

03890 /



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**CENTRO DE CIENCIAS DE LA ATMÓSFERA,
INSTITUTOS DE INVESTIGACIONES EN
MATEMÁTICAS APLICADAS Y DE SISTEMAS,
GEOFÍSICA, GEOLOGÍA Y GEOGRAFÍA**

**PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS
DE LA TIERRA**

**CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA POR
NITRATOS Y BACTERIAS: CAUSAS Y SIGNIFICANCIA**

TESIS

**PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS
(AGUAS SUBTERRÁNEAS)**

PRESENTA

JULIA GUADALUPE PACHECO ÁVILA



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

CONTENIDO

	Página
Agradecimientos	iv
Resumen	vi
Abstract	viii
1. Introducción	1
2. Marco teórico	7
3. Contaminación por nitratos del agua subterránea en la Península de Yucatán, México. (Groundwater contamination by nitrates in the Yucatan Peninsula, Mexico)	33
4. Contaminación bacteriológica en el acuífero cárstico de Yucatán, México. (Bacteriological contamination in the karstic aquifer of Yucatan, Mexico)	51
5. Comportamiento espacial y temporal de las concentraciones de nitratos en doce pozos de abastecimiento en el estado de Yucatán, México. (Nitrate temporal and spatial patterns in 12 water-supply wells, Yucatan, Mexico)	70

6. Efecto del uso de la excreta de cerdo como fertilizante en las concentraciones de nitratos y bacterias coliformes fecales en el acuífero cárstico de Yucatán, México. (Effects of porcine dung on groundwater nitrate and fecal coliform bacteria concentrations in the karstic aquifer of Yucatan, México)	92
7. Conclusiones	122
8. Referencias	129

AGRADECIMIENTOS

A mi directora de tesis, Dra. Birgit Steinich, por su confianza en mi capacidad y en mis proyectos, que ha permitido hacer contribuciones en el tema investigado, el que continuaré.

Al Dr. Luis Marín, por su confianza y por el ánimo que me contagia en mi superación académica.

A los dictaminadores anónimos de las revistas en donde fueron publicados los artículos que forman parte de este documento.

Al H. Síncodo de Examen de Grado, integrado por además de los Drs. Steinich y Marín, por los Drs. Javier Alcocer, Ma. Aurora Armienta, Rafael Huizar, Roberto Sanginés y Joel Carrillo, por el tiempo dedicado a la revisión de la tesis y por sus comentarios, sugerencias y críticas, que sin duda mejoraron la calidad de la misma.

A mis padres: Lorenzo y Elisa y a mis hermanos: Gloria, Elisa y Tomás, por su cariño y apoyo en todo momento de mi vida.

A mi esposo y compañero de trabajo: Armando, y a nuestros hijos: Ana Julia y Armando José. Agradezco su confianza, apoyo y ayuda en esta aventura que emprendimos en el año de 1997. Tengo fe en que el tiempo de la familia ocupado para cumplir con los fines académicos, haya servido para el fortalecimiento de nuestro espíritu, tanto personal como familiar: los quiero mucho.

A Rodrigo González, por su ayuda y apoyo durante mi estancia en la UNAM.

A todos mis amigos y compañeros de trabajo. En especial, a Rosy Sauri, Carlos Quintal, Elba Castillo, Roger Méndez, Aldo Magaña y Mauricio Gamboa, por su confianza e incansable apoyo; a Javier Frías, Víctor Coronado, Juan Vázquez, Abraham Gómez, Roberto Pat, José Ramírez y Manuel Comas, por su apoyo técnico en la realización de los proyectos de investigación.

A las autoridades de la Universidad Autónoma de Yucatán, en especial las de la Facultad de Ingeniería y a las del Instituto de Geofísica de la Universidad Nacional Autónoma de México, por su apoyo y confianza durante el tiempo en que he sido profesora y alumna, respectivamente.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT): Registro No. 117023; y al Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP): Convenio UADY-98-14-01, por el apoyo financiero otorgado para la realización de los estudios de doctorado.

A la Dirección general de Investigación Científica y Superación Académica (DGICSA) de la Secretaría de Educación Pública (SEP), por el financiamiento de los diferentes proyectos de investigación; Claves 84-01-206; 85-01-172; 91-001-36704; al CONACyT: Claves A910736; 2191P-B9507; 27912T; al Programa de Apoyo para Estudiantes de Posgrado (PAEP) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Claves 103314; 030623 y al Sistema de Investigación Regional Justo Sierra (SISIERRA) del CONACyT: Clave 980607, cuyos resultados forman parte de este documento.

Al Sistema Nacional de Investigadores, por el nombramiento como Investigador Nacional Nivel I, a partir del 21 de noviembre de 2001, que me impulsó a continuar con mis trabajos de investigación y con la formación de recursos humanos.

RESUMEN

El acuífero del estado de Yucatán posee características cársticas que lo hacen vulnerable a la contaminación, presentando un gran riesgo, ya que el agua subterránea es la única fuente de abastecimiento y el receptor de las aguas residuales. La utilización de tanques sépticos, el desarrollo de actividades agropecuarias y la disposición inadecuada de desechos de humanos y animales, son algunas de las actividades que dan lugar a concentraciones no deseables del ion nitrato y de bacterias coliformes fecales. El nitrato, es la forma más estable del nitrógeno en acuíferos y al ingerirse en cantidades mayores a 45 mg/l, puede causar metahemoglobinemia (cianosis) en los niños y algunos desarrollos de cáncer; las bacterias, en especial las coliformes fecales, causan diarreas y otras enfermedades. La contaminación del agua subterránea por nitratos y bacterias coliformes fecales tiene un efecto sinérgico, ya que algunas especies reducen el ion nitrato a nitrito, el cual es capaz de oxidar la hemoglobina a metahemoglobina y ocasionar una reducción del oxígeno transportado en el flujo sanguíneo. Los objetivos de este trabajo fueron: (a) evaluar los patrones de comportamiento espacial y temporal de las concentraciones de nitratos y bacterias en el agua subterránea; (b) relacionar este comportamiento con las características hidrogeológicas, climáticas y de uso del suelo y (c) evaluar los patrones de comportamiento y su relación con las características cársticas, como un ejemplo característico de estos sistemas. Para determinar las concentraciones de nitratos, la densidad de organismos coliformes fecales, aislar e identificar las especies de

enterobacterias, se emplearon las técnicas de la Brucina y de Luz Ultravioleta; el Número Más Probable y reacciones bioquímicas, respectivamente.

Los resultados mostraron que las fuentes de nitratos en el agua subterránea del estado de Yucatán, son la inadecuada disposición del agua residual de uso doméstico y animal y el uso irracional de fertilizantes orgánicos e inorgánicos. Las concentraciones de nitratos y la densidad de coliformes fecales alcanzaron valores por arriba de las normas nacional e internacional. Los géneros identificados frecuentemente fueron *Escherichia*, *Shigella*, *Salmonella* y *Enterobacter*. La tendencia temporal de los nitratos y las bacterias siguieron el patrón climático respecto a la precipitación pluvial y el coeficiente de regresión entre nitratos y cloruros, indicó que el agua subterránea está afectada por desechos municipales y domésticos. En el área agrícola al sur del estado, donde se utilizan fertilizantes inorgánicos nitrogenados, las concentraciones del ion nitrato variaron de 7 a 156 mg/l. El uso de la cerdaza como fertilizante, ocasionó un incremento en la concentración de nitratos de hasta 88 mg/l y en la diversificación de las especies de enterobacterias, encontrándose 5 especies diferentes; no así, en la densidad de organismos coliformes fecales ya que esta contaminación a nivel freático, existe a escala regional.

Las alternativas para disminuir y prevenir la contaminación del acuífero por nitratos y bacterias son: la elaboración y puesta en marcha de esquemas de manejo de desechos y de fertilizantes, la dotación de infraestructura de saneamiento básico a las áreas rurales, así como la delimitación de zonas de reserva hidrogeológica para el abastecimiento de agua potable.

ABSTRACT

The aquifer of the Yucatan State in Mexico has karstic characteristics that make the aquifer vulnerable to contamination. This situation has a risk because this aquifer is the only source for potable water and it is the recipient of wastewater too. The widespread presence of septic tanks, agricultural activities and the inadequate human and animal waste management are some of the sources of the undesirable nitrate and bacteria concentrations in groundwater.

The most stable form of Nitrogen in the aquifer is nitrate. Nitrate in drinking water concentration greater than 45 mg/l can cause infant methemoglobinemia (cyanosis) in children and some cancer formations. The bacteria, especially fecal coliforms, cause diarrhea and other related diseases.

Both of these contaminants in groundwater have a synergic effect because some of these bacteria can reduce the nitrate to nitrite, which is the toxic chemical form.

The analytical techniques used for nitrates, fecal coliforms and enteric bacteria isolation and identification, were the Brucine and Ultraviolet Light methods; the Most Probable Number by multiple tubes and membrane filter; and the biochemical reactions, respectively.

The objectives of this work were: a) To evaluate the nitrate and fecal coliform bacteria groundwater behavior patterns respect to the space and time conditions; b) to relate this behavior with the hydrogeologic, climatic and land use characteristics and c) to evaluate behavior patterns with karstic characteristics as an example of a karstic system.

The results showed that the sources of nitrate in groundwater were the inadequate human and animal waste management and the irrational use of organic and inorganic fertilizers.

The nitrate and fecal coliform bacteria concentrations have values above the Mexican and International Drinking Water Standards. The most common identified species were *Escherichia coli*, *Shigella*, *Salmonella* and *Enterobacter*.

The nitrate and bacteria temporal patterns follow closely those of the rainy and dry seasons. Correlation coefficients between nitrate and chloride indicate that groundwater is affected by domestic and municipal sewage.

In groundwater beneath agricultural areas, where the use of nitrogen fertilizers is common, nitrate concentrations varied from 7 to 156 mg/l; and in areas where dung porcine is a practice for agriculture, results showed an increase of up to 88 mg/l in nitrate concentration above baseline data. The enteric bacteria diversification in the groundwater was greater too, 5 different genus were found in wells inside the farm area. The fecal coliform density was without variation due to regional groundwater fecal coliform contamination.

In order to diminishing and prevent nitrate and fecal coliform bacteria contamination to groundwater of Yucatan state in Mexico, a fertilizer and waste management system needs to be developed as well as hydrogeological protection zone for water supply.

1. INTRODUCCIÓN

El ciclo del nitrógeno, explica la relación que tiene el nitrógeno presente en la atmósfera con el que se encuentra en el suelo, así como su transporte y posibles transformaciones hasta el agua subterránea (Freeze and Cherry, 1979; Burt et al., 1993). El comportamiento químico del nitrógeno es complejo debido a los muchos estados de oxidación que puede tener y al hecho de que ese cambio en el estado de oxidación puede ser llevado a cabo por organismos vivos (Sawyer y Mc. Carty, 1978; Canter, 1997).

El nitrato, nitrito y el ion amonio son formas inorgánicas de nitrógeno que se encuentran en combinación con iones divalentes y monovalentes. El ion nitrato es la forma termodinámica estable del nitrógeno combinado en los sistemas acuosos y terrestres oxigenados; el nitrito, es una especie transitoria en las aguas naturales, ya que rápidamente se convierte a nitrato y amonio, dependiendo de las características de óxido – reducción (redox) del acuífero. Por lo que se refiere al ion amonio, solamente a un pH superior a 9 se puede encontrar en concentraciones importantes, su incorporación a la materia orgánica o su desprendimiento, es la única reacción que no corresponde al tipo de redox (Snoeyink y Jenkins, 1990).

Las reacciones de desnitrificación adquieren gran intensidad en los ambientes anaeróbicos como el hipolimnion de lagos eutróficos y en los sedimentos anóxicos, donde los substratos orgánicos oxidables son relativamente abundantes. Los niveles de reducción - oxidación de las especies del nitrógeno en el agua subterránea, son determinados esencialmente por la introducción de oxígeno en

los cuerpos de agua subterránea ocasionada por la circulación y por el consumo de oxígeno debido a la descomposición de materia orgánica (Drever, 1988).

Junto con los nitratos, la bacteria *Escherichia Coli* son tópicos comunes de muchas discusiones acerca de la calidad del agua subterránea, ya que son de importancia tanto para humanos como para animales. Desdichadamente, los nitratos y las bacterias no pueden olerse ni sentirse y su presencia únicamente es detectada cuando se manifiesta un problema de salud, o mediante análisis de laboratorio.

El agua subterránea en el estado de Yucatán es la única fuente de abastecimiento de agua y el receptor de las aguas de desecho; y aunque la disponibilidad en cantidad del recurso como fuente de abastecimiento es alta, la contaminación del mismo por organismos patógenos y compuestos químicos es cada día mayor. Asimismo, el riesgo por desconocer el funcionamiento del sistema de flujo del agua subterránea, puede en términos generales, poner en peligro la disponibilidad tanto en cantidad como en calidad del agua como fuente de abastecimiento (Carrillo-Rivera et al., 2001).

El propósito de este trabajo es evaluar la contaminación por nitratos y bacterias del agua subterránea, determinar sus principales fuentes y su significación en la salud humana y animal, como base para la implementación de medidas de prevención y control de la contaminación de la única fuente abastecimiento en el estado de Yucatán.

Objetivos

Para cada una de las regiones del Estado de Yucatán, estudiadas en los diferentes artículos que conforman este trabajo, los objetivos son: (a) evaluar los patrones de comportamiento de las concentraciones de nitratos y bacterias en el agua subterránea en función del espacio y del tiempo; (b) relacionar este comportamiento con las características hidrogeológicas, climáticas y de uso del suelo y (c) evaluar los patrones de comportamiento y su relación con las características cársticas, como un ejemplo característico de sistema cárstico.

Para cumplir los objetivos propuestos, en este trabajo se incluyen cuatro publicaciones; las 3 primeras han sido publicadas en revistas internacionales y la cuarta, se encuentra en proceso de dictamen. En estos artículos, se presentan los diferentes aspectos que conforman el tema de la investigación doctoral.

En el Capítulo 2, "Marco Teórico", se mencionan las características principales de la zona de estudio, destacando los conocimientos que se tienen de la geología e hidrogeología, de la modelación del flujo subterráneo y del transporte y la atenuación de contaminantes. También se hace referencia a las características químicas de los nitratos, sus posibles orígenes y sus implicaciones para la salud humana y animal; asimismo, se destaca la importancia de la contaminación del agua subterránea con bacterias coliformes fecales, describiendo para cada caso, la situación actual en el Estado de Yucatán.

En el Capítulo 3, "Contaminación por nitratos del agua subterránea en la Península de Yucatán, México", se describen las distribuciones temporales y espaciales de las concentraciones de nitratos en un área al norte de la ciudad de Mérida, en la que no existe algún sistema de saneamiento básico y cuyos habitantes hacen uso del agua extraída de pozos someros. Esta investigación se realizó para conocer el impacto que tiene la densidad poblacional y las condiciones del saneamiento en las concentraciones de nitratos en el agua subterránea proveniente del acuífero de naturaleza cárstica del estado de Yucatán y para conocer las relaciones que pueden existir entre las variaciones de las concentraciones del nitrato y las variaciones estacionales, considerando las temporadas de estiaje y lluvia.

En el Capítulo 4, "Contaminación bacteriológica en el acuífero cárstico de Yucatán, México", se plantea la relación entre la densidad de bacterias coliformes totales y fecales y los eventos de precipitación pluvial en el área y se describen las especies de bacterias patógenas encontradas con mayor frecuencia en el agua subterránea de este acuífero. Asimismo, se compara la presencia de bacterias coliformes fecales en el agua subterránea de un ambiente urbano y en el área rural; el cual carece de infraestructura sanitaria básica y se muestra el comportamiento de las bacterias en el agua subterránea con respecto al patrón de precipitación pluvial.

En el Capítulo 5, "Comportamiento espacial y temporal de los nitratos en doce pozos de abastecimiento en Yucatán, México", se dilucida acerca del origen de los nitratos en el agua subterránea al sur del estado de Yucatán y se determina si el agua de los pozos de abastecimiento ha sido influenciada por el uso de fertilizantes nitrogenados. Asimismo, se muestran los patrones espaciales y temporales de las concentraciones de nitratos; y a través de relaciones hidroquímicas, se identifican las posibles fuentes de nitratos al agua subterránea. También se dan las condiciones de calidad del agua que prevalece en los sistemas de abastecimiento respecto a las concentraciones de nitrato, indicando aquellas poblaciones en las que se requieren tomar decisiones acerca de nuevas fuentes de abastecimiento, para prevenir afecciones a la salud humana. Además, se pone de manifiesto la existencia de una contaminación base por nitratos en el acuífero y se da a conocer el comportamiento temporal de esta contaminación respecto a las temporadas de estiaje y lluvia.

En el Capítulo 6, "Efecto del uso de la excreta de cerdo como fertilizante en las concentraciones de nitratos y bacterias en el acuífero cárstico de Yucatán, México", se mencionan las concentraciones de los nitratos y la densidad de las bacterias coliformes totales y fecales, así como las especies de la familia de las *Enterobacterias* que se encontraron con mayor frecuencia en el agua que subyace un campo experimental en el que se usó la excreta de cerdo como fertilizante en el cultivo de pastizales y algunos productos hortícolas. Asimismo, se muestra cómo la aplicación de la excreta ocasiona efectos en la concentración de nitratos y en la

densidad de organismos coliformes fecales en el agua subterránea. Todo esto, considerando la naturaleza cárstica del subsuelo. Los resultados de esta investigación, muestran el peligro potencial que genera el incremento de las actividades porcina y agropecuaria, ya que actualmente los desechos de las granjas de tamaños mediano y pequeño, que son las más numerosas, son vertidos sin algún tratamiento y cuando se emplea la excreta como fertilizante, ésta es utilizada sin algún tratamiento previo.

En el Capítulo 7, se presentan las conclusiones de las investigaciones realizadas y se mencionan algunas alternativas para minimizar y controlar la contaminación por nitratos y bacterias en el acuífero cárstico de Yucatán.

2. MARCO TEÓRICO

Descripción del estado de Yucatán

El estado de Yucatán se localiza en el sureste de la República Mexicana (Figura 1), sus coordenadas geográficas extremas son $21^{\circ}36'$ y $19^{\circ}30'$ de latitud norte; y, $87^{\circ}32'$ y $90^{\circ}25'$ de longitud oeste. Ocupa una superficie territorial de 38402 kilómetros cuadrados, lo que representa el 2.2% del total del país y se encuentra dividido en 106 municipios. El clima de la región es cálido – subhúmedo (AW) en el sistema de clasificación de Köppen; con una temperatura media anual de 26.3°C y una precipitación media anual de 1200 mm. La temporada de lluvias comprende los meses de junio a octubre, siendo julio y agosto los más lluviosos; el estiaje, comprende los meses de noviembre a mayo (García, 1981).

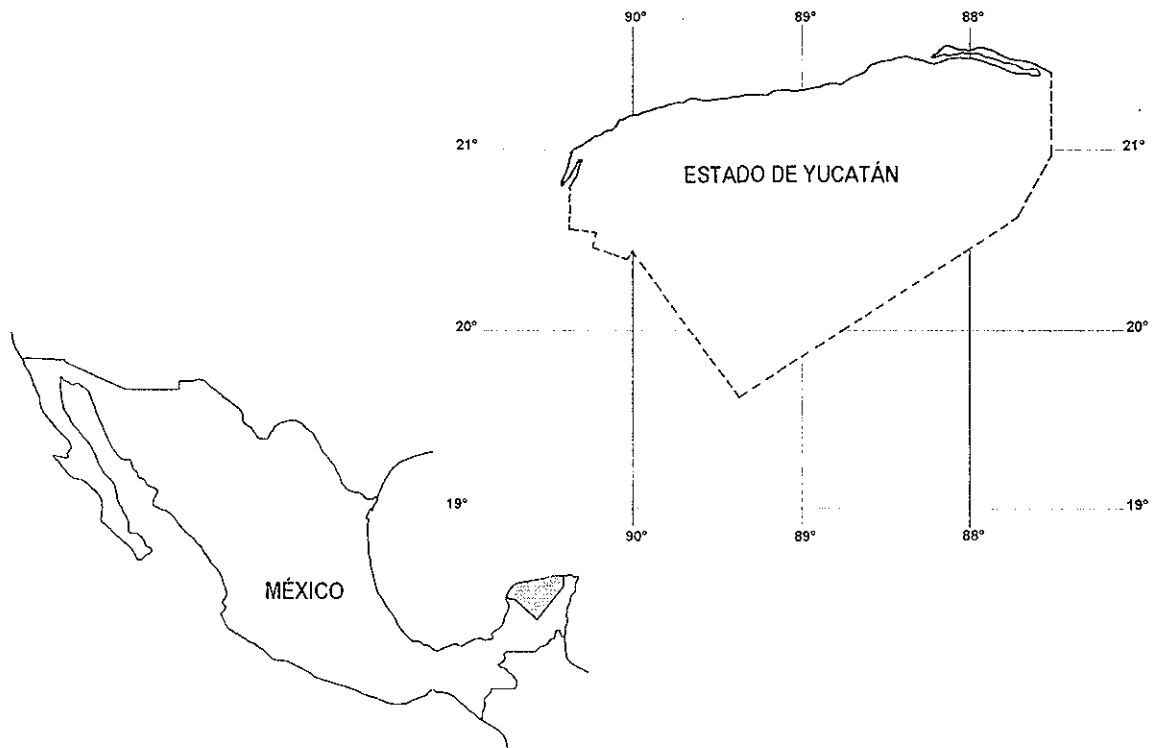


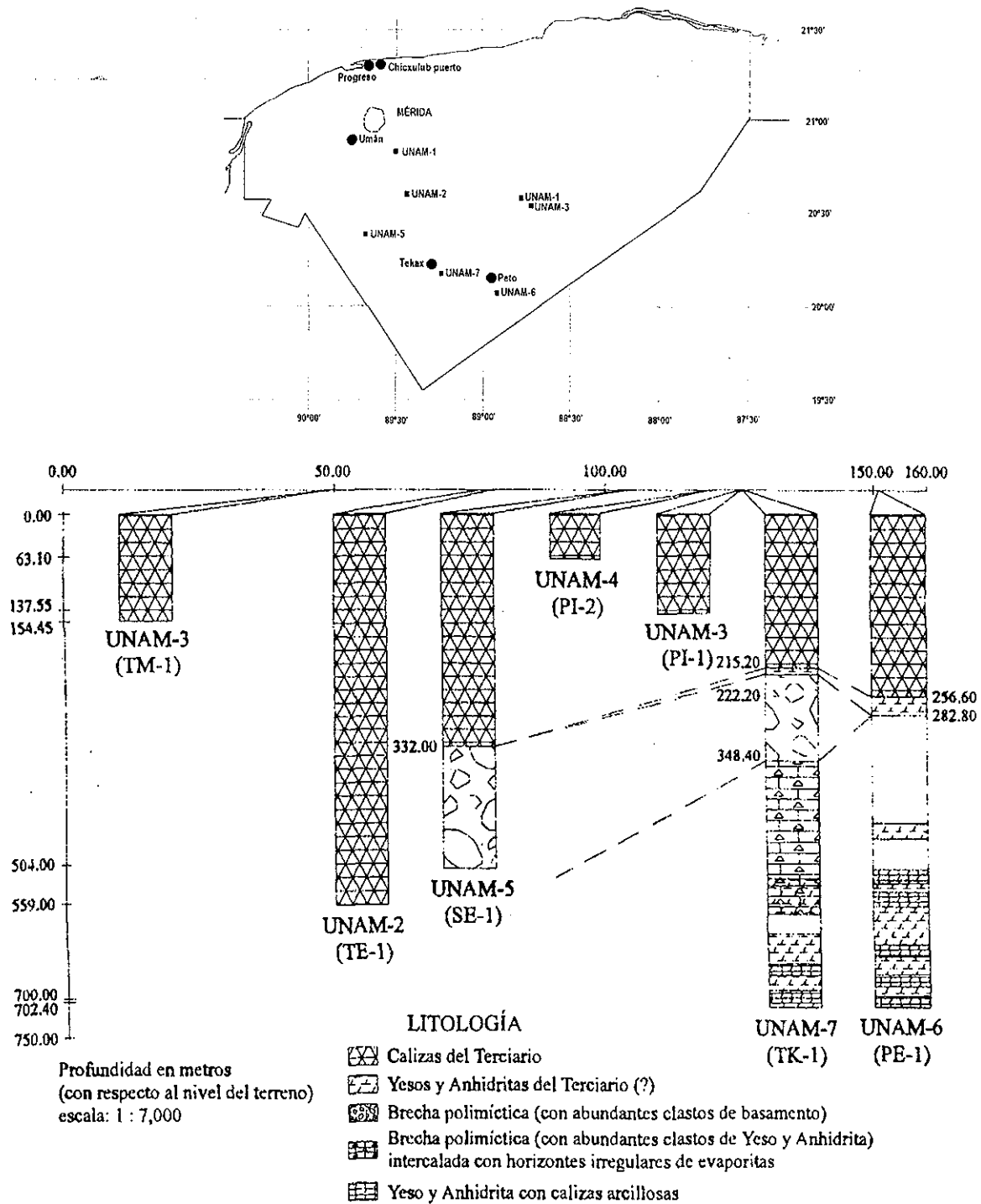
Figura 1. Localización del Estado de Yucatán.

La Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos y el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, señalan que entre las actividades primarias de la entidad, están la agricultura, la ganadería (en la cual destaca la producción de bovinos, porcinos, aves y caprinos) y la pesca (SARH, 1989; INEGI, 1992; 1996).

Geología del estado de Yucatán.

La secuencia geológica es conocida a través de los pozos profundos perforados por PEMEX con fines de explotación petrolera. Estas perforaciones mostraron que la Península de Yucatán comprende rocas carbonatadas de la edad Terciaria hasta de 1000 metros de espesor, sobreyaciendo carbonatos y evaporitas del Cretácico. La secuencia litológica establecida por las perforaciones es descrita por López-Ramos, (1973), Lesser (1976), Weidie (1985). Durante las perforaciones de PEMEX (1950-1960), se recuperaron muestras de núcleo de roca consideradas como andesitas, lo que propició que se abandonaran los esfuerzos de exploración petrolera en esa zona. En 1991, se dio a conocer la existencia de una estructura semicircular sepultada en Yucatán, que podría tratarse de la estructura de impacto buscada por todo el planeta (Hildebrand y Boynton, 1990; Smit et al., 1992; Alvarez et al., 1992; Sharpton et al., 1992; Krogh et al., 1993; Pilkington et al., 1994; Hildebrand et al., 1995; 1998). El estudio litológico en dos núcleos, mostró que uno de ellos está constituido por rocas marinas del Terciario temprano mientras que el otro, registra vidrios de fusión y otros indicadores de metamorfismo de impacto en una matriz calcárea. Esto sugería que entre ambas muestras discretas se podría encontrar el límite Cretácico-Terciario (K/T). Para sustentar que el lugar correspondía a una

estructura de impacto, fue necesario conocer más acerca de la geometría y de la composición de las rocas. Por esto, la Universidad Nacional Autónoma de México inició trabajos de investigación en esta área mediante un programa de perforación somera en 1994, con la perforación de los pozos UNAM1 a UNAM5. En el desarrollo de las perforaciones UNAM1, 3 y 4 (154.45 m) y UNAM2 (559 m), se encontró una litología poco consolidada, correspondiendo en su mayor parte a rocas marinas de edad Cenozoica, fechadas mediante estudios isotópicos, por lo que las rocas de impacto deberían estar a mayor profundidad. En estas perforaciones, se encontraron diversas manifestaciones cársticas como cavernas y fracturas. En la perforación del pozo UNAM5, ubicado al sur del estado, se interceptó la brecha de impacto a 332 m y a partir de esta profundidad y hasta los 502 m, el registro de este tipo de rocas fue continuo. Los indicadores de que se había atravesado el límite K/T, fueron el cuarzo impactado y su corona de alteración y vidrios fundidos. En el año de 1995, se perforaron dos pozos adicionales de 700 m cada uno, ubicados a 150 y 175 km. del centro del cráter, los cuales interceptaron la brecha de impacto a los 220 y 280 m en los pozos UNAM6 y UNAM7, respectivamente (Figura 2). Estos dos pozos mostraron un contacto erosional entre las rocas carbonatadas del Terciario y las brechas de impacto, es decir, la pérdida de la secuencia original; este contacto, parece estar más marcado en el pozo UNAM7 evidenciado por una brecha de impacto en contacto con una brecha evaporítica (Marín y Trejo, 1997).



Modificado de: Marín y Trejo, 1997.

Figura 2. Ubicación de los pozos del Programa de perforación UNAM y litología encontrada.

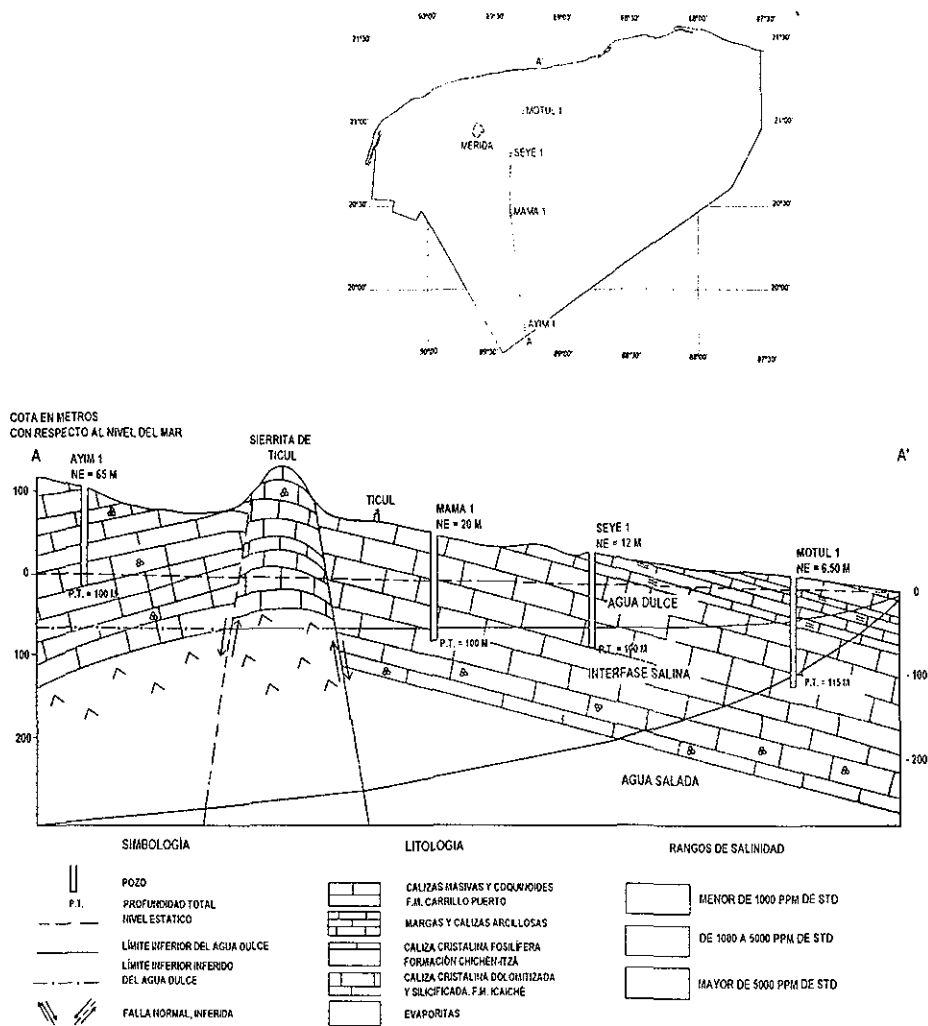
Hidrogeología

El acuífero de Yucatán, está formado por calizas de características variadas y depósitos de litoral, cuenta con un espesor medio de 150 metros y por su respuesta hidráulica, se le puede considerar un acuífero libre, excepto por una estrecha franja a lo largo de la costa, en donde una delgada capa de caliche representa un confinamiento hidrogeológico (Perry et al., 1989).

En acuíferos cársticos, la permeabilidad es una combinación de la permeabilidad primaria de la roca, del grado de fracturamiento y de los conductos de disolución. El efecto de disolución de la roca carbonatada, ocurre según el contenido de carbonato de calcio y la característica de acidez del agua en cada sitio específico, este fenómeno es conocido como carstificación. Como resultado de esta carstificación continua, la heterogeneidad del sistema se incrementa continuamente, propiciando que el almacenamiento y el movimiento del agua subterránea tenga lugar a través de la red de cavidades interconectadas con fracturas y conductos de disolución, encontrándose en estos últimos, las oquedades y cavernas, localizadas a diferentes profundidades del subsuelo (Villasuso y Méndez, 2000).

Recientemente, en la ciudad de Mérida se determinaron mediante registros geofísicos (rayos gamma, resistividad eléctrica y calíper), conductos cársticos de flujo preferencial de agua subterránea a las profundidades de 8-12 m, 20-22 m, y 28 m, los que fueron asociados con antiguas posiciones del nivel freático relacionados directamente con variaciones del nivel del mar durante el Pleistoceno (Buckley et al., 1994).

Debido a la presencia de la cuña de agua marina que subyace al agua dulce, el espesor saturado de agua dulce crece hacia tierra adentro, siendo menor de 30 metros dentro de una franja de 20 kilómetros a partir del litoral, de 30 a 100 metros en el resto de la llanura y del orden de 100 metros en el área de lomeríos (Figura 3) (SARH, 1989).



Modificado de: SARH, 1989

Figura 3. Localización de la sección esquemática AA', mostrando la litología y conformación del acuífero en el estado de Yucatán.

Los valores para el gradiente hidráulico varían de 5×10^{-6} a 1×10^{-5} Km/Km (Marín, 1990).

La porosidad y la permeabilidad de la secuencia calcárea, no es la misma en todas direcciones debido a diferencias litológicas y estratigráficas; así, estudios de laboratorio realizados con núcleos de la matriz rocosa correspondientes a profundidades entre 0 a 35 m de la zona saturada, en un pozo ubicado en el ex-basurero municipal de Mérida, mostraron valores de porosidad primaria en el rango de 8 a 55% y los valores para la conductividad hidráulica estuvieron en el rango de 0.003 m/d a más de 30 m/d (Brewerton, 1993).

A la fecha se han determinado diferentes valores de la conductividad hidráulica; por ejemplo, Back y Lesser (1981, citado por Villasuso y Méndez, 2000) determinaron un valor de 0.01 m/s; González (1984) determinó valores de conductividad hidráulica entre 0.000001 y 0.005 m/s en pruebas de laboratorio realizadas en núcleos de roca de la ciudad de Mérida a profundidades hasta de 80 metros; Méndez - Ramos en 1991 (citado por Villasuso y Méndez, 2000), usó un valor de 0.064 m/s en un modelo matemático para el acuífero de Mérida; en la modelación del acuífero de la parte noroeste de la península, Marín (1990) usó valores de 1.0 m/s y de 0.1 m/s para capas con alta y baja permeabilidad en un área al noroeste del estado de Yucatán, cercana a la ciudad de Mérida; Reeve y Perry en 1990 (citado por Villasuso y Méndez, 2000), determinaron valores de conductividad hidráulica entre 0.0003 y 0.5 m/s en un área localizada al norte de la ciudad de Mérida, cercana a Chuburná Puerto. Martínez Guerra en 1990 (citado por Villasuso y Méndez, 2000), usó en un modelo matemático para la isla de

Cozumel, valores que estuvieron en el rango de 0.01 a 0.001 m/s. Villasuso et al., (1984) y Villasuso (1990), citado por Villasuso y Méndez (2000), aplicaron un método similar al usado por González (1984) en pruebas de campo en la ciudad de Mérida, obteniendo valores en el rango de 0.00032 a 0.0087 m/s.

De los valores relativamente altos para la conductividad hidráulica, podemos obtener valores altos para la transmisividad, como el de 800000 m²/d (BGS et al., 1995), en comparación con otros acuíferos con espesor similar. El agua subterránea en la Península de Yucatán, se mueve de las zonas de mayor precipitación ubicados al sur de la Península hacia la costa, donde se realiza la descarga natural del acuífero al mar, alimentando de paso a los esteros y lagunas costeras. De esta manera, se establece que la dirección regional del flujo subterráneo en la Península es de sur a norte para el caso de la porción norte y de sur a noroeste para la porción occidental de la Península (CNA, 1997). Investigaciones recientes han demostrado que la presencia del anillo de cenotes, el cual es una banda semicircular de aproximadamente 180 kilómetros de diámetro y en el que hay un gran número de cenotes que son producto del impacto de un meteoro en el límite Cretácico - Terciario, le confiere al acuífero del estado de Yucatán propiedades hidrogeológicas especiales como son: una alta descarga de agua subterránea en las regiones donde el anillo intercepta la costa y la presencia de diferentes medidas de niveles piezométricos en las regiones de adentro y fuera del anillo (Perry et al., 1995). Al respecto, Steinich y Marín, (1996) mencionan que el Anillo de cenotes representa en varios de sus segmentos una zona de alta permeabilidad que actúa como un río subterráneo el cual concentra el

agua subterránea y la conduce hacia sus puntos de intersección con la línea costera cerca de Celestún y Dzilam de Bravo.

El anillo de cenotes, funge como una barrera hidráulica que permite la identificación de diferentes zonas sin conexión hidráulica entre ellas, conformando de esta manera el sistema acuífero de Yucatán. Las áreas de estudio que se discuten en los capítulos 3, 4 y 6 de esta tesis, se encuentran dentro del anillo de cenotes; y el área de estudio que se trata en el capítulo 5, se encuentra fuera de éste.

Transporte de solutos

El nivel freático somero, la precaria cantidad de suelo y el rápido movimiento lateral y vertical de solutos caracterizan al acuífero del estado de Yucatán como vulnerable a la contaminación. La diseminación del soluto en la dirección del flujo se conoce como dispersión longitudinal y la diseminación en la dirección perpendicular, se denomina dispersión transversal. Estudios de laboratorio, han determinado que la dispersión longitudinal es proporcional al tamaño de las heterogeneidades y depende de la velocidad del flujo en los conductos de disolución, cavidades y de la apertura de los poros; respecto a la dispersión transversal, se concluyó que es menor que la longitudinal y baja en comparación con terrenos porosos. Sin embargo, se concluye la necesidad de estudios posteriores para conocer mejor los parámetros en cuestión y entender así, la migración de solutos (Graniel, 2001). Estas pruebas, confirman la hipótesis de que la dispersión longitudinal es mayor que la transversal; sin embargo, se debe de

tener en cuenta que los valores de dichas dispersiones en el campo son mayores que las obtenidas en el laboratorio, debido a los efectos de las heterogeneidades macroscópicas en el campo.

El flujo de agua subterránea influye en el transporte de contaminantes, el cual puede ser algo diferente a escala local. Aunque el flujo de agua subterránea en acuíferos cársticos es susceptible de considerarse de dos formas, flujo por conductos y flujo difuso, mayormente existe una mezcla de ellos con un tipo de flujo predominando sobre otro (González, 1994). Marín (1990) y González (1992) demostraron que el acuífero cárstico de Yucatán puede modelarse considerándolo como un medio poroso. El comportamiento inusual de los contaminantes en este acuífero comienza cuando ocurre un derrame, ya que los contaminantes pueden introducirse al acuífero de manera directa o indirecta. La contaminación directa ocurre cuando los contaminantes fluyen sobre el terreno hasta llegar a un cenote, a un pozo somero o cuando se inyectan desechos a cenotes y pozos profundos. La contaminación indirecta se refiere a la que se infiltra por la zona vadosa hasta arribar al nivel freático. Se espera que ocurra una acumulación de contaminantes en la matriz de las zonas vadosa y saturada, pero el transporte de contaminantes es principalmente a través de fracturas y cavidades presentes en el sistema.

Por la naturaleza del acuífero se supone que la atenuación de contaminantes es muy limitada y las sustancias químicas que llegan a este acuífero pueden transportarse advectivamente y ser difíciles de detectar usando pozos de monitoreo.

En general, la modelación del flujo del agua subterránea y el transporte de contaminantes en el estado de Yucatán, es complicado por la naturaleza heterogénea del acuífero; actualmente, a pesar de los esfuerzos hechos por varios investigadores, no existe alguna información formal al respecto.

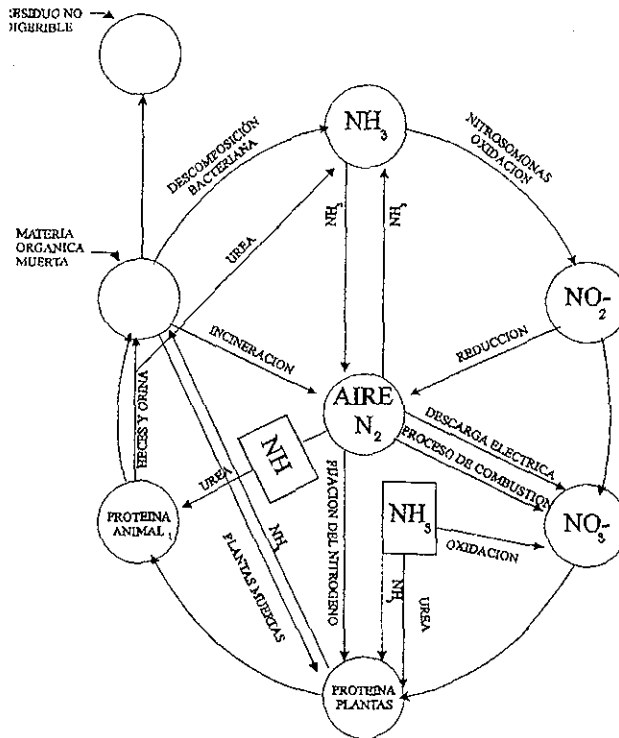
Contaminación por nitratos.

El nitrógeno es un elemento diatómico y se encuentra en estado gaseoso a temperatura y presión ordinaria, comprende el 79% de la atmósfera terrestre y en su forma elemental es relativamente inerte (USEPA, 1994).

Las relaciones que existen entre las formas de los compuestos del nitrógeno y los cambios que ocurren en la naturaleza, se ilustran en la Figura 4. En este diagrama, puede observarse que la atmósfera sirve como un reservorio desde el cual el nitrógeno es constantemente removido por la acción de las descargas eléctricas y por la fijación del nitrógeno por bacterias y algas. Durante las tormentas eléctricas, grandes cantidades de nitrógeno son oxidadas a N_2O_5 y su unión con el agua produce ácido nítrico, el cual es llevado a la superficie de la tierra con la lluvia. Por otra parte, los compuestos de nitrógeno son liberados en los productos de desechos del cuerpo durante toda la vida; así por ejemplo, la orina contiene el nitrógeno resultante del desdoblamiento metabólico de las proteínas.

El nitrógeno que existe en la orina, principalmente como urea, es hidrolizada rápidamente por la enzima ureasa a carbonato de amonio. Las heces de los animales contienen grandes cantidades de materia proteínica no asimilable (nitrógeno orgánico); esta materia proteínica y el remanente en el cuerpo de los

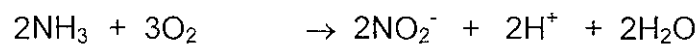
animales muertos y las plantas, son convertidos en gran medida a amonio por la acción de las bacterias saprófitas, bajo condiciones aerobias o anaerobias.



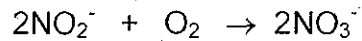
Fuente: Sawyer y McCarty, 1978

Figura 4. Ciclo del nitrógeno.

Sin embargo, algo de Nitrógeno permanece como materia no digerible y pasa a ser parte del detritus o del humus. El amonio liberado, puede ser usado por las plantas para producir proteínas, pero si se libera en exceso de lo que requiere la planta, éste es oxidado por bacterias nitrificantes autótrofas del grupo Nitrosomonas y lo convierten a nitrito.



Los nitritos son oxidados a nitratos por bacterias del grupo Nitrobacter.



Estos nitratos pueden servir como fertilizantes para las plantas y los que se producen en exceso, son llevados al agua a través de la percolación en los suelos. Bajo condiciones anaerobias los nitritos y nitratos son reducidos por el proceso de desnitrificación.

El contaminante inorgánico más común identificado en agua subterránea es el nitrógeno disuelto en la forma de nitrato, debido a que es la forma más estable en que puede encontrarse el nitrógeno y su presencia en concentraciones no deseables (mayores que 45 mg/l) en el agua de consumo es potencialmente peligrosa para la salud humana y animal (Freeze y Cherry, 1979; Chandler, 1989).

El ion nitrato es muy móvil en las aguas subterráneas y puede moverse con una transformación mínima. Es capaz de migrar grandes distancias a partir de las áreas puntuales de contaminación si hay materiales altamente permeables que contienen oxígeno disuelto; la única condición que puede afectar este proceso es un descenso en el potencial redox del agua subterránea, en cuyo caso, el proceso de denitrificación estará ocurriendo (Canter, 1997).

Estudios realizados en varios países, mencionan el estado de contaminación del agua subterránea por nitratos y sus variaciones respecto al espacio y tiempo, así como la relación que tiene con factores hidrogeológicos, climáticos, características

del suelo, tipos de infiltración hacia el agua subterránea y uso del suelo (Flipse et al., 1984; Canter, 1997).

A menudo es difícil precisar el origen de la contaminación, debido a que puede provenir de muchas fuentes. La entrada de los nitratos a las aguas subterráneas es un resultado de procesos naturales y del efecto directo o indirecto de las actividades humanas. Los procesos naturales incluyen el arrastre de los materiales nitrogenados por la precipitación pluvial y la descomposición de la materia orgánica. Los nitratos provenientes de las actividades humanas se derivan de: la escorrentía de terrenos cultivados, efluentes de lagunas y tanques sépticos, fertilización excesiva con nitrógeno, deforestación y el cambio en la materia orgánica del suelo como resultado de la rotación de cultivos (Heaton, 1985; Keeney, 1989).

Fuentes naturales

El ion nitrato es la forma termodinámica estable del nitrógeno combinado en los sistemas acuosos y terrestres oxigenados, de forma que hay una tendencia de todos los materiales nitrogenados a ser convertidos a nitratos en estos medios. Las pequeñas cantidades de nitrógeno que contienen las rocas ígneas pueden proporcionar algún nitrato a las aguas naturales en el proceso de meteorización (García et al., 1994; USEPA, 1994). Todos los compuestos del nitrato son altamente solubles en agua y cualquiera de ellos que se forme en este proceso, se encontrará en solución. Los minerales que contienen nitratos son muy raros,

solamente los salitres (nitrato de sodio y nitrato de potasio) son los más difundidos. Los nitratos se encuentran en forma de florescencias, incrustaciones y costras. A causa de su gran solubilidad, suelen formarse en regiones cálidas y secas. Los yacimientos de nitrato de sodio en Chile, tienen importancia mundial (García et al., 1994).

Una parte del óxido nítrico y el dióxido de nitrógeno presentes en el aire se producen por procesos naturales, inducidos por las descargas eléctricas, las erupciones volcánicas y la actividad bacteriana del suelo, pero las concentraciones resultantes en el aire son virtualmente insignificantes. Estos compuestos se convierten en fuentes naturales de nitrato, ya que la principal forma de eliminación atmosférica de los óxidos de nitrógeno se realiza mediante su oxidación a ácido nítrico, y éste es mucho más hidrosoluble y se absorbe más fácilmente en la superficie de la materia particulada en suspensión (García et al., 1994).

Los nitratos también existen en forma natural en algunos alimentos, particularmente en algunos vegetales, como por ejemplo la remolacha, el berro, la lechuga, el rábano, la col y la zanahoria, los cuales pueden contener entre 500 y 5000 mg de nitrato/Kg. (García et al., 1994).

Los nitritos se forman por la oxidación bacteriana incompleta del nitrógeno en el medio acuático o terrestre, o por la reducción bacteriana del nitrato. Son productos intermedios del ciclo completo de oxidación-reducción y sólo se encuentran presentes en condiciones de baja oxidación. El nitrito en comparación con el nitrato, es menos soluble en agua y menos estable (García et al., 1994).

Los nitratos en las aguas superficiales y subterráneas se derivan de la descomposición de materiales nitrogenados orgánicos como las proteínas de las plantas, animales y excretas de animales (OPS, OMS., 1980).

Fuentes artificiales

a) Fertilizantes

La producción agrícola depende del tipo de suelo y su fertilidad. En ocasiones, el contenido de nutrientes de origen natural en los suelos no es suficiente para lograr una adecuada fertilidad, por lo que se emplean los fertilizantes naturales y químicos.

El nitrógeno es un nutriente vital para las plantas, quienes lo utilizan en la síntesis de proteínas para su crecimiento. Los fertilizantes nitrogenados aportan el nitrógeno necesario y a su vez, algunos de ellos son fuentes importantes de nitratos, dando lugar a través de su uso a un incremento de la presencia y concentración de éste en el medio. Los fertilizantes nitrogenados pueden ser de cuatro tipos:

- a) Nítricos : aportan el nitrógeno entre el 11 y el 16% en forma de nitratos.
Ejemplos : NaNO_3 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, KNO_3 .
- b) Amónicos : aportan el nitrógeno en alrededor del 21% en forma de amonio.
Ejemplo : $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$

- c) Amónicos y nítricos: aportan el nitrógeno entre el 20 y 34% en formas de nitratos y amonio. Ejemplos : $(\text{NH}_4)\text{NO}_3$, $\text{Ca}(\text{NH}_4)_2$ y $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.
- d) De Amidas : aportan en nitrógeno entre el 21 y el 45% en forma de amidas. Ejemplo : urea y cianamida de calcio. La acción de éstos es más lenta pues el nitrógeno amídico deberá transformarse en nitrógeno amónico y de nitratos.

El nitrato de amonio es uno de los fertilizantes nitrogenados más empleados en la agricultura, se obtiene industrialmente a partir del amonio y del ácido nítrico y su composición en nitrógeno es del 33 al 34.5%. La producción mundial de fertilizantes nitrogenados crece constantemente. Las cantidades de aplicación en los países desarrollados varían desde 120 hasta 550 Kg de N/ha en suelo cultivable. En los países en desarrollo, la cantidad promedio de aplicación es de 30 Kg de N/ha, aunque países como México y Cuba aplican 44 y 77 Kg N/ha, respectivamente (García et al., 1994).

La circunstancia de que las plantas no pueden utilizar completamente el nitrógeno presente en el suelo como consecuencia de la aplicación de fertilizantes, reviste gran importancia para la economía y para la contaminación de suelos y aguas, tanto superficiales como subterráneas. De la cantidad de nitrógeno aplicado en los suelos, es aprovechado entre un 25 al 85%. La diferencia no contribuye al desarrollo de la planta y genera contaminación (OPS, OMS., 1980).

Zonas agrícolas de Yucatán y su fertilización

La evaluación de la calidad del agua subterránea en regiones agrícolas de Yucatán, donde se utilizan agroquímicos, en especial los fertilizantes, es de interés debido a que el agua subterránea es la única fuente de abastecimiento y debido al entorno geológico que facilita el arribo de los contaminantes al agua subterránea, es muy susceptible a sufrir cambios en su calidad. Por sus características climatológicas y edafológicas la porción sur del estado de Yucatán, se ha consolidado como una región agrícola de importancia; en ella, se desarrollan programas tendientes a la mejor utilización del suelo para lograr una mayor productividad (Figura 5). La producción agrícola conlleva la utilización de grandes cantidades de fertilizantes. Los principales fertilizantes utilizados en esta región son: la urea, los nitratos y sulfatos amoniacales, los superfosfatos simples y triples, los sulfatos y cloruros de potasio y el fosfato diamoniacal (Gobierno del Estado de Yucatán, 1990; Pacheco y Cabrera, 1996; SAGDER, 1998). La época de aplicación de los fertilizantes queda a juicio y experiencia de los productores y se desconoce la cantidad exacta utilizada de cada fertilizante, aunque su aplicación casi siempre es en exceso, debido a la creencia general de que esto asegura la producción. La dificultad para conocer la cantidad, el tipo y la dosificación de fertilizantes usados en el campo agrícola, se debe a que dicha información no se da a conocer de manera formal por las instituciones encargadas de la distribución y control de los fertilizantes en el estado de Yucatán. Así, para 1989 se tienen los datos publicados de comercialización de fertilizantes en el estado de Yucatán (Gobierno del Estado de Yucatán, 1990); para el año de 1995, se da la superficie

fertilizada (INEGI, 1996) y para 1997, se da a conocer el precio de venta mensual de los fertilizantes (SAGDER, 1998), información que no permite conocer las dosis de aplicación para cada cultivo y por lo tanto, la cantidad aplicada en las áreas agrícolas.

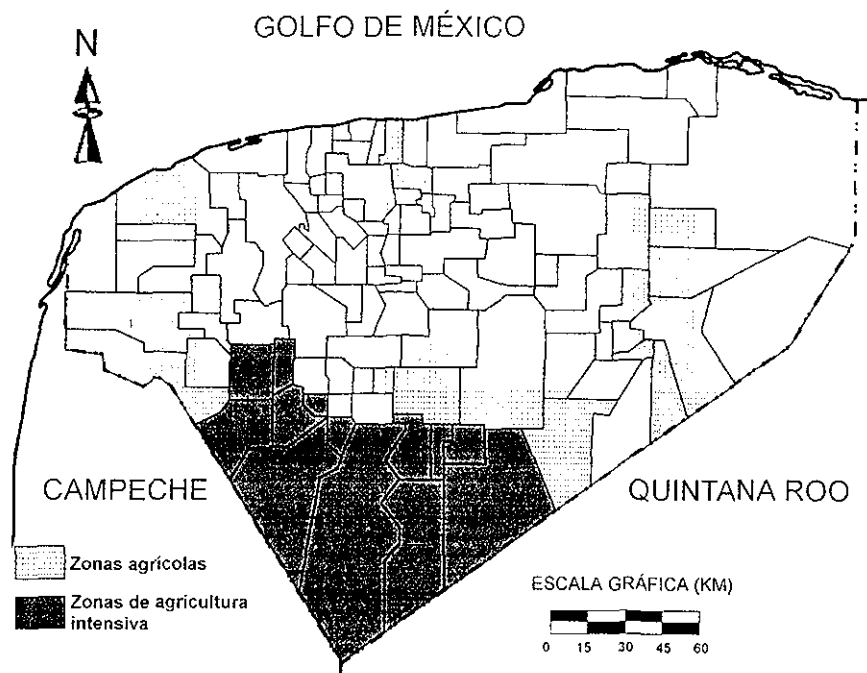


Figura 5. Distribución espacial de la actividad agrícola en el Estado de Yucatán.

b) Excretas animales

Estos materiales, contienen grandes cantidades de sustancias nitrogenadas susceptibles de convertirse a nitritos y posteriormente a nitratos.

El problema reviste caracteres más agudos cuando la producción es intensiva, así por ejemplo, si tenemos que un novillo de 450 Kg de peso excreta alrededor de 43 Kg de nitrógeno por año, entonces, un lote de engorda de 3200 cabezas producirá

137.6 toneladas anuales, en una superficie relativamente reducida, esto es, una cantidad equivalente a la que producirían 27250 personas, considerando que la cantidad de nitrógeno en los desechos humanos es de 5 Kg por persona por año (Lewis et al., 1982). Por lo tanto, estos lotes de engorda se constituyen fuentes de "superficie reducida" de arrastre de nitrógeno (García et al., 1994). Sólo el 10% de estas excretas se reutiliza como abono en las tierras cultivables, pudiendo el resto ser arrastrado hacia las aguas subterráneas. Se ha comprobado que la concentración total de nitrógeno en distintos arrastres de aguas pluviales puede oscilar entre 50 y más de 5500 mg/l, lo cual demuestra la existencia de un problema considerable de contaminación ambiental (García et al., 1994).

La contaminación directa de las aguas freáticas por los sistemas de producción pecuaria sigue siendo un problema relativamente localizado, que suscita preocupación principalmente cuando ésta se produce en las proximidades de las fuentes de abastecimiento de agua potable (Pacheco et al., 1997).

La porcicultura en el estado de Yucatán

La porcicultura se inicia en Yucatán después de la conquista de América y hasta los años cincuenta, era considerada como de traspatio o familiar. El desarrollo de esta actividad, está directamente relacionado con los aspectos económicos y sociales de la zona henequenera, ya que cuando ésta entra en un proceso de decadencia, el Gobierno del estado pone en marcha proyectos agropecuarios de diversificación. La porcicultura se agrupa en diferentes niveles de organización que van desde traspatio, las granjas o unidades de producción de pequeña escala,

hasta el sistema intensivo con granjas altamente tecnificadas. En el período comprendido de 1970 a 1991, las existencias de ganado porcino en el estado pasaron de 113630 a 259910 cabezas, lo que equivale a un incremento del 128.7 por ciento, durante ese período. Drucker (1998) mostró que en el estado de Yucatán en donde la población porcina asciende a más de 600000 UPAs (Unidades de 100 Kg de peso vivo), se producen diariamente enormes cantidades de aguas residuales (16700 m³), de las cuales, el 37% son descargadas en suelos altamente permeables propios del estado sin algún tratamiento previo.

Los municipios que sobresalen por poseer las mayores existencias de ganado porcino son Mérida, Conkal, Acanceh, Umán, Progreso, Hunucmá, Maxcanú, Kanasín, Halachó, Motul, Tizimín, Valladolid, Chemax, Yaxcabá y Tekax (Figura 6), los que en conjunto representan el 61.4 por ciento del total estatal (INEGI, 1997).

Los principales componentes del agua residual de actividades porcinas son las excretas (heces y orina), agua del lavado de las porquerizas, alimento desperdiciado y otras partículas que son acarreadas con el agua residual (Taiganides, 1992). Es imposible soslayar el peligro que implica su vertido directo e indirecto sobre el suelo, ya que por efectos de escurrimiento e infiltración, tarde o temprano termina por contaminar el agua subterránea. Esta contaminación, es debida al aporte de nitrógeno y bacterias coliformes, ya que el tracto intestinal del cerdo contiene innumerables bacterias coliformes, considerándose que cada cerdo evacua de 100000 a 400000 millones de organismos coliformes cada día (Pereyda, 1999).

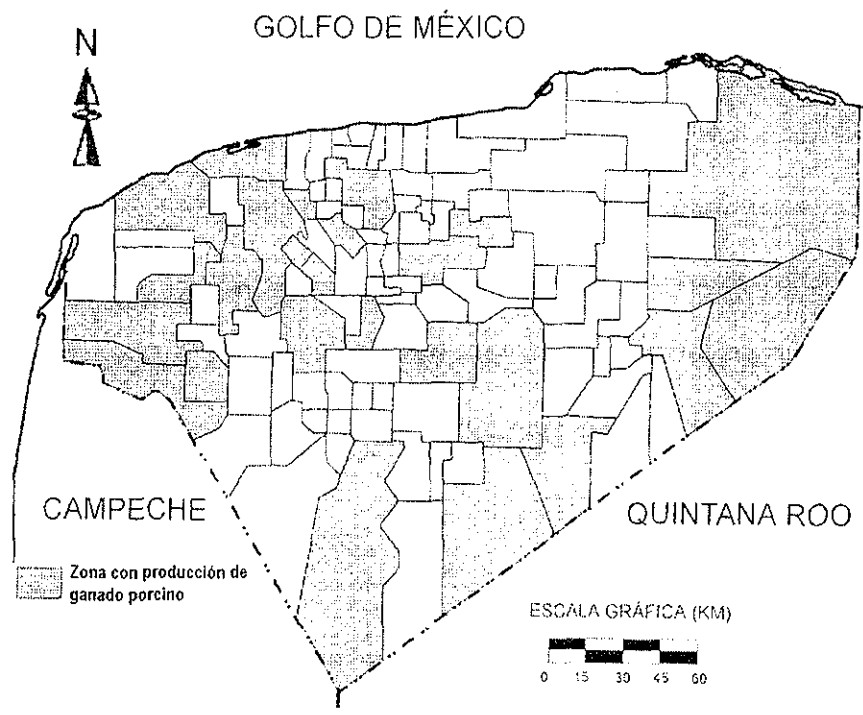


Figura 6. Distribución espacial de la actividad porcícola en el Estado de Yucatán.

c) Desechos municipales, industriales y del transporte

Las descargas de los desechos municipales e industriales constituyen fuentes concentradas de compuestos de nitrógeno. Aún tratados, estos residuos representan una intensa carga de contaminación a las aguas, tanto superficiales como subterráneas, pues el tratamiento secundario únicamente elimina cerca del 20%. El riesgo de contaminación por nitratos provenientes de las unidades de disposición de excretas, *in situ*, se hace evidente si consideramos que el promedio de nitrógeno que llega al agua subterránea proveniente de una familia de 4 personas que descargue sus tanques sépticos en suelos arenosos es de unos 7.5

Kg cada año. Se estima que del 25 al 60% del total depositado, puede ser arrastrado al agua subterránea (OPS, OMS, 1980).

El contenido de nitrógeno de los desechos industriales es sumamente variable; las industrias del combustible, la elaboración de alimentos y las refinerías del petróleo, pueden constituir fuentes importantes de contaminación por nitrógeno. Los óxidos de nitrógeno descargados a la atmósfera por fuentes artificiales, como los automotores, la combustión de combustibles fósiles y los procesos industriales, ascienden a cerca de 50 millones de toneladas por año en escala global (OPS, OMS, 1980). Otras fuentes locales pueden ser: la fabricación de ácido nítrico, la galvanoplastia y los procesos de fabricación de explosivos (García et al., 1994).

La fuente de nitratos al agua subterránea de mayor importancia en el estado de Yucatán son los desechos municipales, pues no existe sistema de alcantarillado y el agua residual es dispuesta en sistemas de fosas sépticas en las regiones urbanas y en la superficie del suelo, en regiones rurales. Así, para la ciudad de Mérida que es la ciudad con mayor número de habitantes, la presencia de nitratos en el agua subterránea es un efecto de la urbanización (Graniel et al., 1999).

Respecto a las otras dos fuentes, cabe mencionar que la industria de elaboración de alimentos es incipiente y las industrias del combustible y las refinerías del petróleo, prácticamente no existen. Además, los vehículos automotores no son causa importante, todavía, de la producción de óxidos de nitrógeno a la atmósfera.

Efectos de los nitratos en los seres vivos

En el hombre, la metahemoglobinemia es el principal efecto tóxico de la ingestión de nitratos y nitritos. Los lactantes son el grupo más vulnerable por la menor acidez de su estómago; además, el sistema enzimático que puede reducir metahemoglobina a hemoglobina, es deficiente y por otro lado, la ingestión de líquidos en el lactante, es más elevada que en el adulto en relación con el peso corporal (De Fernícola, 1989; Pacheco et al., 1996; Canter, 1997). No obstante, que la característica sobresaliente de la toxicidad del nitrito es el desarrollo de la metahemoglobinemia, los nitritos también pueden causar problemas de vasodilatación y cardiovasculares (Canter, 1997); otro peligro potencial a la salud, es la ingestión simultánea de nitrito o nitrato y aminas, que puede dar como resultado el desarrollo de cáncer en muchos órganos, por la formación de nitrosamínas (Canter, 1997). Asimismo, las concentraciones excesivas (mayores que 45 mg/l) de nitratos en el agua subterránea también ocasionan problemas de salud en animales rumiantes, bovinos, ovinos y caprinos, de todas las edades y en los animales monogástricos tales como aves, porcinos y equinos, independientemente de su edad (Chandler, 1989).

Un estudio desarrollado por Horn durante 1958 en Alemania y publicado por United States Public Health Service (USPHS, 1962), estableció que las causas primarias de la toxicidad por nitratos son: una concentración mayor de 45 mg/l y la presencia de una cantidad de bacterias formadoras de nitritos, especialmente en la parte superior del tracto digestivo. Estudios posteriores mostraron que algunos miembros del grupo coliforme y del género *Clostridium* son capaces de reducir el nitrato a nitrito (USPHS, 1962; Flores, 1993).

Los resultados de estas investigaciones, han permitido establecer el incremento del riesgo que conlleva la presencia simultánea del ion tóxico y estas bacterias en el tracto gastrointestinal, que fisiológicamente es el lugar en donde se da preferentemente este proceso (Vigil et al., 1965; Walker, 1973; WHO, 1984).

En el estado de Yucatán, no se ha podido probar esta aseveración ya que no se han llevado a cabo los estudios epidemiológicos correspondientes; sin embargo, el consumo del agua subterránea con altas concentraciones de nitratos y bacterias coliformes fecales conllevan un riesgo para la salud humana y animal.

En México, los límites máximos permisibles en agua potable establecidos para prevenir y evitar la transmisión de enfermedades gastrointestinales y otras, son para nitratos 45 mg/l y para organismos coliformes fecales cero UFC/100 ml o no detectable NMP/100 ml (NOM-127-SSA1-1994).

Contaminación bacteriológica

La presencia de bacterias coliformes fecales en aguas para beber es un problema de salud pública mundial, ya que beber agua subterránea no desinfectada, supone un riesgo de infección por microorganismos patógenos.

Las bacterias coliformes fecales constituyen un subgrupo de todos los organismos con mayor probabilidad de haberse originado en los intestinos y su presencia indica una contaminación reciente. De los tres grandes grupos que participan en la etiología de las enfermedades diarreicas, las bacterias comprenden la mayor variedad de gérmenes distribuidas en cuatro familias; *Enterobacteriaceae*, *Vibrionaceae*, *Spirillaceae* y *Bacillaceae* (Flores, 1993).

Las bacterias entéricas son los miembros más importantes de este grupo de bacterias. Éstas han sido estudiadas cuidadosamente debido a su importancia en la salud humana y animal. El organismo más estudiado en Microbiología, la *Escherichia coli*, pertenece a la familia *Enterobacteriaceae*. Otros miembros de esta familia incluyen *Shigella*, *Salmonella*, *Klebsiella* y *Enterobacter*, los cuales son patógenos. Estas bacterias tienen la capacidad del metabolismo respiratorio si está disponible el oxígeno molecular; y si éste no está disponible, cambian a la fermentación como una estrategia metabólica alternativa. Esto les permite crecer bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas. La presencia de bacterias entéricas en el agua subterránea, implica la presencia de contaminación fecal ya sea de humanos y animales, que han sido transportados desde la superficie del terreno. (Chapelle, 2001).

En Yucatán, más del 40% de casos de muerte en niños menores a 6 años han sido atribuidas a las enfermedades gastrointestinales causadas por bacterias patógenas transportadas por el agua subterránea (Dohering y Buttler, 1974). Casares (1983), determinó un coeficiente de correlación de 0.81 entre las enfermedades gastrointestinales, los promedios anuales de precipitación y las temperaturas máximas. Por estas razones, la época de lluvias es también conocida como la "época de diarreas" (Marín y Perry, 1994). Estudios recientes han mostrado que esta situación prevalece en el agua subterránea, tanto en zonas rurales (Vázquez et al., 1997; Méndez et al., 1997), como en la urbana (BGS et al., 1995).

3. CONTAMINACIÓN POR NITRATOS DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN LA PENÍNSULA DE YUCATÁN, MÉXICO

Groundwater contamination by Nitrates in the Yucatan Peninsula, Mexico

Julia Pacheco A.^{1,2} and Armando Cabrera S.²

¹Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geofísica.
Av. Insurgentes Sur y Circuito Escolar, Ciudad Universitaria, CP. 04510

²Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Ingeniería.
Apartado Postal 150, Cordemex, 97111 Mérida, Yucatán México.

Publicado en: Hydrogeology Journal (1997) 5: 47-53

ABSTRACT

Limestone is the main rock type that underlies the northern Yucatan Peninsula, and the region therefore characterized by karstic features and high permeability and porosity. Rainfall infiltrates rapidly through fissures until it reaches the water table. No surface waters exist in the area, except in sinkholes and at the coastal margin, and the aquifer is the only source of water supply. The aquifer is also the only place where waste waters are discharged, thereby contributing to the most important water-quality problem of the entire Peninsula.

For this study, approximately 380 water samples were analyzed for nitrate, using both the brucine and the ultraviolet methods. These samples came from eight shallow wells in a rural part of the northern Peninsula and were collected during 1983-86. Nitrate concentrations in 56 percent of the analyzed samples were greater than 45 mg/L. These values exceed by several times the maximum permissible levels established by both Mexican and U.S. health agencies and are sufficient to cause methemoglobinemia in infants (blue baby syndrome). Nitrate concentrations vary seasonally and are normally greatest during the rainy season. Substantial differences in values of nitrate concentrations were observed in groundwater from adjacent wells, indicating local rather than regional contamination.

INTRODUCTION

A system of fragile aquifers, which consists of a fresh-water lens overlying salt water, is the only source of drinking water in the karstic plateau of the Yucatan Peninsula (Dohering and Buttler, 1974). Central municipal sewage treatment systems do not exist in Yucatan, and all human and agricultural wastes generated by people living in the northern Peninsula are now discharged to the aquifer without treatment, either directly from the surface or through shallow septic pits. This situation constitutes a major water-quality problem.

Increasing nitrate concentrations in groundwater in various countries have been observed by health authorities and engineers specializing in water analysis. Regional characteristics have been directly related to such increments, e.g., terrain

characteristics in karstic areas (Hem, 1971; Tryon, 1976); climatic conditions, especially during dry and rainy seasons (Piskin, 1973; Walker, 1973; Katz et al., 1980); inadequate waste disposal and certain agricultural practices (Walker, 1973; Katz et al., 1980; Hill, 1982; Flipse et al., 1984; Lehr, 1985). Human health can be affected when water containing high nitrate concentrations is ingested. Consumption of this water can cause diseases such as methemoglobinemia in children younger than six months (Young et al., 1976; Vigil et al., 1965) and development of cancer in older children and adults (World Health Organization, 1984; Gass, 1978). In Mexico there are no recorded cases of methemoglobinemia being the cause of death in children younger than one year old (Secretaría de Programación y Presupuesto, 1981).

The Mexican Standards for drinking water quality establish a maximum permissible level of 5 mg/L as N-NO₃ (Secretaría de Salud, 1988) and the U.S. Public Health Service has recommended a maximum permissible level of 10 mg/L as N-NO₃ (Tryon, 1976; Piskin, 1973; Flipse et al., 1984).

The objective of this investigation is to describe the spatial and temporal distributions of nitrate in groundwater in a small area of northern Yucatan Peninsula Mexico. This study is a prelude to the development of strategies to protect the aquifer from future nitrate contamination. Such protection is particularly important because many inhabitants use untreated water from shallow open wells for drinking water and other purposes. Both the Brucine and the ultraviolet methods (American Public Health Association, 1981), were used for nitrate analysis of water samples. These methods showed a correlation coefficient of 0.98 between them

(Cabrera and Pacheco, 1987), which demonstrates that both methods are suitable. The overall reliability of the data is demonstrated by charge balances for ionic species analyzed. A mass-balance error of less than 5 percent was obtained in 96 percent of the samples analyzed.

STUDY AREA

The Yucatan Peninsula is in the southeastern Mexico. The study area is situated in the northern Yucatan Peninsula south of the coast, as shown in Fig. 1. Included are some small towns with fewer than 2000 inhabitants each. Within this area, domestic water supplies are obtained from shallow hand-dug wells. Water was sampled from 103 shallow open wells; depth to water table ranged from 5.0-6.5 m. These wells have an approximate diameter of 1 m, and are finished 0.5-1.0 m below the water table.

The uppermost rock unit in the area is the Carrillo Puerto Formation of Pliocene/Upper Miocene Age. This formation consists beds of mollusc fragments and hard, massive limestone with fossil microfauna (Springall and Espinosa, 1972). Most weathering consists of calcium carbonate dissolution and precipitation that produces cavities and interconnected fissures. Therefore, the physiography of the northern Yucatan Peninsula is a karstic one that allows rain to infiltrate rapidly to the water table (Dohering and Buttler, 1974; Perry et al., 1989).

The groundwater flow direction is from the east-central part of the Peninsula toward the coast (Lesser, 1976).

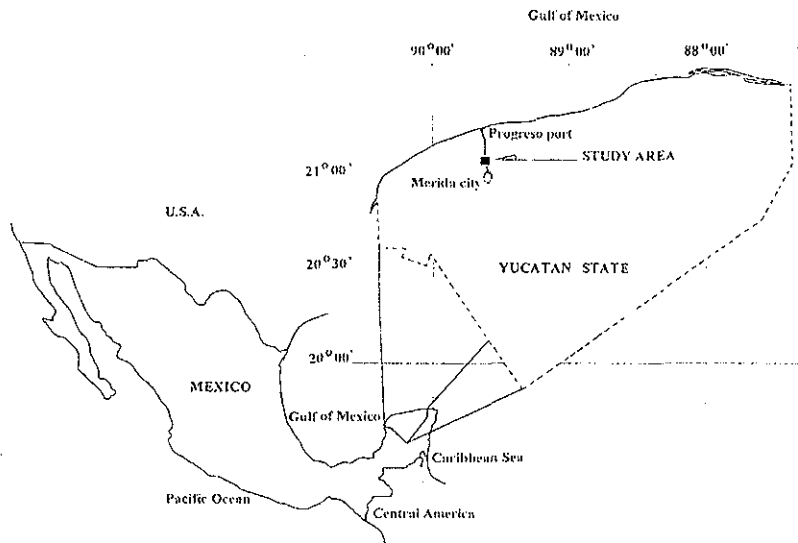


Figure 1. Location of the study area in the Yucatan state, Mexico.

The hydraulic gradient is very small, suggesting very high permeabilities (Marín and Perry, 1994); Marín (1990) states that groundwater probably flows across the southern part. On the basis of electrical soundings, Steinich and Marín (in press) identified lateral permeability variations along the southern part.

The natural vegetation type in Yucatan is characteristic of semi-arid tropical zones (caducifolius forest), with henequen as the main crop. The importance of henequen in the economy is rapidly diminishing, and concentrated chicken and hog production is increasing rapidly and may soon dwarf the pollution potential of small villages. Some market vegetables are also grown in this region (Cabrera et al., 1984). Average annual precipitation in the study area is 1,200 mm. most of which

falls during the rainy season, between May and October. Between September and April, the temperature range is 18-30°C, with an average value of 26°C (INEGI, 1992).

SAMPLING AND ANALYSES

A monitoring network was developed during February and March of 1983 in 103 wells of a region encompassing the study area for determining the distribution of nitrogen as nitrate in groundwater. Specific criteria were used to select wells for a long-term monitoring program. Whenever possible, wells were selected by location and accessibility. Each well taps a shallow aquifer. In addition, wells supplying drinking water to homes were preferred to irrigation and livestock wells. Such limitations were imposed in order to ensure that water tested was derived from the uppermost aquifer systems, rather than from the Yucatan aquifer (Pacheco, 1985). Eight wells were selected on the mentioned basis and economical situation, and comprehensive sampling for nitrogen as nitrate was completed each month during 1983-86.

During sampling episodes, the groundwater samples were acidified to pH of about 2 with sulfuric acid to prevent any reaction. Samples were transported to the laboratory in a cooler and kept at a temperature of about 4°C until analyzed. Analyses of nitrogen as nitrate were completed by the Brucine and ultraviolet techniques. The technique that was used depended on the availability of laboratory equipment; due to some samples were analyzed by both techniques, and a good correlation was obtained between the two (Cabrera and Pacheco, 1987). When the

Brucine technique was used, the nitrogen as nitrate tests were duplicated if unusual color changes occurred that could have indicated operator error or unusual water chemistry.

RESULTS AND DISCUSSIONS

Nitrate concentrations and spatial distribution

Nitrate concentrations in the 103 groundwater samples ranged from 0-223 mg/L, with an average value and standard deviation of 60 ± 46 mg/L. Large variations in concentrations were observed in wells that are only short distances apart, as indicated in Fig. 2; this pattern suggests that nitrate enrichment in groundwater is not a regional problem but a local one that is mainly due to the prevailing conditions within or near specific wells. In 56.2 percent of the sampled wells, the nitrate concentration exceeds 45 mg/L, which is the International drinking water standard (World Health Organization, 1984), and only 15.7 percent of the wells had a concentration less than 22 mg/L, the Mexican drinking water standard that was recommended by the Secretaria de Salubridad y Asistencia in 1988. Results are summarized in Table 1.

Seasonal distribution

Nitrate concentrations are generally highest when precipitation is highest (summer and autumn), and the lowest in winter and at the beginning of spring, during the dry season (Fig. 3).

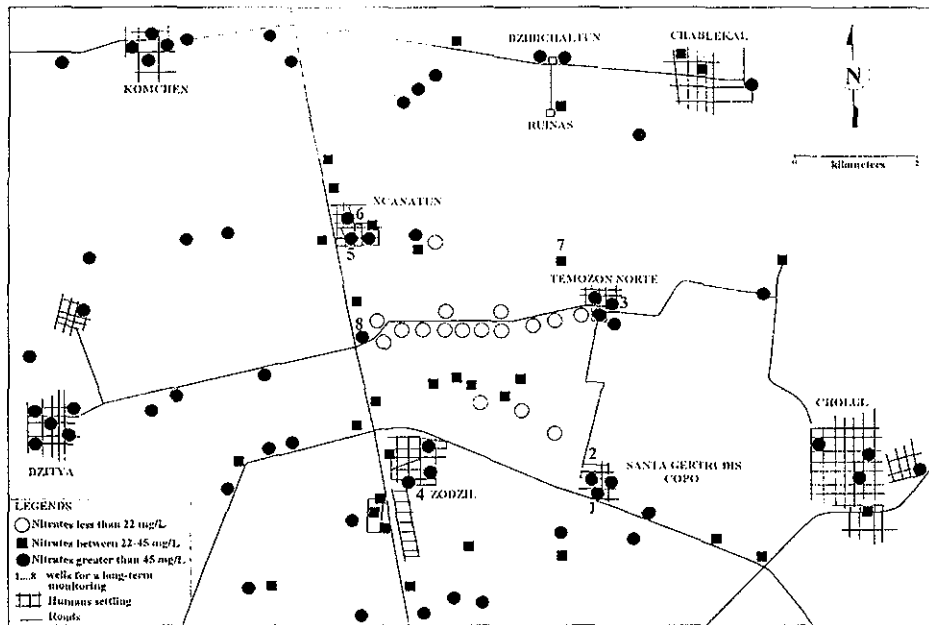


Figure 2. Distribution of nitrate content of groundwater in the study area.

Table 1. Results of nitrate analyses.

Nitrate concentration	Percentage
Less than 22 mg/L (Mexican drinking water standard)	15.7
Between 22-45 mg/L	28.1
Greater than 45 mg/L (International drinking water standard)	56.2

This relationship was true during 1983-85; however in 1986, when the cumulative monthly precipitation was less than 130 millimeters (Fig. 4), a tendency existed toward decreasing nitrate concentrations until an almost constant value of 50 mg/L was observed (compare Figs. 3 and 4).

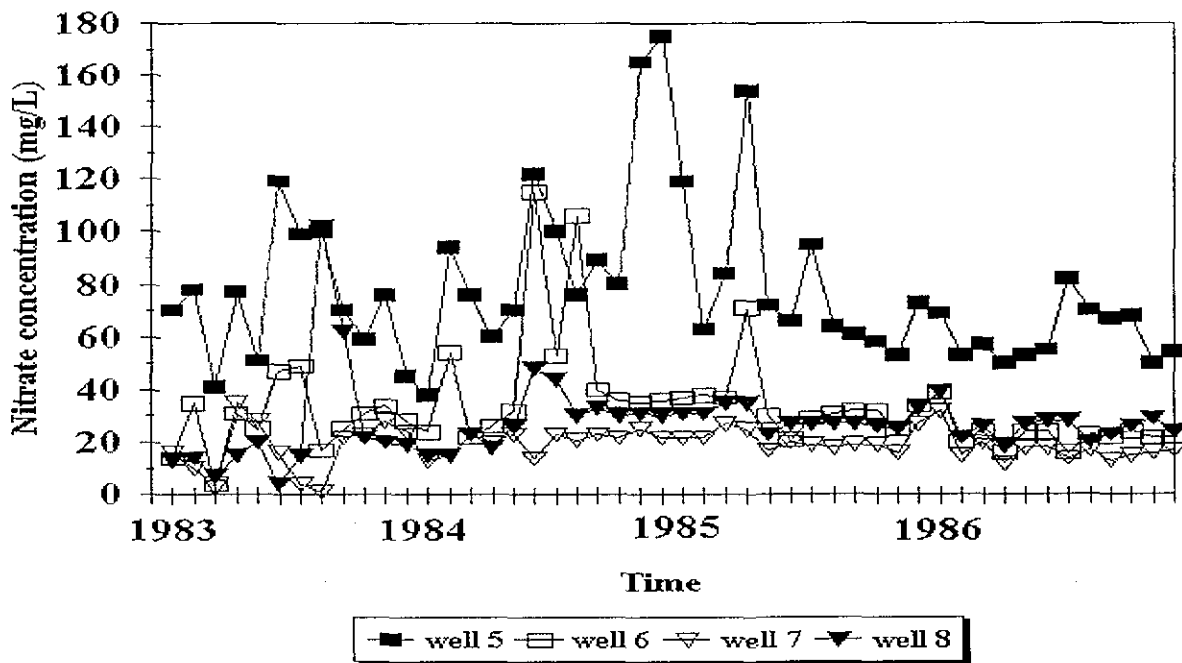
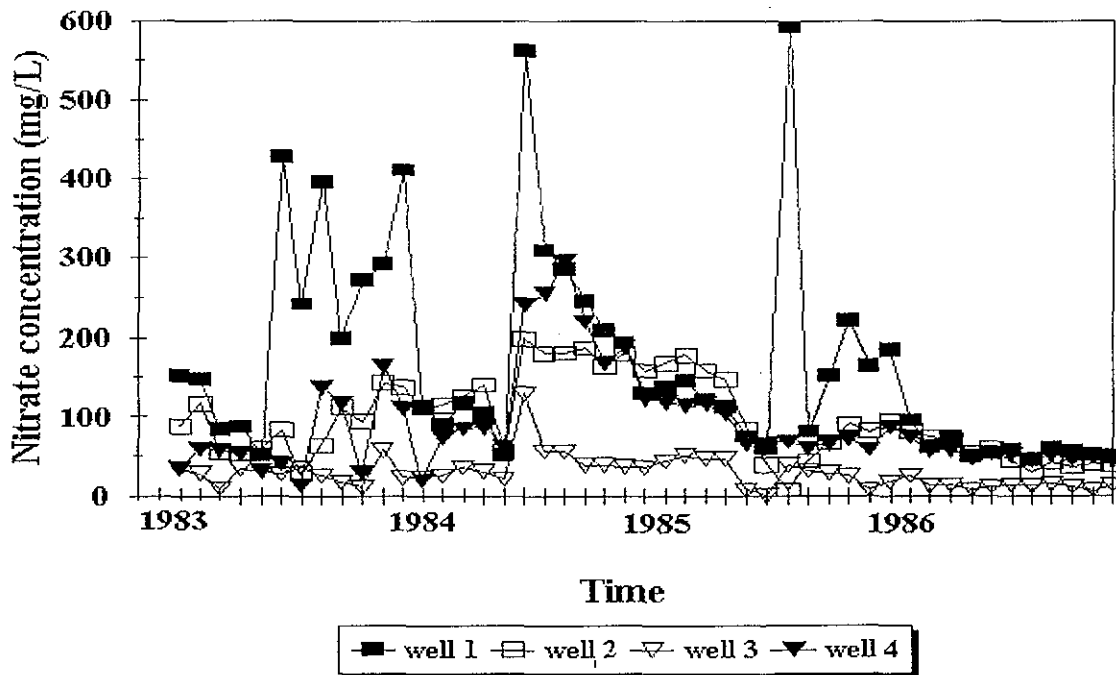


Figure 3. Variation of nitrate content in groundwater, 1983-86.

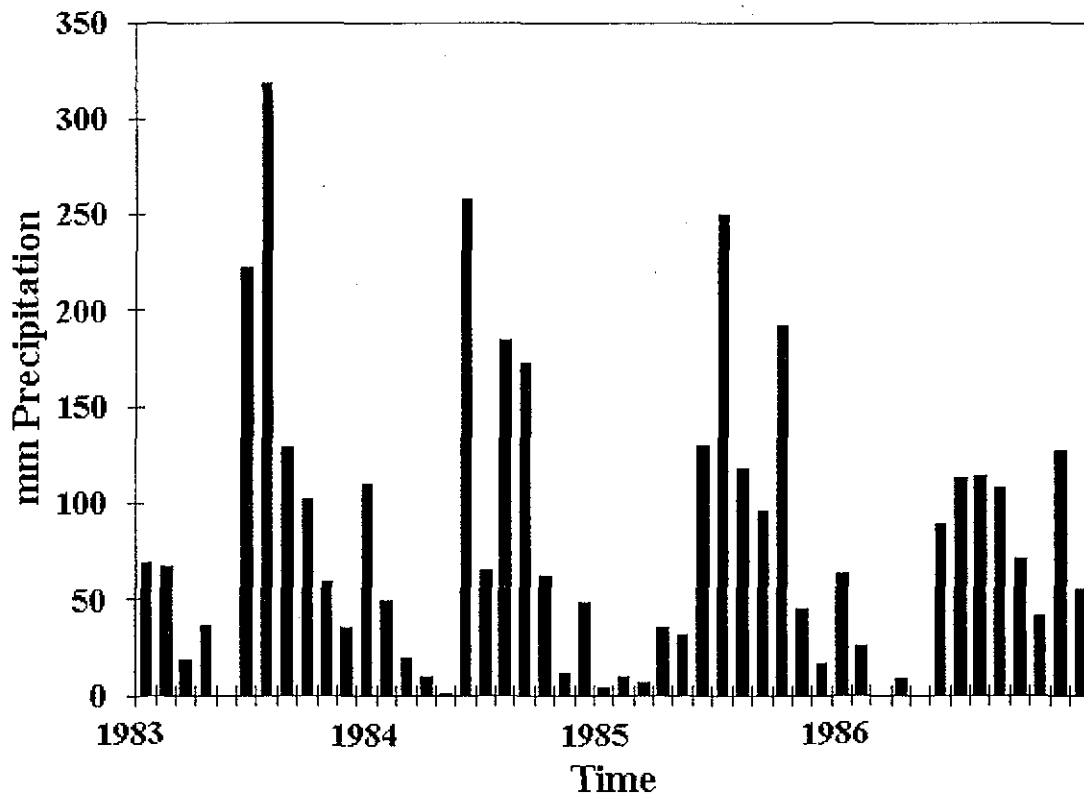


Figure 4. Rainfall distribution, 1983-86.

Nitrate concentration in relation to chloride in groundwater

Linear regression analysis of the nitrate and chloride data from the eight wells (through 1983-86) of the study area indicated a correlation coefficient greater than 0.35 in four of these wells (Table 2), these coefficients were significant at the 5 percent level. The correlation value above of 0.35, indicate that groundwater probably has been affected by municipal and/or domestic wastes (Back and Hanshaw, 1966; Piskin, 1973; Ritter and Chirnside, 1984).

Table 2

Linear regression analysis of the nitrate and chloride data.

Well	Correlation coefficients
1	0.7520
2	0.2890
3	0.3880
4	0.8660
5	0.0325
6	0.5980
7	0.0471
8	0.1370

Nitrate concentration in relation to the most probable number of coliform organisms.

Microbiological analyses of groundwater from the study area were carried out during 1983. Total coliform organisms were present in all samples in a number that exceeds the Mexican maximum permissible standard of 2 MPN/100 mL (Secretaria de Salud, 1988). Values maximum permissible standard of 2 MPN/100 mL (Secretaria de Salud, 1988). Values exceeding 8×10^4 MPN/100 mL of total coliform organisms were recorded in June and July (Cabrera et al., 1984), the same time that the higher concentrations of nitrates were recorded, as shown in Fig. 5. The presence of both (coliforms and nitrates) is important , given that the primary

causes of toxicity by nitrates are: 1) its presence in high concentrations, and 2) the presence of a large quantity of the coliform and *Clostridium* groups (U.S. Public Health Service, 1962).

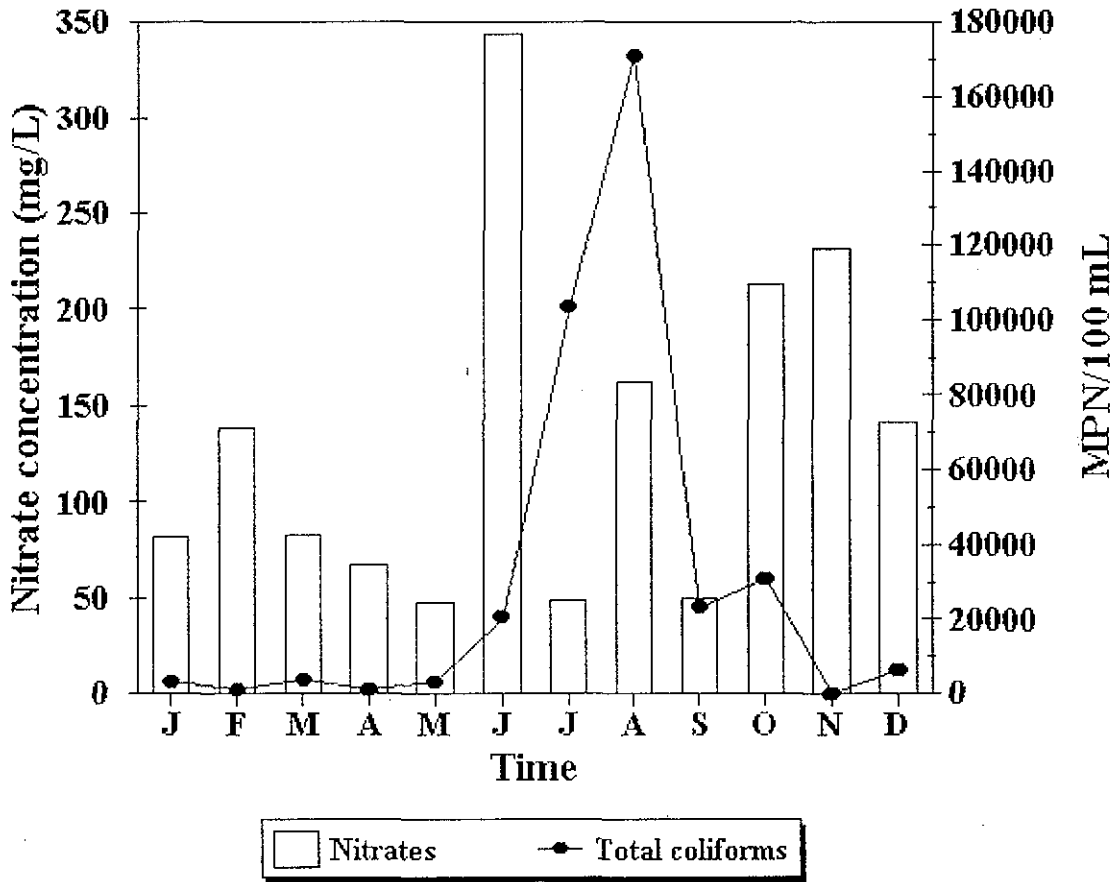


Figure 5. Relationship between groundwater nitrate content and the most probable number of total coliform organisms.

CONCLUSIONS

Concentrations of N-NO₃ less than 10 mg/L are common in wells in non-inhabited parts of the study area. In contrast, most of the samples having more than 45 mg/L N-NO₃ occur in highly populated areas.

Fifty six percent of the groundwater samples from shallow wells had concentrations higher than 45 mg/L N-NO₃. Large contrasts in nitrate concentrations in neighboring wells indicate that the high concentrations are due to local rather than regional conditions.

Seasonal fluctuations in nitrate concentrations were observed in this region. Higher values occurred during the highest rainfall period and lower values during the dry season, because in the wet season the rainwater infiltrates rapidly through the vadose zone to the water table.

High nitrate concentrations in combination with coliforms organisms are a potential danger because of the possibility that existing bacteria could reduce nitrate to nitrite in the human gastrointestinal tract.

Domestic animals and human wastes, as well as agricultural fertilizers, are the most likely sources of high nitrate concentrations in groundwater. However, analysis of stable nitrogen isotopes is needed to identify specific sources of contamination.

In general, groundwater in the study area is classified as poor quality water because of its contents of nitrate and coliform organisms. The extensive contamination of the aquifer is attributed to the widespread availability of contaminants and to the karstic terrain, which permits contaminants to move

rapidly to the water table. This is the main health problem that is associated with the hydrology of the state of Yucatan.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was supported by the Public Education Secretary through the projects numbers 84-01-206 and 85-01-172. The authors express their gratitude to the personnel of the Hydrology Group of the Engineering Faculty of the Autonomous University of Yucatan for the facilities provided while this study was being carried out.

REFERENCES

- American Public Health Association, 1981, Standard methods for the Examination of Water and Wastewater, 15 th edition, American Water Works Association, and Water Pollution Contr ol Federation, Washington, D.C., 1,193 p.
- Back, W., and Hanshaw, B., 1966, Hydrochemistry of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico, *with a section on* Mayan water practices, in A.E. Weidie, ed., Field seminar on water carbonate rocks of the Yucatan Peninsula Mexico: New Orleans Geological Society, p. 45-77.
- Cabrera, A., and Pacheco, J., 1987. Comparación de métodos espectrofotométricos para determinar nitratos (Spectrophotometrics methods for determining nitrate concentrations), Abs.: II Congreso Nacional de Química Analítica, Guanajuato, México, p. SI-3.

- Cabrera, A., Pacheco, J., Coronado, V., and Gómez, A., 1984, Evolución de la calidad del agua subterránea, al norte de Mérida, Yucatán (Groundwater quality evolution at north of Merida, Yucatan, Mexico): Memorias del IV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental., Michoacán, México., p. 411-414.
- Dohering, D.O., and Buttler, J.H., 1974, Hydrogeologic constraints on Yucatan's development: Science, v.186, no. 416, p. 591-595.
- Flipse, W.J., Katz, B.G., Lindner, J.B., and Markel, R., 1984, Sources of nitrate in ground water in a sewered housing development, Central Long Island, New York: Ground Water, v. 22, no. 4, p. 418-426.
- Gass, 1978, Drinking water and your health: Part II: Water Well Journal, v. 70, no. 4, p. 30-31.
- Hem, J.D., 1971, Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water: U.S. Geological Survey Professional Paper 1,473, 363 p.
- Hill, A.R., 1982, Nitrate distribution in the groundwater of the Alliston region of Ontario, Canada: Ground Water, v. 20, no. 6, p. 696-702.
- INEGI, 1992, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Anuario Estadístico del Estado de Yucatán. Gobierno del estado de Yucatán, (National Institute of Information. Yucatan state statistics. Yucatan State Government), Mérida, Yucatán, México, Chapter 1:7.
- Katz, B.G., Lindner, J.B., and Ragone, S.E., 1980, A comparison of nitrogen in shallow ground water from sewered and unsewered areas, Nassau County, New York, from 1952 through 1976: Ground Water, v. 18, no. 6, p. 607-616.

- Lehr, J.H., 1985, Nitrate: Unwarranted fear, unnecessary expense: Ground Water Monitoring Review, v. 5, no. 2, p. 4-5.
- Lesser, J.M., 1976, Estudio Hidrogeológico e Hidrogeoquímico de la Península de Yucatán: Proyecto CONACYT-NSF 704., Secretaría de Recursos Hidráulicos (Hydrogeologic and Hydrogeochemistry Study of the Yucatan Peninsula: Project CONACYT-NSF 704, Hydraulic Resources Department), México, p. 23-33.
- Marín, L.E., 1990, Field investigations and numerical simulation of groundwater flow in the karstic aquifer of Northwestern Yucatan, Mexico: Ph. D. dissertation, Northern Illinois University, Dekalb, IL, USA, 183 p.
- Marín, L.E., and Perry, E.C. 1994, The hydrogeology and contamination potential of northwestern Yucatan, Mexico: Geofísica International, v. 33, no. 4, p. 619-623.
- Pacheco, A.J., 1985, Evaluación del contenido de nitratos del agua subterránea en una región rural al norte de la Península de Yucatán (Evaluation of the groundwater nitrate content in a rural area at north of the Yucatan Peninsula) Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, M.S. thesis, 62 p.
- Perry, E.C., Swift, J., Gamboa, J., Reeve, A., Sanborn, R., Marín, L.E., and Villasuso, M., 1989, Geological and environmental aspects of surface cementation, North coast, Yucatan, Mexico: Geology, v. 17, p. 818-821.
- Piskin, R., 1973, Evaluation of nitrate content of groundwater in Hall County, Nebraska: Ground Water, v. 11, no. 6, p. 4-13.

Ritter, W.F., and Chirnside, A.E.M., 1984, Impact of land use on ground-water quality in Southern Delaware: *Ground Water*, v. 22, no, 1, p. 38-47.

Secretaría de Programación y Presupuesto, 1981, Incidencia de la mortalidad infantil en los Estados Unidos Mexicanos, 1940-1975 (Ministry of Finances, Incidence of the infants mortality in Mexico, 1940-1975), Mexico, Mexican Government, 265 p.

Secretaría de Salud, 1988, Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, establecimientos, productos y servicios: Diario Oficial de la Federación del día 8 de enero (Health Department, General law for the sanitary control of activities, products and services: Official News of the Mexican Government, January 8), Mexico, Mexico Government, p. 27.

Springall, G., and Espinosa, L., 1972, El subsuelo de la Península de Yucatán: Reunión de Mecánica de Suelos, México, D.F. (The underground of the Yucatan Peninsula: Reunion of the soil mechanics) Mexico city, Y-102 p.

Steinich, B., and Marín, L.E., in press, Determination of flow characteristics in the aquifer of the northwestern Peninsula of Yucatan, Mexico, *Journal of Hydrology*.

Tryon, C.P., 1976, Ground water quality variation in Phelps County, Missouri: *Ground Water*, v. 14, no. 4, p. 214-223.

U.S. Public Health Service, 1962, Drinking Water Standards: U.S. Department of Health, Education and Welfare, Public Health Service, 61 p.

Vigil, J., Warburton, S., Haynes, W., and Kaiser, L.R., 1965, Nitrates in municipal water supply cause methemoglobinemia in infants: Public Health Reports, v. 80, no. 12, p. 1,119-1,121.

Walker, W.H., 1973, Ground-water nitrate pollution in rural areas: Ground Water, v. 11, no. 5, p. 19-22.

World Health Organization, 1984, Guidelines for drinking water quality, in Health Criteria and other supporting information: Geneva, v. 2, 336 p.

Young, C.P., Oakes, D.B., and Wilkinson, W.B., 1976, Prediction of future nitrate concentrations in ground water: Ground Water, v. 14, no. 6, p. 426-438.

4. CONTAMINACIÓN BACTERIOLÓGICA EN EL ACUÍFERO CÁRSTICO DE YUCATÁN, MÉXICO.

Bacteriological contamination in the karstic aquifer of Yucatan, Mexico

Julia Pacheco A.^(1,2) Armando Cabrera S.⁽²⁾, Luis E. Marín⁽¹⁾

¹Instituto de Geofísica-UNAM, Ciudad Universitaria, México, D.F., CP 04510

²Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Ingeniería., Apdo. Postal 150,
Cordemex, Mérida, Yucatán, Mexico CP 97111

Publicado en: Geofísica Internacional (2000) 39: 285-291

RESUMEN

El acuífero kárstico de Yucatán es al mismo tiempo la única fuente de agua para abastecimiento y receptor de las aguas de desecho. El uso y consumo de esta agua sin algún tratamiento ocasiona en los habitantes algunos problemas de salud como son la diarrea, gastroenteritis, infecciones del tracto urinario y septicemia. El objetivo de este estudio fue determinar el grado de contaminación bacteriológica en el agua subterránea de una región rural que carece de condiciones de saneamiento. La técnica empleada para la determinación de las densidades de organismos coliformes totales y fecales fue la de fermentación en tubos múltiples; además, se identificaron cinco géneros de la familia de Enterobacterias por medio

de reacciones bioquímicas. Los resultados mostraron que el comportamiento de las densidades de los organismos coliformes totales y fecales, tuvieron el mismo patrón de comportamiento que las precipitaciones pluviales durante el período de estudio y que dichas densidades excedían los límites máximos permisibles por la Norma Oficial Mexicana. La media geométrica para las densidades de organismos coliformes fecales estuvieron en el rango de 7320-12989 NMP/100 ml. Los géneros de la familia de Enterobacterias que mostraron los porcentajes de frecuencia más elevados fueron la *Escherichia*, *Serratia* y *Enterobacter* y son los responsables de algunos cuadros clínicos de gastroenteritis. Por lo tanto, esos géneros deberían ser monitoreados de manera rutinaria en el agua de consumo.

PALABRAS CLAVE: Coliformes totales, familia de enterobacterias, Yucatán, acuífero kárstico.

ABSTRACT

The karstic aquifer of Yucatan serves both as the only source of drinking water and the direct recipient of all sewage generated throughout the Peninsula. Gastroenteritis, diarrhea, urinary tract infections and septicemia occur among the inhabitants of the rural areas as a result of usage and consumption of untreated ground water. In a rural region without sanitary facilities, multiple-tube fermentation technique was used for the quantification of total and faecal coliform. Qualitative isolation and identification by biochemical reactions was used to identify five tribes of the *Enterobacteriaceae* family. We find that the bacteriological behavior of total

and faecal coliform closely follow the precipitation pattern and that their concentrations exceeded the limit established by the Mexican Drinking Water Norm, as it ranged between 7,320-12,989 MPN/100 ml. *Escherichia*, *Serratia* and *Enterobacter* showed the higher percentage frequency occurrence values.

KEYWORDS: Coliform, *Enterobacteriaceae*; karst aquifer, Yucatan, Mexico.

INTRODUCTION

Most of the inhabitants from rural areas of developing countries lack adequate sanitary systems and are exposed to diseases due to the presence of pathogenic bacteria in ground water. The primary objective of monitoring drinking water is to protect the health of the community by preventing the spread of waterborne diseases. Drinking water supplies can easily become contaminated with coliform and pathogenic bacteria in karstic terrain if care is not taken to treat and dispose human and animal wastes properly. More importantly, the detection of any organisms not previously observed or a marked increase in the number of a specific pathogen in the source water may provide an early indication of possible health risks (Singh and Mcfeters, 1992).

Routine examination of water for pathogenic bacteria is expensive and time consuming, and no single procedure is available that can be used to isolate and identify individual pathogens. There is a growing body of evidence that suggests that coliform indicators may not be entirely adequate to judge the safety of water (Olivieri, 1982). For tropical waters, a number of studies have shown poor

correlation between bacterial pathogens and coliform indicators. *Escherichia coli* has been shown to have high survivability in tropical environments. Thus, coliform indicators may be unacceptably conservative for estimation of human health risk from fecal transmitted pathogens (Hazen et al., 1987). Several other studies have shown that bacterial species other than *Escherichia coli* are often present in high numbers in warm tropical environments. No alternative to the total and faecal determination has been yet adopted.

The isolation of fecal coliforms, especially *Escherichia coli*, is of particular health significance as these organisms have been generally reported as a causative agent of gastroenteritis in humans. *Salmonella spp.* and *Klebsiella pneumoniae* have been identified in ground water. These species can cause a variety of human diseases. This finding may imply human epidemiological hazards (Ogbondeinu et al., 1994) if the ground water is used as the source of drinking water. Thus, the presence in drinking water supplies of particular pathogens may serve to alert health authorities with regard to a possible epidemic outbreak. Cholera, dysentery, paratyphoid fever, infectious hepatitis, gastroenteritis and septicemia are among the diseases, which are transmitted via faecal contamination of ground water. This is particularly severe in areas where defecation occurs in the open and these organic wastes near public water supplies. Many such diseases are common to warm or tropical developing countries (Ogbondeinu et al., 1994) because the optimum temperature for the reproduction of bacteria is around 37°C (Williams, 1980).

The presence of pathogens in ground water is particularly acute in tropical karstic environments where high permeability of the rocks and the lack of topsoil permit the rapid growth and dissemination of the pathogenic bacterias in ground water. In Yucatan, more than 40% of the deaths of children under six years old were attributable to gastrointestinal disease caused by pathogens transported by ground water (Dohering and Buttler, 1974). Casares (1983) determined a correlation coefficient of 0.81 between gastroenteritis diseases, average annual precipitation and maximum temperatures. Thus, the rainy season (May to October) is also known as the "diarrhea season" (Marín and Perry, 1994).

In Merida Yucatan, Mexico, a study carried out from July 1991 to April 1993, showed that the absence of a city-wide system of sewers and the disposal of the majority of the urban wastewater by septic tanks, soakaways and cesspits provides the main pollution source and the principal ground water quality concern. Faecal coliforms were commonly present in samples from dugwells and to a lesser extent in water supply wells. The faecal coliform counts fluctuate seasonally, with the lowest values observed in the drier season from January to April. The presence of faecal coliform at concentration in excess of 1000/100 ml is a cause of great concern (BGS, UADY, CNA, 1995).

Outside of the major cities domestic water is obtained from shallow hand-dug wells; depth to water table ranges from 5.0 to 6.5 m. These wells have an approximate diameter of one meter and are finished 0.5 to 1.0 m below the water table. Because they are hand-dug, they tend to be located on the lowest point of the property. Many inhabitants do not have latrines or other sanitary facilities.

Common practices include defecation immediately outside of their living quarters (typically, less than ten meters away from their drinking water supply). Also, it is common to find animals within the property, such as pigs, chickens, dogs, etc.

In this area, limestone bedrock is typically exposed on the surface. The upper part consists of a hard impermeable caliche layer with cracks that allow for rapid infiltration. Underneath this layer there is an unsaturated zone of eight meters approximately, below which there is a freshwater lens with an approximate thickness of 45 meters underlain by salt water (Marín and Perry, 1994; Steinich and Marín, 1996). As a result much of the combined human and animal waste produced in these communities flows directly into the aquifer. Pathogens present in fresh organic matter are able to migrate over short time spans into the ground water.

Our study area is located in just north of the city of Merida (Figure 1). Included are four small towns with fewer than 2,000 inhabitants each. Fifteen years ago, only major cities had water supply wells. In the rest of the state, the drinking water still comes from shallow, hand-dug wells. The ground water samples were taken from villages which lacked any sort of sanitary facilities, and such is still the case today. The only difference between 1983 and today is that the drinking water is now supplied from the wells that feed Merida. However, because of the cost for this service, the hand-dug wells are still commonly used. The hydraulic properties of the aquifer are poorly known due to a well-developed karst system (Marín and Perry, 1994). The regional hydraulic gradient is low, on the order of 7-10 mm/km. Ground water flow directions in the vicinity of Merida are south to north (Marín, 1990).

Normally, the rainfall season is from May to October, however, rains in a given year may start as early as April, or as late as June, with an average annual precipitation of 1200 mm. The average annual temperature is 26.3°C (INEGI, 1992).

The objectives of this study were: 1) to determine whether total and faecal coliforms can be correlated with precipitation in a tropical karstic environment; 2) to determine whether selective pathogens were present in the ground water; 3) to compare the presence of total and faecal coliforms in both an urban environment with sanitary facilities and a rural environment that lacks these facilities.

METHODS

The Facultad de Ingeniería has had an operating meteorological station from 1980 to the present. Average monthly temperatures were analyzed to determine the range, minimum, maximum, average, and standard deviation for the study period (Table 1) (FIUADY, 1983).

A biological monitoring network was implemented. Ground water samples were analyzed for the presence of total and faecal coliforms, as well as the following organisms: *Escherichia*, *Shigella*, *Edwardsiella*, *Salmonella*, *Arizona*, *Citrobacter*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Pectobacterium*, *Serratia*, *Proteus*, and *Providencia*.

Two hundred and seven samples of ground water were collected from 17 shallow wells (Figure 1) each month during 1983. Ground water samples were taken directly from the wells by means of a sterilized bottle fitted with a weight on the

base, and careful attention was taken to avoid contaminating the sample by any surface scum.

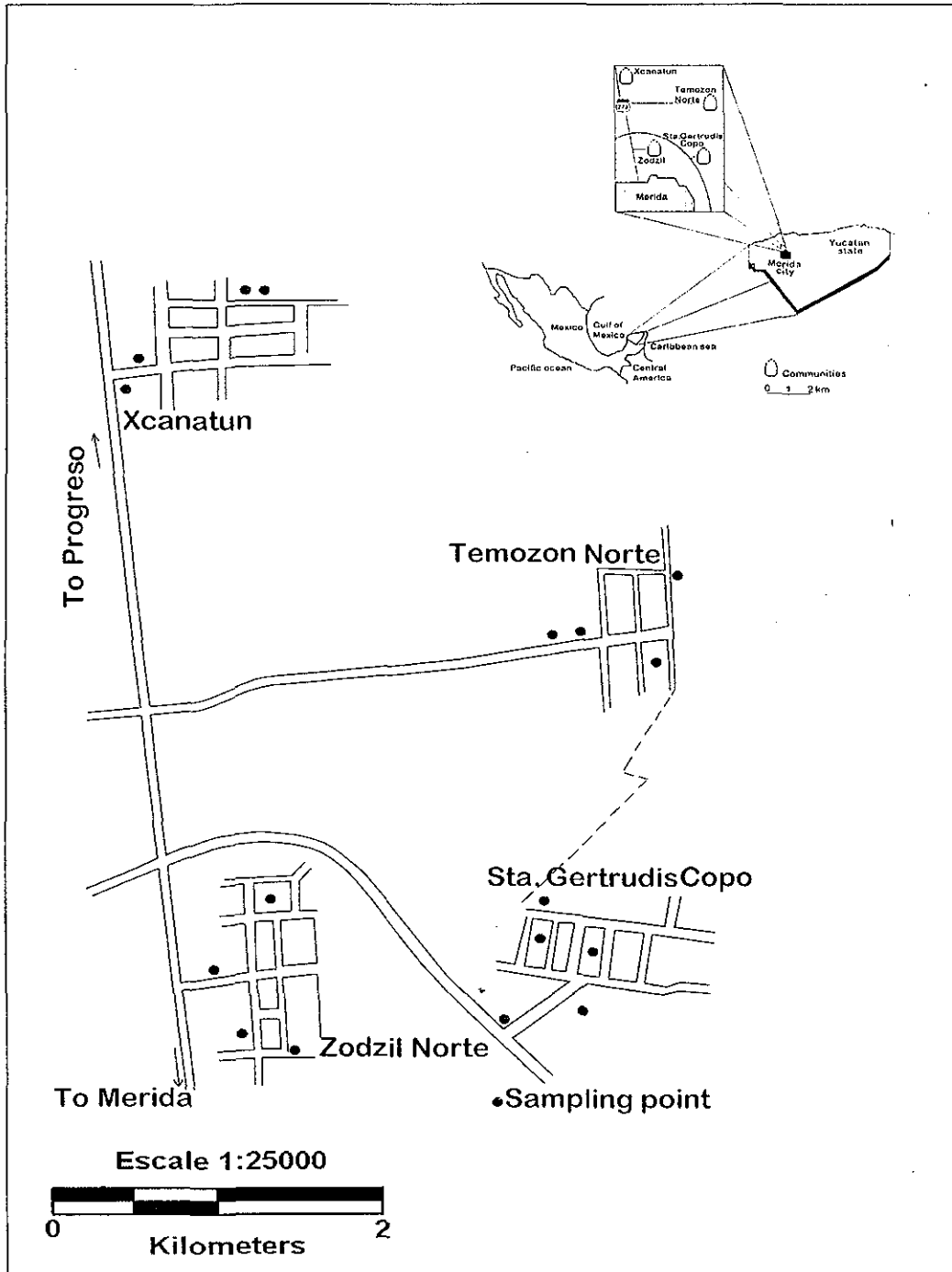


Figure 1. The study area and the sampling sites.

Table 1. Average monthly temperatures for Merida for 1983.

Units are degrees centigrade.

Month	Temperature		
January	27.60	Max	37.9
February	29.00	Min	27.60
March	31.40	Average	33.35
April	34.00	Std Dev	2.50
May	37.90		
June	36.40		
July	34.20		
August	34.80		
September	34.20		
October	32.90		
November	31.60		
December	30.50		

Each sample was sealed, labeled and immediately iced (4°C) and transported to the laboratory for bacteriological analysis. The most probable number (MPN) of coliforms per 100 ml from ground water samples was determined by the multiple tube fermentation technique. For total coliforms, selective lactose broth fermentation tubes were incubated at 35°C for 24 h. An incubation temperature of 44.5°C ($\pm 0.5^\circ\text{C}$) was employed for faecal coliforms. In both cases, tubes showing gas production within 24 h. were considered positive (APHA, AWWA, WPCF, 1980). Twelve genera from the *Enterobacteriaceae* family (Table 2) were identified using an array of biochemical tests (Edwards and Ewing, 1973).

Table 2. Ewing's classification of enteric microorganisms.

Tribe	Genera
I. <i>Eschericheae</i>	<i>Escherichia</i> <i>Shigella</i>
II. <i>Edwarsielleae</i>	<i>Edwarsiella</i>
III. <i>Salmonelleae</i>	<i>Salmonella</i> <i>Arizona</i> <i>Citrobacter</i>
IV. <i>Klebsielleae</i>	<i>Klebsiella</i> <i>Enterobacter</i> <i>Pectobacterium</i> <i>Serratia</i>
V. <i>Proteeae</i>	<i>Proteus</i> <i>Providencia</i>

From Smith (1977).

RESULTS AND DISCUSSION

The average monthly temperature and precipitation for 1983 is given in Table 1. Basic statistics were also determined for this data set and are shown in Table 1. The average monthly temperature for 1983 was 33.4° centigrade. Thus, the temperatures recorded in the Merida region for 1983 support the growth of bacteria (Williams, 1980).

The results for total and faecal coliform densities were expressed in terms of the Most Probable Number (MPN per 100 ml) for each ground water sample and the geometric mean for each month was calculated. The ground water in the study area was characterized by total coliform counts which ranged from 1.57×10^2 per 100 ml to 1.71×10^5 per 100 ml and the faecal coliforms varied from not detectable to 1.71×10^5 per 100 ml (Figure 2). Figure 2 shows an interesting temporal pattern that supports the hypothesis presented by other authors (Doehring and Butler, 1974; Marín, 1990; Marín and Perry, 1994): as precipitation increases, so does the

presence of faecal coliforms in the ground water. As it begins to rain, human and animal excrement is washed into the low sections of the terrain (which also happen to be where the hand-dug wells are located). Since the aquifer has a high hydraulic conductivity, the infiltrating water containing the untreated organic waste, quickly infiltrates into the aquifer through cracks, fissures, etc. The values reported in this study well exceeded the permissible limits according to the Mexican Drinking Water Norm which allows for two MPN per 100 ml for total coliforms and “no detectable” MPN per 100 ml for faecal coliform (NOM, 1994).

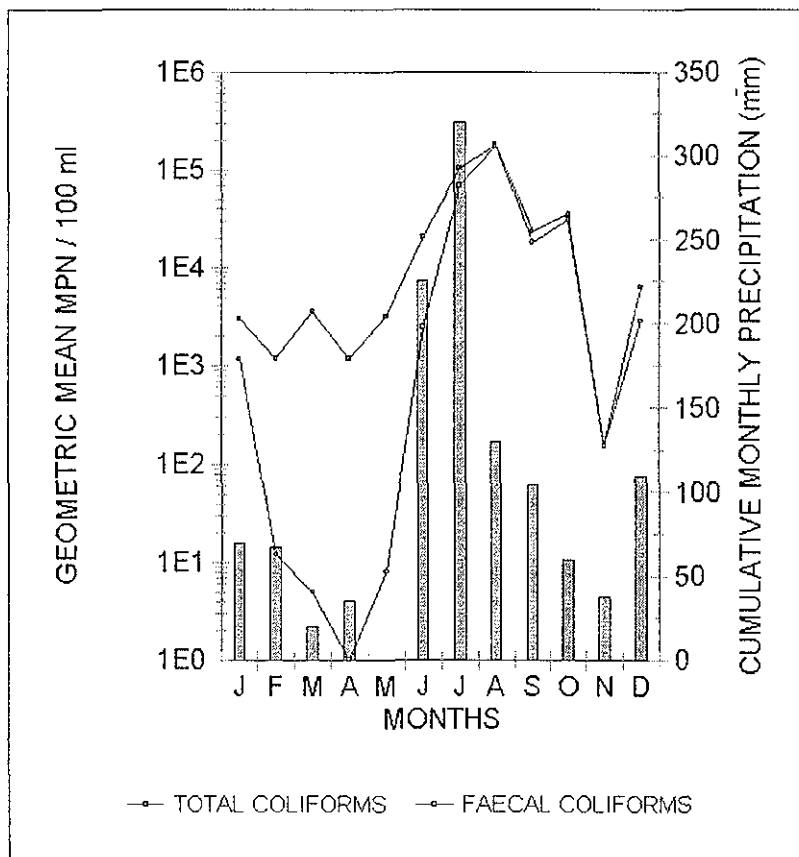


Figure 2. Seasonal fluctuations of geometric mean total and faecal coliform densities at all sampling sites.

The presence of large counts of both total and faecal coliforms in the ground water supply wells of rural Yucatan lacking sanitary facilities is critical. These communities now have drinking water supplied from the city of Merida, the lack of sanitary facilities remain.

The bacteria speciation studies were conducted at the genera and species level, as follows:

Tribe I. Eschericheae. *Escherichia coli* (Fig.3, No.1), was found throughout the study period, their presence percentage varied from 40 to 97. This bacteria are the most common cause of pyelonephritis and urinary tract infections and an important cause of epidemic diarrhea for newborn infants (Smith, 1977). *Shigella* (Fig.3, No.2), was only detected in October (6%) and suggests a casual incidence. All species of this pathogenic bacteria can cause dysentery, especially the *Shigella dysenteriae* specie (Smith, 1977).

Tribe II. Edwarsilleae. *Edwarsiella genera* (Fig.3, No.3), had an average incidence of 23% for the study period except for January and April. Biochemical characteristics are similar to *Salmonella* genera (Fig.3, No.4), and some strains can cause gastroenteritis in humans (Smith, 1977).

Tribe III. Salmonelleae. *Salmonella* genera (Fig.3, No.4), were detected in the following range: 0-40% with the higher values during February through August. The occurrence of *Salmonella*, which has the ability to cause a variety of human diseases such as typhoid, is particularly worrisome. *Arizona* was detected 10% for the months of May through October. *Citrobacter* genus (Fig.3, No.5), occurrence

varied from 18 - 80% and was present in all ground water samples during the period. These pathogenic bacterias have similar biochemical characteristics as *Salmonella* and may be responsible for some cases of gastroenteritis or septicemia (Smith, 1977).

Tribe IV. Klebsillaeae. *Klebsiella* and *Pectobacterium* genera were not found. *Klebsiella* could be masked by *Enterobacter* and *Serratia* due to their biochemical similar behavior (Smith, 1977). *Enterobacter* and *Serratia* (Fig.3, Nos. 7 y 8), genera were found in all ground water samples during the study period with the following percentage frequency occurrence: 30 - 95% and 22 - 84%, respectively. Some strains of *Enterobacter aerogenes* specie can cause urinary tract infections and septicemia and *Serratia marcescens* specie can cause septicemia (Smith, 1977).

Tribe V. Proteae. *Proteus* genera (Fig.3, No.9), were found throughout the study period except in December. Their presence was observed in a frequency range from 6 to 84% and *Providencia* (Fig.3, No.10), was found during the months of May through July. Some strains of this genus can cause urinary tract infections, as well as diarrhea and septicemia (Smith, 1977).

The bacterial speciation studies show that all twelve species tested for were present in the ground water. Species which cause the greatest concern are *Escherichia*, *Shigella*, and *Salmonella* because they are responsible for all types of gastrointestinal diseases.

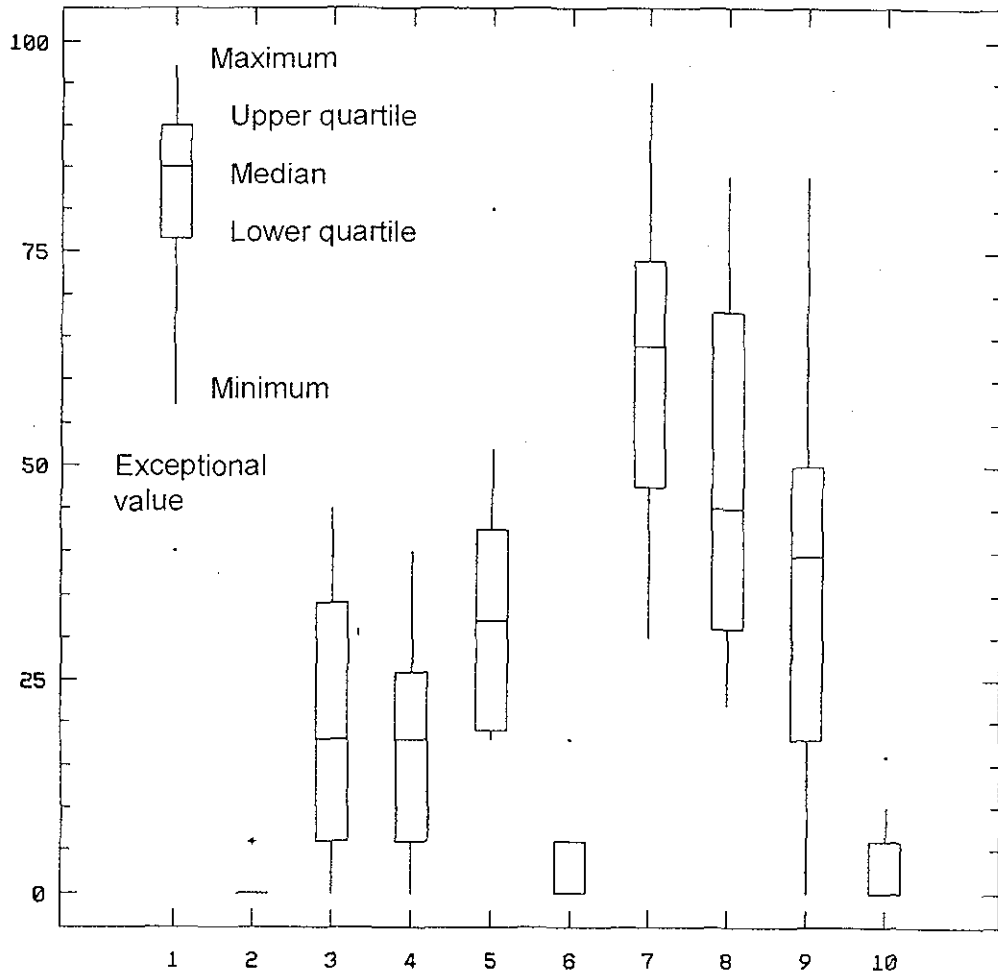


Figure 3. Percentage frequencies of the *Enterobacteriaceae* family.

For comparison with an urban environment where sanitary facilities exist, we used the data from BGS, UADY, CNA (1995) for Merida. Marín (1990) has shown that ground water flow in the vicinity of Merida is from south to north. We plotted the total coliform MPN count for Merida (from the BGS, UADY, CNA, 1995) together with our data. The origin was taken at Merida. Figure 4 shows that the geometric

means of the MPN per 100 ml counts of the fecal coliforms in the study area are orders of magnitude higher than those of Merida (413 against 7320, 12018 and 12989).

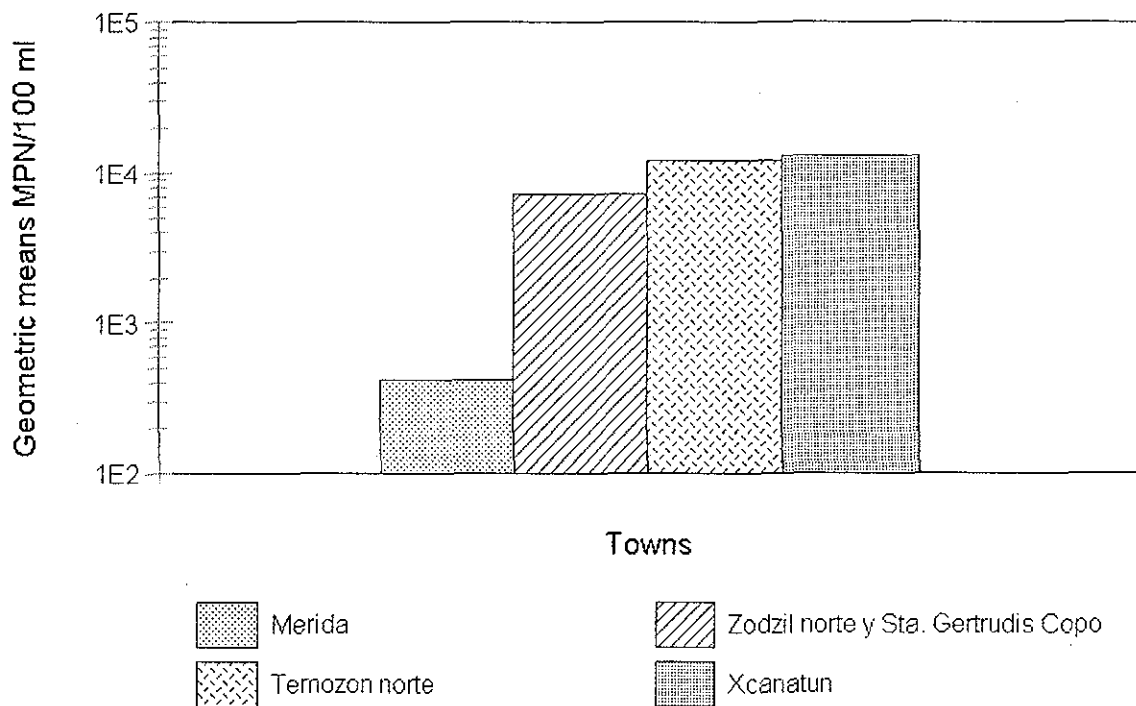


Fig. 4. Faecal coliform bacteria in ground water from Merida and the study region.

Further downstream the MPN increases. This may be due to the "local" production of total coliforms plus the contribution from the upgradient area. The lack of sanitary facilities for the rural communities is a tremendous source of contamination. One suggestion that may help significantly to reduce the faecal coliform concentrations is building sanitary outhouses, which consist of digging a shallow hole, and using lime to eliminate bacteria.

CONCLUSIONS

Total and faecal coliforms in the ground water of rural Yucatan show a close relationship, supporting the hypothesis that the coliforms contaminate the ground water by infiltration. The highest MPN per 100 ml counts of total and faecal coliforms were found in a rural environment that lacked sanitary facilities in 1983. Piped water is now supplied from Merida, but no sanitary facilities are available.

Three species of pathogens that have been closely linked with serious gastrointestinal diseases were identified in ground water just north of Merida. These are *Escherichia*, *Shigella*, and *Salmonella*. These bacteria endanger the rural populations, and particularly, the young (i.e. children less than five years old). The high coliform bacteria densities and the faecal component suggest that animal and human wastes form a significant portion of domestic pollution which is leaching directly to water table in karstic regions.

A comparison between the sources from Merida, a city with sanitary facilities, and a rural environment suggests that the presence of these pathogens can be eradicated with proper sanitary facilities. The conditions described for the study area are still common throughout the state of Yucatan, and many inhabitants continue to be at risk from pathogens found in the ground water, particularly during the rainy season.

ACKNOWLEDGMENTS

J. Pacheco thanks Consejo Nacional de Ciencia y Tecnologia for financial support. Field work was funded by the Public Education Secretary (grant no. 84-01-206). The authors would like to thank Clara Chi for technical assistance in bacteriological analyses of ground water samples. The authors acknowledge support from the Dirección General de Intercambio Académico of UNAM and the Departamento de Intercambio Académico of UADY. The authors thank two anonymous reviewers whose comments improved this manuscript.

REFERENCES

- APHA, AWWA, WPCF. (1980). American Public health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16 th. ed. Washington, DC.
- BGS, UADY, CNA. (1995). Impact of urbanisation on ground water in Merida, Mexico: Final Report. Technical Report WC/94/38. British Geological Survey, Autonomous University of Yucatan, National Water Commission of Mexico. NERC. Keyworth, Nottingham, United Kingdom.
- Casares, O.J. (1983). Estudio estadístico de la relación de enfermedades gastrointestinales con el ambiente natural. (Statistics survey on the relationship between gastrointestinal diseases and natural environment. In

- Spanish). Master degree Thesis on Engineering Environmental. Autonomous University of Yucatan. 50 p.
- Dohering, D.O. and Buttler, J.H. (1974). Hidrogeologic constraints on Yucatan development. *Science*. 186, 591-595 pp.
- Edwards, P.R. and Ewing, W.H. (1973). Identification of *Enterobacteriaceae*, 3rd. ed. Burgess., Publ. Co., Minneapolis, Minn.
- FIUADY. (1983). Reporte Metereológico, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, México.
- Hazen, T.C., Santiago-Mercedeo, J., Toranzos, G.A. and Berudex, M. (1987). What do fecal coliforms indicate in Puerto Rico? (a review). *Bull. Puerto Rico Med. Assoc.* 79, 189-193.
- INEGI. (1992). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Anuario Estadístico del Estado de Yucatan. Gobierno del estado de Yucatán (National Institute of Information. Yucatan State Statistics. Yucatan State Government) Merida, Yucatan, Mexico. Chapter 1:7.
- Marín, L.E. (1990). Field investigation and numerical simulation of a karstic aquifer of northwest Yucatan, Mexico, PhD dissertation, Northern Illinois University, DeKalb, IL, 127 p.
- Marín, L.E. and Perry, E.C. (1994). The hydrology and contamination potential of northwestern Yucatan, Mexico. *Geofísica Internacional*. 33, 619-623.
- NOM. (1994). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1. Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano - límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. (Environmental

health, water for use and human consumption - permissible limits and water treatments for human consumption). Mexico.

Ogbondeminu, F.S., Gomwalk, N.E. and Okuofu, C.E. (1994). Fecal contamination of a tropical river in Nigeria and possible health risks. *Int. J. of Environ. Health Res.* 4, 147-155.

Olivieri, V.P. (1982). Bacterial indicators of pollution. In *Bacterial indicators of pollution* (W.O. Pipes ed.), pp. 21-41. USA: CRC Press.

Singh, A. and Mcfeters, G.A. (1992) Detection methods for waterborne pathogens. In: *Environmental Microbiology*. (Edited by Ralph Mitchell) pp.125-156. Wiley-Liss Inc. USA.

Smith, L.A. (1977). *Principles of Microbiology, Eighth Edition*, USA: The C.V. Mosby Company

Steinich, B. and L.E. Marín, (1996), Hydrogeological Investigations in northwestern Yucatan, Mexico, using resistivity surveys, *Ground Water*, v.34, no. 4, p. 640-646

Williams, B.M. (1980). The survival of pathogens in slurry and the animal health risks from disposal to land. *Environmental Sanitation Abstract* (2) 3, 59-68

**5. COMPORTAMIENTO ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS
CONCENTRACIONES DE NITRATOS EN DOCE POZOS DE
ABASTECIMIENTO EN EL ESTADO DE YUCATÁN, MÉXICO.**

**Nitrate temporal and spatial patterns in 12 water supply wells,
Yucatan, Mexico.**

Julia Pacheco A^{1,2}, Luis Marín¹, Armando Cabrera S²,
Birgit Steinich³, Oscar Escolero¹

¹Instituto de Geofísica-UNAM, Ciudad Universitaria, Mexico City, Mexico CP 04510

²Facultad de Ingeniería-UADY, Apdo. Postal 150, Cordemex, Mérida, Yucatán, Mexico CP 97111

³Unidad de Ciencias de la Tierra, Apdo. Postal, Juriquilla, Queretaro, Instituto de Geofísica-UNAM

Publicado en: Environmental Geology (2001) 40 (6): 708-715

ABSTRACT

The nitrate concentration in 12 water-supply wells were monitored for the period April 1992 to March 1993. Each water-supply well was sampled once a month. The nitrate concentrations in the 12 wells ranged from 7 to 156 mg/l. Two water-supply wells (Chacsinkin and Peto) showed concentrations that reached 3.5 times the

maximum permissible limit for the Drinking Water Standard (45 mg/l). A third water-supply well (Akil) exceeds the norm for 7 out of 12 months. The use of nitrogen-rich fertilizers are responsible for high nitrate concentrations in groundwater in the southern part of Yucatan, Mexico where intensive agricultural practices exist.

Key words: Agricultural practices, Groundwater contamination, Karst, Nitrate

INTRODUCTION

Agriculture can degrade groundwater quality through the use of fertilizers and pesticides. The most common contaminant identified in groundwater is dissolved nitrogen in the form of nitrate (Freeze and Cherry 1979) and the primary origin of the contamination by nitrates is undetermined in most cases (Wells and Krothe 1989). Transport of nitrate ions from their source to the aquifer depends on many hydrogeologic factors. Carbonate aquifers have great potential for groundwater contamination because of the presence of numerous fractures and solution cavities that permit rapid infiltration. They also lack physical and chemical attenuation mechanisms commonly associated with laminar granular flow through unconsolidated sediments (Kreitler and Browning 1983).

Agriculture is one of the predominant activities in Mexico. The farming techniques employed throughout the country are divided in two types: highly sophisticated techniques, which include state-of-the-art water distribution systems, and the 'traditional' manual labor-intensive practices from the turn of the century. Both groups, but particularly the latter, have recently discovered the benefits of using

pesticides to control unwanted pests and fertilizers to increase crop yields. Little understanding of the limitations of both types of products has resulted in an indiscriminate use of both and, as a consequence, ground and surface waters are being impacted throughout these irrigation districts. In this paper, the authors focus on the latter. The basic idea that farmers have is that the use of fertilizers result in better yields. Thus, if the recommended doses are increased, their yields will increase even more, without realizing that the excess fertilizer is only washed away. Despite the efforts of federal agencies, it has not been possible to convince the farmers in the agricultural districts to reduce their fertilizer loads. Clearly, this also would have an important immediate financial benefit. Reducing the cost of fertilizer use lowers the cost to produce the crops. As a result of this practice, it is expected to find high nitrate concentrations in areas where agriculture is predominant.

The nitrogen cycle has been described extensively in the literature. Thus, it is only briefly discussed here (Freeze and Cherry 1979). Nitrates occur in surface waters, shallow wells, and deep wells; shallow wells, however, usually contain the highest levels because of the heavy concentrations found in runoff and their proximity to living plants that fix nitrogen. Excess nitrogen that is not required by the plants, however, is leached downward into the shallow aquifers by rainwater. Additional nitrate and ammonia enter water supplies from runoff and leaching. Ammonia is present as a result of the application of ammonia containing fertilizers and animal waste. Ammonia is a transitory part of the nitrogen cycle. Organic nitrogen breaks

down to ammonia by bacterial activity and is then transformed into nitrate (nitrification). Topically applied ammonia fertilizer follows the same steps (Chandler 1989). Nitrate is stable in groundwater due to the dissolved oxygen (Hamilton and Helsel 1995) and in the study area had an average concentration of 4.89 mg/l (Pacheco 1994), and it is highly mobile because it does not interact with the matrix materials (Bulger and others 1989).

The maximum nitrate level for drinking water established by Mexican standards (Secretaría de Salud, 1996) is 45 mg/l as nitrate. High nitrate levels in drinking water are of concern because of an infant disease, methemoglobinemia, commonly known as "infant cyanosis" and human cancer (Vigil and others 1965; Bouchard and others 1992). Doehring and Butler (1974) showed that >60% of the deaths of children under 6 years of age in Yucatan are caused to pathogens transported by groundwater. Untreated sewage in the larger cities in Yucatan is discharged into septic tanks that are finished 3-5 m below the land surface. In the smaller towns, many of the houses do not have any sanitary facilities and defecation occurs out in the open. This untreated sewage typically infiltrates rapidly into the shallow aquifer through joints, conduits and fractures (Pacheco 1994; Marin and Perry 1995). A common approach throughout Mexico is to boil the water to kill pathogens transported in the water. Pacheco and others (1996) have shown that boiling water, while it may kill bacteria, also concentrates the nitrate ions in solution. Since boiled water is used to prepare milk for infants, this practice is also worrisome, and thus, it should be discouraged. The authors suggest both the treatment of water with chlorine, for bacteriological

water quality assurance, and the promotion of natural lactation to reduce bottle-fed babies. Alternative techniques such as source replacement, borehole abstraction modification, etc., are expensive to implement.

The land surface of Yucatan is practically flat (30 m difference in elevation in 100 km), the only major relief feature is located in the southern part of the state. A low range of hills, known as the Sierrita de Ticul, extends 120 kilometers from the south-eastern part of the state near to the border of Campeche. Characteristic vegetation is *Simorfia fructicetum* and the soils are relatively thin and overlie the limestone and evaporites of the Paleocene and Eocene age (Velázquez 1986).

The hydrogeology of the eastern coast of the Yucatan Peninsula has been studied extensively by Back and Hanshaw (1970), Weidie (1982), Stoessell and others (1990), Moore and others (1992), and Alcocer and others (1998); but the hydrogeology of the north-western part of the Yucatan Peninsula has received little attention until recently (Perry and others 1989, 1990, 1995; Marín 1990; Marín and others 1990; Steinich and Marín 1996, 1997; Steinich and others 1996). Back and Hanshaw (1970) called attention to important characteristics of the hydrogeology of Yucatan such as the high permeability found in this area and the presence of a saltwater wedge that extends tens of kilometers inland. They observed that no integrated drainage system existed in northwestern Yucatan, and that no rivers exist in this part of the Peninsula. They inferred a low gradient of the water-table (based on the very low topographic relief), a high permeability of the aquifer, which they suggested probably contains large interconnected openings, they assumed

that no confining beds were present (because of the thin fresh water lens) and suggested that groundwater flowed in a north-north-eastern direction. The upper geologic section of the northern Yucatan Peninsula consists of nearly flat-lying carbonate and evaporite rocks and sediments (Lopez-Ramos, 1973).

The upper hundreds of meters of rocks consist of almost pure carbonate rocks and evaporites, which when dissolved leave little or no residue. As a result, the aquifer in north-west Yucatan, consists of a shallow, thin fresh water lens (less than 45 m) which is underlain by saline water of dual origin (sea-water intrusion and dissolution of evaporites) and this penetrates >110 km inland (Perry and others 1995; Velázquez 1995; Steinich and Marin 1996). This aquifer is the sole source of drinking water because no surface drainage exists. The aquifer is unconfined, except for a narrow band parallel to the coast (Perry and others 1989). The potential for contamination of this aquifer is very high since there is a thin to non-existent soil cover (Marin and Perry 1995). High nitrate concentration in shallow groundwater (0-223 mg/l) have been reported just North of Merida (Pacheco and Cabrera 1997). The southern portion of the Yucatan is potentially vulnerable to nitrate contamination because of extensive agricultural activities. Within the southern part of the state lies an important agricultural zone. Crops grown here regularly include citrus fruits, corn and peanuts.

The types of fertilizers used in this area are urea, ammoniacal nitrates, and potassium chlorides and sulfates (Pacheco and Cabrera 1996) and are commonly applied during the early growing season, just before the rainy season starts (typically May-June). Excessive applications of fertilizers and pesticides above the amounts needed

for plant growth have been used in this area (Cobos 1996), which may increase the nitrate content of groundwater. Animal wastes and leakage from septic tanks are also potential sources of nitrate in this area (Pacheco and Cabrera 1997). The study area (Fig. 1) is located in southern Yucatan, Mexico, in a predominantly rural area. Because of the high permeability of the rocks, the rainfall percolation is rapid resulting in scarce surface runoff. The dominant land use is agriculture and the statistical average annual precipitation is 1200 mm, 50 % of which falls during the rainy season from June to early October (INEGI 1996). Groundwater is pumped regularly from October through May/June, which typically corresponds to the dry season. During the rainy season, no pumping is necessary for agricultural practices because the precipitation is sufficient to meet the crop needs. Because the only source of drinking water for north-west Yucatan is the sole-source aquifer (Marín 1990; Steinich and Marín 1996), and the water-supply wells for the inhabitants of southern Yucatan lie in this zone, we wanted to evaluate the nitrate concentration to determine whether there was a negative impact on the water quality in this zone as a result of the current agricultural practices.

Objectives

The objectives of this study were to (1) elucidate the source of nitrogen in the groundwater in southern Yucatan; (2) determine whether water-supply wells located within the irrigation district were being negatively impacted by nitrogen loading because of the application of fertilizers, and (3) determine the spatial and temporal patterns with respect to nitrate concentrations.

METHODOLOGY

Water-supply wells in Yucatan are typically drilled to 50 m below the land surface with a 30-cm inside diameter of screened iron pipe. The unsaturated zone in this area lies within the range of 20-25 m below the land surface.

Permission to take water samples on a regular basis was only granted at 12 municipal water-supply wells (Fig. 1 and Table 1). Initially, it was decided to collect one set of water samples per month at each of the wells. Out of a possible 144 samples, it was only possible to collect 134 (Table 1).

This was primarily because of well malfunctions, lack of electricity, or restricted access to the well. Before each sampling event, 1-liter polyethylene bottles were washed with a 5% solution of hydrochloric acid and rinsed gently with tap water, and then finally rinsed with distilled water. Wells were pumped for 10 min so that the water sample was representative of the aquifer and the water samples were collected before the chlorinating system. Field determinations were pH, temperature, specific conductivity and dissolved oxygen.

Field determinations were pH, temperature, specific conductivity and dissolved oxygen. During each one of the sampling episodes, the samples for nitrate analysis were acidified to a pH of about 2 with sulfuric acid to inhibit bacterial activity. Samples were transported to the laboratory in a cooler and kept in a dark refrigerator at 4°C until analyzed. The nitrate concentrations were determined in the laboratory using the ultraviolet technique, which is suitable for water with a low concentration of organic matter (APHA, AWWA, WEF 1992). In this area the average concentration for organic nitrogen is 0.66 ± 0.5 mg/l (Pacheco 1994). The

ion balance for 125 samples of the total groundwater samples (134) were less than 5% and remain were between 5-10%.

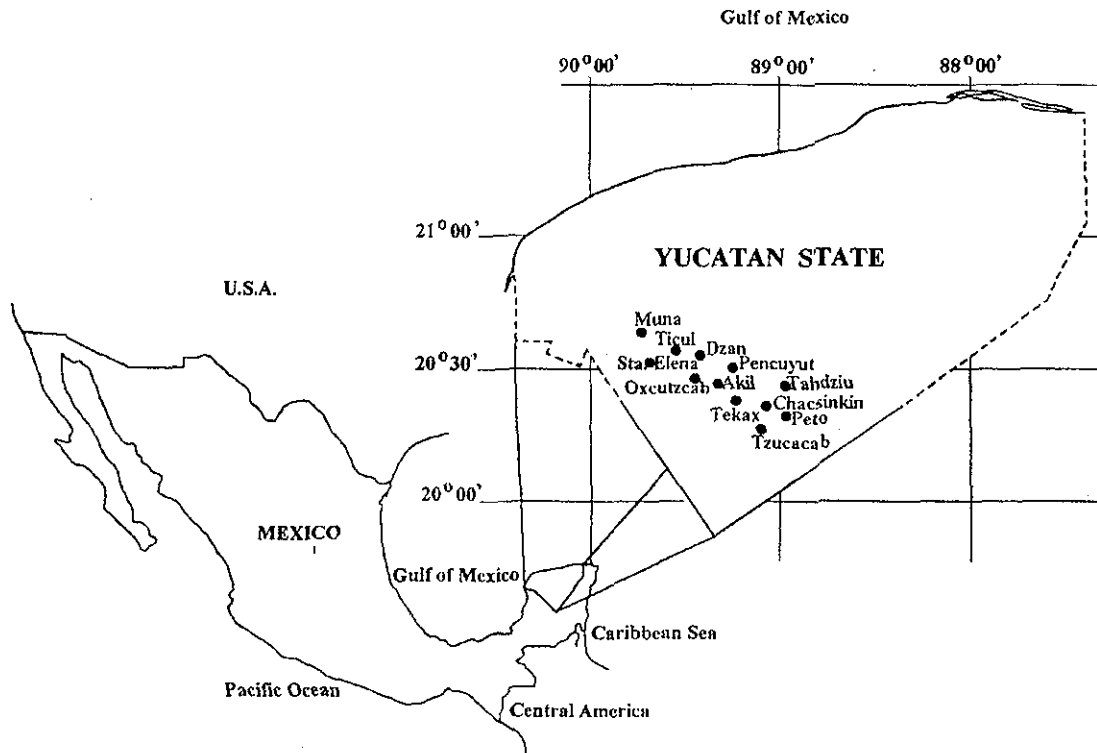


Figure 1. Map showing study area in Yucatan Peninsula, Mexico.

RESULTS AND DISCUSSIONS

In Yucatan, there are two possible main sources for nitrogen. These are untreated domestic and animal sewage and nitrogen-rich fertilizer. One way to identify on the origin of the nitrate is to examine the NO_3/Cl and the K/Cl in the groundwater. The sources in the study are for chloride and potassium are sea-water intrusion and anthropogenic sources.

Table 1
Groundwater nitrate concentrations (mg/l) in the study area (April 1992 – March 1993)

WELL	APRIL	MAY	JUNE	JULY	AUG.	SEP.
AKIL	57.2*	56.2*	54.0*	48.0*	33.6	37.8
CHACSINKIN	131.1*	132.0*	116.7*	109.6*	59.4*	70.1*
DZAN	nd	31.6	24.2	30.1	nd	25.1
OXCUTZCAB	22.2	20.3	nd	17.7	11.8	15.0
PENCUYUT	45.0	41.7	nd	nd	29.9	32.4
PETO	114.9*	111.8*	100.4*	93.3*	54.7*	65.6*
MUNA	25.9	Nd	22.1	22.5	15.8	nd
STA. ELENA	nd	24.8	21.9	22.0	14.7	17.0
TAHDZIU	33.3	31.3	28.10	27.0	18.8	25.0
TEKAX	18.5	19.1	15.90	16.4	12.5	7.3
TICUL	30.5	27.0	22.20	23.2	11.8	22.9
TZUCACAB	36.5	43.1	33.50	nd	22.6	28.1

WELL	OCT.	NOV.	DEC.	JAN.	FEB.	MARCH
AKIL	35.8	32.5	48.2*	51.4*	62.3*	65.7*
CHACSINKIN	28.3	60.7*	62.10	64.2*	153.8*	155.5*
DZAN	29.2	24.5	37.80	40.4	46.7*	44.6
OXCUTZCAB	18.8	16.7	24.50	22.4	25.7	27.1
PENCUYUT	24.8	23.5	45.50	47.2*	45.9*	54.9*
PETO	28.2	60.2*	63.90	64.8*	136.2*	150.2*
MUNA	22.3	Nd	24.30	26.5	32.7	33.1
STA. ELENA	21.3	20.0	24.80	20.6	29.6	31.1
TAHDZIU	18.7	30.6	33.60	36.3	35.2	40.7
TEKAX	12.4	19.8	19.20	21.8	19.4	25.0
TICUL	22.4	21.0	26.20	29.2	36.9	34.2
TZUCACAB	20.9	22.6	34.20	37.4	27.2	41.4

nd no determined;

*Nitrate concentration that exceeded the Drinking Water Standard (45 mg/l).

Aquifers contaminated by sewage commonly have a concentration of chloride higher than the water from the potable portion of the aquifer. Linear regression analysis with a significance level of 5%, were calculated to examine the relationship between nitrate and chloride data from the twelve wells (Table 2). Correlation values above 0.35, indicate that groundwater has been affected by municipal and/or domestic wastes (Piskin 1973; Back and Hanshaw 1974; Ritter and Chirnside 1984). Table 2 shows that three of the water supply wells had a r^2 value greater than 0.35 (Ticul, Tekax, and Dzan) and the other nine, had values lower than 0.35, all data at a significance level of 5%.

Velázquez (1995) showed that the K/Cl ratios in groundwater from northwest Yucatan are similar to those of sea-water. The K/Cl ratios for the study area are significantly higher than those for sea-water suggesting that there is an additional source of potassium. As the carbonate rocks and evaporites are not a ready source of potassium, an anthropogenic source is a plausible alternative, particularly as potassium is one of the ingredients in fertilizers.

The average potassium vs. chloride groundwater concentrations in the study area are shown in Figure 2. These data were chosen as representative for the whole sampling period. A line was drawn to show the K/Cl for dilute seawater.

All samples have ratios that are above the dilute seawater line suggesting that there is another source for potassium. The nitrate vs. chloride ratio suggested that in only three of the 12 water supply wells there is a contribution from the sewage. Thus, the authors conclude that the main source for the high nitrate concentrations in groundwater is due to the use of nitrogen-rich fertilizers.

Table 2. Statistics summary and linear regression of the nitrate and chloride.

Wells	Nitrate (mg/l)			Chloride (mg/l)			R ²
	Average	Minimum	Maximum	Average	Minimum	Maximum	
Akil	48.56	32.50	65.70	275.31	264.09	294.85	0.17
Chacsinkin	95.29	28.30	155.50	111.52	93.80	125.12	0.00
Peto	87.02	28.2	150.20	294.72	250.14	400.23	0.02
Oxcutzcab	20.20	11.80	27.10	162.53	150.28	177.49	0.19
Tekax	17.28	7.30	25.00	251.84	234.06	271.58	0.55
Sta. Elena	22.52	14.70	31.10	285.49	265.32	390.00	0.17
Tahdziu	29.88	18.70	40.70	128.46	84.46	144.52	0.09
Ticul	25.62	11.80	36.90	229.95	159.59	273.52	0.42
Tzucacab	31.59	20.9	43.1	473.43	435.89	507.26	0.08
Dzan	33.42	24.20	46.70	280.70	266.81	296.79	0.43
Pencuyut	39.08	23.50	54.90	101.25	47.53	127.48	0.18
Muna	25.02	15.80	33.10	450.59	195.86	514.93	0.23

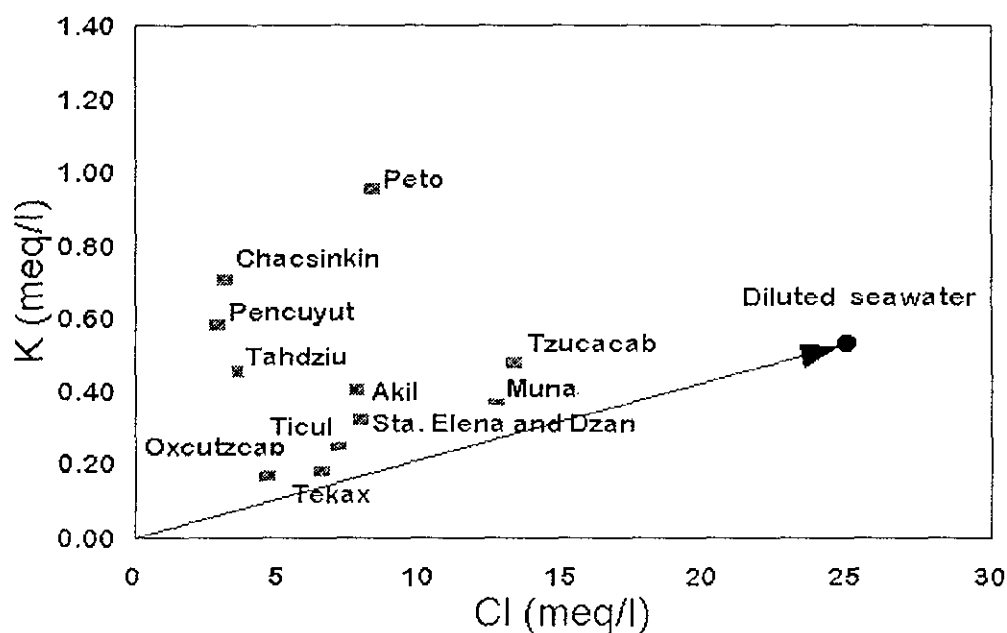


Figure 2. K/Cl ratio from groundwater samples in the study area.

Nitrate levels ranged from a minimum of 7.43 mg/l in Tekax to a maximum of 156 mg/l in Chacsinkin. (Figs. 3a and 3b; Table 1). Seven water supply wells comply with the Mexican Drinking Water Standards (DWS) throughout the year. These are: Oxcuztcab, Muna, Santa Elena, Tahdziu, Tekax, Ticul, and Tzucacab. The other five wells: Akil, Dzan, Pencuyut, Chacsinkin and Peto, are out of norm for different periods of time throughout the year (Table 1).

Chacsinkin and Peto exceeded the DWS for eleven months (only during October was the nitrate concentration within the DWS).

Seasonal trends in nitrate concentrations showed a strong correlation with the precipitation. Two inflection points may be observed in the precipitation vs. nitrate concentration plots (Figs. 3a and 3b). The first is when the nitrate concentrations start to decrease, corresponding to the month of June, and the second, when the nitrate concentrations start to increase, corresponding to the month of December. Although the wet season is normally considered to be from June to October, the period from the end of October through February could receive additional precipitation from tropical storms. Thus, for this study, the average nitrate concentration during the rainy season was calculated for the period June through November and the nitrate concentration for the dry season was calculated for the remaining months (Table 2). The higher concentrations are found during the period of low rainfall. During the period of rainy season, nitrate concentration decreased (Figs. 3a and 3b) due to a dilution effect.

Due to the high permeability of the area, the authors propose that groundwater, rich in nitrate ions, is diluted by the low salinity rain water. All twelve sample wells, show an interesting temporal pattern.

A dilution/concentration effect can be observed between the nitrate concentrations and precipitation. The aquifers, except for Chacsinkin, Peto, and Akil, are probably in a quasi steady-state situation with regards to the nitrate input/output. During the rainy season, though, the rainwater infiltrates into the aquifer, diluting the nitrate present in the groundwater.

Two background nitrate levels may be determined for each water supply well. The two most dramatic cases are the wells from Chacsinkin and Peto (Fig. 3a), whose decrease in nitrate concentration between the dry and wet season is dramatic. It varies between 116 to 74 mg/l and 107 to 67 mg/l nitrate, respectively. The other ten wells show changes that oscillate between the dry and wet seasons from 14 to 20.5 mg/l nitrate (Tekax) and 40 to 57 mg/l (Akil).

Table 3 shows the average nitrate concentration for the wet and dry seasons.

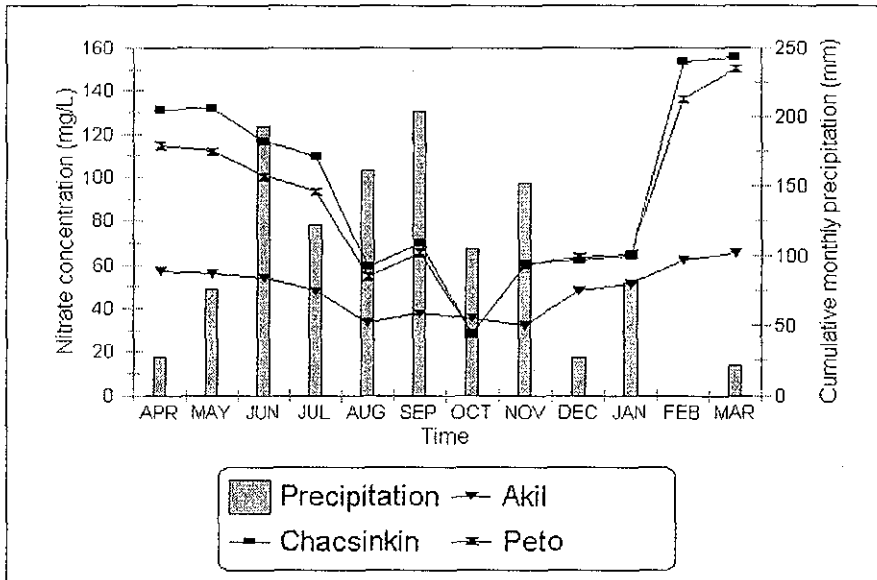


Figure 3a. Relationship between precipitation and nitrate levels in wells.

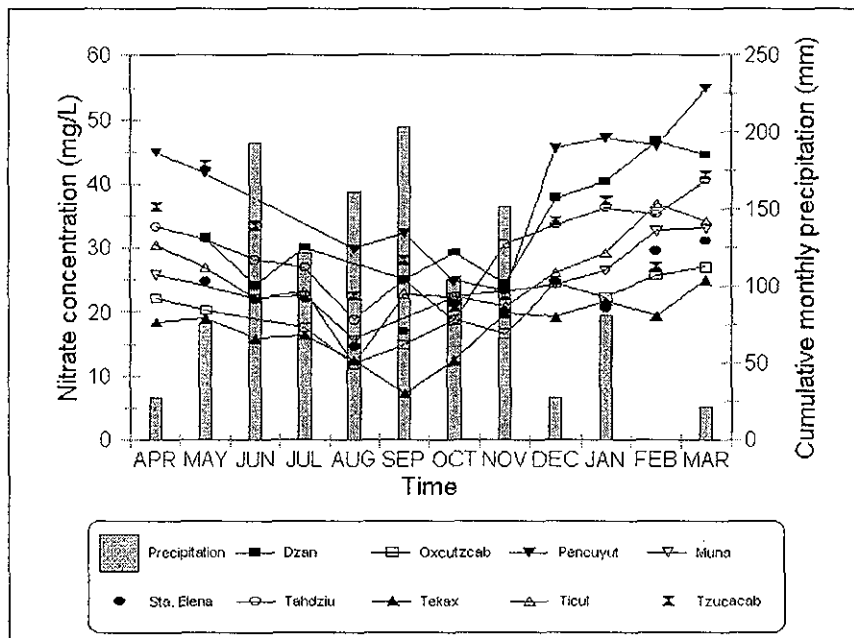


Figure 3b. Relationship between precipitation and nitrate levels in wells.

Table 3. Average nitrate concentrations for the dry and wet seasons.

WELL	DRY SEASON	WET SEASON
Akil	46.91	40.89
Chacsinkin	123.00	66.80
Dzan	35.40	31.74
Oxcutzcab	20.80	18.57
Pencuyut	43.48	35.56
Peto	109.00	63.73
Muna	25.35	22.99
Sta. Helena	24.02	20.90
Tahdziu	30.63	27.66
Tekax	18.11	15.87
Ticul	26.54	22.86
Tzucacab	34.05	28.55

CONCLUSIONS.

The main sources of nitrate in southern Yucatan are nitrogen-rich fertilizers with a smaller contribution from untreated domestic and animal wastes. Nitrate concentrations in twelve water supply wells show a temporal pattern in response to rainy season. A dilution effect is observed by infiltrating rain water as it mixes with nitrate rich groundwater.

Two background nitrate concentrations are observed for the 12 water supply wells, one for the dry and one for the wet season, respectively. The two cases with the highest nitrate concentrations are Chacsinkin and Peto, with the following concentrations: 116 to 74 and 107 to 67 mg/l, respectively.

Water supplies wells from Chacsinkin and Peto, show concentrations that are 3.5 times above the maximum permissible limits. A third water supply well, Akil, exceeds the maximum permissible concentration for seven months out of the year.

This situation is clearly unacceptable. New wells finished at a greater depth are not a viable option since it is likely that it will only draw the contamination deeper into the aquifer.

The authors suggest that an alternative source of water for these towns is needed as well as a continued effort to advise farmers as to proper use of fertilizers.

ACKNOWLEDGMENTS.

This report was supported by grants from the Dirección General de Investigación Científica y Superación Académica of the Secretaría de Educación Pública (Project 91-31-001-36-704) and by Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Project A910736). J. Pacheco was supported through a doctoral fellowship from Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Marín acknowledges a Sabbatical Fellowship from the Dirección General de Asuntos del Personal Académico of the Universidad Nacional Autónoma de México (DGAPA-UNAM) as well as support from the Dirección General de Intercambio Académico (DGIA-UNAM) and Departamento de Intercambio Académico (UADY).

REFERENCES

- Alcocer J, Lugo A, Marín L, Escobar, E (1998) Hydrochemistry of waters from five cenotes and evaluation of their suitability for drinking-water supplies, northeastern Yucatan, Mexico. *Hydrogeology Journal* 6: 293-301
- APHA, AWWA, WEF (1992) Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th. Edition. Edited by: Greenberg AE; Clesver LS and Eaton AD, Washington, USA, Part 4500-4: 87-88
- Back W, Hanshaw B (1970) Comparison of chemical hydrogeology of the carbonate Peninsulas of Florida and Yucatan. *Journal of Hydrology* 10: 330-368
- Back W, Hanshaw B (1974) Hydrochemistry of the northern Yucatan peninsula, Mexico with a section on Mayan water practices. In: Weidie, AE (ed) *Field Seminar on Water and carbonate Rocks on the Yucatan, Peninsula, Mexico. USA.* New Orleans Geological Society, pp 45-77
- Bouchard DC, Williams MK, Surampalli RY (1992) Nitrate contamination of groundwater: sources and potential health effects. *Journal of the American Water Works Association* 84: 85-90
- Bulger PR, Kehew AE, Nelson RA (1989) Dissimilatory nitrate reduction in a wastewater contaminated aquifer. *Groundwater* 5: 664-671
- Chandler J (1989) Nitrates in water. *Water Well Journal* XLIII: 45-47
- Cobos GV (1996) La problemática de los plaguicidas en la horticultura en el estado de Yucatán. In: Albert LA, Saldivar OL (eds) *La toxicología en México. Estado actual y perspectivas*, pp 127-131

- Doehring DO, Buttlar JH (1974) Hydrogeologic constraints on Yucatan's development. *Science* 186: 591-595
- Freeze RA, Cherry JA (1979) *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc. New Jersey, USA, 676 p
- Hamilton PA, Helsel DR (1995) Effects of agriculture on ground-water quality in five regions of the United States. *Groundwater* 33: 217-226
- INEGI (1996) Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Anuario Estadístico del Estado de Yucatán, México, 444 pp
- Kreitler WW, Browning LA (1983). Nitrogen-isotope analysis of groundwater nitrate in carbonate aquifers: natural sources versus human pollution. *Journal of Hydrology* 61: 285-301
- Lopez-Ramos E (1973) Estudio geológico de la Península de Yucatán. *Boletín de la Asociación Mexicana de Geología y Petrología*, 25: 23-76
- Marín LE (1990) Field investigation and numerical simulation of a karstic aquifer of northwest Yucatán, Mexico, PhD dissertation, Northern Illinois University, DeKalb, IL, 127 p
- Marín LE, Perry EC, Villasuso, M (1990) Hurricane Gilbert: its effects on the aquifer in NW Yucatan, Mexico. In: *Selected Papers on hydrogeology from the 28 th International Geologic Congress, Washington DC, USA*. International Association of Hydrogeologists, 1: 111-127
- Marín LE, Perry EC (1995) The hydrology and contamination potential of northwestern Yucatan, Mexico. *Geofísica Internacional* 33: 619-623

- Moore YH, Stoessell RK, Easley DH (1992) Freshwater/sea-water relationship within a ground-water flow system, northeastern coast of the Yucatan Peninsula. *Groundwater* 30: 343-350
- Pacheco AJ (1994) Impacto del uso del suelo en las concentraciones de nitratos del agua subterránea en el estado de Yucatán. Informe Técnico. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, 55 p
- Pacheco AJ, Cabrera SA (1996) Efecto del uso de fertilizantes en la calidad del agua subterránea en el estado de Yucatán. *Ingeniería Hidráulica en México*. XI: 53-60
- Pacheco AJ, Vázquez BE, Méndez NR (1996) Nitratos en agua de consumo de una población rural del estado de Yucatán. *Boletín Académico de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán* 32: 21-30
- Pacheco AJ, Cabrera SA (1997) Groundwater contamination by nitrates in the Yucatan Peninsula, México. *Hydrogeology Journal* 5: 47-53
- Perry EC, Swift J, Gamboa J, Reeve A, Sanborn R, Marin LE, Villasuso M (1989) Geological and environmental aspects of surface cementation, North Coast, Yucatan, Mexico. *Geology* 17: 818-821
- Perry EC, Reeve A, Sanborn R, Marin LE, Villasuso M (1990) Response to comment "Geologic and Environmental Aspects of Surface Cementation North Coast Yucatan, Mexico". *Geology* 803-804
- Perry EC, Marin LE, McClain J, Velázquez G (1995) The ring of cenotes (sinkholes), northwest Yucatan, Mexico: its hydrogeologic characteristics

and possible association with the Chicxulub impact crater. *Geology* 23: 17-20

Piskin R (1973) Evaluation of nitrate content of groundwater in Hall County, Nebraska. *Groundwater* 11: 4-13

Ritter WF, Chirnside AEM (1984) Impact of land use on ground-water quality in Southern Delaware. *Groundwater* 22: 38-47

Secretaría de Salud (1996) Reglamento de la Ley general de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios: Diario Oficial de la Federación del día 12 de enero

Steinich B, Marin LE (1996) Hydrogeological investigations in Northwestern Yucatan, Mexico using resistivity surveys. *Groundwater* 34: 640-646

Steinich B, Marin LE (1997) Determination of flow characteristics in the aquifer in Northwest Yucatan, Mexico. *Journal of Hydrology* 191: 315-331

Steinich B, Velázquez G, Marin LE, Perry EC (1996) Determination of the groundwater divide in the karst aquifer of Yucatan, Mexico, combining geochemical and hydrogeological data. *Geofísica Internacional* 35: 153-159

Stoessel RK, Ward WC, Ford BH, Schuffert JD (1990) Water chemistry and CaCO_3 dissolution in the saline part of an open-flow mixing zone, coastal Yucatan Peninsula, Mexico: *Geological Society of America Bulletin*, 101: 159-169

Velázquez AL (1986) Aplicación de principios geoquímicos en la hidrología karstica de la Península de Yucatan. *Ingeniería Hidráulica en México* 1: 21-29

- Velázquez OG (1995) Estudio geoquímico del anillo de cenotes, Yucatán. M.S. Thesis, Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico, 77 pp
- Vigil J, Warburton S, Haynes W, Kaiser LR (1965) Nitrates in municipal water supply cause methemoglobinemia in infants. Public Health Reports 80: 1119-1121
- Weidie AE (1982) Lineaments of the Yucatan Peninsula and fractures of the central Quintana Roo coast: Road log and Supplement to 1978 Guidebook, Geological Society of America Meeting Field Trip #10 Yucatan, 25 pp
- Wells ER, Krothe NC (1989) Seasonal fluctuation in $\delta^{15}\text{N}$ of groundwater nitrate in a mantled karst aquifer due to macropore transport of fertilizer-derived nitrate, Journal of Hydrology 112: 191-201

**6. EFECTO DEL USO DE LA EXCRETA DE CERDO COMO FERTILIZANTE EN
LAS CONCENTRACIONES DE NITRATOS Y BACTERIAS COLIFORMES
FECALES EN EL ACUÍFERO CÁRSTICO DE YUCATÁN, MÉXICO.**

**Effects of porcine dung on groundwater nitrate and fecal coliform
bacteria concentrations in the karstic aquifer of Yucatan, Mexico.**

Julia Pacheco-Avila^{1,2}, Birgit Steinich¹, Armando Cabrera²,

Luis Marín², Oscar Escolero²

¹Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Insurgentes Sur y Circuito
Escolar. Ciudad Universitaria. CP. 04510, México D.F.

²Universidad Autónoma de Yucatán. Av. Industrias no Contaminantes por Anillo
Periférico Norte. Tel. 52(9)9410191 Fax 52(9)410189 E-mail:

pavila@tunku.uady.mx

En arbitraje: Hydrogeology Journal

ABSTRACT.

Organic wastes, especially animal manure, have long been used as source of nutrients for crops. However, such materials add certain difficulties regarding nitrogen and pathogens. The portion of Yucatan Peninsula chosen for this study is a potential area for nitrate groundwater contamination because the porcine dung

activities, the karstic aquifer and the lack of soils of considerable thickness. Routine sampling was carried during January 1997 to June 1999, in order to study the effects of porcine manure applications in an agricultural papaya (*Carica papaya*) field on the groundwater quality. Groundwater samples were analyzed for their major ions and fecal coliform bacteria density. Peak values of nitrate in all wells may be observed with up to 88 mg/l above the background value. Respect to bacteriological contamination, a little increase of coliform density was observed during heavy rain episodes because a bacteriological shallow well contamination exists in the region. The routine observation of the nitrogen content in porcine manure, the nitrogen uptake for growing plants and the nitrate concentration in groundwater samples may optimize the application of organic fertilizer and reduce major leakage events of nitrogen towards the aquifer and prevent nitrate hazards within groundwater.

Key words: karst, waste disposal, agriculture, groundwater quality, contamination.

INTRODUCTION.

The high input of nutrients through the use of fertilizers, manure and animal feed make it possible to reach high levels of agricultural production. However, high nutrient input may also result in large nutrient losses and thus have adverse effects in groundwater, surface water and the atmosphere (Neeteson 2000).

Increase in the concentration of nitrate in groundwater is becoming a world-wide problem and is commonly ascribed to one or more of three factors associated with

modern farming methods: (1) increased fertilization, (2) increased animal waste and (3) increased cultivation (Heaton 1985).

Organic wastes, especially animal manure, have long been used as source of nutrients for crops. Animal manure, sewage sludge and other organic wastes are often applied to agricultural land because this offers a convenient method for disposal. In addition, their use can be financially advantageous to the farmer as subsequent crops may require less inorganic fertilizer. However, such materials add certain difficulties to those encountered with inorganic fertilizers, particularly regarding nitrogen and heavy metals (Powelson et al. 1989).

During the decomposition of manure, nitrate is the main end product from the nitrogenous portions of the manure, and may accumulate to very high concentrations in the soil. Several unfavorable conditions may develop in soil and groundwater as a result of high nitrate concentrations. The movement of nitrate through the soil profile varies with soil, climate and management. Generally, nitrate will move through porous, well-drained soils with water from either rainfall or irrigation (Smith and Peterson 1982).

Manure and slurries are an excellent source of nitrogen that should not be wasted; the main problem by using it as fertilizer, however, is finding out how much nitrogen they contain. No unique value may be given since different animals produce different manure because they have different physiology, anatomies and diets (Addiscot et al. 1991).

The increase in soil mineral nitrogen resulting from the application of animal manure is closely related to the soluble N-content of the manure. The risk of nitrate

leaching after manure applications will depend upon this increase in soil mineral nitrogen, upon soil type, the crop cover, and subsequent rainfall. The effective drainage volume is as important in determining nitrate concentration in groundwater as is the total quantity of nitrates leached (Unwin and Smith 1995).

The matrix flow also plays an important role in nitrate leaching over a longer period of time. With each rainfall event, the nitrate front in the matrix is displaced by infiltrating fresh water and as a consequence moves further down (Iqbal and Krothe 1995).

Nitrate has been identified as the major contaminant in many groundwater systems. Ingestion of high concentrations of nitrate has shown to cause methemoglobinemia and has been linked to gastric cancer (DiGnazio et al. 1998). The maximum level of nitrate in drinking water established by Mexican Standard is 45 mg/l according to U.S. Public Service (SSA 1996; Flipse et al. 1984).

The Peninsula of Yucatan is located in southeastern Mexico. Its shallow karst aquifer is the only source of fresh, potable water for its population. Pacheco et al. (2001) reported that the principal source of high nitrate levels in groundwater beneath the main agricultural region in Yucatan, was the leaching of nitrogen from inorganic fertilizers on coarse texture soils to an aquifer with a shallow water table.

The portion of the Peninsula of Yucatan chosen for this study is a potential area for nitrate contamination because the porcine dung activities. One of the characteristics of this of this area is the lack of soils of considerable thickness. Land application of porcine manure has advantages; however, it exposes

atmosphere, soil and aquifer to locally high concentrations of pathogens and chemical compounds with possible adverse effects on human and animal health.

Nitrogen and other indicators such as major cations, anions and bacteria, has been used by various authors (Panno et al. 1999; Unwin and Smith 1995; Taiganides 1992; Jansson et al. 1989) to determine the effect of porcine dung and the use of other manure on groundwater nitrate concentrations.

Objectives.

The main purpose of this study was to determine the effects of porcine manure application in an agricultural papaya (*Carica papaya*) field on groundwater quality.

The objectives were to: (1) describe the nitrate and bacteriological impact caused by porcine manure application on a karst aquifer respect to the amount of contaminants added to the background contamination; (2) to describe the time cycle of the impact related to one cultivation cycle taking into account the special situation of a shallow karst aquifer with almost no soils and (3) to estimate the possible impact on drinking water quality due to the agricultural activities of a small porcine farm in a karst area.

Study area.

The study area is located in the northwestern part of the Yucatan Peninsula, southeast Mexico (Fig.1), approximately 14 km northeast of the city of Merida (21°05'N, 89°32'W). The study was run as field experiment at the Agricultural Technological Institute of Conkal, Yucatan.

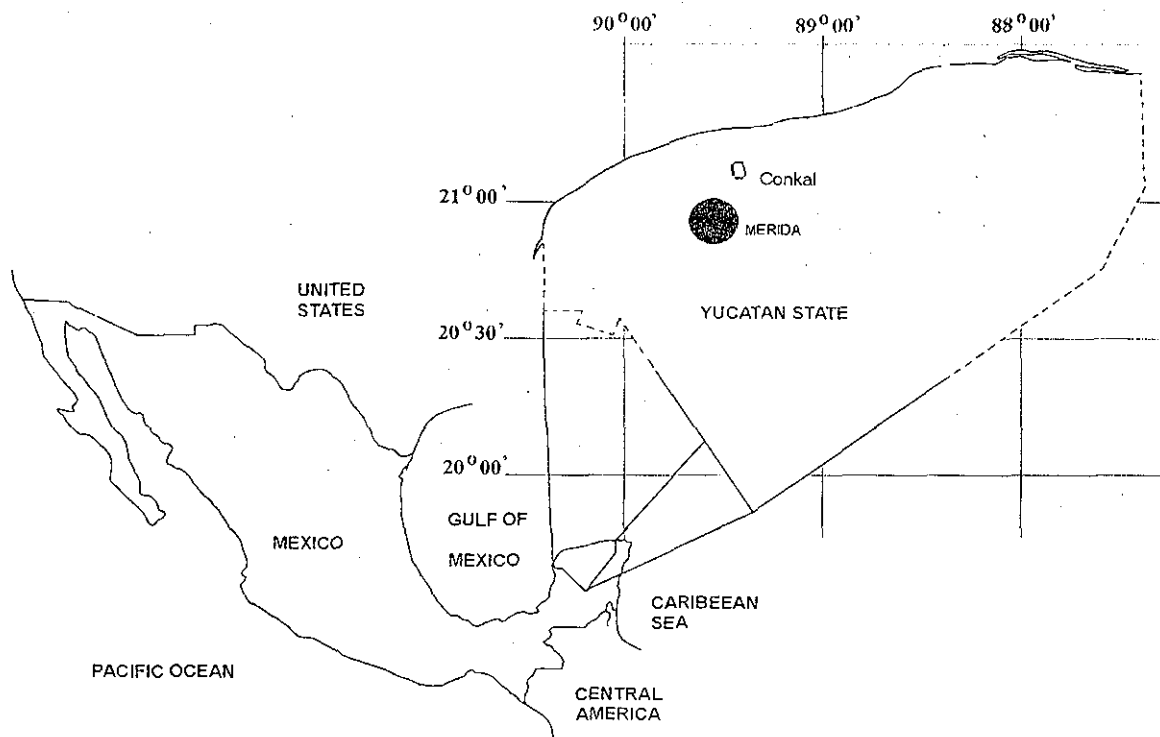


Figure 1. Study area location in Yucatan Peninsula Mexico.

The porcine manure application area has an extension of approximately 2 Ha (Fig. 2). Since 1994, porcine manure has been applied to the scarce soil in order to improve the different crop productions. In spring of 1997, 2500 papaya trees were planted and porcine manure was applied during summer of 1997.

The manure dosage applied was 3 kg in each papaya tree since the nitrogen content was assumed to be 3.7% (Borges and Ríos 1998). This porcine manure dose corresponds to a rate application of 138 kg/Has of N, and falls within the range of 120 - 180 kg/Has of N that Rodríguez (1989) considered adequate for the cultivation of fruits with high production result.

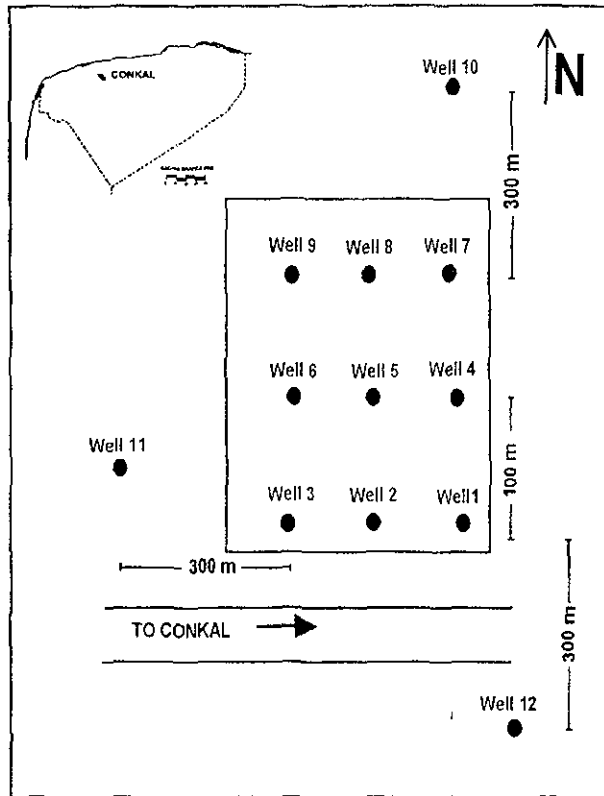


Figure 2. Ubications of monitoring wells in the field experiment.

The cultivation cycle observed in this study started with the planting in June 1997, and ended with the harvest lasting over the period between December 1998 and June 1999. The total duration of the cultivation cycle is therefore between 1.5 and 2 years.

The hydrogeology of Yucatan Peninsula is complex because of its variability in its hydraulic parameters due to a well-developed karst (Marin and Perry 1994). The upper hundred meters consist of almost pure carbonates and evaporites which, when dissolved, leave practically no residues. This has resulted in the development of a mature karstic system with a very high permeability with little soil and no extensive aquitards except for a narrow band parallel to the coast (Perry et

al. 1989). Surface drainage is absent and it has been inferred that groundwater recharge from rainfall is relatively high as a result of infiltration of runoff/sheetflow through karst derived features (Graniel et al. 1999).

The regional groundwater flow direction is from southeast to northwest, e.g. from the central part of the Peninsula toward the coast (Lesser 1976).

The soil type in the experimental field of the study area is Tzekel (Mayan terminology) which is equivalent to the Litosol type according to the terminology used by the Food and Agricultural Organization (FAO). This soil type is characterized by shallow depth to bedrock (0.20 m) and a very high content of rock particles (Sangines 2000).

METHODS

Activities relevant for the local groundwater contamination generated at the experimental farm studied in this investigation are: (1) the extraction of groundwater in nine shallow wells distributed over the farm area and reuse of this water for irrigation and (2) the employment of porcine manure as unique fertilizer. These activities may result in an increase of the groundwater contamination due to the artificial infiltration of water and the related leakage of contaminants from the porcine manure deposited at the surface. In addition to the extracted groundwater, only rainwater may infiltrate into the aquifer beneath the farm since no groundwater from outside the farm area is used for irrigation.

Groundwater quality beneath the porcine manure application site and the surrounding area was monitored by collecting and analyzing water samples from

12 shallow observations wells (Fig. 2). Depth to water table in the monitoring wells ranged from 5.0 to 6.5 meters. These wells have an approximate diameter of 1 meter and are finished 0.5-1.0 m below the water table. Well 1 to 9 are in the area were in the porcine dung area. Well 10 is located inside the experimental field but in an area were the land use was the animals feed using in other research. Well 11 is a public well using for water well supply and well 12 is located in a small pigs farm which was closed at the end of 1998, before to finished this study.

Chemical and biological characteristics derived from these samples are from the upper portion of the aquifer. Routine sampling was carried out in eleven occasions during the period from January 1997 to June 1999 in order to study the short-term and long-term impact of porcine manure on groundwater quality.

Groundwater samples were analyzed for their major ions and fecal coliform bacteria density, according to the procedures outlined in Standard Methods (APHA, AWWA, WEF 1996).

Infiltration mechanisms

Solute transport in carbonate aquifers through the unsaturated zone may occur simultaneously in two different modes. One is by diffuse flow and the other is a conduit flow through macropores or fissures (Shuster and White 1971; Cabrera 1986; White 1988). In order to identify the predominant type of flow mode, Shuster and White (1971) used the following variation coefficient CV, expressed in percent:

$$CV = \frac{s}{\bar{x}} 100$$

\bar{x} is the mean value for total hardness of the content of the observed species and s its standard deviation. Shuster and White (1971) found that diffuse flow is characterized by values less than 5%, while the corresponding values for conduit flow are in the range between 10 and 24%.

Nitrate versus other ion concentrations

Heaton (1985) studied the origin of nitrates in groundwater and found that high nitrate concentration coincides with high concentrations of other soluble anions such as sulfate and chloride; except for the rare case when nitrates originate from surrounding rock formations. This situation can be applied for measure the inorganic fertilizer impact on groundwater because the chemical formulation is from inorganic nitrogen, chloride and sulfate; although in porcine dung land use, the situation seems different due to organic nitrogen high content in the excreta pigs.

RESULTS AND DISCUSSION

Infiltration mechanisms

The total hardness values were used to determine the predominant flow type in the study area. The variation coefficient value found was 17%, which indicates that conduit flow being the predominant flow mode. Conduit flow in a mature karst system as in the case of the study area further implies high spatial variations in the solute transport rates.

Chemical composition

Chemical data including anion and cation concentrations, specific conductance, temperature, dissolved oxygen and pH values were determined for all water samples. Milliequivalents per liter values were calculated for anions and cations and a standard charge balance was determined for each sample. Seventy percent of the samples had charge balances below 5 % and another 22 % between 5 and 10 %. The Piper diagram for water samples from the study area show that the general groundwater facie type is Ca-HCO₃ (Fig. 3).

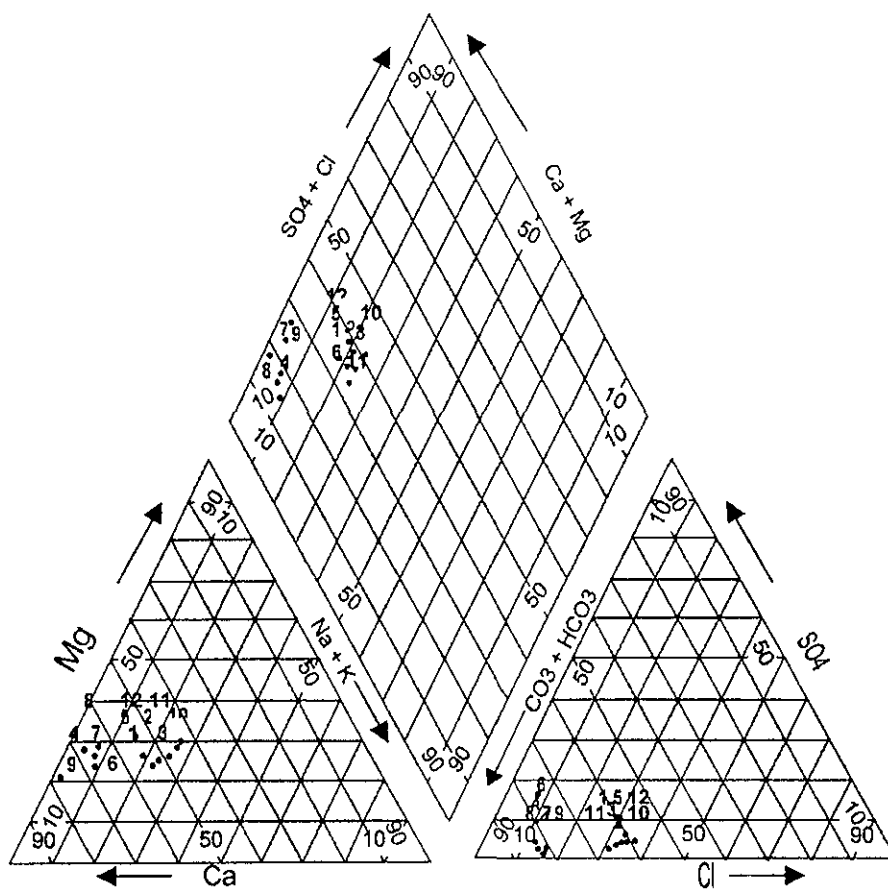


Figure 3. Chemical character of the aquifer beneath the study area.

The sodium adsorption ratios were calculated and the results are shown in a diagram like that suggested by the U.S. Salinity Laboratory Staff in 1954 (Walton, 1970) in order to determine the suitability of the groundwater for irrigation purposes (Fig. 4). The results indicate that the wells 7,8 and 9 have medium salinity hazard, while the other wells have high salinity hazard with respect to their electric conductivity. Suitability of the groundwater for irrigation purposes is only effective for tolerant salt plants.

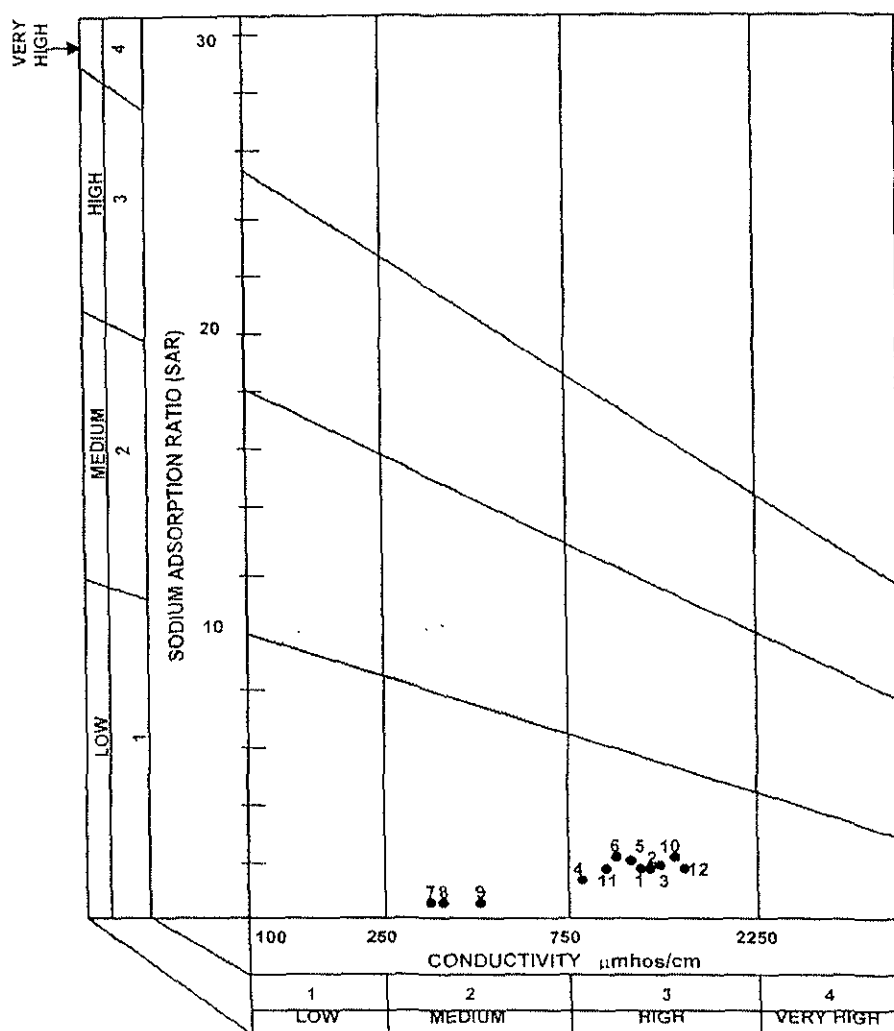


Figure 4. Suitability of groundwater for irrigation purposes.

Nitrate versus other ion concentrations

The relation between the nitrate ion and the another anions sum (sulfate and chloride) for rural areas where the land use is no porcine dung, such as small urbanization and farms and some agricultural domestic activities, showed a correlation according Heaton (1985). Groundwater samples form the study area where the land use was porcine dung, this correlation was not clear. The concentration of nitrate ion versus sulfate and chloride ions was not a constant but varied considerably. This relation was due to the organic origin and quantity nitrogen in the manure in contrast with the inorganic origin and quantity of nitrogen in the other land uses areas. The lack of correlation between these two parameters may be a good indicator from groundwater impacted by organic fertilizer use.

Baseline data for nitrate concentration in the groundwater

Samples were taken from three reference wells (wells 10, 11, and 12 (Fig. 2) outside the experimental farm area for determine the baseline data for nitrate concentration in groundwater. This baseline data will be compared with nitrates concentration from the farm wells in order to isolate the contribution generated by the agricultural activities on the farm area.

Nitrates in the groundwater northeast of the city of Merida have medium values of 52.61 mg/l for the period between January, 1997 and July, 1999 with values ranging between 18.32 mg/l and 179.72 mg/l (Fig. 6). Values are between 26.00

and 51.37 mg/l in January, May and September of 1997, while nitrate in the baseline data wells rise over 100 mg/l in February of 1998.

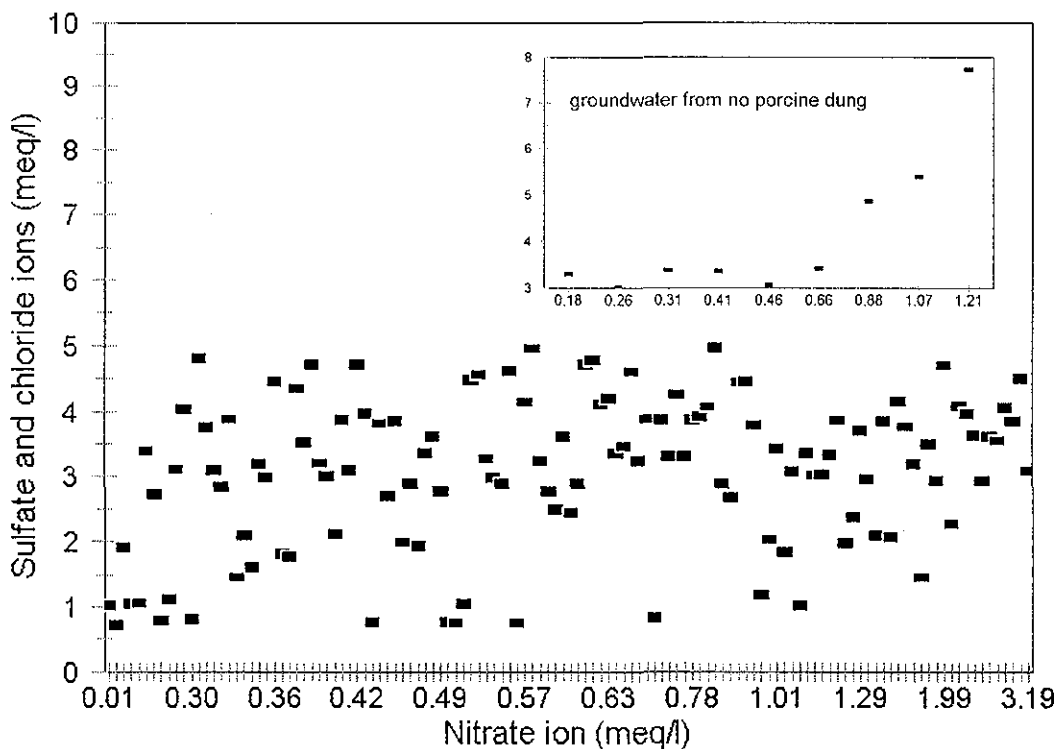


Figure 5. Comparison of the nitrate vs. sulfate and chloride ions in groundwater samples from porcine dung and other land uses.

There is another high value of over 150 mg/l in well 10 north of the study area in June of 1998; the other two baseline data wells 11 and 12 had nitrate contents below 50 mg/l in the same sampling period. Values rise again temporally over 50 mg/l in wells 10 and 11 in November and December of the same year (Fig. 6) and fall again in February, April and July of 1999. It may be observed in Figure 6, that nitrate concentrations in the groundwater near the study area were high during the whole sampling period. Values were close to the limit of 45 mg/l fixed as the

maximum permissible content by the national norm (SSA 1996) and with values higher than this limit in several periods.

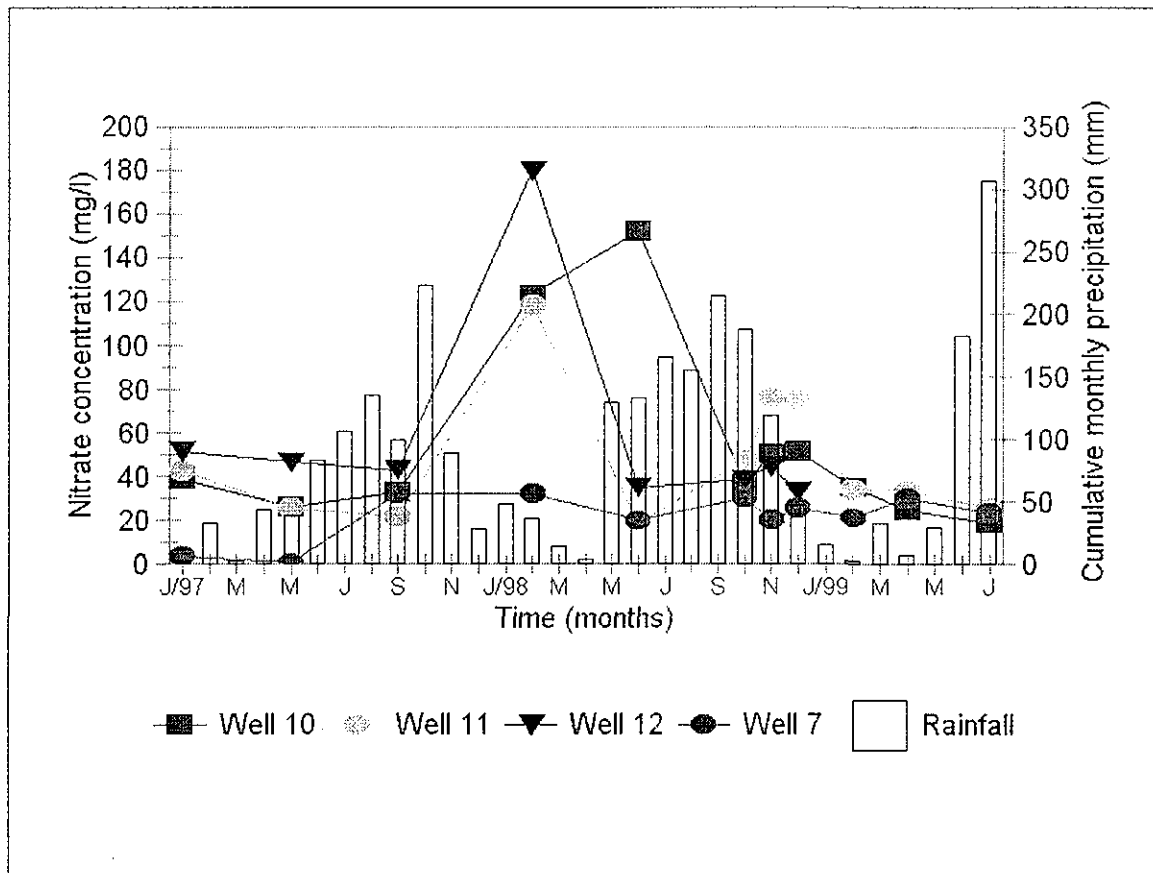


Figure 6. Nitrate concentration background in the study area.

Nitrate distribution and transport in the aquifer

In a mature karst system with predominant conduit flow, neighbouring wells are not necessarily connected hydraulically but may be part of independent conduit systems (Steinich and Marin 1997). Within the study area, however, groundwater samples taken from eight of the nine wells within the farm area show similar variations in nitrate contents as water samples from at least one of the three

baseline data wells (Figs. 7 and 8). It may therefore be assumed that nitrate contents in the water samples from the farm area result from the sum of the baseline data concentration and the additional nitrate added by leakage from the porcine manure application within the farm area.

Based on similar variations of nitrate with time, wells may be divided in two groups: wells 1, 6, 8, 9 and 10 (Fig. 7) and wells 2, 3, 4, 5 and 11 (Fig. 8). These observations suggested good hydraulic connection between wells in the same group. There are exceptional high nitrate contents in wells 2, 4 and 5 in October of 1998 that was not observed in other wells. While water from wells 2 and 5 show again high nitrate concentrations in November and December of the same year, the water sample from well 4 don't follow this trend in nitrate content for this period. A surplus of porcine manure was temporally deposited near wells 2 and 5 and it may be supposed that the described anomalous nitrate concentrations in these two wells are probably due to an additional local leakage event limited in time.

Nitrate contents found in water samples from well 7 show no relation with one of the baseline data wells or with any of the farm wells (Fig. 6). Contamination with respect to nitrate in this well is relatively low over the whole sampling period with values ranging between 0.31 mg/l in May 1997 and 32.24 mg/l in February, 1998. Figure 6 shows that none of the high nitrate events that may be observed for the three baseline data wells 10, 11 and 12 was clearly observed in well 7 while all other farm wells show such a correlation with at least one the background wells. Mixing with water from depth levels which is less affected by superficial nitrate contamination could result in a dilution of water near to the well 7 and explain their

missing correlation with other wells. Water from the neighboring well 8 shows the high nitrate event observed all the other wells between February and June of 1998 but with lower intensity. The proposed dilution effect proposed for well 7 may eventually influence well 8 though to a minor grade.

The observations made so far with respect to the baseline data nitrate contents on one hand and those within the farm area, allow us to isolate that part of the contamination that originates from the farming activities.

Figures 9 and 10 show the differences of nitrate contents of each of wells 1, 6, 8 and 9 with respect to well 10 and wells 2, 3, 4 and 5 with respect to well 11 as a function of time. The plantation of papaya trees took place in June of 1997 and the manure application some 70 days later in August of 1997. Except for wells 2 and 5, water from all other farm wells show no increase in nitrate concentration in the sampling date following the manure application in September of the same year (Figs. 9 and 10) with respect to the corresponding baseline data wells.

Peak values of nitrate surplus in all wells may be observed during the period from September to December of 1998. These values reach up to 88 mg/l of nitrate above the baseline data for well 2 (Fig. 10). Nitrate surplus in the farm wells decrease during the following months and all farm wells reach the baseline data in July of 1998 (Figs. 9 and 10). The delay of the high nitrate event in the aquifer with respect to the application of porcine manure reflects probably the period of nitrogen uptake by the growing plants causing no nitrate leaching to the groundwater table.

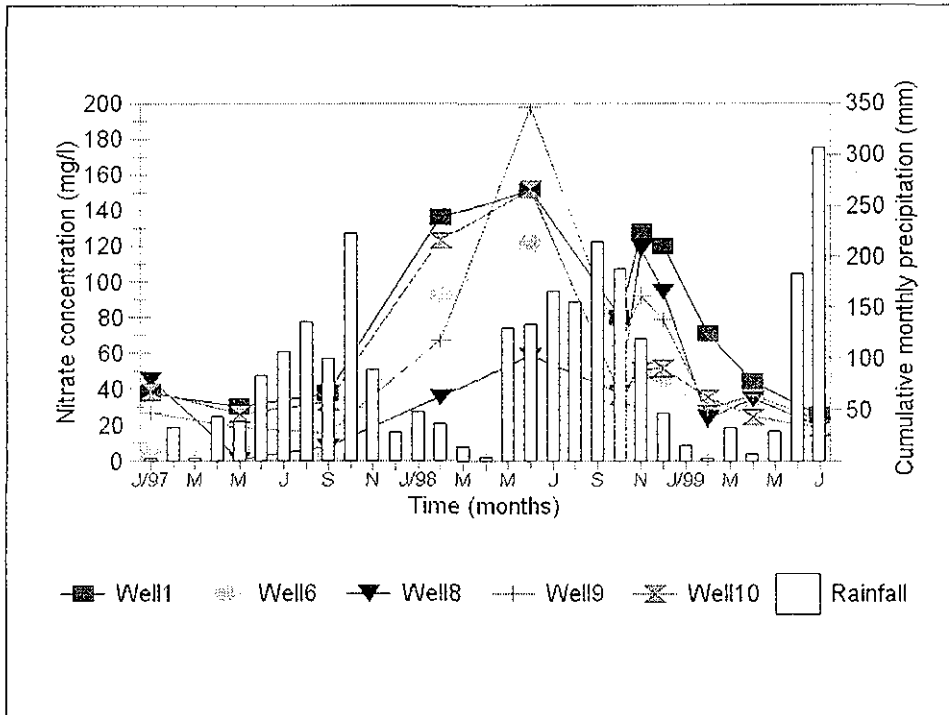


Figure 7. Nitrate concentrations in selected wells on the field experimental site.

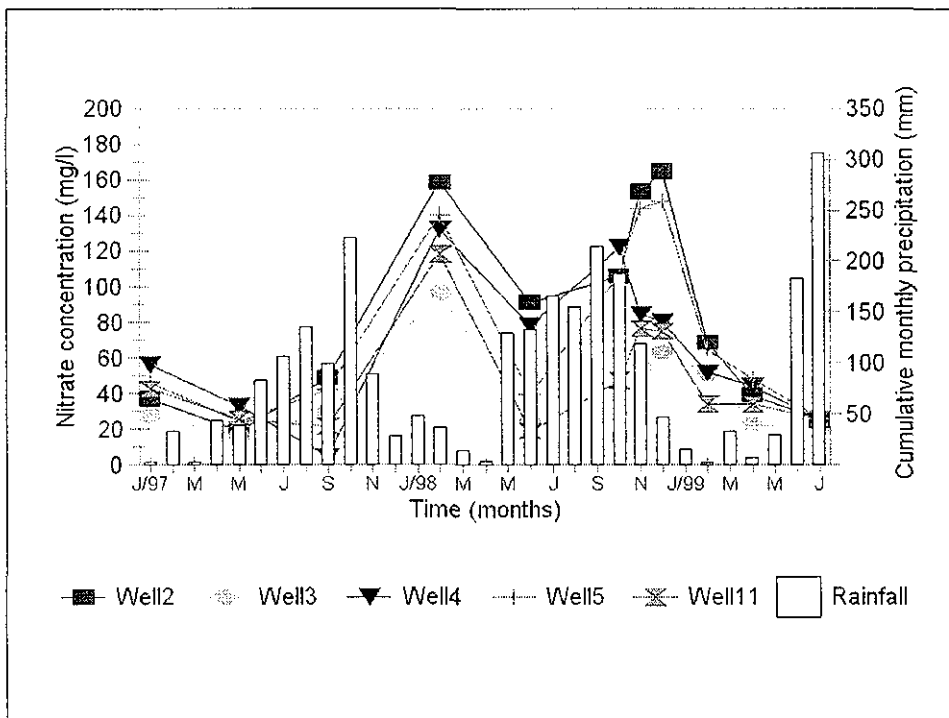


Figure 8. Nitrate concentrations in selected wells on the field experimental site.

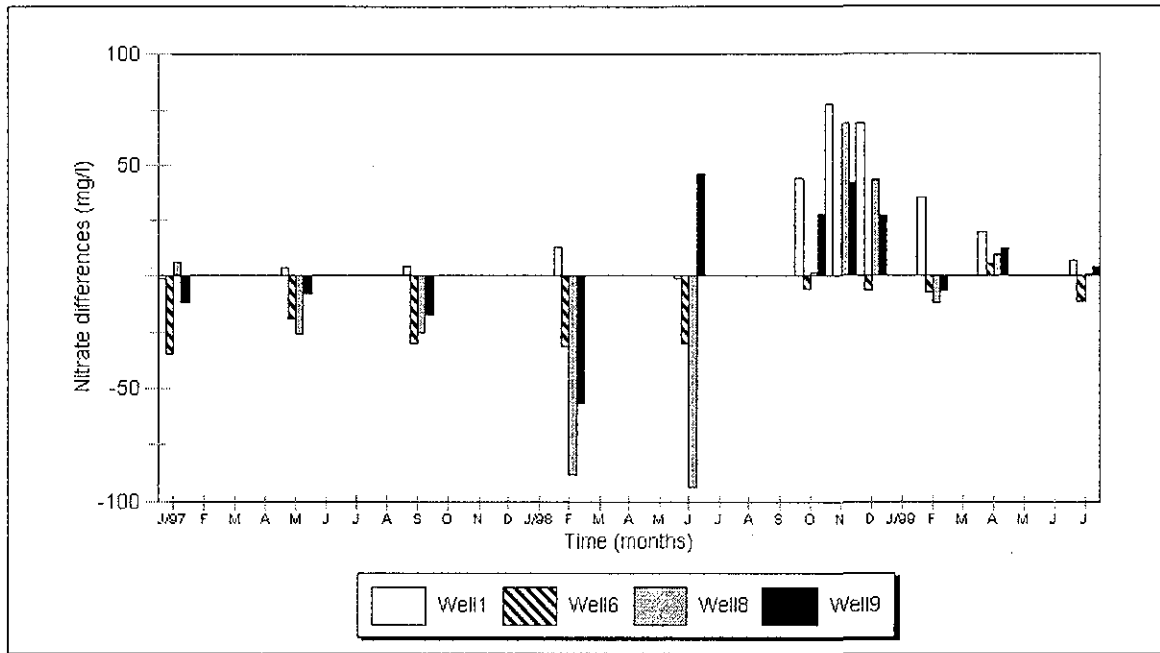


Figure 9. Groundwater nitrate increase caused by farm activities.

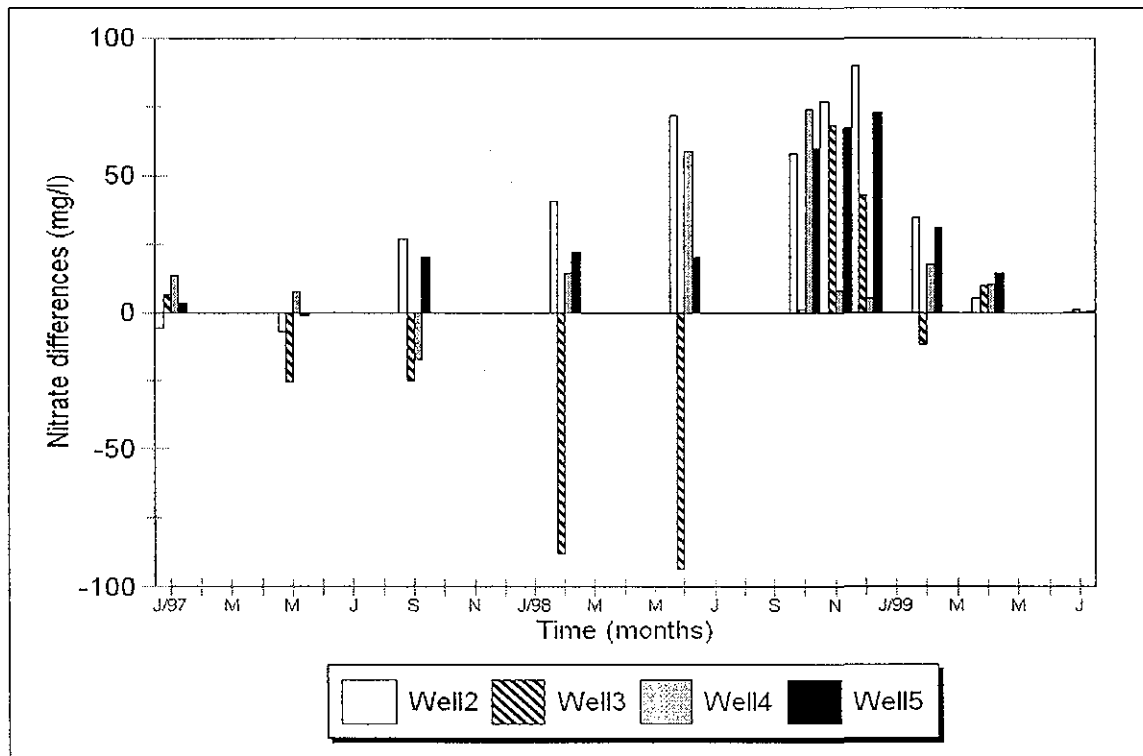


Figure 10. Groundwater nitrate increase caused by farm activities.

The increasing contamination of the aquifer towards the September to December of 1998 – period seems is the consequence of the infiltration of the excessive amount of fertilizer not absorbed by the plants. It is important to remind that there was no agricultural activities during the summer of 1998 and that the observed impact of the excessive use of porcine manure as fertilizer on the groundwater quality must be related to the cultivation of papaya trees during the summer of 1997.

Bacterial composition

The use of porcine manure implies not only inorganic contamination, but also the liberation of important amounts of organic material such as coliform bacteria. Transport of bacteria through contaminated groundwater is affected by a number of factors in addition to the geological and hydrological characteristics of the aquifer itself (Harvey 1989).

Density of coliform bacteria from inside and outside wells were counted 11 times from January 1997 to June 1998.

Even before starting the experimental cultivation cycle, coliform in considerable amounts could be identified in the water samples, which implies a certain background contamination with respect to bacteriological contamination of the groundwater beneath the studied area. Values reach their minimum for most of the wells in January, 1997 and February 1998. This period correlates in time with the overall decrease in agricultural activities on a regional level. The preparation for the cultivation cycle in one year starts with cleaning up the fields during March and

April and the application of the manure at future planting sites during May and June. Sudden increases of coliform bacteria in the water samples taken from the wells in June of 1998 reflect the transport of bacteria through the karstic aquifer which have high secondary pore structure and then may be subject to an enhancement effect of travel velocity. Figure 11 shows that the geometric means for all wells of the density of coliform in the groundwater increases from June to October which coincide with the heavy rain events. There was not a clear difference between the geometric mean for fecal coliform density in wells from outside farm and those in the manure porcine application area. The bacteriological contamination in the groundwater table is associated with a regional contamination so the farm activities, such as the porcine manure applications only increase the counts for fecal coliform after heavy rain episodes.

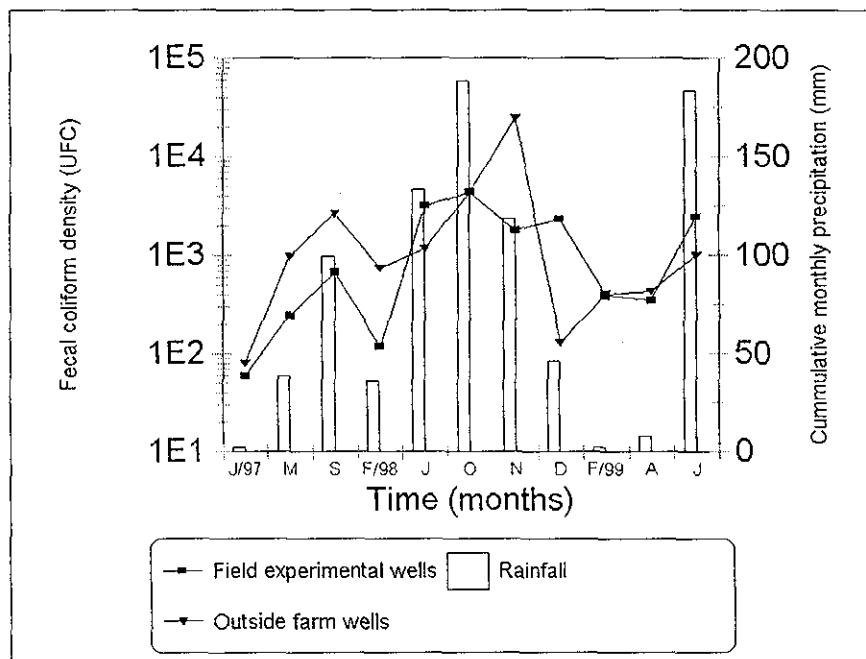


Figure 11. Geometric mean values of Fecal Coliform bacteria for all wells.

From these observations, it may be concluded that in contrast with the inorganic contamination, there is no time and density difference between the regional groundwater contamination and the leakage of fecal bacteria from the porcine manure application.

Twelve species belonging to five genera of *Enterobacteriaceae* family were isolated. Leaching of bacteria to groundwater table from the porcine manure application caused the presence of a diversity species greater than the bacteria groundwater background (Table 1).

Table 1. Bacteria isolated from the study area.

Family	Species	Farm wells	Outside farm wells
<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Enterobacter agglomerans</i>	+	+
	<i>Enterbacter aerogenes</i>	+	+
	<i>Serratia marcecens</i>	+	+
	<i>Escherichia coli</i>	+	+
	<i>Klebsiella oxytoca</i>	+	-
	<i>Citrobacter freundii</i>	+	-
	<i>Citrobacter diversus</i>	+	+
	<i>Salmonella rubideae</i>	+	-
	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	+	+
	<i>Pseudomona aeruginosa</i>	+	-
	<i>Edwarsiella tarda</i>	+	-
	<i>Enterobacter hafnie</i>	+	+

The most dominant bacteria species present included the fecal bacteria *Escherichia coli*, *Enterobacter agglomerans* and *aerogenes* (Fig. 12).

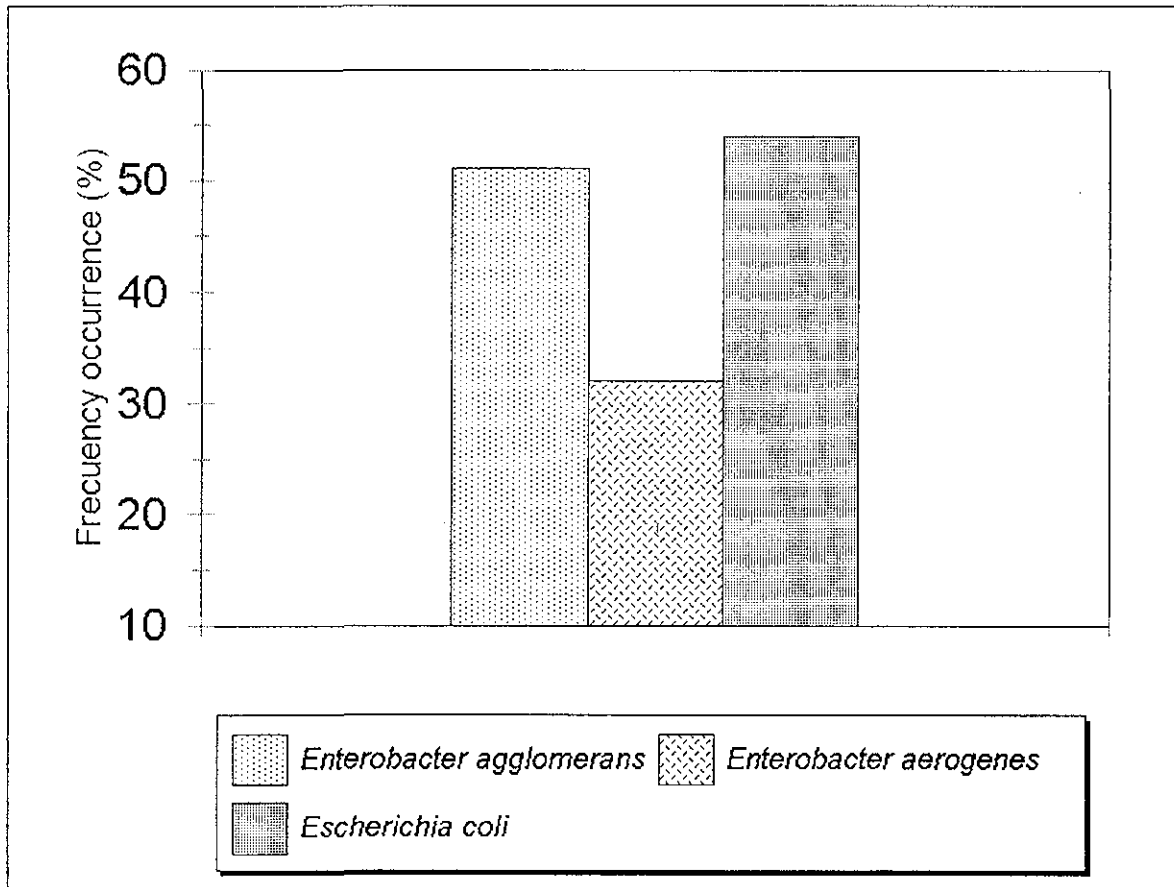


Figure 12. Bacteria species common to the farm wells and outside farm wells.

Consequently it was assumed that the leaching from the porcine manure application to groundwater table might have a health related microbial impact. Bacteria isolates in groundwater samples pose serious public and animal hazards, as they constitute potential sources of gastroenteritis, diarrhea and other disorders health.

CONCLUSIONS

The calculation of the variation coefficient showed a value of 17%, which indicates that conduit flow being the predominant flow mode in the study area.

Farm activities no change the chemical type groundwater typical of limestone aquifers, however the quality for irrigation purposes is hazardous due to salinity processes. The predominant type of groundwater is Ca-HCO₃ and the sodium adsorption ratio show that the suitability of groundwater for irrigation is only for tolerant salt plants.

The comparison of nitrate versus other anion concentration within the water samples of the study area shows no correlation between these two parameters. While a linear correlation would be expected in natural groundwater, the lack of correlation may be an indicator for organic fertilizer as origin of the nitrate in groundwater.

Nitrate concentrations in the groundwater near the study area was found to be near the permissible limit of 45 mg/l during most of the cultivation cycle showing values higher than this limit in several periods.

The combination of the chemical characteristics with respect to the major ions and the nitrate contents suggests the presence of a hydraulic connection of one well (well 7) with deeper parts of the aquifer. This situation result in a mixture with waters not directly affected by the agricultural activities within the farm area.

The differences in time and quantity leaching nitrogen response showed by some wells is associate with the main type conduit flow in the aquifer, which permit found pockets of contamination rather regional contamination in the area. Variations in nitrate concentrations from samples from the farm wells and several reference wells

outside the farm area were compared to establish the nitrate isolation contribution due to the agricultural activities within the farm area from the regional background contamination.

Nitrate leakage is delayed with respect to the application of porcine manure by 6 months, approximately. This delay shows the importance of the determination of nitrate content in the porcine manure prior to its application to prevent from a nitrate surplus at the end of the nitrogen uptake period of the growing plants. Due to the presence of the large karst conduits in combination with a very small soil thickness, such a nitrogen surplus invariably leads to a nitrogen leakage and to nitrate contamination of the aquifer. In order to prevent cyclic contamination to the aquifer, the nitrogen content of the porcine manure should be measured prior to its application, while the occurrence of nitrate in water samples should be determined after the observed delay time. The routine observation of these two values may optimize the application of organic fertilizer in following years and reduce major leakage events of nitrogen towards the aquifer and prevent from nitrate hazards within the groundwater.

Bacterial density in groundwater is no adequate data for the assessment of contamination events of the aquifer due bacteriological groundwater table contamination exists in the region. There was a little increase of the fecal density due to the farm activities and it only can be observed after a heavy rain episode, although there was a diversity species increase in groundwater beneath the porcine manure application area.

Nitrate, however, may be considered a good indicator for the estimation of the impact of porcine manure application as fertilizer on the groundwater. In order to prevent from cyclic contamination of the aquifer, the nitrogen content of the porcine manure should be measured prior to its application, while the occurrence of nitrate in water samples should be determined after the observed delay time. This is a topic of concern for regions where the groundwater is the only source for potable water and dilution of nitrogen compounds.

ACKNOWLEDGMENTS

J. Pacheco was supported through a doctoral fellowship from the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. This study was supported by grants from Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Projects 2191P-B9507 and 27912T) and Universidad Nacional Autónoma de México (PAEP, 103314 and 030623).

REFERENCES

- Addiscot TM, Whitmore AP, Powlson DS (1991) Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem. CAB International. Wallingford, UK. 110-127
- APHA, AWWA, WEF (1996) Standard methods for the examination of water and wastewater (18 th edn). Washington, D.C. USA
- Borges GL, Ríos CY (1998) Reports of the chemical analyses from soils and cerdaza samples. Agricultural Technological institute No. 2. Merida Yucatan, Mexico [in Spanish]

- Cabrera SA (1986) Groundwater hydrochemistry in karstic aquifers: a study case. MS Thesis. Autonomous University of Yucatan. México [in Spanish]
- DiGnazio FJ, Kroyhe NC, Baedke SJ, Spalding RF (1998) $\delta^{15}\text{N}$ of nitrate derived from explosive sources in a karst aquifer beneath the Ammunition Burning Ground, Crane Naval surface Warfare Center, Indiana, USA. *Journal of Hydrology* 206: 164-175
- Flipse WJ, Katz BG, Lindner JB, Markel R. (1984) Sources of nitrate in ground water in a sewerred housing development, Central Long Island, New York. *Groundwater* 22: 418-426
- Grael CE, Morris LB, Carrillo-Rivera JJ (1999) Effects of urbanization on groundwater resources of Merida, Yucatan, Mexico. *Environmental geology* 37: 303-312
- Harvey R (1989) Considerations for modeling transport of bacteria in contaminated aquifers. In: IAHS Publishers. *Groundwater Contamination. Proceedings of the Symposium*. Baltimore, MD, USA, 75-82
- Heaton THE (1985) Isotopic and chemical aspects of nitrate in the ground-water of the Springbok Flats. *Water SA* 11: 199-207
- Iqbal MZ, Krothe NC (1995). Infiltration mechanisms related to agricultural waste transport through the soil mantle to karst aquifers of southern Indiana, USA. *Journal of Hydrology* 164:171-192
- Jansson PE, Antil RS, Borg GCh (1989). Simulation of nitrate leaching from arable soils treated with manure. In: Hansen and Henriksen (eds.) *Nitrogen and Organics wastes Applied to Soils*. Academic Press. California, USA 150-166

- Lesser JM (1976) Hydrogeological and Hydrogeochemistry study of the Yucatan Peninsula Project CONACyT-NSF 704 [in Spanish]
- Marín LE, Perry EC (1994) The hydrogeology and contamination potential of northwestern Yucatan, Mexico. *Geofísica Internacional* 33: 619-623
- Neeteson JJ (2000) Nitrogen and phosphorus management on Dutch dairy farms: legislation and strategies employed to meet the regulations. *Biol. Fertil. Soils*. 30:566-572
- Pacheco AJ, Marín L, Cabrera A, Steinich B, Escolero O (2001) Nitrate temporal and spatial patterns in 12 water-supply wells, Yucatan, Mexico. *Environmental Geology* 40: 708-715
- Panno SV, Hackley KC, Kelly WR, Hwang HH (1999) Sources of nitrate contamination in karst springs using isotopic chemical and bacterial indicators: Preliminary results. In: Proceedings of the Illinois Groundwater Consortiums' Ninth Annual Conference Research on Agricultural Chemicals in Illinois Groundwater. USA.
- Perry EC, Swift J, Gamboa J, Reeve A, Sanborn R Marín LE, Villasuso PM (1989) Geological and environmental aspects of surface cementation, North Coast Yucatan Mexico. *Geology* 17: 818-821
- Powlson DS, Poulton PR, Addiscott TM, McMann DS (1989). Leaching of nitrate from soils receiving organic and inorganic fertilizers continuously for 135 years. In: Jens Aa. Hansen and Kaj Henriksen (eds.). Nitrogen in organic wastes applied to soils. Academic Press. San Diego, CA. USA. 334-345

- Rodríguez SF (1989). Fertilizers. Vegetal Nutrition. AGT Editor, S.A. Mexico. 129-137 [in Spanish]
- Sanginés G.R. 2000. Ovine production and productivity of the grass Star of África variety Santo Domingo (*Cynodon nlemfuensis*) with residual water of porcine origin. PhD thesis, Autonomous University of Yucatan, Mexico [in Spanish]
- Shuster ET, White WB (1971) Seasonal fluctuations in the chemistry of limestone springs: A possible means for characterizing carbonate aquifers. *J. Hydrol.* 14: 93-128.
- Smith JH, Peterson JR (1982) Recycling of Nitrogen through land application of agricultural, food processing and municipal wastes. In: Stevenson F.J. (ed.). Nitrogen in agricultural soils. Am. So. Of Agronomy., Crop Sci. Of Am., Soil Sci. So. Of Am. Publishers. Madison, Wi., USA.791-831.
- SSA (1996) Secretary of Health and Attendance. General Law Regulations of Health as regards Sanitary Control of Activities, Establishments, Products and Services. Official newspaper of the Federation of the day 12 of January [in Spanish]
- Steinich B, Marín L (1997) Determination of flow characteristics in the Aquifer of the Northwestern Peninsula of Yucatan, Mexico. *J. Hydrol.* 191:315-331.
- Taiganides EP (1992) Pig waste management and recycling. The Singapore experience. International Development Research Centre. Ottawa, Canada.
- Unwin RJ, Smith KA (1995) Nitrate leaching from livestock manures in England and the implications for organic farming of nitrate control policy. In:

Kristensen L., Stopes C., Kølster P. And Granstedt (eds.). Nitrogen leaching in ecological agriculture. Academic Publishers. UK. 319-327.

Walton WC (1970) Groundwater Resource Evaluation. Mc. Graw-Hill Book Company., USA. 439-484.

White WB (1988) Geomorphology and Hydrology of Karst Terrains. Oxford University Press. New York, USA. 193-219.

7. CONCLUSIONES

El Estado de Yucatán, está en una plataforma cárstica que presenta características propias, como la alta heterogeneidad que complica los estudios sobre modelación de flujo y transporte de contaminantes en el acuífero. Por lo que en este trabajo, el enfoque en los estudios se hizo con base en zonas geográficas y no con núcleos de roca que resultan poco representativos. De esta manera, se escogieron zonas con diferentes usos de suelo y diferentes características en el esquema de fuente de contaminantes. Así, se presentan los escenarios típicos de causas y significancia de contaminación por compuestos nitrogenados en el agua subterránea en un medio cárstico como es el caso de la Península de Yucatán. Para estudios futuros, se recomienda determinar cuál es el escenario a aplicar, para después diseñar experimentos para conocer la distribución de fracturas y cavernas para fijar las características específicas que permitan desarrollar modelos de flujo, describir vulnerabilidad, etc.

Asimismo, la atenuación de la contaminación debida a la zona no saturada es prácticamente nula, debido a la ausencia de suelo y a la presencia de las manifestaciones cársticas, como las cavernas, cenotes, fracturas y conductos de disolución, cuya implicación más importante es la de acelerar el movimiento de las sustancias contaminantes hacia el agua subterránea.

Las investigaciones realizadas acerca de la contaminación por nitratos y bacterias coliformes en el agua subterránea del estado de Yucatán y que conforman el presente trabajo, permiten dar las siguientes conclusiones:

Una de las fuentes de nitratos y bacterias coliformes fecales al agua subterránea, es la disposición inadecuada de los desechos domésticos y de animales. Así, concentraciones de nitratos menores que 45 mg/l son comunes en áreas deshabitadas, en contraste con las encontradas en áreas habitadas, en donde las concentraciones exceden a esta cantidad, que es la establecida como límite máximo permisible en agua potable.

La naturaleza cárstica del subsuelo, permite observar grandes contrastes entre las concentraciones de nitratos de pozos cercanos entre sí, lo que indica que las altas concentraciones son debidas a condiciones locales, como es el fecalismo a cielo abierto de personas y animales en lugares cercanos a los pozos, más que a las condiciones regionales. En estos lugares, los valores más altos de nitratos en el agua subterránea ocurren durante los períodos de mayor precipitación pluvial y los menores, durante la estación de estiaje. Los factores que favorecen la sincronía entre la contaminación del agua subterránea y los eventos pluviales son la escasez de suelo, la alta porosidad secundaria y el reducido espesor de la zona vadosa.

La presencia de organismos coliformes totales y fecales en el agua subterránea permitieron el estudio del tipo y de la fuente de contaminación. Debido al corto tiempo de vida de estos microorganismos, fue posible determinar un proceso de infiltración en corto tiempo, una contaminación reciente y la cercanía de la fuente respecto al punto de medición.

Las principales especies de la familia de enterobacterias que fueron aisladas e identificadas fueron *Escherichia coli*, *Shigella* y *Salmonella*, las cuales son las causantes de enfermedades gastrointestinales.

Por otra parte, la principal fuente de nitratos en el agua subterránea de la parte sur del estado de Yucatán son los fertilizantes ricos en nitrógeno y también se tiene una pequeña contribución debida a los desechos no tratados de origen doméstico y de animal, como se demostró por medio de las correlaciones entre nitratos y cloruros. Las concentraciones de nitratos en 12 pozos de abastecimiento mostraron un patrón temporal en respuesta a la estación de lluvias y estiaje, siendo en promedio mayores durante el período de estiaje. Se observó un efecto de dilución causado por la mezcla del agua de lluvia infiltrada y el agua subterránea. En esta región, el arrastre de materia nitrogenada fue detenido durante el ciclo de cultivo dando lugar a un desfase en tiempo y el arrastre se dio únicamente con la parte de los fertilizantes que no fueron aprovechados por las plantas. Asimismo, se encontraron dos niveles en la concentración de nitratos en el agua subterránea respecto a lo establecido en la norma oficial; en el nivel de alta concentración (mayor que 45 mg/l), los casos extremos se ubicaron en las poblaciones de Chacsinkín y Peto, mostrando una concentración promedio de 91.1 mg/l; en estas poblaciones, las concentraciones de nitrato encontradas fueron hasta 3.5 veces más altas de lo que establecen las Normas de Calidad para Agua Potable. Para el nivel de baja concentración (menor que 45 mg/l), las poblaciones características fueron Tekax y Akil, con una concentración promedio de 32.9 mg/l. Este comportamiento se debe a dos fenómenos que se sobreponen, el primero

debido al movimiento de flujo regional que da origen a una concentración base y el segundo, debido a las fuentes puntuales que aunadas a la rápida infiltración ocasionan picos locales.

El uso inadecuado de los desechos orgánicos como fertilizantes es una fuente de nitratos en el agua subterránea, principalmente cuando son depositados sin algún tratamiento. Las concentraciones de nitratos encontradas en áreas cercanas a un campo experimental en donde se aplicó la excreta de cerdo sin tratamiento, al cultivo de papaya Maradol, estuvieron cerca del límite máximo permisible (45 mg/l). Las variaciones en las concentraciones de nitratos entre los pozos de la granja y los pozos de los alrededores, se compararon para aislar la contribución debida a las actividades agropecuarias realizadas en la granja de la concentración existente en el agua subterránea. El efecto de la lixiviación de la excreta porcina tuvo una diferencia de 6 meses respecto al mes de aplicación y el mayor aporte de nitratos medido como la diferencia entre la concentración de base y la encontrada en el agua subterránea del área de aplicación de la excreta porcina, fue de 88 mg/l.

Las diferencias en tiempo y en cantidad de la respuesta a la lixiviación del nitrógeno que se encontraron en algunos de los pozos, están asociadas con el flujo predominante por conductos localizados a poca profundidad en los alrededores de los pozos, ya que las excretas fueron aplicadas al mismo tiempo. Estos conductos resultan en un aumento puntual de la velocidad de infiltración y

permite encontrar pequeñas áreas con picos de contaminación que se suman a la contaminación de carácter regional en el Estado de Yucatán.

Los nitratos se consideran buenos indicadores para la estimación del impacto de la aplicación de la excreta de cerdo como fertilizantes en la calidad del agua subterránea, debido a que es un ion estable que no tiene interacción con los materiales rocosos. Es decir, lo que no consume la planta durante su desarrollo queda disponible para su arrastre hasta el agua subterránea.

La densidad de bacterias en el agua subterránea no fue adecuada para evaluar el impacto de la aplicación de excreta de cerdo como fertilizante debido a la presencia de muchas fuentes puntuales localizadas alrededor al área de estudio del campo experimental, lo que impidió cuantificar la contribución de la fuente específica en estudio; sin embargo, se observó una mayor diversidad en las especies de bacterias presentes en el agua subterránea para la fuente específica estudiada. La densidad de las bacterias coliformes fecales en el agua subterránea es una medida del impacto de la contaminación por una fuente específica, en la medida en que dicha fuente pueda aislarse, como fue el caso del área rural al norte de la ciudad de Mérida, en la que la única fuente de contaminación existente fue la disposición de desechos de humanos y de animales en un área limitada.

De manera general, los resultados permiten hacer la previsión de que las zonas más contaminadas en el agua subterránea del estado de Yucatán, son las que

subyacen regiones con usos de la tierra en los que el manejo de materiales nitrogenados de naturaleza orgánica e inorgánica es inadecuado; y esta previsión, debe de hacerse con base en la hidrodinámica en cada zona en particular. Así, la delimitación de zonas vulnerables a las diferentes fuentes de contaminación por nitratos debe de hacerse con base en:

1. La localización de las fuentes potenciales de contaminación.
2. La caracterización del uso del suelo, por las diferencias de la infiltración como respuesta a las infiltraciones y
3. Una zonificación de primer orden con base en el régimen de flujo regional.

Si el interés es hacer estudios más detallados, se recomienda:

1. Determinar las posibles diferencias entre los flujos regional y local y
2. Hacer una zonificación mas detallada, incluyendo estas características locales.

Cabe mencionar, que se requiere además considerar diferentes escenarios para las temporadas de lluvia y estiaje.

En los pozos para abastecimiento público, es necesario tener un control de la calidad del agua, ya que durante los períodos de lluvias, generalmente aumenta la concentración de nitratos y bacterias coliformes fecales, incrementando el riesgo a la salud, ya que se produce un efecto sinérgico debido a que algunas bacterias pueden reducir el nitrato a nitrito (ion tóxico) en el tracto intestinal, tanto de hombres como de animales de sangre caliente.

Como alternativas para reducir el impacto de la contaminación por nitratos y bacterias en el acuífero de Yucatán, se proponen: (a) la delineación de zonas de protección hidrogeológica para el abastecimiento de agua en el área de interés; (b) la implementación de un esquema ambiental de manejo adecuado de fertilizantes, en especial los nitrogenados; (c) la dotación de infraestructura de saneamiento básico a las regiones rurales, en especial, aquellas en las que el pozo de abastecimiento está dentro del poblado; y (d) la aplicación de sistemas integrados de manejo de desechos orgánicos en granjas porcinas, en los que se incluya la observación rutinaria del contenido de nitrógeno en las excretas, la dosis precisa de nitrógeno para el crecimiento de las plantas y la determinación de las concentraciones de nitratos en el agua subterránea.

Estas acciones, permitirían la reducción y el control de la contaminación por nitratos y bacterias en el agua subterránea, la cual es de importancia en regiones en donde es la única fuente para el abastecimiento de agua potable.

8. REFERENCIAS

- BGS, UADY, CNA., 1995, Impact of urbanisation on ground water in Merida, Mexico: Final Report. Technical Report WC/94/38. British Geological Survey, Universidad Autónoma de Yucatán, Comisión Nacional del Agua., NERC. Keyworth, Nottingham, Reino Unido, 22 p.
- Buckley, D.K., D.M.J. Macdonald, Villasuso, P.M., Graniel, C.E., Vazquez, M.J., Jimenez, V., 1994, Geophysical Logging of a karstic limestone for hydrogeological purposes at Merida, Yucatan, Mexico. Technical Report WD/94/4C, 26 p.
- Brewerton, L.J., 1993. Aquifer Properties of Samples from Merida, Yucatan, Mexico. Technical Report . Hydrogeology Series. British Geological Survey. Reino Unido, 39 p.
- Burt, T.P., Heatwaite, A.L., Trudgill, S.T., 1993, Nitrate. Processes, Patterns and Management. Ed. John Wiley & Sons. England, 444 p.
- Canter, L.W., 1997, Nitrates in groundwater. CRC Press Inc. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida, USA. 263 p.
- Carrillo-Rivera, J.J., Cardona, A., Graniel, E., 2001, Agua subterránea, Sociedad y Municipio. Notas del curso impartido en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, del 12 al 16 de Marzo.
- Casares, O.J., 1983, Estudio estadístico de la relación de enfermedades gastrointestinales con el ambiente natural. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad Autónoma de Yucatán. México, 50 p.

- CNA, 1997, Comisión Nacional del Agua. Diagnóstico de la Región XII, Península de Yucatán. Subdirección General de Programación.
- Chandler J., 1989, Nitrates in water. *Water Well Journal*, v. XLIII, p. 45-47.
- Chapelle, F.H., 2001, *Ground-Water Microbiology and Geochemistry*. Second Edition, Jhon Wiley & Sons, Inc., 477 p.
- De Fernícola, N.A.G.G., 1989, Metahemoglobinemia infantil causada por nitratos. *Bol. of Sanit. Panam.*, v. 106, no. 1, p. 32-40.
- Dohering, D.O., Buttler, J.H., 1974, Hydrogeologic constraints on Yucatan's development: *Science*, v.186, no. 416, p. 591-595.
- Drever, J.I., 1988, *The Geochemistry of Natural Waters*. Second Edition. Prentice Hall, USA., 437 p.
- Drucker, A., Magaña, S., Pech, V., 1998, Producción porcícola, contaminación y legislación ambiental en Yucatán, México. Reporte Técnico de Proyecto. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma de Yucatán. México.
- Flipse, W.J., Katz, B.G., Lindner, J.B., and Markel, R., 1984, Sources of nitrate in ground water in a sewerred housing development, Central Long Island, New York: *Ground Water*, v. 22, no. 4, p. 418-426.
- Flores, A.J., 1993, Prevalencia de enteropatógenos en niños con diarrea líquida. *Revista Latinoamericana de Microbiología.*, no. 35, p. 351-355.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979, *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc. New Jersey, USA, 676 p.

- García, E., 1981, Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 3ª. Edición, México, D.F.
- García, R.M., García, M.M., Cañas, P.R., 1994, Nitratos, nitritos y compuestos N-nitroso. Serie Vigilancia 13. CEPIS, OPS Y OMS. México. 35 p.
- Gobierno del Estado de Yucatán, 1990, Monografía de Yucatán, 1988-1994. Secretaría de Planeación.
- González, H.R., 1984, Correlación de muestras de roca en pozos de la ciudad de Mérida, Yucatán. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Civil. Universidad Autónoma de Yucatán., México.
- González, H.R., 1992, Evolution of Groundwater Contamination in the Yucatan Karstic Aquifer. Tesis de Maestría. University of Waterloo, Canadá. 149 p.
- González, H. R., 1994, Consideraciones acerca del transporte de solutos en Yucatán. Modelo Conceptual. Ingeniería Hidráulica en México. V. IX, No. 3, pp. 73-79.
- Granier, C.E., 2001, Determinación de los coeficientes de dispersividad longitudinal y transversal en un medio cárstico y su relación con la conductividad hidráulica. Tesis de Doctorado en Ciencias de la Tierra (Aguas Subterráneas). Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México. 156 p.
- Granier, C.E., Morris, B.L., Carrillo-Rivera, J.J., 1999, Effects of urbanization on groundwater resources of Merida, Yucatan, Mexico. Environmental geology. V. 37., No. 4, pp. 303-312.

- Heaton, T.H.E., 1985, Isotopic and chemical aspects of nitrate in the ground-water of the Springbok Flats. *Water SA*, v. 11, p. 199-207.
- Hildebrand, A. y W. Boynton, 1990, Proximal Cretaceous-Tertiary Boundary Impact Deposits in the Caribbean. *Science*. V. 248, pp. 843-847.
- Hildebrand, A., M. Pilkington, M. Connors, C. Ortiz Alemán & R. E. Chavez., 1995, Size and structure of the Chicxulub crater revealed by horizontal gravity gradients and cenotes. *Nature*, vol., 376
- Hildebrand, A., M. Pillkington, C. Ortiz-Alemán, R.E. Chavez, J. Urrutia Fucugauchi, M. Connors, E. Graniel-Castro, A. Cámara-Zi, J.F. Hal Penny & D. Niehaus, 1998, Mapping Chicxulub crater structure with gravity and seismic reflection data. *Geological Society, London*. pp. 155-176.
- INEGI, 1992, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Anuario Estadístico del Estado de Yucatán. Gobierno del estado de Yucatán, Mérida, Yucatán, México, Capítulo 1:7.
- INEGI, 1996, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Anuario Estadístico del Estado de Yucatán, México, 444 pp.
- INEGI, 1997, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. La Porcicultura en el Estado de Yucatán. México, 94 p.
- Keeney, D.R., 1989, Sources of Nitrate to Ground Water, in *Nitrogen Management and Ground Water Protection*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, The Netherlands, p. 23-34.

- Krogh, T.E., Kamo, S.L., Sharpton, V.L., Marin, L.E., Hildebrand, A., 1993, U-Pb ages of single shocked zircons linking distal K/T ejecta to the Chicxulub crater. *Nature*. V. 366., p. 731-734.
- Lewis, W., Foster, S., Drasar, B., 1982, The risk of groundwater pollution by on-site sanitation in developing countries. WHO-IRCWD, Dubendorf, Switzerland, 82 p.
- Lesser, J.M., 1976, Estudio Hidrogeológico e Hidrogeoquímico de la Península de Yucatán. Secretaría de Recursos Hidráulicos. Dirección de Geohidrología y de zonas áridas. 64 p.
- López-Ramos, E., 1973, Estudio geológico de la Península de Yucatán: Bol. Assoc. Mexicana de Geol. Petr., v. 25, No. 1-3, pp. 23-76.
- Marín, L.E., 1990, Field investigations and numerical simulation of groundwater flow in the karstic aquifer of Northwestern Yucatan, Mexico: Ph. D. dissertation, Northern Illinois University, Dekalb, IL, USA, 183 p.
- Marín, L.E., Perry, E.C. 1994, The hydrogeology and contamination potential of northwestern Yucatan, Mexico: *Geofísica International*, v. 33, no. 4, p. 619-623.
- Marín, L.E., Trejo, A., 1997, El límite K/T y su exploración en el cráter de Chicxulub. En: Extinción masiva del límite Cretácico-Terciario: mitos y realidades. Carreño, A.L. y M. Montellano (Eds.). Unión Geofísica Mexicana., pp. 171-174.
- Méndez, N.R., Vázquez, B.E., Pacheco, A.J., 1997, Determinación de la calidad bacteriológica del agua de consumo de una población rural del estado de

Yucatán. Ingeniería, Revista académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán. V. 1., No. 2, pp. 23-28.

NOM-127-SSA1-1994. Modificación a la Norma Oficial Mexicana. Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización. Publicado en el Diario Oficial de la Federación del día 20 de Junio de 2000.

OPS, OMS., 1980, Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. Nitratos, nitritos y compuestos N-nitroso. Criterios de Salud Ambiental 5. Publicación Científica 394, 109 p.

Pacheco A.J., Cabrera, S.A., 1996, Efecto del uso de fertilizantes en la calidad del agua subterránea en el estado de Yucatán. Ingeniería Hidráulica en México. XI: 53-60

Pacheco, A.J., Vázquez, B.E., Méndez, N.R., 1996, Nitratos en agua de consumo de una población rural del estado de Yucatán. Boletín Académico de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, no. 32, p. 21-30.

Pacheco, A.J., Vázquez, B.E., Méndez, N.R., 1997, Nitratos en el agua subterránea de una región con actividad porcícola. Ingeniería. Revista Académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, v. 1, no. 1, p. 81-87.

Pereyda, P.G., 1999, Producción de biofertilizantes a base de excretas de cerdo y biomasa vegetal. Tesis de Maestría en Horticultura Tropical. Instituto Tecnológico Agropecuario No. 2. Conkal, Yucatán, México., 100 p.

- Perry E.C., Marín, L.E., McClain, J., Velázquez, G., 1995, The ring of cenotes (sinkholes), northwest Yucatan, Mexico: its hydrogeologic characteristics and possible association with the Chicxulub impact crater. *Geology* 23: 17-20.
- Perry, E.C., Swift, J., Gamboa, J., Reeve, A., Sanborn, R., Marín, L.E., and Villasuso, M., 1989, Geological and environmental aspects of surface cementation, North coast, Yucatan, Mexico: *Geology*, v. 17, p. 818-821.
- Pilkington, M., Hildebrand, A., Ortiz-Aleman, C., 1994, Gravity and magnetic field modeling and structure of the Chicxulub Crater Mexico. *Journal of Geophysical*. V. 99, No. E6, 13,147-13,162.
- SAGDER, 1998, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural. Centro de Estadística Agropecuaria. Precios promedio de venta de insumos agrícolas, 1997., p. 139.
- SARH, 1989, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Sinopsis Geohidrológica del Estado de Yucatán. Subsecretaría de Infraestructura Hidráulica; Dirección General de Administración y Control de Sistemas Hidrológicos. 48 p.
- Sawyer, C.N., Mc. Carty, P.L., 1978, *Chemistry for Environmental Engineering*. 3th. Edition. Mc Graw-Hill Book Company., 534 p.
- Sharpton, V.L., Dalrymple, G.B., Marin, L.E., Ryder, G., Schuraytz, B.C., Urrutia-Fuccugauchi, J., 1992, New links between the Chicxulub impact structure and the Cretaceous/Tertiary boundary. *Nature* V. 359, p. 819-821.

- Smit, J., A. Montanari, N.H.M. Swinburne, W. Alvarez, A. Hildebrand, S.V. Margolis, P. Claeys, W. Lowrie, F. Asaro., 1992, Tektite-bearing, deep-water clastic unit at the Cretaceous-Tertiary boundary in northeastern Mexico. *Geology*. V. 20, pp. 99-103.
- Snoeyink, V.L., Jenkins, D., 1990, *Química del Agua*. Limusa Noriega., México, 508 p.
- Steinich, B., Marín, L.E., 1996, Hydrogeological Investigations in northwestern Yucatan, Mexico, using resistivity surveys, *Ground Water*, v.34, no. 4, p. 640-646.
- Taiganides, E.P., 1992, Pig waste management and recycling. The Singapore experience. International Development Research Centre. Ottawa, Canada.
- USEPA, 1994, United States Environmental Protection Agency. In: Nitrogen Control. Technomic Publishing. Lancaster, PA. pp. 1-22.
- USPHS, 1962, Public Health Service, Drinking Water Standards: United States Department of Health, Education and Welfare, Public Health Service, 61 p.
- Vázquez, B.E., Pacheco, A.J., Méndez, R., 1997, Calidad del agua de consumo en la región costera del Estado de Yucatán. Ingeniería. *Revista Académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán*. V. 1, No. 3, p. 15-19.
- Vigil, J., Warburton, S., Haynes, W., and Kaiser, L.R., 1965, Nitrates in municipal water supply cause methemoglobinemia in infants: *Public Health Reports*, v. 80, no. 12, p. 1,119-1,121.

- Villasuso M., Méndez, R., 2000, A Conceptual Model of the Aquifer of the Yucatan Peninsula. En: Population, Development, and Environment on the Yucatan Peninsula. (Editores: Lutz, W., Prieto, L., Sanderson, W.). Austria, p. 120-139.
- Weidie, A.E., 1985, Geology of Yucatan Platform. En Geology and Hydrogeology of the Yucatan and Quaternary Geology of Northeastern Yucatan Peninsula. Ward, W.C., A.E. Weidie, W. Back (Eds.).New Orleans Geological Society, USA., pp. 1-22.
- Walker, W.H., 1973, Ground-water nitrate pollution in rural areas: Ground Water, v. 11, no. 5, p. 19-22.
- WHO, 1984, World Health Organization, Guidelines for drinking water quality, in Health Criteria and other supporting information: Geneva, v. 2, 336 p.