



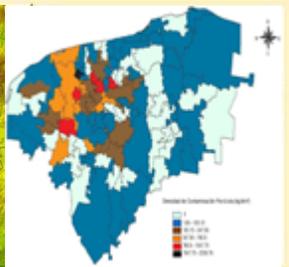
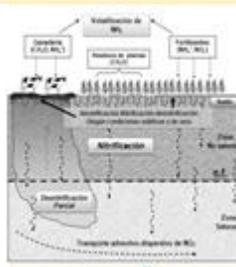
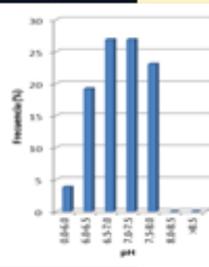
ISSN:1665-529X

Vol. 19 Núm. 1

Enero – Abril 2015

# Ingeniería

Revista Académica de la Facultad de Ingeniería



Universidad Autónoma de Yucatán  
Mérida, Yucatán, México



# Directorio

## Universidad Autónoma de Yucatán

Dr. José de Jesús Williams  
Rector  
Mtro. José Luis Villamil Urzaiz  
Secretario General  
Dr. Carlos Alberto Estrada Pinto  
Director General de Desarrollo Académico  
Dr. David Torres Mejía  
Coordinador General de Comunicación Institucional

## Facultad de Ingeniería

Dr. José H. Loría Arcila  
Director  
Dr. José A. Méndez Gamboa  
Secretario Académico  
Ing. Jorge A. Vivas Pereira  
Secretario Administrativo  
Dr. Luis E. Fernández Baqueiro  
Jefe de la Unidad de Posgrado e Investigación

## Consejo Editorial

Dra. María del Carmen Ponce Caballero. Universidad Autónoma de Yucatán  
Directora-Editora

Dra. Milenis Acosta Díaz	Universidad Autónoma de Yucatán. México
Dr. Luis F. Alarcón Cárdenas	Pontificia Universidad Católica de Chile. Chile
Dr. Gabriel Auvinet Guichard	Universidad Nacional Autónoma de México. México
Dr. Alejandro Arturo Castillo Atoche	Universidad Autónoma de Yucatán, México.
Dra. Ildi Cismaşiu	Universidade Nova de Lisboa. Portugal
Dr. Raymundo Dávalos Sotelo	Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México
Dr. Alejandro R. Femat Flores	IPICYT, San Luis Potosí. México
Dra. Georgina Fernández Villagómez	Universidad Nacional Autónoma de México. México
Dr. Oscar M. González Cuevas	Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco. México
Dr. Pedro Herrera Franco	Centro de Investigación Científica de Yucatán. México
Dr. Vítor M. A. Leitão	Instituto Superior Técnico. Lisboa, Portugal
Dr. Eric Iván Moreno	Universidad Autónoma de Yucatán
Dr. Andrés I. Oliva Arias	CINVESTAV, Unidad Mérida. México
Dra. Julia Pacheco Avila	Universidad Autónoma de Yucatán
Dr. Héctor M. Poggi Varaldo	CINVESTAV, Unidad Zacatenco. México
Dr. Guillermo F. Salazar Ledezma	Worcester Polytechnic Institute. EUA
M. en Ing. Rómel G. Solís Carcaño	Universidad Autónoma de Yucatán. México
Dr. Edward I. Stentiford	Leeds University. Inglaterra
Dr. Jorge Varela Rivera	Universidad Autónoma de Yucatán. México

M. en C. Roger Hervé Pech Sánchez. Universidad Autónoma de Yucatán  
Coordinador editorial

# Ingeniería

Revista Académica de la Facultad de Ingeniería  
Universidad Autónoma de Yucatán

## Contenido

<b>Editorial</b>		iv
<b>Artículos de Investigación</b>	<b>Evidencia de flujo preferencial al mar, del Cenote Caletita, en Cozumel, México</b>	
	<i>Ismael A. Sánchez y Pinto, Adrián Cervantes-Martínez, Roger A. González Herrera, Mónica E. Vázquez Campos, Martha A. Gutiérrez-Aguirre</i>	1
	<i>Correo electrónico: sypinto@correo.uady.mx</i>	
	<b>Evaluación del impacto de la canalización del arroyo Alamar en la calidad de agua de su acuífero subyacente</b>	13
	<i>Yair Alejandro Renovato Tirado, Fernando T. Wakida, Enrique García Flores, Miguel Ángel Pastrana Corral</i>	
	<i>Correo electrónico: fwakida@uabc.edu.mx</i>	
	<b>Evaluación de la geoquímica e isótopos del nitrato en el acuífero libre de una llanura con actividad agropecuaria, Córdoba, Argentina</b>	24
	<i>María Jesica Giuliano Albo, Mónica Blarasin, Héctor Panarello</i>	
	<i>Correo electrónico: jgiuliano@exa.unrc.edu.ar</i>	
	<b>Calidad del agua para riego en la agricultura protegida en Tlaxcala</b>	
	<i>Juan José Castellón Gómez, Roberto Bernal Muñoz, María de Lourdes Hernández Rodríguez</i>	39
	<i>Correo electrónico: jcastellon@colpos.mx</i>	
	<b>Calidad microbiológica de pozos de abastecimiento de agua potable en Yucatán, México</b>	
	<i>Roger Iván Méndez Novelo, Julia Guadalupe Pacheco Ávila, Elba René Castillo Borges, Armando Cabrera Sansores, Elizabeth del Rosario Vázquez Borges y Dulce Diana Cabañas Vargas</i>	51
	<i>Correo electrónico: mnovelo@correo.uady.mx</i>	
	<b>Simulación de diferentes alternativas de gestión de los recursos hídricos del acuífero de Puebla-Atoyac</b>	
	<i>Manuel Martínez Morales, Edith R. Salcedo Sánchez, Sofía E. Garrido Hoyos, Ma. Vicenta Esteller</i>	62
	<i>Correo electrónico: manuelm@tlaloc.imta.mx</i>	
<b>Artículo de Divulgación</b>	<b>Acceso al agua, uso y gestión. Un estudio con mujeres urbanas, periurbanas y rurales del municipio de Tlaxcala</b>	
	<i>María Elza Eugenia Carrasco Lozano</i>	73
	<i>Correo electrónico: caleza2003@yahoo.com.mx</i>	
<b>Guía de autores</b>		
<b>Authors' guide</b>		

# EDITORIAL

Los ingenieros en Hidráulica e Hidrología trabajan para prevenir inundaciones, abastecer de agua a ciudades, industrias y sistemas de riego, para el tratamiento de aguas residuales, la protección de playas y en la administración de los recursos hídricos. Los profesionistas en la hidráulica e hidrología utilizan el estudio científico de las propiedades del agua, su distribución y circulación en la superficie del terreno, en el suelo y la roca subyacente, así como en la atmósfera.

Con esa inquietud se creó en 1982 el Departamento de Hidrología de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán. El maestro Jaime Durazo, académico retirado, publicó los siguientes dos párrafos en el periódico mural Siete Días # 340 el 28 de enero de 1980, siendo entonces investigador del Instituto de Física de la Universidad Nacional Autónoma de México:

*"... Yucatán se encuentra ante una posibilidad que se deberá investigar a mediano plazo y que pudiera tener una similitud formal a los problemas reales ya mencionados (especialmente extracción de aguas subterráneas en zonas costeras e intrusión marina): la degradación de sus acuíferos. Allí no es fundamental, ahora, la sobre o subexplotación de los acuíferos, y en razón a la pobreza de sus suelos, no es de esperarse que con agricultura tradicional pueda incrementarse el uso del agua subterránea. Sin embargo, ninguna ciudad o poblado yucateco tiene drenaje para sus aguas negras o de deshecho industrial. No lo puede tener. Resultaría prohibitivo su costo (por lo mismo, tampoco lo tienen los asentamientos humanos sobre el Pedregal de San Ángel, aquí en la Ciudad de México). Así, esas aguas contaminadas son inyectadas al acuífero y como tampoco tienen ríos, el agua que usan o beben viene de allí mismo. Existe, por supuesto, una legislación vigente para el uso del agua y la prevención de la contaminación. Sucede, sin embargo, que las leyes de la dinámica en acuíferos cársticos, que así se llaman, no son conocidas. Habrá que inventarlas.*

*El interés actual de los tres investigadores que integran el ahora llamado Programa de Hidrología Isotópica del Instituto de Física (Salvador Gaona (RIP), Tucheé Gordillo y Jaime Durazo) se concentra en determinar el*

*origen de las aguas en dos acuíferos del altiplano sugeridos por la Comisión Federal de Electricidad, y en investigar algunas características de la hidrología cárstica yucateca. Este último programa ha sido respaldado por un convenio de colaboración Universidad de Yucatán-UNAM y costado por la Secretaría de Educación Pública, con lo que se pretende, además, crear una masa crítica de investigadores yucatecos que se aboquen a resolver sus problemas hidrológicos. Finalmente, participamos de la doctrina de que el enfrentar los problemas del entorno nacional puede ser la mejor manera de aportar al conocimiento sin fronteras. Al menos en hidrología".*

Es así que inició el adiestramiento de especialistas calificados en la hidrología cárstica regional; el objetivo primordial no ha cambiado después de más de treinta años, los integrantes del actualmente denominado Cuerpo Académico de Hidráulica e Hidrología se enfocan a la formación de recursos humanos para el estudio de un mejor entendimiento y descripción de las relaciones complejas entre el ciclo hidrológico y el uso del agua, así como al desarrollo de medidas para la prevención y protección del sistema cárstico local para el buen funcionamiento de los ecosistemas que dependen del recurso hídrico. En los estudios desarrollados se han postulado hipótesis para modelos muy complejos y sofisticados, que requieren mucha información, los cuales pueden ser inaccesibles en la práctica.

Se pone de manifiesto una brecha entre la hidráulica e hidrología como ciencia y su aplicación en proyectos de la vida real, la principal diferencia estriba en la disponibilidad de datos y en la estimación de parámetros para los diferentes modelos. Dado lo anterior los ingenieros terminan aplicando métodos antiguos, pero simples, introduciendo de esta manera una gran incertidumbre en los resultados y en los diseños finales de las obras hidráulicas. Tomando en consideración esta problemática, en este número temático de la Revista Ingeniería se publican artículos que contribuyen en cierta medida a reducir esta brecha por medio del tratado de nuevos conocimientos y técnicas relativas a la Hidráulica e Hidrología.

La calidad científica de los artículos publicados en este número temático depende en gran parte del

trabajo de los revisores y revisoras quienes con la práctica profesional han contribuido notablemente a la mejora de la versión final de los manuscritos.

El Cuerpo Académico de Hidráulica e Hidrología agradece a estos el tono amable que han utilizado al decir las cosas que no siempre son agradables de escuchar o comprender y manifiesta por este medio que está muy orgulloso de su trabajo. A los autores vaya un agradecimiento especial por atender al llamado a publicar sus trabajos en este número especial; de manera particular se les pide disculpas por las exigencias, a veces cuantiosas y repetidas durante el proceso editorial, pero más

que nada por la paciencia que han tenido hasta ver su trabajo publicado.

Gracias a todas las personas que colaboraron de diversas maneras porque con su esfuerzo se publicó esta edición temática de la Revista Ingeniería y con su conocimiento seguimos adelante.

Atentamente,

*Roger González Herrera*

Editor invitado

Número temático de:

“Temas actuales en Hidráulica e Hidrología”

# Evidencia de flujo preferencial al mar, del Cenote Caletita, en Cozumel, México

Ismael A. Sánchez y Pinto<sup>1</sup>, Adrián Cervantes-Martínez<sup>2</sup>, Roger A. González Herrera<sup>1</sup>  
Mónica E. Vázquez Campos<sup>2</sup> Martha A. Gutiérrez-Aguirre<sup>2</sup>

*Fecha de recepción: junio 2014 – Fecha de aprobación: enero 2015*

## RESUMEN

El “Cenote Caletita” se localiza en Isla Cozumel, Quintana Roo, México. Al igual que otras islas de origen calcáreo, la recarga del acuífero depende exclusivamente de la precipitación, y la descarga ocurre través de conductos de disolución naturales (conocidos localmente como ojos de agua cuando la descarga sucede por debajo del nivel del agua en esteros o el mar). Este trabajo presenta los resultados de un ensayo de trazado con fluoresceína sódica y el estudio físico-químico del subsistema cárstico subacuático de la isla, comprendiendo al “Cenote Caletita” y dos ojos de agua costeros. Los datos físico-químicos en los ambientes estudiados, fueron similares entre sí: temperatura del agua =  $24.7 \pm 0.04$  (°C), oxígeno disuelto =  $0.32 \pm 0.1$  (mg/L), salinidad  $15.6 \pm 0.09$  (ups), conductividad =  $25.5 \pm 0.13$  (mS/cm), indicando una posible interconexión entre ellos. Para corroborar lo anterior, se llevó a cabo la prueba de trazado. Se obtuvo que la velocidad de flujo varía de 11 cm/s en el punto de inyección (Cenote Caletita) y entre 5 y 7 cm/s en los ojos de agua (mediante los cuales ocurre la descarga del acuífero al mar). Los coeficientes de dispersión estimados mediante el análisis e interpretación de las pruebas de trazado variaron entre 0.03 y 0.55 m<sup>2</sup>/s. El estudio de los flujos subterráneos preferenciales es incipiente en la región; sin embargo, al no haber antecedentes de trabajos similares en la zona, se confirma por vez primera el flujo preferencial del agua subterránea del sistema cárstico de isla Cozumel.

**Palabras clave:** agua subterránea, sistemas cársticos, trazadores, cenotes, mar Caribe.

## Evidence of preferential flow to the sea from the Cenote Caletita, in Cozumel, Mexico

### ABSTRACT:

The “Cenote Caletita” is located in Isla Cozumel, Quintana Roo, México. Similar to other islands of calcareous origin, the aquifer recharge depends exclusively on precipitation and discharge occurs through natural dissolution conduits (locally known as “Ojo de agua” or water spring when the discharge occurs below the water level in estuaries or the sea). This paper presents the results of a field test with sodium fluorescein and the physico-chemical study of the island underwater karst subsystem, comprising the “Cenote Caletita” and two coastal springs. The physical and chemical data in the studied systems, were similar to each other, water temperature =  $24.7 \pm 0.04$  (°C), dissolved oxygen =  $0.32 \pm 0.1$  (mg/L), salinity  $15.6 \pm 0.09$  (ups), conductivity =  $25.5 \pm 0.13$  (mS/cm), indicating a possible interconnection between them. To corroborate this, a tracer test was carried out. It was found that the flow rate ranges from 11 cm/s at the injection point (Cenote Caletita) and between 5 and 7 cm/s in the springs (whereby discharge occurs to the sea). Dispersion coefficients, estimated by tracer tests, ranged between 0.03 and 0.55 m<sup>2</sup>/s. The study of preferential groundwater flowpaths is emerging in the area; however, having no history of similar works in the region, it is confirmed for the first time, the preferential groundwater flow in the karstic system of Cozumel Island.

**Key words:** groundwater, karstic systems, tracers, sinkholes, Caribbean sea.

<sup>1</sup> Universidad Autónoma de Yucatán. Facultad de Ingeniería. Avenida Industrias no Contaminantes por Periférico Norte. Tablaje Catastral 12685. C.P. 97000. Mérida, Yucatán, México. Correo electrónico: sypinto@correo.uady.mx

<sup>2</sup> Universidad de Quintana Roo. Unidad Cozumel. Avenida Andrés Quintana Roo. Calle 11 con calle 110 sur s/n. C.P. 77642. Cozumel, Quintana Roo.

**Nota:** El periodo de discusión está abierto hasta el 1° de mayo de 2015. Este artículo de investigación es parte de Ingeniería–Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 19, No.1, 2015, ISSN 1665-529-X.

## **INTRODUCCIÓN**

Es bien conocido que en regiones donde dominan suelos con alta porosidad, los flujos de agua son mayoritariamente subterráneos (característico de los paisajes cársticos como Cozumel), de ahí la importancia de evaluar la calidad, flujos y escorrentía de este recurso en los ambientes subterráneos y/o afloramientos superficiales (CNA 2002; Medina-Gómez y Herrera-Silveira 2003).

De hecho en las regiones cársticas mexicanas específicamente hablando de la Península de Yucatán (PY), se desconocen en su totalidad los flujos de agua subterránea en los sistemas de cavernas (ver Steinich y Marín, 1997; Schmitter-Soto *et al.* 2002); sólo una pequeña parte del norte de la misma ha sido abordada (Steinich y Marín, 1997). En estos paisajes cársticos es típico encontrar afloramientos de agua, producto de la disolución de la roca calcárea, dichos afloramientos pueden ser útiles para detectar flujos de agua subterráneos. Estudios acerca de la variación de la descarga de estos manantiales submarinos y del efecto sobre la calidad del agua debido al régimen de mareas y corrientes marinas han sido realizados en un ojo de agua en el Golfo de México, al norte y este de la Península de Yucatán (Valle-Levinson *et al.*, 2011; Vera-Manrique *et al.*, 2012; Kimberly, *et al.*, 2014).

Sin embargo, la información generada hacia este respecto en la Isla es incipiente y hasta el momento se desconoce lo siguiente: 1) el número exacto de afloramientos superficiales, ya sea continentales y/o costeros, 2) el comportamiento de las variables físicas y químicas y calidad del agua asociada a los sistemas mencionados y 3) la dirección de los flujos de aguas subterráneas que pudieran existir.

En la PY, los estudios que muestran la utilidad de indicadores de calidad del agua en sistemas con influencia continental, se han realizado principalmente en lagunas costeras de Yucatán (Herrera-Silveira 1998; Medina-Gómez y Herrera-Silveira 2003). Estudios recientes han utilizado como indicadores de la contaminación del agua subterránea en la región del caribe mexicano constituyentes farmacéuticos (Leal-Bautista *et al.* 2011), componentes orgánicos derivados del petróleo (Medina-Moreno *et al.* 2014) y coliformes fecales (Leal-Bautista *et al.* 2013).

Una alternativa para evaluar la calidad del agua, particularmente donde existe sospecha de contaminación de aguas por efluentes de desecho, es determinar la concentración de nutrientes. También

los cambios en la concentración de oxígeno disuelto son informativos: un decremento en la concentración indicaría si existen procesos de óxido-reducción cuando hay gran cantidad de materia orgánica (Beddows *et al.* 2001).

La naturaleza cárstica de la Península, promueve la formación de acuíferos que muy probablemente tienen su zona de descarga en el área costera a través de manantiales y ojos de agua. En la región costera de Yucatán se ha probado que las descargas son estacionalmente variables (Álvarez-Góngora y Herrera-Silveira 2006); sin embargo, en Cozumel aún no se ha determinado si éstos flujos son variables en el tiempo, cuál es la calidad del agua que descargan y tampoco se sabe si las comunidades acuáticas del área son afectadas por concentraciones elevadas de nutrientes.

Actualmente, no es posible señalar con certeza si las áreas con influencia antrópica tienen impacto sobre la franja costera inmediata al litoral de Cozumel; además, se desconocen en su mayoría los puntos de afloramiento de agua dulce en el ambiente costero en las áreas de influencia urbana.

Aunque algunos ojos de agua han sido topografiados, se desconoce la fisico-química de sus aguas y su hidrodinámica. Este trabajo, presenta los resultados de un ensayo de trazado con fluoriceína sódica y avances en el estudio físico-químico de las aguas de un subsistema cárstico subacuático de la isla (“Cenote Caletita” y dos ojos de agua: “SC” y “SE”) conectado al mar mediante un pasaje subterráneo de 186 m de longitud, con el objetivo de generar conocimiento sobre la hidrodinámica y flujo subterráneo de dicho subsistema.

## **METODOLOGÍA**

El sitio de estudio está situado al sur de la zona urbana de la isla de Cozumel, el cual comprende a un cenote denominado “Cenote Caletita o CC” y a una Caletita, en el mar Caribe. La distancia aproximada entre el cenote y la caletita es de 186 m. La ubicación geográfica del sitio de estudio tiene las coordenadas 20°29'39.55”N y 86° 57'48.66”O. El Cenote Caletita no posee bóveda de tal forma que su cuerpo de agua está directamente expuesto a las condiciones atmosféricas. Es de forma ovalada con su eje mayor de aproximadamente 6 m y con dirección SE-NW y un ancho de 3 m y misma profundidad. Se ignora si forma parte de un sistema kárstico que conecte mediante ramales a los demás cenotes existentes en su entorno.

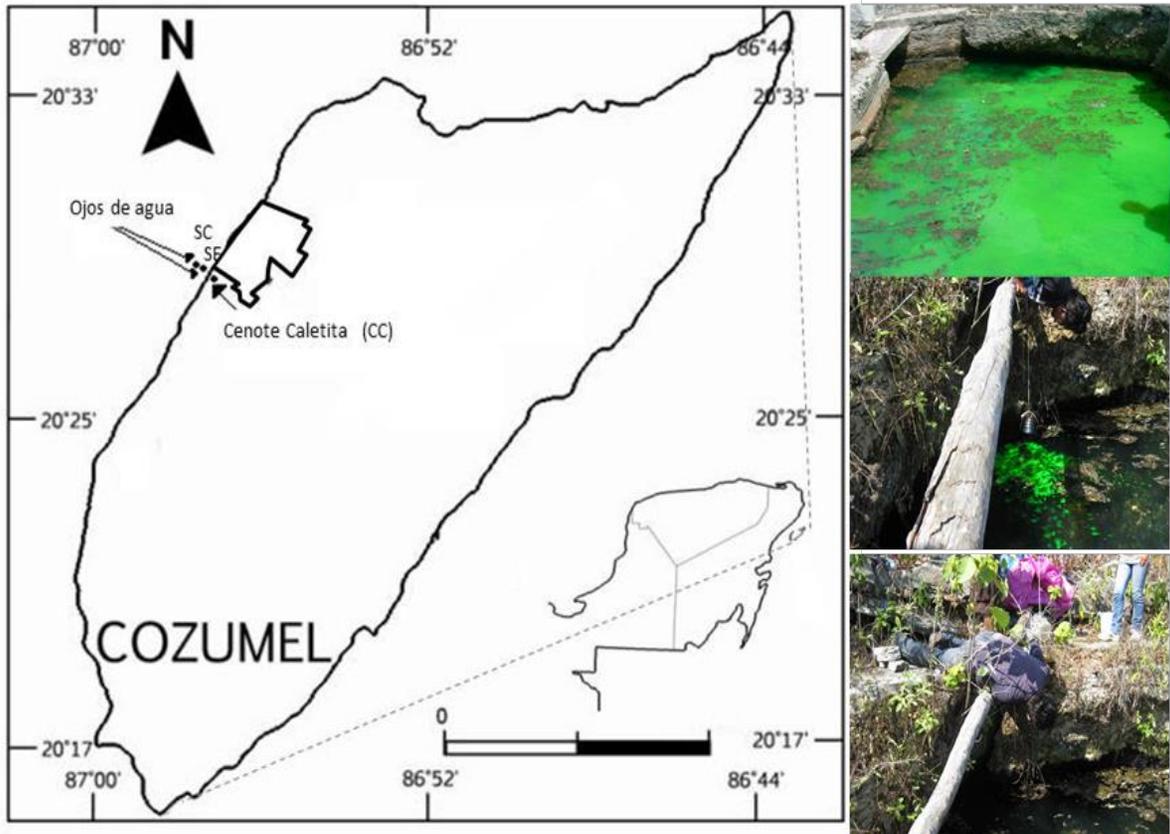


Figura 1. Localización y fotos del Cenote Caletita (CC) y de los ojos de agua estudiados (SC y SE).

Se estudió la físico-química de dos afloramientos u ojos de agua costeros (SC y SE) y la del “Cenote Caletita”, identificados en la región suburbana y litoral costero de Cozumel. La selección de estos sitios fue en virtud de los resultados preliminares del proyecto “Análisis hidrológico de ambientes cársticos y su influencia sobre la franja costera de Cozumel, Quintana Roo” el cual fue desarrollado en el 2007. Por lo tanto, se inicia con datos base para seguir evaluando la físico-química del agua entre estos sistemas e inferir en su posible interconexión.

#### Físico-química de las descargas de agua al mar y del cenote caletita

Para los tres sistemas se analizaron *in situ* variables físicas: temperatura del agua (°C) y químicas: oxígeno disuelto (mg/L), saturación de oxígeno (%), salinidad (ups), conductividad eléctrica (mS/cm), y clorofila a (mg/L) con la ayuda de una sonda multi-paramétrica Hydrolab Data-Sonde 5. El pH se midió con un potenciómetro Oakton 310. Todas las variables que se evaluaron contaron con una muestra y una réplica, y en total se colectaron aproximadamente 400 muestras en los sistemas estudiados.

#### Pruebas de trazado

Se realizaron dos pruebas de trazado utilizando fluoresceína sódica o uranina, en ambos ensayos la inyección fue instantánea y el trazador fue vertido en un punto del espejo de agua del CC (donde se apreciaba la existencia de un flujo preferencial). La primera prueba, de tipo cualitativo, se realizó en el 2007, con el fin de verificar la interconexión entre el CC y los ojos de agua SC y SE presentes en la Caletita, la segunda prueba se realizó en el 2011 con el objeto de conocer la velocidad del flujo, el coeficiente de dispersión y el caudal de agua subterránea vertido a la caletita a través de los manantiales.

#### Trazado cualitativo

Los resultados de esta prueba confirmaron la conexión hidráulica entre el CC y los manantiales existentes en la Caletita. Se identificaron al menos dos ojos de agua SC y SE. La fluoresceína que salía de los ojos de agua era dispersada en la caletita esparciéndose por gran parte de la misma y dificultando la identificación de aquellos puntos de descarga de menor magnitud y descargas difusas. El tiempo estimado en salir la fluoresceína por los

manantiales fue de aproximadamente 1.5 h.

### **Trazado cuantitativo**

Antes de proceder a la inyección, se colectaron muestras de agua en los sistemas para determinar su concentración de fluoresceína (concentración de fondo). Posteriormente se inicia la inyección de 4 L de una solución de fluoresceína sódica “uranina” que duró aproximadamente 1 min. En total se inyectaron 110.55 g. La concentración de la solución fue de 27,637 mg/L.

Como ya ha sido mencionado, la inyección del trazador fue instantánea y la solución de se vertió sobre la superficie del agua del cenote en un sitio donde se apreciaba un flujo preferencial. La superficie del agua en el cenote donde se realizó la inyección contenía una gran cantidad de materia orgánica vegetal y algas.

### **Muestreo y análisis**

El tiempo de llegada del trazador a la Caletita, de 1.5 h, fue tomado en cuenta para definir el protocolo de monitoreo del trazador en los puntos de muestreo seleccionados.

Las muestras de agua fueron colectadas manualmente in situ (en la descarga subterránea al mar) con una botella de vidrio protegida de la radiación solar, mediante cinta aislante, para prevenir cualquier reducción de la fluorescencia debido al decaimiento fotoquímico y se almacenaba hasta su posterior determinación, mismas que se realizaron 9 h después de haber colectado la primera muestra. Las muestras fueron colectadas en tres lugares; en el Cenote Caletita donde se realizó la inyección, y en los dos puntos donde el agua subterránea descargaba en la Caletita, en SC y SE. La primera muestra colectada en los manantiales SC y SE se recogió a los 12 min después de iniciada la inyección, las siguientes 2 muestras fueron colectadas a intervalos de 15 minutos. En cuanto la fluoresceína fue visible la frecuencia del muestreo se incrementó a una muestra cada 5 min por 65 min. Conforme el tiempo transcurría la frecuencia de muestreo fue disminuyendo a una cada 10 min por 50 min, posteriormente a una cada 15 min por 75 min y finalmente una cada 30 min durante 90 min. Casi de manera simultánea al muestreo realizado en los manantiales de agua subterránea se realizó un muestreo en el CC con un esquema de monitoreo similar al de los ojos de agua, solo que el muestreo en el cenote inició 30 min después de la inyección. En total el muestreo duró 5 h 15 min. Para la detección de la fluorescencia se utilizó un fluorómetro marca SEQUOIA-TURNER modelo 450-003 con una

resolución de 0.05% y un rango de concentración de 0-1999 unidades de fluorescencia (UF). Con base a la experiencia preliminar de trazado se prepararon curvas de dilución para la calibración con concentraciones entre 0.001 a 5 mg/L.

## **RESULTADOS y DISCUSIÓN**

### **pH**

Se registraron valores cercanos a la neutralidad ( $7.1 \pm 0.8$ ). Estos registros pueden indicar dos cosas: a) las condiciones naturales de disolución de roca calcárea, con poca actividad fotosintética lo que produce que el pH se mantenga cercano a la neutralidad y b) las condiciones aparentes de un ambiente donde predominan actividades de descomposición (reducción), produce que el pH tienda hacia la neutralidad y no hacia valores más básicos (Socki *et al.* 2002). En sistemas acuáticos de la península de Yucatán, se han reportado valores similares a los encontrados aquí, relacionados con una fuerte actividad bacteriana y procesos de descomposición (Socki *et al.* 2002).

### **Oxígeno disuelto**

Las condiciones de un ambiente en reducción se confirman con las bajas concentraciones de oxígeno registradas ( $0.9 \pm 0.1$  mg/L) en los tres sitios de muestreo. Esta concentración indica que en el ambiente, dominan procesos de descomposición de materia orgánica, probablemente realizada por una alta actividad microbiana. Los procesos de descomposición de materia orgánica también se ven evidenciados por el olor a ácido sulfhídrico, en el lugar (observación personal).

### **Clorofila *a***

Los valores de clorofila “a” ( $0.22 \pm 0.15$  mg/L), indican condiciones de oligotrofia. Dicho comportamiento es típico de aguas subterráneas dulces de la región debido básicamente a la ausencia de luz lo cual limita la productividad en los sistemas acuáticos subterráneos (Pech-Domínguez, 2009).

### **Conductividad eléctrica**

Se encontraron valores iguales de conductividad en los tres sitios analizados ( $25.5 \pm 0.13$  mS/cm), lo cual puede indicar que se trata de una misma masa de agua; es decir, la parte continental está alimentando a la costera y viceversa. El valor encontrado, indica que el agua es de tipo salobre, con influencia de agua marina.

### **Temperatura del agua**

Los valores de temperatura del agua encontrados ( $24.7 \pm 0.04$  °C) en los tres sitios de muestreo son similares entre sí, confirmando la interconexión entre

ellos. Estos valores, junto con el oxígeno, indica el típico comportamiento de aguas subterráneas (Matthes, 2008).

Los resultados aquí presentados, muestran, que la parte terrestre está contribuyendo al aporte de materia orgánica y nutrientes hacia la zona costera, habiendo fuertes procesos de descomposición de materia orgánica, lo cual explica el olor a ácido sulfhídrico que se percibe en la zona de estudio, y además queda confirmado con los resultados de las variables ambientales aquí medidas.

Los resultados indican: 1) la conexión subterránea de los sistemas bajo estudio, 2), la parte terrestre contribuye al aporte de materia orgánica y nutrientes hacia la zona costera, habiendo fuertes procesos de descomposición de materia orgánica, confirmados con los resultados de las variables ambientales aquí evaluadas y 3) algunos valores están dentro de las normas oficiales de calidad del agua (pH, temperatura del agua etc), sin embargo, variables como el oxígeno disuelto, no cumple con los criterios ecológicos para la protección de la vida acuática marina.

**Análisis cuantitativo del trazador**

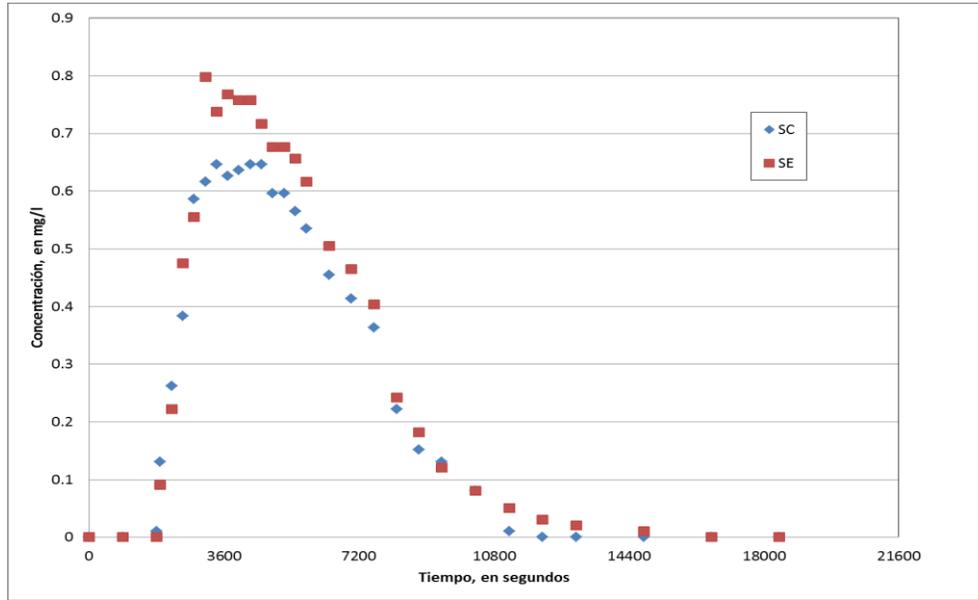
La curva del trazador en el Cenote Caletita, 30 minutos después de la inyección, se ve altamente diluida presentando una concentración de poco más de 8 mg/L, en tanto que la concentración en la solución inyectada fue de 27,637 mg/L, Figura 2. Está

fuerte dilución de la uranina se debe a que el trazador se integró rápidamente al flujo preferencial observado en la superficie del CC donde se realizó la inyección y a la difusión que ésta experimentó a todo lo ancho y profundo del cuerpo de agua del cenote, después de haber sido inyectada. La incorporación del trazador al flujo subterráneo se cree que haya sido bastante rápido, ya que a los 39 minutos después de la inyección empezó a aparecer en los ojos de agua SC y SE localizados a aproximadamente 186 m del punto de inyección, Figura 3.

La concentración al inicio del muestreo y al final del mismo fue de aproximadamente cero. Es posible que concentraciones del orden de  $\mu\text{g/L}$  pudieran aún estar saliendo al final del muestreo. Sin embargo, éstas no pudieron detectarse dado que las curvas de dilución preparadas para el análisis fueron para detectar concentraciones del orden de  $\text{mg/L}$ . La concentración máxima de 0.8  $\text{mg/L}$  fue detectada en la curva de paso del trazador del manantial SE, también es de notarse que esta curva presenta una cola de dilución ligeramente más extendida que la curva de paso del ojo de agua SC. Estas características en ambas curvas muestran que la dilución fue más eficiente en el manantial SC. El tiempo de paso de todo el frente del trazador para ambas curvas fue de 2.75 y 3.58 h para SC y SE respectivamente. Hecho que confirma lo anterior y que sugiere un mayor flujo subterráneo y mejor mezcla del trazador en la SC.



**Figura 2.** Curva de disminución del trazador en el punto de inyección. Cenote Caletita (CC).



**Figura 3.** Curva de trazado del frente de fluoresceína en los ojos de agua SC y SE.

**Métodos de análisis cuantitativos**

Para el análisis de los resultados se utilizó una solución analítica unidimensional de tipo gaussiano de la ecuación de transporte advectivo-dispersivo con inyección súbita, que describe la expansión del trazador en la dirección principal del flujo subterráneo, (Bedient et al, 1999).

$$C(x,t) = \frac{M}{(4\pi D_x t)^{1/2}} \exp\left[-\frac{(x - v_x t)^2}{4D_x t}\right] \quad (1)$$

Donde:

C(x,t) = Concentración del trazador a cierta distancia del punto de inyección, y en cualquier instante después de la inyección.

M = Masa del trazador inyectada por unidad de superficie.

D<sub>x</sub> = Dispersión en la dirección principal del flujo subterráneo.

v<sub>x</sub> = Velocidad media del flujo subterráneo

t = Tiempo

y el método de Huang (1991). Los parámetros estimados fueron la velocidad (media y máxima del flujo), el tiempo medio del paso del frente del trazador, cantidad de masa del trazador recuperado y se estimó el caudal de agua subterránea que se descarga por los ojos de agua en la caletita.

Mediante el ajuste del modelo de la ecuación (1) a las curvas de concentración del frente de trazador medido

en los ojos de agua SC y SE, se obtuvo la dispersión y la velocidad media de flujo, Figura 4. El ajuste se realizó, usando la técnica de ensayo-error, haciendo variar la dispersión y la velocidad media del flujo hasta obtener el mejor ajuste, el cual se alcanzó mediante la minimización del error cuadrático medio de las diferencias de los valores medidos de la concentración y los estimados con el modelo (RMS, por sus siglas en inglés).

Con el modelo ajustado de la ecuación (1) a las curvas del trazador en SC y SE se obtuvo una primera aproximación de la velocidad media del frente en cada ojo de agua. Con ese valor de medio de la velocidad (Ecuación 1) se calculó el caudal utilizando Q =VA, Tabla 1a. El área de la sección transversal en cada ojo de agua fue medida utilizando un flexómetro y una cinta métrica, la profundidad del agua se midió a intervalos de 20 cm hasta cubrir la amplitud total de la oquedad por donde surgía el agua, obteniéndose 0.1579 m<sup>2</sup> y 0.065 m<sup>2</sup> para los ojos de agua SC y SE, respectivamente. Además, la velocidad del flujo a la salida del ojo de agua fue calculada utilizando un flotador (botella de plástico de ½ litro llena de agua destilada), y midiéndose el tiempo empleado por éste en recorrer la distancia de 1 m. Para fijar la distancia, se consideró el punto donde brota el agua como el origen, a partir del cual se instaló a un metro de distancia un hilo que atravesaba el canal por donde salía el agua subterránea que manaba del manantial.

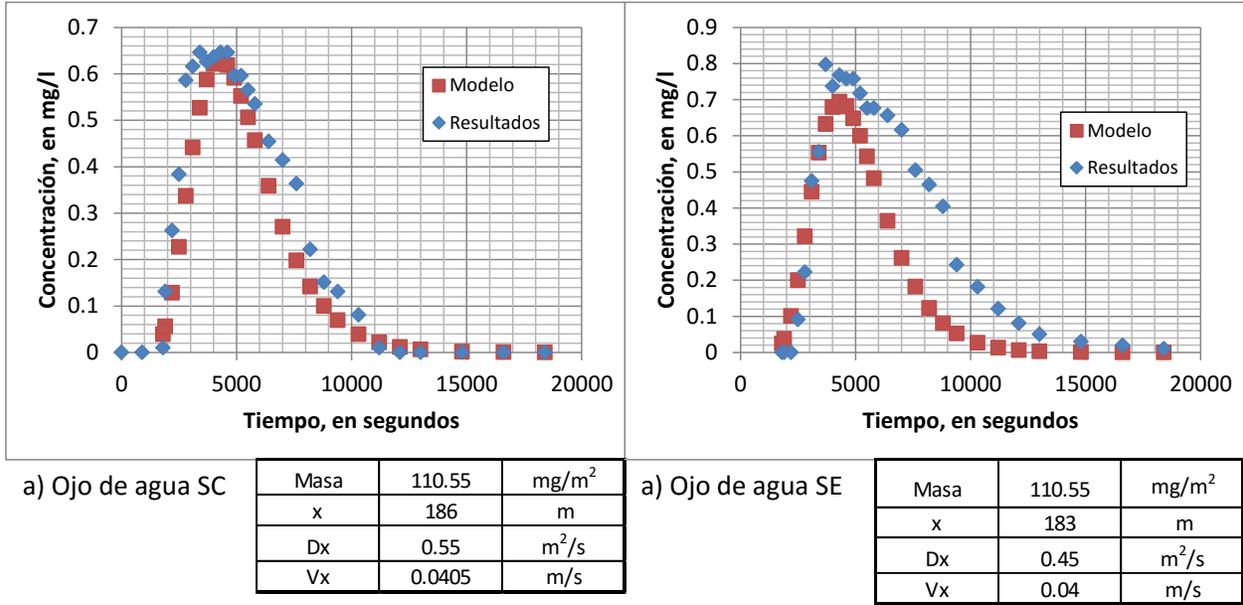


Figura 4. Ajuste de la ecuación (1) a las curvas de trazado del frente de fluoriceína en los puntos de descarga, en la Caletita; a) Ojo de agua SC y b) Ojo de agua SE.

Una vez estimado el caudal, el resultado se empleó para re-estimar el valor de la velocidad media y calcular el tiempo medio de residencia del centroide del trazador. El tiempo medio de residencia del trazador ( $\bar{t}$ ), es el tiempo requerido para que el centroide de la masa del trazador atravesase la distancia entre el punto de inyección y el de muestreo, y puede ser estimado de acuerdo a la siguiente ecuación, (Field, 1999):

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} tC(t)Q(t)dt}{\int_0^{\infty} C(t)Q(t)dt} \quad (2)$$

Donde:

$\bar{t}$  es el tiempo medio del frente de masa del trazador  
 $C(t)$  la concentración del trazador en el instante "t"  
 $Q(t)$  el caudal en el tiempo "t", el cual se supuso

constante.

La velocidad media con la que se mueve el frente del trazador puede ser estimada de la siguiente forma, (Field, 1999):

$$\bar{v} = \frac{\int_0^{\infty} \frac{x_s}{t} C(t)Q(t)dt}{\int_0^{\infty} C(t)Q(t)dt} \quad (3)$$

Donde:

$\bar{v}$  es la velocidad media del frente de masa del trazador  
 $C(t)$  es la concentración del trazador en el instante t,  
 $Q(t)$  el caudal en el instante t.

Tabla 1. Resultados de la velocidad media, velocidad de aforo y el caudal

Lugar	A, m <sup>2</sup>	vmed*,m/s	Q,l/s
SC	0.1579	0.0405	6.39495
SE	0.065	0.04	2.6

a)

Lugar	$\bar{v}$ Ogata,m/s	$\bar{v}$ Field,m/s	v Aforo,m/s
SC	0.0405	0.0409	0.58
SE	0.04	0.0394	

b)

El método de Huang (1991), fue empleado para estimar las velocidades máximas en cada una de los manantiales y la dispersión, empleando las siguientes ecuaciones:

**MÉTODO DE HUANG, 1991**

$$U_2 = \frac{t_1 t_2}{t_1 - t_2} \ln \frac{(C_1 - C_o) \sqrt{t_1}}{(C_2 - C_o) \sqrt{t_2}}$$

$$U_3 = \frac{t_1 t_3}{t_1 - t_3} \ln \frac{(C_1 - C_o) \sqrt{t_1}}{(C_3 - C_o) \sqrt{t_3}}$$

$$V = \sqrt{\frac{U_2 - U_3}{t_1(U_2 t_3 - U_3 t_2)}} \cdot x$$

$$D = \frac{x^2 - t_1 t_2 V^2}{4U_2}$$

Donde:  $t_1, t_2, t_3, C_1, C_2$  y  $C_3$  son respectivamente el tiempo en el instante 1, 2 y 3 y la concentración en los respectivos tiempos,  $V$  es la velocidad,  $x$  la distancia al punto de inyección y  $D$  la dispersión.

Las velocidades calculadas de acuerdo a la curva de trazado son presentadas en la Tabla 2. Las velocidades máximas, media y pico se calcularon basados en la llegada del trazador, en el tiempo medio de residencia del trazador y el tiempo pico de concentración, respectivamente.

Tabla 2

Lugar	Dist. Al punto de inyección, m	Tiempo de llegada del trazador (h)	Tiempo pico de concentración (h)	Tiempo medio de residencia del trazador (h)	Velocidad máxima, m/s	Velocidad pico, m/s	Velocidad media del trazador, m/s. (Field, 1999)	Dispersión, según Huang, en m <sup>2</sup> /s
<b>SC</b>	<b>186</b>	<b>0.7</b>	<b>1.28</b>	<b>1.48</b>	<b>0.073</b>	<b>0.04</b>	<b>0.041</b>	<b>0.207</b>
<b>SE</b>	<b>183</b>	<b>0.86</b>	<b>1.2</b>	<b>1.514</b>	<b>0.059</b>	<b>0.042</b>	<b>0.0394</b>	<b>0.035</b>

La masa total recuperada fue estimada de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$M_o = \int_0^{\infty} C(t)Q(t)dt \quad (4)$$

Donde:  $C(t)$  y  $Q(t)$  representan la concentración del trazador y el flujo subterráneo en cierto instante.

De esta manera la masa total recuperada representó el 28.46 % del total que se inyectó. El mejor ajuste del modelo de la ecuación 1 a las curvas de trazado en SC y SE se logró para valores en la dispersión diferentes pero similares en la velocidad media en ambos manantiales, ver tabla de la Figura 4. En la Tabla 1b, se presentan las magnitudes de la velocidad media del frente de trazado estimado mediante la ecuación 1, y calculado con las ecuaciones de Field (1999). Los resultados son muy similares para ambos manantiales. Este procedimiento fue empleado para dar certidumbre a las estimaciones del caudal y de la velocidad, usando diferentes métodos para el cálculo,

en el cual uno es dependiente del otro. Es decir, el cálculo de la velocidad media utilizando la ecuación de Field (1999), requiere como dato de entrada del caudal estimado mediante la ecuación 1. Por otro lado, las dispersiones fueron estimadas también por el método de Huang para ambos manantiales. Existe notable diferencia en éste parámetro al comparar las dispersiones estimadas mediante Huang (1991) y la ecuación 1. Esta diferencia en los valores se debe a que la estimación de la dispersión por el método de Huang (1991) emplea la velocidad máxima y no la velocidad media, tal como se determina en la ecuación 1.

Las velocidades máximas fueron de 0.073 m/s y 0.059 m/s para SC y SE, respectivamente Tabla 2. El orden de estas velocidades máximas concuerdan con las determinadas por Moore et al. (1993) en fracturas, en la Riviera Maya, Q, Roo. Sus resultados indican que la velocidad incrementa de 1 a 12 cm/s conforme se aproxima la descarga al mar. Tales resultados fueron estimados mediante pruebas de trazado empleando el método de punto de dilución en fracturas. Beddows (2009), reportó velocidades máximas de descarga del

acuífero al mar de 20 cm/s medidas mediante una red de medidores de velocidad instalados en una sección transversal en un red cavernosa localizada en las inmediaciones de Tulum, Q.Roo (se desconoce a que distancia de la costa).

Con excepción del tiempo pico de la SC, el tiempo de llegada, el tiempo medio de residencia y el tiempo de paso (2.75 y 3.58 h para SC y SE, respectivamente) del frente fueron inferiores a los tiempos de la SE, lo que revela la importancia del flujo que circula por sistema kárstico hasta salir por SC, y confirma las magnitudes de los caudales estimados mediante la ecuación 1, ver tablas en la Figura 4.

El acuífero de Cozumel presenta un gradiente medio del 0.01%, en otros acuíferos cársticos donde los gradientes son del 5% o menores pueden presentarse curvas descendentes muy extendidas y planas con concentraciones constantes y prolongadas en el tiempo debido a fenómenos de difusión, indicando con ello que el flujo es lento y que ocurre principalmente en forma difusa a través de la matriz y que no está conectado al sistema kárstico (Mohammadi *et al.* 2007; Milanovic 1981; Stevanovic y Dragisic 1992). Sin duda, las curvas obtenidas en este caso de estudio no muestran colas muy extendidas sino que tienen una apariencia, semejante a las Gaussianas y que son típicas respuestas de las inyecciones súbitas del trazador a los sistemas con excelente mezcla, y que no tienen relación alguna a la existencia de gradientes hidráulicos tan pequeños. En contraste a lo que ocurre en otros sistemas cársticos, la naturaleza del bajo gradiente hidráulico es consecuencia de la alta transmisibilidad que confiere a este acuífero la intensa karstificación que se ha dado. Con base a las curvas de trazado se infiere que el trazador inyectado se incorporó de manera eficiente al sistema kárstico estudiado.

Otros mecanismos que pueden dar lugar a éste tipo de curvas son la mezcla del trazador con lagunas subterráneas (Zhengxing, 1988), intercambio por difusión del trazador con zonas de flujos nulos (Seiler and Behrens, 1992), transporte del trazador hacia materiales geológicos altamente heterogéneos (Iqbal, 2000) y la existencia de componentes principales de transporte e hidráulico incluyendo un componente rápido y turbulento y otro componente lento debido a las fuerzas de fricción en un conducto simple (Massei *et al.* 2006).

Estos mecanismos por los cuales pueden ocurrir importantes transferencias de masa fuera de los flujos preferenciales en sistemas cársticos, pueden explicar

el hecho de que la masa total recuperada en los manantiales fue del 28.46% de la masa inyectada al sistema cenote-caletita. Del punto donde se realizó la inyección, CC, hasta los manantiales, SC y SE en la caletita, es posible que existan otros ramales del sistema cavernoso por los cuales el trazador haya seguido diferentes caminos. Estos ramales pudieran o no estar conectados al mar, almacenándose en ellos o descargando al mar fuera de la caleta donde descargaban los manantiales estudiados. Por otro lado, Beddows (2009), realizó en una sección transversal de un sistema cavernoso inundado, localizado en el litoral este de la Península de Yucatán y cerca de Tulum, Q. Roo, el monitoreo de la velocidad del flujo mediante la instalación de medidores de velocidad. Sus resultados, aportan significativas consideraciones que hay que tomar en cuenta en la realización de pruebas de trazado de carácter cuantitativo. Como por ejemplo, ¿Dónde se debe realizar la inyección y en que instante? Pues las velocidades máximas se registraron hacia el centro de la sección y las mínimas se presentaron en las márgenes, superficie y fondo de la misma. Por otro lado, también reporta que dependiendo de la hora, hay instantes en que existen importantes de flujos de agua de mar hacia el sistema y en otros momentos flujos de agua subterránea se vierten al mar. De lo anterior, se infiere que los efectos de las mareas, dependiendo del régimen de éstas, tendrán una importancia significativa en la hidrodinámica de los sistemas cársticos conectados al mar (Valle Levinson et al. 2011). Estudios posteriores permitirán corroborar dicha aseveración. El estudio de los flujos subterráneos preferenciales es incipiente en la región; sin embargo, al no haber antecedentes de trabajos similares en la zona, se confirma por vez primera el flujo preferencial del agua subterránea de un sistema acuático cárstico de isla Cozumel.

## **CONCLUSIONES**

Los resultados de la físico-química indican: 1) la conexión subterránea de los sistemas bajo estudio, 2) la parte terrestre contribuye al aporte de materia orgánica y nutrientes hacia la zona costera, habiendo fuertes procesos de descomposición de materia orgánica, confirmados con los resultados de las variables ambientales evaluadas y 3) algunos valores están dentro de las normas oficiales de calidad del agua (pH, temperatura del agua etc), sin embargo, variables como el oxígeno disuelto, no cumple con los criterios ecológicos para la protección de la vida acuática marina.

El empleo de trazadores puede ser un importante recurso para identificar el origen, dentro del territorio insular, de las aguas contaminadas que descargan los

ojos de agua al mar.

Las velocidades medias del flujo fueron de 0.04 m/s, las dispersiones variaron entre 0.035 y 0.55 m<sup>2</sup>/s y el caudal estimado en los manantiales SC y SE fueron de 6.39 L/s y 2.6 L/s, respectivamente.

No obstante el bajo porcentaje de masa total de trazador recuperado, las curvas de trazado indican que la fracción de masa que se incorporó al sistema Cenote Caletita-Manantiales, revelan una buena mezcla de la masa transportada.

Sin duda las pruebas de trazado del tipo cuantitativo en sistemas cársticos conectados al mar incorporan mayores retos (además de los mecanismos que

influyen en estas pruebas y que fueron citados en el documento) pues la hidrodinámica de los flujos preferenciales del agua subterránea están fuertemente influidos por el régimen de mareas que prevalecen en las zonas costeras, tal como han demostrado estudios previos (Valle-Levinson et al, 2011; Vera-Manrique et al, 2012; Beddows, 2009). El conocimiento del comportamiento de estos flujos tienen gran relevancia en el momento de decidir en que lugar se debe realizar la inyección y en que instante.

La prueba de trazado es un importante recurso para identificar fuentes de contaminación en la isla, o en la PY, que descargan al mar a través de ojos de agua o manantiales.

### **AGRADECIMIENTOS**

A la Red Temática del Agua del CONACYT (RETAC), a la División de Desarrollo Sustentable y al Departamento de Ciencias y Humanidades de la Universidad de Quintana Roo, por el apoyo brindado.

### **REFERENCIAS**

Álvarez-Góngora C., Herrera-Silveira J. A. (2006). Variations of phytoplankton community structure related to water quality trends in a tropical karstic coastal zone. "Marine Pollution Bulletin", 52: 48-60.

Beddows P. (2009). Hidrogeología e hidroquímica de los sistemas de cueva sumergidas. " Foro Estatal de Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico "El sistema hidrológico de Quintana Roo"

Beddows P., Smart P., Whitaker F., Smith S. (2001). ¿A dónde van las aguas residuales? El acuífero cárstico del municipio de Solidaridad Quintana Roo, México. En: "A la salvaguarda de los ecosistemas frágiles en solidaridad", Huerta Illescas J. A., Pérez de la Fuente G., Llorens Cruset C., Dzay Granel A. (eds), 168-178. H. Ayuntamiento de Solidaridad, Dirección general de administración urbana y Dirección de Medio Ambiente. Playa del Carmen, Quintana Roo.

Bedient P.B., Rifai H.S., Newell C. J. (1999). Groundwater Contamination: Transport and Remediation, Second Edition. Edited by Upper Saddle River, NJ 07458, USA: Prentice Hall PTR, 604 pp.

CNA (Comisión Nacional del Agua). 2002. Región XII, Península de Yucatán, México. 16 p.

Field MS (1999). Quantitative analysis of tracer breakthrough curves from tracing tests in karst aquifers, In: Palmer AN, Palmer MV, Sasowsky ID (eds) Karst modeling. Special publication 5. Karst Water Institute, West Virginia, pp 163-171.

Herrera-Silveira J. A. (1998). Nutrient-phytoplankton production relationship in groundwater influenced tropical coastal lagoon. "Aquatic Ecosystem Health & Management", 1:373-385.

Huang H. (1991). On a One-Dimensional Tracer Model. Ground water. 29(1), 22-36.

Iqbal M. Z. (2000) Effects of layered heterogeneity in subsurface geologic materials on solute transport under field conditions: a case study from north-eastern Iowa, USA. Hydrogeology, 8:257-270

Kimberly A. N., Knee K.L., Crook E. D., de Sieyes N. R., Rebodello-Vieyra M., Hernández-Terrones L., Paytan A. (2014). Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. "Continental Shelf Research", 77: 38-50

Leal-Bautista R.M., Hernández G., Jaime N., Cuevas G., Velázquez G. (2011). Pathogens and pharmaceuticals pollutants as indicators of contamination at the Northestern aquifer of Quintana Roo. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. Vo. 13, No. 2: 211-219.

Leal-Bautista R.M., Lenczewski M., Morgan C., Gahala A., Maclain J.E. (2013). Assesing Feca Contamination in groundwater from the Tulum region, Quintana Roo. *Journal of Environmental Protection*. Vol. 4: 1272-1279.

Massei N., Wang H. Q., Field M. S., Dupont J. P., Bakalowicz M., Rodet. J. (2006). Interpreting tracer breakthrough tailing in a conduit-dominated karstic aquifer. *“Hydrogeology Journal”*, 14: 849–858.

Matthes L. (2008). Analysis and evaluation of groundwater and surface water quality and groundwater flow in the northern aquifer of Quintana Roo. En “Estudio geohidrológico del norte de Quintana Roo, México”, Gutiérrez-Aguirre, M., Cervantes-Martínez A. (eds). 67-107. Universidad de Quintana Roo. México.

Medina-Gómez I. J., Herrera-Silveira J. A. (2003). Spatial characterization of water quality in a karstic coastal lagoon without anthropogenic disturbance: a multivariate approach. *“Estuarine Coastal and Shelf Science”*, 58: 455-465.

Medina-Moreno S.A., Jiménez-González A., Gutiérrez-Rojas M., Lizardi-Jiménez M.A. (2014). Hydrocarbon pollutions studies of underwater sinkholes along Quintana Roo, as a function of tourism development in the mexican caribbean. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*. Vol. 13, No. 2: 509-516.

Milanovic P.T. (1981) “Karst hydrogeology”, Water Resources Publishing, Fort Collins, Colorado USA.

Mohammadi Z., Raeisi E., Zare M. 2007. A dye-tracing test as an aid to studying karst development at an artesian limestone sub-aquifer: Zagros Zone, Iran. *“Environmental Geology”*, 52:587–594.

Moore Y. H., Stoessell, R. K., Easley D. H. (1993). Reply to discussion of “Fresh-Water/Sea-Water Relationship Within a Ground-Water Flow System, Northeastern Coast of the Yucatan Peninsula, “Ground Water”, 3(31), 321-322.

Pech-Domínguez C. J. (2009). “Análisis de la clorofila a durante un ciclo anual en sistemas acuáticos de Cozumel como un indicador del estado trófico del agua (2007-2008)”. Tesis de licenciatura, Universidad de Quintana Roo, México.

Schmitter-Soto J. J., Comín F. A., Escobar-Briones E. Herrera-Silveira J., Alcocer J., Suárez-Morales E., Elías-Gutiérrez E., Díaz-Arce V., Marín L. E., Steinich B. (2002). Hydrogeochemical and Biological characteristics of cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico). *“Hydrobiologia”*, 467: 215-228.

Seiler K. P., Behrens H. (1992) Groundwater in carbonate rocks of the upper Jurassic in the Frankonian Alb and its susceptibility to contaminants. En “Tracer hydrology” Hotzl, Werner (eds), 259–266 Balkema, Rotterdam, Holanda.

Steinich B., Marín L. E. (1997). Determination of flow characteristics in the aquifer of the Northwestern Peninsula of Yucatan, Mexico. *“Journal of Hydrobiology”* 191: 315-331.

Stevanovic Z. P., Dragisic V.S. (1992) The directions of circulation of karst groundwaters in the Carpatho-Balkanides, Serbia. En: “Tracer hydrology”, Hotzl, Werner (eds), 291–294. Balkema, Rotterdam, Holanda.

Socki R. A., Perry Jr., E. C., Romanek C. S. (2002). Stable isotope systematics of two cenotes from the northern Yucatan Peninsula, Mexico. *“Limnology and Oceanography”*, 47: 1808-1818.

Valle-Levinson A., Mariño-Tapia I., Enriquez C., Waterhouse A.F. (2011). Tidal variability of salinity and velocity fields related to intense point source submarine groundwater discharges into the coastal ocean. *“Limnology and Oceanography”*, 56(4): 1213-1224.

Vera-Manrique I., Mariño-Tapia I., Enriquez C. (2012). Effects of drought and subtidal sea-level variability on salt intrusion in a coastal karst aquifer. *“Marine and Freshwater Research”*, 63(6) 485-493.

Zhengxing M. (1988) An outline of the underground water tracing in karst regions of China. En: Proc IAH Congr Karst Hydrol Karst Environ Protection, Guilin, 894–901. China.

---

Este documento debe citarse como: Sánchez y Pinto I., Cervantes-Martínez A., González Herrera R. A., Vázquez Campos M. E., Gutiérrez-Aguirre M. A. (2015). **Evidencia de flujo preferencial al mar del cenote Caletita, Cozumel, México**. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 19-1, pp 1-12, ISSN 1665-529-X.

# Evaluación del impacto de la canalización del arroyo Alamar en la calidad de agua de su acuífero subyacente

Yair Alejandro Renovato Tirado<sup>1</sup>, Fernando T. Wakida, Enrique García Flores,  
Miguel Ángel Pastrana Corral

*Fecha de recepción: junio 2014 – Fecha de aprobación: diciembre 2014*

## RESUMEN

El arroyo Alamar se encuentra en la parte este de la ciudad de Tijuana. Subyacente a este arroyo se encuentra un acuífero cuyo principal uso es el riego de hortalizas. Con el fin de llevar a cabo una evaluación preliminar del impacto que han generado las obras de revestimiento del arroyo en la calidad de agua del acuífero, se realizaron muestreos en pozos durante el periodo de junio a octubre de 2013. Los resultados muestran que a partir de las obras de revestimiento del arroyo se ha producido un deterioro en la calidad de agua que se refleja principalmente en un aumento en 100% de la concentración de sólidos disueltos. De la misma manera, las concentraciones de cloruros y de la demanda química de oxígeno aumentaron. Los compuestos de nitrógeno y fósforo disminuyeron su concentración durante este periodo, indicando que la carga de estos contaminantes hacia el acuífero ha disminuido. Los cambios en las concentraciones de los parámetros antes mencionados se producen a consecuencia de la reducción de las infiltraciones del arroyo al acuífero. El revestimiento del arroyo ha tenido impactos negativos en el acuífero reflejados en el abatimiento del nivel freático y en la calidad de agua.

**Palabras clave:** infiltración, corriente influente, acuífero, contaminación, río Tijuana.

## Impact assessment of concrete lined channelization of the Alamar creek on the water quality of its underlying aquifer

### ABSTRACT

The Alamar creek is located in the eastern part of city of Tijuana. Underlying this creek there is an aquifer which is used mainly for horticulture irrigation. Groundwater sampling was conducted during June to October 2013 in order to make a preliminary impact assessment of the concrete lined channelization of the Alamar Creek on groundwater quality. The results have shown a deterioration of groundwater quality after the concrete lining channelization of the creek that is mainly reflected in a 100% increment of dissolved solids. In the same way, chloride and the chemical oxygen demand concentrations increased. Nitrogen and phosphorus compound concentrations have decreased during this period, indicating that the load of these pollutants to the aquifer has been reduced. The changes on these parameters concentration before mentioned are due to the reduction of the seepage from the creek to the aquifer. The concrete lined channelization of the Alamar creek had impacted negatively in the increment of the water table depth and groundwater quality.

**Keywords:** infiltration, influent stream, aquifer, pollution, Tijuana river.

---

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería, Calzada Universidad 14418, Parque Industrial Internacional Tijuana, Tijuana B.C. 22390, Tijuana, Baja California, México. Correo electrónico: fwakida@uabc.edu.mx

**Nota:** El período de discusión está abierto hasta el 1° de mayo de 2015. Este artículo de investigación es parte de Ingeniería–Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 19, No. 1, 2015, ISSN 1665-529-X.

## **INTRODUCCIÓN**

La tasa anual de crecimiento de la población en la ciudad de Tijuana es de 4.9% y se considera que a este ritmo la población se duplicará en aproximadamente 14 años (Gobierno de Baja California 2013). Este aumento de población es impulsado por el crecimiento en el número de maquiladoras lo cual ha propiciado una fuerte inmigración a esta ciudad, produciendo una serie de problemas ambientales, y una alta presión a los recursos naturales locales y regionales. El crecimiento de la demanda de agua ha causado que los recursos hídricos locales sean insuficientes para el abastecimiento de la ciudad, por lo que más del 90% del agua que se consume en Tijuana proviene de la cuenca del Río Colorado, localizada aproximadamente a 200 km al este, requiriéndose grandes gastos energéticos para el bombeo de este recurso (Wakida y Piñón-Colín 2013).

Las fuentes de contaminación en acuíferos subyacentes a zonas urbanas y periurbanas están clasificadas en puntuales (fugas de tanques subterráneos de almacenamiento, tiraderos de basura); multipuntuales (fosas sépticas); difusas (deposición atmosférica, lixiviados de campos de cultivo) e inclusive lineales (fugas múltiples del alcantarillado sanitario) (Wakida y Lerner 2005). Los acuíferos se pueden contaminar mediante la infiltración de agua contaminada provenientes de ríos o canales no revestidos. Hay dos principales factores que producen que un acuífero se contamine por las infiltraciones de un río o corriente superficial. El primer factor es que la corriente reciba una gran proporción de aguas residuales sin tratamiento o pobremente tratadas y el segundo, es que agua proveniente de la corriente este infiltrando agua al acuífero (Wakida y Lerner 2005). La contaminación de acuíferos debido a la conexión entre aguas superficiales y subterráneas ha sido reportada en varias partes del mundo (BGS 1994, Kacaroglu y Gunay 1997). Gurunadha *et al.* (2001) realizaron el estudio del impacto del Río Nakkavagu sobre su acuífero subyacente. Se encontró que las infiltraciones de dicho río, que recibe descargas de industrias químicas y farmacéuticas, estaba impactando la calidad del acuífero a una distancia entre 500 a 600 metros del río. Lo más alarmante es que la población local se abastece de agua de dicho acuífero. Bougherira *et al.* (2014) estudiaron el impacto de descargas de aguas residuales industriales en el Río Meboudja en Argelia. Sus resultados mostraron que la contaminación en el acuífero por metales se extendía de 500 a 600 metros lateralmente desde el río. Ellos atribuyeron la extensión de la contaminación al bombeo excesivo para uso de riego de cultivos, que produce la infiltración inducida de

aguas del Río Meboudja hacia el acuífero. Otro caso de contaminación de aguas subterráneas debido a la interacción entre corrientes superficiales y acuífero es publicada por Kirshna *et al.* (2009). En el cual se reporta que descargas industriales a corrientes superficiales están contaminando las aguas subterráneas con metales pesados en la región de Patancheru en la India. Una de las recomendaciones de los autores fue el revestimiento de las corrientes superficiales de la región para evitar la infiltración de aguas contaminadas hacia el acuífero. Shekhar y Sarkar (2013) realizaron una evaluación de la calidad de agua del acuífero somero adyacente al dren Najafgarh en Nueva Delhi, India. El estudio identificó que la infiltración del dren estaba contaminando el acuífero somero principalmente con metales pesados y nitratos. De la misma manera determinaron que la recarga del acuífero a lo largo del dren ha causado una dilución que ha producido una evolución en el agua subterránea de una familia de tipo de clorurada a una de tipo bicarbonatada.

El objetivo de este estudio fue el de realizar una evaluación preliminar del impacto que ha producido el revestimiento del Arroyo Alamar en la calidad de agua de su acuífero subyacente.

### **Descripción de la zona de estudio.**

El Arroyo Alamar es parte de la cuenca del Río Tijuana, una cuenca compartida por los Estados Unidos y México. Este arroyo es formado por el Arroyo Cottonwood (Cottonwood Creek) que se origina en Estados Unidos y el Río Tecate (Figura 1). Posteriormente, el llamado Arroyo Alamar confluye con el Río Tijuana dentro de la zona urbana de la ciudad del mismo nombre (Wakida y Piñón-Colín 2013). El Arroyo Alamar recorre la ciudad de Tijuana desde el puente Cañón del Padre, ubicado en la carretera de cuota Tijuana-Tecate, hasta el área denominada la bocina de concreto que se encuentra a la altura de la Central Camionera con un cauce de 9.8 km (Michel y Graizbord 2002, IMPLAN 2007). El flujo del arroyo en época de estiaje, es aportado en su mayoría, por descargas de plantas tratadoras de agua residuales ubicadas en la ciudad de Tecate. El promedio de flujo de descarga de la planta municipal de tratamiento de aguas residuales de Tecate es de 150 L/s más 20 L/s de la descarga proveniente de una cervecería (Ponce 2005). Las concentraciones promedio de la demanda química de oxígeno (DQO) de las descargas de la planta tratadora de aguas residuales (PTAR) en 2003 fue de 546 mg/L; de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) fue 185 mg/L y de 43 mg/L para NT (CESPTE, 2004). La capacidad de autodepuración del arroyo permite que en un recorrido de aproximadamente 19 km. aguas abajo de

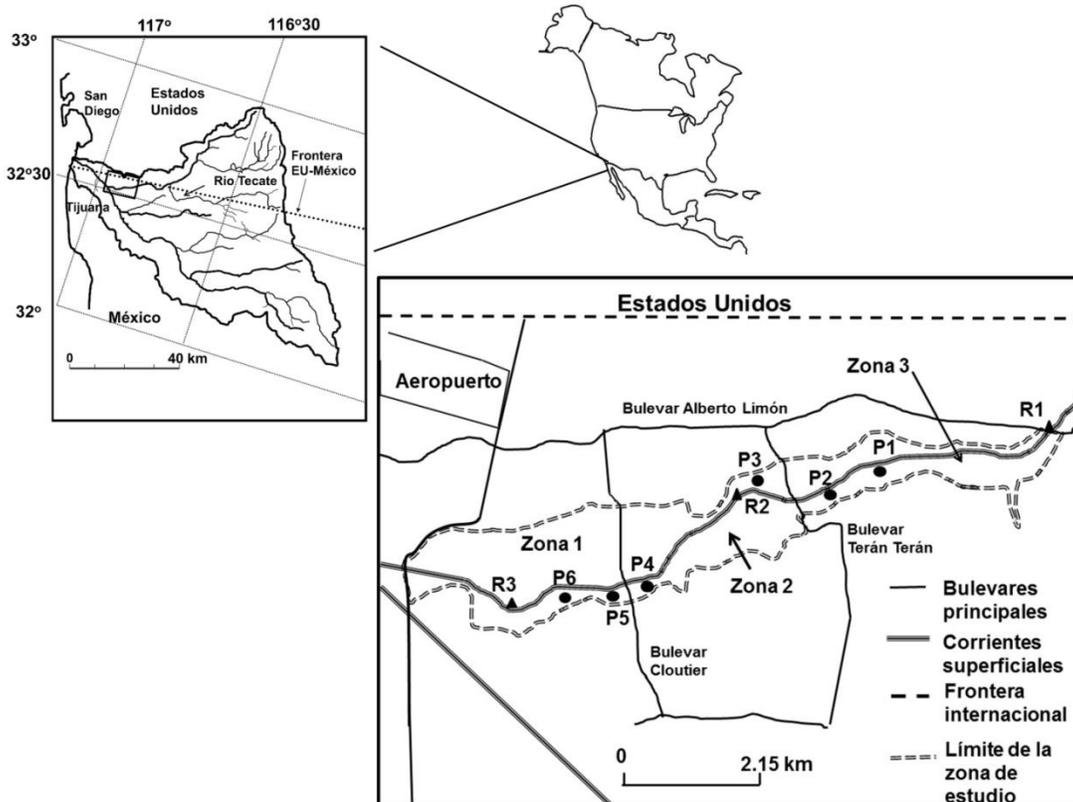
la descarga de la planta tratadora de aguas residuales de la ciudad de Tecate, la calidad del agua mejora considerablemente (Rodríguez *et al.* 2005), observándose una reducción de 60% en la DBO y de un 70% en la demanda química del oxígeno (DQO) en ese punto. Sin embargo, esta calidad de agua se deteriora en el punto de la caseta de cobro de la carretera Tijuana- Tecate, y aún más cuando entra a la zona de asentamientos irregulares de la ciudad de Tijuana debido a las descargas de aguas residuales no tratadas y la basura depositada en su cauce.

La naturaleza del acuífero del Arroyo Alamar es aluvial con niveles estáticos entre 1 a 10 metros, se constituye por depósitos fluviales muy permeables, cuyo espesor es más de 300 metros con intercalación de una capa de arcilla de unos 100 metros de espesor (CNA 1979).

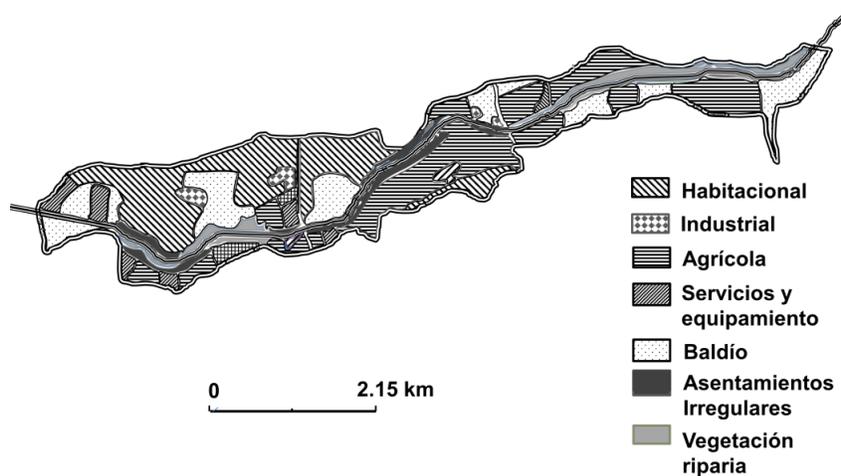
Diferentes estudios y programas han dividido la zona de estudio en tres zonas (Figura 1), la primera sección se extiende desde el final de la canalización del Río Tijuana hasta el puente del Boulevard Manuel J. Cloutier (zona 1); la segunda, abarca desde el Boulevard Cloutier hasta el Boulevard Terán Terán (zona 2), y la última, se encuentra localizada a partir de este Boulevard hasta el puente de la carretera de

cuota Tijuana-Tecate (zona 3).

En el año 2004, la zona 1 tenía una mayor área urbanizada en el margen norte del arroyo y la margen sur existían asentamientos irregulares en la parte oeste de la zona. Además de una mezcla de parcelas de cultivo de hortaliza y extensiones de tierra baldía que servían de tiraderos ilegales de basura y escombros. En la zona 2 estaba caracterizada en su margen norte por estar mayormente urbanizada, con una porción de parcelas utilizadas para el cultivo de hortalizas (27 ha) en la parte este; en la margen sur del arroyo de esta zona se encontraba el área mayor de asentamientos irregulares que cubrían aproximadamente unos 2 km de longitud por 100 m de ancho. Pero en la mayoría del área eran parcelas de cultivo de hortalizas y tierra vacante, especialmente en la parte este, con la presencia de establos y viveros. Por último, la zona 3 se caracterizaba principalmente por las parcelas de cultivo en la margen sur y zonas urbanizada en la parte norte y zonas de vegetación riparia. Cabe señalar que en la parte norte de la zona 2 colinda con la zona industrial de la Mesa de Otay. En cuanto a la zona 3, en la parte norte colindaba con una zona de asentamientos irregulares, cuyas descargas de aguas residuales desembocaban en el arroyo (Figura 2).



**Figura1.** La zona de estudio mostrando los sitios de muestreo. Los puntos P1al P6 denotan los pozos muestreados y R1 a R3 los sitios en el arroyo.



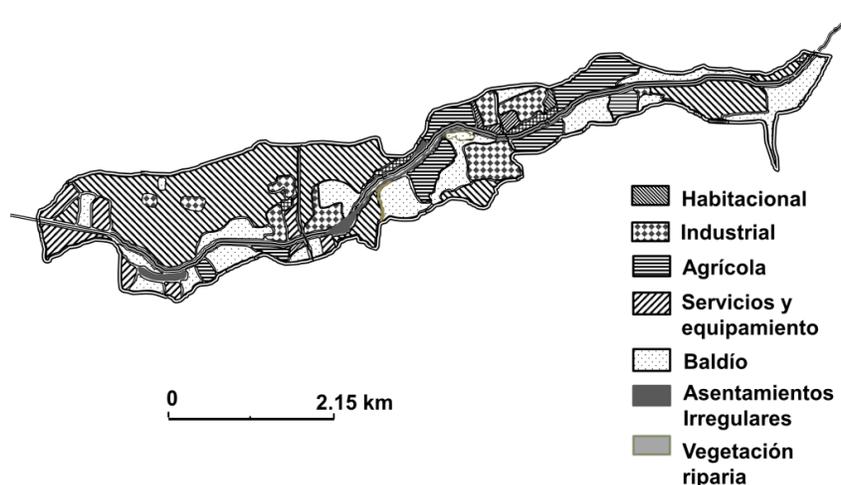
**Figura 2.** Uso de suelo en la zona del arroyo de Alamar en el año 2004.

Dentro de las fuentes potenciales de contaminación identificadas en el área del arroyo Alamar en el 2004 tenemos: el uso de letrinas en las zonas de asentamientos irregulares, corrales para la cría doméstica de animales, estiércol utilizado en la siembra de hortalizas, infiltraciones del mismo arroyo, escurrimientos de aguas residuales provenientes de asentamientos irregulares, basureros, tiraderos clandestinos de escombros y residuos peligrosos. En el año 2005, se identificó un tiradero de residuos peligrosos clandestino en el área del Arroyo Alamar, específicamente en la Colonia Murua (localizada en la zona 1), el cual llamó la atención de las autoridades ambientales debido al incendio subterráneo que generaba fumarolas constantes y cuyo costo de remediación del sitio fue de 770 mil pesos (Gobierno de Baja California 2007).

Para el año 2013, la margen sur de la zona 1 se

compone en su gran mayoría de terrenos baldíos, parcelas de cultivo de hortalizas y una zona de asentamientos sin servicio. Existe sin embargo también un balneario (que ya existía en el 2004) y una empacadora de cebollín.

La zona 2 es la que ha sufrido un mayor cambio con respecto al uso de suelo. En la margen sur, se construyó parte de un conjunto habitacional con todos los servicios, se disminuyó pero no se eliminaron los asentamientos irregulares, hubo un aumento el área dedicada a la siembra de hortalizas por medio de invernaderos y se construyeron en su extremo este colindante con el boulevard Terán Terán varias naves industriales para la industria maquiladora. En cuanto a la zona tres, el cambio más fuerte además de las obras de revestimiento, es la construcción de un conjunto habitacional en el este de la zona (Figura 3).



**Figura 3.** Uso de suelo en la zona del arroyo de Alamar en el año 2013.

**METODOLOGÍA**

Se realizaron tres muestreos en seis pozos y tres puntos en el arroyo, todos ellos localizados dentro de las tres zonas del acuífero arroyo Alamar durante los meses de junio, agosto y octubre del 2013 (Figura 1). Las muestras fueron colectadas directamente de las tuberías de riego, tomándose en cuenta que la bomba estuvieran trabajando por un mínimo de 30 minutos antes de colectar la muestra. La gran mayoría de los sitios de muestreo de aguas subterráneas son de tipo pozo noria. En las cuales su construcción varía desde una simple excavación en el suelo realizada con maquinaria pesada (P1, P2 y P6) hasta una noria protegida con aros de concreto (P4 y P5). Una excepción fue P3, cuya profundidad aproximada es de 20 metros y está totalmente protegido de la intemperie. Muestras instantáneas individuales de agua superficiales fueron tomadas en los puntos mostrados en la Figura 1 y denotadas por R1, R2 y R3. Todas las muestras fueron colectadas en recipientes de plástico de 1L, con excepción de las muestras para el análisis de grasas y aceites en las cuales se utilizaron recipientes de vidrio. Las muestras fueron refrigeradas para su transporte al laboratorio y analizadas dentro de las primeras 24 horas.

Los promedios obtenidos de los parámetros se compararon con los de un estudio realizado por Ponce en el año 2004 (Ponce Serrano 2006; Wakida *et al.* 2005) cuyo objetivo fue determinar la calidad del agua acuífero del Arroyo Alamar.

Se determinaron parámetros fisicoquímicos como conductividad electricidad, sólidos disueltos totales, potencial de hidrógeno, grasas y aceites y sólidos suspendidos totales; además de parámetros como demanda química de oxígeno, nitrato-N, nitrito-N, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, fósforo total y cloruros. El fósforo total (FT) fue analizado usando el método descrito en la norma mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001 (SE 2001a); la demanda química de oxígeno (DQO) por la norma mexicana NMX-AA-030-SCFI-2001 (SE 2001 b), sólidos suspendidos totales (SST) con la Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001 (SE 2001c), grasas y aceites (G y A) con la Norma Mexicana NMX-AA-005-SCFI-2000 (SE 2000), nitrato-N (NO<sub>3</sub>-N), nitrito-N (NO<sub>2</sub>-N),

nitrógeno amoniacal (NH<sub>3</sub>-N) por métodos espectrofotométricos y el nitrógeno total (NT) mediante el método de digestión con persulfato (D’Elia *et al.* 1977). Los controles de calidad fueron hechos mediante el análisis paralelo de muestras adicionales en las cuales se le adicionó una cantidad conocida de los analitos. Los porcentajes de las recuperaciones de los blancos adicionados son mostrados en la Tabla 1.

**RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

**Concentraciones en el arroyo y pozos**

Las concentraciones de los parámetros analizados en muestras de pozos y el arroyo son mostrados en el Tabla 2. Se encontraron altas concentraciones de sólidos disueltos totales (SDT) en las muestras tomadas en el arroyo que van desde 3397 para el punto R2 y 3777 mg/L para el punto R3. Siendo la conductividad eléctrica un parámetro proporcional a los SDT, sus lecturas fueron para R2, 5117 mg/L y 5660 µS/cm para R3. En cuanto a los niveles de la DQO se observaron concentraciones de 228 mg/L para R2 y 180 mg/L para R3, lo que implica una tendencia de disminución de la concentración de la zona 2 a la 1. Con respecto a las concentraciones de NO<sub>3</sub>-N, las concentraciones encontradas tuvieron promedios de 0.4 y 1.1 mg/L. Las concentraciones de NH<sub>3</sub>-N fueron de 2.4 y 1.5 mg/L, en R2 y R3 respectivamente. Para el NT se obtuvieron promedios de 5.8 mg/L para R1 y 4.5 mg/L, para R3, de la misma manera, los resultados obtenidos para fósforos totales fueron de 7.9 mg/L para R2 y 5.8 mg/L, para R3. Se observó una reducción en las concentraciones de NT, FT, DQO y NH<sub>3</sub>-N conforme el arroyo fluye de este a oeste. Se detectaron niveles elevados de SST, concentraciones en R2 y R3 de 243 y 246 mg/L, respectivamente, debido a que en el momento de la toma de las muestras se encontraba laborando maquinaria en la construcción del revestimiento aguas arriba de los puntos de muestreo, lo que ocasionó la suspensión de sedimentos finos presentes en el lecho del arroyo. Los niveles de grasas y aceites (G y A) en el arroyo no mostraron gran variación en el cauce del arroyo 10 y 9.6 mg/L, estas concentraciones son más bajas que el límite máximo permisible (LMP) marcados por la norma. NOM-002-SEMARNAT-1996 (50 mg/L) que establece los límites máximos para descargas a sistemas de alcantarillado.

**Tabla 1.** Datos de control de calidad de los parámetros analizados.

	FT	DQO	NT	SST	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	G y A
Recuperación (%)	92	92	95	93	90	91	92	90
Desviación estándar relativa (%)	0.8	2.5	0.4	2.2	1.9	2	1.7	4

Se encontraron altas concentraciones de los SDT de 2323 a 4883 mg/L en los pozos muestreados en las márgenes del arroyo, todos estos valores están por encima del límite máximo permisible (LMP) marcado por la norma oficial mexicana para agua potable (NOM-127-SSA1-1994) (1000 mg/L), debido a que la conductividad eléctrica está relacionado a la concentración de los SDT, se obtuvieron valores elevadas de 3473 a 7370  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Los pozos con mayor conductividad eléctrica y concentración de SDT fueron P3, P4, P5 y P6, los cuales se localizan dentro de las zonas 1 y 2, que fueron las primeras zonas en las cuales se realizó el revestimiento, además de ser estos los pozos más alejados de las márgenes del arroyo.

En los niveles de DQO se observó un intervalo en las concentraciones de los pozos de 125 a 349 mg/L, las concentraciones más altas se encontraron en P3, P4 y P5, posiblemente como resultado de la presencia de compuestos oxidables inorgánicos. Con respecto a las concentraciones de  $\text{NO}_3\text{-N}$ , los pozos se encuentran por debajo del LMP marcado en la norma antes mencionada (10 mg N/L), con un intervalo en los promedios de 0.4 - 3 mg/L.

Se encontraron concentraciones de  $\text{NH}_3\text{-N}$  en los pozos en intervalo de promedios de 0.2 - 2.3 mg/L, la mayoría de los pozos se encuentran por debajo del LMP que marca la norma oficial mexicana para agua potable a excepción de P1 y P6, en los cuales se indica

una posible contaminación por infiltración de aguas residuales no tratadas. Las concentraciones promedios de NT fueron entre 2.8 - 22.2 mg/L, indicando un incremento de la concentración en los pozos de la zona 3 a la zona 1. Los niveles de fosfatos en los pozos mostraron un intervalo entre 0.5 - 6.5 mg/L. Las concentraciones fosfatos, DQO,  $\text{NH}_3\text{-N}$  y NT contribuyen a la afirmación de la existencia de varias fuentes potenciales de contaminación, como son las letrinas en los asentamientos irregulares, lixiviados de las parcelas de cultivo y la presencia de escurrimientos de aguas residuales no tratadas a lo largo de la zona, como consecuencia de la limitada infraestructura de drenaje en la zona. Se observó que las concentraciones de cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) en todos los pozos sobrepasaron el LMP marcado en la norma oficial mexicana para agua potable (250 mg/L), con intervalos de promedios de 559 a 2063 mg/L, muy similar al comportamiento de SDT y DQO en los pozos P3, P4 y P5.

Comparación de parámetros en pozos (2004-2013). Los promedios de las concentraciones en muestras de pozos localizados al margen del arroyo Alamar en el 2004 (Tabla 3) fueron comparados con las concentraciones obtenidas de los muestreos realizados en el año 2013 (Tabla 2) con el propósito de observar los cambios que han surgido en la calidad del agua del acuífero del arroyo Alamar con respecto a las obras de revestimiento del mismo.

**Tabla 2.** Valores promedio de concentraciones de parámetros seleccionados de aguas subterráneas y superficial 2013 (Todos los valores en mg/l, si no es señalado).

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	R1	R2	R3	NOM
Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	3530	3473	7370	7103	6723	4355	5247	5117	5660	NN
SDT	2323	2487	4883	4743	4477	2925	3510	3397	3777	1000
pH	7.52	7.41	6.93	6.89	6.87	7.52	8.49	8.18	8.68	NN
DQO	212	125	275	349	341	190	120	228	180	NN
$\text{NO}_3\text{-N}$	0.4	0.6	3.0	2.4	1.5	0.8	0.3	0.4	1.1	10
$\text{NO}_2\text{-N}$	0.04	0.07	0.47	0.15	0.11	0.22	0.02	0.17	0.31	0.05
$\text{NH}_3\text{-N}$	1.5	0.3	0.4	0.2	0.4	2.3	0.3	2.4	1.5	0.5
NT	2.8	6.8	16.4	21.1	22.2	8.1	1.6	5.8	4.5	NN
$\text{PO}_4\text{-P}$	6.5	4.5	0.7	1.9	0.5	1.6	11.7	7.9	5.8	NN
$\text{Cl}^-$	559	670	2063	1535	1390	722	310	486	440	250
SST	***	***	***	***	***	***	45	243	246	NN
G y A	***	***	***	***	***	***	8.7	10.0	9.6	NN

SDT: sólidos disueltos totales; DQO: Demanda Química de Oxígeno;  $\text{NO}_3\text{-N}$ : Nitrógeno como nitratos;  $\text{NO}_2\text{-N}$ : Nitrógeno como nitrito;  $\text{NH}_3\text{-N}$ : Nitrógeno amoniacal; NT: Nitrógeno amoniacal;  $\text{PO}_4\text{-P}$ : Fosfatos como fósforo- SST: Sólidos suspendidos totales, A: Grasas y aceites, NOM: NOM-002-SEMARNAT-1996.

Las concentraciones de SDT como se muestran en la Tabla 3 evidencian un incremento después del revestimiento del arroyo principalmente en P3 (4883 mg/L) y en P4 (2743 mg/L) con respecto a las concentraciones en 2004, donde se observan concentraciones en los mismos pozos fue de 1710 y 1987 mg/L, respectivamente. En dos pozos localizados en la misma zona se observaron concentraciones de 1710 y 2030 mg/L para SDT en 1997 (CNA, 1997), lo cual confirma que hay una evolución de incremento en las concentraciones de STD. En cuanto a las concentraciones de DQO, en el análisis del 2013 como puede observarse en el Tabla 2 (120 a 215 mg/L) fueron más altos comparados con los resultados obtenidos hace una década, con un intervalo de 24 a 92 mg/L (Tabla 3). En cuanto a las concentraciones de NO<sub>3</sub>-N, no se presentaron cambios considerables obteniéndose un intervalo de resultados en el 2013 de 0.4 a 3 mg/L y en el 2004 un intervalo de 0.1 a 1.6 mg/L, los cuales se han mantenido por debajo del LMP marcado por la norma oficial mexicana para agua potable (NOM-127-SSA1-1994) (10 mg/L). Las concentraciones de NO<sub>3</sub>-N en 1997 en dos pozos localizados en la misma área fueron de 3.8 y 1.8 mg/L. Estas concentraciones son un poco más altas que las concentraciones de los muestreos realizados en 2004 y en 2013, esto podría tener su origen en la falta de drenaje sanitario y en una mayor área destinada a cultivos en el área del arroyo Alamar en 1997.

Este aumento de concentración de los parámetros antes descritos (SDT, DQO y Cl<sup>-</sup>) puede tener su causa en la disminución de la infiltración del agua del arroyo hacia el manto freático, impidiendo de esta manera la dilución de sólidos y sales inorgánicas en el

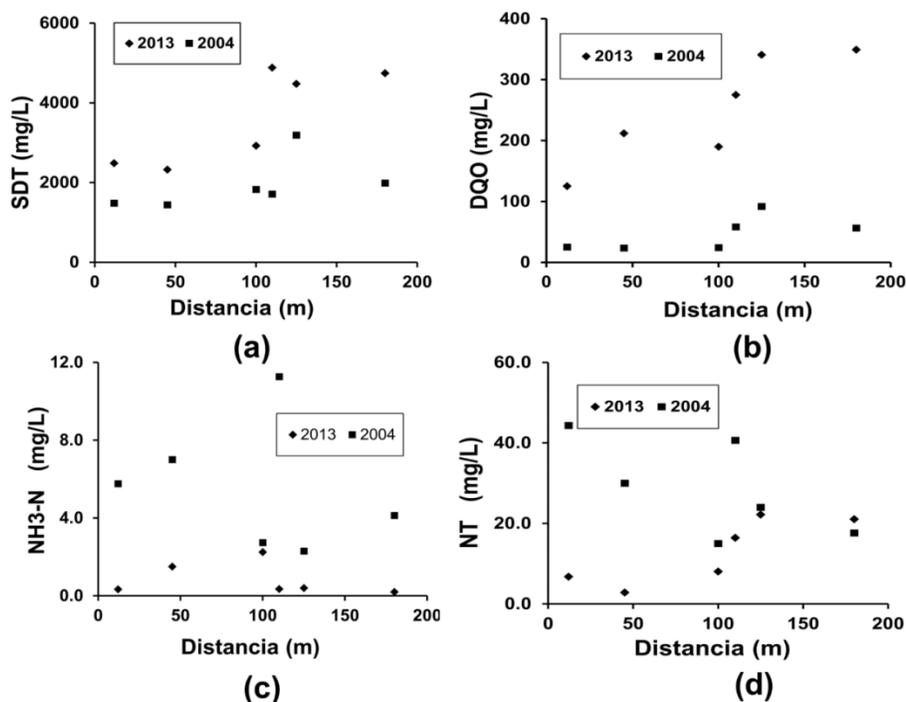
acuífero. El bombeo del agua de las norias producía una infiltración inducida del arroyo hacia la noria, antes del revestimiento del arroyo, que es observado en la disminución de STD en los pozos y aumento de compuestos nitrogenados. Caso opuesto ocurrió después del revestimiento, en el cual la infiltración inducida cesó, aumentado la concentración de STD y disminuyendo la concentración de compuestos nitrogenados en el agua extraída de los pozos. Lo explicado anteriormente se puede observar en P1 y P2, donde al momento en que se realizó el muestreo, el arroyo no estaba revestido en el tramo donde se sitúan dichos pozos. En estos pozos se observaron las menores concentraciones de STD (un 100% menos que en todos los demás pozos) y las concentraciones mayores de compuestos nitrogenados.

Al contrario, las concentraciones de NH<sub>3</sub>-N en las cuales se observó un descenso en la concentración de P1 al P5 con un intervalo de 2.3 a 11.3 mg/L en el 2004 a un intervalo de 0.2 a 1.5 mg/L en el 2013, donde la mayoría de estos (P2 al P4) cumple con el LMP marcado por la norma oficial mexicana para agua potable (NOM-127-SSA1-1994) (0.5 mg/L). En P6 se observó un ligero cambio en su concentración de NH<sub>3</sub>-N (2.3 mg/L en el año del 2004, y de 2.7 mg/L en 2013), debido posiblemente a que material externo haya caído al pozo ya que éste carece de protección adecuada. De la misma manera en los niveles de nitrógeno total (NT) se puede observar cambios en la concentración de los pozos P1, P2 y P3 del 2004 al 2013. Las concentraciones en P1, P2 y P3 en 2001 fueron 30, 44.3 y 40.7 mg/L, respectivamente. Mientras que en el 2013, las concentraciones observadas fueron 2.8, 6.8 y 16.4 mg/L para los mismos pozos.

**Tabla 3.** Rangos y promedio de concentraciones de parámetros seleccionados de aguas subterráneas y superficial (todos los valores en mg/l, si no es señalado), 2004.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	R1	R2	R3	NOM
Conductividad eléctrica (µS/cm)	2860	2957	3400	3960	6370	3627	2727	3513	2110	NN
SDT	389	224	157	236	269	1827	1373	1763	2110	1000
DQO	24	25	58	56	92	24	51	81	67	NN
NO <sub>3</sub> -N	0.1	0.4	0.5	0.5	1.6	0.6	1.5	1.2	0.8	10
NO <sub>2</sub> -N	3.0	2.0	1.7	2.3	6.7	1.0	5.0	5.7	2.0	0.05
NH <sub>3</sub> -N	7.0	5.8	11.3	4.1	2.3	2.7	4.7	2.6	1.0	0.5
NT	30	44	41	18	24	15	15	15	5	NN
PO <sub>4</sub> -P	14.1	7.5	12.0	4.6	0.7	1.9	14.1	10.8	3.5	NN
Cl <sup>-</sup>	120	157	178	228	NA	NA	NA	NA	NA	250

SDT: sólidos disueltos totales; DQO: Demanda Química de Oxígeno; NO<sub>3</sub>-N: Nitrógeno como nitratos; NO<sub>2</sub>-N: Nitrógeno como nitrito; NH<sub>3</sub>-N: Nitrógeno amoniacal; NT: Nitrógeno amoniacal; PO<sub>4</sub>-P: Fosfatos como fósforo- SST: Sólidos suspendidos totales; G y A: Grasas y aceites. NOM: NOM-002-SEMARNAT-1996. NA: no analizado.



**Figura 5.** Parámetros de calidad de agua en las norias con respecto a la distancia del Arroyo Alamar (a) Sólidos disueltos totales (SDT), (b) Demanda química de oxígeno (DQO), (c) Nitrógeno amoniacal (NH<sub>3</sub>-N) y (d) Nitrógeno total (NT).

Con respecto a las concentraciones de fosfatos también se pudo apreciar un descenso en los pozos en comparación en este periodo del 2004 al 2013, principalmente en los pozos P1 al P4, obteniéndose intervalos en el 2004 de 0.7 a 14.1 mg/L y de 0.5 a 6.5 mg/L en el 2013 (Figura 5). La reducción de los valores de los parámetros antes mencionados (NH<sub>3</sub>-N, NT y PO<sub>4</sub>-P) podría esperarse debido a que después del revestimiento del arroyo disminuyeron las infiltraciones de agua contaminada al acuífero provenientes del arroyo.

Los trabajos de revestimiento del arroyo y sus obras de urbanización han reducido considerablemente el área de asentamientos irregulares en la zona (ver Figuras 2 y 3). Por lo cual también disminuyeron la carga de contaminantes procedentes de letrinas y tiraderos de basuras

Las mayores concentraciones de compuestos de nitrógeno se observaron en P5 y P6, lo que podría ser resultado de lixiviados provenientes de los campos de cultivo de hortalizas y letrinas, debido a que los pozos se encuentran adyacentes a las mismas. Ponce (2005) estimó que el revestimiento del arroyo provocaría que aproximadamente 94.5 L/s dejarían de infiltrarse al acuífero. Los horticultores han comentado que el nivel freático en sus pozos y norias ha bajado aproximadamente dos o tres metros, lo que ha

generado la necesidad de que se tenga que excavar más profundo para poder bombear agua (Bartolo, comunicación personal).

La Figura 5 muestra los promedios de parámetros seleccionados del 2004 y 2013 contra las distancias al arroyo antes de la canalización. Se observa que para las concentraciones de SDT y DQO, las concentraciones promedio del 2004 fueron menores a las concentraciones encontradas en el 2013. Cabe señalar que los pozos que están más cercanos al arroyo (P1 a 12 m y P2 45 metros), se encuentran situados en una zona en la que el revestimiento del arroyo no ha sido concluido, por lo que posiblemente infiltraciones del arroyo hacia el acuífero estuvieran ocurriendo al momento en que los muestreos se llevaron a cabo.

Es por eso que existe la posibilidad que en estos pozos siga ocurriendo el fenómeno de dilución debido a la infiltración agua del arroyo, ya que la concentraciones de SDT son casi la mitad de los pozos que están localizados más al oeste, zona en la que el revestimiento lleva más de un año. Las concentraciones de DQO tienen una correlación con la concentraciones de SDT ( $r^2 = 0.77$ ) para el 2013, indicándonos que un porcentaje de los sólidos disueltos pueden ser compuestos oxidables. Todo lo contrario ocurre en las concentraciones de NH<sub>3</sub>-N y

de NT donde se muestra que los valores del 2013 son más bajos que los observados en el 2004, cabe señalar que los datos de NH<sub>3</sub>-N no se observa ninguna tendencia en cuanto a la distancia al arroyo. Las concentraciones de NT en el 2004 tuvieron una tendencia a disminuir con respecto a la distancia del pozo al arroyo, indicándonos posiblemente la influencia de las infiltraciones del arroyo. Para el muestreo llevado a cabo en el 2013, se observa una tendencia opuesta, es decir, las concentraciones de NT aumentan con respecto a la distancia del pozo al arroyo. Lo cual nos podría indicar que las fuentes de nitrógeno son debido a otra fuente diferente a las infiltraciones del arroyo, en este caso podría ser los lixiviados de las parcelas de cultivo y letrinas presentes en la zona. En ambos compuestos nitrogenados se observa una disminución en su concentración indicándonos que la carga de estos compuestos ha disminuido junto con las infiltraciones del arroyo.

### **CONCLUSIONES**

Los resultados han mostrado que el revestimiento del arroyo Alamar ha tenido un impacto negativo en cuanto a la calidad de agua en su acuífero subyacente, con respecto a los sólidos disueltos cuya concentración se incrementó aproximadamente en un 100% entre el 2004 y el 2013. Caso contrario se

presentó con las concentraciones de nitrógeno y fósforo que disminuyeron en el mismo periodo de tiempo. Lo anterior indica que las obras de revestimiento del arroyo han reducido las infiltraciones de agua contaminada al acuífero provenientes del arroyo y los asentamientos. El proyecto de revestimiento del arroyo ha reducido la contaminación generada por escurrimiento de aguas residuales y letrinas de los asentamientos irregulares, sin embargo al parecer su mayor impacto se observa en la cantidad del recurso, que se está manifestando en el aumento de la profundidad del nivel freático. Una solución ambientalmente más amigable al problema de la zona del arroyo Alamar, habría sido la canalización del arroyo mediante el uso de gaviones que permitieran la infiltración del arroyo y obras de introducción de drenaje de las zonas aledañas para evitar que escurrimientos de aguas residuales crudas contaminen el arroyo.

### **RECONOCIMIENTOS**

Los autores agradecen a la Universidad Autónoma de Baja California por el apoyo económico al proyecto a través de la 16va. Convocatoria interna de apoyo a proyectos de investigación (proyecto No 3877) y a los dos revisores anónimos cuyos comentarios enriquecieron este manuscrito.

### **REFERENCIAS**

BGS (British Geological Survey) (1994). "Impact of urbanization on groundwater: Hat Yai. Final report". Technical Report WC/94/43. British Geological Survey, Keyworth, Nottingham, 65 pp.

Bougherira N., Hani A., Djabri L., Toumi F., Chaffai H., Haied N., Nechem D., Sedrati N. (2014). Impact of the urban and industrial wastewater on surface and groundwater, in the region of Annaba, (Algeria). "Energy Procedia", 50, 692-701.

CESPTTE (2004). "Rehabilitación de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de la ciudad de Tecate", manifiesto de impacto ambiental-hidráulico:

<http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/bc/estudios/2004/02BC2004H0002.pdf>

Consultado el 18/01/2014.

CNA (1979). "Estudio Geohidrológico del Valle de Tijuana en el estado de Baja California Norte". Comisión Nacional del Agua, Mexicali, B. C., México.

CNA (1997). "Diagnóstico Actual y Propuesta de Explotación y Tratamiento de los Pozos de Agua Potable de la Ciudad de Tijuana, Baja California". Comisión Nacional del Agua, Mexicali, B. C., México

D'Elia C.F., Steudler P.A., Corwin N. (1977). Determination of total nitrogen in aqueous samples using persulfate digestion. "Limnology and Oceanography", 22, 760-764.

Gobierno del estado de Baja California. (2007). "Sexto informe de gobierno" Eugenio Elorduy Walter. Baja California [en línea] [http://www.bajacalifornia.gob.mx/VI\\_Informe/006economico/economico.html](http://www.bajacalifornia.gob.mx/VI_Informe/006economico/economico.html). Consultado 19/09/2008.

Gobierno de Baja California. (2013). "Nuestro estado, población, situación demográfica" [en línea] [http://www.bajacalifornia.gob.mx/portal/nuestro\\_estado/situacion\\_dem/demografico.jsp](http://www.bajacalifornia.gob.mx/portal/nuestro_estado/situacion_dem/demografico.jsp) 9/01/2014.

Gurunadha Rao V.V.S, Dhar R.L., Subrahmanyam K. (2001). Assessment of contaminant migration in groundwater from an industrial development area, Medak district, Andhra Pradesh, India. "Water, Air and Soil Pollution", 128, 369-389.

IMPLAN (2007). "Programa parcial de desarrollo urbano del arroyo Alamar 2007-2018". Versión abreviada, Tijuana.

Kacaroglu F., Gunay G. (1997). Groundwater nitrate pollution in an alluvium aquifer, Eskisehir urban area and its vicinity, Turkey. "Environmental Geology", 31, 178-184.

Krishna A.K., Satyanarayanan M., Govil P.K. (2009) Assessment of heavy metal pollution in water using multivariate stastical techniques in an industrial area: A case study from Patancheru, Medak District, Andhra Pradesh, India. "Journal of Hazardous Materials", 167, 366-373.

Michel S., Graizbord C. (2002). "Los ríos urbanos de Tecate y Tijuana: Estrategias para ciudades sustentables". San Diego: Institute for Regional Studies of the Californias, San Diego State University.

Ponce Serrano L. E. (2006). "Evaluación de la calidad del agua del acuífero del Arroyo Alamar". Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Tijuana, Baja California, México.

Ponce, Victor M. (2005). "Flood Hydrology of the Binational Cottonwood Creek-Arroyo Alamar, California and Baja California". San Diego State University versión 1.04, agosto 5 de 2003 [en línea] [http://alamar.sdsu.edu/alamar/alamar\\_english.html](http://alamar.sdsu.edu/alamar/alamar_english.html). Consultado 2/06/2004.

Rodríguez-Ventura G.J., F.T. Wakida, R. Radilla-Camacho. (2005). Water quality evaluation of the Tecate River, México, for reuse purposes. En "River Basin Management III WIT Transactions on Ecology and the Environment", Brebbia C.A. y Antunes do Carmo J.S. (eds), 403-409, WIT Press, Southampton, Reino Unido.

SE (Secretaría de Economía) (2000). "Norma Mexicana NMX-AA-005-SCFI-2000. Análisis de agua-Determinación de grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba". Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 18 de Diciembre del 2000.

SE (Secretaría de Economía) (2001a). "Norma Mexicana NMX-AA-029-SFCI-2001. Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas", publicada en el Diario Oficial de la Federación el 17 de abril del 2001.

SE (Secretaría de Economía) (2001b). "Norma Mexicana NMX-AA-030-SCFI-2001. Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba". Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 17 de abril del 2001.

SE (Secretaría de Economía) (2001c). "Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba". Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 1 de agosto del 2001.

SEMARNAT (1998). Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 3 de junio de 1998.

SSA (2000). Norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano - límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización". Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 22 de noviembre de 2000.

Shekhar S., Sarkar A. (2013). Hydrogeological characterization and assessment of groundwater quality in shallow aquifers in vicinity of Najafgarh drain of NCT Delhi. "Journal of Earth System Sciences", 122, 43-53.

Wakida F.T., Lerner D. N. (2005). Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. "Water Research", 39, 3-16.

Wakida F.T., Piñón Colín T.D.J. (2013). Calidad de agua del acuífero del Arroyo Alamar. En "El arroyo Alamar de Tijuana, un río urbano amenazado". Sánchez-Munguía, V. (coordinador), 29-41, Editorial de la red nacional de investigación urbana, México D.F

Wakida F.T., Ponce-Serrano L.E., Mondragón-Silva E., García-Flores E., Lerner D.N., Rodríguez Ventura G. (2005). Impact of a polluted stream on its adjacent aquifer: the case of the Alamar zone, Tijuana, México. En: "Bringing Groundwater quality research to the watershed scale". Thomson, N.R. (Ed), 141-147. IAHS publication 297. IAHS.

---

Este documento debe citarse como: Renovato Tirado, Y., Wakida, F., García Flores, E., Pastrana Corral, M. (2015). **Evaluación del impacto de la canalización del arroyo alamar en la calidad de agua de su acuífero subyacente.** Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 19-1, pp 13-23, ISSN 1665-529-X.

# Evaluación de la geoquímica e isótopos del nitrato en el acuífero libre de una llanura con actividad agropecuaria, Córdoba, Argentina

María Jesica Giuliano Albo<sup>1</sup>, Mónica Blarasin<sup>2</sup>, Héctor Panarello<sup>3</sup>

Fecha de recepción: julio 2014 – Fecha de aprobación: diciembre 2014

## RESUMEN

Los fertilizantes y residuos ganaderos pueden llegar a contaminar los acuíferos con nitratos. En estos escenarios se pueden analizar los isótopos  $^{15}\text{N}$  y  $^{18}\text{O}$  del mismo como herramienta para discriminar dichas fuentes. El objetivo es identificar el origen de la contaminación a través de características geoquímicas del agua y del uso de los isótopos del nitrato en una cuenca de llanura del Sur de Córdoba, Argentina. Los valores de nitratos hallados (3,0 a 193,0 mg/L), superan en su mayoría el valor característico de fondo natural de la zona (7,5 mg/L), lo cual, sumado al aporte de otros iones detectados, evidencia la contaminación del acuífero. Los valores isotópicos de muestras seleccionadas dieron  $\delta^{15}\text{N}$  de +6,4‰ a +12,3‰ y  $\delta^{18}\text{O}$  de +2,0‰ a +8,0‰. Los nitratos habrían sufrido enriquecimiento isotópico principalmente por desnitrificación (verificada por  $\epsilon\text{N}/\epsilon\text{O}$  de 1,5) y volatilización en el suelo previo a su arribo al acuífero, que los desplaza de los campos asignados para cada fuente y que dificulta su discriminación. La fuente de nitratos con mejor evidencia fue la contaminación puntual de origen ganadero, si bien se sumó además la evidencia de otros indicadores y bacterias *Escherichia coli*.

**Palabras clave:** fertilización, ganadería, desnitrificación, agua subterránea, agroecosistema.

## Assessing of Geochemistry and nitrate isotopes in the unconfined aquifer of a plain with agricultural activities, Córdoba, Argentina

### ABSTRACT

Fertilizers and livestock wastes can contaminate groundwater with nitrates. It is possible to use nitrate isotopes ( $^{15}\text{N}$  and  $^{18}\text{O}$ ) as a tool to discriminate different nitrate sources. The objective of this work was to identify contamination sources using water geochemical characteristics and nitrate stable isotopes in a drainage basin in the South of Córdoba province, Argentina. The observed nitrate concentration in 23 samples ranged from 3.0 to 193.0 mg/L, most exceeding the local natural background (7.5 mg/L) indicating pollution of the aquifer in addition to the contribution of other ions. The isotopic values of selected samples ranged from +6.4 ‰ to +12.3 ‰ for  $\delta^{15}\text{N}$  and from +2.0 ‰ to +8.0 ‰ for  $\delta^{18}\text{O}$ . Nitrate isotope enrichment mainly caused by denitrification (verified with  $\epsilon\text{N}/\epsilon\text{O} = 1.5$ ) and volatilization processes in the soil, before nitrates arrive to the aquifer, shifted the isotope values out from the designated fields for each source, making difficult their discrimination. The nitrates supply which shows best evidences was the punctual pollution from livestock sources, although there were other indicators like chemical variables and *Escherichia coli* bacteria.

**Keywords:** fertilization, livestock, denitrification, groundwater, agroecosystem.

<sup>1</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet) y Departamento de Geología, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales (FCEFQyN), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC), Córdoba, Argentina. Correo electrónico: jesigiuliano27@hotmail.com / jgiuliano@exa.unrc.edu.ar

<sup>2</sup>Departamento de Geología, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales (FCEFQyN), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC), Córdoba, Argentina.

<sup>3</sup>Instituto de Geocronología y Geología Isotópica-CONICET-UBA.

**Nota:** El período de discusión está abierto hasta el 1° de mayo de 2015. Este artículo de investigación es parte de Ingeniería—Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 19, No.1, 2015, ISSN 1665-529-X.

## INTRODUCCIÓN

El nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) es uno de los más problemáticos y difundidos potenciales contaminantes del agua subterránea, en particular en áreas rurales debido a las actividades agrícolas no controladas y al inapropiado manejo del recurso hídrico (Guzik *et al.* 2005). Debido a que el contenido de nitratos en aguas subterráneas es naturalmente muy bajo, se lo utiliza como un importante indicador ambiental de impacto humano en aguas subterráneas en todo el mundo.

La determinación de la relación entre las concentraciones de nitrato en las aguas y la cantidad de nitrato introducido a partir de una fuente en particular, se complica por (1) la aparición de múltiples posibles fuentes de nitrato, (2) la presencia de fuentes puntuales y no puntuales superpuestas, y (3) la coexistencia de varios procesos biogeoquímicos que alteran las concentraciones de nitratos y otras sustancias químicas (Kendall 1998). Para acompañar los estudios de las especies del nitrógeno en los escenarios de contaminación por nitratos derivados de distintos orígenes, es de gran importancia el análisis de los isótopos estables  $^{15}\text{N}$  y  $^{18}\text{O}$  del mismo (Kendall 1998; Choi 2002, Lee *et al.* 2008). Las técnicas isotópicas se han utilizado con éxito para distinguir fuentes de nitrato, sobre todo al utilizarse ambos isótopos del mismo (Seiler 2005; Li *et al.* 2010) ya que varias fuentes tienen rangos de valores de  $\delta^{15}\text{N}$  amplios y que se superponen (Kreitler 1979).

El contenido isotópico es comúnmente expresado como una desviación del estándar (desviación isotópica:  $\delta$ ), por ejemplo:

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = 1000 \times \frac{\left[ \left( \frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right)_{\text{muestra}} - \left( \frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right)_{\text{estándar}} \right]}{\left( \frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right)_{\text{estándar}}}$$

Un valor positivo indica enriquecimiento del nitrato en el isótopo más pesado ( $^{15}\text{N}$ ) en la muestra con respecto al estándar. Los materiales de referencia internacionales (estándares) son el AIR (Atmospheric Inhalable Reservoir, correspondiente al  $\text{N}_2$  atmosférico) para N y V-SMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water) para oxígeno.

Principalmente durante los procesos de volatilización del amonio, nitrificación y desnitrificación se produce un enriquecimiento isotópico por fraccionamiento que distribuye heterogéneamente los isótopos pesados entre reactivos y productos de las reacciones químicas (Delwiche y Steyn 1970, Handley y Raven 1992, Kendall *et al.* 2007, Leibundgut *et al.* 2009, Aravena y

Mayer 2010). Dependiendo de los momentos e intensidades en que ocurran dichos procesos y de otras fuentes con nitrógeno (como aguas residuales urbanas), pueden generarse complicaciones en la interpretación de los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y  $\delta^{18}\text{O}$  del nitrato en el agua que se estudia. De todos estos procesos, la desnitrificación, dado que es un proceso de Rayleigh, provoca aumentos exponenciales de la  $\delta^{15}\text{N}$  del nitrato residual (Kendall 1998) lo cual es de utilidad en interpretaciones geoquímicas ambientales.

En Argentina, hace pocos años que se trabaja con esta herramienta. Específicamente, en la provincia de Córdoba, los trabajos de los presentes autores son los primeros que se remiten a la utilización de los isótopos del nitrato para este uso. Debido a esto y a la potencialidad de impacto de las actividades del agroecosistema en la zona estudiada, el objetivo del presente trabajo es identificar el origen de la contaminación del acuífero a través de características geoquímicas del agua y del uso de los isótopos del nitrato en una cuenca de llanura del sur de Córdoba, Argentina.

## Área de estudio

El área de estudio, de 120  $\text{km}^2$  de superficie, ubicada en el Departamento Río Cuarto en la Provincia de Córdoba (Figura 1), se sitúa entre los paralelos 33°04'01,32"y 33°07'42,17" de latitud Sur, y los meridianos 64°32'44,99" y 64°49'46,93" de longitud Oeste. Es un área pedemontana que se extiende desde el pie de las Sierras de Comechingones por el Oeste, hasta la localidad de Cuatro Vientos, al Este. Limita al Norte con el arroyo Barranquita y al Sur con el arroyo Las Lajas. Se accede por la ruta Provincial N° 30, desde la ciudad de Río Cuarto hacia la localidad de Cuatro Vientos.

En relación a las actividades humanas, la zona es típicamente rural y el uso de la tierra es agrícola-ganadero, con dominio de cultivo de soja e intenso uso de agroquímicos. La agricultura supera ampliamente a la ganadería y se distribuye prácticamente en la totalidad de la cuenca, especialmente donde los suelos están mejor desarrollados y bien drenados. Se realiza a través de la práctica de siembra directa que implica uso intensivo de agroquímicos (plaguicidas y fertilizantes), dominando los cultivos de soja, luego el maíz y en menor medida el trigo y forrajeras. El relevamiento realizado en la cuenca permitió comprobar, de acuerdo a información concedida por los propietarios rurales, que usan entre 100 y 120  $\text{kg}/\text{Ha}$  de urea y 60-80  $\text{kg}/\text{Ha}$  de fosfatos y azufre. En los establecimientos rurales se observa cría extensiva de ganado bovino y porcino, aunque en ocasiones hay cría intensiva ("feed lot") donde los residuos ganaderos se encuentran acumulados en el terreno de forma concentrada. El agua utilizada en

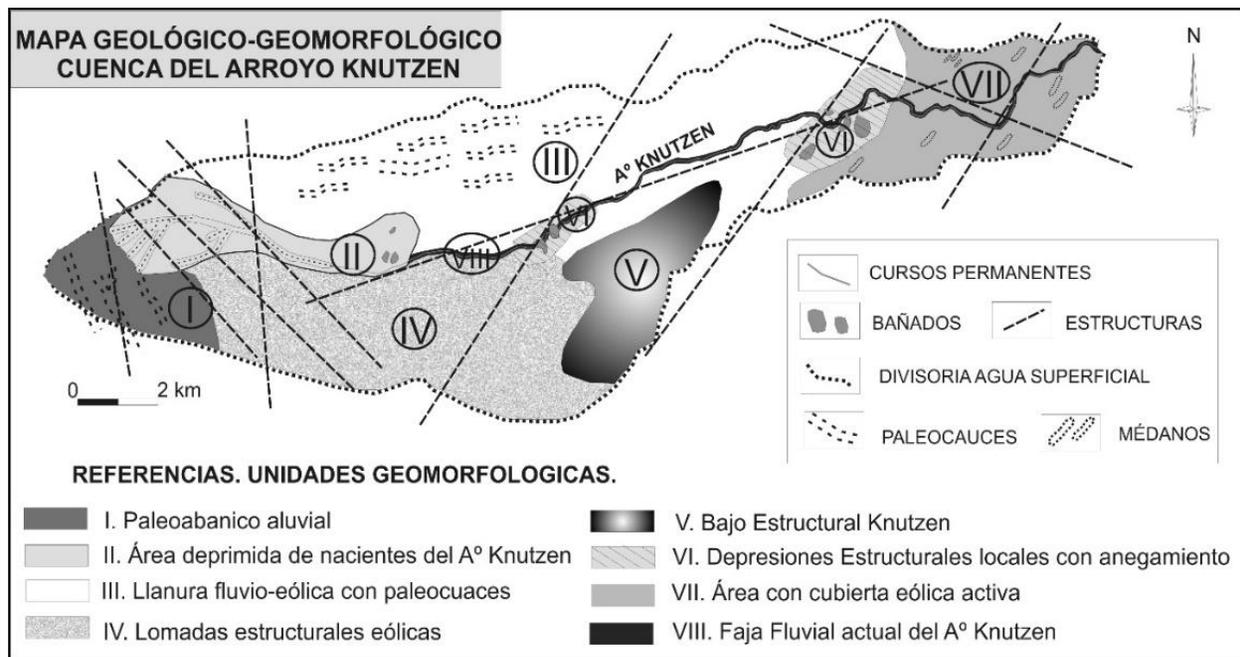
la cuenca es casi en su totalidad subterránea (acuífero libre), cuyo destino es el consumo humano y animal. Subordinadamente se utiliza el agua superficial para abrevamiento ganadero. El clima es mesotermal subhúmedo, con una precipitación media anual de 800 mm (80% en primavera-verano).

**Caracterización geológica-geomorfológica**

El arroyo Knutzen nace por afloramiento de agua subterránea en cercanías del piedemonte de la Sierra de Comechingones (Figura 2) en un bajo topográfico. La cuenca posee en general un importante control estructural, con lineamientos tectónicos que responden a dos sistemas bien definidos; uno de orientación preferencial NNW-SSE y el otro NNE-SSW. La traza actual del arroyo Knutzen está controlada por una estructura de dirección (WSW-ENE). Las estructuras geológicas han dado lugar a un conjunto de bloques diferencialmente ascendidos y basculados, que constituyen diferentes ambientes geomorfológicos

(Figura 2). Cada uno de ellos fue modelado además por procesos de tipo agradacional cuya génesis es fluvio-eólica. Los materiales aflorantes son de edad cuaternaria, fundamentalmente depósitos arenosos muy finos-limosos de origen eólico (loésicos), con importante cantidad de gravillas dispersas en cuenca alta, aunque en forma localizada se observan paleocauces correspondientes a típicos episodios fluviales de bajada pedemontana.

Los principales componentes del loess (Giuliano Albo 2013) en la región son, entre los minerales livianos, feldespato potásico, cuarzo, vidrio volcánico (hasta 24% en peso), plagioclasas y fragmentos líticos diversos. Los minerales pesados se encuentran muy subordinados (< 10%): piroxenos y anfíboles, turmalina, circón, apatito y opacos (con óxidos de Fe como hematita, magnetita y mezcla de óxidos e hidróxidos de Fe (pirolusita) e ilmenita (de Fe y Ti); entre las arcillas domina la illita.



**Figura 2.** Mapa geológico-geomorfológico de la cuenca del arroyo Knutzen.

**HIDROGEOLOGÍA**

El acuífero libre sedimentario, con espesor variable desde 60 a 100 m, tiene como base las rocas de basamento, detectadas mediante perforaciones y estudios geofísicos (Giuliano et al. 2009).

Es un acuífero heterogéneo, constituido predominantemente por sedimentos de tipo loésicos (arenas muy finas-limosas) de edad cuaternaria que alcanzan su mayor

potencia en sectores de lomas, donde se han encontrado también intercalaciones de estratos cementados (calcretas). Se detectaron paleocauces a diferentes profundidades, constituidos por arenas y gravas. La morfología de la superficie freática es muy suavemente ondulada, no manifestándose divisorias de agua subterránea relevantes que permitan demarcar la cuenca subterránea. La dirección general de circulación del agua subterránea (Figura 3) es W-E (Giuliano Albo et al.

2012), pudiéndose observar que en algunos tramos el acuífero aporta al arroyo (acuífero influente), mientras que ocurre lo contrario en otros sectores (acuífero efluente). Las profundidades del nivel freático varían desde 46,3 m en la cuenca alta, en la divisoria sur de la cuenca, hasta aflorante en las nacientes del arroyo Knutzen y en pequeñas áreas deprimidas con hidrohalomorfismo (procesos fluctuantes de saturación-desaturación el suelo y disolución-precipitación de sales a partir del agua freática fluctuando en el perfil del suelo y/o superficie) (Figura 4).

Los caudales que se extraen son variables y si bien hay niveles muy permeables, el diseño rudimentario de las captaciones, permite extracciones del orden de 800 l/h a 5.000 l/h.

**MATERIALES Y MÉTODOS**

Se realizó un estudio a escala 1:50.000 que incluyó una caracterización geológica-geomorfológica e hidrogeológica utilizando metodologías de estudio convencionales. Se realizó el relevamiento de 35 perforaciones (en la cuenca y en sus alrededores) donde pudieron medirse niveles freáticos. Sin embargo, se efectuó un muestreo de agua sólo en 23 de las mismas debido a la imposibilidad de muestrear en las demás captaciones (molinos o bombas con averías). En aquellas muestreadas se midió in situ pH, temperatura, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD).

Para el muestreo se adoptaron criterios hidrogeológicos de manera de cubrir las características geomorfológicas

y geológicas, y diferentes zonas del acuífero, considerando además una densidad de relevamiento suficiente para la escala de trabajo. La selección tuvo también en cuenta la ubicación con respecto a posibles fuentes contaminantes y la accesibilidad a los campos. En cada perforación, accionada por bomba centrífuga o molino de viento, se garantizó la renovación del agua de la captación dejando fluir un mínimo de 3 volúmenes de pozo (Vázquez-Suñé 2009), controlando además la temperatura del agua hasta su estabilización. Luego, el recipiente de muestreo fue enjuagado 2 veces con el agua de la perforación y llenado por completo. En laboratorio se analizaron iones mayoritarios (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>) y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Los análisis se realizaron según técnicas estandarizadas (APHA 1998 y 2012) en el Dpto. de Geología de la Universidad Nacional de Río Cuarto (Argentina).

Para realizar el estudio isotópico de los nitratos, se seleccionaron 5 muestras para evaluar los posibles orígenes de este ion en el agua subterránea (todas extraídas del acuífero libre). Los sitios de interés se seleccionaron de acuerdo al uso del territorio, a la disponibilidad, a la accesibilidad a los campos y a los requisitos del laboratorio de isótopos, como se indica más adelante. La metodología de muestreo consistió en llenar una botella de 2 litros hasta la ¾ parte, comprimir la botella desde abajo hasta que el agua llegue a la parte superior (para asegurarse que no quede aire) y cerrar en forma segura. Se las debe enviar congeladas para que estén aún frías al arribar al laboratorio (4 a 5 días después de enviadas); la otra alternativa, escogida en el

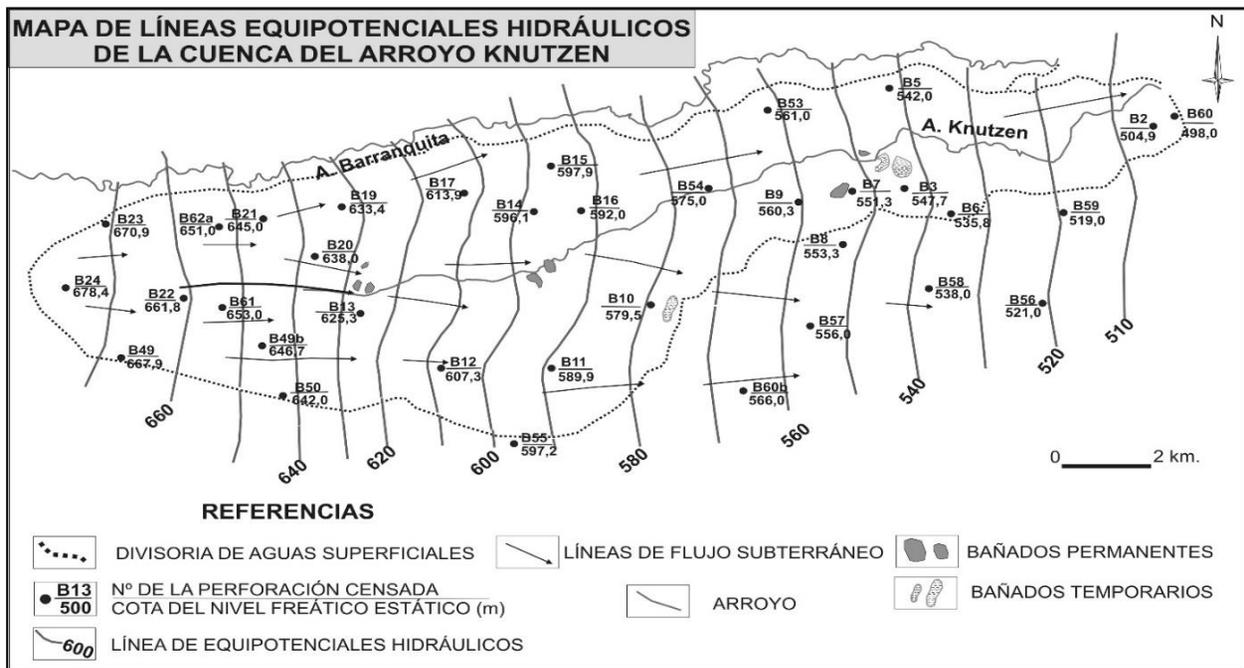
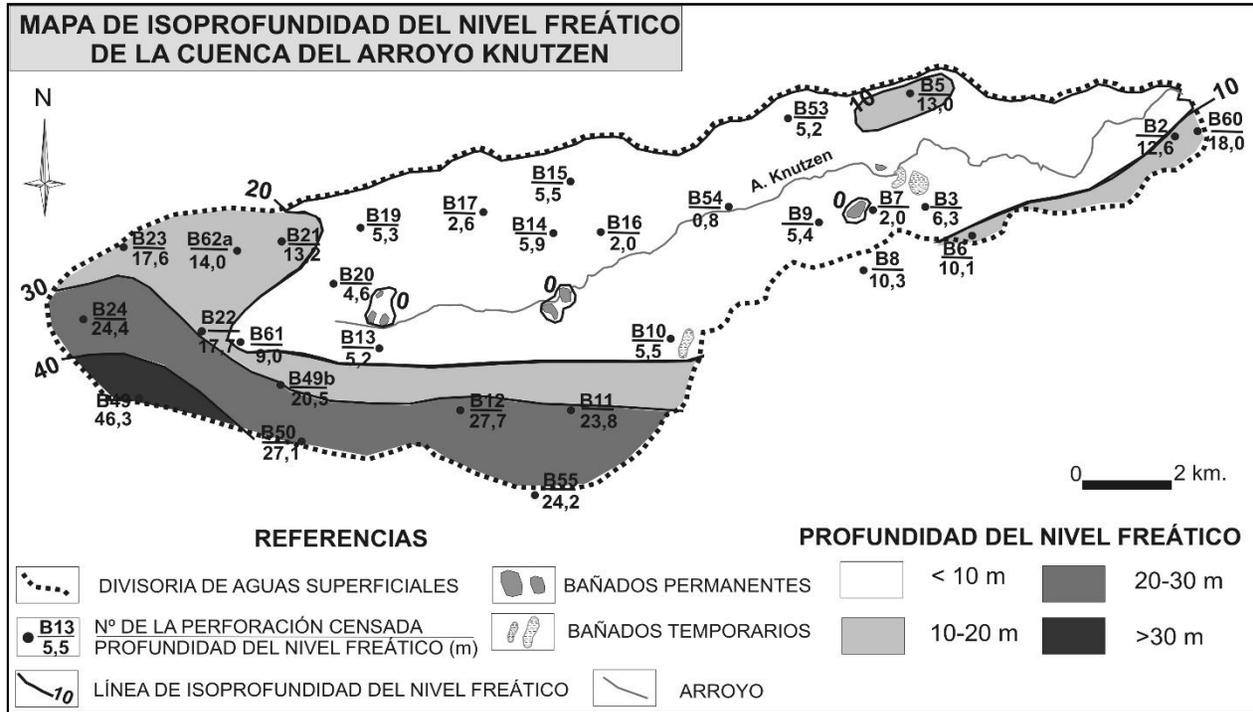


Figura 3. Mapa de líneas de equipotenciales hidráulicos del acuífero libre.



**Figura 4.** Mapa de isopropundidad del nivel freático.

presente trabajo, es preservarlas a pH 10 con KOH (para evitar actividad biológica). Las restricciones para el envío, según las normas de UWEILAB (Waterloo, Canadá) al que fueron enviadas las muestras, es que las mismas tengan un mínimo de 2 mg/L de N-NO<sub>3</sub> (o 9 mg/L de NO<sub>3</sub>) y un máximo de 100 mg/L de cloruros, aspecto este último muy relevante en el número de muestras enviadas para el análisis. Por este motivo algunas muestras de interés por su alto contenido en NO<sub>3</sub> no pudieron ser analizadas dada la alta concentración de cloruros. El laboratorio determinó la  $\delta^{15}\text{N}$  del nitrato con el espectrómetro de masa de relación isotópica elemental Thermo Instrumental delta Plus (EA-IRMS), utilizando la metodología de AgNO<sub>3</sub> modificada de Silva et al. (2000). La  $\delta^{18}\text{O}$  del nitrato se determinó a través de un espectrómetro de masa de relación isotópica VG PRISM, usando el método CO<sub>2</sub> breakseal (Chang et al. 1999, Silva et al. 2000, Drimmie et al. 2006). Sería de interés contar con mayor cantidad de análisis isotópicos aunque este aspecto se complica por tratarse de técnicas que están recientemente desarrollándose en el país y son además de alto costo.

## RESULTADOS Y DISCUSIONES

### Hidrogeoquímica

El agua del acuífero libre presenta CE entre 508 y 2050  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Figura 5 y tabla 1). La distribución de la salinidad del agua en el acuífero se vincula fundamentalmente a las características del relieve y litologías, definidas para la zona por Giuliano et al.

(2009) y descritas en los puntos anteriores. Parte de los iones disueltos en agua subterránea provienen, en principio, del agua de lluvia que recarga los acuíferos (Edmunds y Shand 2008), aspecto que ha sido corroborado midiendo los contenidos iónicos de las lluvias locales (Cabrera et al. 2013, Giuliano Albo 2013). El resto se debe a la entrada en solución de solutos procedentes de los conocidos procesos y reacciones hidrogeoquímicas (hidrólisis, intercambio iónico, etc.) que ocurren a lo largo de las líneas de flujo en el acuífero en respuesta a cambios climáticos y ambientales (Edmunds y Shand 2008). Estos procesos hidrogeoquímicos han sido localmente modelados y corroborados mediante modelación numérica con Phreeqc (Giuliano Albo 2013).

Los sectores con agua subterránea más dulce son los ubicados en la margen norte del arroyo, asociados a paleocauces, es decir, sedimentos de granulometrías gruesas. En estos materiales, el agua circula con mayor velocidad (Giuliano Albo 2013) por los poros interconectados, por lo que se interpreta que el agua tendrá menos tiempo de contacto con los sedimentos disminuyendo así la transferencia de iones al agua. Las zonas de mayor salinidad se asocian a bajos hidrohalomórficos (cuenca baja), en donde el agua ha recorrido ya una importante distancia desde la recarga regional, la velocidad de escurrimiento es menor (debido a los materiales por los cuales circula) y el nivel freático está próximo a superficie (menor a 1 m) o aflorando,

sujeto la evapotranspiración, de manera tal que aumentan los iones disueltos para el sitio muestreado.

También aparecen valores altos de CE en la zona de la divisoria sur de la cuenca donde los sedimentos loésicos son más homogéneos y hay presencia de calcretas. Así, en estos sectores, se obtuvieron velocidades de circulación del agua menores (Giuliano Albo 2013) y, en consecuencia, aumentos del tiempo de contacto agua-sedimentos, lo que permite incrementos del contenido salido debido a los diferentes procesos (hidrólisis, disolución, entre otros) que actúan en el acuífero.

En cuanto al tipo geoquímico (Figura 6), el agua subterránea es en general bicarbonatada sódica, siendo bicarbonatada-sulfatada o sulfatada-bicarbonatada en sectores donde la salinidad es mayor, en bordes de cuenca donde los sedimentos son más homogéneos, más finos y poseen calcretos (B11, B12) y en áreas deprimidas donde el nivel freático está cercano a superficie y predominan los procesos de evapotranspiración (B3, B7).

contenidos de nitratos en agua, aunque su concentración en acuíferos se ve afectada por las características litológicas del acuífero, la dinámica hidrogeológica y los procesos de transporte que afectan a los compuestos de nitrógeno desde su aplicación en superficie hasta los niveles saturados del subsuelo (Muñoz *et al.* 2004; Brenes *et al.* 2011). La permanencia de los nitratos como tales, requiere necesariamente de la presencia de oxígeno disuelto en el medio (ambiente oxidante). Los valores medidos de OD en el agua del acuífero libre van de 2,1 a 7,7 mg/L (media: 5,1 mg/L), lo que justifica la presencia de este compuesto químico en el ambiente acuífero estudiado.

En las muestras de agua subterránea de la cuenca se midieron concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  entre 3,0 y 193,0 mg/L (media: 29,0 mg/L) (Figura 7 y tabla 1, mencionada anteriormente), superando el 82,6% de las muestras el valor característico de fondo natural de nitratos (7,5 mg/L) estimado para la zona mediante métodos estadísticos (Giuliano Albo 2013). El 10,5% de muestras superan los 45,0 mg/L, límite de aptitud para consumo humano según el Código Alimentario Argentino (CAA).

**Distribución de nitratos en el acuífero libre**

Las actividades descriptas pueden influir en los

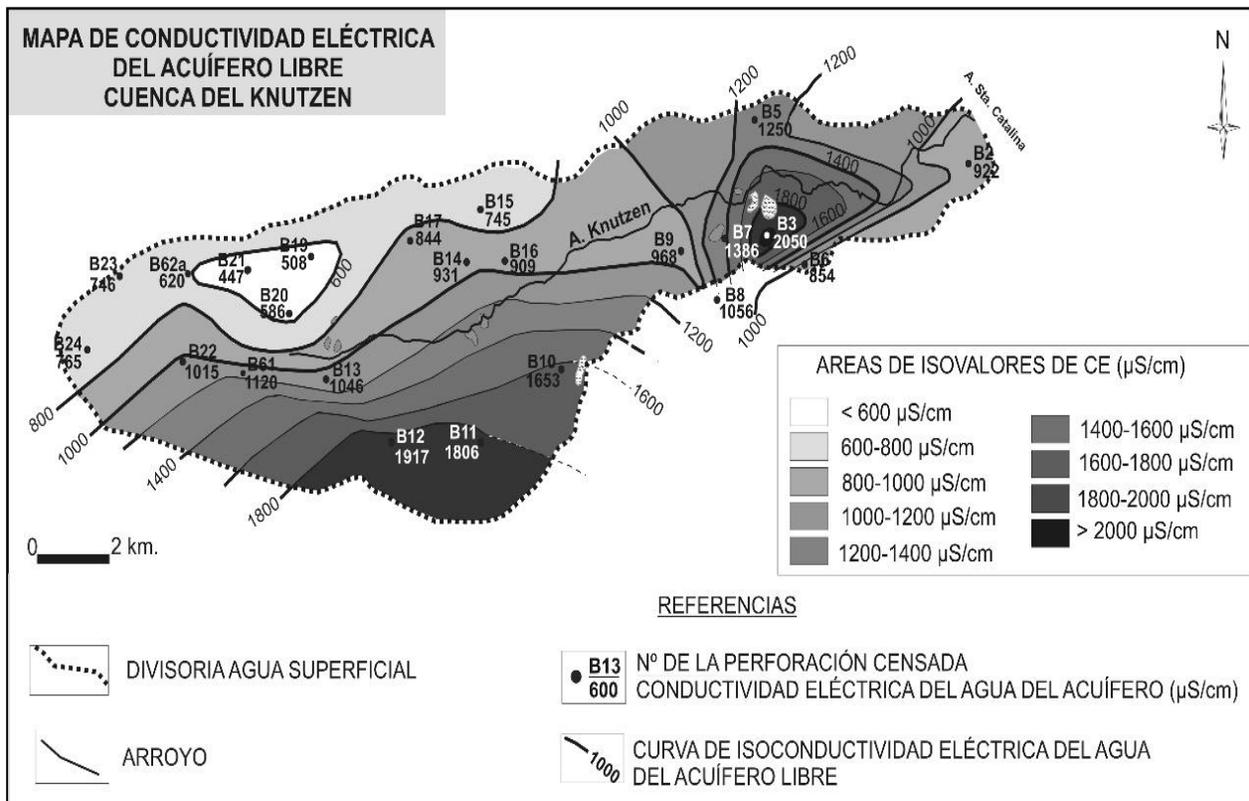


Figura 5. Mapa de distribución de conductividad eléctrica del acuífero libre.

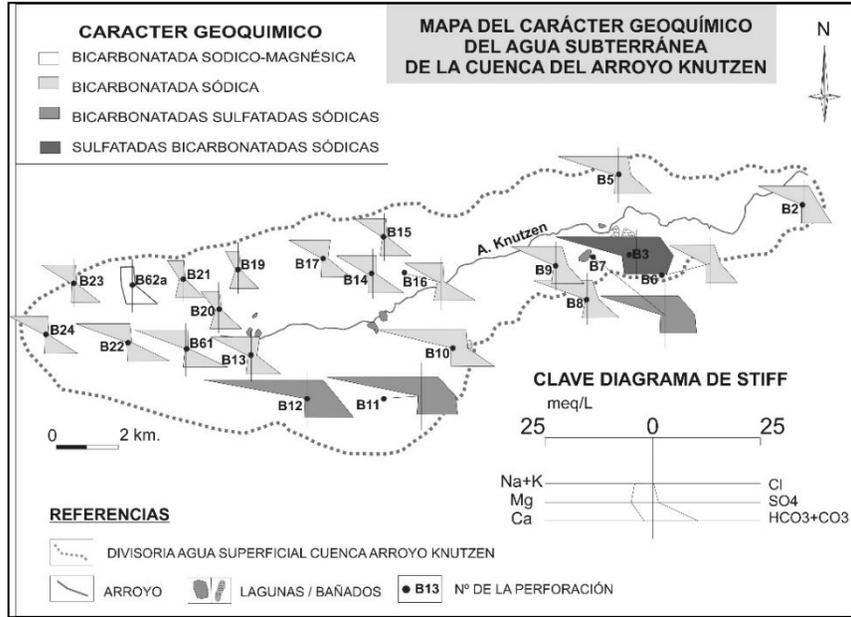


Figura 6. Mapa de distribución del tipo geoquímico del agua del acuífero libre (Diagramas de Stiff).

Tabla 1. Análisis Físico-químico del agua subterránea del acuífero libre.

muestras	CE ( $\mu\text{S/cm}$ )	pH	$\text{HCO}_3^-$ (mg/L)	$\text{SO}_4^{-2}$ (mg/L)	Cl (mg/L)	$\text{Na}^+$ (mg/L)	$\text{K}^+$ (mg/L)	$\text{Ca}^{+2}$ (mg/L)	$\text{Mg}^{+2}$ (mg/L)	$\text{NO}_3^-$ (mg/L)	OD (mg/L)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)
B2	922	8,3	407,5	177,6	42,9	242,7	8,5	10,4	6,3	15	6,7	-	-
B3	2050	7,5	437,5	404,8	191,4	436,8	11,6	56	42,9	193	6,4	-	-
B5	1250	8,0	490	132,3	80	323,6	11,6	21,6	9,3	13	5,0	-	-
B6	854	8,3	392,5	115,6	37,1	214,4	8,5	20	11,7	16	6,0	-	-
B7	1386	7,3	460	331,6	111,4	347,3	10,6	22,4	11,2	20	2,3	12,3	8,0
B8	1056	8,3	458,8	127,6	40	283,1	10,6	21,6	6,8	50	4,1	-	-
B9	968	8,4	388,8	125	45,7	242,7	8,8	19,2	8,8	9	5,4	-	-
B10	1653	8,0	590	154,7	100	432,8	15,5	12,8	8,8	109	3,4	-	-
B11	1806	8,0	522,5	378	134,3	507,6	17	19,2	9,3	43	5,1	-	-
B12	1917	7,9	662,5	342,3	125,7	554,1	17,6	16	8,8	37	4,1	-	-
B13	1046	7,7	425	63,5	62,9	214,4	12,3	25,6	9,8	9	5,1	-	-
B14	931	8,2	445	39,7	31,4	191,1	12,5	20,8	14,2	8	6,0	-	-
B15	745	8,1	385	32,9	14,3	157,7	6,6	19,2	5,4	9	5,8	-	-
B16	909	7,9	502,5	32,1	17,1	192,1	9,5	33,6	9,8	8	5,0	-	-
B17	844	8,2	375	29,2	40	186,1	11	21,6	7,3	20	5,6	9,0	5,3
B19	508	7,8	290	20,9	8,6	66,7	6,5	39,2	7,3	5	5,3	-	-
B20	586	7,9	328,8	28	8,6	93	7,9	40	10,7	7	5,0	-	-
B21	536	7,9	310	22,7	5,7	82,9	7,3	36	9,8	4	4,3	-	-
B22	1015	8,3	590	29,9	14,3	282,1	9,4	8	5,9	3	3,7	-	-
B23	746	8,1	380	24	11,4	172,9	7,8	16,8	7,3	51	6,7	6,5	2,0
B24	765	8,2	450	24,9	11,4	197,2	9,8	10,8	3,7	10	5,7	-	-
B61	1120	8,2	617,5	26,7	17,1	269,0	7,9	12,0	2,9	10	-	-	-
B62a	620	7,9	360,0	29,1	7,1	61,7	7,8	29,6	31,7	10	-	6,4	6,6

CE= Conductividad Eléctrica;  $\text{HCO}_3^-$  = Bicarbonatos;  $\text{SO}_4^{-2}$ = Sulfatos; Cl= Cloruros;  $\text{Na}^+$ = Sodio;  $\text{K}^+$ = Potasio;  $\text{Ca}^{+2}$ = Calcio;  $\text{Mg}^{+2}$ = Magnesio;  $\text{NO}_3^-$ = Nitratos; OD= Oxígeno Disuelto;  $\delta^{15}\text{N}$ : desviación isotópica del  $^{15}\text{N}$ ;  $\delta^{18}\text{O}$ : desviación isotópica del  $^{18}\text{O}$ ; ‰: por mil

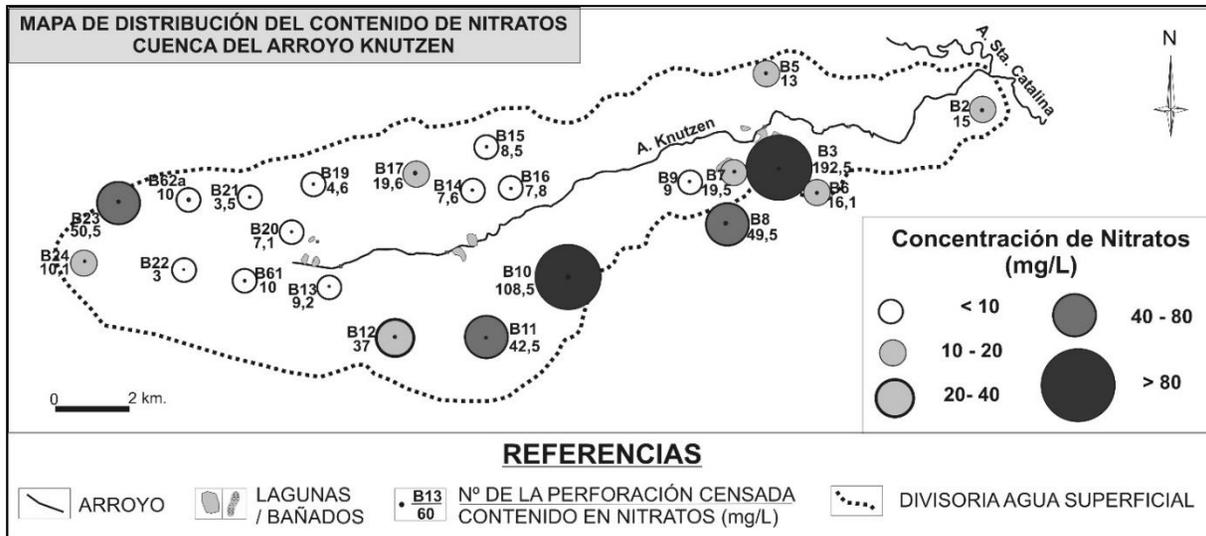


Figura 7. Mapa de distribución del contenido de nitratos en el agua subterránea del área.

De acuerdo al relevamiento de campo y las relaciones entre el uso del territorio, las características hidrogeológicas y la ubicación de las perforaciones, la presencia del nitrato en el acuífero se asocia a distintas fuentes de contaminación. Los valores altos se vinculan principalmente a contaminación puntual asociada a la concentración de excretas de cría intensiva de ganado (feed lot) y corrales de cría domésticos. Los más bajos se encontraron asociados a la contaminación difusa derivada de la aplicación de los **fertilizantes** detectados en la cuenca (*urea, fosfato mono y diamónico, sulfato de amonio*) y, en menor medida, a la ganadería extensiva. Valores muy bajos de nitratos pueden estar vinculados a la descomposición de la materia orgánica del suelo, asociándose así a valores de fondo natural (Canter 1997). En la figura 8 se muestra la relación entre

sulfatos y nitratos cuyo coeficiente de determinación ( $R^2$ ) para una relación lineal entre ambas variables, muestra que las variaciones de sulfato son explicables en sólo 36 % de las variaciones de nitratos por lo que debe haber otra influencia que explique las variaciones del primero. Es decir que la incidencia que la aplicación de fertilizantes (por ejemplo sulfato de amonio) puede tener en el aporte de ambos iones no es sencilla de comprobar y no sería tan relevante. Esto concuerda con que parte de los sulfatos aparecen naturalmente en aguas subterráneas de la región debido al aporte procedente de lluvias y a las características hidrogeológicas (Blarasin et al. 2005). El anión sulfato era dominante en aguas subterráneas en muchos sectores incluso cuando el uso de fertilizantes sulfatados era nulo en la región (Valero y Hampp 1989).

Tabla 2. Modelos válidos.

	MODELO 1	MODELO 2
CALCITA [mmol/L]	-0,05306	-0,06416
INTERCAMBIO [mmol/L]	0,57249	0,57249
YESO [mmol/L]	0,02084	0,02084
NaCl (+)[mmol/L]	0,00001	0,00001
ILLITA [mmol/L]	-	0,01707
BIOTITA (+)[mmol/L]	0,01024	-
HORNBLENDA (+)[mmol/L]	0,28513	0,29622
NH <sub>3(g)</sub> [mmol/L]	0,57161	0,57161
O <sub>2(g)</sub> [mmol/L]	1,00525	1,01848
CH <sub>2</sub> O [mmol/L]	0,01228	0,02337

El signo (+) en las fases indica que se ha establecido la restricción de sólo disolución/hidrólisis/degradación. Los signos en los distintos modelos indican que: (+) la reacción ocurre de izquierda a derecha, la sal se disuelve/hidroliza. (-) la reacción ocurre a la inversa, la sal precipita, el gas se escapa.

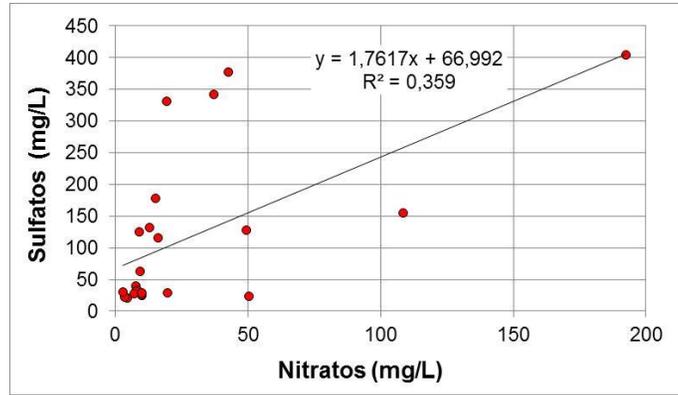


Figura 8. Regresión sulfatos vs nitratos de las 23 muestras.

En relación al comportamiento del nitrato en el tiempo, se explica el ejemplo de un sitio en una huerta domiciliaria en la que se extrajeron 2 muestras en la misma perforación (B30) al cabo de 12 meses, para evidenciar posibles cambios de la composición química del agua a partir del uso identificado de fertilizantes amoniacales y de excreta animal. Se utilizó la modelación inversa con Netpath, introduciendo en el mismo la mineralogía ya descrita para la zona (calcita, yeso, halita, reacciones intercambio catiónico, augita, biotita, hornblenda, illita) y  $\text{NH}_3(\text{g})$ ,  $\text{O}_2(\text{g})$  y  $\text{CH}_2\text{O}$ , estos 3 últimos requeridos para las reacciones de la materia orgánica y compuestos del N. Además, las restricciones utilizadas, solicitadas por el código numérico, fueron los iones mayoritarios, N y redox. Resultaron sólo 2

modelos válidos (tabla 2) que explican las reacciones posibles. Así es esperable que el aumento de nitratos de 20 mg/L a 28 mg/L a lo largo del período analizado surja de la disolución de amoníaco de los fertilizantes que se nitrificará por la presencia de  $\text{O}_2$  que se disuelve y, junto a esto, aporte de materia orgánica (procedente de excretas), que también se degrada, aunque la transferencia molar involucrada es muy pequeña. También es importante el intercambio de cationes. Los procesos menos significativos son: hidrólisis de hornblenda, precipitación de calcita y, por sus bajos valores de transferencia molar, se consideran en equilibrio la disolución de yeso y halita y la hidrólisis de illita y/o biotita.

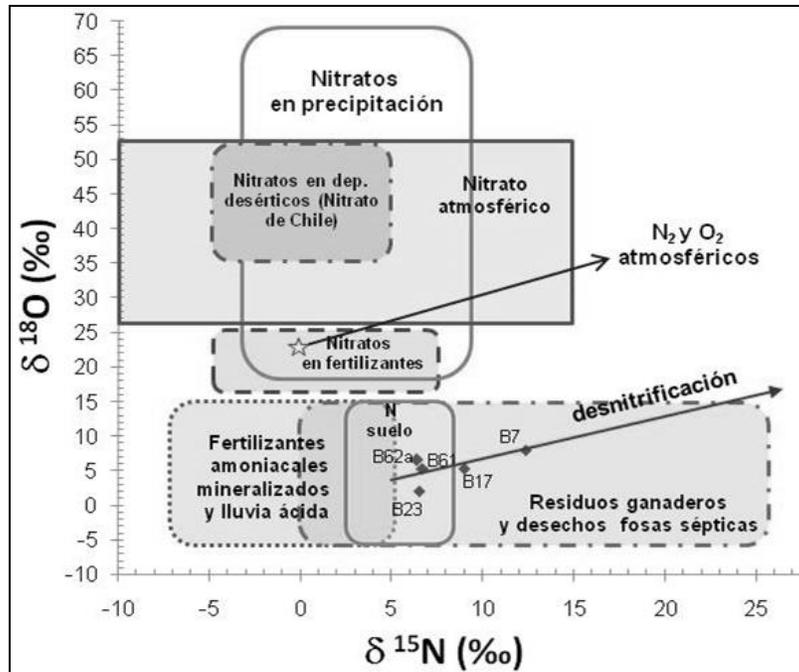
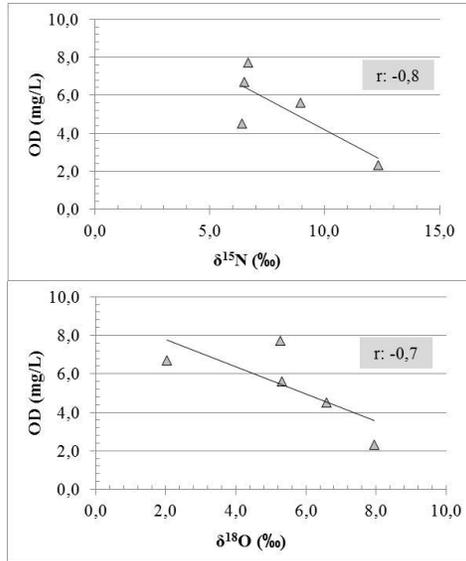


Figura 9. Composiciones isotópicas de los nitratos de las muestras del Knutzen. Fuente de la base gráfica: Kendall (1998).



**Figura 10.** Correlaciones del OD con  $\delta^{15}\text{N}$  y  $\delta^{18}\text{O}$ .

**Contenidos isotópicos de los nitratos del agua subterránea en el área de estudio y relación con otras variables**

Las 5 muestras elegidas para evaluar isótopos del nitrato (extraídas del acuífero libre) dieron valores de  $\delta^{15}\text{N}$  entre +6,4‰ a +12,3‰ y de  $\delta^{18}\text{O}$  entre +2,0‰ y +8,0‰, cuya distribución se observa en el diagrama de la figura 9. Dado que es necesario vincular los datos isotópicos con otras variables, cuando se cuenta con escaso número de muestras, para analizar correlaciones y sólo de un modo orientativo, es conveniente realizarlas a través del coeficiente de Spearman- $r_s$  (ya que es no paramétrico, no requiere supuestos distribucionales ni que el  $n$  sea

grande). Esto permite tener una visión descriptiva de cómo se asocian, por ejemplo, la  $\delta^{15}\text{N}$  con sulfatos y cloruros, también indicadores de contaminación (Edmunds 1996; Blarasin *et al.* 2008). Se obtuvo una correlación positiva (tabla 3) entre la  $\delta^{15}\text{N}$  y sulfatos ( $r_s$ : 0,7) y con cloruros ( $r_s$ : 0,99). En el primer caso, la presencia de sulfatos permite pensar en una asociación con fertilizantes aunque este anión también puede vincularse a la ganadería ya que se incorpora a través del agua de bebida (Pérez Carrera *et al.* 2004) o cuando se suplementa la dieta animal (sales de sulfato de Mg o de Ca) ante deficiencias comprobados (Oetzel *et al.* 1991).

**Tabla 3.** Correlaciones- coeficiente de Spearman ( $r_s$ ).

		Sulfatos	Cloruros	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	Sodio	CE	
<b>Rho de Spearman</b>	Sulfatos	Coefficiente de correlación	1	0,7	0,7	0,8	0,5	0,5
	Cloruros	Coefficiente de correlación	0,7	1	1,0**	0,4	0,9*	0,9*
	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Coefficiente de correlación	0,7	1,0**	1	0,4	0,9*	0,9*
	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	Coefficiente de correlación	0,8	0,4	0,4	1	0,4	0,4
	Sodio	Coefficiente de correlación	0,5	0,9*	0,9*	0,4	1	1,0**
	CE	Coefficiente de correlación	0,5	0,9*	0,9*	0,4	1,0**	1,0

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

\* La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

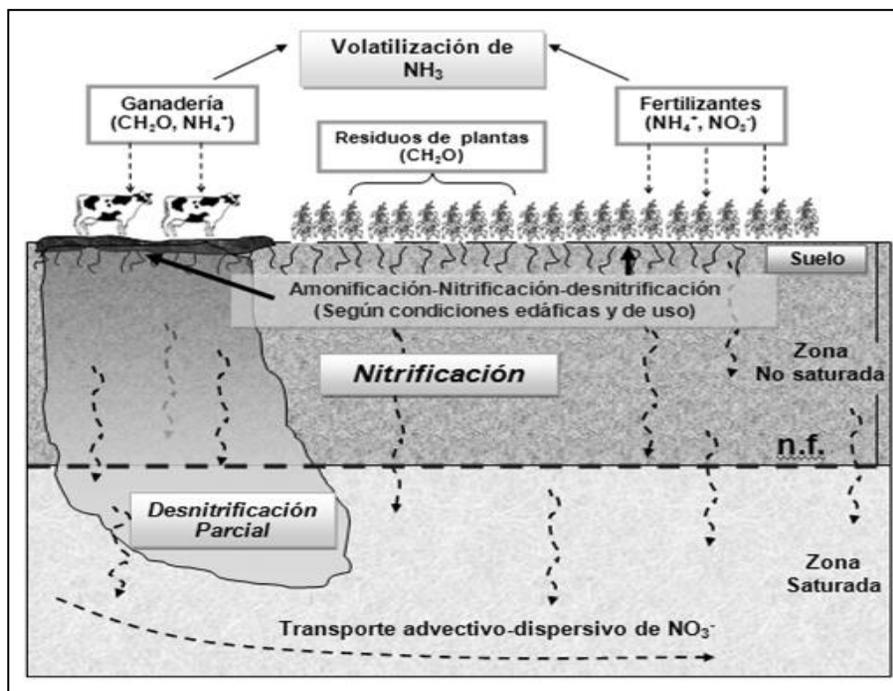


Figura 9. Procesos de los compuestos del N estimados para la zona de estudio

La correlación con cloruros y sodio mostraría que la descarga de purines procedentes del ganado sería la principal responsable del impacto al acuífero (la orina excretada por los animales aporta fundamentalmente estos iones), además se corroboraría con la misma correlación con la CE ( $r_s$ : 0,9).

Los compuestos del N contenidos en el excremento ganadero sufrirán en el suelo en que son depositados procesos de volatilización, amonificación y nitrificación/desnitrificación, que producirán enriquecimiento isotópico del nitrato residual. Además, a medida que los nitratos viajan hacia el acuífero libre y se encuentran con un ambiente moderadamente bajo en oxígeno (aproximadamente 2 mg/L), como ocurre con algunos sectores (B7, B62a), al que llega a su vez materia orgánica procedente de la ganadería (como COD), es posible la desnitrificación parcial del nitrato. Esto se ve evidenciado en parte por la correlación negativa moderada entre la  $\delta^{18}\text{O}$  y el OD (Figura 10), mostrando que mientras menos OD haya disponible hay mayor posibilidad de producirse la parcial desnitrificación (Giuliano Albo y Blarasin 2012a). Se observa a su vez la misma correlación con el  $\delta^{15}\text{N}$ , ya que se hace referencia al nitrato como el compuesto que se desnitrificará. Escuder et al. (2009) indican que por lo general no se observa una relación clara entre la concentración de nitratos y su composición isotópica  $\delta^{15}\text{N}$ , ya que para ello es necesario realizar estudios a través de una línea de flujo, para lo cual sería necesario

contar con gran cantidad de datos isotópicos. Como indican otros autores para otros sitios se puede dar el caso de que se formen “bolsas” anaeróbicas dentro de sedimentos oxigenados o de un cuerpo de agua (Koba et al. 1997). Este proceso resulta en un enriquecimiento de  $^{15}\text{N}$  del nitrato remanente (Choi et al. 2001). Algunos organismos pueden desnitrificar en presencia de oxígeno (Robertson y Kuenen 1991), por ejemplo *Thiobacillus* (Stouthamer et al. 1997). Las biopelículas bacterianas pueden actuar como catalizadores y creadores de un ambiente químico reductor en ciertos sectores del acuífero y por lo tanto la desnitrificación parcial puede también observarse en agua subterránea con carácter oxidante (Seiler y Vomberg 2005).

Evaluando el uso del territorio en las 5 perforaciones, se observó que B7, B62a y B61, poseen actividad ganadera (corrales, feed lot vacuno) en el entorno de las mismas y a sus alrededores se aplican fertilizantes (urea, fosfato de amonio y sulfato de amonio), lo que se denominó como *fuentes mixtas*. Además en las mismas se halló *Escherichia coli*, típico bioindicador de contaminación fecal. Es conocido el hecho de que se utilizan antibióticos como promotores de crecimiento en el ganado (Shore y Pruden 2009) como también ocurre en esta cuenca. Así, en las bacterias *Escherichia coli* aisladas del agua subterránea muestreada, Gambero (2014) determinó resistencia a antibióticos de origen animal, lo que verifica su origen. Las perforaciones B23 y B17 sólo tienen agricultura asociada con la respectiva

aplicación de los fertilizantes ya mencionados (*fuentes fertilizantes*).

En función de lo observado en la figura 5, todas las muestras caen en la gráfica en el campo isotópico de *residuos ganaderos*, esperable para aquellas perforaciones donde se observó ganadería pero no para aquellas donde la misma no existe y sólo hay aplicación de fertilizantes (B17 y B23). Además, la muestra B23, cuyo contenido de  $\text{NO}_3^-$  derivaría del N del suelo según su ubicación en el diagrama isotópico, corresponde a un predio en donde no hay ganadería y se usan muy intensivamente 4 fertilizantes artificiales (urea, sulfatos de amonio, fosfato de amonio y UAN). La ubicación de estas últimas en el sector nominado en la gráfica como “*residuos ganaderos-N del suelo*” y no en el de “*fertilizantes amoniacales mineralizados*” se debería al enriquecimiento del nitrato residual, derivado de los procesos que sufren estos fertilizantes. Así, la volatilización del amonio, amonificación, nitrificación y desnitrificación, todos procesos que ocurren en la zona edafizada (Figura 9) en forma permanente dependiendo del estado de saturación del suelo, contenido bacteriano, etc., generan enriquecimiento isotópico por fraccionamiento de los nitratos, haciendo desplazar las muestras hacia campos más enriquecidos que la posición esperada en el diagrama. Kendall (1998) indica también que la desnitrificación de los fertilizantes con nitratos que originalmente tenían un valor de la  $\delta^{15}\text{N}$  típico de 0‰, pueden producir nitrato residual con valores muchos mayores de  $\delta^{15}\text{N}$ , por ejemplo de +15‰ a +30‰, que habitualmente están en el rango de la composición esperada para nitratos que proceden de excretas. Como bien lo indican Choi et al. (2003) la desnitrificación es un proceso clave que afecta la  $\delta^{15}\text{N}$  del  $\text{NO}_3^-$ , mostrando que si cantidades significativas de mismo son removidas por este proceso, no es fácil discriminar el  $\text{NO}_3^-$  derivado de fertilizantes de aquel derivado de estiércol, ya que la desnitrificación aumenta la  $\delta^{15}\text{N}$  del  $\text{NO}_3^-$  residual o remanente.

Diversos autores indican que en los procesos de desnitrificación se ha observado que hay mayor enriquecimiento de nitrógeno que de oxígeno, lo cual se demuestra a través de la relación  $\epsilon\text{N}/\epsilon\text{O}$ , siendo  $\epsilon$  el factor de enriquecimiento. Esta relación varía entre 1,3 (Fukada et al. 2003) y 2,1 (Böttcher et al. 1990). En las muestras del área estudiada, se observó una relación  $\epsilon\text{N}/\epsilon\text{O}$  de 1,5, que se encuentra entre los rangos aportados para el proceso de desnitrificación.

El impacto de los fertilizantes puede también verificarse por los contenidos en fosfatos entre 0,3 y 5,7 mg/L. El aumento de fosfatos en acuíferos, derivados de actividad agrícola, está siendo evidenciado en los últimos años

también en otros lugares del mundo (Domagalski y Johnson 2012).

## CONCLUSIONES

El estudio realizado muestra que hay una variación geoquímica de la composición del agua condicionada por el relieve, las litologías presentes y la dinámica hidrológica del acuífero. Sin embargo, se observan cambios derivados de la imposición del agroecosistema, que modifica el comportamiento de algunos iones, especialmente el del nitrato.

La comparación de los valores isotópicos con las fuentes potenciales de nitrato, sugieren como fuentes de aporte a los fertilizantes y a la ganadería. Los residuos ganaderos están mejor evidenciados, con los valores más enriquecidos isotópicamente, corroborado con la correlación positiva de la  $\delta^{15}\text{N}$  con los cloruros y sodio, provenientes fundamentalmente de purines, y con la salinidad, además de su vinculación con bacterias *Escherichia coli*, identificadas como procedentes de ganado. Se destaca que, si bien es de esperarse el mayor aporte de nitratos a partir de la actividad ganadera, dado la gran cantidad de materia orgánica involucrada en las excretas, los procesos de desnitrificación, especialmente en superficie, pueden enriquecer los nitratos residuales y disminuir el contenido de éstos en el agua subterránea. El contenido de urea de los excrementos también puede sufrir volatilización, lo cual enriquece isotópicamente al  $\text{N-NH}_4^+$  que luego se nitrificará. Otra fuente de aporte serían los fertilizantes aunque las muestras no se ubicaron en el campo propio de los fertilizantes amoniacales mineralizados del diagrama de  $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{18}\text{O}$ . Esto se debería al fraccionamiento isotópico generado durante los procesos que sufren estos productos en el suelo, como la volatilización del amonio, amonificación y nitrificación/desnitrificación que puede producir nitrato residual enriquecido, con valores de  $\delta^{15}\text{N}$  mucho más altos de los esperados y que enmascaran la verdadera marca isotópica de este compuesto según su fuente de aporte. Es decir, que si bien se ha constatado el gran uso de los mismos, la huella de su impacto en el acuífero es menos evidenciable a través de esta herramienta. Queda reflejado así que, por sí sólo, el dato isotópico no define con certeza total las distintas fuentes de la que proceden los nitratos y que es de suma importancia tener los estudios hidrogeológicos de base, buena información del uso del territorio en cada sitio y la medición de otros indicadores que ayuden a discriminar mejor las fuentes contaminantes. Un aspecto fundamental es contar con mayor número de muestras y su correspondiente análisis isotópico para mejorar la interpretación de los impactos que produce la actividad agropecuaria en estos ambientes.

## **AGRADECIMIENTOS**

Este trabajo fue financiado por FONCyT - MIN-CyT. PID 35/08 y Secyt UNRC, y a Conicet.

## **REFERENCIAS**

APHA. (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22th ed. American Public Health Association. Washington, D.C.

APHA. (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Water Environment Federation. ISBN 9780875530130.

Appelo C., Postma D. (1996). Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema Publishers, Amsterdam.

Aravena R., Mayer B. (2010). Isotopes and processes in the Nitrogen and Sulfur Cycles. En “Environmental isotopes in biodegradation and bioremediation”. M. Aeolion, P. Hohener, D. Hunkeler, R. Aravena (eds.), 203-246. CRC Press.

Blarasin M., Degiovanni S., Cabrera A. y M. Villegas. (2005). Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: una perspectiva geambiental. ISBN 950-665-350- 141-152. UniRío Editorial. UNRC.

Blarasin M., Cabrera A., Matteoda E., Damilano G., Giuliano J. (2008). Indicadores para evaluar cambios ambientales en acuíferos. Consideraciones sobre el fondo natural de la calidad de agua. En “Evaluación de la sustentabilidad ambiental en sistemas agropecuarios” Cantú M., Becker A., Bedano C. (eds.), 69-80. EFUNARC.

Böttcher J., Strebel O., Voerkelius S., Schmidt H. (1990). Using isotope fractionation of  $\text{NO}_3\text{-N}$  and  $\text{NO}_3\text{-O}$  for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer. “Journal of Hydrology”, 114: 413-424.

Brenes R., Cadena A., Ruiz-Guerrero R. (2011). Monitoreo de la concentración de nitrato en el acuífero del Valle de Puebla. “Revista Internacional de Contaminación Ambiental”, 27, 313-321.

CAA. *Código Alimentario Argentino*. [En línea]. Capítulo XII: bebidas alcohólicas, bebidas hídricas, agua y agua gasificada. Dirección URL: [http://www.alimentosargentinos.gov.ar/contenido/marco/CAA/Capitulo\\_12.php](http://www.alimentosargentinos.gov.ar/contenido/marco/CAA/Capitulo_12.php) [Consulta: 20 de julio 2014].

Cabrera A., Blarasin M., Dapeña C., Maldonado L. (2013). Composición físico-química e isotópica de precipitaciones del Sur de Córdoba. Estación Río Cuarto-Red Nacional de Colectores. Argentina. En “Agua Subterránea Recurso Estratégico”. Gonzales, N., E. Kruse, M. Trovatto y P. Laurencena (Eds.). ISBN 978-987-1985-03-6. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata-Edulp. Tomo 2. Pp. 35-42.

Canter L. (1997). Nitrates in Groundwater. Lewis Publishers. 263 p.

Chang C., Langston J., Riggs M., Campbell D., Silva S., Kendall C. (1999). A method for nitrate collection for  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{18}\text{O}$  analysis from waters with low nitrate concentrations. Can. J. Fish. Aquatic Sci. 56, 1856–1864.

Choi W., Lee S., Yoo S. (2001). Increase in  $\delta^{15}\text{N}$  of nitrate through kinetic isotope fractionation associated with denitrification in soil. “Agricultural Chemistry and Biotechnology”, 44, 135-139.

Choi W. (2002). “Natural N abundances and source identification of nitrogen in soil-plant-groundwater system as affected by chemical fertilizer and composted manure”. Ph.D. thesis, Seoul National University, Seoul, p. 46-55.

Choi W., Lee S., Ro H. (2003). Evaluation of contamination sources of groundwater  $\text{NO}_3^-$  using nitrogen isotope data: A review. “Geosciences Journal”, 7 (1): 81-87.

Delwiche C., Steyn P. (1970). Nitrogen isotope fractionation in soils and microbial reactions. “Environmental Science Technology”, 4, 929–935.

Drimmie R., Zhang L., Heemskerk A. (2006).  $^{15}\text{N}/^{18}\text{O}$  in dissolved nitrate, Technical Procedure 12.0, Revision 03, Environmental Isotope Laboratory: 9 pages. Department of Earth and Environmental Sciences, University of Waterloo, Waterloo.

- Domagalski J., Johnson H. (2012). Comparative Study of Phosphorus Transport in the Unsaturated Zone, Groundwater, Streams, and Tile Drains at Five Agricultural Watersheds, U. S. A. "Journal of Hydrology", 409, 157-171.
- Edmunds W. (1996). Indicators in the groundwater environment of rapid environmental change. En "Geoindicators: Assessing rapid environmental changes in earth systems", Berger y Iams (eds.), 135-150. Balkema Publishers.
- Edmunds W., Shand P. (2008). Groundwater baseline quality. En "Natural groundwater quality" Edmunds y Shand (eds.) Blackwell Publishing. ISBN 978-14051-5675-2. Pp. 1-21.
- Escuder R., Fraile J., Jordana S., Ribera F., Sánchez-Villa X. Vázquez-Suñé E. (2009). Hidrogeología. Conceptos básicos de Hidrología Subterránea. Publicado por la Fundación Internacional de Hidrología Subterránea (FCIHS), Barcelona, España. Editor: Comisión Docente Curso Internacional de Hidrología Subterránea. 768 p. ISBN 978-84-921469-1-8.
- Fukada T., Hiscock K., Dennis P., Grischek T. (2003). A dual isotope approach to identify denitrification in groundwater at a river-bank infiltration site. "Water Resource", 37, 3070-3078.
- Gambero M.L. (2014). Caracterización molecular de microorganismos aislados de ecosistemas acuáticos superficiales y subterráneos. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina. 222 p.
- Gambero L., Bettera S., Lombardo D., Frigerio C., Blarasin M., Giuliano Albo J. (2009). Microbiological quality of water and antibiotics resistance of *Escherichia coli* strains isolated from Knutzen stream basin. Córdoba. BIOCELL, 33(3): 77.A266. ISSN 0327- 9545.
- Giuliano Albo M.J. (2013). "Evaluación de la contaminación por nitratos en aguas subterráneas de agroecosistemas mediante el uso de isótopos estables  $^{15}\text{N}$ - $^{14}\text{N}$  y otros solutos relacionados". Tesis doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina. 385 p.
- Giuliano Albo M.J., Blarasin M. (2012a). Uso de Isotopos de  $^{15}\text{N}$  y  $^{18}\text{O}$  para evaluar fuentes de contaminación por nitratos en agua subterránea en un agroecosistema. XI Congreso Latinoam. Hidrogeología. Cartagena de India, Colombia. Resumen expandido n° 171, 4 pág. Actas Pág. 29.
- Giuliano Albo M.J., Blarasin M. (2012b). Nitratos y fosfatos en el acuífero freático de un agroecosistema. Córdoba. Argentina. II Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie. Bahía Blanca. CD: pág. 103-107. UNS. ISBN: 978-987-1620-86-9.
- Giuliano J., Blarasin M., Cabrera A., Matteoda E., Damilano G. (2009). Geoquímica del arsénico y flúor en el acuífero freático de la cuenca del arroyo Knutzen, Córdoba. I Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie. Cba, Argentina. p. 45.
- Giuliano Albo M. J., Blarasin M., Cabrera A., Matteoda E. (2012). Hidrogeoquímica del agua superficial y subterránea en el sistema Barranquita-Knutzen. Córdoba. Argentina. "Revista Latino-Americana de Hidrogeología", 8: 20-38.
- Guzik M., Liszka P., Zembal M., Pacholewski A. (2005). Nitrate and nitrite in shallow groundwater. En "Nitrates in Groundwater", Razowska-Jaworek y Sadurski (eds), 149-153. Balkema Publishers.
- Handley L., Raven J. (1992). The use of natural abundance of nitrogen isotopes in plant physiology and ecology: commissioned review. Plant Cell Environ., 15: 965-985
- Kendall C. (1998). Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. En "Isotope Tracers in Catchment Hydrology", Kendall y McDonnell (eds.) 521-576. Elsevier, Amsterdam.
- Kendall C., Elliott E., Wankel S. (2007). Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystems. En: "Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science" Michener y Lajtha (eds.), 375-449. Blackwell Publishing.
- Koba K., Tokuchi N., Wada E., Nakajima T., Iwatsubo G. (1997). Intermittent denitrification: the application of a

$^{15}\text{N}$  natural abundance method to a forested ecosystem. "Geochimica et Cosmochimica Acta", 61, 5043-5050.

Kreitler C. (1979). Nitrogen-isotope ratio studies of soils and groundwater nitrate from alluvial fan aquifers in Texas. "Journal of Hydrology", 42, 147-170.

Lee-K.S., Bong-Y.S., Lee-D., Kim-Y., Kim-K. (2008).-Tracing the sources of nitrate in the Han River watershed in Korea, using  $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$  and  $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3^-$  values. Sci. Total Environ. 395:117-124.

Leibundgut C., Maluszewski P., Külls C. (2009). Tracers in hydrology. Wiley Blackwell. ISBN 978-0-470-51885-4. 410 p.

Li S., Liu C., Li J., Liu X., Chetelat B., Wang B., Wang F. (2010). Assessment of the sources of nitrate in Changjiang River, China using a nitrogen and oxygen isotope approach. En "Groundwater nitrate contamination and risk assessment in an agricultural area, South Korea", Cheong, Hamm, Lee., Lee y Woo (eds.) 1127-1136. Environmental Earth Science 66.

Muñoz H., Armienta A., Vera A., Ceniceros N. (2004). Nitrato en el agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlaxcala, México. "Revista Internacional de Contaminación Ambiental", 20 (3), 91-97.

Oetzel G., Fettman M.J., Hamar D., Olson J. (1991). "Screening of Anionic Salts for Palatability, Effects on Acid-Base Status, and Urinary Calcium Excretion in Dairy Cows". Journal of Dairy Science. Vol. 74 (3): 965-971.

Pérez Carrera A., Moscuza C., Fernández Cirelli A. (2004). Aporte de macrominerales del agua de bebida a la dieta de bovinos de leche (Córdoba, Argentina). Congreso de la A.A.P.A.

Robertson L., Kuenen J. (1991). The colorless sulfur bacteria. En "The Prokaryotes", Balow, Trüper, Dworkin, Harder y Schlifer (eds.) 385-413. Springer-Verlag. Vol. I, 2° ed.

Seiler R.L. (2005). Combined use of  $^{15}\text{N}$  and  $^{18}\text{O}$  of nitrate and  $^{11}\text{B}$  to evaluate nitrate contamination in groundwater. En "Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater", Xue., Botte, De Baets., Accoe, Nestler, Taylor, Van Cleemput, Berglund y Boeckx (eds.), 1159-1170. Water Research 43.

Seiler K., Vomberg I. (2005). Denitrification in a karst aquifer with matrix porosity. En "Nitrates in groundwater", Razowska-Jaworek y Sadurski (eds.), 87-98. Balkema.

Shore L., Pruden A. (2009). Hormones and pharmaceuticals generated by concentrated animal feeding operations. Transport in water and soil. Shore L. y Pruden A. (eds.), 147 p. ISBN 978-0-387-92833-3.

Silva S., Kendall C., Wilkison D., Ziegler A., Chang C., Avanzino R. (2000). A new method to collection of nitrate from fresh water and the analysis of nitrogen and oxygen isotope ratios. Journal of Hydrology 228, 22-36.

Stouthamer A., deBoer A., van der Oost J., van Spanning R. (1997). Emerging principles of inorganic nitrogen metabolism in *Paracoccus denitrificans* and related bacteria. Antonie van Leeuwenhoek, 71, 33-41.

Valero C. E., Hampp Y. M. (1989). Zonación hidroquímica, su relación con la litología y la dinámica de flujo de un acuífero: el caso de Río Cuarto (Córdoba - Argentina). Zbl. Geol. Palaont. Teil I. H. 5/6:1205-1222. Stuttgart.

Vázquez-Suñé E. (2009). Hidroquímica. En "Hidrogeología. Conceptos básicos de Hidrología Subterránea", Escuder R., Fraile J., Jordana S., Ribera F., Sánchez-Villa X. Vázquez-Suñé E. (eds.), 426-471. Barcelona, ISBN 978-84-921469-1-8.

---

Este documento debe citarse como: Giuliano Albo M. J., Blarasin M., Panarello H. (2015). **Evaluación de la geoquímica e isótopos del nitrato en el acuífero libre de una llanura con actividad agropecuaria, Córdoba, Argentina**. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 19-1, pp. 24-38, ISSN 1665-529-X.

# Calidad del agua para riego en la agricultura protegida en Tlaxcala

Juan José Castellón Gómez<sup>1</sup>, Roberto Bernal Muñoz<sup>2</sup>, María de Lourdes Hernández Rodríguez<sup>3</sup>

*Fecha de recepción: mayo 2014 – Fecha de aprobación: diciembre 2014*

## RESUMEN

El uso del agua para la agricultura protegida, está íntimamente relacionada con el concepto de fertirrigación, a través del parámetro de calidad, que engloba concentración de sales disueltas (CE), presencia relativa de sodio (RAS), contenido de carbonatos y bicarbonatos (que condicionan el pH), concentración de cloro, boro, hierro y manganeso; y nutrientes como calcio, magnesio y sulfatos que determinan el balance final en la aplicación de fertilizantes en la preparación de una solución nutritiva.

Este trabajo consideró la disponibilidad y calidad del agua subterránea para el riego; particularmente para su uso en la agricultura protegida por el grupo “Productores de hortalizas del Sur de Tlaxcala”, atendiendo los parámetros básicos de componentes químicos que tienen influencia para el cultivo y el suelo. Se realizó un muestreo tomando agua de 26 pozos que abastecen las unidades de producción, cuyas muestras se analizaron en un laboratorio certificado en la NOM-021-SEMARNAT-2000, autorizada para análisis de aguas en México.

Con respecto a los parámetros evaluados se encontró que todas las aguas cumplen con el parámetro de CE, ya que los valores son menores a  $0.7 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ , mientras que sólo las muestras de 7 pozos cumplen con el parámetro de pH. Paralelamente los niveles de sodio y cloruros no representan restricción alguna para el uso del agua en el riego y en el caso de bicarbonatos las aguas presentan una restricción moderada, sin embargo esto no es una limitante en términos de disponibilidad de nutrientes para las plantas y los suelos a corto y mediano plazo.

**Palabras clave:** calidad del agua, agricultura protegida, riego.

## Irrigation water quality in greenhouse in Tlaxcala

### ABSTRACT

The use of water for protected agriculture, is closely related to the concept of fertigation through quality parameter, which includes concentration of dissolved salts (CE) concerning the presence of sodium (RAS), content of carbonates and bicarbonates (which conditioning the pH), concentration of chlorine, boron, iron and manganese; and nutrients such as calcium, magnesium and sulfates that determine the final balance in the application of fertilizers in the preparation of a nutrient solution.

This work considered the availability and quality of groundwater for irrigation; particularly for use in agriculture protected by the "Vegetable growers South Tlaxcala" group, meeting the basic parameters of chemical constituents that influence cultivation and soil. Sampled drinking water from 26 wells that supply production units, whose samples were analyzed by a certified laboratory in NOM-021-SEMARNAT-2000, authorized for water testing was conducted in Mexico.

With respect to the evaluated parameters was found that all waters meet CE parameter, since the values are less than  $0.7 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ , while only 7 samples wells meet pH parameter. Same levels of sodium and chloride do not represent a restriction on water use in irrigation and in the case of bicarbonate waters have a moderate restriction, however this is not a limitation in terms of availability of nutrients for plants and soils short and medium term.

**Keywords:** water quality, protected agriculture, irrigation.

<sup>1</sup> Instituto Tecnológico del Altiplano de Tlaxcala; Km. 7.5 de la carretera federal San Martín Texmelucan-Tlaxcala, Xocoyucan, Tlaxcala; jcastellon@colpos.mx

<sup>2</sup> Instituto Tecnológico del Altiplano de Tlaxcala; Km. 7.5 de la carretera federal San Martín Texmelucan-Tlaxcala, Xocoyucan, Tlaxcala; bernaltlax@yahoo.com.mx

<sup>3</sup> El Colegio de Tlaxcala, A.C. Melchor Ocampo No 28, Apetatitlán, Tlaxcala; lourher@gmail.com

**Nota:** El período de discusión está abierto hasta el 1° de mayo de 2015. Este artículo de investigación es parte de Ingeniería–Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 19, No.1, 2015, ISSN 1665-529-X.

## **INTRODUCCIÓN**

El gran objetivo de la agricultura es satisfacer las necesidades de alimento y fibras que tiene la humanidad. Dichas necesidades se incrementan conforme aumenta la población, cuyo crecimiento promedio en los últimos 50 años ha sido de 50 millones de personas por año; a éste ritmo de crecimiento poblacional, satisfacer la ingesta de alimentos para los siguientes treinta-cuarenta años requerirá un incremento en la producción agrícola de 40 a 50 % (Trueba 2002). En éste contexto, el riego ha tenido una función estratégica en el incremento de la producción de alimentos, sin embargo; en las últimas cinco décadas se ha observado que su práctica no controlada ha ocasionado diversos problemas en el suelo, deteriorado la calidad en grandes superficies agrícolas del mundo (Ayers y Westcot 1994).

Por sus características estructurales, el agua disuelve y mantiene en suspensión un gran número de sustancias, algunas de las cuales son potencialmente tóxicas para las plantas, por lo que su acumulación (ya sea o no directamente tóxica) genera problemas en los vegetales por efecto salino (Hazem-Kalaji y Pietkiewicz 1993).

En este sentido, uno de los factores más importantes en la producción intensiva de cultivos después de la disponibilidad del agua, es su calidad (Bojórquez, 2008), la cual se puede dividir en química y agronómica. La calidad química del agua, que puede tener un uso muy amplio, está dada por las cantidades de sales y la proporción de diferentes iones que ésta tiene en solución; su conocimiento permite determinar si se puede recomendar con fines domésticos, industriales, pecuarios y/o agrícolas. El problema frecuente en el caso del riego de cultivos, es que generalmente no se especifica con qué calidad química se debe utilizar el agua, sino que solamente se da importancia a la calidad agronómica determinada por: cultivo a regar, condiciones climatológicas, métodos de riego, condiciones de drenaje del suelo y prácticas de manejo de agua, suelo y plantas (Aceves, 2011).

Sin embargo la calidad del agua para riego, también está determinada por la concentración y composición de los constituyentes disueltos que contenga. Por lo tanto, ésta calidad es una consideración fundamental para la investigación de las condiciones de salinidad o contenido de sodio intercambiable en cualquier zona de riego. Las características más importantes que determinan la calidad del agua para riego son: 1) la concentración total de sales solubles; 2) la concentración relativa de sodio con respecto a otros cationes; 3) la concentración de boro u otros

elementos que puedan ser tóxicos y 4) bajo ciertas condiciones, la concentración de bicarbonatos con relación a la concentración de calcio más magnesio (Richards, 1985).

Adicionalmente, el riego puede crear o corregir suelos salinos o alcalinos. La concentración de sales en el agua de riego reduce el agua disponible para los cultivos, esto hace que la planta deba ejercer mayor esfuerzo para poder absorber el agua y pudiendo incluso llegar ocasionarle estrés fisiológico por deshidratación, afectando su crecimiento (Chirinos, s/f).

Paralelamente, la agricultura de riego también depende de un adecuado suministro de agua de calidad utilizable, la cual se define por algunas de sus características químicas, físicas y biológicas, poniendo énfasis en las dos primeras, por ello es necesario considerar que ciertos constituyentes del agua emergen como indicadores de problemas en su calidad cuando ésta se usa por periodos prolongados (Ayers y Westcot, 1994); por ello es importante considerar que las principales variables para clasificar la calidad del agua desde una perspectiva agrícola son: a) concentración de sólidos disueltos o sales; b) presencia relativa de sodio; c) contenido de carbonatos y bicarbonatos; d) concentración de otros iones específicos como cloro y boro y e) presencia y concentración de Fe y Mn (Castellanos *et al.*, 2002).

Por otra parte, en el proceso de abastecimiento de agua a los cultivos se conoce de manera general como, cuando y cuanto regar, con base en los parámetros de los requerimientos de los cultivos universalmente conocidos tales como: evaporación máxima, consumos máximos de humedad aprovechable, profundidad de las raíces, requerimientos de riego, entre otras; sin embargo es muy común que se ignore la calidad de las aguas utilizadas medidas por su carga salina, lo cual es un factor imprescindible a tener en cuenta en el cálculo de las dotaciones de agua (Palacios, 2002 y Katerji *et al.*, 2009).

De ahí la importancia de que los productores de hortalizas conozcan que la calidad y cantidad de agua utilizada durante el desarrollo de las plantas está influenciada por la interacción de los elementos químicos disueltos en el agua de riego, las propiedades químicas del suelo o sustrato y el programa de fertilización que se utiliza. Baste recordar que los cultivos en agricultura protegida precisan de una gran cantidad de agua, hasta 30 000 m<sup>3</sup> por hectárea al año, lo cual varía en función de las condiciones ambientales y del manejo del agua (Tognoni, 2003).

En el estado de Tlaxcala se cultivan 232 809 hectáreas, de las cuales, el 89 % se realiza en condiciones de temporal y el 11 % restante bajo condiciones de riego (SIAP, 2010). Con respecto a la superficie de riego, las 25 609 hectáreas se encuentran bajo el control de 29 710 usuarios que tienen concesionados 188.23 millones de m<sup>3</sup> de agua al año, de los cuales 36.4 % son de origen superficial y 63.4% provienen de 552 pozos profundos (Hernández y Castellón 2007). Sin embargo, la agricultura protegida sólo ocupa cerca de 50 hectáreas que han sido establecidas en los últimos diez años con una serie de problemas asociados a la falta de conocimiento en el manejo de cultivos protegidos, uso del agua y baja disponibilidad de recursos económicos para la continuidad de las actividades después de los primeros años de operación (Castellón et al., 2008).

En éste contexto, el objetivo del presente trabajo de investigación es elaborar una caracterización del agua de riego para uso en la agricultura protegida en el estado de Tlaxcala, con base en los parámetros químicos de mayor relevancia y su impacto en la salinización del suelo.

#### **El uso de agua en la agricultura protegida**

Existe una gran preocupación por el alto desperdicio del agua que se presenta en los diferentes sectores económicos y sociales que la utilizan; 77 % del recurso concesionado se usa en la agricultura; 14 % es para uso doméstico y 9 % restante se destina al uso industrial. Se desperdicia 50 % del agua que se consume en los tres sectores. Un análisis general del uso de agua en la agricultura, permite concluir que al pasar del riego rodado al riego por compuertas se podría regar el doble de superficie; si se usará riego por aspersión la superficie regada sería del orden de cuatro hectáreas y con sistemas de goteo la superficie regada sería de seis hectáreas (Morales et al., 2008).

Las pérdidas de agua para la agricultura de riego en el país son del orden del 40 al 75 %, lo que se debe fundamentalmente a la evaporación y conducción en canales largos y no revestidos, azolve de presas y canales, y salinización de suelos, entre otros.

El agua debe enfocarse a un uso más eficiente, en términos de la eficiencia transpirativa de las plantas, lo cual está asociado a la estructura genética de la especie y condicionado por el manejo agronómico del cultivo. En el Tabla 1, se presenta el consumo de agua para producir un kg de materia seca de diferentes cultivos.

Para el caso de jitomate, diferentes sistemas de riego eficiente del agua logran cambios significativos. En campo abierto, Israel y Almería, España han logrado producir un kg de producto con 60 litros de agua. En plásticos sin calefacción (Almería) la eficiencia se ha incrementado con un consumo de 40 litros de agua, mientras que con cristal sin calefacción (Israel), se ha logrado producir un kg de materia seca con 30 L de agua. En cambio en Holanda, en invernaderos de cristal con control climático y aplicación de CO<sub>2</sub> se utilizan 22 L de agua, pero con reutilización del agua residual la eficiencia permite el uso de 15 L de agua por kg de producto (Stanghellini, 2003).

El uso del agua para la agricultura protegida, está íntimamente relacionada con el concepto de fertirrigación, a través del parámetro de calidad que engloba aspectos químicos como: concentración de sales disueltas (CE), presencia relativa de sodio (RAS), contenido de carbonatos y bicarbonatos (lo que condiciona el pH), concentración de cloro, boro, hierro y manganeso. De igual manera el agua de riego, puede contener nutrimentos como calcio, magnesio y sulfatos; lo que determina el balance final en la aplicación de fertilizantes para la preparación de la solución nutritiva (Castellanos y Ojodeagua, 2009).

Estos parámetros son de utilidad para determinar el uso del agua para la agricultura. Así, un agua de buena calidad debe contener ente 0.7 y 1.5 dS.m<sup>-1</sup>, es decir; entre 595 y 1 275 mg.L<sup>-1</sup> de sales. El boro no debe rebasar 0.5 ppm ya que representa serios problemas para el desarrollo de las plantas. El pH debe estar ubicado en un rango de 5.5 a 7.0 con la finalidad de favorecer la absorción de nutrimentos. La RAS debe ubicarse hasta 18, siempre y cuando la CE no esté por encima de 250 ppm de sales (*op. cit.*).

**Tabla 1.** Consumo de agua de diferentes especies para producir un kg de materia seca.

<b>Especie</b>	<b>Consumo de agua por kg de materia seca (L)</b>
Papa	500
Trigo	900
Sorgo	1100
Maíz	1400
Arroz	1900
Soya	2000
Jitomate (cielo abierto)	1000

Fuente: Stanguellini, 2003

### **El agua de riego y el contenido de sales**

La importancia de la gestión de la calidad del agua en agricultura proviene de dos perspectivas interrelacionadas: 1) La sustentabilidad de la producción de cultivos requiere un cierto estándar mínimo de calidad del agua y 2) Que las actividades agrícolas no causen deterioro de la calidad del agua con impactos sobre los subsecuentes usos del agua para otros propósitos (FAO, 2000).

Cuando las técnicas aplicadas en la agricultura no son las correctas, particularmente el riego, provoca procesos de salinización de diferente gravedad, cuando se utilizan aguas conteniendo sales sin el debido control, acumulándose directamente en el suelo o en los mantos freáticos, o bien cuando se ha producido un descenso en el nivel freático local y la intrusión de capas de aguas salinas, ubicadas en capas más profundas, como consecuencia de la sobreexplotación (Aceves, 1979).

El riego de cultivos, requiere grandes volúmenes de agua, la cual puede ser de baja calidad. Aunque la calidad del agua requerida para la irrigación es baja, altos niveles de salinidad excluye su uso para el riego, y suministros de agua contaminada puede reducir la calidad de producir (FAO, 2004).

El término salinidad se refiere a la presencia de los mayores solutos inorgánicos disueltos ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{2-}$ ) en muestras acuosas. La salinidad es cuantificada en términos de la concentración total de sales solubles, o más prácticamente, en términos de la conductividad eléctrica (CE) de la solución. La CE es una expresión numérica de la capacidad inherente de un medio para conducir una corriente eléctrica. Ya que la CE y la concentración de sales totales de una solución acuosa están íntimamente relacionadas, la CE es comúnmente usada como una expresión de la concentración de sales totales disueltas, aunque es afectada por la temperatura de la muestra, movilidad, valencia y concentración relativa de los iones individuales en la solución (Rhoades *et al.*, 1999).

La CE como una medida del contenido total de sales no proporciona información sobre las concentraciones de cada nutriente. Además, la acumulación de iones no útiles puede impedir el aporte de nutrientes. La disponibilidad de agua limpia es esencial para la producción de alta calidad de los cultivos hortícolas; el agua limpia está asociada a la ausencia de sales. A mayor calidad del agua, más sencillo será formular una solución nutritiva optimizada. En cambio, a mayor contenido de sales, mayor será la cantidad de agua utilizada para remover las sales que se acumulen en el suelo o sustrato (Kempkes, 2003).

Aparte de los nutrientes, las plantas también absorben iones residuales como el Na y el Cl. Estos iones son importantes para la determinación de la calidad del agua. En tal sentido, la sodicidad del suelo o sustrato, está relacionado con un desequilibrio entre bicarbonatos y cationes divalentes, fundamentalmente Ca y Mg. En principio, si la concentración de bicarbonatos es mayor que el doble de la concentración de Ca + Mg habrá sodicidad (Sonneveld, 2003).

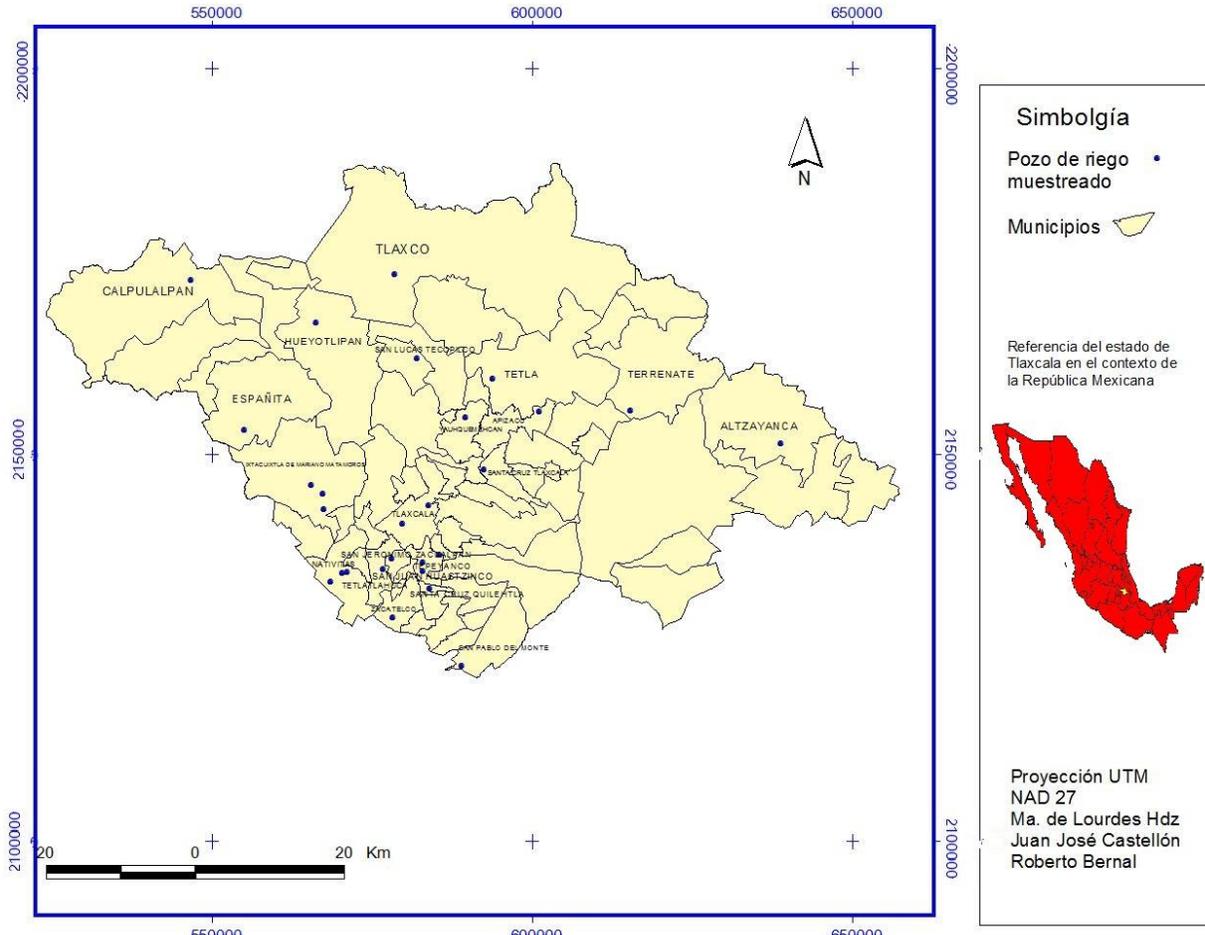
El agua de riego, también trae consigo nutrientes como calcio, azufre, potasio, magnesio y algunos elementos tóxicos como el sodio y el cloro, los cuales deben ser considerados al momento de diseñar las soluciones nutritivas para los cultivos. Las aguas con cierto grado de salinidad representan un ahorro en el uso de fertilizantes en los sistemas hidropónicos o en suelo, pues reducen las dosis de fertilizantes a adicionar al cultivo (Castellanos, 2004).

Un problema de salinidad existe si la sal se acumula en la zona de raíces de un cultivo, causando pérdidas en el rendimiento. Algunos problemas de toxicidad ocurren si ciertos iones en el suelo son absorbidos por la planta y se acumulan a concentraciones tan altas que causan daños en el cultivo o reducen el rendimiento. Los elementos que causan mayor daño son cloro, sodio y boro.

### **METODOLOGÍA**

Las aguas subterráneas analizadas en el presente estudio corresponden a 21 municipios del estado de Tlaxcala, donde se practica agricultura bajo cubierta plástica para la producción de jitomate, cuya ubicación geográfica se muestra en la Figura 1, donde se puede observar que para algunos municipios como Nativitas, Ixtacuixtla, Tlaxcala y Apizaco, se muestrearon 26 fuentes de abastecimiento, una por cada unidad de producción abastecida. Con la identificación de las fuentes de abastecimiento de agua para riego de interés para las unidades de producción que se atienden por el grupo de trabajo “productores de hortalizas del sur de Tlaxcala”, se tomaron muestras de las fuentes de abastecimiento referenciadas anteriormente.

El muestreo de agua para la determinación de los parámetros evaluados, se realizó por triplicado en botellas de plástico de un litro de capacidad previamente lavadas con agua desionizada, las cuales se sellaron herméticamente y se pusieron en la sombra para evitar reacciones posteriores que alterarán la composición química de la misma. El muestreo de agua se realizó durante el verano de 2012, tomando las muestras directamente del flujo del pozo al momento de la extracción.



**Figura 1.** Ubicación geográfica de las fuentes de abastecimiento de agua en el presente estudio (Basado en INEGI, 2012).

**Tabla 2.** Parámetros de calidad del agua de riego para uso agrícola.

Parámetro	Unidad	Grado de restricción		
		Ninguno	Leve a moderado	Severo
<b>Salinidad</b>				
Conductividad eléctrica	dS.m <sup>-1</sup>	< 0.7	0.7-3.0	> 3.0
Sólidos disueltos totales	mg.L <sup>-1</sup>	< 450	450-2000	> 2000
Salinidad efectiva	me.L <sup>-1</sup>	< 3.0	3.0-15.0	>15.0
Salinidad potencial	me.L <sup>-1</sup>	< 3.0	3.0-15.0	>15.0
<b>Sodicidad</b>				
Carbonato de sodio residual	me.L <sup>-1</sup>	< 1.25	1.25-2.5	>2.5
Relación de adsorción de sodio	me.L <sup>-1</sup>	< 3.0	3.0-9.0	> 9.0
<b>Efecto de iones específicos</b>				
Sodio	me.L <sup>-1</sup>	< 5.0	5.0-10.0	> 10.0
Bicarbonatos	me.L <sup>-1</sup>	< 1.5	1.5-8.5	> 8.5
Cloruros	me.L <sup>-1</sup>	< 4.0	4.0-10.0	> 10.0
Boro	mg.L <sup>-1</sup>	< 0.7	0.7-3.0	> 3.0
Hierro	mg.L <sup>-1</sup>	< 0.1	0.1-1.5	> 1.5

Tomado de Castellanos, *et al.* (2000).

### **Análisis de la calidad del agua**

Con la finalidad de determinar la calidad del agua para riego, se analizaron los parámetros que se describen a continuación: Conductividad eléctrica ( $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ ), pH, cationes ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ), aniones ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ), elementos tóxicos ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ) y bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ). A partir de estos datos se determinaron los parámetros siguientes: Salinidad efectiva (SE), Salinidad potencial (SP), Relación de Adsorción de Sodio (RAS) y Carbonato de Sodio Residual (CSR) con base en la NOM-021-SEMARNAT- 2000 (SEMARNAT, 2002).

En el Tabla 2, se presentan los niveles de referencia para medir el grado de restricción del agua de riego para su uso en la agricultura y el nivel de peligro de daño cuando se aplica el agua al suelo.

De acuerdo con Aceves (2011), y Aguilera y Martínez (1986), se han generado tres criterios para juzgar la conveniencia o limitación del empleo del agua con fines de riego, el contenido de sales solubles, el efecto probable del sodio sobre las características físicas del suelo y el contenido de elementos tóxicos para las plantas, para lo cual se han definido índices cuantitativos para su medición, algunos de los más usuales son los siguientes.

### **Salinidad efectiva (SE)**

Esta da una estimación del peligro que presentan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo, pues considera la precipitación posterior de las sales menos solubles (carbonatos de calcio y magnesio así como sulfato de calcio) las cuales dejan de participar en la elevación de la presión osmótica de la solución del suelo. Este proceso es más notable cuando las aguas tienen un alto contenido de carbonatos y bicarbonatos. El cálculo de la salinidad efectiva se realizó siguiendo los siguientes parámetros y reglas de decisión:

1. Si  $\text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$   
Entonces  $\text{SE} = \Sigma \text{ cationes} - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$
2. Si  $\text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$  pero  $\text{Ca} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$   
Entonces  $\text{SE} = \Sigma \text{ cationes} - \text{Ca}^{2+}$
3. Si  $\text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$  pero  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$   
Entonces  $\text{SE} = \Sigma \text{ cationes} - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$
4. Si  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$   
Entonces  $\text{SE} = \Sigma \text{ cationes} - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$

Nota: Si la  $\Sigma \text{ cationes} < \Sigma \text{ aniones}$  deberá emplearse está última en lugar de la  $\Sigma \text{ cationes}$ .

### **Salinidad potencial (SP)**

Cuando la humedad aprovechable de un suelo es menor del 50 %, las últimas sales que quedan en solución son cloruros y sulfatos. La salinidad potencial es un índice para estimar el peligro de estas y que por consiguiente aumentan la presión osmótica. El índice se calcula con la siguiente fórmula:  $\text{SP} = \text{Cl}^- + \frac{1}{2} \text{SO}_4^{2-}$ , las unidades se expresan en  $\text{me}\cdot\text{L}^{-1}$ .

### **Carbonato de sodio residual (CSR)**

Cuando en el agua de riego el contenido de carbonatos y bicarbonatos es mayor que el de  $\text{Ca} + \text{Mg}$ , existe la posibilidad de que se forme carbonato de sodio debido a que por su alta solubilidad puede permanecer en solución, aun después de que han precipitado los carbonatos de calcio y magnesio. En estas condiciones, la concentración total y relativa de sodio puede ser suficiente para desplazar al  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  del complejo de intercambio, produciéndose la defloculación del suelo. El CSR no es un parámetro de riesgo, cuando se usa agua en fertirrigación, ya que los  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$  pueden ser destruidos mediante el uso de ácidos. Este índice se calcula de la siguiente manera:  $\text{CSR} = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ . Cuando la diferencia es negativa no existe el problema y el valor del CSR puede suponerse igual a cero.

### **Relación de adsorción de sodio (RAS)**

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}}$$

El sodio en el agua de riego propicia la dispersión de los coloides una vez que entra en contacto con el suelo y desplaza los cationes divalentes  $\text{Ca}^{++}$  y  $\text{Mg}^{++}$ , disminuyendo con ello la facilidad del suelo para conducir agua y oxígeno en el perfil. La sodicidad se expresa como la presencia relativa de  $\text{Na}^+$  con respecto a los cationes  $\text{Ca}^{++}$  y  $\text{Mg}^{++}$ . La RAS se expresa de la siguiente manera:

## **RESULTADOS**

### **Aporte de nutrimentos por el agua de riego**

Con la finalidad de dar una idea del contenido de sales útiles en la nutrición de las plantas que aportan las aguas subterráneas utilizadas para riego en invernaderos en la zona estudiada en el estado de Tlaxcala, en el Tabla 3, se presentan los valores de nutrimentos obtenidos en el análisis químico del agua muestreada en el presente estudio; donde se puede notar cierto nivel en el aporte de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  lo que repercute en un ahorro en el uso de fertilizantes cuando se usa el agua para hidroponía o

en suelo, ya que reducen las cantidades de fertilizantes a adicionar en el cultivo. Los valores de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , son moderadamente altos resaltando las localidades de Ixtacuixtla, Nativitas (G. Victoria), Nativitas (S. Michac) y Yauhquemecan con valores de calcio por arriba de  $3.8 \text{ me.L}^{-1}$ . Para el caso de magnesio sobresalen las localidades de Ixtacuixtla y Nativitas (S. Michac) con valores de 6.4 y  $6.8 \text{ me.L}^{-1}$  rebasando considerablemente los requerimientos del cultivo en la solución nutritiva. El potasio de manera general, presenta valores bajos, salvo para la localidad de San Lucas Tecopilco con una concentración de  $2.74 \text{ me.L}^{-1}$ , que representa cerca del 40 % de las

necesidades de este elemento para un cultivo manejado en hidroponía y del 56 % de las necesidades del mismo cultivo en condiciones de suelo.

Dada la naturaleza del origen de las aguas con base en la presencia de rocas, los iones  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ , básicamente se encuentran ausentes.

En el Tabla 4, se presentan los parámetros de calidad del agua asociados a problemas de salinidad y sodicidad

**Tabla 3.** Contenido de sales en el agua de riego de diferentes fuentes de abastecimiento.

Localidad	Cationes ( $\text{me.L}^{-1}$ )			Aniones ( $\text{me.L}^{-1}$ )					
	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+$	$\text{NO}_3^-$	$\text{H}_2\text{PO}_4^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$	$\text{HCO}_3^-$
Altzayanca (R. Pocitos)	1.14	0.19	0.74	0.58	0.06	0	0.93	0.35	1.56
Apizaco	1.60	0.23	1.50	1.02	0	0	0.13	0.60	3.20
Ixtacuixtla (Atotonilco)	1.53	0.30	1.42	0.85	0.03	0	0.86	0.70	2.41
Calpulalpan (B. Juárez)	2.50	0.00	2.50	0.15	0	0	0.11	1.21	5.40
Españita	1.40	0.21	1.40	0.91	0	0	0.07	0.60	3.20
Huactzinco	1.40	0.15	1.40	0.64	0	0	0.32	0.60	2.20
Hueyotlipan	2.20	0.27	3.00	1.06	0	0	0.19	0.60	4.40
Ixtacuixtla	3.80	0.49	6.40	1.10	0	0	0.13	1.00	11.80
Ixtacuixtla (S. J. Ecatepec)	2.40	0.00	3.60	-	0	0	1.16	1.71	7.40
Nativitas (G. Victoria)	3.89	0.20	2.65	1.40	0	0	0.52	1.02	7.03
Nativitas (S. M. Milagro)	1.40	0.10	2.40	1.10	0	0	0.36	0.40	4.70
Nativitas (S. Michac)	4.60	0.21	6.80	3.86	0	0	1.80	1.80	11.50
San Lucas Tecopilco	1.60	2.74	1.80	1.31	0	0	0.23	0.60	4.20
San Pablo del Monte	1.20	0.08	2.20	0.31	0	0	0.06	0.50	1.60
Sta. Cruz Quiletle	1.40	0.00	0.40	0.00	0	0	0.24	0.23	1.72
Sta. Cruz Tlaxcala	0.80	0.06	1.10	0.20	0	0	0.03	0.50	2.00
Tepeyanco	1.60	0.08	1.30	0.30	0	0	0.40	0.84	2.20
Terrenate (N. Bravo)	1.69	0.22	1.19	0.90	0.08	0	0.16	0.91	2.65
Tetla	2.30	0.11	0.90	0.41	0	0	0.03	0.14	3.50
Tetlatlahuca	2.40	0.27	2.80	1.30	0	0	0.31	0.80	5.20
Tlaxcala (Atlahapa)	2.68	0.22	2.70	1.12	0	0	1.00	1.16	4.77
Tlaxcala (Ocotlán)	1.01	0.11	0.81	0.47	0	0	0.13	0.37	2.10
Tlaxco (Buenavista)	1.20	0.18	1.40	0.95	0	0	0.08	0.60	3.00
Yauhquemecan	4.20	0.37	2.40	1.06	0.06	0	0.69	2.10	4.37
Zacatelco	1.20	0.23	2.40	0.92	0	0	0.27	0.80	2.00
Zacualpan	1.97	0.36	2.44	1.46	0	0	0.33	0.48	4.90

**Tabla 4.** Parámetros de salinidad determinados en diferentes fuentes de abastecimiento de agua de riego en el estado de Tlaxcala.

Localidad	CE (dS.m <sup>-1</sup> )	pH	me.L <sup>-1</sup>				Ppm	
			SE	SP	RAS	CSR	B	Fe
Altzayanca (R. Pocitos)	0.29	7.72	1.09	0.82	0.60	0	0.01	
Apizaco	0.34	6.80	1.25	0.67	0.82	0.10		
Ixtacuixtla (Atotonilco)	0.40	7.36	1.69	1.13	0.70	0	0.12	1.39
Calpulalpan (B. Juárez)	0.29	7.37	1.72	1.26	1.32	0.40		
Españita	0.31	6.50	1.12	0.64	0.75	0.40		
Huactzinco	0.38	7.00	1.39	0.76	0.54	0		
Hueyotlipan	0.42	6.50	2.13	0.69	1.18	0		
Ixtacuixtla	1.01	6.50	1.59	1.06	0.49	1.60		
Ixtacuixtla (S. J. Ecatepec)	1.29	6.47	4.27	2.29	0.98	1.40		
Nativitas (G. Victoria)	0.89	7.58	2.02	1.28	0.77	0.49	0.46	0.015
Nativitas (S. M. Milagro)	0.50	7.10	1.66	0.58	0.80	0.90		
Nativitas (S. Michac)	1.30	7.10	4.07	2.70	0.83	0.10		
San Lucas Tecopilco	0.41	7.10	4.05	0.72	1.01	0.80		
San Pablo del Monte	0.15	6.60	2.19	0.53	0.24	0		
Sta. Cruz Quileta	0.15	5.85	0.47	0.35	0.00	0		
Sta. Cruz Tlaxcala	0.26	6.50	0.63	0.52	0.21	0.10		
Tepeyanco	0.12	7.00	1.24	1.04	0.25	0		
Terrenate (N. Bravo)	0.38	7.64	1.32	0.98	0.75	0	0.03	
Tetla	0.36	7.27	0.51	0.15	0.32	0.30		
Tetlatlahuca	0.53	7.00	1.56	0.95	0.80	0		
Tlaxcala (Atlahapa)	0.83	7.47	2.16	1.66	0.68	0	0.02	0.579
Tlaxcala (Ocotlán)	0.27	7.63	0.78	0.44	0.49	0.28		0.027
Tlaxco (Buenavista)	0.28	6.80	1.14	0.64	0.84	0.40		
Yauhquemecan	0.60	7.54	3.66	2.45	0.58	0		
Zacatelco	0.28	7.00	2.76	0.93	0.69	0		
Zacualpan	0.56	7.54	1.82	0.65	0.98	0.49	0.03	0.016

**Presencia de iones específicos**

Con respecto a los iones que pueden causar algún problema de acumulación en el suelo, cabe destacar que todas las fuentes de abastecimiento no presentan problemas de cloruros ya que el rango se encuentra entre 0.23 y 2.10 me.L<sup>-1</sup>; por lo que no existe ningún grado de restricción para el uso del agua debajo de 4.0 me.L<sup>-1</sup>; los niveles de sulfatos están bajos con un rango ubicado entre 0.03 y 1.80 me.L<sup>-1</sup>, no representado problema alguno para el uso del agua en la agricultura y los niveles de sodio están por debajo del nivel mínimo aceptable de aguas de buena calidad.

Los bicarbonatos en el agua de riego, a pesar de que en la actualidad ya no representan un riesgo alto de alcalinización del suelo, no dejan de ser una preocupación, ya que se deben tomar medidas para su neutralización mediante la aplicación de ácidos y finalmente estos se pierden a la atmósfera en forma de CO<sub>2</sub> convirtiéndose en una fuente de contaminación potencial. Los valores de este parámetro en las aguas analizadas en su mayoría representan un grado de restricción de leve a moderado, salvo dos casos donde

los valores se encuentran por encima de 8.5 me.L<sup>-1</sup>.

Aunque boro y hierro no se determinaron para todas las muestras, en aquellos casos en que se realizaron los análisis, en ambos iones; no existen restricciones para el uso del agua en la agricultura.

**Salinidad y sodicidad en el agua de riego**

El parámetro de salinidad medido a través de la C.E. como una medida para conducir la electricidad a través del agua por la presencia de sólidos disueltos totales, ayuda a determinar las sales contenidas en el agua de riego. A mayor contenido de sales en el agua de riego, mayor será el esfuerzo que realizan las plantas para obtener el agua ya que se incrementa el potencial osmótico del suelo.

**DISCUSIÓN**

Las aguas analizadas en la presente investigación, muestran que solamente aquellas provenientes de fuentes ubicadas en zonas lacustres o de inundación como son Nativitas e Ixtacuixtla presentan una ligera restricción para su uso, el resto de las aguas

muestreadas no presentan restricciones ya que su C.E. está por debajo de  $0.7 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ , lo que las ubica como aguas de buena calidad para su uso en la agricultura bajo cubierta plástica.

El parámetro de salinidad efectiva (Tabla 4), muestra que sólo las localidades de Nativitas, Ixtacuixtla, Tecopilco y Yauhquemecan, presentan un nivel medio de restricción para el uso del agua en la agricultura protegida, debido a que se ubican fundamentalmente en zonas que en algún tiempo tuvieron cuerpos de agua superficiales dejando un alto contenido de sales que pueden migrar hacia las capas profundas y aumentar la salinidad de las aguas subterráneas.

La salinidad potencial no muestra un peligro serio de salinidad ya que los iones de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ , se encuentran en niveles muy bajos que no representan una alta restricción.

El sodio en el agua de riego puede provocar serios problemas en el suelo cuando se riega con agua con altos contenidos relativos de sodio respecto al calcio y magnesio, en tal sentido; las muestras de agua analizadas del estado de Tlaxcala, de manera general; no presentan problemas de sodicidad medido a través de la RAS, como se puede observar en el Tabla 4, este parámetro no rebasa un valor de  $1.32 \text{ me}\cdot\text{L}^{-1}$ , lo que indica que no existe restricción para el uso del agua.

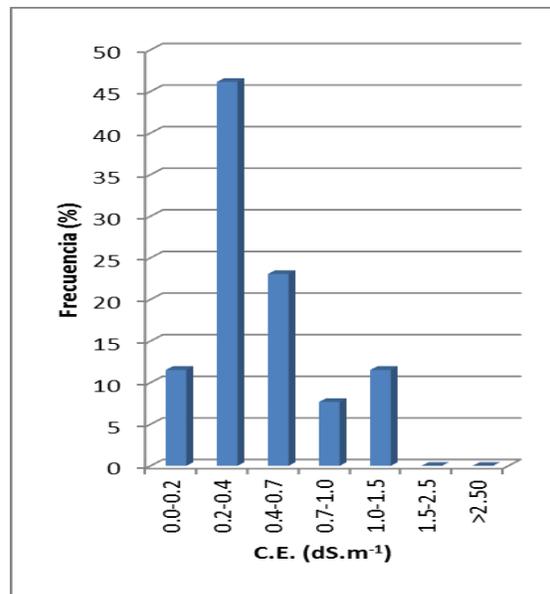
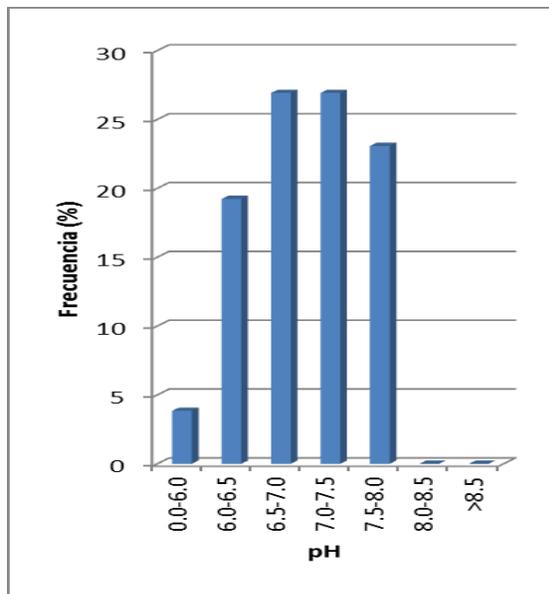
Con respecto al CSR, como otro parámetro para medir el riesgo de sodicidad por el agua de riego, se observa, que no hay problema alguno, salvo las dos muestras del municipio de Ixtacuixtla que presentan

restricción de leve a moderada.

La Figura 2, muestra la variación que se presenta en las aguas analizadas del estado de Tlaxcala en cuanto a la salinidad y pH. Resalta que el agua desde el punto de vista de estos parámetros es aún de buena calidad.

En la Figura 3, se presentan los histogramas de la frecuencia relativa para las aguas de riego en cuanto a los contenidos de Ca, Mg, K y Na. Los niveles más comunes de Ca se sitúan en el rango de 1.5 a 2.5, aunque alrededor de un 20 % de las aguas presentan de 2.5-5.0 y cerca de un 35 % valores de 1.0-1.5  $\text{me}\cdot\text{L}^{-1}$ . El magnesio presenta una proporción del 42 % de las aguas en un rango de 2.0-4.0, 34 % de las aguas en un rango de 1.0-2.0, incluso se presenta un 7 % en un rango mayor a 6.0  $\text{me}\cdot\text{L}^{-1}$ . El potasio se ubica mayormente en un rango de 0 a 3.0  $\text{me}\cdot\text{L}^{-1}$ . El 95 % de las aguas analizadas presentan una concentración de sodio de 0 a 2.0  $\text{me}\cdot\text{L}^{-1}$  lo que las ubica en un rango sin restricciones para su uso en la agricultura.

En la Figura 4, se presentan los histogramas de distribución de los aniones de las aguas analizadas en el estado de Tlaxcala, donde se observa de manera general que los niveles de cloruros y sulfatos se ubican en niveles muy bajos lo que permite usar estas aguas para la agricultura protegida sin restricciones. En el caso de los bicarbonatos, el 34 % de las aguas se ubican en un rango de 3.0-5.0  $\text{me}\cdot\text{L}^{-1}$ , que no presenta problemas para su uso en la agricultura ya que como se mencionó anteriormente, estos pueden neutralizarse mediante el uso de ácidos.



**Figura 2.** Frecuencias del pH y CE de las aguas subterráneas del estado de Tlaxcala.

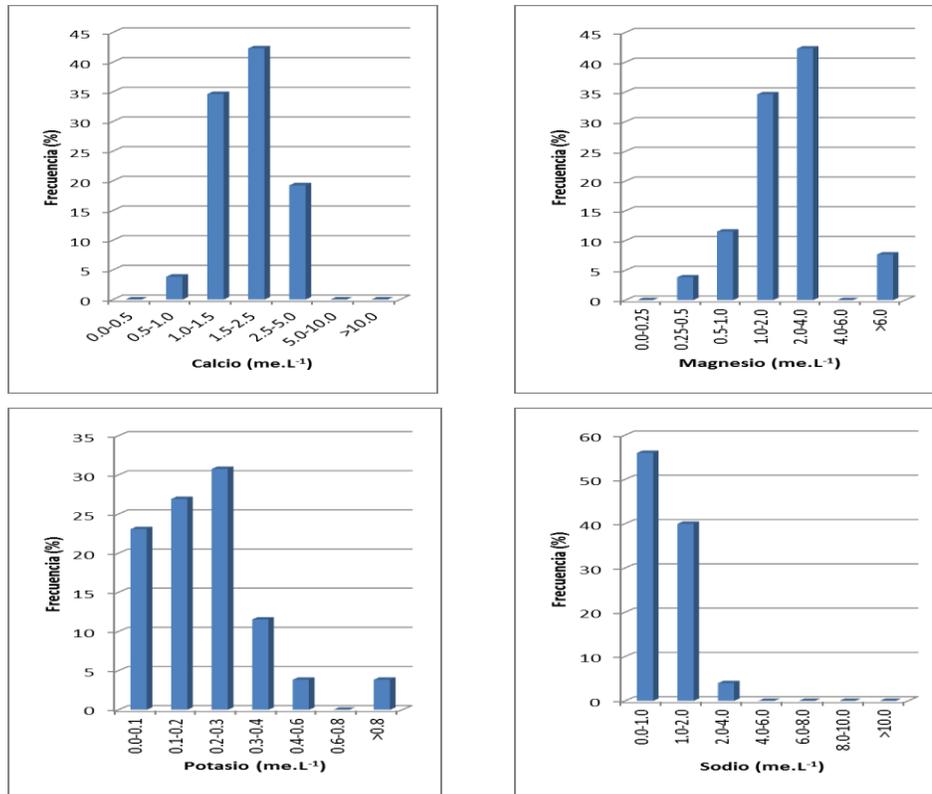


Figura 3. Frecuencias de los cationes Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> y Na<sup>+</sup> en el agua subterránea del estado de Tlaxcala.

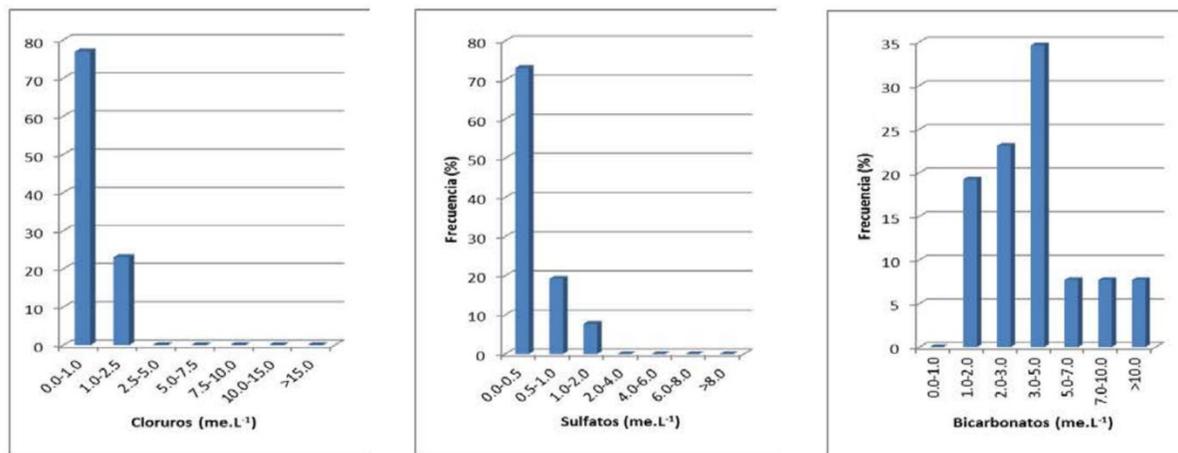


Figura 4. Frecuencias de los aniones Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> de las aguas subterráneas del estado de Tlaxcala.

### CONCLUSIONES

Con base en los análisis químicos practicados a las aguas del estado de Tlaxcala, los contenidos de Ca, Mg y K, permite ajustar la solución nutritiva disminuyendo la aplicación de fertilizantes en forma artificial.

La presencia de Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, no son restrictivos en la gran mayoría de las aguas analizadas, por lo que se pueden utilizar en agricultura protegida de manera confiable.

Los valores de CE como medida de la presencia de sólidos disueltos totales, no son una restricción para el uso del agua en la agricultura, ya que no representa un riesgo de salinidad al suelo.

Los parámetros de RAS y CSR se encuentran en niveles bajos por lo que no representan un riesgo para el uso de las aguas en este tipo de agricultura.

Finalmente y con base en los datos analizados en este trabajo se concluye que el agua utilizada para la agricultura en el estado de Tlaxcala cumple con los parámetros químicos de calidad requeridos para su

uso en la agricultura protegida, sin riesgos de salinización ni sodificación para los cultivos y los suelos en los que se practique en el corto y mediano plazo.

## **REFERENCIAS**

Aceves, N. E. (1979). El ensalitramiento de los suelos bajo riego (identificación, control, combate y adaptación). 1ª. Edición. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México. 150 pp.

Aceves, N. E. (2011). El ensalitramiento de los suelos bajo riego. 2ª. Edición. Biblioteca Básica de Agricultura. Colegio de Postgraduados, Mundi-Prensa. México, D.F.

Aguilera, C. M. y R. Martínez E. (1986). Relaciones agua suelo planta atmósfera. 3ª. Edición. Departamento de Enseñanza, Investigación y Servicio en Irrigación. Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, México.

Ayers, R. S. y D. W. Westcot. (1994). Water Quality for Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper.29 Rev. 1. Roma, Italy.

Bojórquez, F. (2008). Parámetros de agua de riego. Productores de Hortalizas. Consultado el 30 de julio de 2014. <http://www.hortalizas.com/irrigacion/parametros-de-agua-de-riego/>

Castellanos, J.Z., Uvalle B, J.X. y A. Aguilar S. (2000) Manual de interpretación de análisis de suelos, aguas agrícolas, plantas y ECP. 2da edición. INTAGRI, México.

Castellanos, J.Z., Ortega, G. A., Grajeda, A. O.A., Vázquez A., Villalobos, S., Muñoz, R.J.J., B. Zamudio, J.G., Martínez, B., Hurtado, P., Vargas, S. y A. Enríquez. (2002). Changes in the quality of groundwater for agricultural use in Guanajuato. *Terra* 20 (2): 161-170.

Castellanos, J.Z. (2004). La calidad del agua. En: J.Z. Castellanos (Ed.). Manual de producción hortícola en invernadero. 2ª. Edición. INTAGRI. México.

Castellanos, R. J.Z y J.L. Ojodeagua (2009). Formulación de soluciones nutritivas. pp 131-156. En: J.R. Castellanos (Ed.). Manual de producción de tomate en invernadero. INTAGRI. Celaya, Guanajuato, México.

Castellón, G.J.J.; E.I. García S.; S. Flores P.; E. González H.; J.L. Mendoza S. y O.S. Ramírez L. (2008). Estrategia de gestión para la innovación en la red de agricultura protegida en Tlaxcala. Agencia de Gestión de Innovación (AGI), ITAT, CECADER, UTE, SEFOA, Gobierno del estado de Tlaxcala, SAGARPA. Tlaxcala, Tlax.

Chirinos, (s/f). ¿Es su agua de riego adecuada para los cultivos? Disponible en: [http://www.ipni.net/ppiweb/iamex.nsf/\\$webindex/62BE8B18BD5BD3C206256AE8005EF92A/\\$file/es+su+agua.pdf](http://www.ipni.net/ppiweb/iamex.nsf/$webindex/62BE8B18BD5BD3C206256AE8005EF92A/$file/es+su+agua.pdf)

FAO (2000). Water quality management and control of water pollution. Water Reports 21. Proceedings of a Regional Workshop Bangkok, Thailand 26-30 October 1999. Roma, Italia.

FAO (2004). Economic valuation of water resources in agriculture. FAO Water Reports 27. Roma, Italia.

Hazem-Kalaji, M. y Pietkiewicz, S. (1993). Salinity effects on plant growth and other physiological processes. *Physiol. Plant.*, vol. 15, p. 89-124.

Hernández, R Ma. de L. y J.J. Castellón G.. (2007). “La concesión del agua en Tlaxcala y su impacto en la producción de alimentos” en el 12 Encuentro Nacional sobre Desarrollo Regional en México, AMECIDER: Reconstruyendo el desarrollo regional de México ante la recomposición del mundo. Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional. UNAM, Coltlax, CIISDER-UAT. Santa Cruz, Tlaxcala, México.

Katerji, N.; Mastrorilli, M.; Van Hoorn, J. W.; Lahmer, F. Z.; Hamdy, A. y Oweis, T. (2009). Durum wheat and

barley productivity in saline-drought environments. *Eur. J. Agron.*, vol. 31, No. 1, p. 1–9.

Kempkes, F. (2003). Sistemas cerrados en cultivos sin suelo: Elementos y Técnicas. pp 55-69. En: M. Fernández, F.; P. Lorenzo M. y M. I. Cuadrado G. (Ed.). Curso de especialización 7. Mejora de la eficiencia en el uso del agua en cultivos protegidos. Dirección General de Investigación y Formación Agraria, Consejería de Agricultura y Pesca, Hortimed, Fundación para la investigación agraria en la provincia de Almería, Cajamar. Almería, España.

Palacios, V. E. (2002). ¿Por qué, cuándo, cuánto y cómo regar? para lograr mejores cosechas. Trillas. México. D.F.

Rhoades, J.D., Chanduvi, F. y S. Lesch. (1999). Soil salinity assessment. Methods and Interpretation of Electric Conductivity Measurements. FA-O Irrigation y Drainage Papers 57. Roma, Italy.

Richards, L.A. (1985). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Quinta reimpresión. Editorial Limusa. USDA. México

Stanguellini, C. (2003). El agua de riego: Su uso, eficiencia y economía. pp 25-36. En: M. Fernández, F.; P. Lorenzo M. y M. I. Cuadrado G. (Ed.). Curso de especialización 7. Mejora de la eficiencia en el uso del agua en cultivos protegidos. Dirección General de Investigación y Formación Agraria, Consejería de Agricultura y Pesca, Hortimed, Fundación para la investigación agraria en la provincia de Almería, Cajamar. Almería, España.

SEMARNAT (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. <http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3335/1/nom-021-semarnat-2000.pdf>

SIAP (2010). Portales estandarizados estatales del sistema Nacional de Información para el Desarrollo Rural sustentable. SAGARPA. [http://www.campomexicano.gob.mx/portal\\_SRP/Integracion/EstadisticaDerivada/InformaciondeMercados/Mercados/Modelos/Indicadoresbasicos2009.pdf](http://www.campomexicano.gob.mx/portal_SRP/Integracion/EstadisticaDerivada/InformaciondeMercados/Mercados/Modelos/Indicadoresbasicos2009.pdf).

Sonneveld, C. (2003). Efectos de la salinidad en los cultivos sin suelo. pp 149-168. En: M. Fernández, F.; P. Lorenzo M. y M. I. Cuadrado G. (Ed.). Curso de especialización 7. Mejora de la eficiencia en el uso del agua en cultivos protegidos. Dirección General de Investigación y Formación Agraria, Consejería de Agricultura y Pesca, Hortimed, Fundación para la investigación agraria en la provincia de Almería, Cajamar. Almería, España.

Tinarelli, D. (1989). El Arroz. Ed. Mundi Prensa, Madrid. España.

Tognoni, F. (2003). El desarrollo de los sistemas de cultivo en horticultura protegida. pp 25-36. En: M. Fernández, F.; P. Lorenzo M. y M. I. Cuadrado G. (Ed.). Curso de especialización 7. Mejora de la eficiencia en el uso del agua en cultivos protegidos. Dirección General de Investigación y Formación Agraria, Consejería de Agricultura y Pesca, Hortimed, Fundación para la investigación agraria en la provincia de Almería, Cajamar. Almería, España

Trueba, I. (2002). La seguridad alimentaria mundial. Primeras décadas del siglo XXI. El papel de la FAO y el PMA. Cátedra Alonso Martín Escudero. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España.

---

Este documento debe citarse como: Castellón Gómez J., Bernal Muñoz R., Hernández Rodríguez M. (2015). **Calidad del agua para riego en la agricultura protegida en Tlaxcala**. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 19-1, pp. 39-50, ISSN 1665-529-X.

# Calidad microbiológica de pozos de abastecimiento de agua potable en Yucatán, México

Roger Iván Méndez Novelo<sup>1</sup>, Julia Guadalupe Pacheco Ávila<sup>2</sup>, Elba René Castillo Borges<sup>3</sup>, Armando Cabrera Sansores<sup>4</sup>, Elizabeth del Rosario Vázquez Borges<sup>5</sup> y Dulce Diana Cabañas Vargas<sup>6</sup>

*Fecha de recepción: mayo 2014 – Fecha de aprobación: diciembre 2014*

## RESUMEN

En el estado de Yucatán, el suministro para agua potable proviene de un acuífero no confinado, el cual presenta alto grado de vulnerabilidad a la contaminación debido a las características del sustrato geológico peninsular. Entre los principales indicadores de la calidad del agua potable se encuentran los microbiológicos, que son de gran importancia por su potencial impacto en la salud humana. En este trabajo se evaluó la calidad microbiológica del agua subterránea en 106 pozos de abastecimiento del sistema de agua potable del estado, determinando la concentración de bacterias coliformes y enterococos, y se identifica si el principal origen de la contaminación biológica es por heces humanas o animales. En el 83.1% de los pozos muestreados, los coliformes totales o fecales excedieron los límites permisibles señalados en la NOM-127-SSA1-1994; el 84.9% de las muestras tuvieron contaminación fecal; en el 34% de los pozos muestreados, la contaminación fecal puede asociarse con un origen animal y en el 50% con un origen humano.

**Palabras clave:** coliformes, enterococos, acuífero, contaminación, agua subterránea.

# Microbial quality of supply water from wells in Yucatan, Mexico

## ABSTRACT

In the State of Yucatan, the water supply comes from a non-confined aquifer and is used as drinking water. Due to geological conditions, this aquifer is highly vulnerable to pollution. Microbiological indicators are one of the most important parameters employed to evaluate the risk that drinking water represents for public health. In this work, the microbiological quality of groundwater from 106 wells that provide drinking water to the State of Yucatan supply system was determined. Coliform and enterococci bacteria concentrations were determined and related to their main source: human or animal feces. 93% of all the samples presented fecal pollution. In 83.1% of the wells sampled, total and fecal coliforms exceeded the water quality criteria established in the Mexican regulation NOM-127-SSA1-1994; 84.9% of all samples presented fecal pollution; in 34% of the contaminated sampled wells fecal pollution was found related to animal source, whereas 50% indicates human origin.

**Key words:** coliforms, enterococci, aquifer, pollution, groundwater.

---

<sup>1</sup> Profesor de Carrera de la FIUADY, Cuerpo Académico de Ingeniería Ambiental, mnovelo@uady.mx

<sup>2</sup> Profesora Investigadora de la FIUADY, Cuerpo Académico de Ingeniería Ambiental

<sup>3</sup> Profesora de Carrera de la FIUADY, Cuerpo Académico de Ingeniería Ambiental

<sup>4</sup> Profesor Investigador de la FIUADY, Cuerpo Académico de Ingeniería Ambiental

<sup>5</sup> Profesora Investigadora de la FIUADY

<sup>6</sup> Profesora Investigadora de la FIQ

**Nota:** El período de discusión está abierto hasta el 1° de mayo de 2015. Este artículo de investigación es parte de Ingeniería–Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 19, No. 1, 2015, ISSN 1665-529-X.

## INTRODUCCIÓN

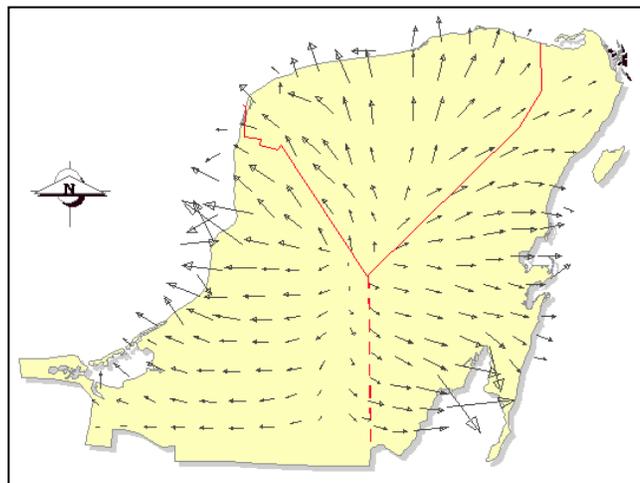
En la actualidad, como parte de los programas de desarrollo social del gobierno, el suministro de agua potable se ha extendido a la mayoría de las poblaciones del Estado de Yucatán, México, sin embargo, las fuentes de abastecimiento siguen siendo pozos que acceden al acuífero y generalmente se sitúan en el centro de poblaciones urbanas, por lo que están expuestos a contaminación biológica de origen humano y animal. Así, la población del Estado de Yucatán depende de un acuífero no confinado y aunque el recurso hídrico es abundante y de fácil acceso es altamente vulnerable a la contaminación derivada de las actividades antrópicas, por las características del sustrato geológico que lo contiene (Schmitter *et al.* 2002).

Las principales amenazas para el acuífero se derivan del manejo inadecuado de los desechos generados (líquidos y sólidos), y por consecuencia del crecimiento poblacional, reflejado en el tamaño de los asentamientos y en la densidad de población, así como del desarrollo de actividades basadas en la producción animal, en especial la porcícola, la cual se ha incrementado en la región en los últimos años (Méndez *et al.* 2009).

El abastecimiento de agua para uso y consumo humano de buena calidad es fundamental para prevenir y evitar la transmisión de enfermedades gastrointestinales (Pacheco *et al.* 2004). Existen datos históricos de enfermedades relacionadas con la contaminación de los sistemas de abastecimiento, como la primera epidemia de cólera en Yucatán en 1833, que ocasionó que poblados como Teabo fueran diezmados en un 90% y algunos barrios en Mérida, como el de Santa Catarina desaparecieron, porque la

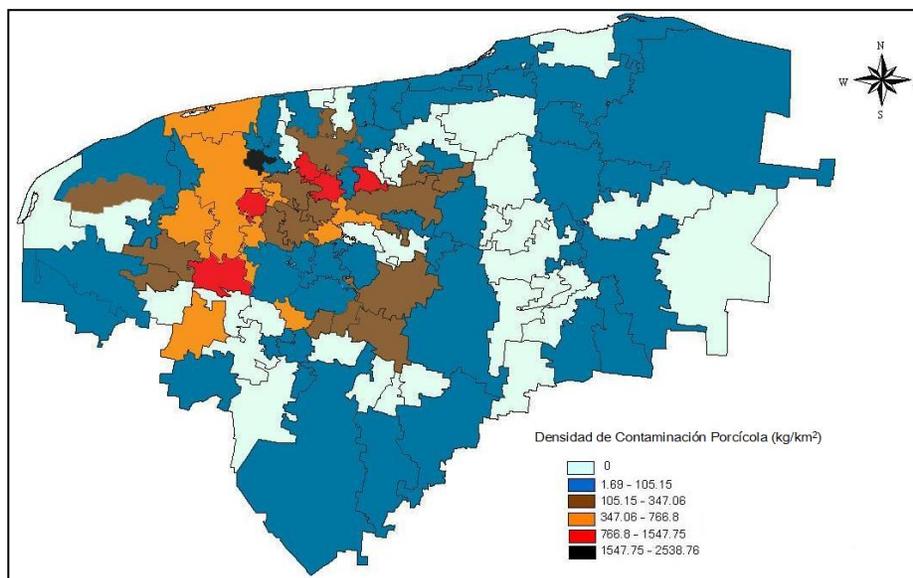
población fue arrasada casi en su totalidad a causa de la enfermedad (Rubio y Tzuc 1995), o la relación entre las enfermedades diarreicas y el agua de consumo durante las epidemias de cólera en Inglaterra en 1854 (Sedgwich 1902; citado por Alonzo y Acosta 2003). En el estado de Yucatán una de las primeras causas de mortalidad son las enfermedades gastrointestinales (INEGI 2008; Mantilla *et al.* 2002; Alonzo y Acosta 2003), por lo cual se requiere establecer límites en cuanto a las características bacteriológicas, físicas y químicas de las aguas para uso y consumo humano (Pacheco *et al.* 2004; NOM 1994).

El Estado de Yucatán es una región conformada por rocas calcáreas y carece de corrientes superficiales debido a la carstificación extensa, la cual da lugar a fracturas y fisuras por donde se filtra rápidamente el agua de lluvia disolviendo y arrastrando los contaminantes que encuentra a su paso. La baja profundidad de los niveles freáticos y la falta de suelo hacen que los solutos se infiltren al agua subterránea, haciéndola vulnerable a la contaminación (Doerfliger *et al.* 1999). El flujo subterráneo, en general es de forma radial del centro de la Península a las costas (Figura 1). Por otro lado, de acuerdo con el Anuario Estadístico de Yucatán (INEGI 2008) el 45.95% de la población carece del servicio de colectores de aguas residuales, por lo que quienes carecen de sistemas de drenaje continúan realizando el fecalismo a cielo abierto, contaminando así el acuífero por la alta permeabilidad del subsuelo. En muchas viviendas rurales, que carecen de ambos servicios, en un mismo lote practican el fecalismo a pocos metros del pozo somero con el que se abastecen de agua (Mantilla *et al.* 2002).



Fuente: (CONAGUA 2000)

**Figura 1.** Direcciones de flujo subterráneo de la Península de Yucatán, México



Fuente: Méndez *et al.* 2008

**Figura 2.** Densidad de Contaminación Porcina en los Municipios de Yucatán

Otra fuente importante de la contaminación del acuífero se produce por la generación de 3.45 t/d de excretas porcinas en aproximadamente 8362 m<sup>3</sup>/d de aguas residuales (Méndez *et al.* 2008). Los municipios cercanos a la ciudad de Mérida son los que tienen mayor potencial de contaminación por actividades porcinas por habitante. Méndez *et al.* (2008) definieron un índice de contaminación denominado Densidad de Contaminación Porcina (DCP), como los kg de desechos generados en granjas porcinas por km<sup>2</sup> de superficie y por municipio, resultando que los mayores valores de DCP los tienen los municipios Conkal, Tekantó, Abalá, Muxupib, Cacalchén y Kanasín, todos ellos cercanos a la ciudad de Mérida (con valores de DCP entre 1548 y 2539 kg/km<sup>2</sup>) (Figura 2).

De acuerdo al Anuario Estadístico de Yucatán, Edición 2008, Vivienda y Urbanización (INEGI), el 14.7% de las viviendas del Estado carecen de sistema sanitario (drenaje o fosa séptica) a excepción de unas pocas colonias en la ciudad capital (Mérida), por lo que la contaminación fecal de origen humano impacta directamente sobre al acuífero, en las zonas rurales el 26.7 de viviendas también carecen de sistema sanitario (Mantilla *et al.* 2002).

Las enfermedades transmitidas por el agua se producen cuando ésta ha sido contaminada con desechos humanos, animales o compuestos químicos.

La mayoría de las enfermedades causadas por el agua tienen su origen en agentes patógenos biológicos y las enfermedades que causan son transmisibles. Por lo

general, los agentes patógenos pertenecen al grupo de los microorganismos, que se propagan a través de las heces excretadas por individuos y/o animales infectados (Mantilla *et al.* 2002).

Entre las principales enfermedades gastrointestinales transmitidas por el agua se encuentran la disentería provocada por la bacteria *Shigella dysenteriae*, la tifoidea originada por el bacilo *Salmonella typhi*, la salmonelosis causada por una especie del Género *Salmonella*, el cólera provocada por *Vibrio cholerae* y diferentes cepas de *Escherichia coli* (*E. coli* enteropatógena, *E. coli* enterotoxigénica, *E. coli* enteroinvasiva, *E. coli* enterohemorrágica, *E. coli* enteroadherente y *E. coli* enteroagregativa) las cuales causan diversas enfermedades gastrointestinales (Mondaca y Campos 1996).

Debido a que no resulta práctico determinar todas las bacterias, se utilizan microorganismos indicadores cuya presencia es una evidencia de que el agua está contaminada con materia fecal. El grupo de microorganismos coliformes es adecuado como indicador de contaminación bacteriana debido a que se encuentran presentes en grandes concentraciones en el tracto gastrointestinal tanto del hombre como de los animales de sangre caliente y a que permanecen por más tiempo en el agua que la mayoría de las bacterias patógenas (Campos 1996; Ashbolt *et al.* 1997). La presencia de coliformes en el agua indica que la contaminación bacteriana es reciente y constituye un indicador de degradación de los cuerpos de agua (Fernández *et al.* 2001).

Otro grupo de microorganismos indicadores son los enterococos fecales (*Enterococcus*) que incluyen un número de especies que se encuentran en las heces de los humanos y también son abundantes en las heces de los animales de sangre caliente. Esto es muy importante, ya que la contaminación fecal causada por animales puede involucrar riesgos sanitarios, sobre todo, en los de producción: vaca, cerdo, oveja, caballo, gallina y pato. En todos ellos se encuentran coliformes y enterococos fecales, aunque son más abundantes los segundos (Tabla 1).

Los estreptococos fecales no se multiplican en el medio ambiente, o si esto ocurre es solamente en raras ocasiones, y son más persistentes en ambientes acuáticos y en suelos contaminados que *E. coli*. Son importantes en situaciones donde se sabe que hay contaminación fecal y no se detectan coliformes, como ocurre cuando las descargas son intermitentes o más antiguas (Godfree et al.1997).

Cada persona evacúa de 100 000 a 400 000 millones de organismos coliformes por día. De igual manera el tracto intestinal de otros mamíferos también posee elevadas concentraciones de organismos coliformes y estreptococos fecales, por lo que se han desarrollado algunos métodos para determinar las fuentes probables de contaminación dependiendo de la relación coliformes fecales/enterococos fecales (CF/E). Así, Geldreich y Kenner (1969), proponen que cuando la relación (CF/E) > 4, la fuente de contaminación es de origen humano, mientras que si (CF/E) < 0.7, la fuente de contaminación es de origen animal.

Sea de origen humano o animal, la contaminación bacteriológica del agua de consumo representa un riesgo a la salud pública, por lo que la determinación de la calidad del agua del acuífero, en especial de las zonas de captación para agua potable, es una necesidad para la adecuada toma de decisiones.

Por ello, con el objeto de evaluar la calidad bacteriológica del agua subterránea del sistema de agua potable del Estado de Yucatán, en el presente estudio se cuantifica la presencia de coliformes totales

(CT), coliformes fecales (CF) y estreptococos fecales (E), en pozos para el abastecimiento de agua potable a los 106 municipios del Estado y además se identifica si el principal origen de la contaminación es por heces de humanos o de animales.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

**Selección de los sitios de muestreo.** Los sitios de muestreo corresponden a cada una de las zonas de abastecimiento de las cabeceras municipales del Estado. 106 muestras fueron colectadas directamente de los pozos de abastecimiento de las plantas potabilizadoras, luego de 2 minutos de bombeo y antes de ser sometidas a cloración. Para la toma de muestras, se sometió a esterilización la zona de muestreo (grifo y área circundante), con ayuda de un mechero y se recolectó un volumen de 2 litros en recipientes de cristal previamente esterilizados. Los pozos muestreados tenían niveles estáticos de entre menos de 15 m en las zonas costeras, a 50 m en el cono sur. La campaña de muestreo se realizó de julio de 2007 a febrero de 2008.

**Recuentos de coliformes y enterococos fecales.** En cada pozo, una vez tomada la muestra de agua se procedió a realizar los análisis bacteriológicos *in situ*, utilizando incubadoras bacteriológicas de campo (Incufridge Revolucionarie Science), con las que se hicieron los recuentos de UFC/100 ml de: coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF) y enterococos fecales (E), por el método de membrana filtrante (APHA-AWWA-WPFC, 2005). Se filtraron 100 ml del agua de pozo sin dilución y se incubaron a 37 °C durante 24 horas para coliformes totales, 44.5 °C durante 24 horas para coliformes fecales y 41 °C durante 48 horas para enterococos. Los medios de cultivo utilizados fueron: M Endo Less para coliformes totales y fecales y Agar M enterococcus para los enterococos.

**Determinación del origen de los grupos bacterianos.** Con los resultados de CF y E, se calcularon las relaciones CF/E para cada pozo y se agruparon conforme a las siguientes clasificaciones: CF/E < 0.7; 0.71 < CF/E < 4; CF/E < 4.1; CF = 0 y E = 0 y CF = 0 y E > 0.

**Tabla 1.** Densidad/gramo de coliformes fecales y enterococos fecales en las heces de animales y hombre

<b>Grupo</b>	<b>Coliformes fecales</b>	<b>Estreptococos fecales</b>	<b>CF/E</b>
Vaca	230,000	1,300,000	0.18
Cerdo	3,300,000	84,000,000	0.04
Perro	23,000,000	980,000,000	0.02
Hombre	13,000,000	3,000,000	4.33

Extractado de Arcos M. et al. (2005).

Los resultados analíticos, específicamente la relación CF/E, se compararon mediante regresión lineal con dos posibles fuentes de contaminación: excretas humanas y excretas porcinas. Para esto, se utilizaron los resultados obtenidos por Méndez *et al.* (2008), quienes determinaron la DCP en cada municipio. Además se estableció otro índice denominado Densidad de Contaminación Humana (DCH). Para el cálculo de este último, se estimaron los kilogramos de excretas humanas multiplicando la producción de estas por persona y por día (0.2 kg) por el número de habitantes que tiene cada municipio.

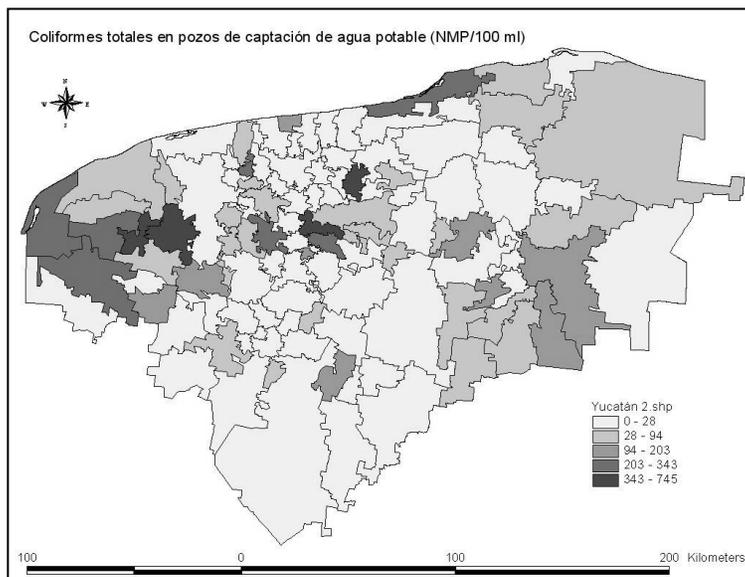
Para determinar la influencia de las excretas humanas, se determinó la correlación de Pearson entre los municipios con valores de CF/E > 4 con los valores de DCH, y para determinar la influencia de las excretas porcinas, se determinó la correlación de Pearson entre los municipios con valores de CF/E < 0.7 con los valores de DCP, ambas correlaciones con nivel de significancia de 0.05.

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

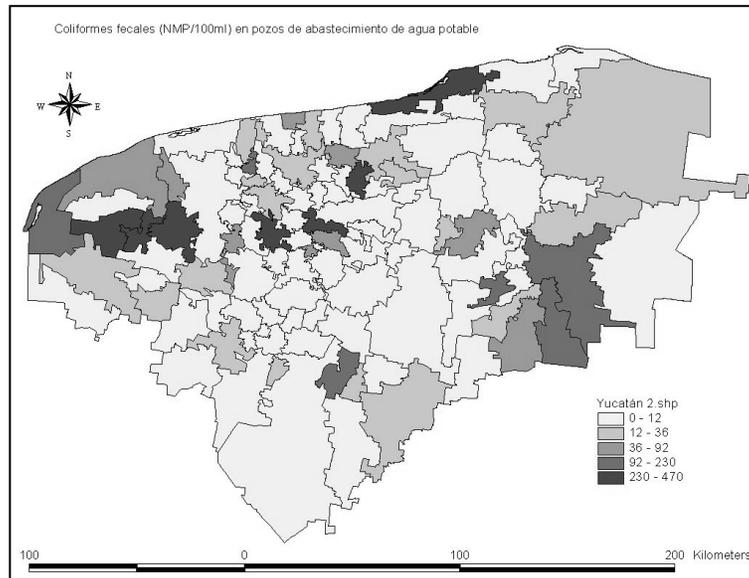
En las Figuras 3, 4 y 5, se muestran las densidades de coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales, respectivamente, en el agua de los 106 pozos muestreados.

Los resultados obtenidos, ponen en evidencia la contaminación del acuífero en las cabeceras municipales del Estado, al registrar la presencia de bacterias indicadoras de contaminación en 93 de los 106 pozos muestreados (Tabla 2). Solamente 18 de los 106 pozos de abastecimiento muestreados

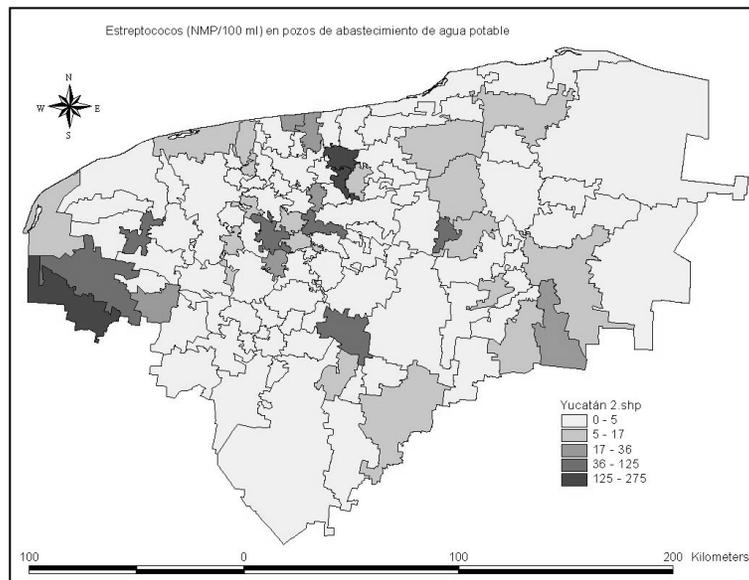
cumplen con la norma (NOM-127-SSA1-1994, modificada el 22/11/2000), que establece como límites permisibles 2 UFC/100 ml de coliformes totales, 0 UFC/100 ml de coliformes fecales y no hace referencia a estreptococos fecales. En 11 muestras se obtuvieron valores de CT menores que de CF, probablemente debido a falta de homogeneización de las muestras. En la Tabla 3, se presentan los resultados de la caracterización microbiológica de las muestras y en la Tabla 4, los resultados de los análisis estadísticos para los parámetros bacteriológicos. Ambos cuadros indican de forma global la calidad bacteriológica del agua subterránea de las zonas de captación de agua potable de las cabeceras municipales, así como el grado en que cumplen con la regulación nacional. A resultados parecidos llegaron González *et al.* (2007), quienes analizaron la calidad microbiológica del acuífero del sector rural noreste del municipio de León, Nicaragua, obteniendo que el 95.7% de la muestras de agua no cumplen con los requisitos establecidos en las normas del Comité Coordinador Regional de Instituciones de Agua Potable y Saneamiento de Centroamérica, Panamá y República Dominicana (CAPRE), mientras que en el presente estudio, el 74.5% de las muestras de agua no cumplen con la calidad microbiológica señalada en la normativa mexicana (Tabla 3). En cuanto al nivel de contaminación de las muestras, el promedio de Unidades Formadoras de Colonias (UFC/100 ml) encontradas en las 18 comunidades resultó de 1,685 UFC para coliformes totales (según las normas CAPRE este valor tiene que ser menor o igual a 4 UFC) y de 671 UFC para coliformes fecales (0 UFC/100 ml según CAPRE).



**Figura 3.** Recuentos de UFC/100 mL de coliformes totales en aguas de pozos para el abastecimiento de agua en municipios del estado de Yucatán.



**Figura 4.** Recuentos de UFC/100 mL de coliformes fecales en aguas de pozos para el abastecimiento de agua en municipios del estado de Yucatán



**Figura 5.** Recuentos de UFC/100 mL de estreptococos fecales en aguas de pozos para el abastecimiento de agua en municipios del estado de Yucatán

**Tabla 2.** Recuentos (UFC/100 ml) de coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), estreptococos fecales (E) y relación CF/E de las 106 cabeceras municipales del Estado de Yucatán, México

Municipio	CT	CF	E	CF/E	Municipio	CT	CF	E	CF/E
Buctzotz	1	0	12	0.00	Mocochá	240	230	17	13.53
Hocabá	1	0	8	0.00	Temax	2	32	2	16.00
Mayapán	77	0	4	0.00	Celestún	263	119	7	17.00
Tekal de Venegas	0	0	2	0.00	Xocchel	257	74	4	18.50
Tekantó	3	0	2	0.00	Yaxkukul	35	24	1	24.00
Tinum	22	0	1	0.00	Tepakán	508	375	13	28.85

<b>Municipio</b>	<b>CT</b>	<b>CF</b>	<b>E</b>	<b>CF/E</b>	<b>Municipio</b>	<b>CT</b>	<b>CF</b>	<b>E</b>	<b>CF/E</b>
Tzucacab	0	0	5	0.00	Ucú	73	60	2	30.00
Teya	0	2	275	0.01	Sanahcat	113	92	1	92.00
Cantamayec	6	1	125	0.01	Kinchil	310	295	3	98.33
Halachó	28	6	243	0.02	Akil	55	36	0	>>4
Cuzamá	8	1	31	0.03	Conkal	9	8	0	>>4
Bokobá	11	1	26	0.04	Cuncunul	5	2	0	>>4
Tahmek	10	1	8	0.13	Chacsinkín	23	21	0	>>4
Maxcanú	343	20	66	0.30	Chankom	31	1	0	>>4
Progreso	9	5	15	0.33	Chochola	44	1	0	>>4
Quintana Roo	42	27	80	0.34	Dzan	4	3	0	>>4
Cansahcab	2	75	193	0.39	Dzidzantún	19	4	0	>>4
Yaxcabá	4	2	4	0.50	Dzilam de Bravo	307	282	0	>>4
Tixpéhual	0	12	17	0.71	Homún	5	4	0	>>4
Cenotillo	24	11	11	1.00	Huhí	11	1	0	>>4
Opichén	107	21	20	1.05	Hunucmá	57	53	0	>>4
Peto	27	17	12	1.42	Izamal	50	5	0	>>4
Telchac Puerto	118	51	36	1.42	Kantunil	8	10	0	>>4
Chikindzonot	71	6	4	1.50	Kopomá	27	2	0	>>4
Sinanché	4	36	21	1.71	Mérida	4	8	0	>>4
Espita	6	6	3	2.00	Muna	2	2	0	>>4
Oxkutzcab	15	8	4	2.00	Sacalúm	10	2	0	>>4
Sotuta	8	2	1	2.00	San Felipe	30	2	0	>>4
Panabá	91	34	15	2.27	Sucilá	24	8	0	>>4
Acanceh	30	5	2	2.50	Sudzal	71	11	0	>>4
Cacalchén	8	6	2	3.00	Teabo	2	1	0	>>4
Calotmul	11	3	1	3.00	Telchac Pueblo	0	5	0	>>4
Motul	20	16	5	3.20	Temozón	33	18	0	>>4
Seyé	340	353	109	3.24	Tetiz	32	5	0	>>4
Abalá	106	17	5	3.40	Tunkás	0	4	0	>>4
Timucuy	67	45	12	3.75	Uayma	1	3	0	>>4
Chichimila	185	106	27	3.93	Umán	530	380	0	>>4
Tecoh	19	9	2	4.50	Yobaín	3	0	0	NA
Ixil	36	32	7	4.57	Baca	0	0	0	NA
Tixcacalcupul	94	48	10	4.80	Chapab	0	0	0	NA
Dzitás	139	55	11	5.00	Chemax	0	0	0	NA
Kanasín	44	5	1	5.00	Chicxulub Pueblo	0	0	0	NA
Tekom	53	15	3	5.00	Chumayel	0	0	0	NA
Samahil	745	470	91	5.16	Dzemul	0	0	0	NA
Tizimín	40	17	3	5.67	Dzilam González	0	0	0	NA
Hoctún	440	407	64	6.36	Maní	1	0	0	NA
Kaua	203	114	16	7.13	Muxupip	0	0	0	NA
Valladolid	182	121	14	8.64	Río Lagartos	2	0	0	NA
Tixkokob	60	26	3	8.67	Santa Elena	0	0	0	NA
Dzoncauich	57	18	2	9.00	Suma	0	0	0	NA
Tixméhuac	135	120	12	10.00	Tahdziu	0	0	0	NA
Mama	12	11	1	11.00	Tekax	4	0	0	NA
Ticul	45	33	3	11.00	Tekit	0	0	0	NA

**Tabla 3.** Porcentaje de pozos en los que se detectó la presencia de los grupos bacterianos indicadores y número de pozos que cumplen la norma oficial

<b>Grupo bacteriano</b>	<b>Presencia de microorganismos (%)</b>	<b>Cumplen NOM-127-SSA1-1994</b>
Coliformes totales	74.5	27
Coliformes fecales	78.3	23
Coliformes totales o Coliformes fecales	70.8	31
Coliformes totales y Coliformes fecales	83.0	18
Enterococos fecales	58	No aplica

**Tabla 4.** Estadísticas descriptivas de los recuentos de bacterias (UFC/100 ml) en los pozos para el abastecimiento de agua en el Estado de Yucatán (n = 106)

<b>Grupo bacteriano</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Mediana</b>	<b>Media</b>	<b>Desviación estándar</b>
Coliformes totales	0	745.00	19.5	70.06	126.36
Coliformes fecales	0	470.00	6.0	43.93	94.20
Streptococos fecales	0	275.00	2.0	16.02	43.74

En la Figura 6, se muestran los resultados de la clasificación de los pozos de acuerdo con los valores de CF y E. En el 50% de los pozos muestreados (53 de 106), los valores de CF/E fueron mayores de 4, de estos, 28 pozos tenían valores de cero para enterococos, lo que indicó que la principal fuente de contaminación fecal fue de origen humano, mientras que en el 17% de los pozos (18 de 106) los valores de CF/E fueron menores de 0.7, lo que indicó que la principal fuente de contaminación fecal en ellos fue de origen animal. No obstante, existe evidencia de que los coliformes totales y fecales pueden reproducirse en medios acuáticos (Ashbolt *et al.* 1997; Bermudez y Hazen 1988; Hardina y Fujioka 1991; Niemi *et al.* 1997; Solo *et al.* 2000; Zhao *et al.* 1997), lo que modificaría los valores límites propuestos para la relación CF/E (4 y 0.7), a valores un poco mayores.

En la Tabla 2, puede observarse que en 19 de las muestras de agua de pozo (18%), los valores de CF/E estuvieron entre 0.7 y 4, lo que indicó que la contaminación fecal se debió a ambas fuentes, humana y animal; en 16 de las muestras (15%) no se detectaron ni CF ni E y en 7 de los pozos muestreados (6.6%), en las muestras de agua, no se detectaron CF, pero sí E, lo que indicó que hay una contaminación fecal no reciente, dado que los CF han sido eliminados, pero no así los E que son más resistentes en medios acuáticos.

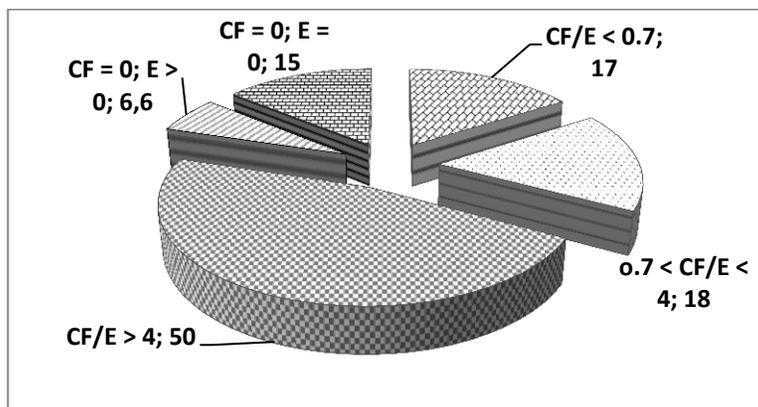
Se ensayaron correlaciones lineales entre DCP y CF/E y entre DCH y CF/E, obteniéndose valores de -0.04 y -0.036 respectivamente, los cuales no resultaron significativos a niveles de confianza del 95%, por lo que se concluyó que no existe evidencia de que

estuvieran relacionadas las variables. No obstante, se obtuvo que el 85% de las muestras (90 pozos) tuvieron contaminación fecal, ya sea de origen humano o animal, pero los parámetros DCP y DCH no fueron lo suficientemente precisos para establecer el origen de ésta.

De manera general puede concluirse que en la mayoría de las zonas de abastecimiento de agua del Estado de Yucatán, existe contaminación bacteriológica tanto reciente como no reciente, lo que se explica por la falta de tratamiento de las aguas residuales domésticas e industriales y, por la permeabilidad y transmisibilidad del acuífero. Dussart *et al.* (2003) estudiaron la relación entre la calidad bacteriológica del agua y la precipitación pluvial en una zona cárstica, encontrando una clara relación entre ellas. Mahler *et al.* (2000) mostraron evidencia de la vulnerabilidad de los acuíferos cársticos con base en determinaciones bacteriológicas y fisicoquímicas.

De acuerdo con el INEGI, solamente el 8% de las aguas residuales municipales generadas en el Estado son colectadas y tratadas con procesos biológicos, mientras que el 60% de las aguas porcinas no recibe ningún tratamiento (INEGI, 2008).

En todas las plantas potabilizadoras municipales se cuenta con instalaciones para la cloración de las aguas, por lo que las bacterias detectadas pueden ser eliminadas por este proceso de desinfección. No obstante, es necesario identificar y eliminar las fuentes de contaminación o bien reubicar los pozos de abastecimiento aguas arriba de las poblaciones, debido a que se conoce que el flujo subterráneo es radial hacia la costa.



**Figura 6.** Calidad bacteriológica del agua de los pozos para el abastecimiento del Estado de Yucatán en función de la relación porcentual entre CF y E.

Aunque no se realizaron determinaciones bacteriológicas en pozos someros y dado que el 9.9% de las viviendas en el interior del Estado carecen del servicio de agua potable, y se abastecen de este tipo de pozos para consumo doméstico, se esperaría que las concentraciones bacterianas sean mayores que las obtenidas en este estudio en los pozos profundos de los sistemas de agua potable de las cabeceras municipales. Además, dichas viviendas carecen de sistemas de desinfección, por lo que se sugiere implementar algunas medidas para ayudar a prevenir las enfermedades transmitidas por agua, como por ejemplo:

- Hervir el agua hasta que comience a evaporarse.
- Desinfectar el agua colocando dos gotas de cloro (hipoclorito de sodio comercial) por litro de agua, durante media hora, antes de su consumo.
- Usar la energía solar para la desinfección del agua (comunidades pequeñas).
- Lavar las manos después de ir al baño y antes de manipular alimentos.

### CONCLUSIONES

Se determinó la calidad bacteriológica del agua

### REFERENCIAS

Alonzo J., Acosta A. (2003). Impacto de las condiciones de abastecimiento y utilización del agua sobre la incidencia de diarrea en niños de la comunidad de Celestún. "Revista Académica de la Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán", Mérida, Yucatán, México. 7(3), 29-34.

APHA-AWWA-WPCF. (2005). Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20<sup>th</sup> Edition, USA.

Arcos M., Ávila S., Estupiñán S. y Gómez A. (2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua, NOVA-PUBLICACIÓN CIENTÍFICA, 3(4), 69-79.

Ashbolt N., Dorsch M., Cox P. y Banens B. (1997). Blooming E. coli, what do they mean? In Coliforms and E. coli,

subterránea en los pozos para el abastecimiento de las cabeceras municipales del Estado de Yucatán y se asoció al posible origen de contaminación: en el 83.1% de los pozos muestreados (88 de 106), los CT y/o los CF exceden los límites permisibles en la NOM-127-SSA1-1994; el 84.9% de los pozos muestreados (90 de 106), tienen contaminación fecal; en el 34% de los pozos muestreados (36 de 106), la contaminación fecal puede asociarse con un origen animal; en el 50% de los pozos muestreados (53 de 106), la contaminación fecal puede asociarse con un origen humano.

### RECOMENDACIONES

Para prevenir la contaminación en los pozos de abastecimiento, se sugiere reubicarlos a zonas aguas arriba de la población, en el sentido del flujo subterráneo y proteger la zona cercana.

En todas las plantas de tratamiento de agua potable municipales se cuenta con instalaciones para la cloración de las aguas, por lo que las bacterias detectadas pueden ser eliminadas por este proceso de desinfección.

Se deben implementar medidas para desinfectar el agua que consume la población que carece del servicio de agua potable.

Problem or Solution? (eds D. Kay and C. Fricker), pp. 78–85, The Royal Society of Chemistry, Cambridge.

Bermudez M. y Hazen T. (1988). Phenotypic and genotypic comparison of *Escherichia coli* from pristine tropical waters. “Applied and Environmental Microbiology”. 54, 979–983.

Campos C. (1996). Indicadores de contaminación fecal en aguas, capítulo 20 en “Agua Potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas”, Fernández Cirelli A. (Ed), Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires. 224-229.

CONAGUA. (2000). Dirección de flujo del agua subterránea, Subdirección General de Programación, Gerencia Regional de la Península de Yucatán, Subgerencia Regional de Programación, Plano 16, archivo: \distritosryt.

Doerfliger N., Jeannin P. y Zwahlen F. (1999). Water vulnerability assessment in karst environments: a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method). “Environmental Geology”, 39 (2), 165-176.

Dussart L., Masseia N., Duponta J. y Jouenne T. (2003). Transfer of bacteria-contaminated particles in a karst aquifer: evolution of contaminated materials from a sinkhole to a spring. “Journal of Hydrology”, 284: 285–295.

Fernández A., Molina M., Álvarez A., Alcántara M. y Espigares A. (2001). Transmisión fecohídrica y virus de la hepatitis A. “Higiene y Sanidad Ambiental”, 1: 8-24.

Geldreich E. E. y Kenner B. A. (1969). Concepts of fecal streptococci in stream pollution, “Journal of the Water Pollution Control Federation”, 41(8), R336–R352.

Godfree A., Kay D. y Wyer M. (1997). Faecal streptococci as indicator of fecal contamination in water. “Journal of Applied Microbiology”, Symposium Supplement, 83:110-119.

González O., Aguirre J., Saugar G., Orozco L., Álvarez G., Palacios K. y Guevara O. (2007). Diagnóstico de la calidad del agua de consumo en las comunidades del sector rural noreste del municipio de León, Nicaragua, “Universitas”, 1(1) 7-13.

Hardina C. y Fujioka R. (1991). Soil: The environmental source of *Escherichia coli* and enterococci in Hawaii's streams. “Environmental Toxicology and Water Quality”, 6(2), 185–195.

INEGI. (2008). Anuario Estadístico de Yucatán, <http://www.inegi.org.mx/lib/buscador/busqueda.aspx?s=inegi&textoBus=anuario%20estad%efstico%20Yucat%EIn&e=31&seccionBus=docit>.

Mahler B. J., Personne J.C., Lods G. F. y Drogue C. (2000). Transport of free and particulate-associated bacteria in karst. “Journal of Hydrology”, 238, 179–193.

Mantilla G., Collí J., Pozo F. y Rivas A. (2002). Saneamiento y salud: impacto de las enfermedades diarreicas agudas en la Península de Yucatán, en “XVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México”.

Méndez R., Castillo E., Vázquez E. y Briceño O. (2008). Impacto de las descargas porcinas al acuífero del estado de Yucatán, México, en “XXXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS, Santiago de Chile”.

Méndez R., Castillo E., Vázquez E. y Magaña A. (2009). “Manejo sanitario de granjas porcinas y avícolas en Yucatán”. Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán, p. 125, ISBN: 978-607-7573-27-2, Mérida, Yucatán, México.

Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127\_SSA1-1994. (2000). Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación.

Mondaca M. y Campos V. (1996). Riesgo de enfermedades transmitidas por el agua en zonas rurales. Capítulo 13. En “Agua Potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas”. Fernández Cirelli A. (Ed), Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos, Directora Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires. pp. 155-167.

Niemi R., Niemelä S., Lahti K. y Niemi J. (1997). Coliforms and *E. coli* in Finnish surface waters. En Coliforms and *E. coli*. Problems or Solution? Kay D y Fricker C. (Eds), 112–119, The Royal Society of Chemistry, Cambridge.

Pacheco J., Cabrera A. y Pérez R. (2004). Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el estado de Yucatán. “Revista Académica de la Facultad de Ingeniería”. Universidad Autónoma de Yucatán, 8(2), 165-179.

Rubio M. y Tzuc L. (1995). 24 horas para morir: epidemia del Cólera Morbo en Yucatán en 1833. “Revista Biomédica”. 6(2), 102-107.

Schmitter J, Comín F., Escobar E., Herrera J., Alcocer J., Suarez E., Elías M., Díaz V., Marín L y Steinich B. (2002). Hydrogeochemical and biological characteristics of cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico). “Hydrobiologia” 467, 215–228.

Solo H., Wolfert M., Desmarais T. y Palmer C. (2000). Sources of *Escherichia coli* in a coastal subtropical environment. “Applied Environmental Microbiology”, 66(1), 230–237.

Zhao T., Clavero M., Doyle M. y Beuchat L. (1997). Health relevance of the presence of fecal coliforms in iced tea and leaf tea. “Journal of Food Protection”, 60, 215–218.

---

Este documento debe citarse como: Méndez Novelo, R., Pacheco Ávila, J., Castillo Borges, E., Cabrera Sansores, A., Vázquez Borges, E. y Cabañas Vargas, D. (2015). **Calidad microbiológica de pozos de abastecimiento de agua potable en Yucatán, México**. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 19-1, pp. 51-61, ISSN 1665-529-X.

# Simulación de diferentes alternativas de gestión de los recursos hídricos del acuífero de Puebla-Atoyac

Manuel Martínez Morales<sup>1</sup>, Edith R. Salcedo Sánchez<sup>1</sup>, Sofía E. Garrido Hoyos<sup>2</sup>, Ma. Vicenta Esteller<sup>2</sup>

*Fecha de recepción: julio 2014 – Fecha de aprobación: enero 2015*

## RESUMEN

La demanda de agua subterránea en el acuífero de Puebla-Atoyac, localizado en la región central de la República Mexicana se ha incrementado. Ante esto, organismos estatales y federales encargados de la gestión del agua están preocupados por la problemática que presenta el acuífero de Puebla-Alto Atoyac (descenso de nivel piezométrico, deterioro de la calidad del agua, bajo rendimiento de los pozos, agrietamiento del terreno y mayores costos de bombeo y tratamiento), resultado de una mayor explotación. Este estudio presenta un modelo de simulación en la plataforma MODFLOW, que evalúa cuatro escenarios hipotéticos que se definieron para analizar la respuesta del sistema hidrogeológico para los esquemas de bombeo futuros. Se encontraron resultados prometedores para la asignación del recurso en los escenarios 3 y 4. Sin embargo, en la comparación y el análisis de la viabilidad de la recuperación del nivel piezométrico (teniendo en cuenta la política de reducciones graduales de bombeo), se seleccionó el escenario 4 como mejor alternativa.

**Palabras clave:** agua subterránea, manejo, sobreexplotación, simulación

## Simulation of alternatives for water management resources of the aquifer Puebla-Atoyac

### ABSTRACT:

The demand for groundwater in the Puebla-Atoyac aquifer, located in the central region of Mexico has increased. As a result of this increased exploitation, a number of state and federal agencies in charge of water management are concerned about the problems associated with the aquifer (decrease of groundwater level, deterioration of water quality, poor performance of the wells, ground cracking and higher pumping and treatment costs) resulting from further exploitation. In this context, it becomes important finding methods to determine patterns of extraction of groundwater to support the distribution of water and at the same time avoid the negative effects of a lack of proper management.

This paper presents a simulation model in MODFLOW platform, which evaluates four hypothetical scenarios that were defined to analyze the response of the hydrogeological system for future pumping schemes. Promising results for resource allocation scenarios 3 and 4 were found. However, in comparing and analyzing the feasibility of recovering the groundwater level (taking into account the policy of gradual reductions in pumping), was selected the scenario 4 as the best alternative.

**Keywords:** groundwater, management, overexploitation, simulation

---

<sup>1</sup> Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA)

<sup>2</sup> Facultad de Ingeniería-CIRA-UAEM.

Nota: El período de discusión está abierto hasta el 1° de mayo de 2015. Este artículo de investigación es parte de Ingeniería—Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 19, No.1, 2015, ISSN 1665-529-X.

## **Introducción**

Uno de los mayores desafíos para el desarrollo sostenible, al que tienen que hacer frente los países como el nuestro, consiste en asegurar que todas las personas tengan acceso fiable a suministros de agua. Esto significa que los recursos hídricos deben gestionarse cuidadosamente, y apoyarse de herramientas que permitan una planeación acertada de los mismos. Disponer a tiempo de información sobre las condiciones en una situación concreta es crucial para la toma de decisiones (Díaz, *et al.*, 2008; CONAGUA, 2011).

Recientemente la problemática del abastecimiento del agua se ha centrado en el deterioro de la calidad del agua superficial y subterránea, aunado al agotamiento de los acuíferos (Waller-Barrera *et al.*, 2009). Las aguas subterráneas han jugado el papel primordial en el apoyo social, y el crecimiento económico de muchas áreas geográficas, como principal fuente de abastecimiento (Foster *et al.*, 2006). Sin embargo, la gestión de los acuíferos ha adolecido de la visión que promueve su desarrollo sustentable. Para la búsqueda de esta gestión sustentable, se requiere de una comprensión del sistema, la procedencia del agua, potencial real del sistema, aunque estas cuestiones se complican debido a la falta de información sobre los acuíferos (Garfías *et al.*, 2010; Salcedo *et al.*, 2013).

El desarrollo y aplicación de políticas de gestión es uno de los problemas ambientales más urgentes en México. Como ejemplo de esta urgencia se presenta el caso del sistema acuífero de Puebla-Atoyac, uno de los 100 acuíferos sobreexplotados del país (CONAGUA, 2004), el cual se ubica en una de las zonas más pobladas y económicamente activas del centro de México. Siendo este la principal fuente de abastecimiento de agua potable en la región, y por su condición han sido motivo de algunos estudios (Geotecnología 1997; Flores-Márquez *et al.*, 2006; Garfías *et al.*, 2010), que han permitido estimar un déficit de agua de aproximadamente 700 L/s que equivale a 220.9 Hm<sup>3</sup>/año (Flores- Márquez *et al.*, 2006).

Entre los efectos perjudiciales más notables que han podido detectar en este acuífero debido al desequilibrio del sistema, cabe destacar el descenso de los niveles del agua subterránea, el agrietamiento del terreno, la reducción de la productividad en los pozos, y el uso intensivo deterioro de la calidad del agua del acuífero en explotación por migración de agua sulfurosa de origen natural, desde mayores profundidades (CONAGUA, 2003; Flores-Márquez *et al.*, 2006; Garfías *et al.* 2010).

Unas de las herramientas que apoyan la toma de decisiones son los modelos de flujo subterráneo desarrollados en plataformas como MODFLOW (Gorelick y Remson, 1982; Gorelick, 1983; McPhee y Yeh, 2004), estas herramientas son de gran utilidad ya que con ellas se pueden realizar simulaciones predictivas de causa y efecto cuando están correctamente calibrados. Este proceso normalmente implica comparar los resultados de una serie de escenarios de predicción, con los resultados de un modelo base que representa las condiciones actuales, y dependiendo de cada caso proyecta dichas condiciones a las condiciones esperadas en el futuro. Estos modelos de flujo se convierten en una herramienta útil para la elaboración de directrices de manejo y toma de decisiones (McPhee y Yeh, 2004).

Con base a lo expuesto y en vista de la importancia estratégica y económica de los recursos subterráneos en la región de Puebla-Tlaxcala, el objetivo del presente trabajo es formular un esquema de extracción del acuífero Puebla-Atoyac, que se adecue al desarrollo sustentable y a la disponibilidad del agua en el acuífero.

## **Descripción de la zona de estudio**

El acuífero Puebla-Atoyac, se ubica en la región central de la República Mexicana en los estados de Puebla y Tlaxcala en el cinturón volcánico transmexicano; la parte que corresponde al estado de Puebla, se extiende desde el oriente de la ciudad capital del estado de Puebla, hasta sus límites con la Sierra Nevada y se encuentra delimitada por tres imponentes volcanes La Malinche; Iztaccíhuatl y Popocatepetl (Figura 1). La región se localiza entre los paralelos 18°54' y 19°30', y entre los meridianos 98°00' y 98°40' al oeste de Greenwich y tiene una altitud promedio de 2,160 m sobre el nivel del mar (msnm) como se muestra en la Figura 1. El clima es templado, con moderada precipitación durante el verano. La temperatura media anual es de 16.6 ° C, con un máximo de 21.3 ° C en mayo y una mínima de 10.8 ° C en febrero. La precipitación anual en la cuenca oscila entre 650 y 900 mm/año, con máximos de 1000 mm/año en las zonas volcánicas del este y oeste de la cuenca (Flores-Márquez *et al.* 2006).

## **Hidrogeología de la zona**

El área del acuífero abarca dos estados de Tlaxcala y Puebla, y cubre una superficie aproximada de 4.060 km<sup>2</sup>, de los cuales 2.151 km<sup>2</sup> están en Puebla y 1.909 km<sup>2</sup> están en Tlaxcala. En el acuífero se pueden distinguir tres unidades hidrogeológicas: superior, medio e inferior (Flores- Márquez *et al.*, 2006):

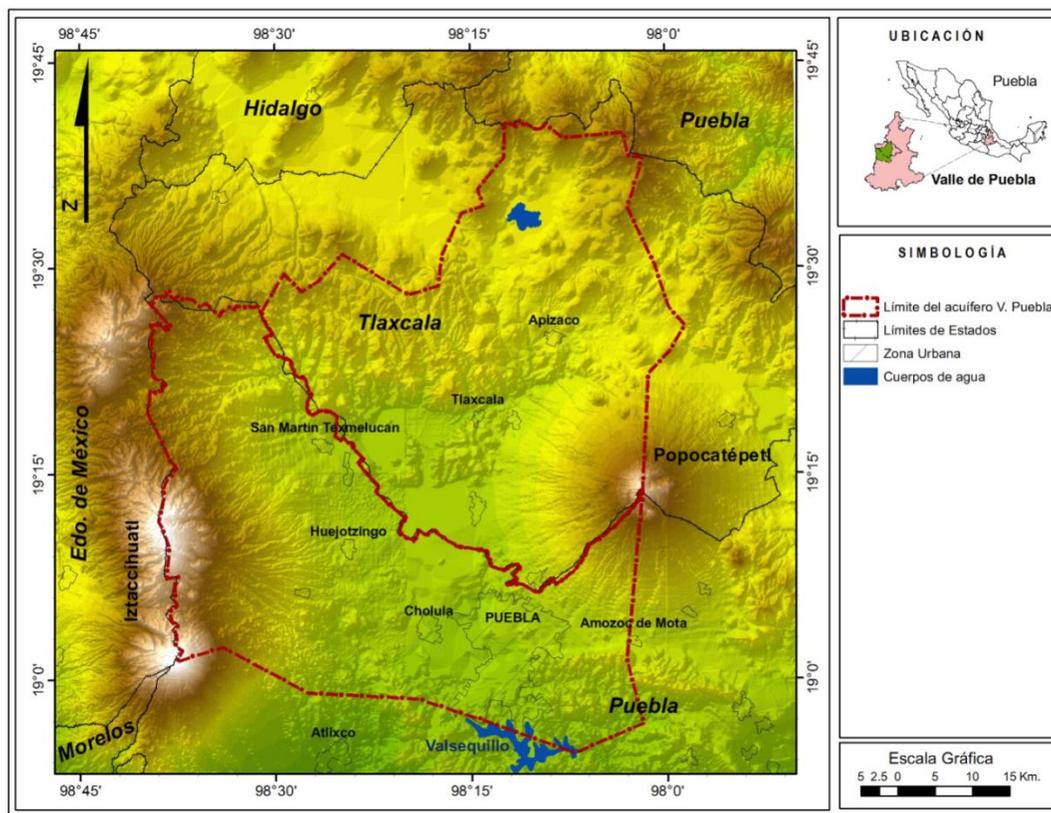


Figura 1. Localización de la zona de estudio acuífero Puebla-Atoyac

El acuífero libre superior está formado por sedimentos granulares y fracturados formaciones cuaternarias de roca, resultante de los flujos de lava de erosión y de los diferentes conos volcánicos en las Sierras. Este acuífero libre, en general, tiene una alta conductividad hidráulica, con un espesor que varía de pocos metros de la montaña hasta 200 m en el centro del valle. El agua subterránea de este acuífero tiene muy buena calidad, apta para el consumo humano (Figura 2). Este acuífero superior recibe su alimentación de los volcanes circundantes.

El acuífero medio (acuífero semiconfinado) está formado por andesitas, basaltos, tobas y conglomerados del Grupo Balsas; la fracturación revela porosidad secundaria (Figura 2). Este acuífero medio cubre un acuitardo que se compone de calizas, margas plegadas y lutitas de la Formación Mezcala (edad Cretácico Superior). La litología de la formación Mezcala es prácticamente impermeable, sin embargo, zonas de alta fractura producen conexión hidráulica entre los acuíferos inferiores y superiores. La recarga de este acuífero es subterránea, procedentes de las zonas de recarga regionales representados por la Formación Tarango (rangos de La Malinche y Sierra Nevada).

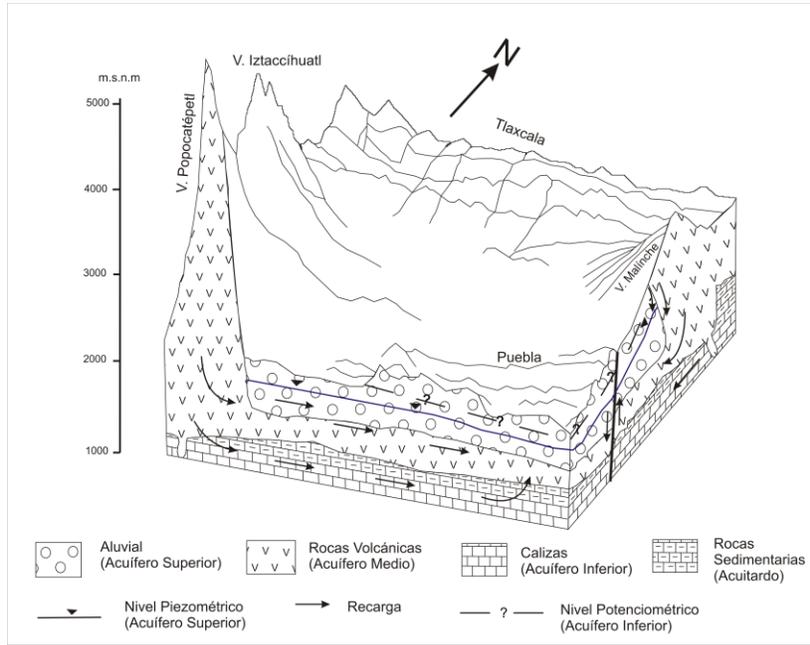
Esta parte es donde se concentra el agua sulfurosa,

manifestándose con una temperatura más alta - posiblemente por la actividad volcánica. La descarga natural se muestra por medio de manantiales y la recarga ascendiente a través del acuitardo. Estas descargas inducidas han sido causadas por algunos pozos, la mayoría de ellos abandonados o cerrados debido a la mala calidad del agua.

El acuífero inferior o confinado, está compuesto de depósitos marinos del Cretácico Inferior de las Formaciones Tecomasuchil y Atzompay del Grupo Tecocoyunca (arenisca, yeso, arcillas). Estas unidades geológicas se vieron afectadas por la disolución y la fracturación tectónica, lo que resulta en alta permeabilidad secundaria (Fig. 2) (Flores-Márquez *et al.* 2006). Estas rocas contienen altas concentraciones de sulfato y azufre (Garfías *et al.* 2010).

#### Elevación del agua subterránea

La distribución del acuífero indica la existencia de dos zonas de recarga: 1) la recarga procedente de los volcanes Iztaccihuatl y Popocatepetl en el lado occidental; y 2) la recarga procedente del volcán La Malinche en el lado oriental. La primera se origina una dirección de flujo del agua subterránea NW-SE, a partir de la elevación 2400 msnm. Este último tiene un componente principal en la dirección a partir de 2230 msnm.



Fuente: Salcedo *et al.* 2013.

**Figura 2.** Modelo conceptual del acuífero del Valle de Puebla.

La recarga procedente del Estado de Tlaxcala, en el norte del área de estudio, tiene una dirección principal de NE-SW, correspondiente a la cota 2300 msnm, que coincide con la elevación cauce del río Zahuapan. Este flujo de agua subterránea se une al componente de los volcanes Iztaccihuatl y Popocatepetl en Nativitas y Santa Isabel Tetlatlahuca, donde la curva de elevación es de 2190 msnm. En Xoxtla y Ocotlán el flujo toma una dirección oeste, y luego el agua subterránea se mueve principalmente hacia el sur, siguiendo la dirección del río Atoyac hasta la presa de Valsequillo en el final de la cuenca.

la unidad hidrogeológica del denominado acuífero Puebla-Atoyac se contempla por una parte de la zona acuífera del estado de Tlaxcala, denominada “Atoyac Zahuapan” y por otra, la zona acuífera del estado de Puebla conocida como “Valle de Puebla” (SEMARNAT-CONAGUA, 2005). De los resultados del balance expuestos en la Tabla 1, se concluye que ambos acuíferos se encuentran sobreexplotados y que la porción que corresponde al acuífero de Valle de Puebla presenta un déficit de agua mayor que el encontrado en Tlaxcala. Lo anterior indica que es urgente reglamentar la explotación, a fin de que se use racional y eficiente el agua para sostener el desarrollo equilibrado y sustentable.

**Balance de aguas subterráneas**

Para definir el balance de aguas subterráneas de toda

**Tabla 1. Balance de aguas subterráneas acuífero Puebla-Atoyac(Hm<sup>3</sup>).**  
Tomado de CONAGUA-IMTA, 2007.

Acuífero	Entradas				Salidas				Cambio de almacenamiento	
	Eh	Iv	Ir	Total	Sh	Dm	Db	Dn base	Total	ΔV (s)
Alto Atoyac, Tlaxcala	83.1	108.09	8.71	199.9	64.0	10.4	130.7	-	205.1	-5.2
Valle de Puebla	179.4	135.2	25.0	339.6	42.0	34.0	282.5	14.8	373.3	-33.7
Total	262.5	243.29	33.71	539.5	106.0	44.4	413.2	14.8	578.4	-38.9

Dónde: Eh = Entradas horizontales; Iv = Infiltración vertical; Ir = Infiltración por retornos por riego; Sh = Salidas horizontales; Dm = Descarga de manantiales; Dnbase = descarga por flujo base; Db = Descarga por uso en bombeo y ΔV (s) = cambio del almacenamiento en el acuífero.

**Metodología**

**Simulación hidrogeológica, planificación y desarrollo de escenarios**

Una de las herramientas más importantes que existen para comprender el comportamiento cuantitativo del flujo de agua subterránea, son los modelos matemáticos de simulación, debido a que permiten evaluar de manera integral un sinnúmero de parámetros y/o variables que interactúan en un

sistema acuífero y nos pueden dar el panorama general de su funcionamiento. Este modelo considera un "volumen representativo" entre los materiales geológicos, y se representa por la Ley de Darcy. El flujo de agua subterránea se válida para un medio rígido saturado, heterogéneo y anisótropico que se describe por la ecuación parcial diferencial, complementado por las condiciones iniciales y de contorno (McDonald y Harbaugh 1988):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} - W^* \tag{Ec.(1)}$$

Dónde:

- x, y, z                      Coordenadas cartesianas alineadas a lo largo de los ejes principales de la conductividad hidráulica [L].
- K<sub>xx</sub>,      K<sub>yy</sub>,      K<sub>zz</sub>                      Valores del tensor de la conductividad hidráulica [LT<sup>-1</sup>]
- h                              Carga hidráulica [L].
- W\*                              Flujo volumétrico por unidad de volumen, representa fuentes y/osumideros de agua [T<sup>-1</sup>].
- S<sub>s</sub>                              Coeficiente de almacenamiento del medio poroso [L<sup>-1</sup>].
- t                                Tiempo [T].

La ecuación de flujo debe satisfacer las condiciones iniciales y de frontera dadas por:

- h (xi, 0) = ho(xi)
- h (xi, t) | Γ1 = ho (xi, t)
- Vi ni | Γ 2 = -Vn (xi, t)

Dónde:

- ho                              carga hidráulica inicial
- h                                carga preestablecida en la frontera de tipo Dirichlet Γ1.
- N                                (n1, n2, n3) vector unitario normal de una frontera tipo Neumann Γ2
- Vn                                flujo lateral preestablecido por unidad de área en una fronteraΓ. Si Vn es positivo, entonces flujo entonces el flujo entra al dominio y si es negativo el flujo sale del dominio.

El modelo conceptual para el sistema de aguas subterráneas en el acuífero Valle de Puebla (Figura 2) se transfirió a un modelo matemático utilizando la plataforma Visual MODFLOW, versión 4.0; que

resuelve las ecuaciones diferenciales parciales por métodos de diferencias finitas Tabla 2 muestra las características de este modelo.

**Tabla 2.** Características del modelo de flujo del acuífero de Valle de Puebla

<b>Características del modelo de Flujo</b>	
Superficie de simulación	9,600 km <sup>2</sup> (Puebla y Tlaxcala)
Largo	80 km
Ancho	120 km
Discretización espacial	Malla de diferencias finitas en un mapa geológico escala 1:50,000.
Renglones	120
Columnas	80
Discretización Vertical	3 unidades (espesor variable)
Condiciones de frontera	Flujo dependiente (Condiciones de frontera Neumann)
Condiciones Iniciales	Configuración de bombeo para el año 1979 (para el modelo calibrado) Configuración de bombeo para el año 2010 (para los escenarios paramétricos)
Propiedades Hidráulicas	K <sub>1</sub> 4x10 <sup>-5</sup> - 1x 10 <sup>-7</sup> m/s    S <sub>1</sub> 0.15    acuífero bajo K <sub>2</sub> 6x10 <sup>-6</sup> - 5x 10 <sup>-6</sup> m/s    S <sub>2</sub> 1x10 <sup>-5</sup> acuífero medio K <sub>3</sub> 2x10 <sup>-6</sup> - 7x10 <sup>-6</sup> m/s    S <sub>3</sub> 1x10 <sup>-5</sup> acuífero profundo

### **Proceso de calibración**

El proceso de calibración consiste en ajustar los valores de cargas hidráulicas calculadas por el modelo con aquellas observadas en campo para diferentes periodos de esfuerzo, de tal manera que la dinámica del agua subterránea cumpla lo definido en el modelo

conceptual. La comparación de cargas calibradas y modificadas se realizó mediante dos métodos, el Error Absoluto Medio (EAM) y la Desviación Estándar (Anderson y Woessner, 1992).

La ecuación que define el EAM:

$$EAM = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |hoi - hi| \quad \text{Ec.(2)}$$

Donde:

EAM error absoluto medio

$n$  número de observaciones

$hoi$  carga hidráulica calculada por el modelo

$hi$  carga hidráulica calculada con el parámetro modificado

La Desviación estándar se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\delta = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [(hoi - hi)]^2} \quad \text{Ec. (3)}$$

Donde:

$\delta$  Desviación estándar

$n$  número de observaciones

$hoi$  carga hidráulica calculada con el modelo

$hi$  carga hidráulica calculada con el parámetro modificado

### **Planificación y desarrollo de escenarios**

Se propuso la simulación de diferentes escenarios paramétricos que permitan la variación de las extracciones en el acuífero Puebla-Atoyac. Los escenarios paramétricos representan condiciones probables o ilustrativas de las propiedades del acuífero y facilitan la visualización de distintas políticas de operación y comportamiento en el sistema. La definición de los escenarios se realizó tomando como base la extracción ilustrada en las concesiones en la zona de estudio conforme a todos los estudios presentados, se consideraron opciones en donde los volúmenes se pudieran sustituir por fuentes alternativas, cancelación de pozos en la zona urbana debido a la problemática de calidad del agua que se ha presentado en la ciudad por la migración de agua sulfurosa del acuífero profundo, hundimientos y colapso de pozos, en estos escenarios se consideró también el rendimiento permanente como tope para la extracción y exista equilibrio.

Dicho lo anterior para el presente estudio se proponen cuatro escenarios hipotéticos a 15 años que se describen a continuación:

- Escenario 1. Continuar la tendencia de

extracción actual para cubrir el abastecimiento (Inercial).

- Escenario 2. Eliminar las extracciones del polígono de la ciudad de Puebla.
- Escenario 3. Reducir las extracciones en el acuífero Valle de Puebla y nulificar las extracciones en la zona urbana de la ciudad.
- Escenario 4. Reducir gradualmente la extracción de agua subterránea en el polígono de veda de zona urbana-industrial de Puebla sin sobrepasar el rendimiento permanente que corresponde al 339 Hm<sup>3</sup>/año (CONAGUA, 2004).

### **Cálculo de volúmenes de extracción**

Se estimaron los volúmenes de extracción a partir de la revisión de la información reportada por distintos autores en diferentes años, desde 1973 a 2010 tal y como se presenta en la Tabla 3. En la tabla se puede observar claramente la evolución de la extracción desde el año 1979 hasta el año 2010 que es el año cero de nuestra modelación.

### **Simulación hidrogeológica**

Una vez planteados los escenarios y los volúmenes de

extracción a simular (Tabla 4), se elaboró el archivo de pozos considerando la extracción actual de los 2315 pozos que se ubican en la zona acuífera y que están inventariados en el REPDA Registro Público de Derechos de Agua (2010). Posteriormente en cada pozo se ponderó el volumen para obtener la extracción total de cada escenario. Es importante aclarar que se considera la extracción total en la zona acuífera que comprende a los dos estados que integran el acuífero (Puebla y Tlaxcala), aunque la política analizada se centra en la zona que comprende el Valle de Puebla, por lo que se considerará el rendimiento permanente de la zona del Valle de Puebla como limitante en los escenarios explicados más adelante.

*Escenario 1.* En este escenario se analizó la tendencia inercial de la extracción en la zona acuífera, considerando los pozos del estado de Puebla y Tlaxcala. Los resultados de las simulaciones de 2010 a 2025, tomando el año 2010 como año inicial, se presentan en las figuras 3 y 4, se puede observar como el abatimiento en el acuífero del Valle de Puebla se manifiesta en zonas localizadas y con mayor énfasis en la localidad de San Martín Texmelucan en donde se ubican una gran cantidad de aprovechamientos, así como en la zona que comprende la mancha urbana de la ciudad de Puebla y sus alrededores (San Andrés Cholula y Necatitlán). En la zona ubicada en el estado de Tlaxcala el abatimiento se enmarca en la mancha urbana de la ciudad de Tlaxcala y en el municipio de Apizaco.

**Resultados y discusión**  
*Simulación de escenarios*

**Tabla 3.** Volúmenes de extracción en el acuífero de Valle de Puebla con base a diferentes referencias.

<b>Año</b>	<b>Vol. Extraído en el acuífero (Hm<sup>3</sup>/año)</b>	<b>Referencia</b>
1979	136.657	Lesser y Asociados (1982).
1996	292.025	Geotecnología (1997).
2001	432.770	CONAGUA-Gerencia de Aguas subterráneas (2000).
2007	503.142	CONAGUA-IMTA (2007).
2010	503.313	REPDA, (2010)

**Tabla 4.** Volúmenes de extracción a simular en cada escenario

<b>Escenarios</b>	<b>Volumen de simulación Hm<sup>3</sup>/año</b>			
	<b>2010*</b>	<b>2015</b>	<b>2020</b>	<b>2025</b>
<b>Escenario 1</b>	503.313	592.707	624.695	707.862
<b>Escenario 2</b>		573.741	604.705	685.211
<b>Escenario 3</b>	-	479.613	505.497	572.795
<b>Escenario 4</b>	-	536.597	535.630	534.663

\*año inicial

Figura 3. Piezometría inicial 2010 (msnm)

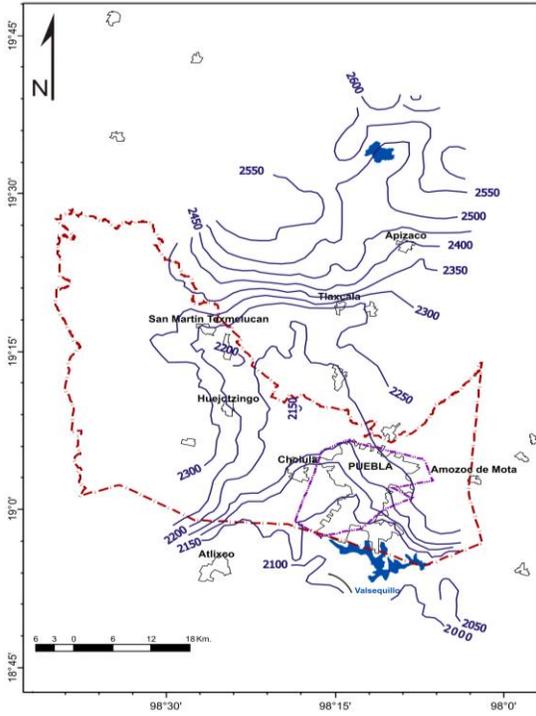
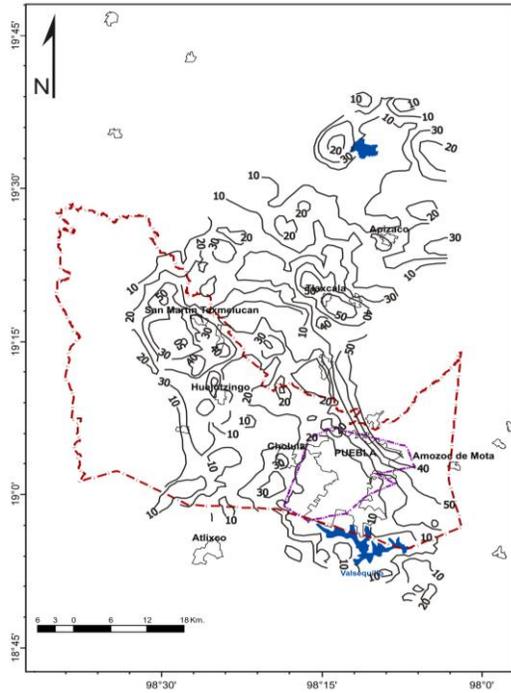


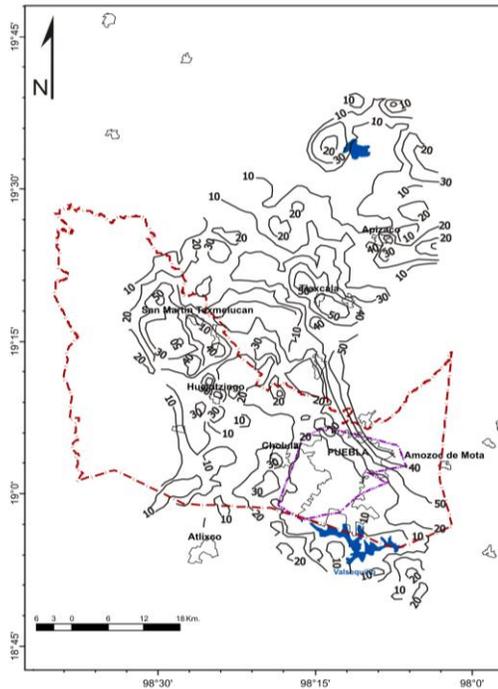
Figura 4. Mapa de isodescenso para el escenario 1 período 2010 - 2025 (m)



*Escenario 2.* En este escenario se consideró, la tendencia inercial de la extracción y se nulificó la extracción en los aprovechamientos ubicados en la ciudad de Puebla. Los resultados se pueden observar en la Figura 5, la tendencia del abatimiento es muy

similar al escenario 1 (figura 3). En la zona que comprende al estado de Tlaxcala el abatimiento se denota en Apizaco y la ciudad de Tlaxcala, Papalotla y San Isidro.

Figura 5. Mapa de isodescenso del escenario 2 período 2010-2025 (m)



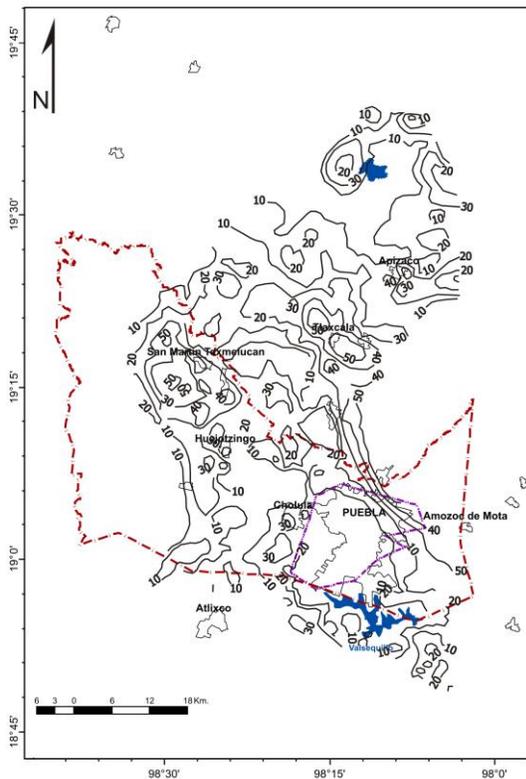
*Escenario 3.* En este escenario además de nulificar la extracción en la ciudad de Puebla se disminuye el 30% de la extracción en el resto del acuífero de Valle del Puebla manteniendo la extracción inercial en el estado de Tlaxcala. El máximo abatimiento en el período se distingue en los municipios de San Martín Texmelucan, Nativitas, Tlaltenango, San Salvador el Verde, Puebla, San Pedro y San Andrés Cholula. En la parte que comprende al estado de Tlaxcala (Figura 6) el abatimiento se presenta en Apizaco, la ciudad de Tlaxcala, Papalotla y San Isidro.

*Escenario 4.* Este escenario considera la reducción paulatina de la extracción del agua en el polígono urbano-industrial del estado de Puebla, considerado como una de las zonas de mayor contaminación y de elevado bombeo, que tiene como limitante principal el rendimiento permanente de la extracción en la zona acuífera (339 Hm<sup>3</sup>/año). El abatimiento (Figura 7) se distribuye en los municipios de San Martín Texmelucan, Nativitas, Puebla, San Pedro y San Andrés Cholula. En la parte que comprende al estado de Tlaxcala el abatimiento se presenta en las zonas de Apizaco y la ciudad de Tlaxcala, (Figura 7).

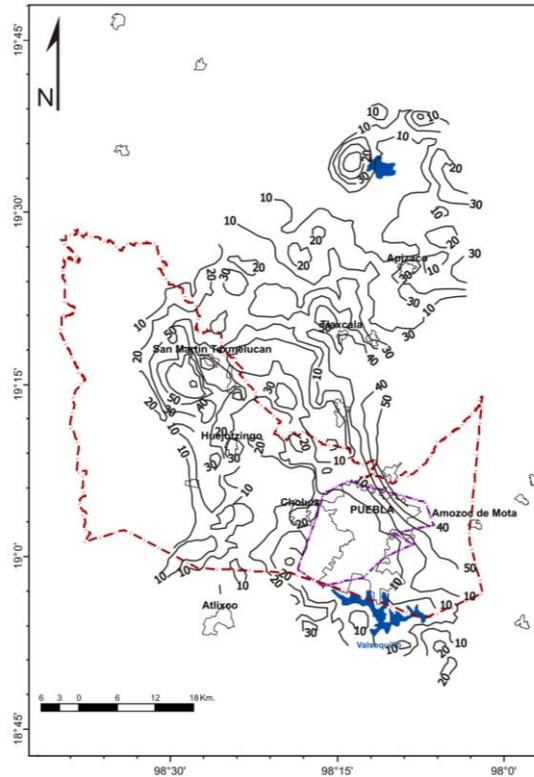
Para comparar los resultados de los escenarios se

graficaron los abatimientos de los tres pozos de observación (Tabla 4) evaluándose la evolución piezométrica para cada uno de los escenarios. En el escenario 1, el abatimiento acumulado para el período 2010-2025 en los pozos de observación es de 10.99 m en el pozo 1, 13.15 m en el pozo 2 y 10.42 m en el pozo 3. El abatimiento acumulado del escenario 2, conforme al pozo de observación 1 es de 8.45 m, 12.58 y 9.36 m. De manera que en el escenario 3, el abatimiento acumulado, es de 0.35 m en el pozo de observación 1, 3.87 m en pozo 2 y 7.08 m en el pozo 3 (Figura 4 y Tabla 4). Contrastando los escenarios anteriores con el escenario 3, el abatimiento se distribuye en las mismas zonas, acentuándose en las manchas urbanas de los estados de Puebla y Tlaxcala. En este escenario se observa una recuperación en los pozos de observación, aunque sigue manifestándose abatimiento. Mientras que en los pozos de observación del escenario 4, se denota una recuperación de los niveles piezométricos, por ejemplo en el pozo 1 se tiene una reducción del nivel de abatimiento y por lo tanto una recuperación de 1.90 m en el pozo 1, 0.47 m para el pozo 2 del año 2010 y 2.07 m en el pozo 3 sobre la piezometría de 2010 (Tabla 4).

**Figura 6.** Mapa de isodescenso del escenario 3 período 2010-2025 (m)



**Figura 7.** Mapa de isodescenso del escenario 4 período 2010-2025 (m).



**Tabla 4.** Abatimiento acumulado presentado en los pozos de observación en cada escenario

Pozo	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
	Abatimiento acumulado (m)			
1	10.99	8.46	0.36	-1.91
2	13.15	12.59	3.88	-0.47
3	10.43	9.37	7.08	2.07

Con base en todo lo anteriormente expuesto, y con el objetivo de analizar la factibilidad de la aplicación de una política de manejo con reducciones graduales de volúmenes de extracción, se seleccionó el escenario 4 para aplicar la optimización.

### Conclusiones

El presente trabajo representa una herramienta práctica para entender mejor la extracción sistema acuífero Puebla-Atoyac. El modelo puede ser utilizado para predecir los cambios en los niveles de agua subterránea y para evaluar alternativas resultantes de recarga o descarga, o ambos, además de que es la base para la formulación de alternativas de optimización para un modelo de gestión de los recursos de agua subterránea en la zona.

De continuar la política de extracción actual que sigue un escenario inercial se tendrían abatimientos del

orden de 10 a 13 m en un período de 15 años en el acuífero, provocando la intrusión de agua sulfurosa de un acuífero profundo principalmente en la zona que corresponde a la ciudad de Puebla.

Mediante la simulación matemática de esquemas de manejo del acuífero se logró la recuperación de los niveles piezométricos de hasta 5 m en el período de simulación de 15 años a través de la reducción gradual de la extracción.

Esta política de extracción gradual puede permitir el reúso de agua residual tratada para las actividades que cumplan con las normas ambientales como el riego de jardines o de las industrias que no requieren agua de primera calidad, o utilizar fuentes de agua superficiales que requerirían en la zona un pre-tratamiento por la contaminación existente en los ríos Alseeca y Atoyac.

### REFERENCIAS

Anderson M. y Woessner. W. (1992). Applied Groundwater Modeling: Simulation of flow and advective transport. Academic Press. New York.

CONAGUA (2000). Actualización Hidrogeológica del Acuífero Alto Atoyac, Estado de Tlaxcala, Departamento de Aguas Subterráneas, Subgerencia Técnica, Gerencia Estatal Tlaxcala.

CONAGUA (2003). Determinación de la Disponibilidad de agua subterránea en el acuífero Valle de Puebla, estado de Puebla. Gerencia de Aguas Subterráneas, Subgerencia de Evaluación y Modelación Hidrogeológica.

CONAGUA (2004). Zonas de reserva de agua potable para la Ciudad de Puebla, Pue. Gerencia de Aguas Subterráneas, Subgerencia de Evaluación y Modelación Hidrogeológica.

CONAGUA-IMTA(2007). “Manejo Integrado de las aguas subterráneas en los Acuíferos Puebla- Alto Atoyac, Estados de Puebla y Tlaxcala”. Gerencia de Aguas Subterráneas.

CONAGUA (2011) Agenda del Agua 2030, CONAGUA, Ciudad de México, <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Temas/AgendadelAgua2030.pdf>

Díaz Delgado, C., Esteller M. V., Velasco Chilpa A., Martínez Vilchis J., Arriaga Jordán C. M., Vilchis Francés A.Y., Manzano Solís L. R, Colín Mercado M., Miranda Juárez S., Uribe Caballero M. L. W., Peña Hinojosa A. (2008). Guía de planeación estratégica participativa para la gestión integrada de los recursos hídricos de la cuenca del río Lerma-Chapala-Santiago, Capítulo Estado de México, Toluca, CIRA, Facultad de Ingeniería de la Uaemex-Red Interinstitucional e Interdisciplinaria de Investigación, Consulta y Coordinación Científica para la Recuperación de la Cuenca Lerma-Chapala-Santiago (Red Lerma).

Flores-Márquez E. L., Jiménez-Suárez G., Martínez-Serrano R. G., Chavéz R. E., and Silva-Pérez, D. (2006). Study of geothermal water intrusion due to groundwater exploitation in the Puebla Valley aquifer system, Mexico. *Hydrogeol. J.*, 14(7), 1216-1230.

Foster S., Kemper K., Garduño H., Nanni N. and Tuinhof A., (2006). Gestión sustentable del Agua subterránea. Instrumentos Económicos para la Gestión de Agua Subterránea. Serie de Notas Informativas 2002-2006. Banco Mundial programa asociado GWP. Washington, D. C. EEUU. 1-8.

Garfías J., Arroyo N., and Aravena, R. (2010). Hydrochemistry and origins of mineralized waters in the Puebla aquifer system, Mexico. *Environ Earth Sc.*, 59 (8), 1789-1805.

Geotecnología S.A. (1997). Actualización del estudio geohidrológico de los acuíferos de Valle de Puebla. Sistema Operador de Agua potable y Alcantarillado de Puebla (SOAPAP).

Gorelick, S.M., Remson, I. (1982). Optimal location and management of waste disposal facilities affecting ground water quality. *Water Resour. Bulletin*, 18(1), 43-51 p.

Gorelick S. M. (1983). A review of distributed parameter groundwater management modelling methods. *Water Resour. Res.* 19(2), 305-319 p.

Lesser y Asociados S.A. DE C.V. (1982). Estudio Geohidrológico de la zona río Atoyac, Estado de Puebla. Gerencia de Aguas Subterráneas, Subgerencia de Evaluación y Modelación Hidrogeológica.

MacDonald M G y Harbaugh A W (1988). MODFLOW, A modular three-dimensional finite difference ground-water flow model- U-S.G.S. Open file report 83-875.

McPhee, J., and Yeh, W. W.-G. (2004). Multiobjective optimization for sustainable groundwater management in semiarid regions. *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 130(6), 490-497.

SEMARNAT-CONAGUA, 2005. Integración del Comité Técnico de Aguas Subterráneas (COTAS) del acuífero de Alto Atoyac.

Salcedo E. R., Esteller M. V., Garrido H. S. Martínez M. M. (2013). Groundwater optimization model for sustainable management of the Valley of Puebla aquifer, Mexico. *Environ Earth Sci* (2013) 70:337-351.

Waller-Barrera C, Mendoza-Espinosa L., Medellín-Azuara, J. and Lund J. R., (2009). Optimización económico-ingenieril del suministro agrícola y urbano: una aplicación de reúso del agua en Ensenada, Baja California, México. *Ingeniería hidráulica en México*, 26(4), 87-103.

---

Este documento debe citarse como: Martínez Morales M, Salcedo Sánchez E., Garrido Hoyos S., Esteller M. (2015). **Simulación de diferentes alternativas de gestión de los recursos hídricos del acuífero de Puebla-Atoyac.** Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 19-1, pp. 62-72, ISSN 1665-529-X.

# Acceso al agua, uso y gestión. Un estudio con mujeres urbanas, periurbanas y rurales del municipio de Tlaxcala

María Elza Eugenia Carrasco Lozano<sup>1</sup>

*Fecha de recepción: agosto 2014 – Fecha de aprobación: enero 2015*

## RESUMEN

Esta investigación tuvo como objetivo conocer el acceso, uso y gestión del agua que hacen las mujeres del municipio de Tlaxcala en sus hogares. El método fue cuantitativo con una muestra de 109 mujeres urbanas, periurbanas y rurales. Los resultados revelaron diferencias de acceso, ya que a las rurales se le restringe más que a urbanas y periurbanas; los usos en los tres espacios difieren muy poco, sin embargo se encontró que para consumo humano, las rurales adquieren más agua purificada y que las mujeres urbanas realizan más acciones de uso sustentable. En conclusión, las políticas hídricas locales y globales deben ser equitativas e incluyentes para garantizar el acceso igualitario, por lo que se recomienda integrar y promover la participación de las mujeres en la gestión sustentable del recurso.

**Palabras clave:** acceso, uso, gestión, agua, mujeres.

## Water access, use and management. A study with urban, periurban and rural women of the municipality of Tlaxcala

### ABSTRACT:

This research aimed to know the access, use and management of water by women in the municipality of Tlaxcala in their households. The method was quantitative with a sample of 109 urban, periurban and rural women. The results revealed differences in access, since the rural ones are more restrained than urban and periurban; the uses in the three areas differ just a little, but it was found that for human consumption, rural women acquire more purified water and urban women perform more actions for sustainable use. In conclusion, local and global water policies should be equitable and inclusive to ensure equal access, so it's recommended to integrate and promote the participation of women in sustainable water management.

**Key words:** access, use, management, water, women.

---

<sup>1</sup>Profesora-investigadora del Posgrado en Educación, Facultad de Ciencias de la Educación. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Candidata a Investigadora por el SNI CONACYT Perfil Deseable PROMEP. Correo electrónico: caleza2003@yahoo.com.mx

**Nota:** El período de discusión está abierto hasta el 1° de mayo de 2015. Este artículo de investigación es parte de Ingeniería-Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 19, No.1, 2015, ISSN 1665-529-X.

## **INTRODUCCIÓN**

El agua es el recurso natural indispensable para la vida de la humanidad y de los ecosistemas, una de las problemáticas que enfrentan hoy día las sociedades del mundo es lograr satisfacer las demandas hídricas de sus poblaciones; en esta situación se encuentra más del 75% de su población que crece y se concentra en los espacios urbanos generando con ello todo tipo de presiones hacia el recurso (INEGI 2010). Los informes indican que tres cuartas partes de la superficie de la tierra están cubiertas por agua; solo que la mayor parte es oceánica, es decir, salada, y solo un 3% es dulce, lo que se traduce en aproximadamente 1,386 millones de Km<sup>3</sup> de los cuales el 2.5%, equivalente a 35 millones de Km<sup>3</sup>, son aptos para consumo humano. De esa disponibilidad la mayor parte se destina a la producción agrícola (76.4%), un 14.5 % es para abastecimiento público urbano y solo el 0.4% se destina para uso doméstico (CONAGUA, 2005; CONAGUA, 2011; CONAGUA, 2013).

Ante esta situación de crecimiento poblacional y de escasez hídrica, las posibilidades de satisfacer las demandas requieren del diseño de políticas hídricas sustentables y equitativas, en las que participen hombres y mujeres en igualdad de derechos y obligaciones. De tal suerte que para mantener un suministro de buena calidad y cantidad, Siles y Soares (2003) proponen trabajar con un enfoque social y de género en el que se garanticen las funciones hidrológicas, biológicas y sociales del recurso en el tiempo y en el espacio. Al respecto, León (2003) comentó que han sido las mujeres a quienes se ha mantenido al margen de las decisiones hídricas, sin tomar en cuenta que tradicionalmente ellas cuidan sus hogares e invierten más tiempo en recolectarla; por lo que advierte si no se cambia esa visión excluyente, la posibilidad de garantizar el suministro del recurso para las presentes y futuras generaciones será una meta muy compleja.

### **Agua y género en los acuerdos Internacionales**

Esas condiciones de exclusión se iniciaron a discutir a través de los años en diversas reuniones internacionales, sin embargo fue hasta la Conferencia de Agua y Medio Ambiente, celebrada en Dublín en enero de 1992, que se reconoció explícitamente la labor primordial de la mujer en su abastecimiento, gestión y protección. Como resultado del evento se estableció una guía de recomendaciones que en el tercer principio sugería que los roles -de la mujer- se reflejaran en los arreglos institucionales para el desarrollo del sector hídrico (Santos y Valdomir, 2006).

En el mismo año se llevó a cabo la cumbre de la Tierra en Rio de Janeiro, Brasil, evento que, además de ser el *parteaguas* del tema ambiental, fue el escenario en el que se oficializó el concepto de desarrollo sustentable como *“aquel desarrollo que satisface las necesidades de las generaciones presentes, sin comprometer las posibilidades de que las futuras puedan atender sus propias necesidades”*. Así mismo, en la Agenda 21 se insistió la necesidad de reconocer la plena participación de la mujer derivado del decisivo papel que desempeña en la cotidiana labor de suministro, manejo y uso con sus familias (Larraín, 2001).

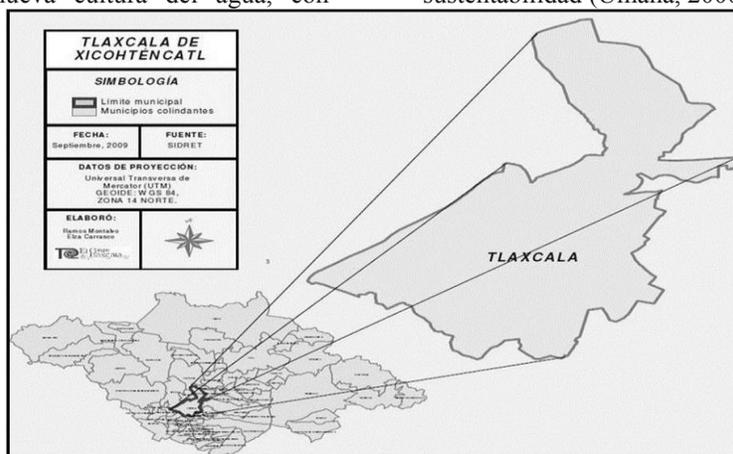
En el *Decenio Internacional para la Acción «El Agua, Fuente de Vida» 2005-2015*, de igual manera se hizo un llamado para promover la participación de la mujer en las iniciativas de desarrollo en materia de agua (GWA 2006). Como resultado de todas esas propuestas, en los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) del año 2000, se fijó la meta de combatir la discriminación hacia las mujeres para fomentar su capacidad de acceder y gestionar con mayor facilidad a los servicios, consiguiendo con ello la reducción de personas sin acceso al recurso para el año 2015 (GWA, 2006). Esas reuniones, como bien señala Kauffer y García (2003), fueron eventos decisivos para reconocer la importante disposición de las mujeres en la búsqueda de la sustentabilidad y eficiencia del sector, sin embargo, es a la política hídrica a quién aún le hacen falta argumentos suficientes para promover su participación igualitaria y equitativa.

### **El enfoque de género y la sustentabilidad en el sector hídrico**

En este contexto de acuerdos globales, la dificultad de alcanzar las metas dependerá de las facilidades para integrar una perspectiva incluyente y equitativa, que impacte en las actividades de planificación e implementación de programas hídricos a nivel local, de tal suerte que, retomando el enfoque de género como categoría de análisis en el tema, se abre la posibilidad de repensar la relación entre hombres y mujeres analizando las arraigadas prácticas sexistas que impiden una visión integral de la problemática (Lagarde, 1992), para que finalmente en estos temas haya la posibilidad de: a) tomar decisiones, b) identificar e interpretar diferencias, c) reconocer los roles y d) identificar las relaciones de poder vigentes en el sector (INMUJERES 2008). Para Rico (1998), estas condiciones permitirían superar la concepción reduccionista respecto al manejo de los recursos, posicionándolas -a ellas- no solo como concededoras, usuarias y administradoras de los recursos, sino como portadoras de experiencias y creatividad en el trabajo

comunitario para colocarse como entes activos en la transmisión de una nueva cultura del agua, con

propuestas y mecanismos que garanticen su sustentabilidad (Umaña, 2000; GWA, 2006).



Fuente: Elaboración propia en base a SIDRET (Sistema de información para el Desarrollo Regional de Tlaxcala).

**Figura 1.** Localización del Municipio de Tlaxcala de Xicoténcatl en el Estado de Tlaxcala.

No obstante que los avances todavía denotan profundas brechas para acceder de manera equitativa a los espacios de decisión del sector hídrico, Castellanos, Zapata y Martínez (2007), señalan que los procesos que se están implementando apuntan hacia el empoderamiento femenino, en el que el paradigma de la sustentabilidad del agua aparece como una vía para replantear ese proceso a través del cual se cubrirían de manera permanente las necesidades materiales e incluso hasta espirituales de todos los habitantes del planeta sin deteriorar las condiciones socio-ambientales de las generaciones futuras.

#### **Mujeres urbanas y rurales, acceso, uso y gestión**

En países como México, tradicionalmente la mujer sigue desempeñando el rol dedicado a la crianza y mantenimiento cotidiano de sus familias (Culebro, 2006), posicionándose como las principales usuarias y responsables de mantener llenas las fuentes, de recolectarla para usarla en la vivienda, para actividades productivas y reproductivas, en la parcela, en la preparación de alimentos, en el aseo de la casa y de los hijos, para elaborar artesanías y para la maquila de productos, concediéndoles entonces el papel de conocedoras de las reales demandas en sus unidades domésticas (Soares, 2000; Alberti, 2000; GWA, 2006).

En este contexto, el control y uso del agua se ha caracterizado por ser un sistema marcado por desigualdades de acceso (Gutiérrez et al., 2013), que no solo se observan entre hombres y mujeres, sino entre las propias mujeres por el solo hecho de habitar en diferentes espacios. Con mujeres rurales los usos

se asocian a las prácticas culturales y territoriales en las que predomina el consumo, las tareas de aseo, la reproducción y crianza de los hijos (Castellanos, Zapata y Martínez 2007). Con las urbanas los usos se asocian a la actividad económica o de servicios que desarrollen, las cuales están también estrechamente relacionadas a los factores socioeconómicos y culturales (Mazabel y Mendoza, 2012).

Sin embargo son las mujeres rurales quienes, casi de manera espontánea participan en acciones a favor de su cuidado (Ramos 2006), se involucran en labores tendientes a su defensa y buscan garantizar no solo el abasto, sino la manera de protegerla como parte de un patrimonio en garantía de los ciclos hídricos, sociales y culturales de sus familias y sus pueblos; en el lado opuesto, la dinámica de vida de las mujeres urbanas enfocada a desarrollarse a ritmos acelerados a consecuencia de su irrupción masiva en el mercado laboral, ha sido uno de los obstáculos para intervenir en el cuidado de los bienes básicos comunes, su relación es menos cercana, lo cual imposibilita su participación en proyectos o programas relacionados al sector (Maier, 2001; FAO, 2009; Mazabel y Mendoza, 2012).

#### **El municipio de Tlaxcala de Xicoténcatl como contexto de estudio**

Ubicado en el altiplano central de la república, el municipio es la capital del estado del mismo nombre, se localiza en la región sur con una extensión de 41.61Km<sup>2</sup> que representan el 1.02% del total del territorio estatal (INEGI 2010), (Figura 1). Geográficamente se divide en doce localidades

incluida la cabecera municipal. La demarcación comprende una superficie densamente poblada que presentó en el periodo 1970-1980 un 5.0% de tasa media anual de crecimiento por arriba de la del estado de 2.8%, para el periodo 1990-1995 siguió a la alza con un 4.0% y fue hasta el periodo 2000 a 2005 que presentó un ligero decremento del 2.9% comparado al de la entidad de un 3.1%. Sin embargo, fue en ese mismo año 2005 que el municipio tuvo un proceso de urbanización elevado que modificó su perfil poblacional, alcanzando una densidad de 2,012.68 hab/km<sup>2</sup>, mientras que para el estado fue de 272.91 hab/km<sup>2</sup>. El último censo de población registró para el municipio 89,795 habitantes (INEGI, 2001; PEOT, 2003; INEGI, 2005; INEGI, 2010).

### **El suministro de agua por el organismo operador CAPAM**

En 1994, según la última Reforma publicada en el D.O.F. de fecha 29 de abril de 2008 de la Ley de Aguas Nacionales, Título VI, Usos de agua, Capítulo I, la administración municipal concedió la administración del *Uso Público Urbano* a la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Tlaxcala, CAPAM<sup>1</sup> (LAN, 2008), organismo que tiene la función de administrar, extraer y distribuir el recurso, así como su conducción y mantenimiento en la cabecera y en algunas localidades de forma total y en otras de forma parcial<sup>2</sup> en las que la jurisdicción del servicio continúa gestionándose a través de los comités locales representados por ciudadanos de la misma localidad. La CAPAM, como el principal administrador en el municipio, tiene la función de garantizar la cobertura total en cantidad y calidad, vigilando que se distribuya, cumpliendo las características establecidas por la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSS1-1994, a fin de que pueda ser ingerida sin provocar efectos nocivos a la salud, al mismo tiempo el organismo, es quien se encarga de establecer y administrar las tarifas de pago, mismas que para su aplicación aparecen publicadas en el periódico oficial del Estado (POE, 2007; LAN, 2008).

El municipio, según la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), se ubica en la región XIII denominada *Aguas del Valle de México y Sistema Cutzamala*, conformada por tres entidades federativas: Estado de México, Estado de Hidalgo y Estado de Tlaxcala, además de 16 delegaciones políticas del Distrito

Federal que en conjunto ocupan más del 70% del recurso que disponen (CONAGUA 2013). En cuanto a disponibilidad, el municipio de Tlaxcala conserva 12,195.065 mm<sup>3</sup>, de los cuales el 69% se distribuye en la cabecera municipal (Tlaxcala de Xicohténcatl), el 10.3% en Ocotlán, y el restante 20.7% en las otras diez localidades de la jurisdicción (Rodríguez, 2009). Ante esta situación, la CAPAM enfrenta el reto de proveer del servicio a la población residente en el municipio, que en los últimos años presenta conurbación con los municipios de Chiautempan, Totolac, Panotla y San Pablo Apetatitlán, los que en conjunto suman más de 215,058 habitantes que representan el 18.33% de la población total del Estado (INEGI 2010).

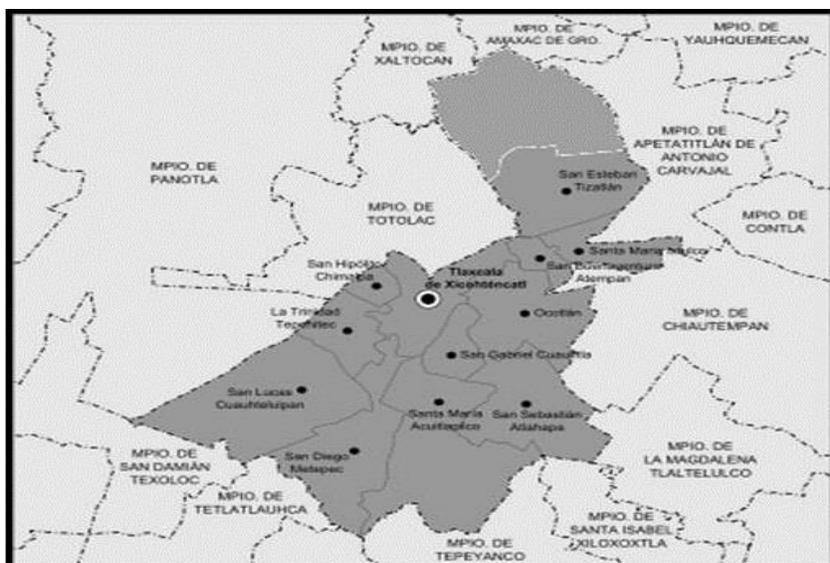
### **Acciones de la CAPAM ante la escasez**

Ante el acelerado crecimiento poblacional del municipio y la inminente escasez del recurso por ubicarse en una región de agua renovable baja e insuficiente para satisfacer las demandas de la población (CONAGUA 2013), la CAPAM se ha visto obligada a racionar a sus usuarios el suministro del recurso por horas o por días, ya que, como mencionó su director: “el Municipio cada vez enfrenta el reto de llevar agua a más población, recurso que debe ser extraído del subsuelo; los pozos tienen que ser cada vez más profundos y por el hecho de lindar con grandes ciudades como Puebla y el Distrito Federal, nos colocamos como municipio en situación de *estrés hídrico*”. Esa relación crecimiento-población-agua, ha sido señalada como un riesgo; al respecto, Barkin (2006) explica que las ciudades mexicanas están sobrepasando su capacidad de carga, el uso y abuso del recurso en esas urbes las están conduciendo hacia la insustentabilidad ambiental y por consecuencia social.

Ante este contexto, en el que se hace cada vez más importante enfrentar las cuestiones relativas al abastecimiento y administración con perspectivas inclusivas e incluyentes, el objetivo de la investigación fue conocer el acceso al agua, los usos y gestión que hacen las mujeres urbanas, periurbanas y rurales en sus hogares a fin de dar los elementos que permitan mejorar las condiciones de abastecimiento del recurso en cantidad y calidad.

<sup>1</sup> Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del municipio de Tlaxcala (CAPAM), entidad conformada a partir del decreto de creación de los organismos operadores de agua potable en los estados y municipios establecido en la Ley de Aguas Nacionales.

<sup>2</sup> La CAPAM administra y distribuye agua en la Cabecera Municipal, en San Gabriel Cuahutla, San Hipólito Chimalpa y en siete colonias en las que se concentran grandes unidades habitacionales; en forma parcial, a las comunidades de Acuitlapilco, Ocotlán, Atlahapa, Tepehitec, San Miguel Tlamahuco y la Trinidad Chimalpa. Estas últimas dos pertenecientes al municipio conurbado de Totolac. Las comunidades de Tizatlán, Ixtulco, San Diego Metepec, San Lucas Cuahutlulpan. Atempan, y Tepehitec, pertenecientes también al municipio, son administradas por usos y costumbres a través de los comités de agua potable.



Fuente: elaboración propia en base a INEGI (2010).

**Figura 2.** Mapa ubicación de las localidades del municipio de Tlaxcala de Xicoténcatl.

## METODOLOGÍA

El Método fue cuantitativo descriptivo, correlacional y explicativo con una muestra estratificada aleatoria de 109 mujeres de las doce localidades del municipio de Tlaxcala de Xicoténcatl (Hernández *et al.* 2010). *Los instrumentos:* un cuestionario semiestructurado con respuestas de opción múltiple y una entrevista dirigida semiestructurada. En el apartado de identificación se conocieron los datos socioeconómicos de la muestra. En la segunda parte se identificó cómo acceden al agua, las restricciones, los usos, el desperdicio y las acciones de cuidado y ahorro. En la última parte se preguntaron costos y a quién se realizaban los pagos, y si habían participado en comités de agua. *Participantes:* el estudio se realizó en las 12 localidades del municipio (Figura 2), en las que se aplicó el cuestionario a 28 mujeres urbanas, 17 periurbanas y 64 rurales. Se realizó una entrevista al Director de la CAPAM.

*Procedimiento:* para validar el instrumento, se aplicó un cuestionario piloto a 82 mujeres de diversas partes del Estado, el cuestionario definitivo fue aplicado a la muestra de 109 mujeres. El criterio para elegir el municipio se determinó en función del mayor índice de crecimiento poblacional, mayor densidad de población y mayor número de habitantes. El

municipio de Tlaxcala de Xicoténcatl reunió estas características, sin embargo por ser urbano (INEGI 2010), se decidió categorizar sus 12 localidades en a) Urbanas, aquellas con más de 15 mil habitantes. b) Periurbanas, más de 5 mil y menos de 15 mil habitantes<sup>3</sup> y c) Rurales, menos de 5 mil, quedando distribuidas como se observa en la tabla 1.

Para determinar el tamaño de la muestra, se agruparon los datos por localidad, tarifas de pago -previamente se indagaron los costos- de agua y número de viviendas con agua. La herramienta metodológica se basó en el Muestreo Estratificado Aleatorio (MEA) con distribución proporcional empleando un nivel de confiabilidad del 10% de la media y con 95% de grados de precisión con distribución proporcional (Gómez, 1977). La base de datos se construyó en el programa SPSS 17.0. Los niveles de significancia se establecieron en función de las variables y la correlación entre ellas, para lo cual se aplicaron tablas de contingencia en las que a partir del coeficiente de correlación de Spearman y de la Prueba X<sup>2</sup> de Pearson, se aceptaron o rechazaron los supuestos establecidos en la investigación.

<sup>3</sup> Para Sempere y Tulla (2008) se denomina “Periurbano” el espacio que se extiende en transición desde donde se superponen varias franjas que van de una mayor urbanización a una menor ruralidad, y en función de la distancia a la ciudad central.

**Tabla 1.** Localidades del Municipio de Tlaxcala de Xicohténcatl categorizadas en urbanas, periurbanas y rurales.

Localidad	Habitantes	Categorización
Tlaxcala de Xicoténcatl	15 777	Urbano
Ocotlán	22 082	Urbano
Santa María Acuitlapilco	11 402	Periurbano
San Gabriel Cuauhutla	7 220	Periurbano
San Esteban Tizatlán	5 415	Periurbano
Santa María Ixtulco	4 565	Rural
San Lucas Cuauhtelulpan	4 230	Rural
San Sebastián Atlahapa	4 175	Rural
San Diego Metepec	2 610	Rural
San Hipólito Chimalpa	2 580	Rural
San B. Atempan	2 000	Rural
La Trinidad Tepehitec	1 681	Rural
Total	83 737	

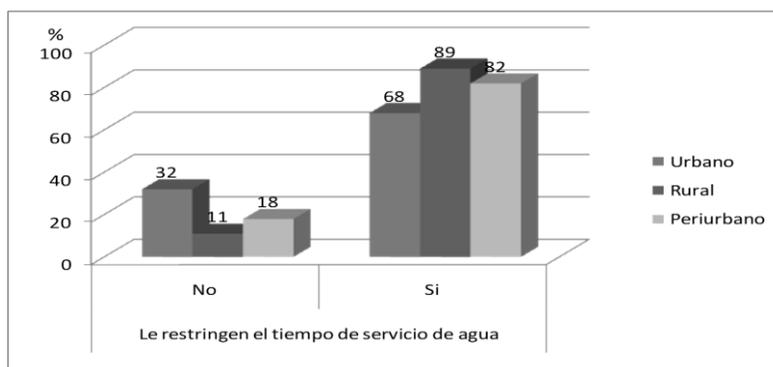
Fuente: Elaboración propia en base a INEGI, 2010.

### RESULTADOS

Los resultados mostraron que el 83% eran casadas o vivían en pareja, el 56% formaba parte de familias de bajos ingresos y el 43% de ingresos medios<sup>4</sup> (González y Macías, 2005). En cuanto a la ocupación, casi el 50% se dedicaban a las labores del hogar. En relación a la escolaridad el 29% concluyó la educación primaria, el 26% secundaria, el 24% preparatoria y el 19% educación superior. En cuanto *al acceso y restricción*, 28 mujeres urbanas de Tlaxcala de Xicohténcatl, -cabecera municipal- y Ocotlán dijeron tener acceso a través de la red de agua, sin embargo, el 68% no tiene servicio continuo, 5 de ellas con cortes por horas y 14 por días a la semana. De las 17 periurbanas en San Gabriel Cuauhutla y San Esteban Tizatlán; el 82% reveló restricciones, 7 con cortes por horas y 7 por días a la semana. De las 64 rurales de Santa María Ixtulco, San Lucas Cuauhtelulpan, San Sebastián Atlahapa, San

Diego Metepec, San Hipólito Chimalpa, San Buenaventura Atempan y La Trinidad Tepehitec, el 89% reveló restricciones, 12 sin acceso por horas y 45 con días a la semana (Figura 3 y 4).

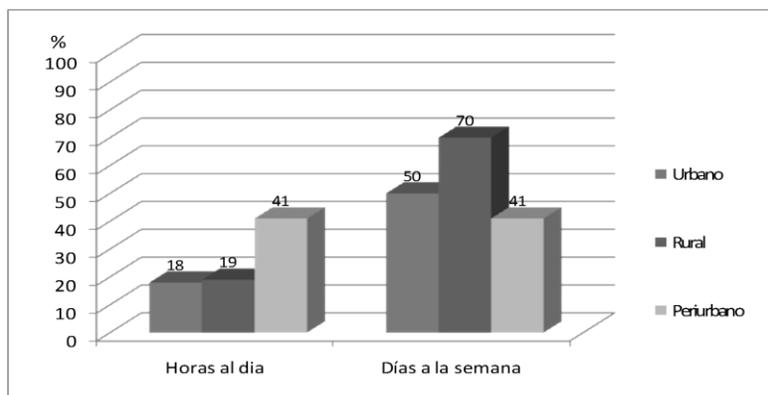
En *usos del agua al interior de los hogares*, las mujeres urbanas dijeron que para consumo, es decir, para beber, la usa el 71% y un 33% complementa esa necesidad adquiriendo garrafones; en tanto el 96% la emplea para higiene personal e higiene de la casa, el 32% la emplea para lavar su auto y el 43% para plantas y jardines, además de un 25% que la usa en producción agrícola. Por otra parte, un poco más del 75% de periurbanas también la usan para beber, pero a diferencia de las urbanas, aumenta a 65% quienes adquieren garrafones. De las rurales, el 83% la usa para beber, pero también aumentó a un 80% que adquieren garrafones; en este espacio el uso para jardines es del 33% como se muestra en la tabla 2.



Fuente: Elaboración propia.

**Figura 3.** Acceso y restricción de agua potable por espacio urbano, periurbano y rural.

<sup>4</sup> La línea de la pobreza varía de acuerdo al contexto o las condiciones específicas del país, para el Banco Mundial en extrema pobreza están las familias que ganan menos de 1 dólar al día y en pobreza moderada aquellos que están por debajo de los dos salarios mínimos al día (60 dólares al mes).



Fuente: Elaboración propia.

**Figura 4.** Restricción por horas y días a la semana

**Tabla 2.** Usos de agua en hogares urbanos, periurbanos y rurales del municipio.

USOS	MUJERES URBANAS 28		MUJERES PERIURBANAS 17		MUJERES RURALES 64	
	No. de mujeres	Porcentaje %	No. de mujeres	Porcentaje %	No. De mujeres	Porcentaje %
Consumo (beber)	20	71	13	76	53	83
Compra garrafón	18	64	10	59	51	80
Higiene personal	27	96	16	94	62	97
Higiene de la casa	27	96	16	94	60	94
Lavado de auto	9	32	3	18	15	23
Plantas y jardines	12	43	4	24	21	33
Producción agrícola	7	25	2	12	6	9
Animales domésticos	s/d	s/d	6	35	11	17

Fuente: elaboración propia.

**Tabla 3.** Desperdicio o dispendio de agua en hogares urbanos periurbanos y rurales del municipio.

	MUJERES URBANAS 28		MUJERES PERIURBANAS 17		MUJERES RURALES 64	
	No. de mujeres	Porcentaje %	No. de mujeres	Porcentaje %	No. de mujeres	Porcentaje %
Olvida cerrar la llave	8	29	5	29	8	13
Higiene personal, (baños prolongados)	7	25	4	24	5	8
Uso ornamental (plantas y jardines)	1	4	1	6	3	5
Higiene de la casa	s/d	s/d	2	12	11	17
Jugando	s/d	s/d	s/d	s/d	1	2

Fuente: Elaboración propia.

**Tabla 4.** Acciones de cuidado y uso sustentable del agua en los hogares.

	MUJERES URBANAS 28		MUJERES PERIURBANAS 17		MUJERES RURALES 64	
	No. de mujeres	Porcentaje %	No. de mujeres	Porcentaje %	No. de mujeres	Porcentaje %
Acciones en el hogar para cuidar el agua						
Coloca recipiente al bañarse	16	57	1	6	18	28
Lava trastes en cubeta	11	39	7	41	18	28
Reductor de presión	3	11	4	24	1	2
Disminuye tiempo	19	68	8	47	21	33
Vaso p/cepillar dientes	24	86	5	29	28	44
WC menor capacidad	16	57	6	35	14	22
Lavar ropa por colores	15	54	4	24	19	30
Barre/no lava patio	s/d	s/d	5	29	12	19

Fuente: Elaboración propia.

En cuanto al *desperdicio en casa*, entendido como el derroche del recurso, se reveló que las urbanas y periurbanas se reconocieron como “poco cuidadosas del recurso” particularmente cuando el 29% de ellas olvidan cerrar la llave o cuando el 25% de su familia toma baños prolongados, por su parte, las mujeres rurales dijeron ser más desperdiciadoras cuando el 17% limpia su casa (Ver tabla 3).

En *acciones para cuidar o hacer un uso sustentable del agua en su hogar*, el 57% de urbanas dijo colocar un recipiente para juntarla al bañarse, el 39% cuando lava los trastes, el 11% ha colocado un reductor de presión en sus llaves y un 68% ha establecido menos tiempo para bañarse; también el 86% usa vaso de agua para cepillar dientes, el 57% ha colocado un wc de menor consumo y el 54% lava ropa en cargas de un solo color. De las Periurbanas llama la atención que sus acciones sean menores, ya que solo el 6% coloca un recipiente al bañarse, el 41% lava los trastes en recipiente y solo tienen un ligero aumento con el 24% que ha colocado un reductor de presión.

Con las rurales, los porcentajes resultaron más bajos en acciones para cuidar el recurso, ya que a diferencia del 57% de urbanas, solo el 28% coloca recipiente para bañarse y lava trastes en cubeta y solo el 33% tarda menos tiempo en la ducha, esa tendencia de menores acciones sustentables se observó con el 22% que colocó un wc de menor capacidad (Tabla 4).

Las tarifas de pago en el municipio fueron desiguales, ya que mientras en la cabecera municipal se pagaban más de doscientos pesos mensuales, en San Lucas

Cuauhtelulpan el pago era en promedio de sesenta pesos. Finalmente, la participación en comites fue casi nula registrándose solo tres casos de mujeres rurales que dijeron haber formado parte de un comité.

## DISCUSIÓN

El agua es un bien común y un derecho humano al que todos, sin distinción de raza, condición o género, debemos acceder (ODM, 2000). Sin embargo, debido al constante crecimiento de las ciudades se prevé enfrentarán la dificultad de lograr el abastecimiento y saneamiento universal (CONAGUA, 2011; Nazar et al., 2010). Esta realidad está influida por factores como la excesiva explotación, uso inadecuado y escasa disponibilidad del recurso de algunas zonas del país, por lo que aún cuando los informes indiquen grandes avances en coberturas, los escenarios se dibujan complejos (CONAGUA, 2012; CONAGUA, 2013). En este sentido, el objetivo de la investigación de conocer el acceso uso y gestión por parte de las mujeres indica, al igual que lo planteado por Ramos (2006) en su investigación *La Racionalidad en el consumo de Agua potable en hogares de Coyoacán e Iztapalapa*, que existen factores sociales, económicos y territoriales de desigualdad en calidad y cantidad. Que en esta investigación como la mencionada anteriormente, se encontró que las mujeres rurales, urbanas y periurbanas no tienen las mismas condiciones de acceso en sus hogares, incluso reportan días completos sin agua, menoscabando con ello el completo desarrollo y calidad de vida de sus familias. Esta situación, aunada a la percepción de mala calidad, también reveló que un alto porcentaje compra garrafones de agua para beber, lo cual tiene

repercusiones tanto económicas como ambientales al ubicarnos, como señala Barkin (2006), entre los países que más agua embotellada consumen.

Otra realidad que se presentó en los hogares fue el dispendio; en este rubro, tanto urbanas como periurbanas, se percibieron desperdiciadoras, lo que en gran medida pudo estar asociado a que tienen menos horas de restricción, es decir, disponen de agua más horas al día; sin embargo, aun cuando en algún momento desperdician, los resultados fueron un tanto discordantes, ya que descubrimos que las mujeres urbanas ahorran y hacen un uso más sustentable del recurso.

Estos resultados indicaron que, independientemente del espacio en el que habiten, son ellas quienes conocen las demandas y la disponibilidad del recurso dentro y fuera de sus hogares, que son ellas las responsables de administrarla en acciones habituales como el lavado de la ropa, el consumo, el aseo de la vivienda y en todas las actividades familiares, lo cual tuvo una estrecha correlación entre la localización y los hábitos de uso y cuidado, que siendo urbanas, rurales o periurbanas, las mujeres asumen esta actividad como parte de sus responsabilidades cotidianas, aunque a algunas les implique mayor carga de trabajo y escaso reconocimiento social (Soares 2006).

Su escasa presencia en comités tiene que ver con el hecho de que en espacios urbanos la administración está a cargo del organismo operador, el que tradicionalmente está dirigido por figuras masculinas que deciden aumentos o disminuciones de tarifas, horarios de suspensión ya sea por escasez o reparación y cortes por no pago, todo esto sin tomar en cuenta las necesidades de las mujeres y sus familias (IPADE, 2011). Por consecuencia, las usuarias se ven limitadas y excluidas del control del agua, incluso aunque se trate de un bien social común, en cuyo cuidado y conservación se ha documentado que ellas cumplen un papel primordial (Gutiérrez *et al.*, 2013).

No obstante el haber encontrado a tres mujeres rurales que formaron parte de un comité, nos dio la noción de que el nivel de participación es una práctica que tiene que ver con los usos y costumbres o con la existencia de estos comités en sus comunidades, lo que Ramos (2006) señaló al comentar que solo los sectores populares –en este caso el rural-, son los que en mayor medida se involucran en las demandas del recurso. Finalmente, en cuanto a las tarifas, que también son desiguales, Barkin (2006) explica que en México menos de la mitad de las personas conectadas a los servicios de agua urbana pagan sus facturas, otros ni siquiera son facturados, e incluso los que pagan lo hacen con una cuota fija en cada toma; situación que se equipara a la del Municipio, en el que las mismas localidades establecen sus cuotas de acuerdo a sus prioridades, condición que no sucede con la CAPAM, quien establece y publica sus tarifas en base al artículo 79 del Reglamento de la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Tlaxcala y del artículo 117 de la Ley de Aguas para el Estado de Tlaxcala (LAN, 2008).

#### **CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

Este estudio nos permitió identificar las diferencias en el acceso al agua, uso y gestión por parte de una muestra de mujeres localizadas en tres espacios de un mismo municipio, lo que nos lleva a aseverar que las políticas hídricas no solo han descuidado ser equitativas, sino que no han logrado integrar a uno de los sectores que más elementos tienen para hacer del agua un recurso sostenible. Que se han dejado de lado los principios y acuerdos de los grandes eventos internacionales para hacer de su participación –la de las mujeres- un elemento potenciador de nuevas prácticas de uso y de estrategias de cuidado que lleven a la sociedad por una nueva cultura del agua económica y ambientalmente sustentable. Por lo tanto, a partir de esta investigación, se recomienda fortalecer la política hídrica con principios de transversalidad, equidad de género e igualdad, a fin de garantizar un acceso sin distinciones en el que se involucre a hombres y mujeres en una dinámica de uso sustentable de los recursos en beneficio de las presentes y futuras generaciones.

#### **REFERENCIAS**

Alberti M. P: Carmona Q: E. Zapata, E. (2000), Género y manejo del agua y tierra en comunidades rurales de México, Colegio de Posgraduados.

Barkin D. (2006). La gestión del Agua Urbana en México, retos, debates, bienestar. Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Xochimilco.

Carmona Q. L. E. Alberti y Zapata (1996), Acceso y uso del agua por las campesinas en la Unidad doméstica y la parcela agrícola de Riego alto río Lerma Gto. Vol. 2 Núm. 6. Colegio de Postgraduados.

Castellanos L; Zapata M; Martínez C. (2007). Cambios en el Trabajo productivo, Reproductivo, las relaciones de poder, y los modelos de Género en Mujeres Jefas de Hogar de las Mujeres, Ra-Ximhai, Revista de sociedad, Cultura y Desarrollo Sustentable. Septiembre diciembre, año/Vol.3, Número 3.

CONAGUA (2005). Síntesis de las Estadísticas del Agua en México, Comisión Nacional del Agua.- México: CNA, <http://www.cna.gob.mx/publica/estadisticas/pdf>.

CONAGUA (2011). "Estadísticas del agua en México". Recuperado de: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-1-11-EAM2011.pdf>.

CONAGUA (2012). Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento. Atlas Digital del Agua en México 2012 Sistema Nacional de Información del Agua <http://www.conagua.gob.mx/atlas/usosdelagua28.html>

CONAGUA (2013). Estadísticas del agua en México, Edición 2013. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/SGP-2-14Web.pdf>

Culebro M del Carmen (2006). El papel de las Mujeres Rurales en el desarrollo Sustentable y la seguridad alimentaria en *Las mujeres Rurales en México: estrategias para su desarrollo*.—México: Secretaria de Relaciones Exteriores UNIFED.PNUD.

FAO (2009). La mujer y la seguridad alimentaria Sostenible, Dirección de la Mujer y de la Población Departamento de Desarrollo Sostenible, Organización de las Naciones Unidas para a Agricultura y la Alimentación. FAO <http://www.agua.org.mx/content/view/3763/243/>

Gómez, A. (1977). Introducción al muestreo. Tesis de Maestría en Ciencias Especialista en Estadística. Colegio de Postgraduados, Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo Estado de México, México.

González, R. y Macías, L. (2005). El Combate a la Pobreza en los Pueblos Indígenas Totonacos de Puebla. Edit. El Colegio de Tlaxcala, A.C. y el Colegio de Posgraduados, campus Puebla.

Gutiérrez-Villalpando, Verónica; Nazar-Beutelspacher, Dominga Austreberta; Zapata-Martelo, Emma; Contreras-Utrera, Julio; Salvatierra-Izaba, Benito. (2013). Mujeres y organización social en la gestión del agua para consumo humano y uso doméstico en Berriozábal, Chiapas. *LiminaR. Estudios Sociales y Humanísticos*, Julio-Dic. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=74527870007>.

GWA (2006). Agenda Azul de las mujeres. Red de Género y Medio Ambiente. Gender and Water Alliance (GWA) Programa de Naciones Unidas Para el Desarrollo, México, (PNUD), Secretaria de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca, (SEMARNAT), Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, (IMTA).

Hernández S. R. et. al. (2010). Metodología de la Investigación, 5ta. Edición. México D. F. Edit. Mc Graw Hill.  
Hernández R.M. de L. (2009). Diagnóstico Ambiental El Colegio de Tlaxcala.

IPADE (2011). Guía de herramientas para la integración del enfoque de género en proyectos de agua y saneamiento. Madrid: Fundación IPADE.

INEGI (2001) XII Censo General de Población y Vivienda 2000. Tlaxcala. Tabuladores Básicos,

INEGI (2005). II Conteo de Población y Vivienda 2005. Tlaxcala. Tabuladores básicos.

INEGI (2010). Volumen y crecimiento. Población total según tamaño de localidad para cada entidad federativa, 2010.

INMUJERES (2008). Género y sustentabilidad: Reporte de la situación actual, Autor: Mujer y Medio Ambiente, A.C. Primera edición México, D.F. [http://cedoc.inmujeres.gob.mx/documentos\\_download/100970.pdf](http://cedoc.inmujeres.gob.mx/documentos_download/100970.pdf)

Kauffer, E. y García G. A. (2003). "Mujeres en los comités de agua del estado de Chiapas: elementos para

entender una participación con segregación genérica”, en Tuñón Pablos, Esperanza (coord.), Género y Medio Ambiente, Ecosur- Semarnat -Plaza y Valdés, México.

Lagarde, M. (1992). Identidad de Género. Managua. Edit. OPS.OIT.

LAN (2008). La Ley de Aguas del Estado de Tlaxcala (2007). Recuperado en: <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16.pdf>

Larraín S. (2001). "Globalización y Sustentabilidad: los desafíos después del 11". Programa Chile Sustentable, Noviembre

León Z. (2003). La representación social del Trabajo doméstico, Un problema en la construcción de la identidad femenina, 1ra. Edición Benemérita Universidad autónoma de Puebla, Pué.

Maier E. (2001). *Mujeres Indígenas migración y ambiente*, papeles de población Julio septiembre, realizo un estudio en Oaxaca con mujeres del campo, UAEM

Mazabel D; Mendoza A. (2012). Diversidad Cultural y Gestión del Agua: Lecciones desde una región mazahua del Estado de México. Revista de Antropología Experimental. España.

Nazar B. A. E. Zapata M. y V. Ramírez C. (2010). "Género y agua. Reflexiones sobre las estrategias internacionales para lograr la sustentabilidad con equidad", en Blanca Jiménez, María Luisa Torregrosa y Luis Aboites Aguilar (eds.), *El agua en México: cauces y encauces*, México: Academia Mexicana de Ciencias/ Comisión Nacional del Agua, pp. 383-410.

PEOT (2003). Programa Estatal de Ordenamiento Territorial, Gobierno del Estado de Tlaxcala.

Periódico Oficial (2007). Sumario Tarifas de Agua potable y Alcantarillado para su Uso y Aplicación. Gobierno del Estado de Tlaxcala.

Ramos, E. (2006). La racionalidad en el consumo de agua potable en hogares de Coyoacán e Iztapalapa, Boletín del archivo histórico del agua, año 11, enero-abril Comisión Nacional del Agua.

Rico M. (1998). "Género, medio ambiente y sustentabilidad del desarrollo", en Serie *Mujer y Desarrollo*. Santiago de Chile: Cepal, LC/L.1144, octubre de 1998.

Santos C.; Valdomir (2006). Agua la Construcción social de un derecho humano, Situación y perspectivas en América Latina, REDES-Amigos de la Tierra Uruguay, Enero.

Sempere J.; Tulla A. (2008). El debat teòric sobre el periurbà i la concreció d'un planejament urbanístic en un entorn complex: el cas de Barcelona i Tolosa. Doc. Anàl. Geogr. 52.

Shiva V. (2003). Las Guerras del Agua privatización contaminación y lucro edit. Siglo veintiuno.

Soares D. Et. al (2000). Equidad de Género y agua: Los retos del desarrollo en los altos de Chiapas, México, IMTA.

Siles J.; Soares D. (2003). *La fuerza de la corriente: gestión de cuencas hidrográficas con equidad de género*. San José de Costa Rica: Hivos- uicn.

Soares D. (2006). Acceso, abasto y control del agua en una comunidad indígena Chamula en Chiapas. Un análisis a través de la perspectiva de género, ambiente y desarrollo, Región y sociedad vol.19 no.38 México ene/abr 2007

Umaña N. (2000). Género, Desarrollo y Ambiente: Principales enfoques e iniciativas en El Salvador, Boletín Prisma

---

Este documento debe citarse como: Carrasco Lozano M. E. E. (2015). **Acceso al agua, uso y gestión. Un estudio con mujeres urbanas, periurbanas y rurales del municipio de Tlaxcala**. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 19-1, pp 73-84, ISSN 1665-529-X.