



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL



**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA
EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL UNIDAD MICHOACÁN**

**HIDROQUÍMICA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA CUENCA DEL
RÍO DUERO. Elementos para una gestión sustentable del recurso.**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN CIENCIAS EN:
PRODUCCIÓN AGRÍCOLA SUSTENTABLE**

PRESENTA:

DANIELA INOCENCIO FLORES

DIRECTORA DE TESIS

MARTHA ALICIA VELÁZQUEZ MACHUCA

CODIRECTOR

JOSÉ LUIS PIMENTEL EQUIHUA

JIQUILPAN, MICHOACÁN. AGOSTO DEL 2011



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Jiquilpan, Mich. siendo las 10:00 horas del día 15 del mes de Abril del 2011 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR-MICH.

"Hidroquímica de las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero"

Elementos para una gestión sustentable del recurso.

Presentada por el alumno:

INOCENCIO

Apellido paterno

FLORES

Apellido materno

DANIELA

Nombre(s)

Con registro:

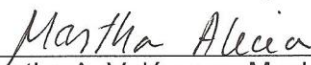
B	0	8	1	0	2	6
---	---	---	---	---	---	---

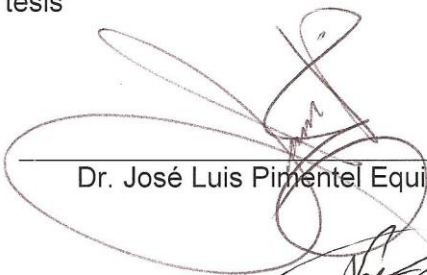
aspirante de: Maestría en Ciencias en Producción Agrícola Sustentable

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

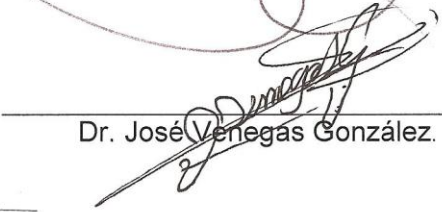
LA COMISIÓN REVISORA

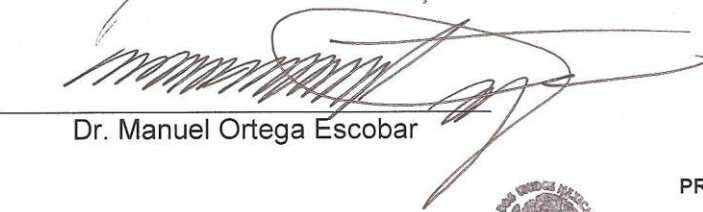
Directores de tesis


Dra. Martha A. Velázquez Machuca


Dr. José Luis Pimentel Equihua

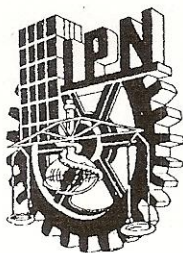

Dr. José Luis Montañez Soto


Dr. José Venegas González.


Dr. Manuel Ortega Escobar

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES


Dr. Guillermo Herrera Arreola



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de Jiquilpan, Michoacán el día 30 del mes de mayo del año 2011 el (la) que suscribe IBQ Daniela Inocencio Flores alumno (a) del Programa de Maestría en Producción Agrícola Sustentable con número de registro B081026, adscrito a CIIDIR-Michoacán, manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección de la Dra. Martha Alicia Velázquez Machuca y cede los derechos del trabajo intitulado "Hidroquímica de las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Elementos para una gestión sustentable del recurso hídrico", al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a las siguientes direcciones: dangerous_21dif@hotmail.com y malivelazquez@hotmail.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

DANIELA INOCENCIO FLORES

Nombre y firma

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Martha Alicia Velázquez Machuca por haber confiado en mi persona y aceptarme como su tesista. Agradezco infinitamente su asesoría, disponibilidad, dedicación y apoyo constante durante la realización de este trabajo.

Al Dr. José Luis Pimentel Equihua por sus consejos, orientación y acertadas sugerencias en la realización de esta investigación.

Al Dr. Manuel Ortega Escobar profesor investigador del Colegio de Postgraduados, por sus comentarios, correcciones y sugerencias que contribuyeron a mejorar este trabajo.

Al Dr. José Luis Montañez Soto, por asumir el reto, por su profesionalismo, disponibilidad y el apoyo que me brindo en todo momento durante el desarrollo de la maestría.

Al Dr. José Venegas González, por su gran apoyo y motivación con sus comentarios siempre acertados. ¡Porque el posgrado se debe disfrutar!

Al M.C. Juan Manuel Catalán Romero, por su disponibilidad, por el apoyo incondicional, atención y sus valiosos comentarios para resolver mis dudas.

Al Arq. Oswaldo Campos Campos, por su valiosa amistad, por el apoyo y disponibilidad en la realización de los mapas presentados en este trabajo de investigación.

A la L.I. María Cruz López Sandoval, por su amistad y por el apoyo constante durante el desarrollo de la maestría.

A la Téc. Eréndira Yazmín Medellín Novoa, por su amistad y valioso apoyo en el laboratorio.

A todos mis amigos y compañeros de la maestría, por brindarme su amistad, por todos aquellos momentos que convivimos y por hacerme sentir como en casa.

A las autoridades, investigadores y técnicos, personal del departamento de servicios escolares, biblioteca y cómputo, secretarías y choferes del CIIDIR MICHOACÁN, ¡muchas gracias por todo!

Al Instituto Politécnico Nacional y al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, unidad Michoacán, que por conducto del postgrado en producción agrícola sustentable contribuyeron a mi formación académica.

Al Programa Institucional de Formación de Investigadores del Instituto Politécnico Nacional por el apoyo económico durante el desarrollo de la maestría.

Agradezco infinitamente a **Dios** por darme la oportunidad de conocer a tanta gente linda; yo le he pedido poco y él me ha dado todo, felicidad, paz y amor. Gracias señor por darme la dicha de terminar satisfactoriamente la maestría.

¡GRACIAS!

DEDICATORIA

*A mi madre: **Ma. Carmen Flores Alcantar** por su amor, apoyo, empeño y esfuerzo por sacarme adelante, quien con mucha generosidad ha participado en una actividad paralela a mi paso, en materializar los cambios que en mi personalidad se han dado, para enfrentar los retos que me presenta la vida. Gracias por luchar por la vida y seguir a mi lado.*

*A mi hija **Renata López Inocencio** ¡mi solecito! por formar parte de mi vida, por los besos y abrazos de cada día, motivo suficiente para seguir adelante.*

*A mis amigos: **Pbro. Jesús Ruiz Manzo y Margarita Belmontes Navarrete**. Mil gracias por confiar en mí y darme la mano en cada momento.*

*A mis queridos maestros: **Martha A., Montañez, Venegas, Catalán, Rosa Elena y Estanislao** quienes me enseñaron que podía aprender y que podía brillar con luz propia. Gracias por dedicarme su tiempo, cada preciado segundo quedara atesorado eternamente en mi corazón.*

Dedico también este trabajo a las personas que hoy no están conmigo, pero se quedaron en los recuerdos y en el corazón. Sin importar en donde estén y si alguna vez llegan a leer estas palabras, quiero darles las gracias por formar parte de mí, por todo lo que me han brindado y por todas sus bendiciones.

¡CON TODO CARIÑO A MI PEQUEÑA GRAN FAMILIA!

Gracias por todo

Daniela I. Flores

ÍNDICE GENERAL

Página.

RESUMEN

ABSTRACT

I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
2.1 Origen de los componentes químicos del agua	5
2.1.1 Tipos de rocas y minerales constituyentes	5
2.1.1.1 Rocas ígneas	6
2.1.1.2 Rocas sedimentarias	8
2.2 Mineralogía de las rocas ígneas	9
2.3 Intemperismo de los minerales silicatados	10
2.3.1 Secuencia de extracción de iones.....	12
2.4 Tipos de acuíferos.....	13
2.5 Los metales pesados	17
2.5.1 Metales pesados en las rocas.....	18
2.5.2 Controles químicos de los metales pesados en las aguas naturales	20
2.5.3 El Pb como metal pesado tóxico	20
2.5.3.1 Fuentes naturales de Pb	21
2.5.3.2 Química del Pb	22
2.6 Calidad del agua para uso y consumo humano.....	24
2.6.1 El Pb y sus efectos sanitarios	25
2.7 Aspectos legales sobre la calidad del agua para uso y consumo humano	26

2.7.1 Ordenamientos jurídicos	26
III. MATERIALES Y MÉTODOS	30
3.1 Composición química del agua subterránea	30
3.1.1 Zona de estudio	30
3.1.2 Sitios y fechas de muestreo	32
3.1.3 Análisis físicos y químicos	34
3.1.3.1 Muestras de agua	34
3.1.3.2 Análisis de suelos y arenas	35
3.1.4 Análisis de datos	36
3.1.4.1 Indicadores geoquímicos	36
3.1.4.2 Análisis estadístico	37
3.2 Normativas de calidad del agua para uso y consumo humano y su aplicación	37
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	38
4.1 Propiedades físicas y químicas del agua.....	38
4.1.1 CE, pH y temperatura	38
4.1.2 Iones mayores	41
4.1.4 Metales pesados	45
4.1.4.1 Metales totales en agua	45
4.1.4.2 Metales disueltos en agua.....	46
4.2 Agrupación de los sitios utilizando el cluster jerárquico (CJ).....	49
4.3 Origen de los componentes químicos del agua	53
4.3.1 Relaciones iónicas.....	53
4.3.2 Análisis de componentes principales (ACP).....	59

4.4. Pb en suelos y arenas	63
4.5 Normativas de calidad del agua potable y su aplicación en la zona	64
4.5.1 Límites máximos permisibles de Pb en el agua potable	64
4.5.2 Aplicación de la normativa para agua potable	66
V. CONCLUSIONES	68
VI. RECOMENDACIONES	69
VII. BIBLIOGRAFÍA	70
ANEXOS	7707

ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS DEL TEXTO

CUADROS

	Página
Cuadro 1. Mineralogía de las rocas ígneas.	10
Cuadro 2. Estabilidad relativa de algunos minerales.	11
Cuadro 3. Composición química del agua por tipo de acuífero.	17
Cuadro 4. Emisiones mundiales de metales hacia la atmósfera generadas por la actividad volcánica.	19
Cuadro 5. Concentración (nM) de metales disueltos en aguas naturales.	19
Cuadro 6. Contenido de Pb en las rocas y minerales.	21
Cuadro 7. Principales iones y elementos en el agua para consumo humano y efectos en la salud.	24
Cuadro 8. Normas internacionales. Límites máximos permitidos de algunos componentes químicos en el agua para consumo humano.	29
Cuadro 9. Participación municipal en la zona acuífera “Zamora”.	31
Cuadro 10. Sitios de muestreo de pozos y manantiales en la zona acuífera “Zamora”. Agosto 2009 y marzo 2010.	33
Cuadro 11. Estadísticas descriptivas de los parámetros de calidad del agua. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Muestreo agosto 2009.	39
Cuadro 12. Estadísticas descriptivas de los parámetros de calidad del agua. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Muestreo marzo 2010.	40
Cuadro 13. Matriz de correlación (Pearson) para los parámetros físico-químicos del agua. Muestreo agosto de 2009.	42

Cuadro 14.	Matriz de correlación (Pearson) para los parámetros físico-químicos del agua. Muestreo marzo de 2010.	42
Cuadro 15.	Principales familias de agua. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Agosto de 2009 y Marzo de 2010.	44
Cuadro 16.	Índice de saturación (IS) de la calcita en las aguas bajo estudio.	58
Cuadro 17.	Varianza acumulada para los factores seleccionados en el ACP. Muestreo agosto 2009.	59
Cuadro 18.	Correlaciones entre los parámetros de calidad del agua y los factores resultantes en el ACP. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Muestreo agosto 2009.	60
Cuadro 19.	Participación en la varianza general de los factores calculados en el ACP. Muestreo marzo 2010.	61
Cuadro 20.	Correlaciones entre los parámetros de calidad del agua y los factores resultantes en el ACP. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Muestreo marzo 2010.	61
Cuadro 21.	Correlaciones entre los parámetros de calidad del agua y los factores resultantes en el ACP utilizando rotación varimax. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Muestreo marzo 2010.	62
Cuadro 22.	Contenidos de Pb en 12 suelos de la cuenca del río Duero. 2009.	63

FIGURAS

Figura 1.	Concentración de Pb disuelto en 12 fuentes de agua subterránea en la cuenca del río Duero y en dos fechas de muestreo.	46
Figura 2.	Concentración de Fe disuelto en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. 2008-2009.	47
Figura 3.	Concentración de Cu disuelto en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. 2008-2009.	48
Figura 4.	Concentración de Zn disuelto en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. 2008-2009.	49
Figura 5.	Agrupación de pozos y manantiales con el análisis factorial Cluster Jerárquico (CJ). Muestreo agosto 2009.	51
Figura 6.	Agrupación de pozos y manantiales con el análisis factorial Cluster Jerárquico (CJ). Muestreo marzo 2010.	52
Figura 7.	Valores de la relación Na/Ca en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero en dos fechas de muestreo.	54
Figura 8.	Valores de la relación Na/Cl en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero en dos fechas de muestreo.	55
Figura 9.	Valores del RAS en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero en dos fechas de muestreo.	56
Figura 10.	Valores de la relación Mg^{2+}/Ca^{2+} en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero en dos fechas de muestreo.	57

ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS DEL ANEXO

CUADROS

	Página
Cuadro 1A. Parámetros físico-químicos de los manantiales y pozos de la zona geohidrológica “Zamora”. Muestreo agosto 2009.	78
Cuadro 2A. Parámetros físico-químicos de los manantiales y pozos de la zona geohidrológica “Zamora”. Muestreo marzo 2010.	79
Cuadro 3A. Concentración de metales pesados disueltos en 12 y 15 fuentes de agua subterránea de la cuenca del río Duero en dos fechas de muestreo.	80

FIGURAS

Figura 1A. Localización de la cuenca del río Duero en las regiones geográfico-sociales de Michoacán.	81
Figura 2A. Localización de los sitios de muestreo. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero.	82
Figura 3A. Familias de agua. Muestreo 2009	83
Figura 4A. Familias de agua. Muestreo 2010	84

RESUMEN

Palabras clave: Familias de agua, metales pesados, plomo, gestión del agua

El presente estudio se realizó en la zona acuífera “Zamora”, al noroeste del estado de Michoacán, dentro de la denominada Faja Volcánica Transmexicana. El objetivo fue evaluar la hidroquímica de las aguas subterráneas, determinar las concentraciones de metales pesados y relacionarlos con los peligros potenciales a la salud humana por el consumo de estos flujos, así como revisar la normativa para el control de la calidad del agua para uso y consumo humano estableciendo algunas observaciones sobre las limitaciones y alcances de la aplicación de estas normas en la zona de estudio. Se analizó la composición físico-química del agua en 17 sitios y dos fechas de muestreo utilizando metodologías estandarizadas. Los datos se procesaron usando análisis estadístico multivariado (cluster jerárquico ascendente CJA y análisis de componentes principales ACP.). La conductividad eléctrica varió de 135 a 880 $\mu\text{S cm}^{-1}$, El pH varió de 6.28 a 7.83. Las principales familias de agua encontradas fueron magnésicas-bicarbonatadas, cálcico-bicarbonatadas y sódico-cálcico-bicarbonatadas. Las fuentes de agua se agruparon en tres categorías, dependiendo principalmente de la CE. El Pb se detectó en todos los sitios estudiados durante dos fechas de muestreo y en concentraciones que exceden hasta 20 veces el límite máximo permitido para agua potable (8 a 220 $\mu\text{g L}^{-1}$). La concentración de Zn, Mn, Cu y Fe se encontró dentro de los límites permitidos para agua de uso y consumo humano. Los factores asociados al origen de los componentes químicos del agua fueron: rocas basálticas con minerales tipo olivino, feldespatos y calcita. La concentración de Pb se asoció a clastos volcánicos (arenas silíceas) donde posiblemente se encuentren filones de PbS. El agua utilizada como potable en la zona regularmente se trata solamente con cloro y no se llevan a cabo monitoreos sobre su calidad físico-química. Las evidencias indican la necesidad de realizar tales monitores e introducir medidas adicionales para la protección de la salud de aquellas poblaciones que consumen agua con niveles elevados de plomo.

ABSTRACT

Keywords: Families of water, heavy metals, lead, water management

The study was done in the Zamora aquifer zone, in the northwestern part of Michoacan state, in the so-called Mexican Volcanic Belt. The objectives of this work was to evaluate the hidro-chemistry of groundwater, to determined the heavy metals concentrations and link these with the potential hazards on human health by consumption of these flows and also, to make some observations about the limitations and scope of the application of these rules in the study area. The water physical and chemical composition in 17 sites and in two sampling dates, were analyzed using standardized methodologies. The data were processed using multivariate statistical analysis (CJA ascending hierarchical cluster and principal components analysis ACP). The electrical conductivity ranged from 135 to 880 $\mu\text{S cm}^{-1}$, while the pH ranged from 6.28 to 7.83. In this study, the main families of water that were found were: magnesium-bicarbonate, calcium- bicarbonate and sodium-calcium-bicarbonate. Water sources were grouped into three categories, depending mainly on the electrical conductivity. The lead was detected in all studied sites and during the two sampling dates, in concentrations that ranged from 8 to 220 mg L^{-1} , was exceeding twenty times the maximum limit allowed for drinking water. The concentration of Zn, Mn, Cu and Fe were found it within allowable limits for water of use and human consumption. Factors associated with the origin of the chemical components of water were: basaltic rocks with minerals type olivine, feldspar and calcite. The Pb concentration was associated with volcanic clasts (silicious sand) where possibly there are reefs of PbS. The water used as drinking water in the area, regularly only is chlorine and are not carried out checks on its physic-chemical quality. The evidence indicates the need to make monitors and introduce additional measures to protect the health of those people who drink water with high levels of lead.

I. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial existe una gran preocupación acerca de los efectos negativos del desarrollo económico sobre el medio ambiente, ocasionados por la alta carga de desechos urbanos e industriales depositados en suelos y cuerpos de agua. En este último caso, las consecuencias se manifiestan principalmente en un fuerte deterioro de la calidad del agua por incremento de compuestos tóxicos para la biota. La Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente (Enero 1992), la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (Julio 1992), el IV y V Foros Mundiales del Agua realizados en México y Estambul en 2006 y 2009, respectivamente, confirmaron la necesidad de proteger la calidad del agua y mejorar el saneamiento de las fuentes de agua para un uso seguro y sostenible (Barrios, 2004; Martínez y van Hofwegen, 2006; WWF, 2009); con este reconocimiento de la importancia de la calidad del agua, se generaron lineamientos internacionales para su control y/o mejoramiento centrando los esfuerzos inicialmente en las fuentes de agua superficial. En relación con el agua subterránea, es en los últimos años cuando se ha impulsado la investigación sobre su calidad y cómo ésta se ha visto afectada por las actividades humanas, dejando en segundo plano de importancia el imperativo de “cómo encontrar agua” (Sánchez, 2004).

La importancia de la calidad del agua subterránea se fundamenta en el uso intensivo de estas fuentes en el consumo humano, aspecto que se vincula estrechamente con la salud de la población. En nuestro país, las fuentes subterráneas constituyen actualmente el 70% del abastecimiento urbano y 62% del industrial (CONAGUA, 2010); a pesar de su importancia estratégica, se tiene poca información sobre las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del agua utilizada para uso y consumo humano (potable), que en conjunto conforman lo que se conoce como “calidad del agua” o grado de contaminación del agua.

Los estudios sobre calidad del agua subterránea realizados en otros países, y algunos en México, indican que ésta puede ser una fuente de intoxicación de diversos contaminantes químicos, entre ellos el arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), boro (B), cromo (Cr), vanadio (V), hierro (Fe),

manganeso (Mn) y otros (Rosales-Hoz *et al.*, 1994; Huizar-Álvarez, 1997; Blanco-Hernández *et al.*, 1998; Sánchez *et al.*, 1998; Das, 2003; Bokar *et al.*, 2003; Ikem *et al.*, 2002; Mejía *et al.*, 2007; Velázquez *et al.*, 2011). La mayoría de las investigaciones reconocen que la fuente de contaminación de las aguas subterráneas es la composición geológica del subsuelo, aunque también se han encontrado evidencias de contaminación derivada de actividades humanas. La relevancia de los metales pesados en el agua potable estriba en que aún en bajas concentraciones estos elementos pueden ocasionar severos problemas sanitarios en la población (Moreno y Devars, 1999).

En España se han documentado zonas donde la concentración de Pb en el agua de consumo humano alcanza 6 ppm, aunque son las viejas tuberías de plomo las que se han implicado en el problema (Blanco-Hernández *et al.*, 1998). En el estudio realizado en la Provincia de Salamanca, el 28 y 58% de las muestras analizadas presentaron niveles tóxicos de Pb y Cd, respectivamente. Estas concentraciones se encontraron ampliamente distribuidas en la Provincia. Es probable que una distribución tan amplia y unos niveles tan intensos solamente puedan explicarse si las aguas presentan estos contenidos de forma natural (composición geológica del terreno).

En los EE UU se han detectado altos contenidos de Pb en el agua potable, mismos que han sido atribuidos básicamente a la contaminación por componentes del sistema de distribución o de la tubería con plomo y no a la fuente en sí misma (Davis y Grant, 2003). Sin embargo, el contenido de Pb en el agua potable puede aumentar la cantidad de este elemento al que las personas están expuestas. Esto constituye un riesgo especialmente para niños que beben fórmulas infantiles y jugos que se mezclan con agua que contiene plomo. En promedio, cerca del 10 al 20 por ciento de la cantidad de plomo a la que un niño está expuesto quizás provenga del agua potable. Los niños que son alimentados con fórmulas infantiles podrían obtener del 40 al 60 por ciento de su consumo de plomo a partir del agua.

Entre los casos de estudios de la calidad de estas fuentes de agua en nuestro país resaltan los de Salamanca, Guanajuato y la Comarca Lagunera. Los problemas de contaminación de aguas subterráneas del sistema acuífero que abastece a la ciudad de Salamanca, Guanajuato, se relacionan

con altas concentraciones de As, Pb, y Cd, cercanas y por arriba de la normatividad mexicana para agua potable. El origen de los metales en el agua subterránea no se ha podido determinar pero se sospecha que es natural y antropogénico dado el carácter agrícola e industrial de la zona y la predominancia de material volcánico en la parte sur del acuífero, aspecto que podría explicar la presencia de As (Rodríguez *et al.*, 2003).

En la Comarca Lagunera, región situada en el centro norte de México y que comprende varios municipios de los Estados de Durango y Coahuila, se han detectado acuíferos cuya concentración de As excede decenas de veces los límites establecidos por las regulaciones. En esta región existen zonas en las que el hidroarsenismo crónico es endémico y donde incluso han surgido brotes de enfermedades asociadas. La presencia del As en los acuíferos de la Comarca Lagunera se ha relacionado con fuentes diversas: actividad hidrotermal, uso de pesticidas, industria minera y orígenes sedimentarios (Valdés-Perezgasca, 1999; Álvarez-Silva y Uribe, 2006).

En Michoacán, estudios recientes sobre la composición química de las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero muestran evidencias de elevadas concentraciones de Pb (Velázquez y Pimentel, 2008), mayores al límite permitido para agua de consumo humano. Debido a que las aguas subterráneas en esta región son la fuente principal para uso urbano (agua potable), se hace necesario un análisis más detallado de su composición química y las fuentes de los elementos tóxicos detectados con la finalidad de identificar los problemas sanitarios potenciales que pueden generarse por el consumo de estos flujos por la población. De igual forma, es fundamental el análisis de las políticas públicas de salud diseñadas para reglamentar la calidad del agua para consumo humano. Estas políticas se concretan en leyes, reglamentos y normas que al ser aplicados por las instituciones responsables, tienen el objetivo de reducir y/o eliminar los riesgos sanitarios para la población afectada. Estos dos aspectos de las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero son abordados en la presente investigación.

La información generada en este trabajo tiene relevancia en el marco de los esfuerzos nacionales para la planeación de la gestión integrada y sostenible de los recursos hídricos, específicamente en

su calidad, así como en el fortalecimiento de la investigación científica básica. Se intenta contribuir con datos, índices e información que fortalezcan el sistema nacional y regional de información sobre cantidad, calidad, usos y conservación de los recursos hídricos, así como en la evolución del marco jurídico e institucional para mejorar la administración del agua, además de apoyar la toma de decisiones en los distintos niveles de gobierno para cumplir con dichos objetivos. Estos esfuerzos tienen mandato constitucional y por lo tanto institucional (Rabasa y Arriaga, 2011).

Objetivos:

1. Determinar la hidroquímica de las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero.
2. Determinar las concentraciones de metales pesados totales y disueltos en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero y relacionarlos con los peligros potenciales a la salud humana por el consumo de estos flujos.
3. Revisar la normativa sobre control de la calidad del agua para uso y consumo humano, estableciendo algunas observaciones sobre las limitaciones y alcances de la aplicación de estas normas en la zona de estudio.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Origen de los componentes químicos del agua

De manera natural, el intemperismo químico es uno de los principales procesos que controlan el ciclo hidrogeoquímico global de los elementos. El intemperismo se define como la alteración superficial de las rocas, ya sea por procesos químicos, físicos o físico-químicos. La influencia del agua como agente de alteración de las rocas es enorme en la corteza terrestre. En el ciclo freático, el agua actúa como un agente surfactante y medio de transporte de los componentes disueltos y dispersos, desde la tierra hasta el mar. La atmósfera constituye, para este caso, un reservorio de CO_2 y de otros oxidantes requeridos en las reacciones de intemperismo. La biota, por otro lado, provee de ligandos orgánicos y ácidos, además de incrementar el CO_2 a través de la descomposición de la materia orgánica.

Los iones presentes en las aguas superficiales y subterráneas proceden del intemperismo de los minerales y las rocas que constituyen la corteza terrestre. La corteza terrestre posee la siguiente composición promedio: oxígeno 49.13 %, silicio 26 %, aluminio 7.45 %, hierro 4.20 %, calcio 3.25 %, sodio 2.40 %, magnesio 2.35 %, potasio 2.35, hidrógeno 1 %, titanio 0.61 %, carbono 0.35 %, cloro 0.20 %, fósforo 0.12 %, azufre 0.10 % y manganeso 0.10 % (Pizarro-Cabello, 1985).

2.1.1 Tipos de rocas y minerales constituyentes

Las rocas son clasificadas de acuerdo con su modo de formación u origen y posteriormente de acuerdo con los minerales que la forman. En base al primer criterio, las rocas se dividen en tres grupos: eruptivas o ígneas, sedimentarias y metamórficas. Al primer grupo corresponden aquellas rocas que se formaron por cristalización de magma en la profundidad o en la superficie de la litosfera. Las rocas sedimentarias se formaron por acumulación y consolidación de restos de rocas preexistentes, mientras que las metamórficas se originaron por medio de transformaciones de los dos tipos anteriores bajo la acción de los agentes físicos (temperatura, presión) o químicos (aportes de

elementos químicos extraños a las mismas). La clasificación general de las rocas en ígneas, sedimentarias y metamórficas es de gran utilidad en los estudios hidrogeoquímicos ya que la composición química de las aguas está en función del tipo de roca por donde circulan (Custodio y Llamas, 1976). En los siguientes apartados se describen principalmente las rocas ígneas y en menor grado, las rocas sedimentarias debido a que la zona de estudio se ubica dentro de la Faja Volcánica Transmexicana, donde predomina el primer grupo de rocas.

2.1.1.1 Rocas ígneas

Las rocas ígneas se clasifican en plutónicas, filonianas y volcánicas. Las primeras se originan de un magma que cristaliza en la profundidad de la litosfera. El segundo grupo se forma cuando el magma asciende hacia la superficie de la litosfera a través de grietas o fracturas; las rocas volcánicas se forman por cristalización del magma en la superficie terrestre.

Por su parte, en base a los diferentes tipos de minerales que contienen, se tienen los siguientes tipos de rocas plutónicas (Custodio y Llamas, 1976; Klein y Hurlbut, 1997):

Granitos. Roca de grano mediano o grueso de color claro, compuesta de cuarzo, feldespato potásico (ortosa) y mica negra (biotita) como elementos esenciales. Pueden presentar acumulaciones de minerales ferromagnésicos (piroxenos, anfíboles). Es la roca más abundante en la corteza terrestre.

Sienitas. Son rocas de estructura y aspecto análogo al granito diferenciándose de él en la ausencia del cuarzo y en la presencia de anfíboles, lo que les da un tono más rosado.

Dioritas. Roca granuda con feldespatos calcosódicos (albita, oligoclasa, andesina) y anfíbol, sin cuarzo libre, adquiriendo por ello colores oscuros.

Gabros. Rocas verdosas o gris oscuro, compuestas de feldespatos del tipo plagioclasas cálcicas (labradorita, bitownita, anortita) y piroxenos, aunque con frecuencia presentan también anfíboles, olivino y óxidos de hierro.

Peridotitas. Son rocas sin minerales claros, muy pesadas, oscuras, compuestas esencialmente por olivino o peridoto, además de un piroxeno.

Rocas ígneas filonianas. En lo referente a su composición mineralógica puede aceptarse la misma que la de las rocas plutónicas puesto que en definitiva el origen es el mismo, siendo solamente distinto el lugar de cristalización o enfriamiento.

Rocas ígneas volcánicas. Las rocas volcánicas pueden presentarse bajo dos aspectos estructurales distintos:

- a) Rocas volcánicas propiamente dichas, formadas al solidificarse la lava expulsada por el volcán.
- b) Rocas piroclásticas, de carácter detrítico. Se trata de partículas o cantos de formas y tamaños muy distintos, que van desde las típicas bombas volcánicas hasta las cenizas o lapilli.

En orden de mayor a menor acidez, las rocas volcánicas propiamente dichas conforman los siguientes tipos:

Riolitas. Rocas volcánicas con estructura fluidal, con fenocristales de cuarzo, ortosa y biotita sobre un fondo granudo de color claro.

Traquitas. Rocas grises o amarillentas, rugosas al tacto, con feldespato potásico, plagioclasas sódicas y anfíboles y/o piroxenos.

Andesitas. Más rugosas aún que las traquitas, de color gris o negro, formados por andesina, anfíboles y piroxenos.

Basaltos. En general son las rocas volcánicas propiamente dichas más abundantes, de color negro, muy densas, formadas principalmente por augita y olivino, con abundancia de magnetita.

Fonolitas. Caracterizadas por un contenido medio en sílice y hasta un 10% en sodio.

Rocas volcánicas piroclásticas. Son fragmentos proyectados hacia el exterior desde el fenómeno volcánico y que se acumulan en los alrededores de éste. Los bloques y bombas poseen un tamaño variable, pero suelen considerarse como pertenecientes a esta clase los superiores a 32 mm (Bellair y Pomerol, 1968). Los lapilli están constituidos por fragmentos inferiores a 32 mm, de forma irregular, porosos, a veces vesiculares mientras que los inferiores a 4 mm se clasifican como cenizas (Custodio y Llamas, 1976).

La composición química de las rocas ígneas presenta pocas variaciones. El componente más importante de estas rocas es el SiO_2 y éste varía del 40 al 75% en peso en las rocas ígneas más comunes. El Al_2O_3 varía generalmente del 10 al 20 % en peso (Klein y Hurlbut, 1997).

2.1.1.2 Rocas sedimentarias

En base a su composición mineralógica y su textura, las rocas sedimentarias se clasifican en tres grandes grupos: terrígenas, aloquímicas y ortoquímicas.

Rocas sedimentarias terrígenas.

Conglomerados. Formada por grandes granos detríticos con formas redondeadas, con o sin una matriz arenosa.

Brechas. De granos detríticos con formas angulosas, con o sin una matriz arenosa.

Areniscas. Roca formada por granos finos (2 a 0.062 mm). El material primario suele estar formado por minerales arcillosos y cuarzo de grano muy fino.

Esquistos. Se caracteriza por dividirse en láminas delgadas paralelas al lecho.

Rocas sedimentarias aloquímicas. También de textura clástica, donde la matriz de la roca se forma por sedimentos depositados mecánicamente. Son ejemplos de este tipo de rocas las calizas, piedras dolomíticas, fosforitas, pedernal y carbón.

Rocas sedimentarias ortoquímicas. Éstas son el resultado de la precipitación directa por acción química en la cuenca de deposición como consecuencia de cambios ambientales.

Evaporitas. Formadas por evaporación del agua de mar y precipitación de las sales disueltas. Generalmente son sales del tipo de cloruros, sulfatos, carbonatos y boratos.

Pedernal Travertino. Mineral calcáreo depositado por las aguas de los manantiales (generalmente termales) en condiciones atmosféricas.

Formaciones de hierro. Son formaciones en banda de color oscuro, pardo rojizo como resultado de la formación de hematites roja y goethita pardo amarillenta (Klein y Hurlbut, 1997).

2.2 Mineralogía de las rocas ígneas

Los minerales silicatados son los componentes principales de las rocas ígneas. La descripción de los procesos de intemperismo de estos minerales es de relevancia en este trabajo considerando el origen volcánico de las rocas en la zona de estudio. Los principales minerales fundamentales que conforman este tipo de rocas se incluyen en siete grandes grupos (Cuadro 1).

Los minerales formados a mayores temperaturas, como el olivino y Ca-plagioclasa, son los más inestables a procesos de intemperismo en la superficie de la tierra (Appelo y Postman, 2005); el cuarzo es el más resistente. En el Cuadro 2 se muestran las estabildades relativas de los minerales (Klein y Hurlbut, 1997).

2.3 Intemperismo de los minerales silicatados

El intemperismo de los minerales silicatados es un proceso lento y los cambios resultantes en la química del agua serán graduales y menos conspicuos que aquel resultante en los acuíferos carbonatados. Se considera que el intemperismo de los minerales silicatados contribuye con cerca del 45% de la carga disuelta en los ríos del mundo (Stumm and Wollast, 1990). Debido a que la velocidad de la disolución de los silicatos es lenta, los acuíferos en rocas silicatadas tienden a la acidificación de sus aguas.

Cuadro 1. Mineralogía de las rocas ígneas

Minerales fundamentales en las rocas ígneas	Composición	Minerales accesorios en las rocas ígneas
1. Cuarzo, tridimita, cristobalita	SiO ₂	1. Circón
2. Feldespatos		2. Esfena
i. Feldespatos potásicos		3. Magnetita
Ortoclasa	KAlSi ₃ O ₆	4. Ilmenita
Microclina		5. Oligisto
Sanidina		6. Apatito
ii. Feldespatos plagioclasa		7. Pirita
Albita	NaAlSi ₃ O ₈	8. Rutilo
Anortita	CaAl ₂ Si ₂ O ₈	9. Corindón
3. Feldespatoides		10. Granate
Nefelina	(Na,K)AlSiO ₄	
Sodalita	Na ₈ (AlSiO ₄) ₆ Cl ₂	
Leucita	KAlSi ₂ O ₆	
4. Micas		
Moscovita	KAl ₂ (AlSi ₃ O ₁₀)(OH) ₂	
Biotita	KMgFe ₂ AlSi ₃ O ₁₀ (OH) ₂	
Flogopita	KMg ₃ (AlSi ₃ O ₁₀)(OH) ₂	
5. Piroxenos		
Augita	(Ca,Na)(Mg,Fe,Al)(Si,Al) ₂ O ₆	
Ortopiroxeno		
Enstatita	MgSiO ₃	
Hiperestena	(Mg,Fe)SiO ₃	
Egirina	NaFe ³⁺ Si ₂ O ₆	
6. Anfiboles		
Hornblenda	NaCa ₂ Fe ₄ ²⁺ Fe ³⁺ (AlSi ₇)O ₂₃ (OH)	
Arfvedsonita	Na ₃ Fe ₄ ²⁺ Fe ³⁺ Si ₈ O ₂₂ (OH) ₂	
Riebeckita	Na ₂ Fe ₃ ²⁺ Fe ³⁺ Si ₈ O ₂₂ (OH) ₂	
7. Olivino		
Forsterita	Mg ₂ SiO ₄	
Fayalita	Fe ₂ SiO ₄	

En todos los casos, el agua y el CO_2 , que son la fuente de protones, son los principales reactantes. El resultado neto de las reacciones es la liberación de cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) y la producción de alcalinidad vía HCO_3^- . Cuando el ion ferroso está presente en el látice del mineral, como en la biotita, el consumo de oxígeno puede constituir un importante factor que afecta el mecanismo de intemperismo y la velocidad de la disolución (Stumm y Morgan, 1996).

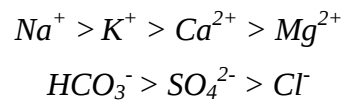
2.3.1 Secuencia de extracción de iones

La secuencia de extracción de iones de los minerales, la velocidad de migración y la capacidad de acumularse en suelos y aguas de las depresiones, son inversamente proporcionales al coeficiente de energía de estos iones. Los coeficientes de energía de los principales iones presentes en las aguas naturales son: $\text{Cl}^- = 0.23$; $\text{SO}_4^{2-} = 0.66$; $\text{CO}_3^{2-} = 0.78$; $\text{SiO}_3^{2-} = 2.75$; $\text{K}^+ = 0.36$; $\text{Na}^+ = 0.45$; $\text{Ca}^{2+} = 1.75$; $\text{Mg}^{2+} = 2.1$; $\text{Fe}^{2+} = 5.15$. A partir de estos valores se ha establecido que las sales con mayor facilidad de formación, como consecuencia del intemperismo de la corteza terrestre, son los cloruros, sulfatos y carbonatos de iones alcalinos y alcalinotérreos; en cambio, la precipitación de estos ocurre en orden inverso (FAO, 1973). Polinov y Kodva (FAO, 1973) clasificaron los elementos liberados de minerales y rocas en cinco categorías, según su capacidad de migración: 1) Prácticamente inmóviles (Si), 2) poco móviles (Fe, Al, Si), móviles (Si, P, Mn), bastante móviles (Na, Ca, K, Mg, Cu, Co, Zn) y muy móviles (Cl, Br, I, S, C, B).

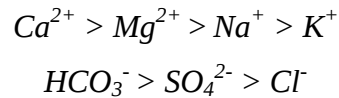
2.4 Tipos de acuíferos

De esta manera, el predominio de ciertos iones en las aguas naturales se relaciona directamente con el tipo de material parental o rocas con las que tienen contacto estas aguas, dando lugar a la formación de acuíferos con características distintivas.

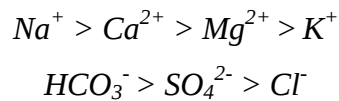
1. En aguas relacionadas con rocas tipo granito, los iones predominantes serán:



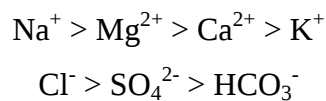
2. Para aguas en contacto con calizas y dolomitas:



3. Aguas en contacto o en acuíferos basálticos:



4. En contacto con agua de mar:



En general, las aguas relacionadas con las rocas denominadas granitos son de baja concentración, predominando en ellas el HCO_3^{-} y el Na^{+} y Ca^{2+} , solubilizándose también cantidades importantes de K^{+} y Fe^{2+} ; sin embargo, las concentraciones finales de estos iones son pequeñas debido a que el

primero es retenido en las partículas arcillosas y el segundo es precipitado como $\text{Fe}(\text{OH})_3$. La concentración de Cl^- y SO_4^{2-} generalmente es baja en estas aguas debido a que estos iones existen en poca cantidad en los granitos; la excepción ocurre cuando el granito presenta cristales de pirita (FeS_2) que en un ambiente oxidado genera importantes cantidades de SO_4^{2-} .

En los granitos normales dominan los cationes alcalinos sobre los alcalinotérreos y esta preponderancia se mantiene en el agua. En los granitos más básicos como los anfíboles, sienitas y dioritas, la predominancia es menos acentuada. En general, la relación iónica $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ es cercana a 0.3. En climas templados y húmedos, la concentración de las aguas no supera los 500 mg L^{-1} ; en condiciones de intemperismo bajo o moderado, la concentración puede alcanzar los 200 mg L^{-1} .

Las aguas relacionadas con rocas basálticas regularmente presentan mayor concentración electrolítica que aquellas relacionadas con los granitos; esto ocurre por la mayor facilidad que tienen los minerales constituyentes de los basaltos para intemperizarse, en relación con los granitos. De manera similar a los granitos, el Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} solubilizados de los minerales pasan a las soluciones acuosas, mientras que el K^+ se fija en los minerales arcillosos y el Fe^{2+} se precipita. También el Cl^- y el SO_4^{2-} son de baja concentración a menos de que en la roca se encuentren sulfuros metálicos que al oxidarse generen SO_4^{2-} . En estas aguas, las relaciones iónicas $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ y $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ generalmente muestran valores cercanos a 0.3 y 1.0, respectivamente (Abrol *et al.*, 1988; Deutsch, 1997).

Aguas en contacto con rocas sedimentarias. En general, las rocas sedimentarias son más porosas que las ígneas y metamórficas, por lo que las aguas relacionadas con las del primer grupo son de mayor concentración que el segundo; esto ocurre al menos en la fase inicial del intemperismo de los minerales y antes de ser sometidas a un proceso de lavado de iones interno.

Desde el punto de vista de su solubilidad y para tratar de entender las sales que pueden aportar a las soluciones acuosas, las rocas sedimentarias se han clasificado en cinco grupos: 1) resistitas, 2) hidrolisitas, 3) precipititas, 4) evaporitas y 5) carbonosas-bituminosas (Abrol *et al.*, 1988).

Las rocas del grupo resistitas están formadas por materiales que no se disolvieron durante los procesos que dieron lugar a su formación como roca sedimentaria; éstos pueden ser materiales insolubles como el cuarzo o zircón o bien materiales que son más o menos atacables pero que fueron depositados antes de que la hidrólisis hubiera completado su acción, como sucede con los silicatos resistentes y algunas micas. Por estas características, las rocas de grupo resistitas se relacionan con aguas de baja a moderada concentración electrolítica en relación con los otros grupos de rocas sedimentarias.

Las hidrolisitas están formadas en mayor proporción por partículas derivadas de la hidrólisis de otras rocas. Ejemplo de hidrolisitas son las arcillas y pizarras, las cuales durante su formación atrapan altas cantidades de agua que van expulsando poco a poco al irse compactando y litificando. Esta agua atrapada es la principal fuente de sales, en especial si es agua marina. El lavado de estos materiales proporciona con frecuencia aguas relativamente salinas y producen notables fenómenos de intercambio iónico; el contenido de Cl^- es generalmente elevado, lo mismo que los iones SO_4^{2-} , Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} .

Las precipititas son el resultado de reacciones químicas que dan lugar a sales insolubles; están representadas principalmente por las calizas y dolomitas. Las calizas puras aportan pocas sales pero con predominancia de los iones HCO_3^- y Ca^{2+} debido a las reacciones de carbonatación por el CO_2 disuelto en el agua. Las calizas con mayor contenido de impurezas generan mayor cantidad de sales solubles que las anteriores; este comportamiento se observa también en las dolomitas.

El grupo de rocas evaporitas son las formadas por la evaporación de aguas y por lo tanto son sales fácilmente solubles que han cristalizado. Entre las principales rocas evaporitas se encuentran el yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y la sal común (NaCl). Naturalmente, las aguas en contacto con las evaporitas contienen grandes cantidades de sales solubles, especialmente en aquellas formaciones halinas que pueden originar salmueras. Las formaciones yesíferas pueden dar lugar a concentraciones muy elevadas de SO_4^{2-} y Ca^{2+} en las aguas que circulan en las zonas donde se depositan estos yesos; frecuentemente se encuentran también concentraciones elevadas de Mg^{2+} , Na^+ y Cl^- si el yeso

contiene atrapadas sales de estos iones. Los minerales presentes en las rocas sedimentarias como los carbonatos y evaporitas (haluros, yeso) son muy solubles y se disuelven rápidamente y, en general, congruentemente (se disuelven en la misma proporción estequiométrica que en el mineral y sin formar nuevas fases sólidas). Recientes estimaciones indican que las evaporitas y carbonatos contribuyen aproximadamente con el 17% y 38% de la carga total disuelta en los ríos del mundo. (Stumm y Morgan, 1996).

El grupo de las rocas carbonosas y bituminosas proceden de la descomposición de la materia viviente; estas formaciones contienen grandes cantidades de sales solubles y un ambiente reductor que origina concentraciones importantes de Fe^{2+} y S^{2-} . El contenido de SO_4^{2-} puede ser muy pequeño a consecuencia de la reducción de sulfatos, aunque existen excepciones. Las aguas relacionadas con estas formaciones atacan fuertemente a los minerales que las acompañan y frecuentemente dan origen a aguas de alta concentración salina.

Aguas en contacto con rocas metamórficas. Las rocas metamórficas suponen una gradación entre rocas ígneas (granito) y las sedimentarias; por lo tanto las aguas en contacto tendrán características intermedias más próximas a unas o a otras según el grado de metamorfismo. Las aguas relacionadas con rocas tales como los mármoles pueden dar aguas de tipo bicarbonatado cálcico.

En el Cuadro 3 se resumen las características de cuatro tipos de acuífero en función de las rocas predominantes (Smith, 1999).

Cuadro 3. Composición química del agua por tipo de acuífero.

Tipo de Acuífero	Sólidos totales	Dureza	Características y minerales disueltos	Metales y radionucleótidos
Basáltico	Muy baja < 250 mg L ⁻¹	Muy baja < 120 mg L ⁻¹	Na ⁺ , Cl ⁻ , Si Lejos de la saturación	Puede tener altas concentraciones de metales y radionucleótidos
Carbonatado	Alta > 500 mg L ⁻¹	Muy alta > 500 mg L ⁻¹	Ca ²⁺ y Mg ²⁺ cerca de la saturación; presencia de SO ₄ ²⁻ que puede asociarse a Evaporitas	Alto contenido de Fe; algunas formaciones con elevadas concentraciones de radionucleótidos
Arenizca	Baja a moderada	Moderada	Depende de la roca	Bajo-alto, dependiendo del material de cementación y origen de la arena.

2.5 Los metales pesados

Los metales pesados se caracterizan por tener densidades elevadas en relación con el resto de elementos químicos, son totalmente no degradables y se acumulan en los sistemas ambientales (Baird, 2001). Así, la densidad (g/cm³) de algunos metales pesados y otros metales considerados ligeros, es: Pb, 11.3; Cd, 8.7; As, 5.8; Mg, 1.7; Al, 2.7. Muchos de los metales pesados tienen funciones vitales en los organismos, ya sea como cofactores en las enzimas o como elementos estructurales de las proteínas. Distintos procesos esenciales de la vida (como la fotosíntesis, respiración, fijación de nitrógeno) dependen estrictamente de iones metálicos y su habilidad para catalizar transformaciones múltiples (Kroneck, 2005).

2.5.1 Metales pesados en las rocas

Los elementos se segregan de las rocas siguiendo complejos procesos físico-químicos. Para entender los procesos que determinan la concentración de los elementos, podemos partir del análisis de las interrelaciones que ocurren entre ellos inicialmente en la roca; posteriormente analizaremos los procesos de intemperismo y las leyes que rigen la concentración de los elementos ya en las soluciones, derivadas de la interacción roca-agua.

En la corteza terrestre, los elementos relativamente raros (metales pesados) se encuentran en muchos casos como segregaciones comunes o asociaciones paramagnéticas (depósitos). Esta segregación ha sido explicada en base a las interrelaciones de estos elementos de acuerdo a las leyes empíricas de la tabla periódica y que permite agrupar los elementos de la siguiente manera: grupo A: Pb, U, As, Sb, Bi, Sc, Mo, Sn, que son derivados de la corteza terrestre; grupo B: Fe, Ni, Co, Cu, Zn, Al, Au, que son derivados del manto o derivación basáltica por lixiviación; grupo C: U(Th), Zr, Hf, Ti, Nb, Ta, también derivados de la corteza terrestre (Augustithus, 2010). La corteza terrestre tiene un grosor aproximado de 40-50 km, mientras que el manto abarca unos 800 km y es la capa más profunda de la tierra.

Por otro lado, y de acuerdo con su facilidad para transferirse en la atmósfera o en la litósfera, los metales se han dividido en dos grupos: A. Litófilos, los cuales son transportados hacia los océanos por las corrientes de agua en mayor medida que por la atmósfera (Al, Ti, Sn, Mn, Co, Cr, V, Ni); B. Atmófilos, que pueden ser metilados y/o liberados a la atmósfera como gases (Hg, As, Sn, Se, Pb). De esta última división, los metales del grupo B no solo se enriquecen en ambientes naturales, sino que tienen efectos tóxicos potenciales sobre la biota y la salud humana. Los iones de estos metales tienen la tendencia a unirse con centros de N o S. Los efectos biológicos de un metal son mediados por reacciones químicas entre el metal y los diversos ligandos celulares (Stumm y Morgan, 1996). La actividad volcánica se reconoce como una fuente importante de metales pesados, especialmente hacia la atmósfera (Cuadro 4)

Cuadro 4. Emisiones mundiales de metales hacia la atmósfera generadas por la actividad volcánica.

Meta	Emisiones volcánicas (10³ ton/año)
Antimonio	0.71
Arsénico	3.8
Cadmio	0.82
Cromo	15.0
Cobalto	0.96
Cobre	9.4
Manganeso	42.0
Mercurio	1.0
Molibdeno	0.40
Níquel	14.0
Plomo	3.3
Selenio	0.95
Vanadio	5.6
Zinc	9.6

Fuente: (Stumm y Morgan, 1996)

A partir de las emisiones a la atmósfera y de los metales liberados de las rocas por procesos de intemperismo, se ha calculado que en promedio las aguas naturales presentan las concentraciones de metales pesados que se indican en el Cuadro 5 (Stumm y Morgan 1996).

Cuadro 5. Concentración (nM) de metales disueltos en aguas naturales

Área	Metales pesados			
	Cu	Zn	Cd	Pb
Ríos de Costa Este de USA	17	13	0.095	0.11
Océano Pacífico	0.5-5	0.1-10	0.01-1	0.005-0.08
Agua de lluvia	10-300	80-900	0.4-7	10-200

2.5.2 Controles químicos de los metales pesados en las aguas naturales

La concentración de los metales pesados en las aguas subterráneas, inicialmente liberados a través de los procesos de intemperismo, es controlada principalmente por procesos de sorción. La mayor parte de los procesos de sorción lo constituye la adsorción de los metales pesados a las superficies de carga variable de los óxidos y la materia orgánica, esto considerando que los granos de los sedimentos en el acuífero están recubiertos de mezclas de oxihidróxidos de Fe, minerales arcillosos y materiales orgánicos (Appelo y Postma, 2005). Los metales pueden también ser adsorbidos a la superficie de minerales como la calcita, que es un componente ubicuo en los acuíferos. Cuando la concentración de metales pesados es muy baja, la adsorción sobre la calcita puede gobernar la concentración acuosa, mientras que en altas concentraciones lo hacen las soluciones sólidas.

2.5.3 El Pb como metal pesado tóxico

El Pb es uno de los metales pesados más estudiados. Los ciclos biogeoquímicos locales, regionales y globales del Pb han sido afectados por el hombre en un mayor grado que cualquier otro elemento tóxico. La principal razón estriba en que el Pb es un metal extremadamente útil y es relativamente fácil de trabajar en temperaturas poco elevadas (327°C); sin embargo, es fácilmente emitido a la atmósfera durante su extracción y refinamiento. Debido a que ha sido usado desde la antigüedad, la contaminación ambiental con Pb es tan vieja como la humanidad. Posiblemente no exista lugar en la superficie de la tierra libre de Pb antropogénico. Actualmente se reconoce que la actividad industrial ha contaminado la capa superficial de los suelos con Pb en el mundo entero. Las fuentes antropogénicas principales de emisiones a la atmósfera son los vehículos, metalurgia no ferrosa y combustibles fósiles desde fuentes estacionarias (Shotyk y Le Roux, 2005).

2.5.3.1 Fuentes naturales de Pb

En la corteza terrestre, se estima que el promedio de contenido de Pb es de $15.0 \mu\text{g g}^{-1}$ (Shotyk y Le Roux, 2005). En el Cuadro 6 se muestran los contenidos de Pb en las principales rocas, suelos y sedimentos existentes en la superficie terrestre.

Cuadro 6. Contenido de Pb en las rocas y minerales

Tipo de roca	Concentración ($\mu\text{g g}^{-1}$)
Basalto	3.0
Granito	24.0
Arenisca	10.0
Calizas	6.0
Pizarra	23.0
Suelo	35.0
Carbón de mina	10.0
Sedimentos	19.0

En nódulos de Mn el contenido de Pb puede alcanzar varios cientos de $\mu\text{g g}^{-1}$. Los minerales denominados micas y los feldespatos potásicos contienen en promedio $25\text{-}30 \mu\text{g g}^{-1}$. Las emisiones naturales de Pb a la atmósfera se han estimado como sigue: $1\,200 \text{ ton año}^{-1}$ de emisiones volcánicas y $1\,400 \text{ ton año}^{-1}$ derivadas de polvo (Shotyk y Le Roux, 2005).

Actualmente se conocen cerca de 240 minerales de Pb (Shotyk y Le Roux, 2005), aunque los de mayor importancia económica son la galena (PbS), cerusita (PbCO_3) y anglesita (PbSO_4). La Boulangerita ($5\text{PbS}\cdot 2\text{Sb}_2\text{S}_3$), Buornonita (PbCuSbS_3) y Jamesonita ($\text{Pb}_4\text{FeSb}_6\text{S}_{14}$) son también importantes sulfuros de Pb. La galena se encuentra asociado a filones de rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas, mientras que la cerusita y la anglesita son el resultado de la oxidación del PbS (Klein y Hurlbut, 1997).

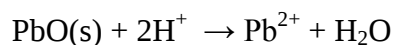
2.5.3.2 Química del Pb

Los estados de oxidación del Pb son: Pb^{4+} , Pb^{2+} y Pb^0 . En las condiciones de la superficie terrestre, el estado de oxidación más común es Pb^{2+} . En las condiciones de pH y Eh de la mayoría de las aguas naturales, la forma inorgánica dominante es el Pb^{2+} ; sin embargo, pueden ser importantes los complejos de sulfato, carbonato, cloruro y fosfato, dependiendo de la concentración de estas especies y el pH de la solución. El carbonato de Pb es un control efectivo de la solubilidad del Pb en suelos y sedimentos con pH mayor a 6.0 (Shotyk y Le Roux, 2005).

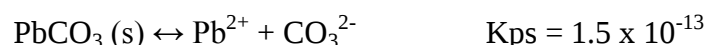
En zonas de activa reducción bacteriana del azufre, tal como en sedimentos anóxicos, la solubilidad del Pb es regulada por la formación de sulfuro de Pb. En suelos neutros y alcalinos y sedimentos anóxicos, por tanto, la movilidad del Pb es muy limitada. En suelos ácidos prácticamente se eliminan los controles sobre la solubilidad del Pb. El Pb^{2+} forma complejos estables con ligandos orgánicos naturales y es fuertemente adsorbido a las superficies de los hidróxidos de Mn y Fe (Lindsay y Norvell, 1978). La solubilidad de los fosfatos de Pb es extremadamente baja, siendo esto un control en la migración del Pb en suelos agrícolas fertilizados con P.

Las formas químicas del Pb incluyen cuatro isótopos: ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb y ^{208}Pb , los cuales pueden utilizarse para el estudio de la dinámica de este elemento en el ambiente.

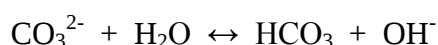
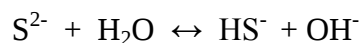
El Pb representa un problema ambiental cuando se disuelve en su forma iónica Pb^{2+} . El Pb forma el sulfuro iónico PbS , mineral denominado galena, muy insoluble y del cual se extrae casi todo el metal. El Pb no reacciona con los ácidos diluidos. El PbO es un sólido amarillento utilizado para vitrificación de la cerámica. Sin embargo, si se aplica incorrectamente, el óxido puede disolverse en unas horas al entrar en contacto con alimentos y líquidos ácidos almacenados en envases de cerámica, generando Pb^{2+} disuelto:



La presencia de concentraciones significativas de Pb en aguas naturales parece ser un tanto paradójica, dado que tanto su sulfuro PbS como su carbonato PbCO₃ son compuestos altamente insolubles en el agua:



No obstante, en ambas sales los aniones se comportan como bases fuertes. Así pues, las dos reacciones de disolución anteriores son seguidas por las reacciones de los aniones en el agua (Baird, 2001):



De esta manera, y al igual que la reacción de disolución del CaCO₃ en el agua, las solubilidades del PbS y PbCO₃ aumentan gracias a la reacción del anión con el agua (se consume el anión).

Debido a que el Pb debe ser transferido desde la fase sólida a la fase acuosa antes de que pueda ser tomado por las plantas y organismos acuáticos, la concentración de Pb en las aguas naturales puede ser un indicador sensible del potencial de este elemento para hacerse biológicamente disponible.

El Pb en corrientes no contaminadas con Pb antropogénico puede derivarse también del intemperismo químico de los feldespatos potásicos y la biotita. En las aguas subterráneas, el Pb puede tener como origen las rocas relacionadas con el acuífero y/o la infiltración al acuífero de aguas superficiales contaminadas; en este último caso, el Pb puede derivar de procesos industriales (fundición de metales), gasolinas con Pb, minería, pinturas, pesticidas con arsenato de Pb, fertilizantes fosfatados, fabricación y uso de cerámica vidriada e incluso detergentes y blanqueadores de uso doméstico (Moreno-Sánchez y Devars, 1999). Los depósitos de residuos (basureros) también se han reconocido como fuentes de este metal.

2.6 Calidad del agua para uso y consumo humano

Los iones y elementos que ocurren en las aguas naturales tienen un efecto específico sobre los sistemas donde actúan. En la salud humana, por ejemplo, la ingesta de agua con altos contenidos de Na^+ puede alterar la presión sanguínea. Por otro lado, a niveles adecuados estos elementos tienen una función en la nutrición humana. En el Cuadro 7 se presentan algunos de los efectos de los iones mayores en la salud humana (Baird, 2001; Selinus, 2004; Appelo y Postma, 2005; Shotyk y Le Roux, 2005; Morel y Malcom, 2005).

Cuadro 7. Principales iones y elementos en el agua para consumo humano y sus efectos en la salud humana.

Constituyente	Contribución a la nutrición mineral (%)	Efectos por exceso en la salud
Mg^{2+}	3-10	Diarreas Mg/SO_4
Na^+	1-4	Elevación de presión sanguínea,
Cl^-	2-15	
SO_4^{2-}		Diarrea
NO_3^-		Enfermedad “azul” en niños
F^-	10-50	
As	≈ 30	Envenenamiento, cáncer de piel
Al		Acidificación, flóculos de Al
Mn		Lesiones nerviosas
Fe		Lesiones en hígado, diabetes
Ni		Alergias
Cu	6-10	Envenenamiento, depósitos de Cu en el cerebro
Zn		Fiebre metálica, diarreas
Cd		Descalcificación, disfunciones renales, cáncer
Pb		Envenenamiento, alteración del sistema nervioso
Cr	20-30	Daños al riñón (nefritis)
Hg		Envenenamiento

2.6.1 El Pb y sus efectos sanitarios

La fuerte afinidad del Pb para enlazar los grupos sulfhidrilo de las enzimas, inactivándolas en este proceso (Kone, *et al.*, 1990) y la capacidad de generar radicales libres (Stadtman y Oliver, 1991) derivan en efectos adversos a la salud humana.

Se conoce que actualmente el agua de bebida es la responsable de alrededor de una quinta parte del Pb total ingerido en América del Norte. La vajilla vitrificada con Pb es todavía una fuente de este metal en la dieta de las personas que utilizan estos materiales en el hogar. En México, el alto contenido de Pb en la sangre de los niños se ha reconocido como uno de los principales problemas sanitarios (Baird, 2001) y su estudio en el agua para consumo humano es de relevancia debido a que el Pb en este medio es absorbido por el cuerpo en una mayor proporción que el Pb presente en los alimentos.

El envenenamiento por Pb puede afectar tanto a adultos como niños, aunque el daño es mayor en el último grupo. Una vez detectados niveles elevados de Pb en la sangre de los niños poco es lo que se puede hacer para mitigar los efectos deletéreos de este elemento en el cerebro. La exposición crónica a bajos niveles de plomo tiene efectos en el crecimiento durante los primeros años de vida. El nivel y duración de la exposición influyen en el tipo de efectos, que van desde la inhibición de enzimas hasta la producción de acusados cambios morfológicos y la muerte (García-Melián y Hernández, 2003). Se ha establecido que este elemento está relacionado con diversos trastornos como: rezago en el crecimiento infantil, incremento en la presión arterial en los varones adultos, daños en la hemossíntesis y en el metabolismo de la vitamina D, alteraciones neuro-electro fisiológicas en los potenciales evocados, en la velocidad de la conducción nerviosa y en la agudeza acústica (Davis y Grant, 2003; Shotyk y Le Roux, 2005).

2.7 Aspectos legales sobre la calidad del agua para uso y consumo humano

2.7.1 Ordenamientos jurídicos

En México, los principales Ordenamientos jurídicos sobre protección de las aguas son:

1. Constitución política
2. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al ambiente
3. Ley de Aguas
4. Ley General de Salud

Para el caso del control de la calidad del agua para uso y consumo humano, los ordenamientos específicos se encuentran contenidos en La Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) y en la Ley de Aguas (Brañes, 2000).

En la LGEEPA se establecen los criterios ecológicos sobre calidad del agua para diversos usos, entre ellos el uso potable (SEDUE, 1989).

Esta Ley establece como actividades de las autoridades públicas en materia de aguas, “la formulación de normas oficiales mexicanas que deberán satisfacer el tratamiento del agua para el uso y consumo humano” (Artículo 119). El Monitoreo de la calidad de las aguas queda regulado por el Artículo 133 (modificado en 1996), el cual dispone que “ la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), con la participación que en su caso corresponda a la SSA (Secretaría de Salubridad y Asistencia, actual Secretaría de Salud) conforme a otros ordenamientos legales, realizará un sistemático y permanente monitoreo de dicha calidad de las aguas, para detectar la presencia de contaminantes o exceso de desechos orgánicos y aplicar las medidas que procedan. En los casos de aguas de jurisdicción local se coordinará con las autoridades de los Estados, el DF y los municipios”.

Ley de Aguas Nacionales

Las disposiciones de la Ley de Aguas Nacionales son supletorias respecto a las disposiciones de la LGEEPA (prevalecen las de la LGEEPA sobre aquellas). Su objeto es “regular la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, así como la preservación de su calidad”. La idea de la protección de las aguas está presente en esta Ley desde la primera de sus disposiciones.

Los títulos de esta Ley son 10, entre los cuales el Séptimo está relacionado con “Prevención y control de la contaminación del agua”.

Las disposiciones de estos títulos fueron reglamentadas en 1994, mediante el Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales (SARH, 1994). Este Reglamento contiene, en primer término, un catálogo de las atribuciones de CONAGUA en este campo y, en segundo término, se ocupa de establecer normas para prevenir y controlar la contaminación del agua.

Las atribuciones de CONAGUA en relación con la contaminación del agua son, entre otras:

1. Promover y, en su caso, ejecutar y operar la infraestructura federal y los servicios necesarios para la preservación, conservación y mejoramiento de la calidad del agua en las cuencas hidrológicas y acuíferos, de acuerdo con las normas oficiales mexicanas respectivas y las condiciones particulares de descarga.
2. Vigilar, en coordinación con las demás autoridades competentes, que el agua suministrada para consumo humano cumpla con las normas de calidad correspondiente.

Las disposiciones legales en materia de control de la calidad del agua se concretan a través de una serie de Normas Oficiales Mexicanas, divididas en Normas reglamentarias y Normas Técnicas.

1. Normas reglamentarias, que se encuentran contenidas en los siguientes reglamentos:
 - a. Reglamento para la prevención y control de la contaminación de aguas (SRH, 1973; SSA, 1975).

- b. Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales, Título Séptimo (SARH, 1994). Artículos 133 a 156. Este Reglamento abroga el Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas, mencionado en el párrafo anterior.
2. Normas Técnicas, que hacen posible la aplicación de las disposiciones legales. Este conjunto de normas oficiales mexicanas se pusieron en vigor fundamentalmente a partir de la década de los setenta con la expedición de la Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental (1971) y, más tarde, con el Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de las Aguas (1973). A inicios de los 80`s se emitió el mayor número de estas normas. La LGEEPA introdujo las Normas Técnicas Ecológicas en junio de 1988. En 1993 se retornó al sistema de Normas Oficiales Mexicanas con la nueva Ley Federal de Metrología y Normalización.

Las principales Normas Oficiales Mexicanas relacionadas con el agua para uso y consumo humano, son las siguientes:

1. **Norma Oficial Mexicana** NOM-127-SSA1-1994, donde se establecen los límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización (SSA, 2009). Se enumeran las siguientes características que debe cumplir el agua para este uso: 2 microbiológicas, 3 físicas y organolépticas, 40 químicas y 2 características radiactivas.

Esta Norma es emitida por la Secretaría de Salud y a ella compete la vigilancia de su cumplimiento “en coordinación con los gobiernos estatales, municipales, el Gobierno del Distrito Federal, las Comisiones Estatales de Agua y Saneamiento y la Comisión Nacional del Agua, en sus respectivos ámbitos de competencia” (Brañes, 2000).

2.7.3 Normativas internacionales en materia de calidad del agua potable

Las políticas de salud pública se basan en el conocimiento científico de los riesgos asociados con un peligro potencial. Para el agua potable o agua para uso y consumo humano, se han reconocido a nivel mundial cerca de un centenar de elementos y sustancias que pueden causar efectos sanitarios

severos arriba de un nivel considerado crítico (OMS, 2006; Davis y Grant, 2003). Sin embargo, en algunos componentes químicos existe desacuerdo entre las diversas instancias internacionales en cuanto al valor que debe considerarse como crítico (límite máximo permitido) para la salud humana, como puede observarse en el Cuadro 8.

Cuadro 8. Normas internacionales. Límites máximos permitidos de algunos componentes químicos en el agua para consumo humano.

	USEPA	OMS	UE	México
Constituyente	Límite máximo permitido (mg L ⁻¹)			
Mg ²⁺	50.0			
Na ⁺	200.0		200.0	200.0
Cl ⁻	250.0		250.0	250.0
SO ₄ ²⁻	250.0		250.0	400.0
NO ₃ ⁻	50.0	50.0	50.0	10.0
F ⁻	1.5	1.5	1.5	1.5
As	0.01	0.01	0.01	0.5
Se	0.01	0.01	0.01	
Al	0.2		0.2	0.2
Mn	0.05	0.04	0.05	0.15
Fe	0.2		0.2	0.3
Ni	0.02	0.07	0.02	
Cu	2.0	2.0	2.0	2.0
Zn	0.1			5.0
Cd	0.005	0.003	0.005	0.005
Pb	0.01	0.01	0.01	0.01
Cr	0.05	0.05	0.05	0.05
Hg	0.001	0.006	0.001	0.001

Fuentes: Davis y Grant, 2003; OMS, 2006; DOCE, 1998; SSA, 2009)

III. MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se dividió en 2 partes: i) un estudio de la composición química de las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero y determinación del origen de dichos componentes químicos a través de técnicas geoquímicas y análisis multivariado, ii) descripción de los aspectos legislativos y normativos existentes en el país para el control de la calidad del agua para uso y consumo humano, así como la observancia de estas normativas en la región de estudio. Se busca, con ello, aportar algunos elementos para el análisis del estado en que se encuentran los recursos hídricos subterráneos en la zona de estudio y de las medidas legales implementadas para el control de la calidad del agua para este uso, estableciendo algunas observaciones sobre las limitaciones y alcances de la aplicación de estas normas en la zona de estudio

3.1 Composición química del agua subterránea

3.1.1 Zona de estudio

El trabajo se realizó en la cuenca del río Duero, que incluye la zona acuífera “Zamora”, en el noroeste del estado de Michoacán, y dentro de la región fisiográfica Faja Volcánica Transmexicana (Figura 1A.).

Se calcula que la zona acuífera en estudio cubre una superficie de 2 400 km² (CONAGUA, 2002), limitando al norte con los poblados de La Luz, Ixtlán de los Hervores, El Colesio, Ecuandureo y Churintzio; al sur por Charapan, Nurío, Paracho de Verduzco y Cherán; al este por Aguanato, Caurio de Guadalupe y Eréndira, y al oeste por la Ciénega de Chapala, Pajacuarán, Cerrito Colorado, San Antonio Guaracha y Aquiles Serdán. La participación municipal dentro de la zona acuífera se muestra en el Cuadro 9.

En la zona acuífera “Zamora” se encuentran dos tipos de acuífero (CONAGUA, 2002):

- i) Acuífero basáltico “colgado”, localizado en las inmediaciones de las serranías y en la cañada que se forma en el poblado El Platanal, a la entrada del valle de Zamora. Este acuífero provee unos 37 hm³ anuales al río Duero, principal corriente en la cuenca.
- ii) Acuífero libre o de relleno, localizado en la parte plana del valle; aporta unos 21.5 hm³ anuales al río Duero. Este es el acuífero principal del valle de Zamora y está formado por derrames basálticos, piroclásticos, materiales aluviales y depósitos lacustres.

Cuadro 9. Participación municipal en la zona acuífera “Zamora”.

MUNICIPIO	POBLACIÓN *	% PARTICIPACIÓN EN EL ACUÍFERO “Zamora”
CHARAPAN	12,163	15
CHAVINDA	9,975	95
CHERÁN	18,141	60
CHILCHOTA	36,293	100
CHURINZIO	5,564	5
ECUANDUREO	12,855	8
IXTLÁN	13,584	15
JACONA	64,011	100
NAHUATZEN	27,174	10
PURÉPERO	15,306	100
TANGAMANDAPIO	27,822	70
TANGANCÍCUARO	32,677	85
TLAZAZALCA	6,890	95
VILLAMAR	16,991	3
ZACAPU	73,455	5
ZAMORA	186,102	100

*Fuente: INEGI, Censo 2010.

La intensa actividad volcánica que se ha desarrollado en la zona desde finales del Terciario (Mioceno Superior) hasta el Cuaternario (Pleistoceno Superior), conformó un edificio geológico cuya base son andesitas y basaltos subalcalinos a calcoalcalinos en la porción norte (Viggiano-Guerra y Gutiérrez-Negrín, 2007), mientras que en el sur estas rocas se alternan con potentes espesores de cenizas volcánicas del Cuaternario. Los basaltos cuaternarios que constituyen los cerros circundantes a los valles aluviales se encuentran dispuestos en amplias y fluidas coladas de lava; su color es pardo, negro o gris oscuro e incluyen en su composición minerales como plagioclasas y olivino (Silva, 1988).

3.1.2 Sitios y fechas de muestreo

Se realizaron dos muestreos de aguas subterráneas para el análisis de iones mayores: agosto del 2009 y marzo del 2010. Para el primer muestreo, se seleccionaron 15 puntos localizados en tres municipios de la zona geohidrológica “Zamora”. 1) municipio de Chilchota, con los sitios: manantiales Ostácuaro (1), Cuinio (2), Tanaquillo (3), pozo Urén (4), manantiales Chilchota (5) y Los Nogales (6); 2) municipio de Tangancícuaro, con los sitios: manantial Huario, en Etúcuaro (7), pozo El Pedregal (8) y manantial Cupátziro, en Tangancícuaro (9), 3) municipio de Zamora, con los sitios: pozos La Sauceda I (10), Ojo de Agua (11), Aquiles Serdán (12), Jardines de Catedral (13), Mercado Hidalgo (14) y La Sauceda II (15). En el segundo muestreo se incluyeron, además de los sitios seleccionados en el primer muestreo, dos puntos adicionales correspondientes a dos manantiales localizados en el poblado de Etúcuaro: manantiales La Colonia (16) y La Loma (17).

Para el análisis de metales disueltos, el muestreo se realizó en mayo de 2008 y otro en agosto del 2009. En el Cuadro 10 y Figura 2A se indican los sitios de muestreo y su localización. La selección de los sitios se basó en trabajos previos realizados en la zona sobre hidroquímica de las aguas subterráneas, donde fueron detectados de manera preliminar problemas sobre metales tóxicos (Velázquez y Pimentel, 2008).

En los pozos, las muestras fueron colectadas directamente de los sistemas de extracción y antes de que el agua se derivara al dispositivo de cloración para mantener las condiciones iniciales del agua subterránea. Para evitar la posible alteración de la muestra, se dejó correr el agua de la llave de paso durante unos 30 segundos antes de disponer el agua en el recipiente. La profundidad de los pozos bajo estudio varió de 100 a 200 m. Para el agua de los manantiales la muestra fue obtenida en la parte central del cuerpo de agua, a una profundidad máxima de 20 cm y ayudados de un recipiente de mayor capacidad previamente lavado con la misma agua a muestrear.

Cuadro 10. Sitios de muestreo de pozos y manantiales en la zona acuífera “Zamora”. Agosto 2009 y marzo 2010.

No.	SITIO	LOCALIZACIÓN	
		Latitud	Longitud
1	Manantial Ostácuaro	19°51'43''	-102°02'07''
2	Manantial Cuinio	19°51'38''	-101°56'42''
3	Manantial Tanaquillo	19°50'39''	-102°06'22''
4	Pozo Agua Zarca Urén	19°51'03''	-102°06'13''
5	Manantial Chilchota	19°50'38''	-102°07'19''
6	Manantial Los Nogales	19°51'36''	-102°09'20''
7	Manantial Huario	19°53'37''	-102°07'35''
8	Pozo El Pedregal	19°52'38''	-102°09'17''
9	Manantial Cupátziro	19°52'56''	-102°12'47''
10	Pozo La Saucedá I	20°05'34''	-102°20'42''
11	Pozo Ojo de Agua	19°59'49''	-102°11'50''
12	Pozo Aquiles Serdán	20°00'08''	-102°12'59''
13	Pozo Jardines de Catedral	19°59'00''	-102°17'07''
14	Pozo Mercado Hidalgo	19°58'59''	-102°17'04''
15	Pozo La Saucedá II	20°05'37''	-102°20'45''
16	Manantial La Colonia (Etúcuaro)	19°53'36''	-102°07'48''
17	Manantial La Loma (Etúcuaro)	19°53'43''	102°07'50''

La colecta de las muestras se realizó en dos tipos de botellas de polipropileno: de 1.0 L y 0.250 L. El primer envase se utilizó para el análisis de iones mayores en las muestras de agua, en tanto el segundo tipo se empleó para las muestras donde se analizarían metales disueltos. Los recipientes de 1.0 L fueron previamente lavados dos veces con agua destilada y una vez con agua bidestilada. Las botellas utilizadas para los metales disueltos se lavaron, además, con agua acidificada para eliminar posibles contaminaciones por metales en los recipientes. Se cuidó que el llenado de la botella fuera total, eliminando en lo posible las burbujas de aire introducidas con el agua, para reducir con ello las posibles reacciones del fluido con el oxígeno.

3.1.3 Análisis físicos y químicos

3.1.3.1 Muestras de agua

En campo se midieron pH, CE (conductividad eléctrica) y temperatura (medidores Marca Hanna). Las muestras de agua se analizaron en el Laboratorio de Aguas del CIIDIR-IPN Unidad Michoacán, donde se determinaron: Ca^{2+} y Mg^{2+} por Absorción Atómica AA (Espectrofotómetro AA 3100 Perkin Elmer) y solución de Lantano; Na^+ y K^+ por Emisión Atómica EA (Espectrofotómetro AA 3100 Perkin Elmer) y cloruro de potasio y sodio, respectivamente, como inhibidores de ionización; Cl^- por precipitación con nitrato de plata; CO_3^{2-} y HCO_3^- por titulación con ácido sulfúrico; SO_4^{2-} por precipitación con cloruro de Bario; P disuelto determinado por el método del ácido ascórbico. En todos los casos, se tomaron muestras de referencias, patrones y blancos para asegurar la precisión y exactitud de los análisis. Las metodologías seleccionadas son las autorizadas como métodos estándar para el análisis de aguas (Eaton *et al.*, 2005). Los datos analíticos de iones mayores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) se seleccionaron considerando que el error en el balance iónico no excediera el 5%.

Metales pesados totales. Pb, Fe, Mn Cu y Zn totales, extractados con mezcla de ácidos ($\text{HNO}_3\text{:H}_2\text{SO}_4$) y analizados por AA (Espectrofotómetro AA 3100 Perkin Elmer) (Eaton *et al.*, 2005).

Metales pesados disueltos. En este estudio, consideramos como metales pesados disueltos a los metales Pb, Fe, Mn, Cu y Zn que fueron determinados directamente en el agua muestreada de los pozos y manantiales, sin tratamiento posterior, con excepción de la conservación de las muestras de agua en refrigeración ($\sim 4^{\circ}\text{C}$). Las determinaciones de Pb, Fe, Mn, Cu y Zn se realizaron mediante espectrometría de plasma acoplado inductivamente (ICP-AES Modelo Liberty II Secuencial, Marca Varian), debido a que esta metodología se considera adecuada para la detección de concentraciones menores a 1.0 mg L^{-1} (Eaton *et al.*, 2005). Las determinaciones fueron realizadas en el Laboratorio Salvador Alcalde Blanco del Colegio de Postgraduados, empleando agua desionizada para la preparación de patrones y soluciones de referencia de $1.0\text{ }\mu\text{g mL}^{-1}$ preparadas a partir de estándares de $100\text{ }\mu\text{g mL}^{-1}$ (Laboratorios Hycel de México).

3.1.3.2 Análisis de suelos y arenas

Se realizó un estudio exploratorio sobre el contenido de metales pesados en 12 muestras de suelo con el objetivo de determinar si el suelo superficial constituye una fuente de estos metales. Las muestras de suelo utilizadas forman parte de la colección de suelos del Laboratorio de Análisis de Aguas del CIIDIR; éstas fueron obtenidas del horizonte superior (20-30 cm) de suelos agrícolas y forestales localizados en las cercanías del río Duero durante el año 2008 (Velázquez, 2008). En las muestras de suelos se determinaron metales pesados extractados con DTPA (Lindsay y Norvell, 1978) y en la fracción arenosa los metales pesados totales (Eaton *et al.*, 2005): la cuantificación se realizó por Absorción atómica (Espectrofotómetro AA 3100 Perkin Elmer).

Para la separación de la fracción arena de las muestras de suelo, se colocaron 100 g de suelo en una copa de dispersión y se agregó agua hasta 5 o 6 cm abajo del borde de la copa. Se añadieron 35 ml de solución floculante de Hexametáfosfato de sodio y se dispersó durante 15 minutos. Se transfirió cuantitativamente el contenido de la copa de dispersión al cilindro de sedimentación y se agregó agua desionizada hasta 2000 mL. Se agitó vigorosamente con un agitador metálico varias veces hacia arriba y hacia abajo y se dejó reposar durante 2 h para la precipitación de arenas; éstas se separaron y se lavaron hasta que el agua salió completamente clara. Se llevaron a la estufa a 80°C

durante 24 h. Ya secas se tamizaron a través de una malla de 0.5 mm. Posteriormente se pesó 1.0 g de la arena separada que fue colocado en un matraz Kjeldhal para la digestión y determinación de metales. La digestión se realizó con mezcla de ácidos HClO-HNO₃-H₂SO₄ (Eaton *et al.*, 2005) y la cuantificación se realizó por Absorción atómica (Espectrofotómetro AA 3100 Perkin Elmer).

3.1.4 Análisis de datos

3.1.4.1 Indicadores geoquímicos

Se calculó la concentración de sólidos disueltos totales (SDT) a partir de las concentraciones individuales de iones en el agua, método alternativo a su determinación como residuo seco evaporado. En el cálculo, las concentraciones de HCO₃⁻ se convirtieron a CO₃²⁻ usando el factor gravimétrico: mg L⁻¹ HCO₃⁻ * 0.4917 = mg L⁻¹ CO₃²⁻. En esta conversión se asume que el HCO₃⁻ se volatiliza como CO₂ y H₂O y que el valor de CO₃²⁻ obtenido corresponde a las condiciones en que existiría en el residuo seco (Hem, 1985).

El enriquecimiento de las soluciones con iones específicos se determinó con los valores de las relaciones iónicas entre los mismos (Na/Ca, Na/Cl, Mg/Ca) y la razón de adsorción de sodio (RAS). Se calculó el valor de RAS a partir de la siguiente formulación (Ayers y Westcot, 1989):

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

Donde:

Na^{+} = concentración del ion sodio en meq L⁻¹

Ca^{2+} = concentración del ion calcio en meq L⁻¹

Mg^{2+} = concentración del ion magnesio en meq L⁻¹

Para determinar las familias de agua se utilizaron los diagramas de Piper (Appelo y Postma, 2005).

3.1.4.2 Análisis estadístico

El análisis estadístico incluyó la descripción estadística de los parámetros de calidad de agua (rango, media, desviación estándar). Se usaron coeficientes de correlación entre parámetros. Se aplicó el análisis multivariado tipo cluster jerárquico (CJ) para agrupar los cuerpos de agua en base a los parámetros físico-químicos determinados; para ello se usó el coeficiente de Pearson como una medida de similitud y el algoritmo del enlace medio (método de aglomeración). Posteriormente se realizó el análisis de componentes principales (ACP) y rotación varimax a los datos hidroquímicos para establecer los factores asociados al origen de los parámetros físicos y químicos. La alta correlación existente entre algunas de las variables en estudio fundamenta el uso del análisis de componentes principales (ACP), dado que pocos factores pueden explicar gran parte de la variabilidad total. La selección del número de factores se realizó en base al criterio de Kaiser (Kaiser, 1960), donde el valor propio (eigenvalue) del factor es cercano a 1.0, y la varianza explicada acumulada. La contribución de cada uno de los factores de variación en la geoquímica de las aguas subterráneas fue evaluada tomando el coeficiente de cada variable bajo cada factor (valor cercano a 1.0). Los cálculos se realizaron con el paquete estadístico XLSTAT (Addinsoft, Inc. 2010), tanto para el cluster jerárquico como para el análisis de componentes principales.

3.2 Normativas de calidad del agua para uso y consumo humano y su aplicación

Se realizó una revisión de las normativas que rigen a nivel mundial y nacional sobre el uso de fuentes de agua en el consumo humano y los peligros asociados a ellas en relación con los metales pesados. Se revisaron algunos trabajos publicados sobre medidas para el control de la calidad del agua urbana implementadas en la zona. Con los datos sobre metales pesados disueltos se determinó el peligro potencial que representa para la salud humana el uso de estas fuentes de agua en la alimentación.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Propiedades físicas y químicas del agua

4.1.1 CE, pH y temperatura.

En el muestreo de 2009 se obtuvieron valores de CE de 149 (109.4 mg L^{-1}) y $880 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ (604.6 mg L^{-1}) (Cuadro 11), correspondientes a las aguas del manantial Cupátziro de Tangancícuaro y las del pozo Mercado Hidalgo de Zamora, respectivamente (Cuadro 1A, Anexo). La CE siguió un gradiente ascendente sur-norte, en sentido inverso al gradiente topográfico. De manera general, los menores valores de CE se detectaron en los manantiales de la Cañada de los Once Pueblos (promedio de $167 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$), mientras que valores medios se encontraron en los pozos del valle de Zamora-Jacona (promedio de $574 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$).

Para el muestreo de marzo del 2010 (Cuadro 12), la CE mostró un rango de 135 a $831 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ (116.6 a 677.3 mg L^{-1}), donde nuevamente el valor más bajo correspondió a las aguas del manantial Cupátziro y el más alto al pozo Mercado Hidalgo. La salinidad de las fuentes de agua localizadas en los sitios 1 a 9 (Cuadro 2A del Anexo) corresponde a agua de acuíferos basálticos, cuya salinidad media es menor de 120 mg L^{-1} ; por otro lado, la concentración salina de las fuentes de agua marcadas por los sitios 10 a 15 podría estar relacionada con la presencia de acuíferos carbonatados, los cuales se caracterizan por una concentración de sales $> 120 \text{ mg L}^{-1}$ (Smith, 1999). Estos valores apoyan lo reportado por CONAGUA (2002) en el sentido de que la zona acuífera “Zamora” está constituida por dos acuíferos: basáltico y libre o de relleno.

En general, el gradiente de concentración salina creciente, estimado a través de los valores de CE, sigue una dirección sur-norte coincidente con un nivel topográfico decreciente: la altura (msnm) de los sitios muestreados en la parte alta (acuífero basáltico) es de 1900 a 1724, mientras que en los pozos de la parte baja (acuífero libre) aquella es de 1590 a 1571.

Cuadro 11. Estadísticas descriptivas de los parámetros de calidad del agua. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Muestreo agosto 2009.

Parámetro	Unidad	Mínimo	Máximo	Media
pH		6.28	7.83	6.895
CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	149.0	880.0	309.600
STD	mg L^{-1}	109.4	604.6	213.2
T	$^{\circ}\text{C}$	17.3	32.2	22.960
Ca²⁺	meq L^{-1}	0.520	3.630	1.224
Mg²⁺	meq L^{-1}	0.720	3.720	1.264
Na⁺	meq L^{-1}	0.043	0.480	0.183
K⁺	meq L^{-1}	0.035	0.250	0.109
HCO₃²⁻	meq L^{-1}	1.370	6.340	2.383
Cl⁻	meq L^{-1}	0.010	0.854	0.132
SO₄²⁻	meq L^{-1}	0.020	1.680	0.308
Cu_(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	nd	
Fe_(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	4700.0	473.0
Mn_(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	2000.0	227.0
Zn_(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	nd	
Cd_(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	100.0	27.0
Pb_(t)	$\mu\text{g L}^{-1}$	nd	800.0	80.0

_(t) = Metales pesados totales
nd = no detectable

Así, la concentración salina, estimada a través de la CE del agua es influenciada por la cercanía de los pozos y manantiales a la zona montañosa y a los pequeños valles intermontanos de la parte más baja de la zona. El primer caso condiciona una baja salinidad de las aguas (110 a 150 mg L^{-1}) (Cuadros 1A y 2A del Anexo) debido a la recarga relativamente rápida de los acuíferos que ocurre en la zona montañosa aledaña y que se confirma por los valores de temperatura del agua de los manantiales (16 a $24 ^{\circ}\text{C}$) cercanos a los de la temperatura del aire. En el segundo caso el flujo geoquímico, responsable del acarreo de sales solubles hacia las partes más bajas de la zona (Richter

y Kreitler, 1993) durante millones de años, ha conformado aguas de mayor concentración salina (190 a 670 mg L⁻¹).

Cuadro 12. Estadísticas descriptivas de los parámetros de calidad del agua. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Muestreo marzo 2010.

Parámetro	Unidad	Mínimo	Máximo	Media
pH		7.010	7.750	7.427
CE	μS cm ⁻¹	135.000	831.000	268.635
SDT	mg L ⁻¹	116.61	667.35	227.36
T	°C	16.4	34.4	20.694
Ca²⁺	meq L ⁻¹	0.588	3.234	1.233
Mg²⁺	meq L ⁻¹	0.224	3.458	0.728
Na⁺	meq L ⁻¹	0.308	1.344	0.595
K⁺	meq L ⁻¹	0.028	0.336	0.126
HCO₃²⁻	meq L ⁻¹	1.440	7.00	2.622
Cl⁻	meq L ⁻¹	0.020	0.760	0.142
SO₄²⁻	meq L ⁻¹	0.005	1.000	0.212
Cu_(t)*	μg L ⁻¹	nd**	nd	
Fe_(t)	μg L ⁻¹	nd	1000.0	94.0
Mn_(t)	μg L ⁻¹	nd	1200.0	82.0
Cd_(t)	μg L ⁻¹	nd	400.0	47.0
Pb_(t)	μg L ⁻¹	nd	5600.0	988.0
Zn_(t)	μg L ⁻¹	nd	nd	

*_(t) = Metales pesados totales

** nd = no detectable

Las sales contenidas en las aguas subterráneas están condicionadas por factores como: distribución y cantidad de precipitación, evaporación y velocidad de recarga del acuífero, tipo de suelo y materiales que conforman el acuífero, tiempo de residencia del agua y velocidad del flujo y naturaleza de las áreas de recarga (Richter y Kreitler, 1993).

En la parte alta de la zona de estudio, los cerros están conformados por potentes espesores de materiales derivados de cenizas volcánicas que se caracterizan por altas tasas de infiltración; además de esto, la presencia de numerosas fallas volcánicas y una base geológica de rocas basálticas fisuradas que soportan precipitaciones de 800 a 1200 mm anuales, son factores que explican la rápida recarga del acuífero y las menores concentraciones salinas.

En relación con el pH, éste varió de ligeramente ácido a ligeramente alcalino ($\text{pH} = 6.28$ a 7.83), detectándose los menores valores en la zona baja o acuífero libre, y los mayores en los sitios correspondientes al acuífero basáltico (Cuadros 1A y 2A del Anexo). Así, el gradiente de pH fue inverso al de la concentración salina, es decir, a menor concentración de sales el pH fue menor.

4.1.2 Iones mayores

La concentración de los cationes mayores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) en los dos muestreos fue de 0.52 a 3.63 meq L^{-1} (10.4 a 72.7 mg L^{-1}), 0.22 a 3.72 meq L^{-1} (2.67 a 45.2 mg L^{-1}), 0.04 a 1.34 meq L^{-1} (0.92 a 30.13 mg L^{-1}) y 0.03 a 0.34 meq L^{-1} (1.17 a 13.3 mg L^{-1}), respectivamente. Los iones mostraron, en general, un gradiente similar al de la concentración salina y se correlacionaron positivamente con la CE (Cuadros 13 y 14).

Cuadro 13. Matriz de correlación (Pearson) para los parámetros físico-químicos del agua. Muestreo agosto de 2009.

Parámetros	Ph	CE	T	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
pH		-0,592	-0,611	-0,549	-0,602	0,043	-0,357	-0,452	-0,442	-0,573
CE			0,562	0,965	0,934	0,551	0,710	0,965	0,853	0,880
T				0,547	0,399	0,401	0,646	0,564	0,406	0,343
Ca ²⁺					0,869	0,560	0,645	0,949	0,813	0,883
Mg ²⁺						0,290	0,498	0,867	0,823	0,840
Na ⁺							0,765	0,696	0,493	0,386
K ⁺								0,758	0,600	0,489
HCO ₃ ⁻									0,850	0,792
Cl ⁻										0,644

Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significación alfa=0,05

Cuadro 14. Matriz de correlación (Pearson) para los parámetros físico-químicos del agua. Muestreo marzo de 2010.

Parámetros	pH	CE	T	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
pH		-0,882	-0,708	-0,884	-0,816	-0,734	-0,655	-0,879	-0,744	-0,884
CE			0,696	0,953	0,952	0,879	0,752	0,996	0,855	0,945
T				0,704	0,515	0,725	0,589	0,713	0,565	0,548
Ca ²⁺					0,917	0,749	0,592	0,963	0,751	0,944
Mg ²⁺						0,726	0,600	0,941	0,895	0,942
Na ⁺							0,915	0,881	0,717	0,717
K ⁺								0,756	0,612	0,604
HCO ₃ ⁻									0,831	0,932
Cl ⁻										0,769

Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significación alfa=0,05

En el caso de los aniones (CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-}), sus concentraciones variaron de nd (no detectable) meq L^{-1} , 1.44 a 7.40 meq L^{-1} (87.8 a 451.4 mg L^{-1}), 0.01 a 0.85 meq L^{-1} (0.35 a 30.1 mg L^{-1}) y 0.01 a 1.68 meq L^{-1} (0.48 a 80.7 mg L^{-1}), respectivamente. Cuadros 1A y 2A del Anexo. La correlación entre los concentración de estos aniones y los valores de la CE fue positiva y altamente significativa (Cuadros 13 y 14).

La baja o nula presencia del ión sulfato en las aguas bajo estudio se explica por la relativamente baja abundancia de este ión en las rocas silicatadas; lo que a su vez tiene origen en la diferenciación del magma durante los procesos de vulcanismo donde aquel magma que contiene sulfuros metálicos se segrega y “hunde” debido a su alta gravedad específica (Augustithus, 2010). Las rocas que conforman el piso geológico de la zona de estudio están constituidas por minerales silicatados en mayor proporción que otros (Silva, 1988). Regularmente las altas concentraciones de SO_4^{2-} en aguas subterráneas no salinas se derivan de la descomposición de sulfuros de Fe y por disolución de yeso (Richter y Kreitler, 1993).

4.1.3 Familias de agua

Las principales familias de agua encontradas en los dos muestreos realizados van desde aguas magnésicas-bicarbonatadas a sódico-cálcico-bicarbonatadas (Cuadros 15 y Figuras 3A y 4A del Anexo).

Cuadro 15. Principales familias de agua. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Agosto de 2009 y marzo de 2010

No.	SITIO	Familia de agua			
		2009		2010	
1	Manantial Ostácuaro	Mg	Bicarbonatada	Ca-Na	Bicarbonatada
2	Manantial Cuinio	Mg	Bicarbonatada	Ca	Bicarbonatada
3	Manantial Tanaquillo	Mg	Bicarbonatada	Ca-Na	Bicarbonatada
4	Pozo Agua Zarca Urén	Mg	Bicarbonatada	Ca	Bicarbonatada
5	Manantial Chilchota	Mg-Ca	Bicarbonatada	Ca	Bicarbonatada
6	Manantial Los Nogales	Mg-Ca	Bicarbonatada	Ca-Na	Bicarbonatada
7	Manantial Huario	Mg-Ca	Bicarbonatada	Ca	Bicarbonatada
8	Pozo El Pedregal	Mg-Ca	Bicarbonatada	Ca	Bicarbonatada
9	Manantial Cupátziro	Mg	Bicarbonatada	Ca-Na	Bicarbonatada
10	Pozo Saucedá	Ca-Mg	Bicarbonatada	Na-Ca	Bicarbonatada
11	Manantial Ojo de Agua	Ca-Mg	Bicarbonatada	Ca-Mg	Bicarbonatada
12	Pozo Aquiles Serdán	Mg-Ca	Bicarbonatada	Ca-Mg	Bicarbonatada
13	Pozo Jardines de Catedral	Ca-Mg	Bicarbonatada	Ca-Na	Bicarbonatada
14	Pozo Mercado Hidalgo	Mg-Ca	Bicarbonatada	Mg-Ca	Bicarbonatada
15	Pozo saucedá	Ca-Mg	Bicarbonatada	Na- Ca	Bicarbonatada
16	Manantial La Colonia (Etúcuaro)			Ca-Mg	Bicarbonatada
17	Manantial La Loma (Etúcuaro)			Ca	Bicarbonatada

En el primer muestreo (agosto del 2009) la predominancia es del tipo magnésico-bicarbonatado, evidencia del origen basáltico del material parental que está en contacto con estas aguas.

Para el segundo muestreo (marzo del 2010) se observa una tendencia hacia el cambio en el tipo de composición predominante hacia cálcico-sódica, conservando el carácter aniónico (bicarbonatada). Posiblemente éste suceso se relacione con las diversas corrientes subterráneas que alimentan estos acuíferos en el transcurso del año y que pueden atravesar espesores de suelo y rocas de distinta composición química, con lo cual se cambia la concentración relativa de los iones mayores.

4.1.4 Metales pesados

4.1.4.1 Metales totales en agua

Para el caso de Cu y Zn, no fueron detectados en ninguno de los sitios y fechas de muestreo (Cuadros 1A y 2A del Anexo). Para el Pb y Cd, se presentaron menores concentraciones en el muestreo de agosto en relación con el muestreo de marzo, en tanto que el Fe y Mn mostraron una tendencia inversa.

El Pb se detectó en cuatro sitios (manantiales Cuinio y Ojo de Agua y los pozos Agua Zarca Urén y Mercado Hidalgo), donde las concentraciones oscilaron de 100 a 800 $\mu\text{g L}^{-1}$ (0.1 a 0.8 mg L^{-1}) en agosto de 2009, mientras que en marzo de 2010 la concentración se elevó a 1000-5600 $\mu\text{g L}^{-1}$ (1.0-5.6 mg L^{-1}) en los manantiales Ostácuaro, Cuinio, Chilchota, Ojo de Agua y La Colonia-Etúcuaro. El Cd, por otra parte, se detectó en un manantial (Ojo de Agua) y tres pozos (Agua Zarca Urén, Aquiles Serdán y Mercado Hidalgo) en concentración de 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ (0.1 mg L^{-1}) en el muestreo de agosto 2009; en marzo de 2010 las concentraciones fueron más altas: 200-400 $\mu\text{g L}^{-1}$ (0.2-0.4 mg L^{-1}) en los manantiales Ostácuaro, Ojo de Agua y La Colonia-Etúcuaro. El Fe se detectó en cuatro sitios en agosto de 2009, en concentraciones de 0.2-4.7 mg L^{-1} , mientras que en marzo de 2010 se detectó en tres sitios con 0.2-1.0 mg L^{-1} . La tendencia del Pb a mayores concentraciones en el muestreo de marzo se corresponde con la menor CE del agua en esa fecha (Cuadros 1A y 2A del Anexo). Otros autores ya han observado que el Pb es más soluble en aguas blandas y ácidas (OMS, 2006; Stumm y Morgan, 1996).

4.1.4.2 Metales disueltos en agua

Los resultados del análisis de los metales pesados disueltos realizado en mayo de 2008 y agosto del 2009 se muestran en el Cuadro 3A del Anexo.

El Pb se detectó en todos los sitios estudiados durante las dos fechas de muestreo consideradas para los metales disueltos, con valores promedio de 124.3 y 59.3 $\mu\text{g L}^{-1}$ para 2008 y 2009, respectivamente. En la Figura 1 se muestra la distribución de la concentración de Pb en 12 fuentes de agua y en dos fechas de muestreo. Se observa que para mayo de 2008 la concentración promedio fue mayor que para agosto de 2009; posiblemente la diferencia esté asociada con un mayor grado de intemperismo de los minerales en el primer muestreo. La presencia consistente del Pb en todas las fuentes de agua analizadas, sin que se observe una tendencia clara en la distribución de sus concentraciones, es otro indicador del posible origen geológico de este metal en el agua subterránea como lo han mostrado otros autores (Blanco-Hernández *et al.*, 1998; Huizar-Alvarez, 1997).

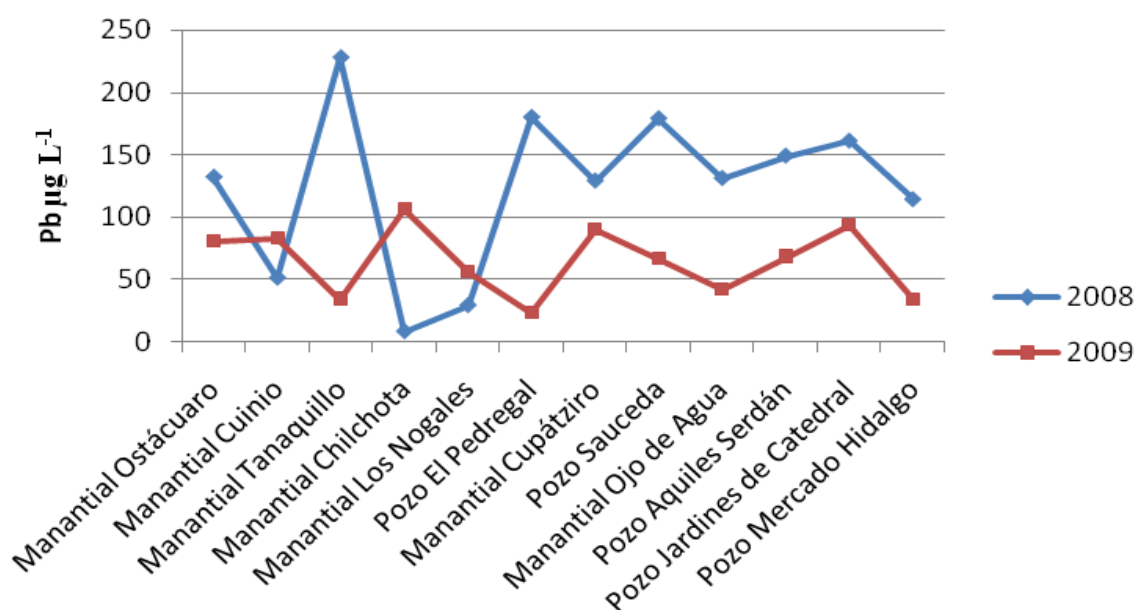


Figura 1. Concentración de Pb disuelto en 12 fuentes de agua subterránea en la cuenca del río Duero en dos fechas de muestreo.

El Fe no se detectó en el muestreo de mayo del 2008, posiblemente asociado a condiciones óxicas en el acuífero. En el muestreo de agosto de 2009, este metal se detectó en todos los sitios bajo estudio, con un valor medio de $117 \mu\text{g L}^{-1}$ (Cuadro 3A del Anexo y Figura 2). Lo cual podría indicar un estado redox del acuífero de tipo anóxico en el mes de agosto, puesto que el Fe es un buen indicador secundario de las condiciones de óxido-reducción en el acuífero (Edmunds, 1996).

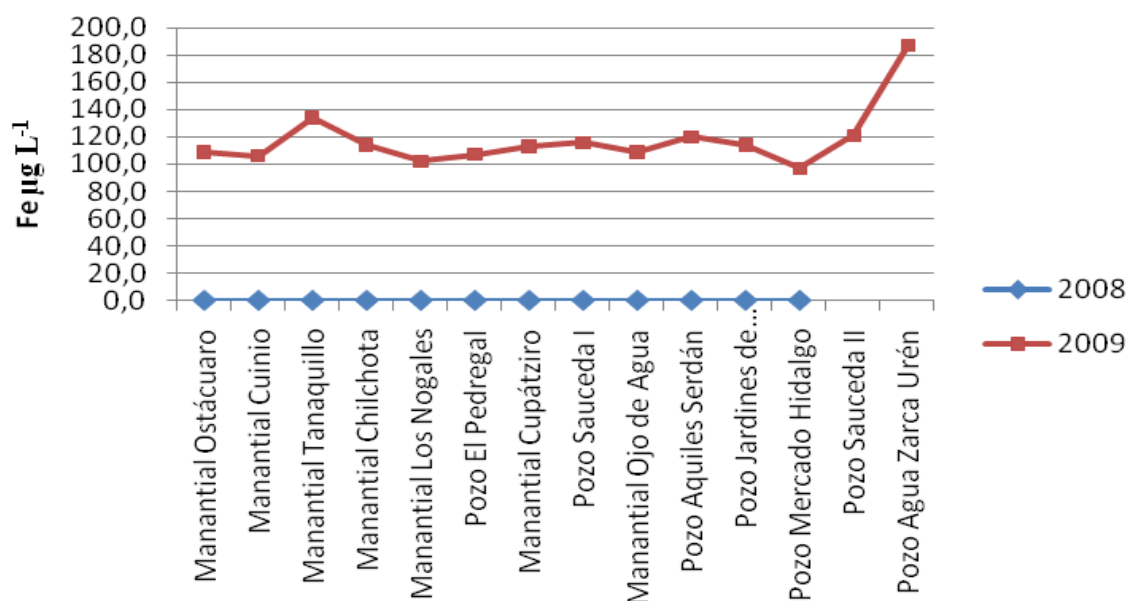


Figura 2. Concentración de Fe disuelto en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. 2008-2009.

La concentración de Mn siguió una tendencia similar al Fe en las dos fechas de muestreo: no se detectó en mayo del 2008, mientras que en agosto de 2009 presentó un valor medio de $5.7 \mu\text{g L}^{-1}$ (Cuadro 3A del Anexo), posiblemente asociadas estas concentraciones con diferencias en las condiciones redox de los acuíferos. Es reconocido que el Mn y el Fe son elementos sensibles a las condiciones redox de los sistemas, aumentando su solubilidad en bajos valores de E_h (condiciones reductoras) y precipitándose en compuestos de baja solubilidad en ambientes óxicos (Stumm y Morgan, 1996).

El Cu se detectó solamente en uno de los manantiales (Chilchota) en el muestreo de mayo de 2008, con una concentración de $20 \mu\text{g L}^{-1}$. Para el muestreo de agosto de 2009, este elemento se detectó en todos los sitios bajo estudio (Figura 3), con una media de $72.1 \mu\text{g L}^{-1}$.

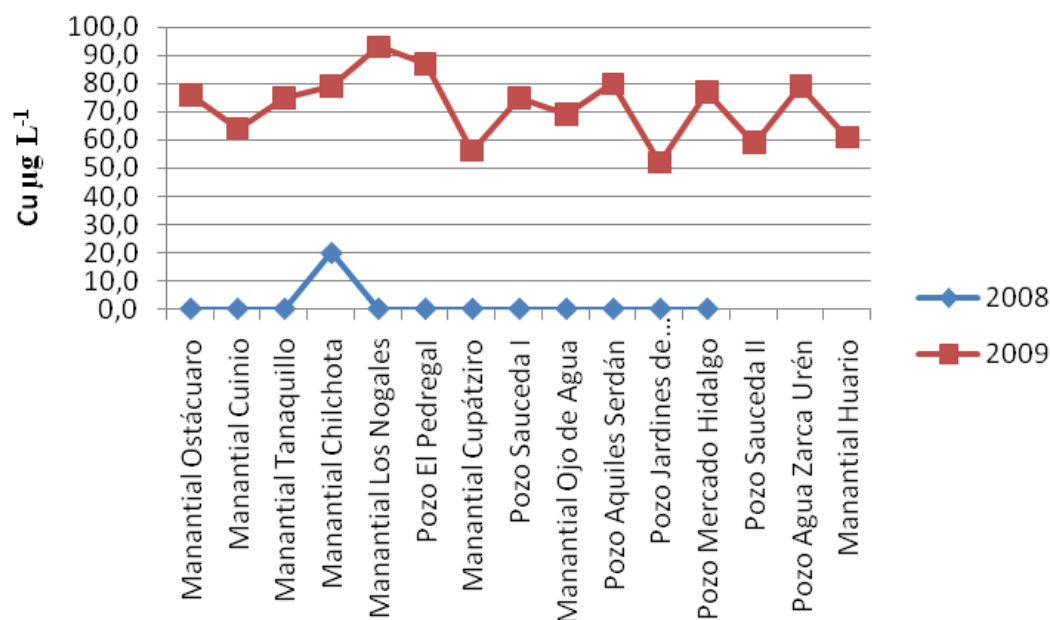


Figura 3. Concentración de Cu disuelto en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. 2008-2009.

El Zn se detectó en tres sitios solamente en 2008, mientras que en 2009 se encontró en todos los sitios bajo estudio (Figura 4). Los valores medios para estas dos fechas fueron de 23.3 y $18.5 \mu\text{g L}^{-1}$. Las condiciones relativamente anóxicas del acuífero en el mes de agosto explican la diferencia de concentraciones de estos dos elementos, Cu y Zn, también sensibles al ambiente redox.

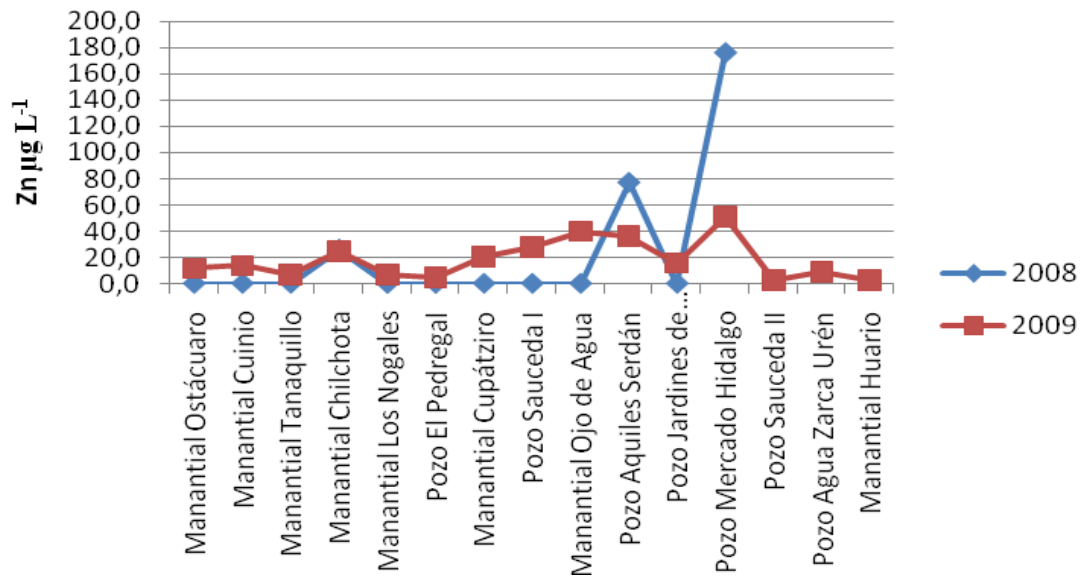


Figura 4. Concentración de Zn disuelto en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. 2008-2009.

En los muestreos de 2008 y 2009, el Pb es el único metal que excede el límite permitido para agua de consumo humano de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (SSA, 2009), en niveles que van de 1 a 20 veces el límite mencionado. Solamente una de las fuentes de agua estudiadas (Manantial Chilchota) presentó una concentración de Pb por debajo del límite permitido para agua de uso y consumo humano en el muestreo de mayo del 2008 (Cuadro 3A del Anexo). De acuerdo con los datos, existe la posibilidad de que el Pb en el agua potable genere un problema potencial de salud en la zona.

4.2 Agrupación de los sitios utilizando el cluster jerárquico (CJ)

Los resultados del análisis CJ para los muestreos de agosto 2009 y marzo 2010, realizado con los datos de los Cuadros 11 y 12, se ilustran con los dendrogramas de las Figuras 5 y 6.

Para el caso del primer muestreo (agosto 2009), el dendrograma muestra 3 principales agrupaciones. La primera (C1) incluye los manantiales MA-1 a MA-6 (Ostácuaro, Cuinio, Tanaquillo, Chilchota,

Los Nogales y Huario) y los pozos PO-1, PO-2, PO-3 y PO-7 (Agua zarca Urén, El Pedregal, La Saucedá I y La Saucedá II); la segunda agrupación (C2) comprende solamente el sitio MA-7 (manantial Cupátziro); finalmente, la tercera agrupación (C3), con el manantial MA-8 (Ojo de Agua) y los pozos PO-4, PO-5 y PO-6 (Aguiles Serdán, Jardines de Catedral y Mercado Hidalgo. La agrupación C2 es el cuerpo de agua con menor CE ($149.0 \mu\text{S cm}^{-1}$) y menor concentración de metales pesados totales. Las fuentes de agua que conforman la agrupación C1 presentan moderados valores de estos parámetros ($\text{CE} = 189.7 \mu\text{S cm}^{-1}$ en promedio), mientras que la agrupación C3 incluye aquellos manantiales y pozos con los más altos valores ($\text{CE} = 649.5 \mu\text{S cm}^{-1}$ en promedio). Los grupos C1 y C2 se localizan en su mayoría en la zona montañosa de la cuenca (Cañada de los Once Pueblos), con influencia en el acuífero basáltico, en tanto que las fuentes de agua de la agrupación C3 se localizan en la zona de Zamora, dentro del acuífero libre o de relleno.

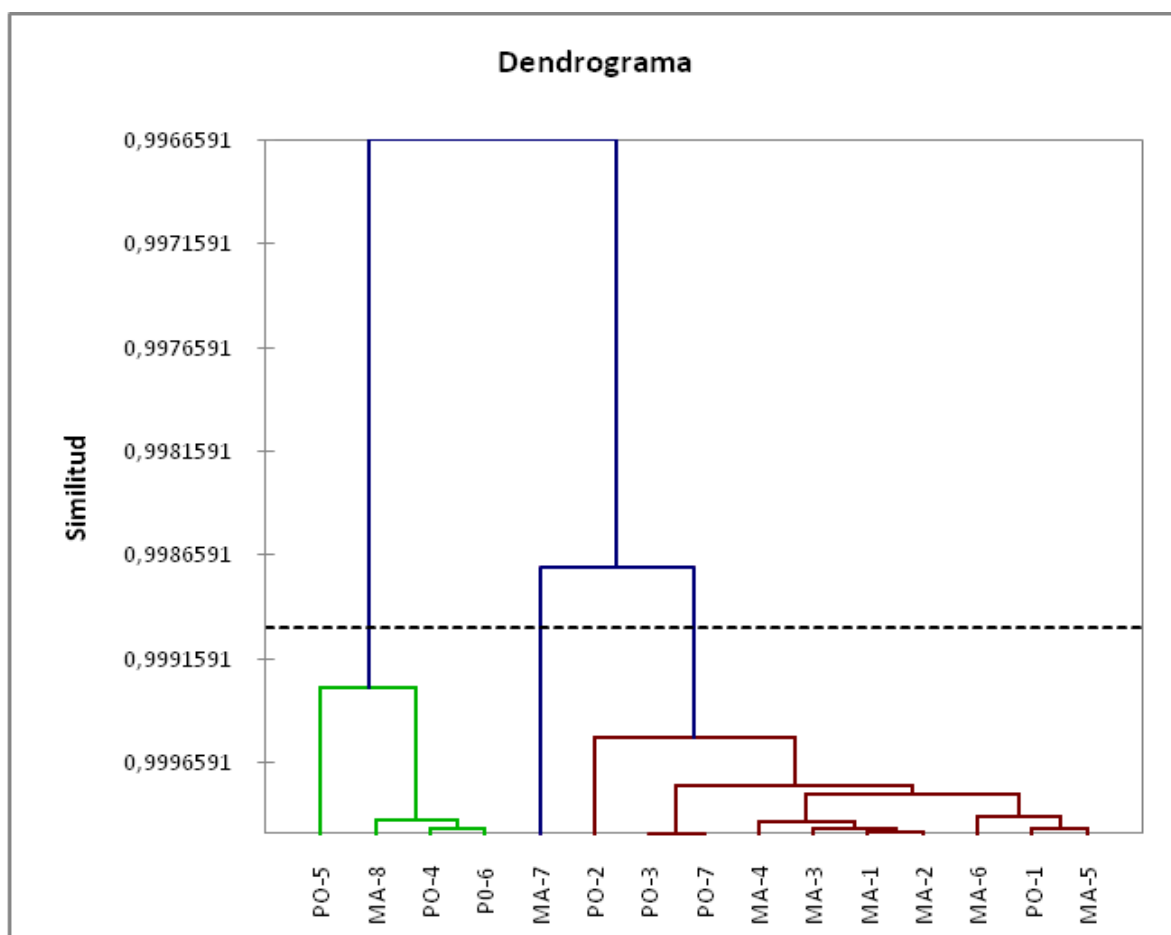


Figura 5. Agrupación de pozos y manantiales con el análisis factorial Cluster Jerárquico (CJ). Muestreo agosto 2009. MA-1 a MA-8 = manantiales Ostácuaro, Cuinio, Tanaquillo, Chilchota, Los Nogales, Huario, Cupátziro y Ojo de Agua. PO-1 a PO-7 = pozos Agua Zarca Urén, El Pedregal, Saucedá I, Aquiles Serdán, Jardines de Catedral, Mercado Hidalgo y Saucedá II.

En el segundo muestreo (marzo 2010) se conservaron las tres agrupaciones del primer muestreo, aunque con algunos cambios. La agrupación C1 incluyó los manantiales MA-1 a MA-7 y MA-9 a MA-10 (Ostácuaro, Cuinio, Tanaquillo, Chilchota, Los Nogales, Huario, Cupátziro, La Colonia Etúcuaro y La Loma Etúcuaro, respectivamente) y los pozos PO-1 y PO-2 (Agua Zarca Urén y El Pedregal). En relación con el primer muestreo, se eliminaron de esta agrupación los sitios PO-3 y PO-7 (Sauceda I y II) y se incorporó el manantial Cupátziro. El grupo C2 se conformó con los pozos

PO-3, PO-5 y PO-7 (Sauceda I, Jardines de Catedral y Saucedá II), en tanto que el C3 lo hizo con el manantial MA-8 (Ojo de Agua) y los pozos PO-4 y PO-6 (Aguiles Serdán y Mercado Hidalgo).

El factor de mayor peso para las agrupaciones fue la CE, presentando en promedio $C1 = 157.9$, $C2 = 291.7$ y $C3 = 651.7 \mu S\ cm^{-1}$. Si consideramos la CE como el parámetro más representativo para agrupar las variables de calidad del agua, observamos que en el muestreo de agosto se presenta un efecto de sequía en las fuentes de agua (reconcentración de las soluciones) y en marzo el efecto de lluvia (dilución).

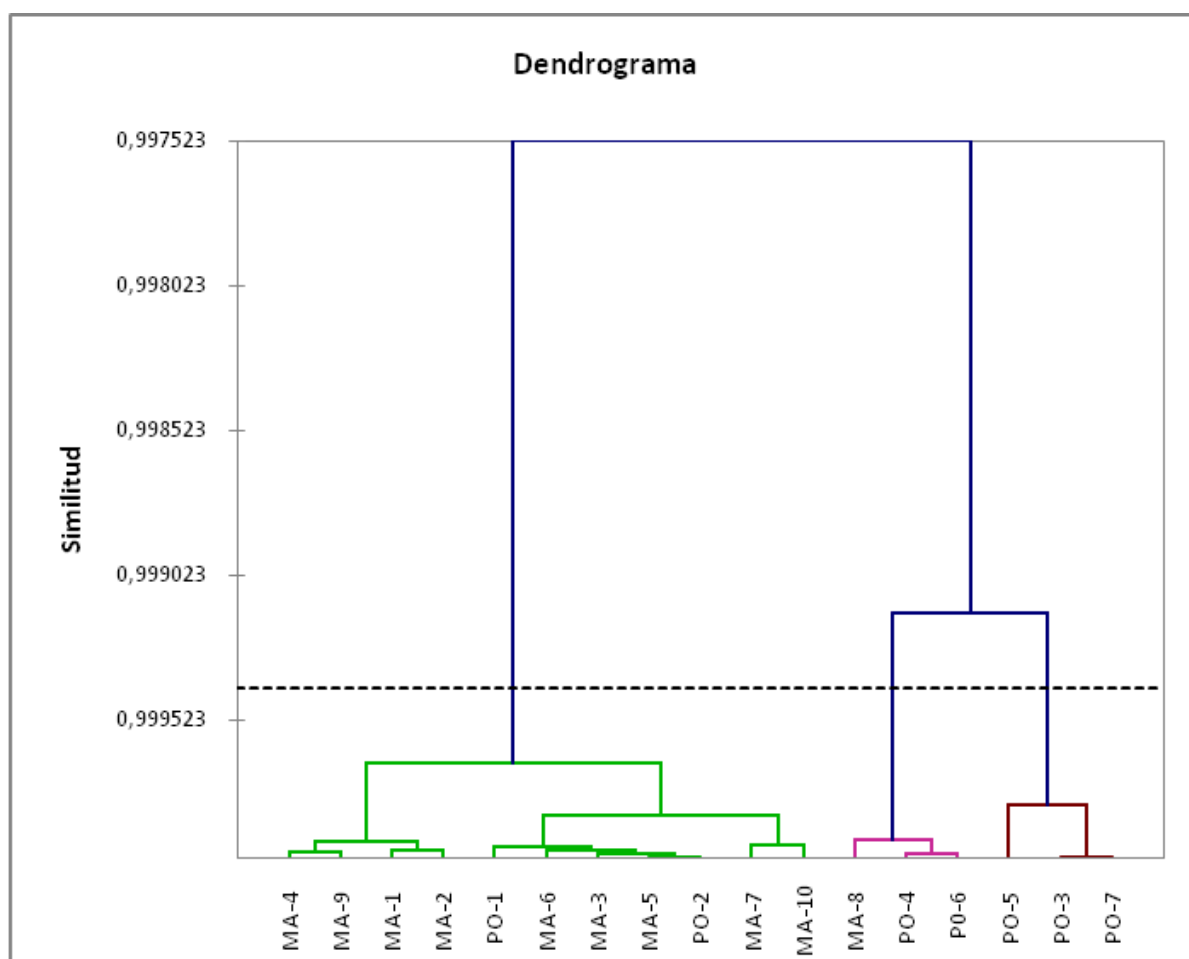


Figura 6. Agrupación de pozos y manantiales con el análisis factorial Cluster Jerárquico (CJ). Muestreo marzo 2010. MA-1 a MA-10 = manantiales Ostácuaro, Cuinio, Tanaquillo, Chilchota, Los Nogales, Huario, Cupátziro, Ojo de Agua, La Colonia Etúcuaro y La Loma Etúcuaro. PO-1 a PO-7 = pozos Agua Zarca Urén, El Pedregal, Saucedá I, Aguiles Serdán, Jardines de Catedral, Mercado Hidalgo y Saucedá II.

4.3 Origen de los componentes químicos del agua

4.3.1 Relaciones iónicas

Las relaciones que se establecen entre los distintos iones mayores son utilizadas para definir tendencias en el enriquecimiento con algún ión en particular en las soluciones acuosas (Appelo y Postma, 2005). La predominancia de un ión, en relación con otro que se toma como referencia (ión conservativo), es producto de procesos físicos, químicos y biológicos que se desarrollan en el ambiente geoquímico bajo estudio.

En los estudios de salinización de aguas y suelos, se usan las relaciones entre la concentración de cationes y aniones mayores con el Cl^- . En el estudio de las aguas subterráneas es de utilidad la relación del Cl^- con otros iones debido a que, por su carácter conservativo, la concentración de este ión refleja con cierta aproximación las condiciones iniciales del agua de recarga (Richter y Kreitler, 1993). Esta característica es de relevancia en la zona de estudio dado el origen volcánico de las rocas y la baja concentración inicial de Cl^- en ellas.

En las Figuras 7, 8, 9 y 10 se presentan los valores de las relaciones iónicas Na/Ca , Na/Cl , RAS y Mg/Ca obtenidas en los dos muestreos de las aguas subterráneas.

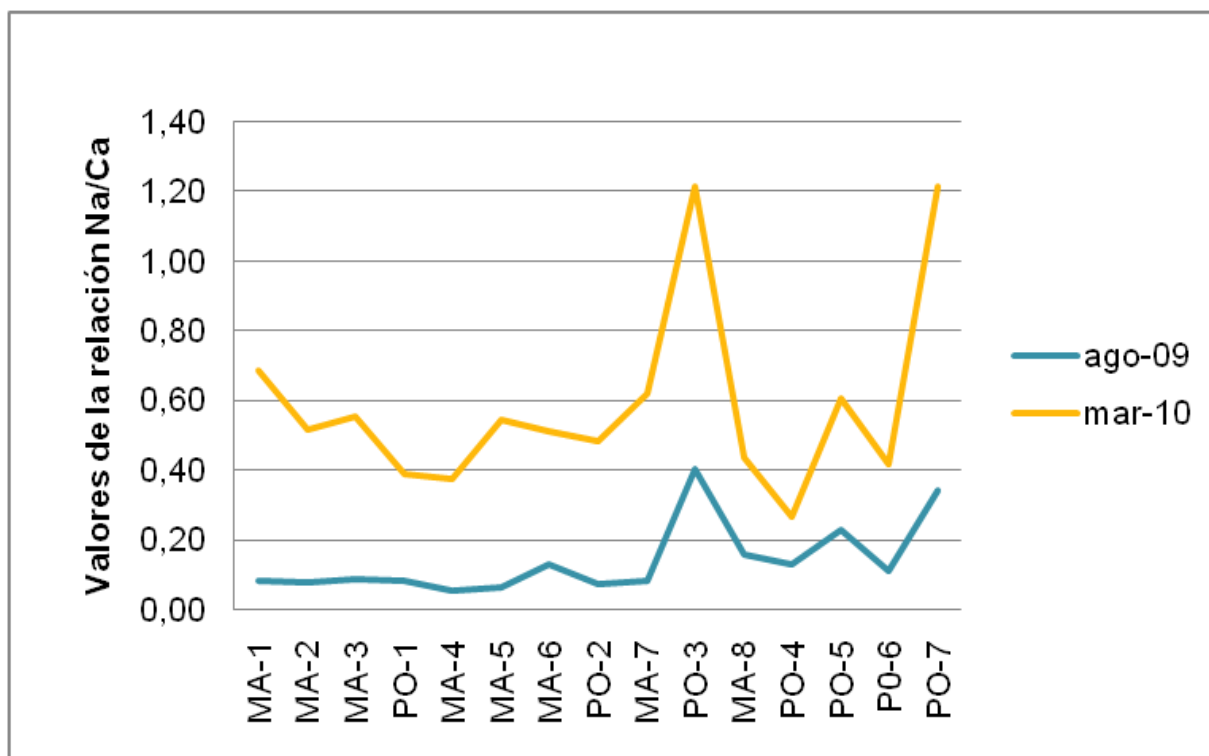


Figura 7. Valores de la relación Na/Ca en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero en dos fechas de muestreo. MA-1 a MA-8: manantiales Ostácuaro, Cuinio, Tanaquillo, Chilchota, Los Nogales, Huario, Cupátziro y Ojo de Agua. PO1 a PO7: pozos Agua zarca Urén, El Pedregal, La Saucedá I, Aquiles Serdán, Jardines de Catedral, Mercado Hidalgo y La Saucedá II.

En las figuras mencionadas se observa que ocurre un enriquecimiento de los iones Na^+ en los flujos durante el mes de marzo, cuando se incrementa la relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ y Na^+/Cl^- .

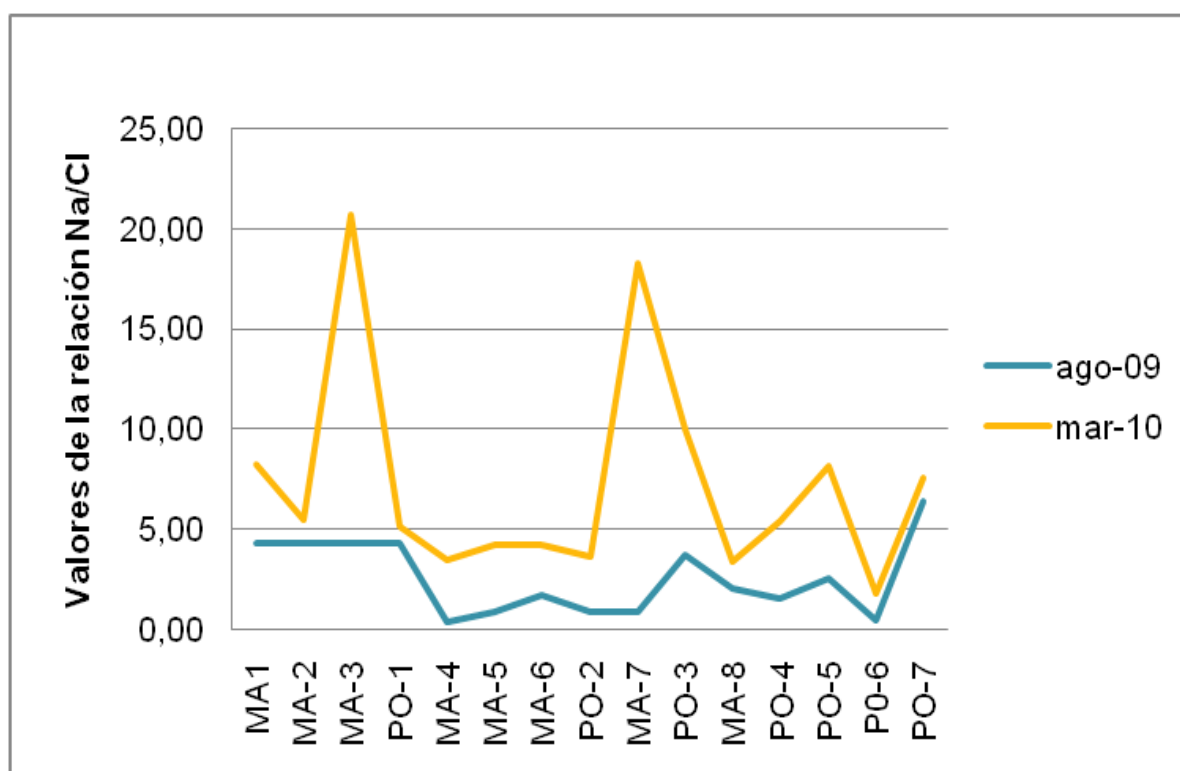


Figura 8. Valores de la relación Na/Cl en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero en dos fechas de muestreo. MA-1 a MA-8: manantiales Ostácuaro, Cuinio, Tanaquillo, Chilchota, Los Nogales, Huario, Cupátziro y Ojo de Agua. PO1 a PO7: pozos Agua zarca Urén, El Pedregal, La Saucedá I, Aquiles Serdán, Jardines de Catedral, Mercado Hidalgo y La Saucedá II.

El Na^+ se deriva principalmente del intemperismo de los feldespatos-Na como la albita o cualquier miembro de la serie de la plagioclasa, entre la anortita y la albita (Appelo y Postma, 2005) y de la disolución de sales de sodio; una vez en solución, el Na^+ tiende a permanecer en la misma a menos de que ocurra un intercambio con los cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+}) de la superficie de los minerales presentes en el acuífero. La relación Na^+/Cl^- disminuye en el mes de agosto (Figura 8) en relación con el mes de marzo. El incremento en la relación Na^+/Cl^- en el mes de marzo se debe probablemente a que en este periodo el agua de lluvia de baja concentración electrolítica, que arrastra sales de Na^+ , se infiltra al acuífero donde reemplaza al agua de mayor concentración salina y menor concentración absoluta de Na^+ , dando lugar a la dilución del Na^+ , proceso que ha sido detallado por Custodio (1987) en el caso del agua de mar.

El enriquecimiento con Na en aguas de baja concentración salina se confirma con los valores de RAS (Figura 9). Los valores promedio del RAS son de 0.15 y 0.64 en los meses de agosto y marzo, respectivamente.

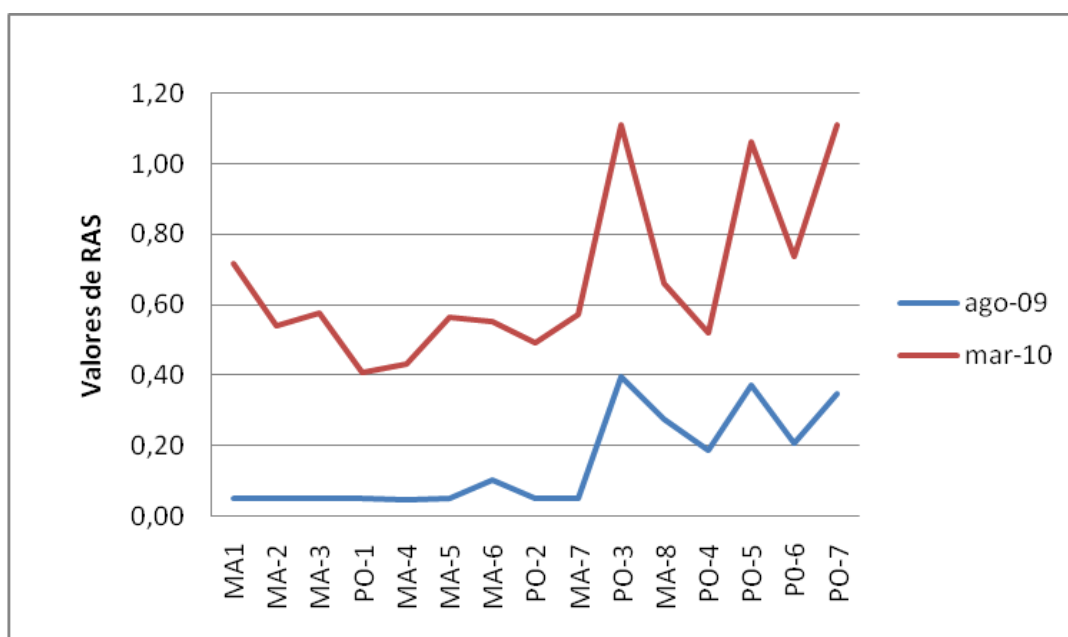


Figura 9. Valores del RAS en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero en dos fechas de muestreo. MA-1 a MA-8: manantiales Ostácuaro, Cuinio, Tanaquillo, Chilchota, Los Nogales, Huario, Cupátziro y Ojo de Agua. PO-1 a PO-7: pozos Agua zarca Urén, El Pedregal, La Saucedá I, Aquiles Serdán, Jardines de Catedral, Mercado Hidalgo y La Saucedá II.

En la Figura 10 se muestran los valores de la relación Mg^{2+}/Ca^{2+} . En general, el Mg^{2+} predomina sobre el Ca^{2+} en los manantiales de la parte alta de la cuenca (sitios MA-1 a MA-7 y PO-1 a PO-2) donde $Mg^{2+}/Ca^{2+} > 1.0$ durante el mes de agosto. Para el mes de marzo la relación se invierte en esta zona predominando el Ca^{2+} ($Mg^{2+}/Ca^{2+} < 1.0$). Lo cual indica disolución de materiales calcáreos durante el mes de marzo, cuando se infiltran al acuífero aguas de lluvia de baja concentración.

En la parte baja de la cuenca (sitios MA-8 y PO-3 a PO-7) en general predomina el Ca^{2+} sobre el Mg^{2+} en las dos fechas de muestreo ($\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+} < 1.0$). Lo que se debe a la presencia en esta zona de materiales calcáreos que incrementan la concentración relativa de Ca^{2+} al disolverse.

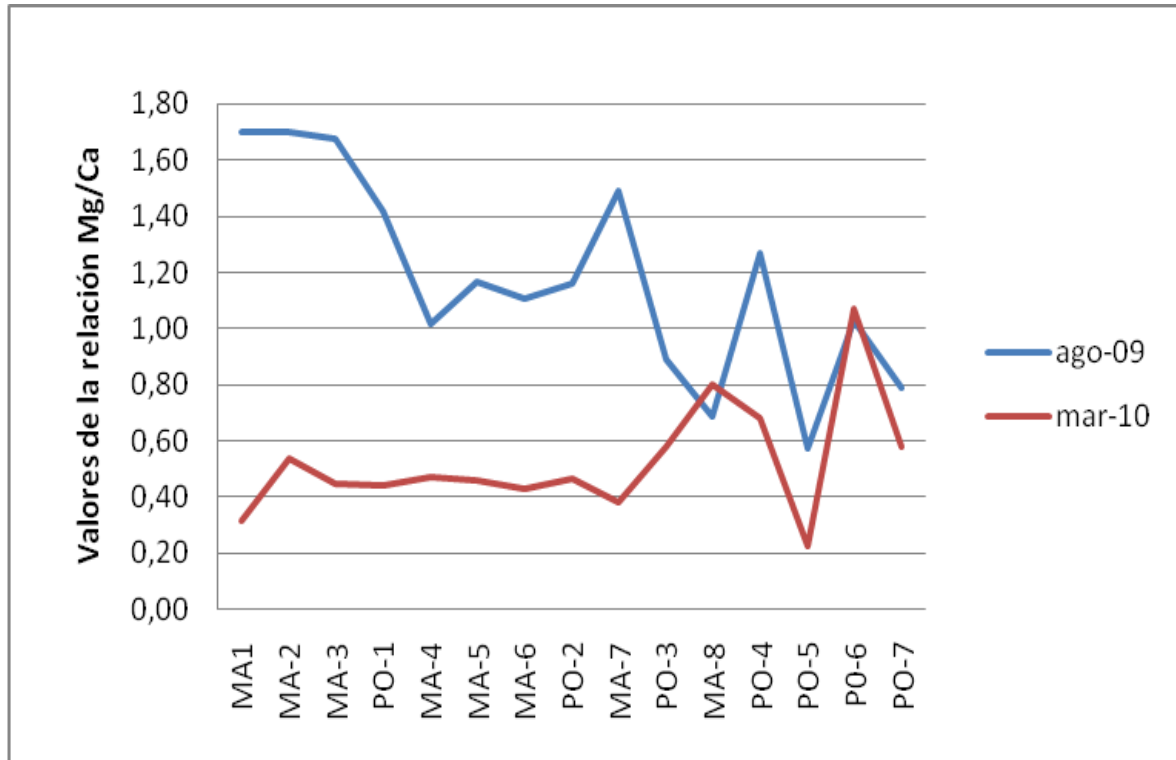


Figura 10. Valores de la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero en dos fechas de muestreo. MA-1 a MA-8: manantiales Ostácuaro, Cuinio, Tanaquillo, Chilchota, Los Nogales, Huario, Cupátziro y Ojo de Agua. PO-1 a PO-7: pozos Agua zarca Urén, El Pedregal, La Saucedá I, Aquiles Serdán, Jardines de Catedral, Mercado Hidalgo y La Saucedá II.

Índice de saturación de la calcita

Para confirmar la posibilidad de la disolución de la calcita en las aguas bajo estudio, se calcularon los índices de saturación (IS) para este mineral (Ayers y Westcot, 1989). El IS se calcula a partir de un valor de pH teórico (pHc) y el pH del agua (pHa) determinado *in situ*, mediante la fórmula:

$$IS = pHa - pHc$$

Donde:

pHa = pH del agua

pHc = pCa + (pK₂ – pKc) + p (alk)

pCa = -log[Ca]

pK₂ – pKc = -log[Ca+Mg+Na], en meq L⁻¹

p(alk) = -log[CO₃ + HCO₃], en meq L⁻¹

Los valores negativos del índice de saturación de la calcita calculados (Cuadro 16), indican tendencia a la disolución de este mineral en todos los sitios y en las dos fechas de muestreo.

Cuadro 16. Índice de saturación (IS) de la calcita en las aguas bajo estudio.

1er. Muestreo agosto 2009.			2o. Muestreo. Marzo 2010.		
pH	pHc	IS	pH	pHc	IS
7,83	8,4	-0,6	7,43	8,5	-1,0
7,62	8,6	-0,9	7,75	8,3	-0,5
7,78	8,6	-0,8	7,58	8,4	-0,8
7,33	8,6	-1,3	7,57	8,4	-0,8
6,95	8,3	-1,4	7,55	8,2	-0,6
6,88	8,5	-1,6	7,53	8,4	-0,8
6,74	8,6	-1,8	7,51	8,3	-0,7
6,72	8,5	-1,8	7,49	8,4	-0,9
6,68	8,7	-2,0	7,51	8,5	-0,9
6,61	8,1	-1,5	7,49	8,2	-0,7
6,35	7,5	-1,2	7,22	7,5	-0,3
6,32	7,4	-1,0	7,12	7,2	-0,1
6,58	7,7	-1,1	7,29	7,6	-0,3
6,28	7,4	-1,1	7,01	7,3	-0,2
6,76	8,3	-1,5	7,49	8,4	-0,9
Media		-1.3			-0.6

4.3.2 Análisis de componentes principales (ACP)

El Análisis de Componentes Principales para el muestreo de agosto del 2009 se realizó con los parámetros: pH, CE, T, iones mayores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) y metales pesados disueltos. Para el muestreo de marzo de 2010 se realizó el ACP seleccionando solamente los siguientes parámetros de calidad del agua: pH, CE, T, iones mayores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}), en virtud de que no se pudo realizar un análisis adicional de metales disueltos en esta fecha.

ACP para el muestreo de agosto. Inicialmente se hizo una primera aproximación al cálculo sin seleccionar un determinado número de factores, con la finalidad de observar en el algoritmo cuántos factores podrían estar relacionados con al menos 80% de la variación total. Posteriormente se seleccionaron 3 factores (F1, F2, F3) que explicaron el 80.5% de la varianza acumulada (Cuadro 17). El factor 1 (F1) explica el 57.56% de variabilidad, mientras que el F2 y F3 constituyen el 15.21 y el 7.75% de la variabilidad total.

Cuadro 17. Varianza acumulada para los factores seleccionados en el ACP. Muestreo agosto 2009.

	FACTORES		
	F1	F2	F3
Valor propio	8,620	2,337	1,156
Variabilidad (%)	57,465	15,582	7,706
% acumulado	57,465	73,047	80,753

En el Cuadro 18 se muestran los coeficientes de correlación que asocian a los parámetros de calidad de agua y los factores calculados en el ACP. El Factor F1 tiene altos coeficientes de correlación para pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , $\text{Mn}_{(d)}$ y $\text{Zn}_{(d)}$. Las fuentes de estos iones son rocas basálticas que contienen minerales del tipo del olivino (Mg), feldespatos (Ca, Na, K) y algunos minerales accesorios como la calcita (Ca , HCO_3); su disolución es afectada por el pH. Otros autores han encontrado minerales de este tipo en zonas cercanas (Silva-Mora, 1988). El segundo factor (F2)

muestra alto coeficiente de correlación positiva para el $\text{Cu}_{(d)}$; este factor puede representar el efecto del intemperismo de minerales que contienen cobre. En las rocas ígneas, el Cu puede alcanzar concentraciones de $50\text{-}90 \text{ mg kg}^{-1}$ (Baird, 2001)

El tercer factor (F3) se correlaciona con el $\text{Fe}_{(d)}$ (correlación negativa) y el $\text{Pb}_{(d)}$ (correlación positiva). En este caso, el $\text{Pb}_{(d)}$ puede tener como origen materiales volcánicos del tipo clastos (cenizas volcánicas, tobas en minas de arenas) que se encuentran ampliamente distribuidos en la parte alta y media de la cuenca. Es reconocido que algunos minerales de Pb como la galena (PbS) se encuentran asociados a filones de rocas ígneas (Klein y Hurlbut, 1997). La correlación negativa del Fe con el Pb se debe a la fuerte afinidad del Fe(III) para precipitar metales de la solución (Stumm y Morgan, 1996)

Cuadro 18. Correlaciones entre los parámetros de calidad del agua y los factores resultantes en el ACP. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Muestreo agosto 2009.

Parámetros	F1	F2	F3
pH	-0,738	0,212	0,058
CE	0,979	0,110	-0,006
T	0,543	-0,768	-0,197
Ca^{2+}	0,979	0,070	0,004
Mg^{2+}	0,892	0,341	0,070
Na^{+}	0,836	-0,460	-0,151
K^{+}	0,798	-0,496	-0,182
HCO_3^{2-}	0,984	0,102	-0,022
Cl^{-}	0,892	0,260	0,039
SO_4^{2-}	0,813	0,187	0,015
$\text{Cu}_{(d)}$	-0,083	0,782	-0,040
$\text{Fe}_{(d)}$	-0,312	0,042	-0,639
$\text{Mn}_{(d)}$	0,689	0,399	-0,044
$\text{Zn}_{(d)}$	0,848	0,173	0,283
$\text{Pb}_{(d)}$	-0,102	-0,442	0,747

(d) = metal disuelto, determinado por AA-ICP

ACP para el muestreo de marzo. En este caso sólo se incluyeron los parámetros de pH, CE, temperatura e iones mayores al no contar para esta fecha con datos sobre metales disueltos. Los resultados indican que un solo factor (F1) explica el 81% de la variabilidad en la composición química de las aguas (Cuadro 19). Con el factor F1 se asociaron ($r = 0.743$ a 0.992) todos los parámetros de calidad del agua utilizados en el análisis (Cuadro 20).

Cuadro 19. Participación en la varianza general de los factores calculados en el ACP. Muestreo marzo 2010.

	F1	F2	F3
Valor propio	8,123	0,805	0,509
Variabilidad (%)	81,234	8,054	5,087
% acumulado	81,234	89,287	94,375

Cuadro 20. Correlaciones entre los parámetros de calidad del agua y los factores resultantes en el ACP. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Muestreo marzo 2010.

Parámetros	F1	F2	F3
pH	-0,912	0,064	-0,184
CE	0,994	-0,058	-0,038
T	0,743	0,392	0,512
Ca²⁺	0,946	-0,187	0,180
Mg²⁺	0,931	-0,319	-0,131
Na⁺	0,890	0,386	-0,160
K⁺	0,780	0,499	-0,330
HCO₃²⁻	0,992	-0,034	-0,010
Cl⁻	0,863	-0,152	-0,165
SO₄²⁻	0,929	-0,290	-0,007

Con la finalidad de obtener un refinamiento de la técnica y tratar de hacer más evidente las posibles relaciones entre los factores y los parámetros físicos y químicos del agua, se realizó nuevamente el cálculo del ACP utilizando rotación varimax (Cuadro 21).

Cuadro 21. Correlaciones entre los parámetros de calidad del agua y los factores resultantes en el ACP utilizando rotación varimax. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Muestreo marzo 2010.

	D1	D2
pH	-0,777	-0,483
CE	0,839	0,536
T	0,372	0,753
Ca²⁺	0,876	0,403
Mg²⁺	0,942	0,287
Na⁺	0,494	0,835
K⁺	0,339	0,861
HCO₃²⁻	0,823	0,554
Cl⁻	0,788	0,382
SO₄²⁻	0,923	0,310

Con la rotación varimax se obtuvieron dos factores. El primer Factor (D1) asocia el pH, CE, Ca²⁺, Mg²⁺, HCO₃⁻, Cl⁻ y SO₄²⁻. El segundo Factor (D2) asocia la temperatura y los iones Na⁺ y K⁺. Así, el pH parece ser el principal parámetro que determina el grado de disolución de los minerales cálcicos y magnésicos, en tanto que el efecto de la temperatura parece ser mayor en la disolución de minerales tipo feldespatos de Na⁺ y K⁺.

4.4. Pb en suelos y arenas

En el Cuadro 22 se presentan los resultados de los análisis de Pb_{DTPA} y Pb_{total} de suelos y arenas colectados en la cuenca del río Duero.

Cuadro 22. Contenidos de Pb en 12 suelos de la cuenca del río Duero. 2009.

SITIO	(2:1)	Ext. sat.	%			Clase	mg L ⁻¹	
	pH	CE	Arena	Limo	Arcilla		Pb (DTPA) ¹	Pb (tot.) ²
Suelo Tangancícuaro I	6,43	1045	36,8	38,4	24,7	Franco	0,2	10,0
Suelo Aquiles Serdán	5,33	1202	12,6	24,5	62,9	Arcilla	Nd	Nd
Suelo Atacheo	7,20	704	23,1	29,8	47,2	Arcilla	Nd	5,0
Suelo Arboledas	7,07	435	6,7	16,0	77,3	Arcilla	Nd	Nd
Suelo Zamora	5,47	560	25,5	6,4	68,2	Arcilla	Nd	Nd
Arena Tangancícuaro	7,25	340	83,4	10,5	6,1	Arena	2,4	20,0
Suelo Tangancícuaro III	6,37	405	29,5	33,4	37,1	Migajón arcilloso	Nd	Nd
Suelo Crecienteros III	6,79	571	27,4	43,5	29,1	Migajón arcilloso	Nd	Nd
Suelo Saucedá I	6,56	851	15,4	13,0	71,6	Arcilla	Nd	Nd
Suelo Saucedá II	6,67	715	14,4	6,0	83,6	Arcilla	Nd	Nd

¹ = Pb extractado con DTPA en suelo; ² = Pb extractado con mezcla de ácidos en la fracción arena.

En el análisis se incluyeron algunas propiedades físicas y químicas de estos suelos y arenas para determinar sus posibles relaciones con las concentraciones de Pb disuelto. Solamente en dos de los suelos de la parte alta de la cuenca (Tangancícuaro) se detectaron concentraciones de Pb por los dos métodos de extracción (Pb_{DTPA} y Pb_{total}). La más alta concentración de Pb (20 mg L⁻¹) se encontró en una capa de arena de color negro localizada en un perfil de suelo de Tangancícuaro (Arena

Tangancícuaro), aproximadamente a 60 cm de profundidad. La muestra de arena se obtuvo de una zanja excavada en la parcela de un agricultor de Tangancícuaro durante la época de lluvias.

Posiblemente en la zona el Pb se encuentre asociado con minerales volcánicos de reciente formación, especialmente clastos del tamaño de las arenas. La parte alta de la zona de estudio es una zona montañosa volcánica con numerosos bancos de arena (minas) y presencia de rocas fracturadas así como fallas y fracturas que son las vías más importantes de recarga de los acuíferos. En este tipo de ambientes, los flujos que alimentan los acuíferos sirven como vía de transporte de los metales hacia las corrientes superficiales y subterráneas (Caruso y Dawson, 2009).

Los datos presentados en este trabajo indican que las aguas subterráneas bajo estudio, y que constituyen la fuente principal de agua potable en la zona, contienen concentraciones de Pb que potencialmente pueden asociarse a un problema de salud pública. Ante estas evidencias, se hace necesario establecer un sistema de monitoreo de la calidad físico-química del agua utilizada para uso y consumo humano; tal monitoreo debe contemplar el análisis de los 48 parámetros, incluyendo los microbiológicos, contemplados en la Norma Oficial Mexicana NOM 127-SSA1-1994. Desde el punto de vista legal, el agua denominada como potable, es aquella que cumple con esta normativa (Jiménez *et al.*, 2010).

4.5 Normativas de calidad del agua potable y su aplicación en la zona

4.5.1 Límites máximos permisibles de Pb en el agua potable

La calidad físico-química del agua potable se mide a través de 38 parámetros establecidos por la Norma Oficial Mexicana NOM 127-SSA1-1994. Los límites máximos permisibles de estos constituyentes se establecen con base en los estudios sobre sus efectos perjudiciales en la salud, razón por la cual la definición de tales valores ha cambiado con el tiempo.

En relación con el Pb, las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958 recomendaron una concentración máxima admisible de $100 \mu\text{g L}^{-1}$ (0.1 mg L^{-1}) basándose en sus posibles efectos perjudiciales para la salud. En las Normas internacionales de 1963 este valor se redujo a $50 \mu\text{g L}^{-1}$ (0.05 mg L^{-1}). El límite superior provisional de concentración se aumentó nuevamente a 0.1 mg L^{-1} en las Normas internacionales de 1971 porque ésta era una concentración aceptada en muchos países y se había consumido agua durante muchos años sin que se produjeran efectos adversos aparentes; además, era difícil alcanzar una concentración más baja en los países donde se usaban tuberías de plomo. Este valor fue modificado nuevamente en 1984, con la publicación de la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable* de la OMS, donde se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0.05 mg L^{-1} . En la edición de 1993 de las *Guías* de la OMS, se propuso un valor de referencia de 0.01 mg L^{-1} , esto considerando los efectos en la salud de la población más vulnerable constituida por niños y mujeres embarazadas (OMS, 2006).

En los EE UU, la agencia de protección ambiental (USEPA) había concluido desde 1986 que niveles bajos de Pb en sangre perinatales (10 a $15 \mu\text{g dl}^{-1}$), significan indudablemente un motivo de preocupación debido a sus efectos nocivos en el desarrollo pre y postnatal; estos efectos incluían disminución en las funciones cognitivas y en el coeficiente intelectual, así como en otros aspectos neuroconductuales (Davis y Grant, 2003).

En México, los límites permisibles de Pb en el agua potable también han estado sujetos a ajustes, dependiendo de la información que se genera en relación con los efectos en la salud y regularmente siguiendo los lineamientos de la Organización Mundial de la Salud y la USEPA. A finales de los 80's, las autoridades en materia de Ecología (SEDUE, 1989) establecieron un límite permisible de Pb de $50 \mu\text{g L}^{-1}$ (0.05 mg L^{-1}) para fuentes de agua de uso público y urbano. En 1994, el valor máximo permitido en agua para consumo humano fue de $25 \mu\text{g L}^{-1}$ (0.025 mg L^{-1}), establecido en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 2009); para el 2000, esta concentración se redujo a $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (0.01 mg L^{-1}) en la modificación a la Norma Mexicana antes mencionada.

Diversas instancias internacionales (OMS, 2006; Davis y Grant, 2003) responsables de establecer los lineamientos sobre los límites permisibles de Pb en el agua potable, indican que este metal se deriva principalmente de las tuberías a base Pb y Cu, por lo que no establecen un tratamiento directo al agua; las medidas de prevención y control de este elemento, por tanto, se han centrado en el manejo de las fuentes antrópicas de Pb (eliminación de las tuberías y las gasolinas a base de Pb). Sin embargo, algunos estudios sobre metales pesados en el agua potable, entre ellos el Pb, y su posible origen natural (Blanco-Hernández *et al.*, 1998; Huizar-Alvarez, 1997; Velázquez y Pimentel, 2008) ponen de manifiesto la necesidad de introducir medidas adicionales para la protección de la salud de aquellas poblaciones que hacen uso de agua con niveles elevados de este elemento. Esto es especialmente importante en la zona de estudio, donde se asienta un buen número de comunidades indígenas cuya única fuente de agua potable son los manantiales donde las concentraciones de Pb se encuentran arriba del límite permisible.

4.5.2. Aplicación de la normativa para agua potable

A nivel nacional, de los 38 parámetros físico-químicos establecidos por la Norma Oficial Mexicana NOM 127-SSA1-1994, sólo se da seguimiento a unos cuantos, como el cloro residual libre, el pH, la turbiedad, la conductividad eléctrica, el hierro, el manganeso, los fluoruros, los sulfatos y los nitratos, sin considerar otras sustancias que representan un riesgo para la salud (Jiménez *et al.*, 2010).

La información recabada en la zona sobre el manejo de la calidad del agua potable indica que el único tratamiento preventivo que reciben estos flujos es la aplicación de cloro para el control de microorganismos entéricos. Usualmente cuando se pone en funcionamiento un pozo para abastecimiento de agua potable, se realizan los análisis físico-químicos generales (cloro residual libre, pH, turbiedad, conductividad eléctrica, Fe, Mn, F⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻), sin determinar el resto de los contaminantes considerados en la NOM 127-SSA1-1994; por supuesto, no se cuenta con programas de monitoreo de la calidad del agua para este uso.

En referencia a la cloración del agua, este tratamiento no es constante en las comunidades rurales por la falla en el abastecimiento de cloro por parte de las autoridades municipales y sanitarias (Pimentel *et al.*, 2010). El problema se manifiesta de manera más aguda en las comunidades indígenas de la parte alta de la cuenca, donde las fuentes de abastecimiento público son principalmente los manantiales y la aplicación de cloro es irregular; por su falta de confinamiento, los manantiales son altamente susceptibles a la contaminación microbiológica.

Esta inconsistencia en la aplicación de cloro parece repetirse a nivel nacional. En un análisis sobre la calidad del agua potable realizado por Jiménez *et al.* (2010), los autores muestran, con base en datos de la Comisión Federal para la Prevención de Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), que para julio de 2009 la eficiencia de cloración en el país era, en promedio, de 90.5%. Algunos estados como Chiapas y Michoacán estuvieron por debajo de este valor, en tanto que Baja California Sur, Quintana Roo y Coahuila se ubicaron por encima del mismo (100% de eficiencia).

Un problema adicional en la evaluación de la calidad del agua potable, que se repite a nivel nacional, es la ausencia de un monitoreo permanente sobre los constituyentes químicos y microbiológicos del agua que llega a las viviendas. En muchos casos, el agua que se extrae de los pozos profundos puede estar libre de contaminantes, pero éstos pueden incorporarse a los flujos en el trayecto desde la fuente hasta los hogares a través de las tuberías. La situación ya ha sido planteada por otros autores, quienes reconocen las dificultades técnicas y financieras de las autoridades responsables del control de la calidad del agua potable para llevar a cabo tales monitoreos (Pimentel *et al.*, 2010).

V. CONCLUSIONES

Los resultados muestran los niveles de contaminación por Pb en las fuentes de agua potable en la cuenca del río Duero. Estas concentraciones exceden en algunos sitios hasta 20 veces el límite máximo permitido para agua de uso y consumo humano. La concentración de Pb se asoció a clastos volcánicos (arenas silíceas) donde posiblemente se encuentren filones de PbS. La presencia de Pb en los niveles señalados en estas fuentes de agua implican un riesgo potencial para la salud de los habitantes de esta zona; por tanto es necesario fortalecer el monitoreo sistemático para establecer tendencias de la presencia de este elemento en las aguas subterráneas. En su caso, esta información apoyará la toma de decisiones para mejorar la gestión de la calidad del agua.

VI. RECOMENDACIONES

Con fundamento en los datos presentados en este estudio, las medidas que pueden implementarse para el control de la calidad del agua potable en la cuenca del río Duero deben considerar:

- A. Diseño y puesta en marcha de un programa de monitoreo de la calidad del agua potable en sus fuentes de abastecimiento y en los hogares.
- B. Realización de estudios prospectivos sobre las tendencias en el tiempo de los contaminantes químicos detectados.
- C. Realización de estudios sanitarios donde se evidencie la relación entre los contaminantes químicos y la salud de la población.
- D. Potabilización del agua para uso y consumo humano, para que cumpla la normativa sobre calidad para este uso.
- E. Asignación de recursos financieros y claridad en las competencias de las instituciones responsables de vigilar la calidad del agua potable.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Abrol, I.P.; Yadav, J.S.P. and Massoud, F.I. Salt-affected soils and their management. FAO soils Bulletin 39. [en línea] Consultado 28/01/2011.
<http://www.fao.org/docrep/x5871e/x5871e00.htm#Contents>
- Addinsoft, Inc. 2010. Paquete estadístico XLSTAT. Consultado: 11/05/2010.
<http://www.xlstat.com/es/home/>
- Appelo, C.A.J. and Postma, D. 2005. Geochemistry, groundwater and pollution. 2nd. Edition. CRC Press, Boca Raton, FL. 649 p.
- Augustithus, S.S.P. 2010. Atlas of the textural patterns of ore minerals and metallogenic processes. Berlin-New York, De Gruyter. pp. 1-76.
- Álvarez-Silva, M. y Uribe, S. A. 2006. Presencia de arsénico en la Comarca Lagunera y su solución desde el punto de vista técnico. CINVESTAV, Saltillo. pp 24-29.
- Ayers, R.S. y D.W. Westcot. 1989. La calidad del agua y su uso en la agricultura. Estudio FAO Riego y Drenaje 29 Rev. 1. Trad. Al español por J.F. Alfaro (Water Quality and use in agriculture. 174 p.
- Baird, C. 2001. Metales tóxicos pesados. En: Química Ambiental. Cap. 7. Ed. Reverté. Barcelona. pp. 391-429.
- Barragán López E. 1999. Frutos del campo michoacano. El colegio de Michoacán A.C., México.
- Barrios-Ordoñez, J.E. (2004), “El manejo de la calidad del agua: un asunto pendiente”, en Tortajada, C, V. Guerrero, y R. Sandoval (eds.), *Hacia una gestión integral del agua en México: retos y alternativas*, México, Porrúa, pp. 125-158.
- Bellair, P y Pomerol, Ch. (1968) Tratado de Geología. 1^a ed. editorial Vicens-Vives. Barcelona. 546 p.
- Blanco-Hernández, A. L.; Alonso-Gutiérrez D.; Jiménez-de Blas, O.; Santiago-Guervós, M. y B. de Miguel-Manzano. 1998. Estudio de los niveles de Plomo, Cadmio, Zinc y Arsénico en aguas de la provincia de Salamanca. *Revista española Salud pública* 72: 53-65.

- Bokar, H.; Jie, T. and L. Nianfeng. 2003. Hydrochemistry and mapping of the groundwater contamination index in Changchun City, China. *Journal of Environmental Hydrology*. 11(15):1-12.
- Brañes, R. 2000. Manual de Derecho Ambiental Mexicano. Fondo de Cultura Económica, México. Cap. X: La protección de las aguas continentales. pp.399-433.
- Caruso, B.S. and Dawson, H.E. 2009. Impacts of groundwater metal loads from bedrock fractures on water quality of a mountain stream. *Environ Monit Assess*.153:405–425.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) 2002. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Zamora, Estado de Michoacán. Documento Interno. México, D.F. 25 p.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) 2010. Estadísticas del Agua en México, 2010. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/EAM2010.pdf>.
- Custodio, E y Llamas, Manuel R. 1983. Los materiales: rocas plutónicas, volcánicas y metamórficas. *En: Hidrología subterránea Capítulo 1.1 tomo I*. 2ª. Edición corregida. Ediciones Omega S.A., Barcelona. pp. 7-12.
- Custodio, E. 1987. Hydrogeochemistry and tracers. *En: Custodio, E. (Ed.). Ground-water problems in coastal areas. Studies and reports in hydrology No. 45. UNESCO*. pp. 213-269.
- Das, J. 2003. Geochemistry of trace elements in the ground water of Cuttack City, India. *Water, Air and Soil Pollution*. 147:129-140.
- Davis, J.M. and L.D. Grant. 2003. Experiencias de la instauración de normas relativas al contenido de plomo en aire y el agua, en los Estados Unidos de América. *Salud Pública de México*, Vol. 45, suplemento 2. S237-S243.
- Deutsch, W.J. 1997. Groundwater geochemistry. Fundamentals and applications to contamination. Lewis Publishers. Boca Raton, FL. 317 p.
- DOCE (Diario Oficial de las Comunidades Europeas). 1998. DIRECTIVA 98/83/CE DEL CONSEJO de 3 de noviembre de 1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano [en línea]. Consultado 10/01/2001. <http://www.namainsa.es/cas/legisla/documents/Dir.%2098%2083.pdf>

- Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W. and Greesberg A. E. (eds.). (2005). Standard Methods for the examination of water and wastewater. 21st. Edition. American Public Health Association, Washington, DC. 1207 p.
- Edmunds, W. M. 1996. Geochemical indicators in the groundwater environment of rapid environmental change. *In: Geoindicators. Assessing rapid environmental changes in earth systems*. Rotterdam. A. A. Balkema. pp. 135-150.
- FAO. 1973. Irrigation/Drainage and Salinity. An International Source Books. Chapter 5. FAO/UNESCO. London, Hutchinson and Co. 510 p.
- García-Melián, M. y Hernández, P. T. 2003. Estudios de los niveles de Plomo en aguas de consumo humano en Cuba. *Salud pública México*. 45: 261-264.
- Hem, J.D. 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254. 263 p.
- Huizar-Álvarez, R. 1997. Hydrochemistry of the aquifers in the río Las Avenidas basin, Pachuca, Hidalgo, México. *Water, Air and Soil Pollution* 96:185-201.
- Ikem, A.; Osibanjo, O.; Sridhar, M.K.C. and A. Sobande. 2002. Evaluation of groundwater quality characteristics near to waste sites in Ibadan and Lagos, Nigeria. *Water, Air and Soil Pollution*. 140: 307-333.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Censo de Población y Vivienda 2010. [en línea]. <http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?src=462&ent=16>
- Jiménez, B.; Durán, J.C. y Méndez, J.M. 2010. Calidad. En: El agua en México: cauces y encauces. 2010. Jiménez, B.; Torregrosa, M.L. y L. Aboites (eds.). 1a. Ed. Academis Mexicana de Ciencias-CONAGUA. pp.265-290.
- Kaiser, H. F. (1960). The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 20:141-151.
- Klein, C. and C.S. Hurlbut, Jr. 1997. Manual de Mineralogía. Vol 2. Editorial Reverté. 679 pp.
- Kroneck, P.M.H. 2005. The biogeochemical cycles of the element and the evolution of life. *In: Sigel, A.; Sigel, H. and R.K.O. Sigel (eds). Metal ions in biological systems*. Taylor & Francis, Boca Raton, FL. 301 p.

- Kone, B. C.; Brenner, R. M.; Gullans, S. R. 1990. Sulfhydryl/reactive heavy metals increase cell membrane K^+ and Ca^{2+} transport in renal proximal tubule. *J. Membrane Biol.* 113:1-12.
- Lindsay, W. L. and W. A. Norvell. 1978. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42:421-428.
- Martínez, A.P. y P. van Hofwegen (eds) (2006), “Agua y Saneamiento para todos”, *Síntesis del IV Foro Mundial del Agua*, México, pp. 23-31. [en línea] http://www.worldwaterforum5.org/fileadmin/wwc/World_Water_Forum/WWF4/SintesisdelForo.pdf Consultado 10/12/2010.
- Mejía, J.A.; Rodríguez, R.; Armienta, A.; Mata, E. and A. Fiorucci. 2007. Aquifer vulnerability zoning as indicador of atmospheric pollutants input? Vanadium in the Salamanca aquifer, Mexico. *Water, Air and Soil Pollution.* 185:95-100.
- Morel, F.M.M. and E. G. Malcom. 2005. The biogeochemistry of cadmium. In: Sigel, A.; Sigel, H. and R.K.O. Sigel (eds). *Metal ions in biological systems*. Taylor & Francis, Boca Raton, FL. 301 p.
- Moreno-Sánchez, R. y Devars, S. 1999. Abundancia de los metales pesados en la biósfera. En: Cervantes, C. y Moreno-Sánchez, R. (Ed.). *Contaminación ambiental por metales pesados. Impacto en los seres vivos*. A.G.T. Editor, México. pp.1-10.
- Secretaría de Salud (SSA). 2009. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1999. Consultado el 17 de septiembre del 2009. <http://bibliotecas.salud.gob.mx/cgi-bin/library>.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 2006. Guías para la calidad del agua potable. Primer Apéndice a la Tercera Edición. Vol. I Recomendaciones [en línea]. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/es/index.html. Consultado 22/03/2011.
- Pimentel, J.L.; Velázquez, M. y J. Palerm. 2010. Capacidad organizativa y participación social en el abasto de agua doméstica en comunidades rurales del valle de Zamora, Michoacán. *Memorias 2º. Congreso de la Red Temática del Agua-CONACYT*. Cuernavaca, Morelos. 10 p.
- Pizarro-Cabello, F. 1985. *Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos*. 2ª. Edición. Editorial Agrícola Española, S.A. Madrid. 524 p.

- Rabasa, O. E. y Arriaga-García, C. B. 2011. Agua aspectos constitucionales Editorial Porrúa/UNAM, México. pp. 36-49.
- Richter, B.C. and C.W. Kreitler. 1993. Geochemical techniques for identifying sources of ground-water salinization. CRC Press, Boca Raton, FL. USA. 258 p.
- Rodríguez, C. R., Mejía J. A. y Berlín J. 2003. Agua subterránea. Gradientes de metales en el agua subterránea del Bajío. Caso Salamanca. Memorias Expo Agua. pp 24-29.
- Rosales-Hoz, L., Carranza-Edwards, A. y S. Santiago-Pérez. 1994. Heavy metals in rocks and stream sediments from the northwestern part of Baja California, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 10(002):77-82.
- Sánchez, F. J. 2004. Medidas puntuales de permeabilidad. Universidad de Salamanca.12 p. [en línea] <http://web.usal.es/javisan/hidro>. Consultado 12/06/2009.
- Sánchez-Martos, F.; Pulido-Bosch, A.; Calaforra-Chordi, J.M. y F. Navarrete. 1998. Algunos aspectos de la contaminación en el Bajo Andarax (Almería). Jornadas sobre la Contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente. <http://aguas.igme.es/igme/publica/pdf/lib3/sanchezm.pdf> Consultado 10/06/2009.
- SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos). 1994. Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales. DOF (Diario Oficial de la Federación): 12-I-1994. <http://dof.gob.mx/index.php?year=1994&month=01&day=12>.
- SEDUE (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. 1989. ACUERDO por el que se establecen los Criterios Ecológicos Ecológicos de Calidad del Aguas CE-CCA-001/89. DOF 13/12/1989.
- Silva-Mora, L. (1988). Algunos aspectos de los basaltos y andesitas cuaternarios de Michoacán Oriental. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 7:89-96.
- SRH (Secretaría de Recursos Hidráulicos). 1973. REGLAMENTO para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas. DOF 29/03/1973.
- SSA (Secretaría de Salubridad y Asistencia). 1975. DECRETO por el que se modifican y adicionan los Artículos 24 y 70 del Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas. DOF 22/12/1975.
- Selinus, O. 2004. Geología Médica: una especialidad emergente. *Térrea*. 1(1): A1-A8. Trad. Por Rivera, G. A. Geological Survey of Sweden, Uppsala, Sweden.

- Shotyk, W. and G. Le Roux. 2005. Biogeochemistry and cycling of lead. *In*: Sigel, A.; Sigel, H. and R.K.O. Sigel (eds). Metal ions in biological systems. Taylor & Francis, Boca Raton, FL. 301 p.
- Smith, S.A. 1999. Groundwater. Source water quality management. *In*: Letterman, R.D. (Téc. Ed). Water quality & Treatment. A Handbook of Community water supplies. McGraw-Hill, Inc. New York. pp. 4.1-4.47.
- SSA (Secretaría de Salud). 2009. 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. Secretaría de Salud, página web Normas. <http://bibliotecas.salud.gob.mx/cgi-bin/library>. Consultado: 10/10/ 2009.
- Stadtman, E. R. and Oliver, C. N. 1991. Metal-catalyzed oxidation of proteins. Physiological consequences. *J. Biol. Chem.* 266:2005-2008. Datos generales.
- Stumm, W. and J.J. Morgan. 1996. Aquatic Chemistry. Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. Third Edition. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Stumm, W. and Wollast, R. 1990. Coordination chemistry of weathering. *Rev. Geophys.* 28, 53-69.
- Valdés-Perezgasga, F. 1999. La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México. *En defensa del ambiente*, A.C. Primera edición, México.
- Velázquez, M. 2008. El fósforo en las aguas y suelos de la cuenca del río Duero. Informe de Proyecto SIP-20070212. CIIDIR-IPN-Michoacán. Jiquilpan, Mich. 65 p.
- Velázquez, M.A. y J. L. Pimentel. 2008. Plomo y metales tóxicos en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Memorias II Coloquio Internacional de Medio Ambiente y Desarrollo. 25-27 de noviembre. CIIEMAD-IPN. México.
- Velázquez, M. M., J. L. Pimentel y M. Ortega. 2011. Estudio de la distribución del boro en fuentes de agua de la cuenca del río Duero, México, utilizando análisis estadístico multivariado. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. Vol. 27, No. 1: 19-30.
- Viggiano-Guerra J.C. y Gutiérrez-Negrín L.C. 2007. Estudio petrográfico y modelo conceptual preliminar de la zona geotérmica de Ixtlán de los Hervores, Michoacán, México. *Ingeniería Hidráulica de México XXII(4):61-73*.

WWF (World Water Forum). 2009. V Foro Mundial del Agua. Lo más destacado de Estambul. [en línea] Consultado 20/07/2009, www.worldwatercouncil.org/fileadmin/wwc/World_Water_Forum/WWF5/5th_Forum_Highlights_Spanish.pdf

ANEXOS

Cuadro 1A. Parámetros físico-químicos de los manantiales y pozos de la zona geohidrológica “Zamora”. Muestreo agosto 2009.

No.	SITIO	pH	$\mu\text{S cm}^{-1}$ CE	T(°C)	meq L ⁻¹					meq L ⁻¹					mg L ⁻¹	metales totales mg L ⁻¹				
					Ca	Mg	Na	K	Σ cationes	CO ₃	HCO ₃	Cl	SO ₄	Σ Aniones		Cu	Fe	Mn	Cd	Pb
1	Manantial Ostácuaro	7,83	167	17,3	0,53	0,9	0,04	0,05	1,52	0,0	1,46	0,01	0,02	1,49	114,7	nd	nd	nd	nd	nd
2	Manantial Cuinio	7,62	170	18,1	0,56	0,95	0,04	0,06	1,61	0,0	1,55	0,01	0,02	1,58	122,0	nd	nd	nd	nd	0,1
3	Manantial Tanaquillo	7,78	165	18,4	0,52	0,87	0,04	0,05	1,49	0,0	1,48	0,01	0,02	1,51	115,7	nd	nd	nd	nd	nd
4	Pozo Agua Zarca Urén	7,33	160	19,6	0,55	0,78	0,04	0,05	1,43	0,0	1,46	0,01	0,02	1,49	114,0	nd	nd	nd	0,1	0,2
5	Manantial Chilchota	6,95	190	19,6	0,83	0,84	0,04	0,06	1,77	0,0	1,67	0,12	0,02	1,81	137,2	nd	nd	nd	nd	nd
6	Manantial Los Nogales	6,88	165	19,3	0,68	0,79	0,04	0,04	1,55	0,0	1,48	0,05	0,02	1,55	118,8	nd	nd	nd	nd	nd
7	Manantial Huario	6,74	168	22	0,68	0,75	0,09	0,06	1,58	0,0	1,44	0,05	0,02	1,51	117,8	nd	0,4	nd	nd	nd
8	Pozo El Pedregal	6,72	168	19,6	0,62	0,72	0,04	0,04	1,42	0,0	1,48	0,05	0,02	1,55	116,6	nd	4,7	1,0	nd	nd
9	Manantial Cupátziro	6,68	149	24,1	0,53	0,79	0,04	0,05	1,41	0,0	1,37	0,05	0,02	1,44	109,4	nd	nd	nd	nd	nd
10	Pozo Saucedá	6,61	272	30,5	0,92	0,82	0,37	0,16	2,27	0,0	2,35	0,10	0,02	2,47	191,1	nd	nd	nd	nd	nd
11	Manantial Ojo de Agua	6,35	569	24	2,73	1,87	0,42	0,18	5,20	0,0	3,64	0,21	1,68	5,53	404,4	nd	1,8	0,4	0,1	0,1
12	Pozo Aquiles Serdán	6,32	698	23,8	2,54	3,22	0,32	0,12	6,20	0,0	4,41	0,21	1,38	6,00	445,0	nd	0,2	nd	0,1	nd
13	Pozo Jardines de Catedral	6,58	451	32,2	2,10	1,20	0,48	0,25	4,03	0,0	3,22	0,19	0,28	3,69	293,9	nd	nd	nd	nd	nd
14	Pozo Mercado Hidalgo	6,28	880	25,4	3,63	3,72	0,40	0,24	7,99	0,0	6,34	0,85	1,06	8,25	604,6	nd	nd	2,0	0,1	0,8
15	Pozo Saucedá	6,76	272	30,5	0,94	0,74	0,32	0,22	2,22	0,0	2,40	0,05	0,02	2,47	193,0	nd	nd	nd	nd	nd

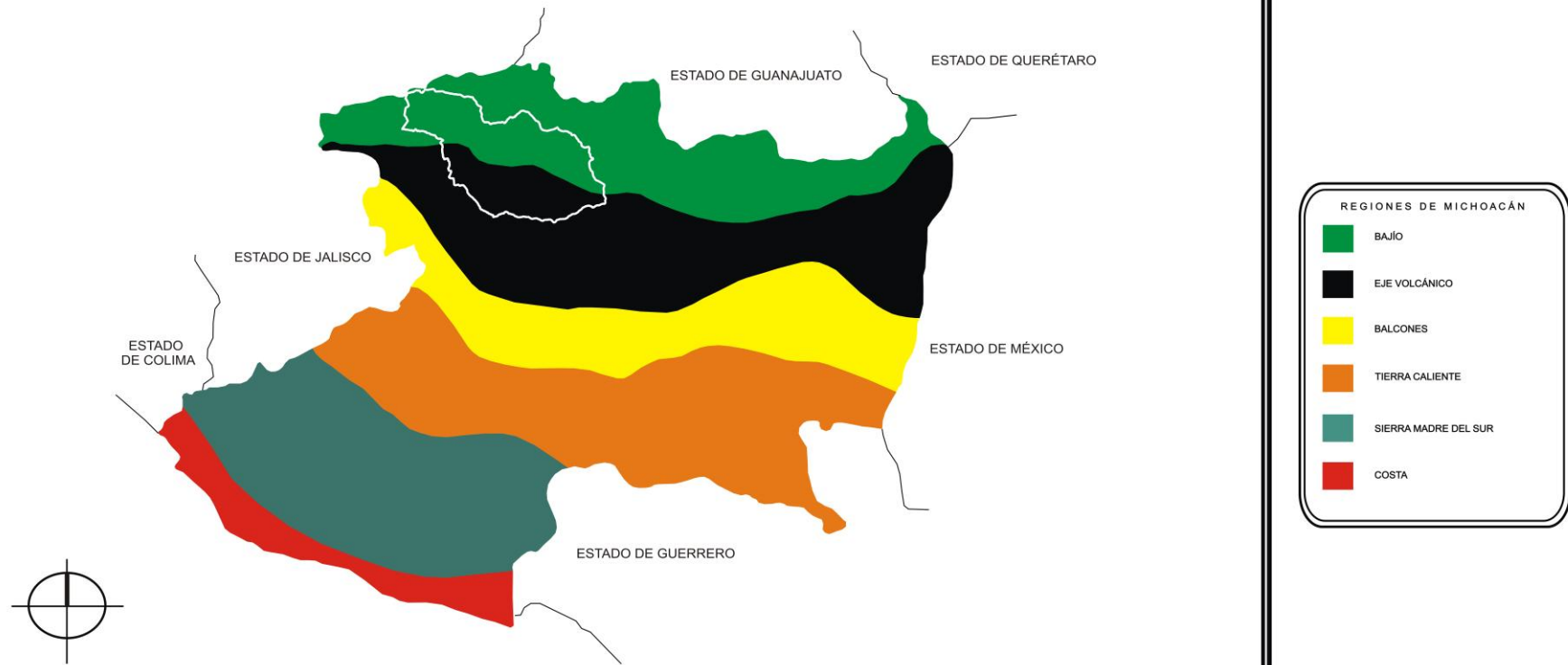
Cuadro 2A. Parámetros físico-químicos de los manantiales y pozos de la zona geohidrológica “Zamora”. Muestreo marzo 2010.

			$\mu\text{S cm}^{-1}$	$^{\circ}\text{C}$	meq L^{-1}					meq L^{-1}					metales totales mg L^{-1}				
No.	SITIO	pH	CE	T	Ca	Mg	Na	K	Σ cationes	CO_3	HCO_3	Cl	SO_4	Σ Aniones	Fe	Mn	Cd	Pb	Cu
1	Manantial Ostácuaro	7,43	150	16,4	0,71	0,22	0,49	0,06	1,48	0,00	1,50	0,06	0,01	1,57	nd	0,2	0,4	4,2	nd
2	Manantial Cuinio	7,75	162	16,6	0,84	0,45	0,43	0,04	1,76	0,00	1,70	0,08	0,01	1,79	nd	1,2	nd	3,0	nd
3	Manantial Tanaquillo	7,58	150	18,2	0,78	0,35	0,43	0,04	1,61	0,00	1,62	0,02	0,02	1,66	nd	nd	nd	nd	nd
4	Pozo Agua Zarca Urén	7,57	143	18,6	0,80	0,35	0,31	0,04	1,50	0,00	1,54	0,06	0,01	1,60	nd	nd	nd	nd	nd
5	Manantial Chilchota	7,55	176	18,7	0,98	0,46	0,36	0,07	1,88	0,00	1,82	0,11	0,04	1,97	nd	nd	nd	1,0	nd
6	Manantial Los Nogales	7,53	150	18,2	0,77	0,35	0,42	0,03	1,57	0,00	1,60	0,10	0,02	1,72	nd	nd	nd	nd	nd
7	Manantial Huario	7,51	164	20,7	0,82	0,35	0,42	0,07	1,66	0,00	1,75	0,10	0,04	1,89	nd	nd	nd	nd	nd
8	Pozo El Pedregal	7,49	152	18,1	0,76	0,35	0,36	0,03	1,50	0,00	1,60	0,10	0,03	1,73	nd	nd	nd	nd	nd
9	Manantial Cupátziro	7,51	135	19,2	0,59	0,22	0,36	0,13	1,30	0,00	1,44	0,02	0,01	1,47	nd	nd	nd	nd	nd
10	Pozo Saucedá	7,49	234	17,2	0,66	0,38	0,80	0,26	2,10	0,00	2,38	0,08	0,10	2,56	nd	nd	nd	nd	nd
11	Manantial Ojo de Agua	7,22	524	24,2	2,06	1,65	0,90	0,18	4,79	0,00	4,43	0,27	0,79	5,48	nd	nd	0,2	3,0	nd
12	Pozo Aquiles Serdán	7,12	600	22,8	3,22	2,18	0,85	0,19	6,45	0,00	5,82	0,16	0,93	6,91	0,4	nd	nd	nd	nd
13	Pozo Jardines de Catedral	7,29	407	33,4	1,88	0,42	1,14	0,26	3,70	0,00	4,10	0,14	0,16	4,40	0,2	nd	nd	nd	nd
14	Pozo Mercado Hidalgo	7,01	831	28,7	3,23	3,46	1,34	0,34	8,37	0,00	7,40	0,76	1,00	9,16	nd	nd	nd	nd	nd
15	Pozo Saucedá	7,49	234	17,2	0,66	0,38	0,80	0,26	2,10	0,00	2,26	0,11	0,10	2,47	nd	nd	nd	nd	nd
16	Manantial. La colonia (Etúcuaro)	7,35	201	21,6	1,12	0,57	0,36	0,08	2,14	0,00	2,11	0,16	0,13	2,40	nd	nd	0,2	5,6	nd
17	Manantial La loma (Etúcuaro)	7,37	153	21	1,08	0,22	0,31	0,07	1,68	0,00	1,50	0,10	0,22	1,82	1,0	nd	nd	nd	nd

Cuadro 3A. Concentración de metales pesados disueltos en 12 y 15 fuentes de agua subterránea de la cuenca del río Duero en dos fechas de muestreo.

No.	SITIO	$\mu\text{g L}^{-1}$									
		Pb		Fe		Mn		Cu		Zn	
		2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009
1	Manantial Ostácuaro	132,0	80,0	nd	109,0	nd	1,0	0,0	76,0	0,0	12,0
2	Manantial Cuinio	51,0	83,0	nd	106,0	nd	nd	0,0	64,0	0,0	14,0
3	Manantial Tanaquillo	228,0	34,0	nd	134,0	nd	nd	0,0	75,0	0,0	7,0
4	Manantial Chilchota	8,0	106,0	nd	114,0	nd	nd	20,0	79,0	26,0	25,0
5	Manantial Los Nogales	29,0	56,0	nd	102,0	nd	1,0	0,0	93,0	0,0	7,0
6	Pozo El Pedregal	180,0	23,0	nd	107,0	nd	1,0	0,0	87,0	0,0	5,0
7	Manantial Cupátziro	129,0	90,0	nd	113,0	nd	1,0	0,0	56,0	0,0	21,0
8	Pozo Saucedá I	179,0	66,0	nd	116,0	nd	nd	0,0	75,0	0,0	28,0
9	Manantial Ojo de Agua	131,0	42,0	nd	109,0	nd	nd	0,0	69,0	0,0	40,0
10	Pozo Aquiles Serdán	149,0	68,0	nd	120,0	nd	nd	0,0	80,0	77,0	36,0
11	Pozo Jardines de Catedral	161,0	93,0	nd	114,0	nd	nd	0,0	52,0	0,0	16,0
12	Pozo Mercado Hidalgo	114,0	33,0	nd	97,0	nd	74,0	0,0	77,0	176,0	51,0
13	Pozo Saucedá II		55,0		121,0		nd		59,0		3,0
14	Pozo Agua Zarca Urén		38,0		187,0		3,0		79,0		9,0
15	Manantial Huario		22,0		106,0		4,0		61,0		3,0
	Media	124.3	59.3	nd	117.0	nd	5.7	1.7	72.1	23.3	18.5

Figura 1A. Localización de la cuenca del río Duero en las regiones geográfico-sociales de Michoacán



Elaboró: Arq. Oswaldo Campos Campos

REGIONES DE MICHOACÁN

Elaboró: Campos. Campos. O. con datos de Barragán López E. 1999. Frutos del campo michoacano

Figura 2A. Localización de los sitios de muestreo. Aguas subterráneas de la cuenca del río Duero

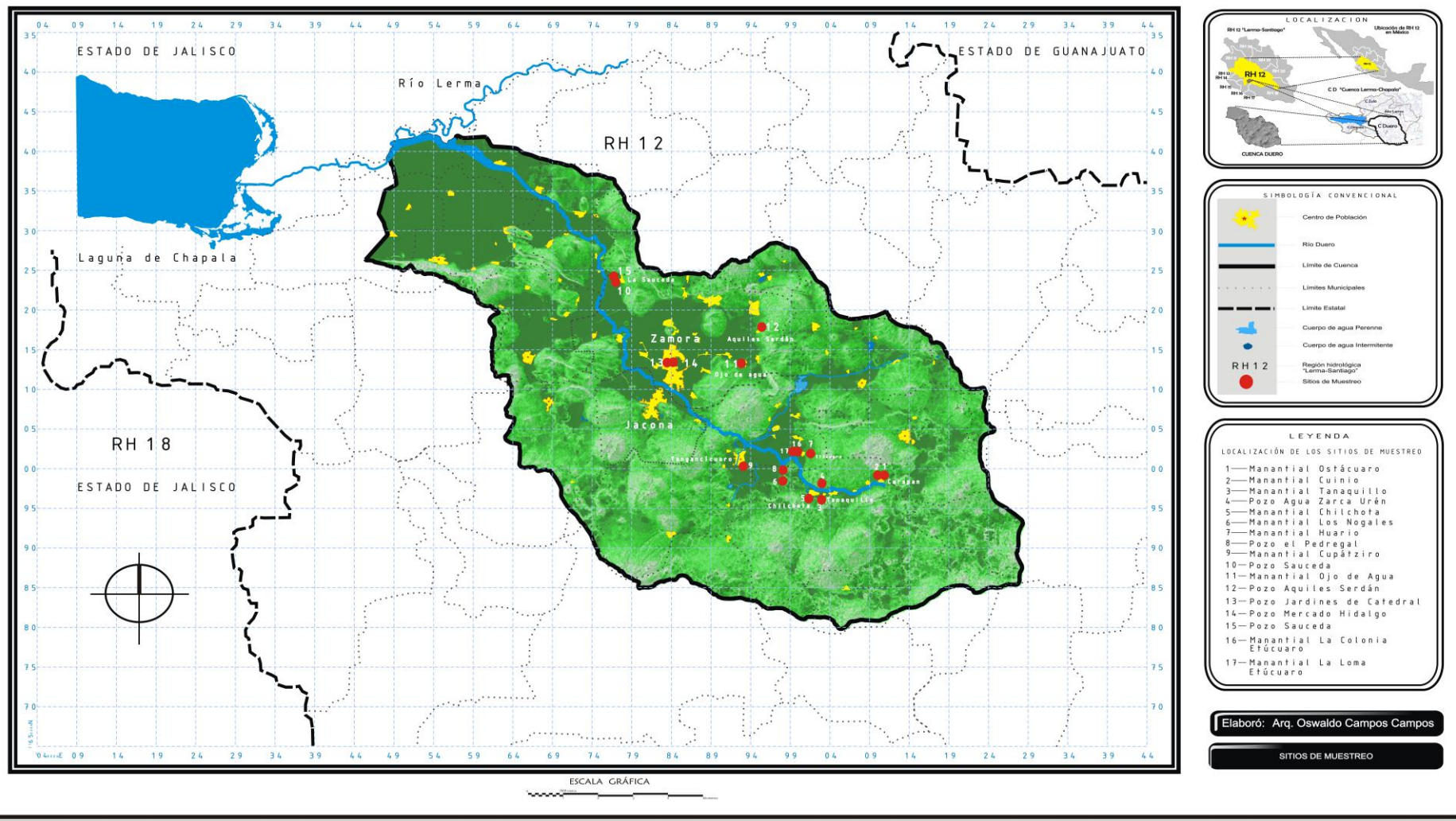
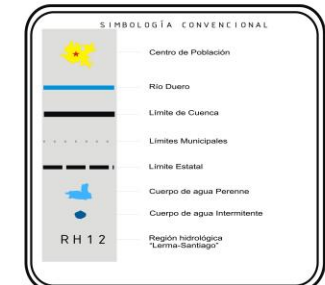
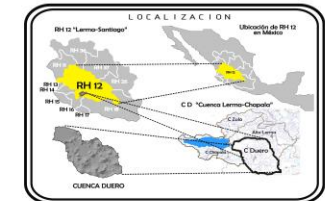
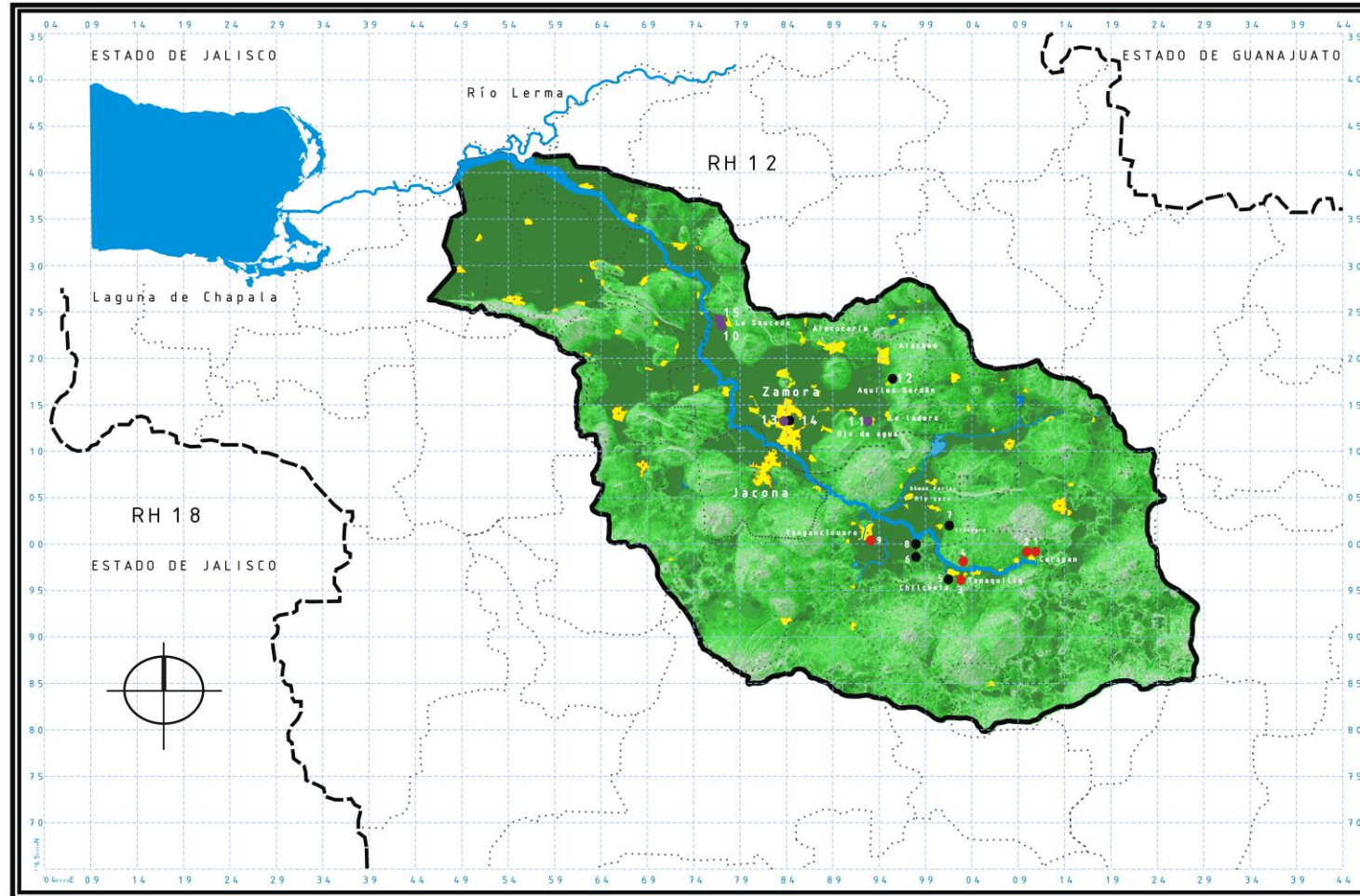


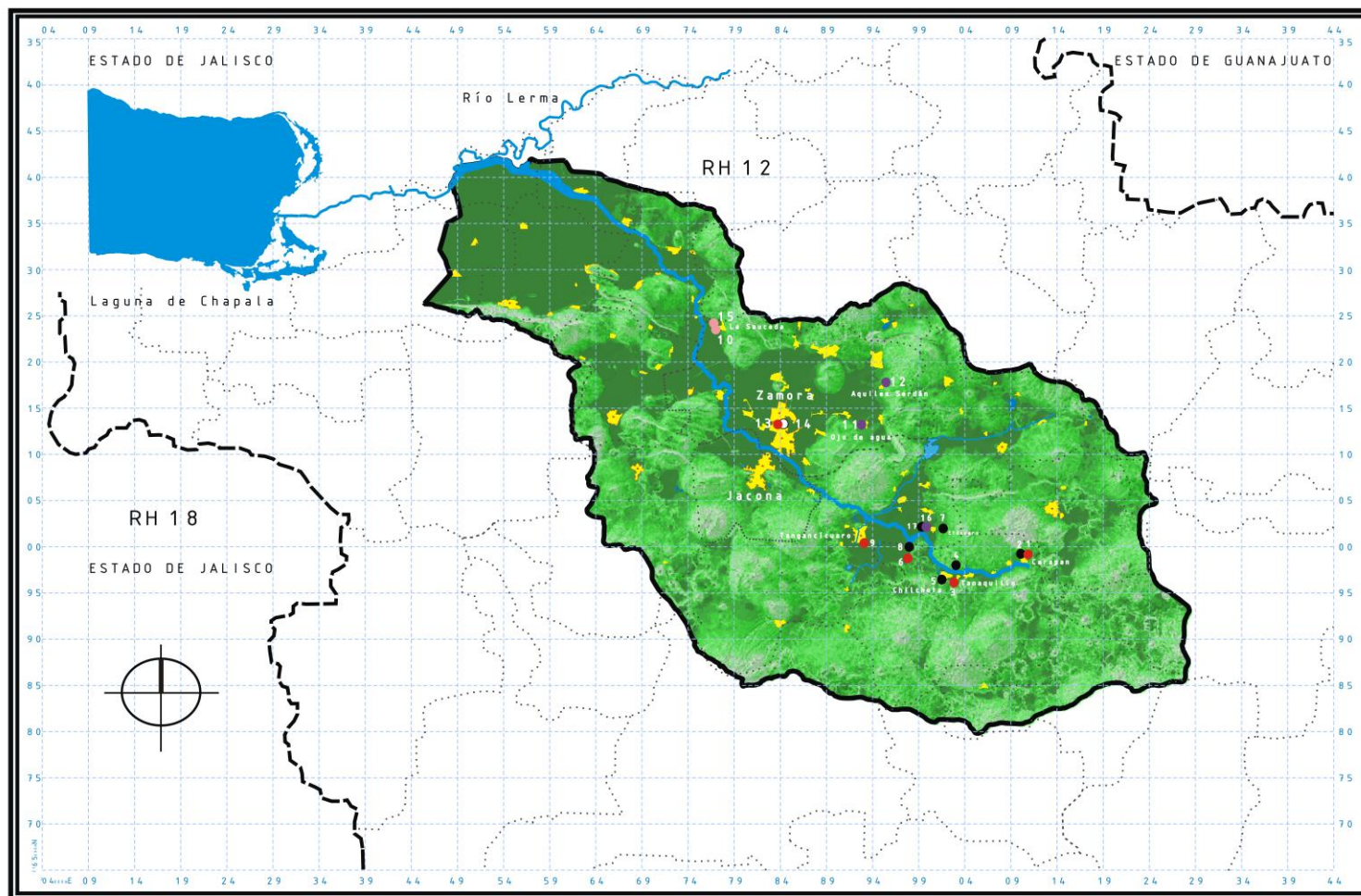
Figura 3A. Familias de agua. Muestreo 2009



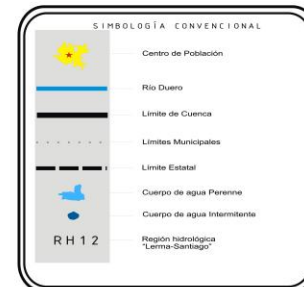
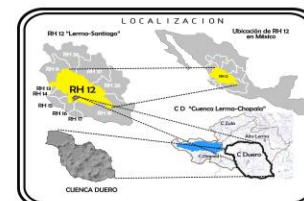
Elaboró: Arq. Oswaldo Campos Campos

UBICACIÓN DE FAMILIAS DE AGUA

Figura 4A. Familias de agua. Muestreo 2010



ESCALA GRÁFICA



Elaboró: Arq. Oswaldo Campos Campos

UBICACIÓN DE FAMILIAS DE AGUA