema de drenaje formal. Las fosas sépticas influyen en la introducción de sales externas al acuífero.

La manifestación más común de la dureza del agua es el precipitado formado por el jabón en agua dura. De acuerdo a la clasificación de Brown, Skougstad, y Fishman (1970) para la dureza del agua (Lind, 1985) (Tabla 5); el pozo Puerta de Fierro e Iztlacihuatl se consideran aguas muy duras, ya que poseen un promedio mayor a 181 mg/L. El agua del pozo Yecapixtla es considerada moderadamente dura, ya que entra en el intervalo de 61 – 120 mg/L de CaCO_3 .



La dureza total puede ser temporal (carbonatada) o no temporal (no carbonatada). En este estudio con los resultados de las medias de la alcalinidad total y la dureza total se calculó si la dureza era temporal o no (Tabla 6).

La dureza no carbonatada es debida a otro tipo de aniones como sulfatos, cloruros, nitratos, etc. El pozo Puerta de Fierro presentó valores altos de ambos tipos de dureza carbonatada y no carbonatada y como se mencionó anteriormente esto pudo deberse a que la irrigación y la producción agrícola intensiva, incorpora sales particularmente sulfatos de sodio, magnesio y calcio (Tabla 6).

La dureza temporal se debe a la presencia de iones calcio y bicarbonato en el agua y puede eliminarse hirviéndola. La concentración de CO_2 en el agua determina la magnitud de la disolución del carbonato de calcio. La respiración de los microorganismos que degradan la materia orgánica en el agua, en los sedimentos y en el suelo explican los niveles altos de CO_2 y HCO_3^- observados en el agua (Manahan, 2007).

El pozo Iztaccihuatl y Yecapixtla, presentan principalmente una dureza de tipo *carbonatada*, es decir, que su alcalinidad es debida principalmente a los carbonatos y bicarbonatos mientras que la presencia de otros iones se encuentran en cantidades insignificantes (Tabla 6).

Según Moral *et al.* (2008), la solubilidad de calcita y dolomita ($[\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2]$) en el agua pura es muy baja. Sin embargo, la mayor parte de carbonatos se disuelven fácilmente en soluciones ácidas. El ácido más importante en procesos kársticos es el ácido carbónico (H_2CO_3), que es formado de la disolución de CO_2 gaseoso, generalmente de origen edáfico, por descomposición de las plantas. Algunos autores han sugerido que la proporción Mg/Ca en el agua depende de la proporción de calcita y dolomita presentes en la roca de capa acuífera. De ésta manera, observamos en la figura 9 que el pozo Puerta de Fierro, como se esperaba, obtuvo los valores más altos de dureza de calcio con un valor máximo de 208 mg/L en el mes de octubre (últimas lluvias); y un rango de pH 6.3 – 7.4 (ver 7.7 pH). Por el contrario, el pozo con los valores de pH más ácidos es el pozo Yecapixtla con un promedio de 6.69; y es el pozo con los valores más bajos de dureza total y de calcio, con un valor máximo de 142 y 60 mg/L, respectivamente. Estos datos nos hacen



suponer que, en este caso, la dilución y solubilidad de sales no depende directamente del pH, pues el pozo con la mayor altitud presenta los valores más bajos de estas sales, y el pozo con la menor altitud, presenta las mayores concentraciones de iones. Así, la cubierta vegetal, la escorrentía de agua de lluvia o irrigación y la dirección del flujo el acuífero es la mejor justificación para estos resultados. El agua subterránea disuelve la roca, este hecho es clave para comprender como se forman grutas, cavernas y dolinas dado que las rocas solubles especialmente las calizas cubren millones de kilómetros cuadrados bajo la superficie terrestre, es aquí donde el agua subterránea realiza su importante papel como agente erosivo (Moral *et al.*, 2008).

Los límites máximos permisibles de dureza total establecidos por la NOM-127-SSA1-1994 para aguas de consumo son de 500 mg/L. Los valores obtenidos en los tres pozos se encuentran por debajo de los límites máximos establecidos de la norma. Sin embargo Puerta de Fierro presentó los valores más altos (Tabla 7), porque es el pozo que se encuentra recibiendo los arrastres de las sales que llegan de las corrientes provenientes de mayor altitud, a su vez, como es el pozo más somero de los tres y existe una constante producción agrícola; lo convierte en un pozo muy vulnerable a contaminarse, esto a un futuro cercano; por lo que deben aplicarse medidas preventivas lo antes posible.

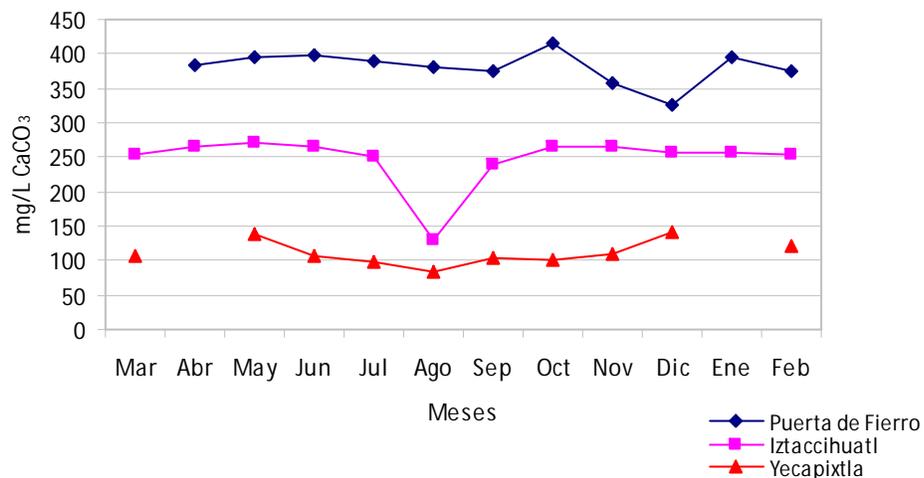


Fig. 8 Variación espacial y temporal de Dureza Total en los tres pozos estudiados

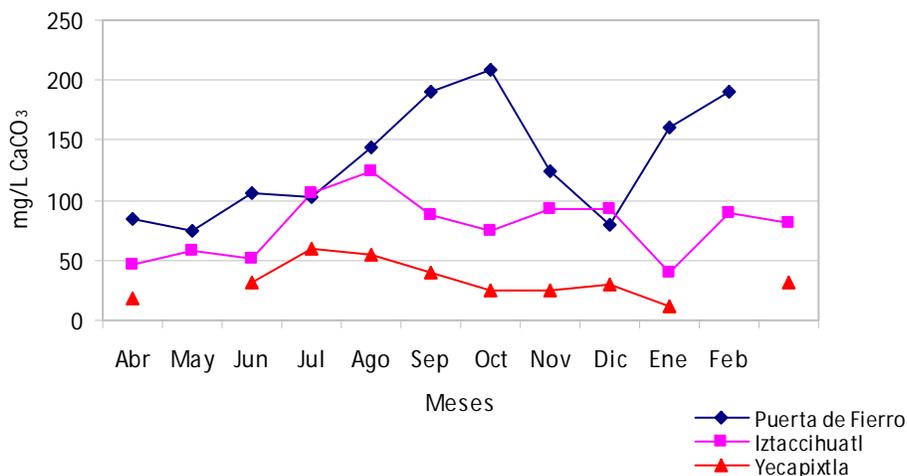


Fig. 9 Variación espacial y temporal de Dureza de Calcio en los tres pozos estudiados

Tabla 5. Clasificación hecha por Brown, Skougstad y Fishman (1970) para la dureza en mg/L como CaCO₃ (Lind, 1985).

POZO	Suave 0 a 60 mg/L como CaCO ₃	Moderadamente dura 61 a 120 mg/L como CaCO ₃	Dura 121 a 180 mg/L como CaCO ₃	Muy dura Mayor de 181 mg/L como CaCO ₃
<i>Puerta de Fierro</i>				380.81
<i>Iztaccihuatl</i>				247.66
<i>Yecapixtla</i>		111.11		



Tabla 6. Cálculo de la Dureza carbonatada y no carbonatada

	Puerta de Fierro	Iztaccihuatl	Yecapixtla
Alcalinidad total en mg/L CaCO ₃	279.6	276	112.1
Dureza total	380.8	247.7	111.1
Tipo de dureza			
Dureza carbonatada en mg/L CaCO ₃	101.2	247.7	111.1
Dureza no carbonatada en mg/L CaCO ₃	279.6	28.3	1

7. 5 Nitratos

Las concentraciones de nitratos obtenidas en este estudio oscilaron entre 4.1 y 0.49 mg/L (Tablas 7, 8 y 9) y su presencia puede deberse en parte al tipo de uso del suelo en esa zona. Las aguas subterráneas, sobre todo de los manantiales que brotan en las cuencas de los ríos Cuautla y Yautepec, están destinadas a los ejidos en su totalidad por resolución presidencial y se utilizan para el riego agrícola, por esta razón los ejidos son los mayores usuarios de aguas nacionales en el estado de Morelos (CNA, 2002).

Tuñón (2000) menciona que los contenidos de nitrato en las aguas subterráneas llegan a alcanzar valores superiores a 400 mg/L en algunas áreas siendo normalmente mayores a 100 mg/L. A ello contribuye notablemente el propio nitrato disuelto en el agua de riego, que debe sumarse al aplicado como fertilizante. El resultado es que entre el 80 y el 90 % del nitrato que llega al suelo escurre hacia las aguas subterráneas. Sin embargo, pueden existir otras causas no ligadas a las prácticas agrícolas que pueden contribuir a la presencia de nitratos en el acuífero. Hay indicios razonables de contenidos relativamente altos de nitratos en la propia agua de lluvia, lo que puede originar cierta recarga nitrogenada, sobre todo si se tienen en consideración procesos de evapotranspiración que puedan concentrar el nitrato en el agua de infiltración profunda.



La variación temporal de los nitratos se presenta en la figura 10, observando las mayores concentraciones en el pozo Puerta de Fierro, en general los valores se mantienen oscilando entre 2.5 mg/L y 1.9 mg/L en el mes de mayo, sin embargo en noviembre presenta un incremento de 4.1 mg/L (Tabla 7). Como se ha venido mencionando este pozo se ubica en medio de una zona de intensa actividad agrícola donde todo el año se siembra una gran variedad de cultivos (verdolaga, papalo, frijol, cebolla, caña). El fertilizante más común en esta zona se compone principalmente de fósforo y nitrato, el cual aplican tres veces al día al inicio del cultivo (p. e. marzo). El pozo es de uso público-urbano y se utiliza para el riego en su mayor parte; el agua facilita el movimiento de estos compuestos inorgánicos hacia las capas subterráneas donde se encuentra con parte del acuífero, tomemos en cuenta que de los tres pozos, éste tiene una altitud menor (1227 m) a comparación con los otros dos pozos, de esta manera, las tierras reciben toda la escorrentía de las zonas más altas, y a menudo ocurre infiltración directa de diversos compuestos orgánicos e inorgánicos. Por otro lado, existe un aporte extra de nitratos debido a la fijación natural de las bacterias en los cultivos, y bacterias que descomponen la materia orgánica (nitrificación y desnitrificación).

La agricultura que incluye cultivos perennes, como en el pozo Puerta de Fierro, tiene normalmente pérdidas por lixiviación menores que las prácticas de cultivos estacionales como en Iztaccihuatl (junio-octubre), debido a que existe menos alteración y aireación del suelo y también una demanda más continua de nutrientes de las plantas. Sin embargo, cuando los cultivos perennes tienen que ser renovados y el suelo arado, puede existir una mayor pérdida y lixiviación de nutrientes (Foster *et al.*, 2003).

Según Manahan (2007) cuando se aplican fertilizantes en forma de sales de amonio o amoniaco anhidro, la transformación microbiana a nitrato permite la máxima asimilación del nitrógeno por las plantas; ésta conversión por nitrificación del nitrógeno amoniacal a ión nitrato tiene lugar cuando existe una extensa aireación.

Los pozos Iztaccihuatl y Yecapixtla mantienen sus valores entre de 0.4 y 1.3 mg/L (Tabla 8 y 9) y con poca variación, lo que indica que no existe una fuente potencial de nitratos que ponga en riesgo a estos pozos, podríamos suponer que estas bajas concentraciones son tanto de origen natural como en menor grado antropogénica. Ambos pozos se encuentran en una zona que tiene todo el potencial para ser una fuente de contaminación, sin embargo los valores encontrados no



son alarmantes todavía, aunque su presencia nos hace suponer que los nitratos provenientes del agua de riego, los abonos, fosas sépticas, etc., son removidos de esa zona por la influencia de la gravedad y la dirección del flujo en el acuífero.

La concentración promedio de nitratos más alta para los tres pozos se presentó entre octubre y noviembre 2008, que son los últimos meses de lluvias; y las concentraciones más bajas se dieron al inicio de la temporada de lluvias. Esto es, porque el aporte de nitratos al suelo desde diferentes fuentes, fueron utilizados por las plantas, bacterias o sufrieron transformaciones químicas, y al no haber aporte de agua que arrastrara estos compuestos, el exceso se fue acumulado (época seca) en las diferentes capas del suelo; cuando llegó la temporada de lluvia, ésta lavó los compuestos infiltrándolos. Las precipitaciones pluviales tienen efecto de dilución en la concentración de nitratos. Los pozos más vulnerables a la contaminación por nitratos son aquellos localizados en las partes bajas del valle.

Hudak (2000) (citado en Muñoz *et al.*, 2004) encontró una relación inversa entre la concentración de NO_3^- y la profundidad de los pozos. En el presente trabajo observamos que el pozo Puerta de Fierro presentó los valores más altos, este pozo tiene una profundidad de 150 metros, es el más somero de los tres; el pozo Iztaccihuatl con 190 m y Yecapixtla con 180 m tienen mayor profundidad y por otro lado una mayor altitud; es muy razonable encontrar valores de nitratos más bajos en estos pozos. Muñoz *et al.* (2004) menciona que los pozos someros (de menos de 30 m de profundidad) son los más vulnerables ante todo tipo de actividades agrícolas.

La misma observación hecha por Obeidat *et al.* (2008), donde la profundidad de aguas subterráneas en la cuenca estudiada es menor de 40 m, encontrando altos valores de nitratos y coliformes fecales, observados principalmente en pueblos que carecen de un sistema de alcantarillado apropiado. Esto último coincide con nuestra área de estudio, donde el sistema de drenaje prácticamente no existe y se utiliza comúnmente fosas sépticas en los 3 lugares muestreados, lo que actúa como una vía de entrada a compuestos nitrogenados (la urea $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$). El compuesto principal de nitrógeno en el abono es la urea, que es hidrolizado por la enzima ureasa y posteriormente es convertido al nitrato en la zona insaturada (Stadler *et al.*, 2008).



La construcción inadecuada, la ubicación, instalación, y el mantenimiento de las fosas sépticas, así como la profundidad de aguas subterráneas, clima, geología del sitio, y la densidad de la fosa séptica influyen en la contaminación de las aguas subterráneas.

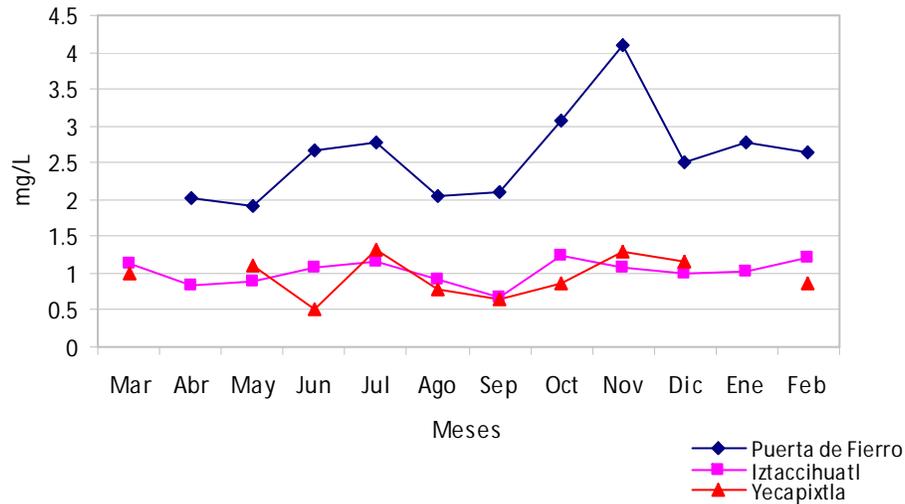


Fig. 10 Variación espacial y temporal de Nitratos en los tres pozos estudiados

Las aguas subterráneas con concentraciones de nitratos que exceden el umbral de 20 mg/L son consideradas contaminadas como resultado de las actividades humanas. Debido a su carga negativa, los nitratos no son fuertemente absorbidos a los coloides del suelo y son altamente móviles gracias a la fase líquida del suelo (Obeidat *et al.*, 2008)

De acuerdo con la Organización mundial de la Salud (WHO por sus siglas en ingles, 1993), la concentración máxima permisible de nitrato para aguas potables es de 50 mg/L (Obeidat *et al.*, 2008). Sin embargo en México los límites máximos permisibles por la NOM-127-SSA1-1994 son de 10 mg/L para aguas de consumo humano. A pesar de que ninguno de los tres pozos sobrepasó los valores máximos permisibles por la norma, la simple existencia de éstos y la tendencia del crecimiento poblacional, el latifundio, y todos aquellos factores que suponemos que en un futuro tendrán afectación negativa sobre éste recurso, debe llamar la atención de las autoridades competentes para poder implementar programas de prevención de la contaminación de éstos



pozos, ya que poseen una gran importancia para toda la comunidad y las dinámicas del medio ambiente.

7. 6 Oxígeno Disuelto

En aguas naturales superficiales, la mayoría del oxígeno elemental proviene de la atmósfera que contiene 20.95% de oxígeno por volumen de aire seco. Por ello, la capacidad de un reservorio de agua de reoxigenarse él mismo por el contacto con la atmósfera es una característica importante. La concentración de oxígeno en el agua a 25°C en equilibrio con el aire a la presión atmosférica es sólo 8.32mg/L (Manahan, 2007); es por esto que se esperaba concentraciones más bajas de oxígeno en las muestras de agua colectadas en los tres pozos, ya que el agua subterránea no se encuentra en contacto directo con la atmósfera. La técnica de muestreo es muy importante, ya que al momento de la toma de muestra, el agua es vulnerable a oxigenarse rápidamente si sufre turbulencia, por la presión con que sale el flujo del agua en los pozos o simplemente al entrar en contacto con la atmósfera.

En los valores obtenidos en este estudio se observa un incremento a lo largo del año en los tres pozos los cuales presentaron su concentración más alta entre los meses de enero y febrero, alrededor de 7 mg/L, (Figura 11). Las temperaturas para Puerta de Fierro, Iztaccihuatl y Yecapixtla en los meses de mayor concentración de OD fueron 22, 25, 20°C respectivamente, que son las temperaturas promedio en el año muestreado (ver 7.10 *Temperatura*).

Entre marzo y abril se presentan las concentraciones más bajas de oxígeno disuelto, entre 2-4 mg/L. Según Manahan (2007), la solubilidad del oxígeno en el agua depende de la temperatura de ésta, es decir, la solubilidad de los gases disminuye cuando aumenta la temperatura. El pozo Puerta de Fierro, Iztaccihuatl y Yecapixtla en sus meses más calientes (abril 25°C, mayo 28°C y marzo 24°C, respectivamente), presentaron sus concentraciones de OD más bajas (2.8, 3 y 4.4 mg/L, respectivamente, Figura 11).



En promedio Yecapixtla obtuvo las mayores concentraciones de OD (6.15 mg/L), seguido por Puerta de Fierro e Iztaccihuatl (5.72 y 5.32 mg/L respectivamente). Éste último, presenta los valores más bajos de OD, las temperaturas más altas (ver 7.10 *Temperatura*), el pH más estable y neutro (ver 7.7 *pH*), y es el pozo que tiene la mayor profundidad (190 m). Tomando en cuenta que es una zona donde en el último año hubo baja actividad agrícola, y todo lo que conlleva ésta situación; podemos deducir que fue el pozo con menor perturbación en los niveles de oxígeno disuelto.

Yecapixtla tuvo el mayor promedio, pero Puerta de Fierro presentó el valor más alto de OD (7.8 mg/L en enero, Figura 11). Puerta de Fierro es el pozo más somero (150 m), presentando temperaturas de 16-25°C, y valores de pH muy variables (ver 7.7 *pH*), lo que sugiere que existe una continua aceptación y pérdida de iones H^+ , que a su vez significa que se efectúan reacciones de oxidación-reducción. Esta zona es la más activa en cuanto a trabajo de campo. El pozo, al encontrarse un poco más cerca de la superficie a comparación de los otros dos pozos, es más vulnerable a los procesos que se ejecutan desde la superficie, como la transformación de compuestos orgánicos e inorgánicos en el suelo y subsuelo, intrusión de gases atmosféricos disueltos en agua de lluvia, tipo de suelo y permeabilidad (aireación en el suelo), condiciones inadecuadas en las instalaciones de la bomba de extracción (fisuras o entradas de aire), la velocidad del flujo de la corriente del acuífero, etc.

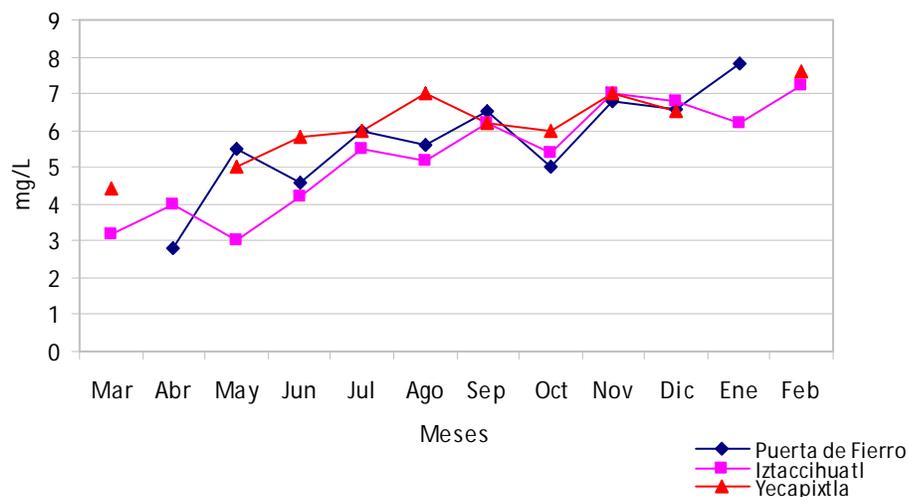


Fig. 11 Variación espacial y temporal de Oxígeno Disuelto en los tres pozos estudiados



7. 7 pH

Los tres pozos muestreados presentaron pH neutros y ligeramente ácidos (Tablas 7, 8 Y 9). La presencia de éstos valores de pH en el agua subterránea está relacionada con los aportes de ácidos, principalmente el ácido carbónico, originado por el dióxido de carbono proveniente de la atmósfera, así como los ácidos disueltos en el agua de lluvia (deposición húmeda), como los presentes en el polvo que arrastra el viento (deposición seca). Los factores que controlan estos parámetros son: altitud, orientación de las laderas, extensión y tipo de cubierta vegetal, y geología (Rubio y Sánchez, 2002).

En la figura 12 se muestra claramente que el pozo Iztaccihuatl mantuvo un pH más neutro y más estable que los otros pozos. En el agua de este pozo se registraron las temperaturas más altas de los tres con un promedio anual de 24.87 °C (ver 7.10 *Temperatura*). Esta temperatura reduce la solubilidad del CO₂ que penetra en el acuífero desde la atmósfera o la descomposición de plantas, como se puede ver en la Tabla 8; el pozo Iztaccihuatl mantiene un pH promedio de 7.3, lo que indica que esta agua no ha sido afectada por compuestos orgánicos e inorgánicos que causen acidificación en ella, por lo que el pH no tuvo grandes variaciones tanto espacial como temporalmente, tomemos en cuenta que es el pozo más profundo con 190 m, lo que lo hace menos vulnerable a factores externos. El valor de pH más alto fue de 7.5 que se sigue considerando neutro ó ligeramente básico, este valor se presenta en el mes de agosto, uno de los meses más lluviosos, en donde ya se ha cosechado la siembra, por lo que cualquier ión presente es erosionado por el efecto abrasivo del agua, ó arrastrado desde el suelo.

Rubio y Sánchez (2002) mencionan que las áreas sin cubierta vegetal, las praderas difícilmente pueden atrapar la deposición atmosférica seca, ya que la mayor parte de ésta se la vuelve a llevar el viento. Por el contrario, los bosques maduros tienen una gran superficie con la que atrapan el polvo, que más tarde es arrastrado por el agua de lluvia hacia el suelo, acidificando las aguas subterráneas. Cuanto mayor sea la densidad de la vegetación arbórea mayor será el riesgo de acidificación.

En base a lo anterior, el pozo Puerta de Fierro, que es un área con intensa actividad agrícola (mayor cubierta vegetal); presenta altas variaciones a lo largo del año manteniéndose alrededor



de un pH neutro, sin embargo, en el mes de octubre tiene una caída hasta 6.3 (ver Tabla 7) saliéndose de los límites permisibles por la Norma (6.5-8.5). Estas variaciones se pueden adjudicar a las múltiples reacciones de oxidación-reducción que se dan entre planta y suelo donde se involucra la pérdida y aceptación de iones H^+ , recordando que es un área con gran cobertura vegetal. Estas reacciones son debidas a las actividades que se realizan en dicha zona: cultivos a lo largo del año, movimiento de la tierra, uso recurrente de fertilizantes y abonos (estacionales), agua de riego o pluvial, etc. Todas estas actividades logran causar, sin duda, un efecto en el agua de pozo, además, éste es un poco más vulnerable que el resto por tener la menor profundidad (150 m). El aporte constante de agua permite que los compuestos del aire que son captados por la vegetación, de los fertilizantes y si acaso de pesticidas, se abran camino con mayor facilidad a través de los estratos del suelo hasta encontrarse con el agua confinada en el pozo donde terminaran disolviéndose en ella y al parecer, acidificándola.

En general el riesgo de acidificación de las aguas subterráneas aumenta con la altitud. Esto se debe a que a mayor altitud suelen ser más abundantes las precipitaciones (mayor deposición húmeda) y menor la capacidad del terreno para neutralizar esa acidez (Rubio y Sánchez, 2002). Tenemos que el pozo Yecapixtla con una altitud de 1564 m y una ubicación topográfica más alta, presentó los valores más ácidos en comparación de los otros. Este pozo alcanzó el pH más bajo (6.3) (Tabla 9). Manahan (2007), menciona que no es frecuente encontrar aguas ácidas, excepto en los casos de contaminación severa. La acidez generalmente es el resultado de la presencia de ácidos débiles, particularmente CO_2 , pero a veces incluye otros como $H_2PO_4^-$, H_2S , proteínas y ácidos grasos. Sin embargo este no fue el caso del pozo Yecapixtla ya que si bien presentó los valores más ácidos éstos valores fueron mayores de 6.3.

La atmósfera es, normalmente un poco ácida, debido a la presencia de un bajo nivel de dióxido de carbono que se disuelve en las gotas de agua atmosférica, donde se disocia ligeramente. Los ácidos fuertes HNO_3 y H_2SO_4 formados por la oxidación atmosférica de NO_2 , SO_2 y H_2S , son mucho más importantes porque originan la formación de la lluvia ácida. También, el agua de lluvia que se filtra a través del suelo lleva sólidos disueltos y coloidales a las capas más bajas, donde se depositan e interactúan con las arcillas y otros minerales, alterando las propiedades de éstos, como resultado de procesos biológicos, como la descomposición bacteriana de la biomasa residual



de las plantas, donde se producen CO_2 , gas ligeramente ácido, ácidos orgánicos y compuestos que forman complejos (Manahan, 2007).

Los pozos Puerta de Fierro y Yecapixtla, uno con la menor altitud y el otro con la mayor, presentaron valores que indican que el agua recibe aportes de componentes orgánicos e inorgánicos que causan su acidificación.

Comparando los valores de pH con los límites máximos permisibles de la norma tenemos que sólo en un mes un valor quedó por abajo del límite.

Los pozos que presentaron valores por debajo de 6.5 (ácidos), tienen la particularidad de ser corrosivas, por el anhídrido carbónico, ácidos o sales ácidas que tienen en disolución. Es común que las aguas naturales se presenten ligeramente alcalinas por la estructura geológica (carbonatos y bicarbonatos) de la cuenca que las contenga. Es por eso que los límites permisibles NOM-127-SSA1-1994 para agua de consumo humano van de 6.5-8.5.

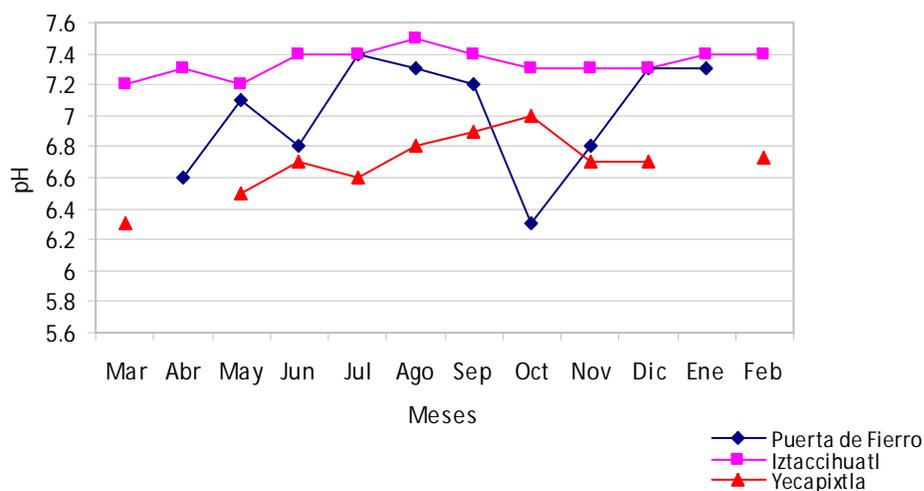


Fig. 12 Variación espacial y temporal de pH en los tres pozos estudiados



7. 8 Sólidos Disueltos Totales

En la figura 13 se puede apreciar que el pozo Puerta de Fierro es el que obtuvo los valores más altos de sólidos disueltos, este pozo tiene una profundidad menor al resto de los pozos muestreados (150 m). Comparando los valores de los sólidos disueltos y su profundidad con los otros dos pozos se puede decir que existe una correlación entre ellos. La zona donde se encuentra este pozo es el lugar de menor altitud (1227 m), y donde se practica todo el año las diferentes actividades agrícolas. Su valor máximo fue de 582.5 mg/L en el mes de julio, uno de los meses más lluviosos, lo que sugiere un probable arrastre de sales, y por consiguiente fue el que tuvo las mayores concentraciones (ver 7.2 Cloruros, 7.4 Dureza, 7.5 Nitratos y 7.9 Sulfatos), con un promedio anual de 535.15 mg/L (Tabla 7).

El riego con agua que contiene sales introduce éstas al perfil del suelo. Cuando no hay lixiviación, las sales se acumulan y disminuyen la productividad en niveles que pueden, incluso, detener por completo el surgimiento de cultivos. Todas las aguas contienen SDT debido a la disolución de rocas, minerales, descomposición de la materia, etc. Sin embargo, el contenido depende de las características de las formaciones geológicas con las que el agua ha estado en contacto (Jiménez, 2001).

Por otro lado, se observó que el pozo Iztaccihuatl con una altitud media de 1369 m, con respecto a los otros dos pozos, presentó un valor promedio anual de 400.77 mg/L (Tabla 8). Y el pozo Yecapixtla con la mayor altitud de 1564 m, resultó con un promedio anual de 184.08 mg/L, el más bajo de los tres. Contrario al pozo Puerta de Fierro, ambos pozos presentaron su mayor concentración en el mes de marzo, cuando existe ausencia de lluvias. Jiménez (2001) menciona que los SDT tienden a acumularse con el transcurso del tiempo en aguas abajo debido a su concentración, así como, en cuencas cerradas, la salinidad se acumula por evapotranspiración. Iztaccihuatl y Yecapixtla, no presentan cultivo en todo el año, sus cultivos son por temporal. Lo que favorece la acumulación de sales en el suelo y en el agua. Su concentración se ve favorecida al no tener una entrada de agua constante que evite su dilución. A pesar de lo anterior, estos dos últimos pozos obtuvieron concentraciones más bajas que el pozo Puerta de Fierro, lo que hace



suponer que la altura podría tener un efecto directo sobre la concentración de sales en el agua subterránea.

Adicionalmente, las descargas industriales y municipales contribuyen al aumento de los SDT. En estas zonas no se cuenta con un sistema de drenaje formal, lo que significa que es común el uso de fosas sépticas, esto involucra una entrada de ciertos desechos urbanos (líquidos y sólidos), con la ayuda del agua de lluvia, ésta arrastra todo tipo de contaminantes hacia el acuífero.

Martínez *et al.* (2006) propone que este parámetro puede verse afectado por los cambios en el pH y en la temperatura, que pueden producir disolución o precipitación de sales.

Los tres pozos mostraron una tendencia uniforme de Sólidos Disueltos Totales a lo largo del año. Los límites permisibles NOM-127-SSA1-1994 para aguas de consumo humano son de 1000 mg/L por lo que ninguno de los pozos sobrepasó estos límites, sin embargo el más cercano y al parecer el más vulnerable, es el pozo Puerta de Fierro por el estado en el que se encuentra (actividades agrícolas) y su posición topográfica. Se debe tener especial cuidado, ya que es la zona que recibe más aportes de compuestos orgánicos e inorgánicos, y el mayor aporte de agua de irrigación, lo que facilita la infiltración de dichos compuestos.

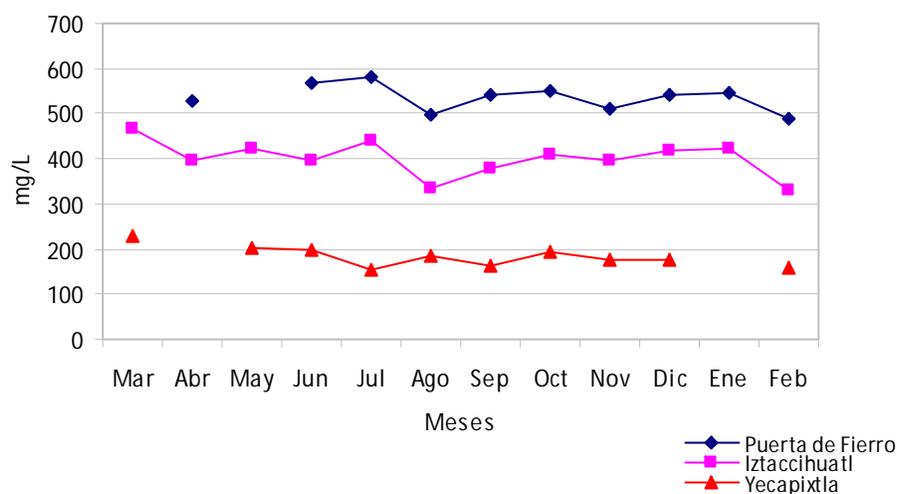


Fig. 13 Variación espacial y temporal de Sólidos Disueltos en los tres pozos estudiados



7. 9 Sulfatos

Los sulfatos se encuentran disueltos en las aguas debido a su estabilidad y resistencia a la reducción. En la figura 14 se aprecian tendencias distintas de sulfatos entre los tres pozos, así tenemos que Puerta de Fierro presenta los valores más altos respecto a los otros dos pozos, teniendo las concentraciones más altas en abril y diciembre (170.4 y 155.3 mg/L respectivamente) (Tabla 7). Es importante resaltar que uno de los principales fertilizantes usados en ésta área es el sulfato de amonio (granulado) y que en éstos meses es donde se presenta la temporada de estiaje, en los cuales la precipitación media anual es menor que 10 mm (CNA, 2002), lo que refiere a que el aporte de agua se ve limitado al riego y por lo tanto una reducida dilución permite la concentración de estos iones en el agua y posiblemente en el suelo. Por el otro lado, los meses donde se presentan lluvias, demuestran concentraciones menores de sulfatos en este pozo.

Tuñón (2000) en su trabajo, menciona que la aplicación del sulfato de amonio como fertilizante tiene como objetivo la aplicación del amonio, de tal forma que los sulfatos no tienen otro fin que facilitar la solubilidad del fertilizante, y como se muestra en la figura 14, el pozo Puerta de Fierro es el que obtiene los valores más altos, y es donde la aplicación de sulfato de amonio es más recurrente. Este autor también afirma que la mayoría de las veces las entradas de sulfatos asociadas al agua de riego y a los fertilizantes superan con mucho las necesidades de los cultivos, que son muy limitadas y se favorece su lixiviación y el deterioro progresivo del agua subterránea.

El pozo Iztacchuatl tuvo valores entre 92 y 44 mg/L, sin embargo en el mes de febrero su concentración disminuyó a 15.2 mg/L (Tabla 8), posiblemente por escasez de aporte de agua (pluvial o riego) lo que sugiere la acumulación de éste compuesto, lo que evito su infiltración al subsuelo.

Por último, el pozo Yecapixtla presenta menos variabilidad en las concentraciones a lo largo del año. Su concentración más alta fue en el mes de marzo con 28.8 mg/L (Tabla 9). Este pozo tiene una altura mayor sobre los otros dos pozos (1564 m), lo que justifica que esta zona contenga concentraciones menores de sales debido al escurrimiento por lluvias o agua excesiva de riego.



De acuerdo con la NOM-127-SSA1-1994, el límite máximo permisible es de 400 mg/L en aguas de consumo humano por lo que ninguno de los pozos la rebasó.

Sin embargo, tenemos que estar atentos a las variaciones espaciales y temporales de sulfatos, ya que uno de sus efectos negativos está asociado con la actividad de las bacterias sulfato reductoras que lo reducen a sulfuro de hidrógeno (H_2S) en procesos anaerobios. El H_2S puede ser oxidado biológicamente a ácido sulfúrico (H_2SO_4), el cual puede ser fatal para el ecosistema y es corrosivo para las estructuras de concreto (Martínez *et al.*, 2008).

Es importante vigilar que las concentraciones de sulfatos no excedan los límites ya que de acuerdo con Coria y su equipo de trabajo reportaron en el 2007 que altas concentraciones de sulfatos en el agua para beber disminuyen el consumo de agua y de alimento por parte del rumiante, teniendo como consecuencia un efecto adverso sobre el desempeño productivo del rumiante.

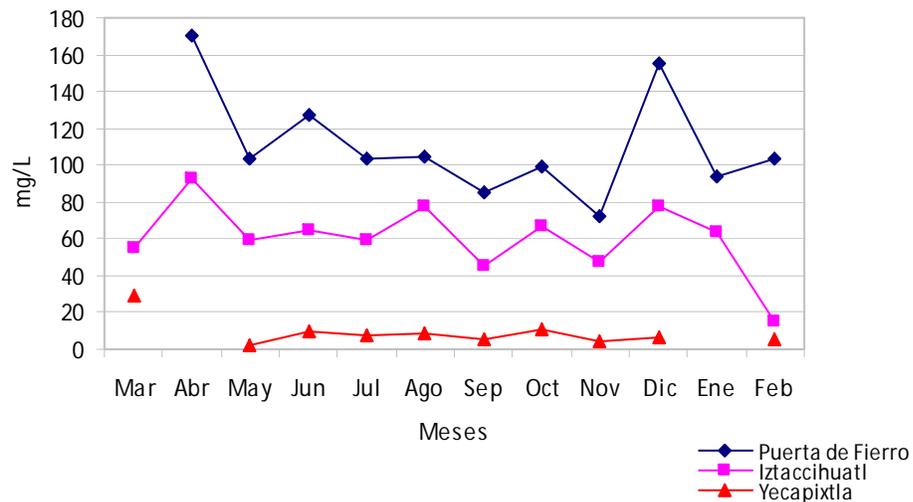


Fig. 14 Variación espacial y temporal de Sulfatos en los tres pozos estudiados



7. 10 Temperatura

En general, las temperaturas más altas se dieron entre los meses marzo y mayo (Figura 15), el comienzo de la primavera, poco antes del inicio de las lluvias.

Desde el punto de vista hidrológico, la característica física más importante del agua subterránea es la temperatura. En general ésta se mantiene constante hasta aproximadamente los 100 m de profundidad y suele variar entre 1 y 1.5°C por encima de la temperatura media del aire. A mayores profundidades el incremento de la temperatura acompaña al gradiente geotérmico (aproximadamente 1°C por cada 30 m de profundidad del pozo). La variación de la temperatura influye en la solubilidad de las sales y en el contenido en gases disueltos (Muñoz y Ritter, 2005; Martínez *et al.*, 2006).

De acuerdo a la clasificación de Köppen, modificado por Enriqueta García, el clima que predomina en el acuífero es el cálido subhúmedo con lluvias en verano, con temperatura media anual de 20.0° C y precipitación media anual de 1,003 mm, con un 5% de lluvia invernal (CNA, 2002).

El clima semicálido tiene temperaturas que fluctúan entre 18 y 22° C, se distribuye en el cinturón climático que se encuentra a altitudes de 1,400 a 2,000 msnm en la porción central de la zona acuífera. La ciudad de Yautepéc es representativa de la zona de transición de este tipo de clima. El clima cálido presenta una temperatura mayor de los 22° C, predomina a altitudes menores de 1,400 msnm en la porción sur del acuífero. Cuautla es representativa de este tipo de clima y el pozo Puerta de Fierro se encuentra en este municipio (CNA, 2002).

El pozo Yecapixtla se encuentra a una altura de 1564 m, el pozo más alto de los tres pero con las temperaturas más bajas, en la figura 15 se aprecia su temperatura máxima de 24°C en el mes de marzo; seguido del pozo Puerta de Fierro con una temperatura de 25°C entre abril y mayo.

El pozo Iztaccihuatl presentó la temperatura más alta con 28°C en el mes de mayo y tiene la mayor profundidad con 190 m. Éste pozo se encuentra en una zona más árida en comparación con los otros.



A partir del mes de junio (Figura 15) se observa una disminución de la temperatura en los tres pozos, disminución asociada probablemente a la temporada de lluvias y que continua bajando hasta octubre con un valor mínimo de 16°C tanto para Puerta de Fierro como Yecapixtla y con una profundidad del pozo de 150 m y 180 m respectivamente, mientras que la más baja para Iztaccihuatl fue de 21°C con una profundidad de 190 m. A partir del mes de noviembre las temperaturas se reestablecen para continuar con la misma frecuencia todo el invierno. Por lo regular la temperatura no se ve afectada por las variaciones climatológicas externas y cualquier cambio brusco en ella indica la proximidad de zonas de recarga, vías de flujo rápido o existencia de vapor y/o gases de origen volcánico (Muñoz y Ritter, 2005). Moral *et al.* (2008) menciona que la temperatura en la zona vadosa es determinada por la circulación de aguas de infiltración y encima de todo, por la circulación de aire.

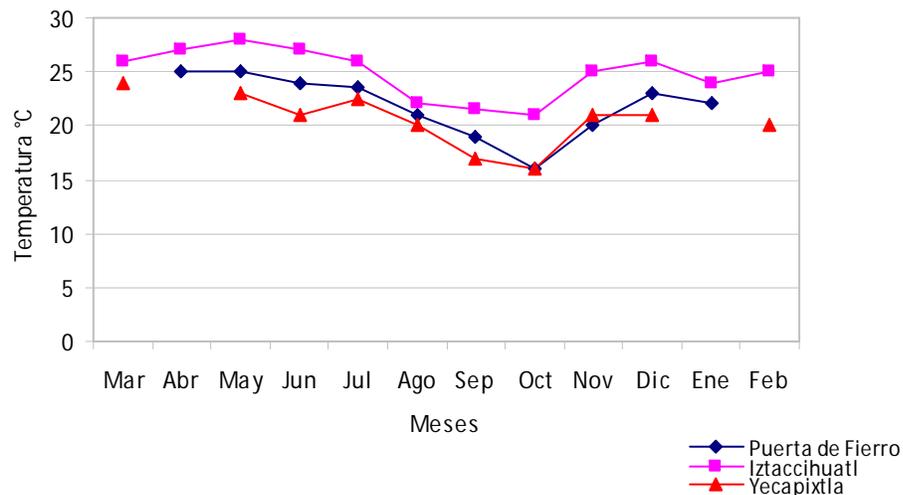


Fig. 15 Variación espacial y temporal de la Temperatura en los tres pozos estudiados



7. 11 Turbiedad

Una fuente común de contaminantes provenientes de la geósfera, consiste en los sedimentos arrastrados por el agua desde el suelo al fondo de los cuerpos de agua. Muchos de estos contaminantes se originan de terrenos agrícolas que han sido perturbados de tal manera que las partículas de suelo son erosionadas y trasladadas desde el terreno hacia el agua. La manifestación más común del material sedimentario en el agua es la opacidad, que afecta seriamente la estética del agua. Este fenómeno es muy común en zonas rurales de países con economías emergentes. El material sedimentario depositado en canales o depósitos puede obstruirlos y eventualmente hacerlos inapropiados para el suministro de agua. El sedimento suspendido en el agua de suministro, puede obstruir los filtros y aumentar significativamente los costos de tratamiento del agua (Manahan, 2007).

Se puede apreciar en la figura 16 que ninguno de los tres pozos resultó con problemas serios de turbiedad. El pozo Puerta de Fierro fue el que presentó los valores más altos, con un valor máximo de 0.955 unt en septiembre (Tabla 7), mes en el que se presentan las últimas lluvias y por ende causan un lavado de partículas coloidales hacia las aguas subterráneas. Este pozo tiene una mayor vulnerabilidad a comparación con los otros, debido a su profundidad de 150 m y su altitud (1227 m); estas dos características influyen a que el impacto físico del lixiviado y la escorrentía tengan mayor afectación en esta zona del acuífero, ya que es una zona de ubicación más baja y con menor profundidad a los otros dos pozos. También hay que reconocer que es una zona donde se practica el cultivo todo el año, lo que significa mayor uso de agua de riego; el agua facilita la movilización de partículas provenientes del uso de fertilizantes y/o abonos, partículas intrínsecas del suelo o bien partículas disueltas en la misma agua que se utiliza para el riego.

Muchos minerales, algunos contaminantes orgánicos, materiales proteicos, algas y bacterias, están suspendidos en el agua en forma de partículas muy pequeñas las cuales tienen algunas características propias de especies en disolución, como partículas más grandes en suspensión, con diámetros en el intervalo desde 0.001 hasta 1 μ m (Manahan, 2007). El pozo Puerta de Fierro, también presentó las mayores concentraciones de Coliformes Totales (ver 7.12 Coliformes).



Iztaccihuatl y Yecapixtla se mantuvieron sin grandes variaciones conservando un promedio anual de 0.2729 unt y 0.2295 unt (Tabla 8 y 9), presentando estos pozos una profundidad y altitud mayor que Puerta de Fierro.

Ya que los valores de la turbiedad en los tres pozos resultaron ser bajos, podemos decir que ésta pudo deberse a partículas provenientes de la erosión de la estructura geológica del acuífero por el mismo impacto del agua o por las pequeñas cantidades arrastradas de partículas del suelo.

Además, Piguet *et al.* (2008) menciona que sólo sustancias muy móviles potencialmente podrían filtrarse por las diferentes capas de suelo hasta llegar al fondo del lisímetro, y que la zona insaturada juega un papel muy importante de filtración y ésta disminuye las concentraciones de emisión. Ya que nuestros pozos se encuentran a una buena profundidad, éste efecto de filtración de la zona insaturada permitió una atenuación natural de partículas lixiviadas hacia el acuífero disminuyendo los riesgos por contaminación de diferentes tipos de partículas orgánicas e inorgánicas.

Los límites máximos permisibles por la NOM-127-SSA1-1994 para aguas de consumo humano son de 5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método. En este caso ninguno de los tres pozos estudiados rebasaron dicho límite e incluso ni siquiera sobrepasaron la concentración de 1utn.

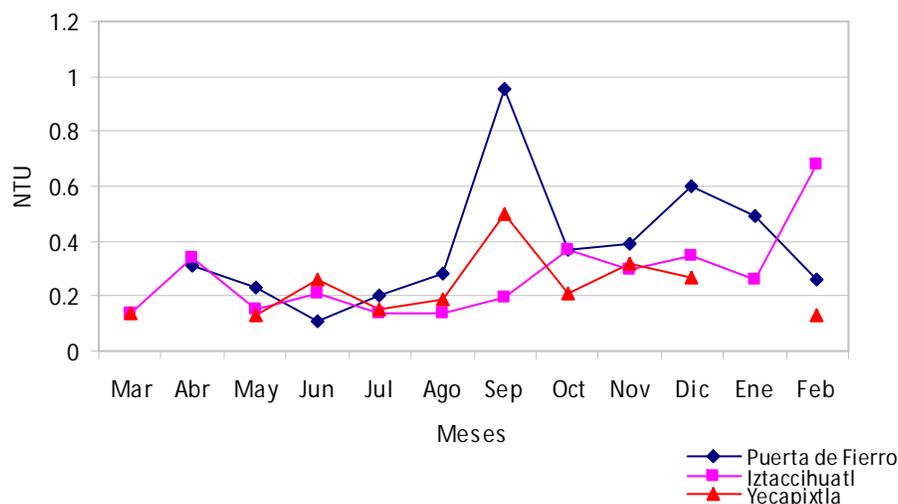


Fig. 16 Variación espacial y temporal de la Turbiedad en los tres pozos estudiados



7. 12 DQO, DBO₅, N-NH₃ y SAAM

Dado que en la determinación de estos parámetros se obtuvieron resultados por debajo de la sensibilidad de las técnicas podemos decir que los pozos todavía no presentan contaminación por materia orgánica

7. 13 Coliformes totales y fecales

Los resultados altos de Coliformes totales y fecales en el pozo Puerta de Fierro eran de esperarse ya que es el pozo con menor profundidad, con uso agrícola continuo, uso de fertilizantes sumando nutrientes al acuífero y aunado a esto, las pequeñas concentraciones de ganado que pastan a los alrededores ayudan a la contaminación por Coliformes totales y fecales.

De acuerdo a la variación estacional se encontró en octubre la mayor cantidad de Coliformes totales y fecales, 200 UFC/100 ml (Figura 17 y 18), este mes fue el que presentó la temperatura más baja de 16°C y el pH más ácido de 6.3 (ver 7.7 pH y 7.10 Temperatura). El pozo obtuvo un promedio anual de 32.36 y 22.90 UFC/100 ml para CT y CF respectivamente.

En aguas subterráneas, se sabe que los procesos redox son dependientes de la temperatura, ya que estos procesos son, en general, catalizados por microorganismos y la temperatura influye en las variaciones de la actividad microbiana. Bajo temperaturas más calientes (> 14°C) condiciones anóxicas prevalecen, mientras debajo de 14 °C condiciones óxicas se desarrollan (Díaz y Barceló, 2008).

Las bacterias obtienen la energía y los materiales básicos necesarios para sus procesos metabólicos y reproducción mediante reacciones químicas. Como consecuencia de su participación en dichas reacciones, las bacterias están involucradas en varios procesos biogeoquímicos, tanto en el agua como en el suelo. Las bacterias son participantes esenciales en muchos ciclos elementales importantes en la naturaleza, como los de nitrógeno, carbono y azufre. Son responsable de la formación de muchos depósitos minerales (Manahan, 2007). Aunque se



requiere bacterias especializadas para cada ciclo biogeoquímico, existe una relación entre la mayor concentración de Coliformes totales, sales minerales y oxígeno disuelto (ver 7.6 *Oxígeno Disuelto*) en el pozo Puerta de Fierro. Esto nos hace suponer, que existe una infinita variedad de bacterias que se encargan de las reacciones oxido-reducción que suceden en el agua subterránea y en el suelo. Aunque para los fines de éste trabajo, solo los Coliformes son de interés para la salud humana por tratarse de indicadores de contaminación.

Por otro lado Sims (2003), dice que las concentraciones de *E. coli* en una ubicación específica en un cuerpo de agua variará dependiendo los niveles de la bacteria en el agua, las entradas desde varias fuentes, la dilución con la precipitación y los residuos, y la extinción o multiplicación del organismo dentro del cuerpo de agua. Los sedimentos pueden actuar como un depósito para *E. coli*, como los sedimentos protegen los organismos bacteriofagos y microbianos tóxicos. La *E. coli* puede persistir en los sedimentos y contribuir a concentraciones en las aguas que se acumulan durante meses después de la contaminación inicial.

El pozo Iztaccihuatl por su parte, mostró valores altos en el mes de abril (Figura 17 y 18), que coincide con las temperaturas más altas (ver 7.10 *Temperatura*). En el área de Iztaccihuatl, se practica la siembra de temporal (junio-octubre), durante esta temporada no se presentan valores significativos de coliformes; es una temporada donde la vegetación es escasa al igual que el agua, no existe movilización de éstos microorganismos ni nutrientes que le proporcionen energía, lo que explica su poca variabilidad en el pH (ver 7.7 *pH*). Vale la pena mencionar, que frente a la Estación donde se encontraba el pozo, había un pequeño terreno con indicios de que en ese lugar habitan varios animales, ya que el suelo estaba cubierto por desechos fecales. Por otro lado, este pozo es el más profundo de los tres (190 m) y fue el que obtuvo el promedio más bajo de Coliformes totales (18.91 UFC/100ml).

El pozo Yecapixtla tuvo también en el mes de octubre (Figura 17 y 18) el valor más alto de Coliformes totales y fecales, 200 UFC/ml (Tabla 9), en este mes presentó un pH neutro (7) y su temperatura más baja (16°C). Se encuentra en un área donde también se practica el cultivo, aunque en menor medida. Este pozo obtuvo el promedio más alto de Oxígeno Disuelto con 6.15 mg/L (ver 7.6 *Oxígeno Disuelto*) y el que obtuvo el promedio más elevado de Coliformes fecales con 24.7 UFC/100 ml (Tabla 9).



De acuerdo con los resultados de Orozco, *et al.* (2008), es muy probable que el aumento en la concentración de coliformes fecales y disminución del pH, este vinculado a la generación de lixiviados coincidiendo con el incremento de lluvia en el área de estudio y a factores tales como deficiencia o carencia de drenajes en las zona de influencia. Resaltemos que en el presente estudio ninguna de las zonas donde se encuentran los pozos poseen sistemas de drenaje, en su lugar se utilizan fosas sépticas abiertas y cerradas. Ésta es una de las causas principales por la que los pozos están más propensos a presentar microorganismos (bacterias); y como hubo presencia de coliformes fecales, la fuente de estos es de origen fecal y se trata de una contaminación reciente y continua. Estos autores confirman que el tiradero a cielo abierto y las descargas de aguas sin tratar, son una fuente puntual de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, incidiendo de manera directa en la calidad del agua del acuífero.

López y colaboradores (2002), mencionan que la mezcla de abono es un material complejo que contiene una población grande de microorganismos, algunos patógenos. Los estudios del transporte de bacterias indicadoras fecales presentes en la mezcla han mostrado que estas se comportan como partículas inanimadas suspendidas, en las cuales están presentes en concentraciones más altas durante los períodos de flujo máximo. Los microorganismos son eficazmente filtrados por suelos mediante una porosidad fina: en ausencia de grietas y canales.

Estos parámetros rebasan los valores máximos establecidos por la NOM-127-SSA1-1994 (Tablas 7, 8 y 9). A pesar de su presencia, no es un dato significativo, ya que, no se puede ignorar la presencia de bacterias en todo tipo de ecosistema. Tomemos en cuenta que la toma de la muestra se realizó antes del dosificador de cloro, y era obvio encontrar bacterias en zonas agrícolas, y sobretodo, en lugares donde se usan fosas sépticas. También, la presencia de bacterias se puede deber a una mala construcción del pozo ya sea en el entubado, por la bomba ó por la maquinaria de perforación.

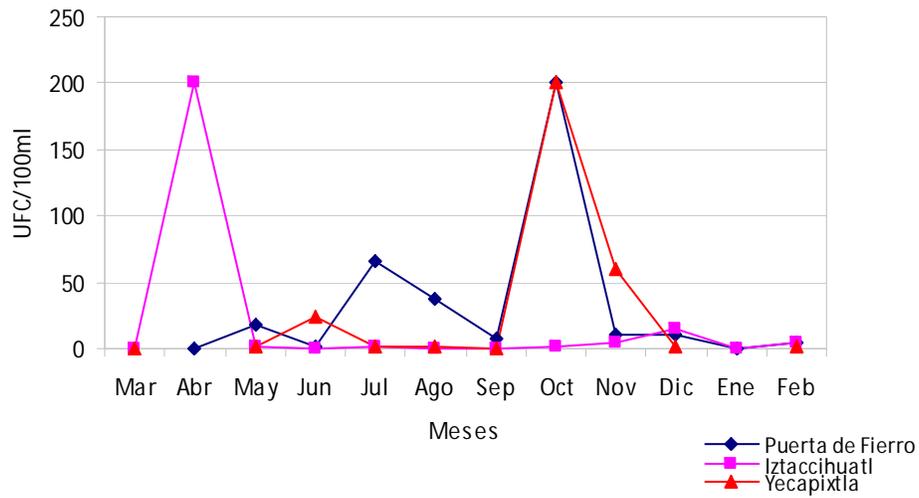


Fig. 17 Variación espacial y temporal de los Coliformes Totales en los tres pozos estudiados

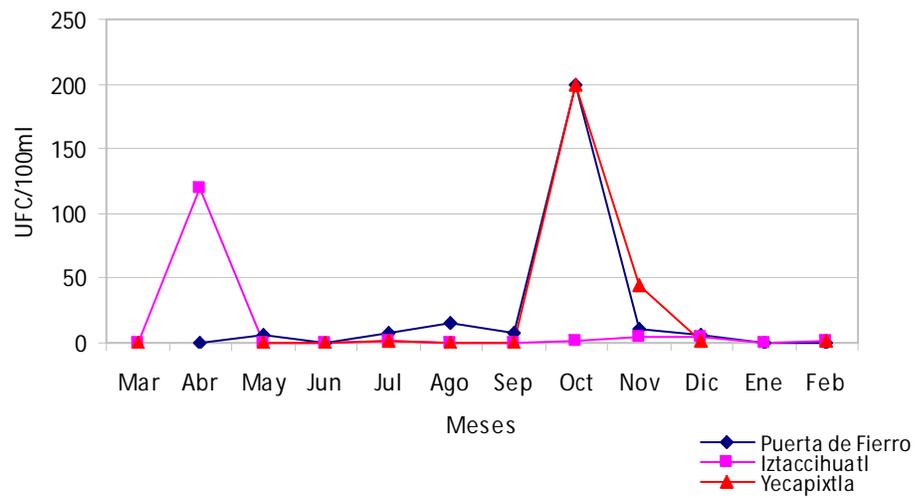


Fig. 18 Variación espacial y temporal de los Coliformes Fecales en los tres pozos estudiados



7.14 Análisis de Componentes Principales

Se maneja un análisis de componentes principales (ACP), ya que es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables). Es decir, ante un banco de datos con muchas variables, el objetivo será reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible (Internet ⁶).

De acuerdo a los resultados del análisis de componentes principales se obtuvieron 4 componentes (Tabla 10), los cuales en conjunto explicaron el 87 % de la variación total.

El primer componente explicó el 46 % del total de la variabilidad y quedó representado por la Alcalinidad, Dureza Total, Dureza de Calcio, Cloruros, Sulfatos, Sol. Dis. y Conductividad. Estos parámetros en sí tienen cierta relación ya que dentro de los sólidos disueltos se encuentran todas las sales disueltas representadas en su mayoría por los cationes y aniones (alcalinidad, durezas, cloruros y sulfatos). Así mismo la conductividad es un parámetro que representa las sales disueltas que son las conductoras de la electricidad y por lo mismo tiene una relación muy estrecha con los sólidos disueltos.

El segundo componente explicó el 20 % de la variabilidad y quedó representado por la temperatura, Coliformes totales y Coliformes fecales. Éstos dos últimos con una relación muy estrecha ya que los Coliformes fecales se encuentran incluidos dentro de los Coliformes totales y ambos representan bacterias del Género de las Enterobacterias, por otro lado la temperatura es un factor muy importante para el desarrollo de estas bacterias y de ahí su relación con ellas.

El tercer componente explicó el 11% de la variabilidad y quedó constituido por el oxígeno disuelto y la turbiedad. Ésta está formada por partículas suspendidas en el agua.

El cuarto componente explicó el 8 % de la variabilidad y quedó integrado solo por el pH el cuál juega un papel importante en muchos procesos químicos y biológicos.



7.15 Análisis Discriminante

De los datos obtenidos mediante el análisis discriminante (Tabla 11) se formó una función que describe el 98. % de la varianza y está comprendida por Sólidos totales, Sólidos disueltos, Alcalinidad total, Dureza total, Dureza de calcio, Dureza de Magnesio, OD, Sulfatos.

Para comparar los 12 meses muestreados, se calcularon a partir de la matriz de datos del análisis discriminante las distancias de Mahalanobis con su respectivo nivel de significancia, las cuales se muestran en la tabla 12 y figura 19.

De acuerdo al diagrama de dispersión y las distancias de Mahalanobis obtenidas, tenemos que la variación que hubo entre los pozos de acuerdo a las funciones 1 y 2 (los dos componentes mas importantes que cubrieron los parámetros, Alcalinidad, Dureza Total, Dureza de Calcio, Cloruros, Sulfatos, Sol. Dis., Conductividad, el primero; y Temperatura, Coliformes Totales y Coliformes Fecales, el segundo), fueron las siguientes:

Los pozos Puerta de Fierro (Anenecuilco) y Yecapixtla presentaron las diferencias más grandes durante el año, con una distancia de 565.2 y un nivel de significancia de 0, y los más parecidos fueron Puerta de Fierro (Anenecuilco) con Iztaccihuatl con una distancia de 27.02 y nivel de significancia de 0.00026, mientras que entre Yecapixtla e Iztaccihuatl la distancia fue de 396.78 con un nivel de significancia de 0.

Por otro lado el pozo que mostró menos variabilidad durante los doce muestreos fue Yecapixtla quien a excepción de un muestreo fue más constante en sus valores para los parámetros de la función 1 y 2.



Tabla 7. Parámetros estadísticos descriptivos del pozo Puerta de Hierro

<i>Parámetro</i>	<i>Media</i>	<i>Valor Máximo</i>	<i>Valor Mínimo</i>	<i>Límites permisibles NOM-127-SSA1-1994</i>
Alcalinidad	279.6	318	179.3	---
Dureza Total	380.81	415	326	500 mg/L
Dureza de Calcio	132.9	208	74	---
Nitratos	2.59	4.1	1.9	10 mg/L
Cloruros	16.2	20	13.6	250 mg/L
Sulfatos	110.85	170.4	72.7	400 mg/L
Sólidos Disueltos	535.15	582.5	487.5	1000 mg/L
Conductividad	743.54	857	422	---
Turbiedad	0.38	0.955	0.11	5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método.
pH	7.01	7.4	6.3	6.5-8.5
Temperatura	21.85	25	16	---
Oxígeno Disuelto	5.72	7.8	2.8	---
Coliformes Totales	32.36	200	0	Ausencia o no detectables 0 UFC/100 ml
Coliformes Fecales	22.90	200	0	Ausencia o no detectables 0 UFC/100 ml
Detergentes	0	0	0	0.50

* En rojo se muestran los valores que sobrepasan de los límites máximos permisibles por la norma mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano.



Tabla 8. Parámetros estadísticos descriptivos del pozo Iztaccihuatl

Parámetro	Media	Valor Máximo	Valor Mínimo	Límites permisibles NOM- 127-SSA1-1994
Alcalinidad	276	333.9	130.7	---
Dureza Total	247.66	270	130	500 mg/L
Dureza de Calcio	78.758	124	40	---
Nitratos	1.01	1.24	0.68	10 mg/L
Cloruros	6.10	11.4	2.2	250 mg/L
Sulfatos	60.30	92.7	15.2	400 mg/L
Sólidos Disueltos	400.77	465	330	1000 mg/L
Conductividad	662.33	745	552	---
Turbiedad	0.27	0.68	0.14	5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método.
pH	7.34	7.5	7.2	6.5-8.5
Temperatura	24.87	28	21	---
Oxígeno Disuelto	5.32	7.2	3	---
Coliformes Totales	18.91	200	0	Ausencia o no detectables 0 UFC/100 ml
Coliformes Fecales	11.083	120	0	Ausencia o no detectables 0 UFC/100 ml
Detergentes	0	0	0	0.50

* En rojo se muestran los valores que sobresalen de los límites máximos permisibles por la norma mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano.



Tabla 9. Parámetros estadísticos descriptivos del pozo Yecapixtla

Parámetro	Media	Valor Máximo	Valor Mínimo	Límites permisibles NOM- 127-SSA1-1994
Alcalinidad	112.05	140.3	74.7	---
Dureza Total	111.11	142	84	500 mg/L
Dureza de Calcio	32.73	60	12	---
Nitratos	0.95	1.31	0.49	10 mg/L
Cloruros	4.88	10.96	1.11	250 mg/L
Sulfatos	8.95	28.8	2.12	400 mg/L
Sólidos Disueltos	184.08	230	155	1000 mg/L
Conductividad	250.3	289	216	---
Turbiedad	0.22	0.5	0.13	5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método.
pH	6.69	7	6.3	6.5-8.5
Temperatura	20.55	24	16	---
Oxígeno Disuelto	6.15	7.6	4.4	---
Coliformes Totales	29.1	200	0	Ausencia o no detectables 0 UFC/100 ml
Coliformes Fecales	24.7	200	0	Ausencia o no detectables 0 UFC/100 ml
Detergentes	0	0	0	0.50

* En rojo se muestran los valores que sobrepasan de los límites máximos permisibles por la norma mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano.



Tabla 10. Resultados del Análisis de Componentes Principales, indica la interrelación existente entre las variables (parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos) que conforman los 4 componentes.

Componente	Valor Característico	Varianza Explicada (%)	Porcentaje de Varianza Acumulada	Variabes que constituyen el componente
1	6.44	46	46	Alcalinidad, Dureza Total, Dureza de Calcio, Cloruros, Sulfatos, Sol. Dis., Conductividad
2	2.89	20	66	Temperatura, Coliformes Totales y Coliformes Fecales
3	1.66	11	78	Oxígeno Disuelto y Turbiedad
4	1.19	8	87	pH

Tabla 11. Resultados del análisis discriminante.

Función	Valor característico	χ^2	Nivel de significancia observada (P)	Porcentaje de varianza acumulada	variables
1	2.04	27.26	0.011	98.37	Alcalinidad, Dureza Total, Dureza de Calcio, Cloruros, Sulfatos, Sol. Dis., Conductividad



Tabla 12. Distancias de Mahalanobis (DM) y Niveles de significancia (NS) entre las estaciones de muestreo

		Yecapixtla	Puerta de Fierro	Iztaccihuatl
Yecapixtla	DM	----	565.2	396.78
	NS	----	0	0
Puerta de Fierro	DM	565.2	----	27.02
	NS	0	----	0.0002
Iztaccihuatl	DM	396.78	27.02	----
	NS	0	0.0002	----

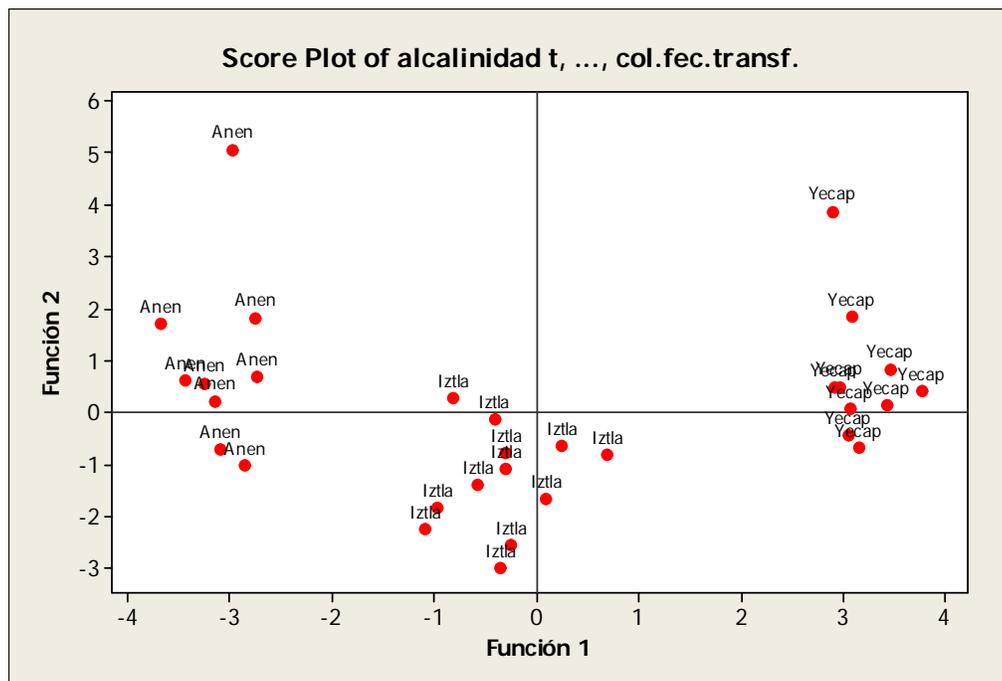


Fig. 19 Diagrama de dispersión de la función uno contra la función dos



8. Conclusiones

La química del agua subterránea depende en gran parte de su estructura geológica y todos aquellos procesos geoquímicos que la envuelven. Frecuentemente, sus características naturales se ven alteradas directamente por las actividades antropogénicas, reflejando el impacto en los análisis de calidad del agua.

Las fluctuaciones estacionales en la temperatura y la precipitación causan amplias gamas en la proporción de agua y la fuerza iónica de las soluciones del suelo, conduciendo a la saturación mineral, con alguna precipitación en las sequías significantes y la disolución subsecuente. Lo anterior, lo podemos ver reflejado en la conductividad, la cual, en los tres pozos, obtuvo los valores más altos en época de lluvias, disminuyendo a partir del mes de octubre y durante toda la época de estiaje.

La concentración de las sales esta ligada con la profundidad y altitud del pozo. El Pozo Puerta de Fierro caracterizado por su intensa actividad agrícola, es el pozo más somero y con menor altitud en comparación con los otros dos pozos; presentó las concentraciones más altas de todas las sales, las variaciones más altas de pH, la mayor dureza y, por lo tanto, la mayor conductividad y turbiedad. Mientras que el pozo Yecapixtla que se encuentra en el punto más alto (1564 m), presentó las concentraciones más bajas de todas las sales, su conductividad no sobrepasa los 289 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo este pozo el menos perturbado.

Los pozos Yecapixtla y Puerta de Fierro, presentaron los valores de pH más ácidos, el primero debido quizás a su contacto con la precipitación pluvial y al CO_2 disuelto en el agua infiltrada mientras que el segundo, a la intrusión de fertilizantes y la infiltración de los desechos (sólidos y líquidos) provenientes de las fosas sépticas abiertas que se emplean en la zona estudiada.

La alcalinidad más alta fue en el pozo Puerta de Fierro, donde existe una mayor entrada de sales. Las concentraciones de cationes y aniones dependen en gran medida de la absorción de las plantas. El pozo puerta de Fierro con la mayor cobertura vegetal, resultó con mayores concentraciones de aniones (Cl^- , SO_4^- , NO_3^-) por lo que se le confiere principalmente una dureza de



tipo no carbonatada. El pozo Yecapixtla e Iztlacihuatl poseen una dureza de tipo carbonatada, es decir, hubo una mayor concentración de cationes (Ca^{2+} , Na^+ , K^+ y Mg^{2+}).

El pozo Iztlacihuatl mostró más estabilidad en sus concentraciones de sales que el pozo Puerta de Fierro, pero menos que el pozo Yecapixtla. Se encuentra a una altura de 1369 m y es el más profundo de los tres. Quizás por esa profundidad y por tener una sola temporada de cultivo, se hace más evidente una atenuación natural ya que a lo largo del año mantiene un pH neutro, presenta las temperaturas más altas y las menores concentraciones de oxígeno disuelto en sus aguas. También es el pozo con la menor presencia de Coliformes Totales y Fecales.

El promedio anual de la temperatura en los tres pozos determina un clima que oscila entre semi-cálido y cálido (CNA, 2002). Dentro de la zona oriente del acuífero Cuautla-Yautepec, los pozos más céntricos y ubicados al sur de la zona estudiada del acuífero (Iztlacihuatl y Puerta de Fierro) presentaron las temperaturas más elevadas.

La contaminación más alta de Coliformes Totales se presenta en el pozo Puerta de Fierro. Lo que indica un medio rico en nutrientes que acentúan la proliferación de bacterias coliformes y el suficiente aporte de agua que facilita su movimiento hacia el acuífero

Es prácticamente imposible no encontrar bacterias en cualquier ecosistema estudiado, sin embargo la presencia de bacterias Coliformes totales y fecales son índices de contaminación y aunque las muestras fueron tomadas antes del dosificador de cloro, al pasar por éste se elimina, su presencia nos indica claramente que existe una contaminación fecal directa y reciente, como resultado del uso de fosas sépticas.

La construcción inadecuada, la ubicación, instalación, y el mantenimiento de las fosas sépticas, así como factores como la profundidad de aguas subterráneas, clima, geología del sitio, y la densidad de la fosa séptica influye en el potencial de ésta para contaminar tanto los pozos como las aguas subterráneas. También el incumplimiento de los pozos tanto en la construcción (NOM-003-CNA-1996), como en la protección (NOM-004-CNA-1996) de los mismos puede ser otra causa de la contaminación.



La movilidad y dispersión de los contaminantes parece estar determinado por la dirección del flujo de la corriente del agua subterránea, por efecto de la fuerza gravedad, que esta ligado directamente con el tamaño y peso de los coloides; por la afinidad de los compuestos para disolverse en el agua, y por la trayectoria geológica del agua subterránea

A pesar de no sobrepasar los límites establecidos por la norma mexicana, los compuestos de cloro, nitrato, azufre y algunos compuestos orgánicos sintéticos, son muy persistentes en el medio acuático. Si éstos son descargados continuamente, incrementaría la vulnerabilidad del acuífero y podría ser impactado seriamente.

Desde el enfoque principal de este trabajo y basados en la NOM-127-SSA1-1994, la calidad del agua subterránea se encuentra en buen estado, permitiendo su consumo y uso tipo urbano-público y fines subyacentes. Comparado con trabajos similares realizados en el acuífero de Zacatepec, estado de Morelos; podemos decir que el acuífero Cuautla-Yautepec mostró tener una mejor calidad del agua subterránea.

Es necesaria la reformulación de una cultura del agua la cual debería promoverse no sólo a nivel población sino también institucional.



9. Recomendaciones

1) En caso de contaminación por los siguientes compuestos se recomienda el siguiente tratamiento:

a) El aumento de la tasa de irrigación en zonas con actividad agrícola intensa, y quizás proporcionando una fuente de carbón, podría inducir la desnitrificación. La vegetación de la exclusión sobre la columna puede ser eficaz en el control del balance de agua y la mejora de la desnitrificación en el área de la fuente y la columna. La inyección de etanol en los puntos calientes de la columna podría acelerar la pérdida de NO_3 . Aunque se requiera varias décadas para que la desnitrificación pueda reducir el NO_3 a niveles de fondo (Jordan *et al.*, 2008).

b) Las arcillas naturales modificadas por el ácido termoactivado son capaces de remover el nitrato en soluciones acuosas. La adsorción de nitrato es proporcional al tiempo de contacto. El calcio *montmorillonite* activado por el ácido hidroclicórico muestra una mejor capacidad de remoción de nitrato, hasta el 22.28 % (Mena *et al.*, 2007).

El montmorillonite es un coloide, silicato de aluminio hidratado que aumenta 12 veces su tamaño en seco cuando se añade al agua (Internet⁵).

c) Para las aguas contaminadas con compuestos carbonosos y nitrogenados, se busca la eliminación de los mismos mediante su conversión a gases como el CO_2 y el N_2 , productos con impacto ambiental casi nulo.

d) Sin embargo, la eliminación de compuestos azufrados por medio de sus formas gaseosas no es recomendable, dada la toxicidad y corrosividad del sulfuro. Entre las bacterias que pueden llevar a cabo reacciones de oxidación y reducción se encuentran las del género *Thiobacillus*. En la mayor parte de los casos, el producto final de la oxidación es el sulfato (SO_4); sin embargo, es preferible que las reacciones sean favorecidas hacia la producción de azufre elemental (S^0) ya que éste podría separarse del medio (Martínez *et al.*, 2008).



- e) Los procesos de pretratamiento, como la ósmosis inversa, están disponibles para remover satisfactoriamente la mayoría de los microcontaminantes orgánicos. La viabilidad económica de recarga varía de sitio en sitio, pero en general, el empleo de aguas de calidad deteriorada para recarga será económicamente una opción viable siempre que esto sea la fuente de costo más baja de recarga. Además, la calidad de estas aguas recuperadas, en general, también mejoran por los procesos de atenuación naturales que ocurren en los ambientes de aguas subterráneas durante la recarga artificial (Díaz y Barceló, 2008).
- f) Otra tecnología para remover contaminantes del agua subterránea es retirar el aire, el carbón activado granular, y la oxidación avanzada. La remoción de aire implica el bombeo hacia fuera del agua contaminada, luego calentándola para evaporar el contaminante. El agua limpia es reinyectada en la tierra. Bombeando hacia fuera el agua contaminada y absorbiendo el contaminante sobre el carbón activado puede remover los compuestos menos volátiles. En este método una corriente eléctrica calienta el suelo y el agua, evaporando partes de ésta y del contaminante, que es llevado de la tierra por la fuerza del vapor y colectado en pozos de recuperación (Hemminger, 2004).

2) En cuanto a la contaminación bacteriológica, se recomienda que se lleven a cabo inspecciones sanitarias sistemáticas en los pozos. Se ha desarrollado un procedimiento estandarizado para tales inspecciones, dirigido a una evaluación del peligro de contaminación microbiológica de las fuentes de abastecimiento de agua subterránea. La inspección está normalmente restringida a un área de 200-500 m de radio, e involucra la categorización de una serie de factores mediante la inspección visual directa y el uso de un monitoreo periódico de las cantidades de Coliformes Fecales en la fuente de abastecimiento de agua subterránea para su confirmación. Esta propuesta metodológica puede también ser fácilmente aplicada en el caso de fuentes de abastecimiento doméstica que utilizan pozos tubulares o excavados equipados con bombas manuales o que utilizan manantiales alimentados por gravedad, cuyas tasas de extracción sean muy pequeñas y hagan que la delimitación de las zonas de captura sea impracticable (Foster *et al.*, 2003).



3) Se sugiere realizar estudios geológicos para identificar los pozos cercanos a las estructuras de falla geológicas que evidentemente funcionan como conductos de fluidos geotérmicos profundos. Mejor aún, realizar un análisis hidrogeoquímico del agua subterránea, ya que es un método de prospección que permite inferir el origen de las aguas que alimentan un acuífero, y paralelamente el determinar las actuales condiciones de calidad química según los distintos usos (Ochoa *et al.*, 2001).

4) Para determinar la vulnerabilidad se requieren datos geológicos e hidrogeológicos, etc., por ejemplo: la profundidad al agua subterránea, la recarga neta, el medio acuífero, el tipo de suelo, la topografía y el impacto a la zona vadosa (Pérez y Pacheco, 2004).

5) Se recomienda realizar un mapa de la vulnerabilidad del área de estudio utilizando un Sistema de Información Geográfica (SIG), que es una herramienta diseñada para consultar, manipular y aplicar los datos de: información geográfica, cartografía digital, bases de datos de atributos y estadísticas, de una manera simultánea y automatizada. Un SIG, además de ser un eficiente gestor de bases de datos dispone de excepcionales capacidades gráficas y de análisis espacial. Todo ello resulta de gran utilidad para llevar a cabo la tarea de calibración y verificación de los modelos que permiten estudiar un sistema de agua subterránea. En general, los mapas de vulnerabilidad deben ser vistos como una de las herramientas principales para el manejo del medio ambiente y pueden ser usados con tres propósitos fundamentales: a) en procesos de toma de decisión concerniente a la protección y manejo de los recursos hídricos subterráneos, b) para identificar áreas susceptibles a la contaminación y decidir sobre las investigaciones y redes de monitoreo necesarias, c) en planes informativos y educativos sobre la necesidad de proteger los acuíferos y evitar la contaminación del agua subterránea, insistiendo en que los acuíferos forman parte de un sistema ecológico interconectado que está siendo afectado por la actividad humana (Pérez y Pacheco, 2004).

6) La supervisión de redes para la calidad de aguas subterráneas implica la observación a largo plazo, a menudo y en frecuencias bajas, la medida estandarizada de los datos de calidad de aguas subterráneas deberían contribuir a:



- Un entendimiento del modelo de sistema de flujo de aguas subterráneas (identificación de recarga de aguas subterráneas y áreas de descarga, caminos de flujo principales, tiempos de residencia, equilibrio del agua).
- Identificación de los principales procesos geoquímicos que controlan la calidad del agua y activa dentro del acuífero.
- Detectar tendencias en las concentraciones de la llave naturalmente derivados de los componentes que pueden tener implicaciones para la potabilidad, la salud humana o de la tierra de los ecosistemas dependientes que reciben aguas subterráneas.
- Una temprana advertencia del impacto humano y la práctica del manejo de tierra sobre la calidad de aguas subterráneas.
- Suministro de bastantes datos geoquímicos para estabilizar la causa-efecto de las relaciones.
- Suministro de consejos sobre el manejo de acuíferos y/o acciones de remediaciones en orden para salvaguardar la sustentabilidad de los recursos de aguas subterráneas (Edmunds y Shand, 2008).

7) Se pueden establecer una serie de zonas generalmente concéntricas definidas superficialmente en torno a la fuente de abastecimiento de agua subterránea, mediante el conocimiento de las condiciones hidrogeológicas locales y las propias características de la fuente. De estas zonas, las tres más importantes: Área total de captura de la fuente, Área de protección microbiológica y Zona operacional del pozo. Con el propósito de proteger la fuente de abastecimiento, será necesario establecer niveles de control crecientes para las actividades del uso del territorio, que varían de acuerdo a las condiciones y necesidades locales (Foster *et al.*, 2003).

8) Se debe reconocer que los controles de las actividades contaminantes dirigidos a reunir futura carga contaminante al subsuelo no eliminarán contaminantes que ya están en el subsuelo como resultado de prácticas pasadas. Por ejemplo, la instalación de redes de alcantarillado en un distrito urbano reducirá radicalmente la carga contaminante existente en el subsuelo a partir de obras de saneamiento *in situ*, pero varias toneladas de contaminantes depositadas en el subsuelo en décadas previas pueden ser capaces de liberar una carga contaminante significativa a un acuífero subyacente (Foster *et al.*, 2003).



9) En caso de nuevas actividades potencialmente contaminantes de gran escala e impacto potencial, el requisito de una Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) como parte del proceso de autorización es actualmente una práctica técnica y/o legal aceptada en muchos países. Las EIA se enfocan a la definición y análisis de problemas, conflictos y limitaciones referidas a la implementación de un proyecto, incluyendo el impacto en actividades vecinas, la población local y el ambiente adyacente y en ciertas instancias puede conducir a la relocalización del proyecto en una ubicación más aceptable. La EIA es una parte integral de un estudio de factibilidad para el proyecto en cuestión y las consideraciones del agua subterránea deben asumir particular importancia donde estén involucrados ciertos tipos de producción industrial, grandes rellenos para disposición de residuos sólidos, actividades mineras, zonas agrícolas irrigadas intensivamente en gran escala, etc. (Foster *et al.*, 2003).

10) Los pozos de monitoreo (o piezómetros) perforados con este fin, ubicados inteligentemente y cuidadosamente construidos, son los medios más seguros de obtención de muestras de agua subterránea representativas de las condiciones *in situ* en un sistema acuífero. Estos comprenden pozos de pequeño diámetro (50 mm o aún menos) con longitudes de filtro cortas (2-5 cm), realizados con materiales relativamente inertes (acero inoxidable, teflón o PVC). Se requieren procedimientos apropiados de perforación e instalación (incluyendo un sellado con bentonita para prevenir el ingreso de la contaminación por el anillo de la perforación) que están usualmente disponibles en la mayoría de los países (Foster *et al.*, 2003).

11) Por último existen recomendaciones para la explotación de aguas subterráneas del subsuelo en el Estado de Morelos, las cuales se basan en la disponibilidad de los acuíferos de Morelos y las zonas demarcadas en el plano oficial. Los tres pozos muestreados se encuentran ubicados en una zona del acuífero Cuautla-Yautepec donde se estable un decreto de veda flexible o subexplotada. Sin embargo, la Comisión Nacional del Agua ha establecido los volúmenes autorizados para su explotación.



10. Bibliografía

- Álvarez I. P. s/a. *Dinámicas Colectivas en la Apropiación del Aguas Subterráneas en México, Manejo de Recursos de uso común*. Instituto Nacional de Ecología (INE) http://www.ine.gob.mx/dgipea/descargas/din_col_aprop_aguas_sub.pdf
- Anderson J. L. 2003. *Groundwater Pollution*. Environmental Encyclopedia. Ed. Marci Bortman, Peter Brimblecombe, and Mary Ann Cunningham. 3rd ed. Detroit: Gale. **1**: 679-681.
- APHA-AWWA-WEF. (Public Health Association, American Water Works Association y Water Environment Federation). 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20° edición. Edit. APHA-AWWA-WEF. USA.
- Arriaga C. L., Aguilar S. V. y Alcocer D. J. 2000. *Aguas Continentales y Diversidad Biológica de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México.
- Berger S. P. 2003. *Microbes in Groundwater*. *Water: Science and Issues*. Ed. E. Julius Dasch. New York: Macmillan Reference USA. **3**: 72-75.
- Bortman M. L. 2003. *Water Quality*. Environmental Encyclopedia. Ed. Marci Bortman, Peter Brimblecombe, and Mary Ann Cunningham. 3rd ed. Detroit: Gale. **2**:1482-1484.
- Cabrera S A., R, Beltrán CH., Pacheco A. J., Frías T. J., Ramírez H. R. S/a. *Calidad del agua subterránea en un campo experimental. Hortícola en el Edo. de Yucatán*. Universidad Autónoma de Yucatán. <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/saneab/mexicon/R-0093.pdf>
- Campoy O. E. 2001. *Análisis microbiológico y fisicoquímico del acuífero del Valle del Mezquital, Estado de Hidalgo, México*. Tesis de Maestría. FES Cuautitlán. UNAM. México. P. 3.
- Canales G. A. e Islas A. L. 2005. *Disponibilidad sostenible de agua subterránea a partir del control de las descargas de un acuífero*. Revista Latinoamericana de Recursos Naturales **1**:41-48
- Ciardelli C. M., Xu H., Sahai N. 2008. *Role of Fe(II), phosphate, silicate, sulfate, and carbonate in arsenic uptake by coprecipitation in synthetic and natural groundwater*. Water Research. **42**:615 - 624
- Comisión Nacional del Agua (CNA). 2002. Subdirección General Técnica. Gerencia de Aguas Subterráneas. Subgerencia de Evaluación y Modelación Hidrogeológica. Informe Técnico: *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Cautla-Yautepec, Estado de Morelos. México*.
- Comisión Nacional del Agua (CNA): Subdirección de Aguas Subterráneas. 2008. *Programa de Muestreo de Agua en la Unidad Hidrogeológica 1702 Cautla-Yautepec*. Convenio CNA-UNAM 2007-2008



- Coria M. L., Fayb J. P., Cseh S. B., Brizuela M. A. 2007. *Effect of drinking water with high concentrations of total salts and sulphates on in vitro ruminal degradability of Thinopyrum ponticum*. Archivos de Medicina Veterinaria. **39** (3): 261-267
- Debieche T.H., Mania J., Mudry J. 2003. *Species and mobility of phosphorus and nitrogen in a wadi-aquifer relationship*. Journal of African Earth Sciences. **37**: 47-57
- Delgado M. F. 2001. *Los procesos de salinización del agua subterránea en el acuífero de la Aldea*. Vector plus: miscelánea científico - cultural, ISSN 1134-5306, (17): 44-53
- Díaz C. M. S. y Barceló D. 2008. *Trace organic chemicals contamination in ground water recharge*. Chemosphere **72**: 333-342
- Djidi K., Bakalowicz M., Benali M. A. 2008. *Mixed, classical and hydrothermal karstification in a carbonate aquifer Hydrogeological consequences. The case of the Saida aquifer system, Algeria*. Surface Geosciences (Hydrology-Hydrogeology) C. R. Geoscience. **340**:462-473
- Edmunds M. W. y Shand P. 2008. *Natural Groundwater Quality*. Ed. Balckwell. European Union Countries. Pp. 1, 3, 5, 7-11, 14, 136-137, 157, 159-160, 190
- Environmental Encyclopedia. 2003. *Coliform Bacteria*. Ed. Marci Bortman, Peter Brimblecombe, and Mary Ann Cunningham. 3rd ed. Detroit: Gale. **1**: 283.
- Environmental Encyclopedia. 2003. *Enteric Bacteria*. Ed. Marci Bortman, Peter Brimblecombe, and Mary Ann Cunningham. 3rd ed. Detroit: Gale. **1**:467.
- Environmental Protection Agency (EPA). 1990. *Guía Para La Protección De Las Aguas Subterráneas*. Estados Unidos. http://www.epa.gov/safewater/sourcewater/pubs/guide_citguidegwpsp_1990.pdf
- FAO. 1997. *Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos*. (Estudio FAO Riego y Drenaje - 55). Contaminación agrícola de los recursos hídricos. Departamento de Desarrollo Sostenible
- Foster S., Hirata R., Gomes D., D' Elia M., Paris M. 2003. *Protección de la Calidad del Agua Subterránea, guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales*. Ed. Banco Mundial. Washington, D.C. Pp. 124
- García O. N. L. 2007. *Estudio Físicoquímico y Bacteriológico del agua subterránea en las zonas centro-oriente del Valle de Cuernavaca, Morelos, México* Tesis de Licenciatura (Biólogo) Facultad de Estudios Superiores Iztacala UNAM. México pp. 2, 21
- Granel C. E. y Gález H. L. 2002. *Deterioro de la calidad de agua subterránea por el desarrollo poblacional: Cancún, Q. R.* Ingeniería **6**(3): 41-53.



- Hemminger P. 2004. *Water Pollution: Freshwater*. Pollution A to Z. Ed. Richard M. Stapleton. New York: Macmillan Reference USA. **2**: 305-311.
- Herrero A. 2003. *La calidad del agua y su importancia en los alimentos. Seminario de la Bolsa de Cereales, Bs. As. Acaecer*. Buenos Aires, Argentina.
- Hildebrandt A., Guillamon M., Lacorte S., Tauler R., Barcelo D. 2008. *Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to surface and groundwater quality (North Spain)*. Water Research 42. Pp. 3315 - 3326
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. <http://www.inegi.org.mx/inegi/default.aspx>
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. *Los Análisis Físicos Y Químicos en la Cartografía Hidrológica del INEGI*. Guía Normativo-Metodológica. Enero del 2000.
- Internet¹ Procuraduría Federal del Consumidor <http://www.profeco.gob.mx/juridico/noms.asp>
- Internet² *Criterios De Calidad De Suelos Y De Aguas O Efluentes Tratados Para Uso En Riego: Cloruros* http://www2.sag.gob.cl/biblioteca_digital/documentos/medio_ambiente/criterios_calidad_suelos_aguas_agricolas/pdf_aguas/anexo_A/cloruro.pdf
- Internet³ <http://es.wikipedia.org/wiki/DDT>
- Internet⁴ Fertigation and pH http://www.infoagro.com/abonos/pH_suelo.htm
- Internet⁵ www.medicaldoctordictionary.com/medicalwordshow.php?id=35259&medicallist=Mo&word=Montmorillonite
- Internet⁶ Análisis de Componentes Principales http://www.uoc.edu/in3/emath/docs/Componentes_principales.pdf
- Jiménez C. B. E. 2001. *La Contaminación Ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. Limusa. México. Pp. 194-195
- Jiménez S. G., Baez T. M. y Sánchez M. M. 2006. *Mineralización del agua subterránea en la ciudad de Puebla*. XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. México
- Jordan F., Waugh J W., Glenn P. E., Sam L., Thompson T., Thompson L. T. 2008. *Natural bioremediation of a nitrate-contaminated soil-and-aquifer system in a desert environment*. Journal of Arid Environments **72**:748–763
- Lee L. K. y Wilmoth L. B. 2003. *Water Pollution and Biological Purification*. World of Earth Science. Detroit: Gale. **2**: 623-624.



- Lind T. O. 1985. *Handbook of common methods in Limnology*. Edit. Kendall/Hunt. 2nd Edition. Texas, USA. Pp 19-20, 22, 29-30, 33-35, 55-57, 62-63, 67, 69-72, 83, 85, 91-98
- López P. E., Nuñez D. A., Díaz F. F. 2002. *Attenuation of groundwater contamination caused by cattle slurry: a plot-scale experimental study*. *Bioresource Technology*. **84**:105-111
- López V M. S. 2002. *Remoción de nitrógeno amoniacal con zeolita tipo clinoptilolita* XVIII Congreso Internacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, México.
- Manahan S. E. 2007. *Introducción a la Química Ambiental*. Reverte. UNAM. España. Pp. 725
- Maquillan D., Richards A. y Parker J. 2000. *Agua Subterránea: Tesoro enterrado de Nuevo México*. Departamento del Medio Ambiente de Nuevo México. NMED http://www.zerowastenetwork.org/espanol/documentos/treasure_sp.pdf
- Martínez G., González J., Moreno G., Buitrón G. 2008. XVI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. "La Sustentabilidad en las grandes Ciudades": *Tratamiento De Aguas Contaminadas Con Sulfato Mediante Bacterias Sulfato Reductoras Y Sulfuro Oxidantes*. México.
- Martínez A. P. E., Martínez S. P., Castaño C. S. 2006. *Fundamentos de Hidrogeología*. Mundi Prensa. España. Pp. 129, 154
- Medina E. M., Zaidi m., Real L. E., Orozco R. S. 2002. *Prevalencia y factores de riesgo en Yucatán, México, para litiasis urinaria*. *Salud Pública de México*. 44:541-545
- Mena D. C.J., Sun K. M.R., Lopez T., Azamar B. J.A., Aguilar D.H., Domínguez M.I., Odriozola J.A., Quintana P. 2007. *Nitrate removal using natural clays modified by acid thermoactivation*. *Applied Surface Science* **253**:5762-5766
- Monroy P. D. 2007. *Estudio Físicoquímico y Bacteriológico del Agua Subterránea en la Zona Sur del Valle de Cuernavaca, Morelos, México*. UNAM - FES Iztacala. México. Tesis
- Moral F., Cruz S. J. J., Olías M. 2008. *Geochemical evolution of groundwater in the carbonate aquifers of Sierra de Segura (Betic Cordillera, southern Spain)*. *Journal of Hydrology*. Pp. 360, 281– 296
- Muñoz C. R. y Ritter R. A. 2005. *Hidrología Agroforestal*. Mundi-Prensa. España. Pp. 348
- Muñoz H., Armienta M. A., Vera A. y Cenicerros N. 2004. *Nitrato en el Agua Subterránea del Valle De Huamantla, Tlaxcala, México*. *Rev. Int. Contam. Ambient.* **20** (3): 91-97.
- Obeidat M. M., Ahmad Y. F., Hamouri A. N., Massadeh M., A. and Athamneh F. S. 2008. *Assessment of nitrate contamination of karst springs, Bani Kanana, northern Jordan*. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, **25** (3): 426-437



- Ochoa E. S., García S. J.T., Leal J.A. R. y Díaz L. S. **2001**. *La Calidad Química De Las Aguas Subterráneas En La ciénega De Chapala: Un Obstáculo Para Su Desarrollo*. XI Congreso Nacional De Irrigación. Simposio 9. Contaminación, Tratamiento y Reuso del Agua. Guanajuato, Guanajuato, México.
- OPS, OMS. (1980). Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. *Nitratos, nitritos y compuestos N-nitroso*.
- Orozco M. C., Ramírez A. F. y Cruz L. J. 2008. *Caracterización fisicoquímica y bacteriológica de aguas subterráneas de pozos artesanales y efluentes hídricos en la Costa de Chiapas (México)*. Higiene y Sanidad Ambiental, **8**: 348-354.
- Patterson W. J. 2003^a. *Conventional Pollutant*. Environmental Encyclopedia. Ed. Marci Bortman, Peter Brimblecombe, and Mary Ann Cunningham. 3rd ed. Detroit: Gale. **1**: 321.
- Patterson W. J. 2003^b. *Pollution Control*. Environmental Encyclopedia. Ed. Marci Bortman, Peter Brimblecombe, and Mary Ann Cunningham. 3rd ed. Detroit: Gale. **2**: 1107-1109.
- Pérez C. R. y Pacheco Á. J. 2004. *Vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación de nitratos en el estado de Yucatán*. Ingeniería **8** (1): 33-42
- Piguet P., Parriaux A., Bensimon M. 2008. *The diffuse infiltration of road runoff: An environmental improvement*. Science Of The Total Environment. **397**:13-23
- Pineda R. D. 2008. *Estudio bacteriológico y fisicoquímico del agua en 5 pozos del acuífero de Zacatepec, Morelos, México*. UNAM - FES Iztacala. México. Tesis
- Robles V. E., González A. M. E., Castillo N. P. 2004. *Contaminantes físicos y químicos del agua y sus efectos en el hombre y el medio ambiente*. UNAM, FES Iztacala, México.
- Rodríguez M. J. 2008. *Estudio bacteriológico y fisicoquímico del acuífero de Zacatepec, Morelos, en las zonas de Xochitepec, Miacatlán, Coatlán del Río y Cuachichinola*. México. UNAM - FES Iztacala. México. Tesis
- Rodríguez M. J. M. y Marín G. R. 1999. *Fisicoquímica del Agua*. Díaz de Santos. Madrid, España
- Rubio D. J. C. y Sánchez N. J. A. 2002. *Vulnerability maps GIS-based of groundwater to add deposition; Application to Grio river basin (Zaragoza-España)*. GEOGACETA, 32
- Rubio M. A. 2007. *Estudio fisicoquímico y bacteriológico del agua subterránea en la zona norte del Valle de Cuernavaca, Morelos, México*. UNAM - FES Iztacala. México. Tesis
- Schneider R. P., Chadwick B. R., Jankowski J., Acworth I. 1997. *Determination of physicochemical parameters of solids covered with conditioning films from groundwaters using contact angles*.



Comparative analysis of different thermodynamic approaches utilizing a range of diagnostic liquids. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects **126**: 1-23

- SEDUE (1989). *Criterios Ecológicos de Calidad del Agua*. CE-CCA-001/89. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. 1 de Diciembre de 1989.
- SEMARNAT (1996a). Norma Oficial Mexicana NOM-003-CNA-1996. *Requisitos durante la construcción de pozos de extracción de agua para prevenir la contaminación de acuíferos*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. 6 de Enero de 1997.
- SEMARNAT (1996b). Norma Oficial Mexicana NOM-004-CNA-1996. *Requisitos para la protección de acuíferos durante el mantenimiento y rehabilitación de pozos de extracción de agua y para el cierre de pozos en general*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. 24 de Julio de 1997.
- Sims L. J. 2003. *Escherichia Coli*. Environmental Encyclopedia. Ed. Marci Bortman, Peter Brimblecombe, and Mary Ann Cunningham. 3rd ed. Detroit: Gale. **1**: 523-525.
- SSA (1994). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. *Agua para uso y consumo humano (Modificación)*. Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización. Secretaría de Salud. Diario Oficial de la Federación. 16 de Diciembre de 1999.
- Stadler S., Osenbrück K., Knöller K., Suckow A., Sültenfuß J., Oster H., Himmelsbach T., Hötzl H. 2008. *Understanding the origin and fate of nitrate in groundwater of semi-arid environments*. Journal of Arid Environments **72**: 1830– 1842
- Stempvoort D. V., Biggar K. 2008. *Potential for bioremediation of petroleum hydrocarbons in groundwater under cold climate conditions: A review*. Cold Regions Science and Technology **53**: 16-41
- Tribunal Latinoamericano del Agua. *Audiencia Pública*. Guadalajara, México, 2007. <http://www.tragua.com/archivos-tla/audiencia-2006-guadalajara/veredictos/caso-complejo-gasolinero-mexico.pdf>
- Tuñón C. J. 2000. *Determinación Experimental del Balance Hídrico del Suelo y Evaluación de la Contaminación asociada a las Prácticas Agrícolas*. España. Tesis Doctoral. Pp. 377