

12



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA**

“Evaluación de Cd, Co, Cr, Ni y Pb en el agua residual del río Atoyac, Edo. de Puebla; y su relación con la acumulación de estos metales en el sedimento”.

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
B I O L O G O
P R E S E N T A :
R A U L L O P E Z B R A V O

284993



MEXICO, D. F.

2000



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

El presente trabajo de tesis se realizó en el Laboratorio de Química de Suelos del Depto. de Edafología, en el Instituto de Geología, UNAM; bajo la dirección del M. en C. Teodoro Méndez García adscrito en este Instituto y la asesoría de la Biól. Ma. de los Angeles Galvan Villanueva adscrita a la Facultad de Estudios Superiores "Zaragoza".

DEDICATORIAS

A mis padres **Raúl López Sánchez** y **Luz María Bravo Criollo** como un testimonio de cariño y eterno agradecimiento por el apoyo moral y estímulos brindados con infinito amor y confianza, lo que me permitió realizar una de mis metas profesionales.

A mis hermanas **Edith**, **Elizabeth** y **Marilú** por su apoyo y comprensión. Así como a mis sobrinas **María Isabel** y **Giselle Cassandra** por llenar mi vida de alegría.

A **Clemencia** porqué siempre estuvo a mi lado compartiendo mis triunfos y mis fracasos; por haberme brindado durante muchos años su amistad, comprensión, ternura y amor; por ser una persona muy especial para mí, ya que compartimos muchas experiencias juntos.

A mis amigos porqué de alguna u otra manera han estado a mi lado apoyándome y me han enseñado lecciones muy valiosas, he podido aprender de cada uno la virtud y la grandeza del ser humano. Gracias por ser mis incondicionales amigos. Disculparan que no mencione nombres, pero no quisiera que por error omitiese a alguno.

AGRADECIMIENTOS

De manera general, quiero agradecer, sinceramente, a los miembros del jurado por sus valiosas observaciones y comentarios hechos al presente trabajo, lo cual contribuyó a enriquecerlo:

M. en C. Eliseo Cantellano de Rosas

M. en C. Teodoro Méndez García

Biól. Ma. de los Angeles Galvan Villanueva

Dr. Isaias H. Salgado Ugarte

Biól. Aida Zapata Cruz

En forma particular, agradezco al M. en C. Teodoro Méndez García y a la Biól. Ma. de los Angeles Galvan Villanueva por su apoyo, por su confianza y por los conocimientos que me transmitieron durante la realización de este trabajo. Al Dr. Isaias H. Salgado Ugarte por su asesoría en el procesamiento estadístico de la información. A la M. en C. Arelia González Velázquez por su asesoría y colaboración en los análisis de los sedimentos. Al Dr. David Flores Román por permitirme realizar los análisis de sodio y potasio en su laboratorio. Al M. en C. Sergio Palacios Mayorga por su apoyo incondicional. Así como también agradezco al personal académico y administrativo del Depto. de Edafología, Instituto de Geología, UNAM, que de alguna manera colaboró en este trabajo, especialmente a las secretarías Maricela Coronado Cruz y Ma. Guadalupe Maturano Romero.

Deseo expresar mi agradecimiento a la Biól. Maricela Arteaga Mejía por la revisión de este trabajo, así como por sus valiosos comentarios.

INDICE

RESUMEN

1. INTRODUCCION	1
2. JUSTIFICACION	4
3. MARCO TEORICO	6
3.1. EL AGUA	6
3.1.1. ESTRUCTURA MOLECULAR DEL AGUA	6
3.1.2. ENLACES DE HIDROGENO EN EL AGUA	7
3.1.2.1. Efecto del enlace de hidrógeno sobre el comportamiento del agua	7
3.1.3. EL CICLO HIDROLOGICO	10
3.1.4. LOS RIOS	12
3.1.5. CALIDAD DEL AGUA Y POLUCION	17
3.1.5.1. Calidad del agua para riego	21
3.2. EL SEDIMENTO	22
3.2.1. ORIGEN Y COMPOSICION DEL SEDIMENTO	24
3.2.2. VARIACION ESPACIAL Y TEMPORAL EN SEDIMENTOS	26
3.2.3. DINAMICA DE CONTAMINANTES EN EL SEDIMENTO	27
3.3. LOS METALES	30
3.3.1. METALES PESADOS	30
3.3.2. FUENTES DE METALES EN LA HIDROSFERA	32
3.3.2.1. Fuentes naturales	32
3.3.2.2. Fuentes antropogénicas	33
3.3.3. LOS METALES EN LOS SISTEMAS ACUATICOS	38

4. ANTECEDENTES	43
4.1. CASOS DE ESTUDIO	46
5. DESCRIPCION DE LA ZONA DE ESTUDIO	53
5.1. FISIOGRAFIA	53
5.2. GEOLOGIA	55
5.3. HIDROLOGIA	56
5.4. CLIMA	57
5.5. VEGETACION	58
5.6. ACTIVIDADES ECONOMICAS	58
5.6.1. INDUSTRIA	58
5.6.1.1. Corredor industrial Puebla-San Martín Texmelucan	59
5.6.1.2. Corredor industrial Quetzalcoatl	60
5.6.2. AGRICULTURA	62
6. HIPOTESIS	63
7. OBJETIVOS	64
7.1. GENERAL	64
7.2. PARTICULARES	64
8. METODO	65
9. RESULTADOS	69
10. ANALISIS Y DISCUSION	86
10.1. AGUA	86
10.1.1. pH	86
10.1.2. CONDUCTIVIDAD ELECTRICA	89
10.1.3. IONES PRINCIPALES	92
10.1.3.1. Sodio	92
10.1.3.2. Potasio	95
10.1.3.3. Calcio	98
10.1.3.4. Magnesio	101
10.1.3.5. Bicarbonatos	104
10.1.3.6. Cloruros	107

10.1.3.7. Sulfatos	110
10.1.4. IONES SECUNDARIOS	113
10.1.4.1. Nitratos	113
10.1.4.2. Fosfatos	116
10.1.5. METALES	118
10.1.5.1. Cadmio	118
10.1.5.2. Cobalto	121
10.1.5.3. Cromo	122
10.1.5.4. Niquel	124
10.1.5.5. Plomo	126
10.2. SEDIMENTO	128
10.2.1. pH	128
10.2.2. MATERIA ORGANICA	130
10.2.3. CARBONATOS	132
10.2.4. METALES	134
10.2.4.1. Cadmio	134
10.2.4.2. Cobalto	136
10.2.4.3. Cromo	138
10.2.4.4. Niquel	140
10.2.4.5. Plomo	142
10.3. PARAMETROS DE AGUA VS SEDIMENTO	144
10.4. VARIACION ESPACIAL Y TEMPORAL	146
10.5. CALIDAD DEL AGUA CON FINES DE RIEGO AGRICOLA	148
11. CONCLUSIONES	152
12. BIBLIOGRAFIA	154
APENDICE A	I
APENDICE B	VIII

RESUMEN

El río Atoyac forma parte de la Región Hidrológica del Balsas, específicamente de la subregión del Alto Balsas. En su recorrido atraviesa el valle de Puebla y recibe aportaciones de afluentes que se van incorporando, así como descargas de aguas residuales municipales e industriales. Por lo cual, en este trabajo se colectaron muestras de agua y sedimento a lo largo del río, en el trayecto Río Frío a la Ciudad de Puebla, durante el período de mayo de 1994 a mayo de 1995. Los parámetros analizados en el agua fueron pH, conductividad eléctrica, iones principales (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-}), nitratos, fosfatos y metales (Cd, Co, Cr, Ni y Pb); y en el sedimento fueron pH, materia orgánica, carbonatos y metales. Estos parámetros presentaron principalmente una variación espacial debido a la incorporación de aguas residuales al río, donde se observó un incremento gradual de sales disueltas en el agua y una acumulación progresiva de Co, Cr y Pb en el sedimento. La acumulación de los metales en el sedimento fue el resultado de la interacción simultánea de los parámetros pH, conductividad eléctrica, iones principales, nitratos, fosfatos, materia orgánica y carbonatos, lo cual muestra la complejidad de la dinámica de los metales en los sistemas acuáticos. Los sitios más afectados por las descargas de aguas residuales fueron el 3, el 9 y el 11; el primero por descargas municipales y los dos últimos por descargas industriales. Sin embargo, de acuerdo a su calidad química para riego agrícola, los sitios del 1 al 7 pertenecen a la clase C1S1; los sitios 8, 9, 10 y del 12 al 16 a la clase C2S1; y los sitios 11 y 17 a la clase C3S1. Además, las concentraciones de los metales en el agua del río se encuentran dentro de los límites establecidos por la NOM-001-ECOL-1996 para aguas residuales que se utilizan en el riego agrícola.

INTRODUCCION

Entre los planetas del sistema solar, la Tierra es única en abundancia de agua libre; la cual se originó de la desgasificación del interior del planeta durante las primeras etapas de formación de la tierra (Libes, 1992). Además, el agua es el medio donde surgió la vida en el planeta, y la vida misma depende permanentemente de la existencia de ésta, ya que es el escenario principal donde ocurren las reacciones biológicas y el transporte de elementos nutritivos.

El agua se encuentra en la naturaleza tanto libre como asociada a minerales y rocas. Aproximadamente, el 98 % del agua del planeta se encuentra en los océanos y solamente un 2 % es agua dulce. No obstante, únicamente el 1 % del total existente en el planeta se encuentra disponible para las distintas actividades humanas.

El desarrollo social, económico y político ha estado, en el pasado, relacionado con la distribución y aprovechamiento del agua. Actualmente, el hombre ha desarrollado técnicas adecuadas para transportar el agua a grandes distancias, que le permiten utilizar este recurso. Sin embargo, la mayoría de las actividades humanas contaminan este recurso como consecuencia de su utilización. En este contexto, la contaminación del agua ha constituido un problema desde que el hombre se ha concentrado en núcleos urbanos, originando grandes volúmenes de aguas residuales (las cuales arrastran residuos líquidos o sólidos procedentes de casa habitación, edificios comerciales, establecimientos industriales, etc.), y representa uno de los mayores problemas del deterioro de la naturaleza, debido a que en la mayoría de los casos, las aguas superficiales como los ríos, lagos, lagunas y estuarios son los

receptores iniciales de aguas residuales, constituyendo el medio de transporte de las mismas hacia el mar, que es el último receptor de los contaminantes.

Actualmente México, al igual que otros países enfrentan serios problemas de degradación de los recursos naturales, entre los cuales está el agua (tanto superficial como subterránea), donde anualmente se arrojan millones de toneladas de contaminantes provenientes principalmente de las descargas industriales y municipales, así como de las actividades agropecuarias (Daniels, 1993). Al respecto, el sector industrial (donde se han clasificado 39 grupos) genera más del 82 % del agua residual, destacando las industrias azucarera y química con el 59.8 % del total del agua residual industrial (Hernández, 1993).

Consecuentemente, la disponibilidad de agua dulce de buena calidad para las distintas actividades humanas es cada vez más difícil, y tomando en cuenta que el mayor porcentaje de agua se utiliza con fines agrícolas, se ha visto la necesidad de utilizar las aguas residuales para éste fin; sobre todo en las zonas áridas y semiáridas donde es difícil satisfacer las demandas de abastecimiento de este recurso.

A diferencia de otros países donde las aguas residuales que se utilizan en la agricultura son previamente tratadas, en México se han venido utilizando sin ningún tratamiento, lo cual provoca la introducción de contaminantes tóxicos en la cadena natural agua-suelo-organismo; esto representa un problema serio, ya que en el ámbito nacional la superficie bajo riego con aguas residuales es de 156 000 has (García, 1990).

Por esta razón, el uso de aguas residuales con fines agrícolas, plantea la necesidad de caracterizarlas debido a la diversidad de su origen y composición; así como a los diferentes efectos que pueden provocar en el suelo, los cultivos, el ganado y el hombre. En este sentido, los criterios para el uso de aguas residuales en el riego agrícola, de acuerdo con la SARH (1980), deben tener una calidad que no ocasionen daños a las plantas, no demeriten la calidad de los productos cosechados o la combinación de estos dos efectos, no ocasionen daños a la salud de los consumidores

de los productos (hombre-ganado), no deben ser fuente de infección por la formación y el transporte de aerosoles que cargan los organismos patógenos. Además de que estas aguas no deben afectar las características naturales del suelo, como la permeabilidad y tasa de infiltración, así como la calidad de las aguas subterráneas.

JUSTIFICACION

El río Atoyac forma parte de la Región Hidrológica del Balsas, específicamente de la subregión del Alto Balsas. En su recorrido atraviesa el Valle de Puebla y recibe varias aportaciones relevantes por uno y otro margen, como son las de los ríos Nexapa, Zahuapan y Aiseseca, entre otros. En esta región, el agua del río y sus afluentes se aprovechan, principalmente, en actividades:

- Industriales, en el Valle Puebla se encuentra una de las zonas industriales más importantes de la República Mexicana, no sólo por su cercanía al Distrito Federal (principal mercado del país), sino también por su comunicación con las regiones del Golfo de México y el Pacífico Sur, por medio de carretera y ferrocarril. En esta zona, se ubican los corredores industriales Puebla - San Martín Texmelucan (carretera México – Puebla – Córdoba – Orizaba - Veracruz) y San Martín Texmelucan - Huejotzingo (Quetzalcóatl).
- Agrícolas, la agricultura es otra de las actividades económicas más importantes en esta región; donde se cultivan una gran variedad de hortalizas como la lechuga, col, cebolla, jitomate, tomate, zanahoria y rábanos, además de maíz, alfalfa, frijol, cebada, trigo, sorgo y plantas ornamentales.
- Domésticas.

Sin embargo, la calidad del agua del río Atoyac y sus afluentes se ha ido deteriorando, primordialmente para las actividades domésticas y agrícolas, por la incorporación de volúmenes cada vez más grandes de agua residual tanto de los

poblados aledaños como de las zonas industriales. Aunque, las zonas agrícolas de San Martín Texmelucan, Villalta, Cholula, Atlixco y Tecamachalco, donde los rendimientos de acuerdo con los campesinos de la zona se han visto favorecidos por el aporte de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y otros nutrimentos presentes en el agua residual; están los efectos adversos que pueden provocar estas aguas en el suelo, los cultivos, el ganado y el hombre, por la presencia de sales solubles, metales pesados y otras sustancias tóxicas.

Con base a ésta problemática, el presente trabajo pretende determinar los niveles de contaminación del río Atoyac por Cd, Co, Cr, Ni y Pb, en el trayecto Río Frio-Cd. de Puebla, y su relación con la acumulación de estos metales en el sedimento; para evaluar la calidad química del agua del río con fines de riego agrícola.

MARCO TEORICO

3.1. EL AGUA

Entre los planetas del sistema solar, la Tierra es única en abundancia de agua libre; la cual se originó de la desgasificación del interior del planeta durante las primeras etapas de formación de la Tierra. Esta excepcional substancia se encuentra naturalmente en tres fases: vapor, agua líquida y hielo (Libes, 1992). Además, el agua presenta varias propiedades que son esenciales para la vida y que determinan su comportamiento fisicoquímico. Estas propiedades son debido a su estructura molecular y a su capacidad para formar enlaces de hidrógeno (Manahan, 1993; Libes, 1992 y Butcher, 1992).

3. 1. 1. ESTRUCTURA MOLECULAR DEL AGUA

En la molécula de agua, los dos átomos de hidrógeno están químicamente unidos al átomo de oxígeno, por medio de enlaces covalentes polares (fig. 3. 1). La polaridad del enlace se debe a la distribución desigual de la carga en la molécula, originada por la alta electronegatividad del átomo de oxígeno y sus dos pares de electrones no compartidos. Esto provoca que la parte del oxígeno en la molécula tenga una carga parcial negativa (δ^-) y las partes del hidrógeno tengan una carga parcial positiva (δ^+).

Debido a que el átomo de oxígeno posee en total cuatro pares electrónicos, la molécula de agua presenta una geometría tetraédrica ligeramente distorsionada. Los ángulos de enlace son más pequeños (104.5°) en comparación con los de un tetraedro

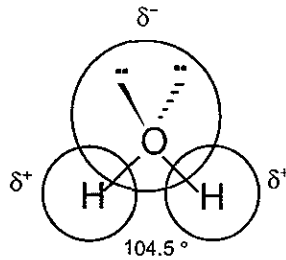


Figura 3.1. Estructura molecular del agua.

normal (109.5°), porque los dos pares electrónicos no compartidos ocupan un mayor volumen que los dos pares de enlace (Libes, 1992). De este modo, los dos pares electrónicos no compartidos del oxígeno permanecen lo más alejados posible de su núcleo y de los núcleos de hidrógeno (Davis, 1971).

3. 1. 2. ENLACES DE HIDROGENO EN EL AGUA

La polaridad de las moléculas de agua ocasiona que se atraigan entre sí. Un átomo de hidrógeno con carga δ^+ de una molécula atrae débil, pero efectivamente al oxígeno con carga δ^- de otra molécula. El hidrógeno de la segunda molécula puede ser atraído por el oxígeno de una tercer molécula, etc. (fig. 3. 2). De esta forma, un hidrógeno sirve como puente de unión entre los átomos de oxígeno de dos moléculas de agua al compartir electrones con ellas.

El enlace de hidrógeno, también llamado puente de hidrógeno, es un enlace intermolecular débil originado por la atracción electrostática entre un hidrógeno de una molécula polar y un átomo muy electronegativo de otra molécula polar.

3. 1. 2. 1. EFECTO DEL ENLACE DE HIDROGENO SOBRE EL COMPORTAMIENTO DEL AGUA

Los enlaces de hidrógeno entre las moléculas de agua son responsables de muchas de las propiedades poco usuales que ésta presenta. La formación de grupos

moleculares por este enlace, de cuatro a ocho moléculas por grupo, hace que el agua sea líquida a temperatura ambiente. Los enlaces completos en el agua producen el hielo, que consiste en moléculas de agua arregladas en una estructura hexagonal definida. Como su red cristalina presenta una estructura muy abierta, el hielo es menos denso que el agua líquida (como se observa en la fig. 3. 2). Esto tiene efectos de gran trascendencia, ya que los cuerpos de agua se congelan de la superficie hacia abajo, permitiendo el desarrollo de la vida en los sistemas acuáticos. Además, los enlaces de hidrógeno originan que el agua manifieste: altos puntos de ebullición y congelación; capacidad calórica, tensión superficial, calor latente de fusión y evaporación elevados; y ser casi incompresible (Libes, 1992). Las características especiales del agua están sintetizadas en el cuadro 3. 1.

Aunado a esto, el enlace covalente polar también provoca que el agua actúe como solvente universal. Los sólidos iónicos, o sales, son muy solubles en el agua debido a la capacidad del agua para hidratar los cationes y aniones que componen las

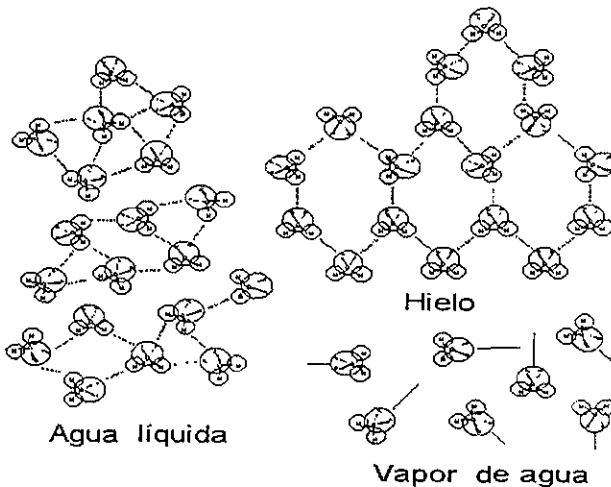


Figura 3. 2. Comparación de los enlaces de hidrógeno en las diferentes fases del agua. El enlace de hidrógeno está representado por líneas punteadas entre las moléculas.

Cuadro 3. 1. Propiedades importantes del agua.

Propiedad	Comparación con otras sustancias	Importancia
Capacidad calórica	Más elevada que todos los sólidos y líquidos, excepto el amoníaco (NH_3).	Estabilización de la temperatura de los organismos y regiones geográficas.
Calor latente de fusión	Más elevado excepto NH_3 .	Estabiliza la temperatura en el punto de congelación del agua.
Calor latente de evaporación	Más elevado de todas las sustancias.	Determina la transferencia de calor y moléculas de agua entre la atmósfera y los cuerpos de agua.
Expansión termal	La temperatura de máxima densidad es de 4°C , para el agua pura.	Regula la distribución de la temperatura (estratificación) y la circulación vertical en los cuerpos de agua.
Tensión superficial	Más elevada de todos los líquidos.	Importante en la fisiología de las células. Regula los fenómenos de superficie y formación de gotas.
Excelente disolvente	En general, disuelve más sustancias y en mayor cantidad que cualquier otro líquido.	Transporte de nutrimentos y productos de desecho, haciendo posible los procesos biológicos en el medio acuático.
Constante dieléctrica	Más alta que cualquier otro líquido común.	Gran solubilidad de sustancias iónicas y su ionización en solución.
Disociación electrolítica	Muy pequeña.	Es una sustancia neutra, no obstante, contiene iones H^+ y OH^- .
Transparencia	Transparente a la luz visible y a una fracción del ultravioleta lejano, de aquí que el agua sea incolora.	La luz penetra hasta profundidades considerables en los cuerpos de agua, teniendo luz requerida para la fotosíntesis.
Conducción del calor	Más alta de todos los líquidos	Importante para la vida de las células.

Fuente: *An introduction to marine biogeochemistry*, Susan M. Libes, ©1992 by John Wiley & Sons, Inc., p. 19 y *Fundamentals of environmental chemistry*, Stanley E. Manahan, ©1993 by Lewis Publishers, p. 374.

sales. La adición de sales al agua incrementa su densidad, conductividad eléctrica, presión osmótica y viscosidad; disminuye su punto de congelación y eleva su punto de ebullición (Libes, 1992).

Por otro lado, el agua es un medio muy importante para las reacciones químicas. El gran momento dipolar de la molécula de agua y su habilidad para formar enlaces de

hidrógeno, determinan su capacidad para estabilizar especies cargadas (iones) y para responder a un gran número de reacciones en las cuales un protón es transferido de un compuesto a otro (Butcher, 1992).

3. 1. 3. EL CICLO HIDROLOGICO

El agua del planeta es transportada entre el continente, la atmósfera y el océano a través del ciclo hidrológico (fig. 3. 3). La mayor parte del agua se encuentra en el océano. Una fracción está presente como vapor en la atmósfera, formando nubes. Otra porción está en estado sólido, como hielo y nieve, en los glaciares y en las capas polares. El agua superficial se encuentra en lagos, ríos y depósitos. El agua subterránea es localizada en acuíferos (Manahan, 1993).

Del agua que se evapora del océano, solamente el 90 % es devuelta como precipitación. El resto es transportada por las nubes donde se precipita sobre el continente. Los ríos y el agua subterránea conducen este 10 % de regreso al mar (como se muestra en el cuadro 3. 2). Debido a que, la velocidad a la cual se remueve el agua del océano es igual a la velocidad a la cual es devuelta, el ciclo hidrológico está en un estado estacionario (Libes, 1992).

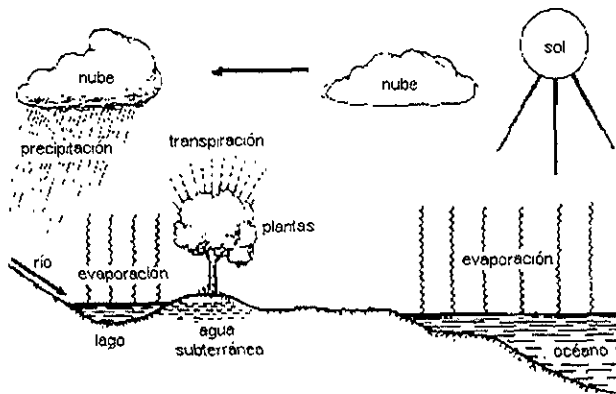


Figura 3. 3. El ciclo hidrológico. Fuente: *Fundamentals of environmental chemistry*, Stanley E. Manahan, ©1993 by Lewis Publishers, p. 374.

Cuadro 3. 2. Distribución del agua en el ciclo hidrológico

	Volumen total del ciclo (10^9 km^3)	(%)	Vol. de agua para consumo humano (%)	Tiempo de residencia
Depósito				
Océanos y mares	1,370	94		~ 4,000 años
Lagos y depósitos	0.13	<0.01	0.14	~ 10 años
Pantanos y ciénagas	<0.01	<0.01	<0.01	1 - 10 años
Ríos	<0.01	<0.01	<0.01	~ 2 semanas
Humedad del suelo	0.07	<0.01	0.07	2 semanas - 1 año
Agua subterránea	60	4	66.5	0.1 - 50,000 años
Casquete polar y glaciares	30	2	33.3	10 - 1,000 años
Agua atmosférica	0.01	<0.01	0.01	~ 10 días
Agua de la biosfera	<0.01	<0.01	<0.01	~ 1 semana
Flujo				
Evaporación del océano	425			
Evaporación del continente	71			
Precipitación del océano	385			
Precipitación del continente	111			
Corrientes hacia el océano	37.4			
Hielo glaciar	2.5			

Fuente: Modified from Nace, 1971 and various sources in *Water quality assessment*, Deborah Chapman editor, Published by Chapman & Hall, ©1992 by UNESCO/WHO/UNEP, p. 2.

Existe una fuerte conexión entre la hidrosfera y la litosfera, las actividades humanas afectan a ambas. Por ejemplo, el disturbio provocado en el suelo por la conversión de pastizales o bosques a tierras agrícolas, reduce la cubierta vegetal, disminuye la transpiración de las plantas y afecta el microclima. Originando el incremento de escurrimientos pluviales, erosión y acumulación de sedimentos en los cuerpos de agua. Los ciclos de nutrientes son acelerados por el enriquecimiento de nutrientes en las aguas superficiales, esto afecta las características químicas y biológicas de los cuerpos de agua (Manahan, 1993).

El agua que se utiliza principalmente en las actividades humanas es agua dulce superficial y agua subterránea, éstas tienen características apreciablemente diferentes. El agua subterránea disuelve minerales de las formaciones a través de las cuales pasa,

el contenido de sales puede llegar a ser alto. No obstante, el agua subterránea es frecuentemente utilizada como fuente de agua potable. El agua superficial incorpora muchas sustancias, disueltas o suspendidas, en su recorrido hacia el océano. Debido a esto, un cuerpo de agua que contiene nutrimentos esenciales puede sustentar un denso crecimiento de algas; o con un alto nivel de materia orgánica biodegradable sustenta una gran población bacteriana. Estos factores tienen un efecto profundo sobre la calidad del agua (Manahan, 1993).

3. 1. 4. LOS RIOS

Toda el agua está interconectada, de la atmósfera al mar, por el ciclo hidrológico. La parte del ciclo al cual nos enfocaremos, es al agua dulce continental contenida en los ríos; debido a que éstos son la fuente de agua más importante para el hombre. El desarrollo social, económico y político ha estado relacionado, entre otros factores, con la distribución y aprovechamiento de este recurso. Los principales usos son:

- Abastecimiento de agua potable.
- Riego agrícola.
- Suministro de agua municipal e industrial.
- Disposición de residuos municipales e industriales.
- Navegación.
- Recreación y pesquería.
- Valor estético.

Los ríos se definen hidrológicamente como sistemas complejos de flujo de agua que drenan específicamente por la superficie terrestre, la cual es definida como cubeta del río o cuenca. Las características del río o ríos, dentro del sistema de drenaje total, están relacionadas con el tamaño, la forma y las características geológicas de la cuenca; así como a las condiciones climáticas, debido a que éstas determinan la cantidad de agua que será drenada por la red de ríos. El régimen del flujo está sujeto a modificaciones considerables por embalses naturales, lagos, represas o

almacenamientos de agua. Las características del flujo también pueden ser cambiadas por canalización; o requerimientos de uso de agua como retiro para irrigación y otros suministros de agua necesarios; o por cambios en las características de inundación debido a modificaciones de la infiltración en el suelo, como resultado de la agricultura y urbanización (Meybeck *et al.*, 1992).

En la ausencia de cualquier impacto humano la concentración, proporción relativa y la velocidad de transporte de sustancias disueltas en los ríos varían de un lugar a otro, dependiendo de sus fuentes, vías e interacción con partículas. Las principales fuentes de elementos al río son:

- Intemperización química de las rocas superficiales (fig. 3. 4, fuentes 1, 2 y 3). Los tipos de rocas más abundantes son los esquistos (33.1% de los afloramientos continentales), granito y gneises (20.8%), areniscas (15.8%), rocas carbonatadas (15.9%) y basaltos (4.1%). Aunque se encuentran raramente (1.3%) en la superficie terrestre, las rocas evaporitas, yeso y rocas de sales pueden influenciar grandemente las aguas superficiales debido a su alta solubilidad. La mayor parte de las reacciones de intemperización química derivan del ataque de minerales, principalmente aluminosilicatos, por ácido carbónico (H_2O+CO_2). Esto conduce a la formación de cationes principales (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+), de sílice (SiO_2) y bicarbonatos (HCO_3^-) disueltos. Los elementos traza menos solubles (e. g., Fe, Al, Ti) permanecen en los minerales restantes del suelo (i. e., óxidos y minerales de arcilla). La intemperización de rocas carbonatadas da por resultado las altas concentraciones de HCO_3^- (solamente la mitad son originados por minerales carbonatados, la otra mitad proviene del CO_2 de la atmósfera y del suelo). El anión sulfato es dominante cuando ocurren altas proporciones de pirita (FeS) o yeso ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$). La dominancia del anión cloruro es rara que se encuentre en aguas superficiales, debido a la escasez

del mineral NaCl; sin embargo, éste es importante en regiones costeras donde el cloruro se origina completamente del aerosol de sales de mar.

- Entradas atmosféricas de origen natural (fig. 3. 4, fuente 9). El ascenso de aerosoles oceánicos (fuente 5, ricos en Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} y SO_4^{2-}) caen sobre el continente, generalmente decreciendo de manera exponencial de la costa hacia el interior; donde los productos de la erosión eólica continental (fuente 6, polvos ricos en Ca^{2+} , HCO_3^- y SO_4^{2-}), de la descomposición de la vegetación (fuente 7, rico en formas de nitrógeno) y de la actividad volcánica (fuente 4, HCl y H_2SO_4) pueden ser dominantes.
- Lixiviación de suelos orgánicos (fig. 3. 4, fuente 8). Este proceso genera nitrógeno (NH_4^+ y NO_3^-) y materia orgánica disuelta (nitrógeno y carbono orgánico disuelto) en aguas superficiales (Meybeck *et al.*, 1992).

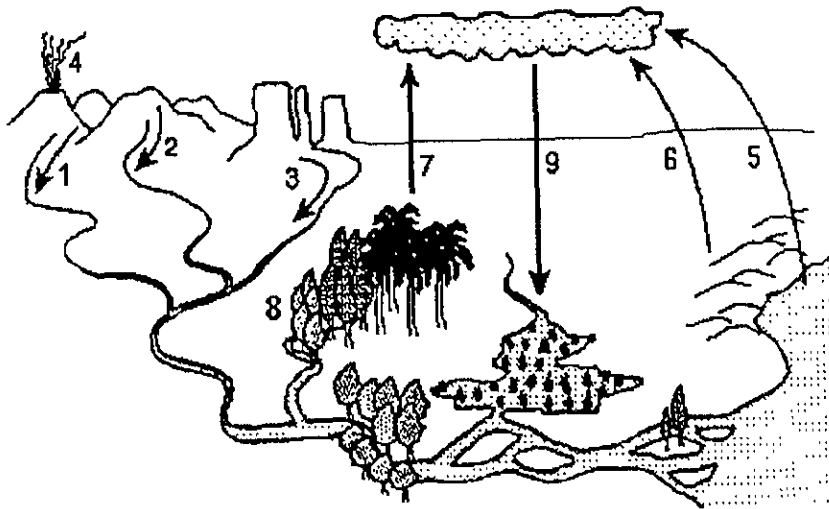


Figura 3. 4. Fuentes naturales de elementos al río. 1, 2, y 3: Intemperización química de rocas superficiales; 4: Actividad volcánica; 5: Aerosoles oceánicos; 6: Erosión eólica continental; 7: Descomposición de la vegetación; 8: Lixiviación de suelos orgánicos; y 9: Entradas atmosféricas. Fuente: Meybeck M., G. Friedrich, R. Thomas and D. Chapman in *Water quality assessment*, Deborah Chapman editor, Published by Chapman & Hall, ©1992 by UNESCO/WHO/UNEP, p. 250.

En cualquier región aún no afectada por la actividad humana, la variabilidad en la calidad del agua natural depende de la combinación de los siguientes factores:

- Ocurrencia de gran solubilidad o fácil intemperización de minerales, de los cuales el orden de intemperización es halita > yeso > calcita > dolomita > pirita > olivino.
- La distancia a la línea costera.
- La relación precipitación/corriente de los ríos.
- La ocurrencia de pantanos y ciénagas, los cuales liberan grandes cantidades de materia orgánica.

Además, se incluyen otros factores como: la temperatura ambiente, intemperización de rocas de mayor grosor, cubierta orgánica del suelo, etc. (Meybeck y Helmer, 1989 cit. por Meybeck *et al.*, 1992).

La materia particulada es un factor clave en la calidad del agua, regulando los procesos de adsorción-desorción. Estos dependen de:

- La cantidad de la materia particulada en contacto con una unidad de volumen de agua.
- El tipo y características de la materia particulada (sea orgánica o inorgánica).
- El tiempo de contacto entre el agua y la materia particulada.

La variabilidad temporal de la materia particulada y disuelta contenida en los cuerpos de agua resulta principalmente de las interacciones entre la variabilidad hidrodinámica, la solubilidad mineral, características de la materia particulada y de la naturaleza e intensidad de la actividad biológica (Meybeck y Helmer, 1992).

Por otro lado, las actividades antropogénicas pueden acelerar los procesos naturales, como la erosión y lixiviación en suelos; incrementar la entrada de compuestos naturales, tal como sales minerales y fertilizantes inorgánicos en los ríos; y adicionar compuestos sintéticos, que generalmente son orgánicos y no se encuentran

en la naturaleza, como solventes, pesticidas, hidrocarburos aromáticos, etc. Los compuestos adicionados se incrementan a partir de la aceleración de los procesos naturales, siguiendo el mismo camino y comportándose de la misma forma, como los compuestos provenientes de la lixiviación de los suelos, e. g. fertilizantes y pesticidas. Sin embargo, casi todos los contaminantes entran a los ríos como fuentes puntuales, usualmente como efluentes de aguas municipales tratadas o sin tratar (Meybeck *et al.*, 1992).

El transporte físico de contaminantes es producido por el flujo del río. Algunos contaminantes son acarreados en solución, en este caso su tasa de transportación podría ser equivalente a la velocidad del río. Existe la tendencia, para los contaminantes disueltos, a ser diluidos corriente abajo, particularmente si los tributarios que se van incorporando están libres de la misma sustancia. Las sustancias poco solubles son rápidamente adsorbidas por partículas e introducidas dentro de los ríos. Tales sustancias son depositadas en el lecho del río durante el flujo lento y son transportadas por resuspensión en flujos altos. No obstante, muchas sustancias contaminantes se encuentran tanto en forma soluble como adsorbidas, en equilibrio entre las fases soluto y partícula. La relación entre las dos está sujeta a cambios continuos, dependiendo de las siguientes condiciones:

- La concentración en solución; e. g., si se reduce debido a la actividad biológica, esto origina la desorción de la sustancia por las partículas.
- La concentración de los sólidos suspendidos; concentraciones altas provocan un incremento en la adsorción por las partículas, en concentraciones bajas disminuye la adsorción.
- La composición de las partículas del sedimento, incluyendo el tamaño y la superficie de contacto, en la provisión de sitios de adsorción (Meybeck *et al.*, 1992).

Por esto, la calidad del agua del río, en una estación dada, depende de muchos factores, incluyendo:

- La proporción corriente superficial y agua subterránea.
- Las reacciones dentro del sistema ribero, gobernadas por los procesos internos.
- La mezcla de agua de tributarios de calidad diferente (en el caso de ríos heterogéneos).
- Entrada de contaminantes (Meybeck *et al.*, 1992).

3. 1. 5. CALIDAD DEL AGUA Y POLUCION

Nuestra comprensión de la calidad del agua se desarrolló desde el siglo pasado, con la expansión de los requerimientos del uso de agua y la habilidad para medir e interpretar las características del agua.

Según Vladimir y Harvey (1994) la calidad del agua refleja la composición del agua, ya sea afectada por causas naturales o actividades antropogénicas, en términos de cantidades medibles y relacionado con un uso intencional del agua.

Además, la calidad del ambiente acuático puede ser definido por: (i) una serie de concentraciones, especiaciones y particiones físicas de sustancias inorgánicas u orgánicas, y (ii) la composición y estado de la bióta acuática encontrado en un cuerpo de agua. La calidad del ambiente acuático muestra variaciones temporales y espaciales, debido a factores internos y externos del cuerpo de agua (Meybeck y Helmer, 1992).

La descripción de la calidad del agua puede ser realizada de diversas formas, debido a la complejidad de factores que la determinan y a la amplia selección de variables utilizadas para describirla. Esta se puede realizar a través de mediciones cuantitativas, tales como determinaciones físico-químicas (en el agua, materia particulada, o tejido biológico) y pruebas biológicas/bioquímicas (medición de la demanda bioquímica de oxígeno, pruebas de toxicidad, etc.); o a través de descripciones semi-cuantitativas y cualitativas tales como índices bióticos, aspecto visual, inventarios de especies, olor, etc. (Meybeck y Helmer, 1992).

La selección de variables a ser incluidas en una evaluación de la calidad del agua está relacionado con los objetivos del programa. La evaluación orientada a un uso determina si la calidad del agua es satisfactoria para propósitos específicos, tales como abastecimiento de agua potable, uso industrial o riego agrícola. La mayoría de los usos del agua tienen requerimientos específicos con respecto a variables físicas, químicas o contaminantes. El cuadro 3. 3. sugiere variables apropiadas para algunos usos del agua.

La evaluación de la calidad del agua incluye el uso de monitoreos. Un monitoreo es la colección de información de una serie de sitios a intervalos regulares, con el objeto de proporcionar datos, los cuales se usan para definir las condiciones actuales, establecer tendencias, relaciones de causa y efecto, etc. (Meybeck y Helmer, 1992).

El término *polución* se deriva de la palabra latina *pollu'ere*, que significa "manchar" o "ensuciar". La *polución* es un cambio en la calidad física, química, radiológica o biológica del recurso (agua, suelo o aire) causada por el hombre o debido a actividades humanas, que son perjudiciales para su uso actual, intencional o potencial. Los términos *polución*, *contaminación* y *degradación* del agua se usan frecuentemente como sinónimos para describir condiciones defectuosas del agua superficial y subterránea (Vladimir y Harvey, 1994).

La *polución* del ambiente acuático significa la introducción por el hombre, directa o indirectamente, de sustancias o energía, las cuales causan efectos deletéreos como: (i) daño a recursos vivientes, (ii) riesgos a la salud humana, (iii) impedimento para actividades acuáticas incluso pesca y (iv) deterioro de la calidad del agua con respecto a su uso en agricultura, industria y otras actividades económicas frecuentes (Meybeck y Helmer, 1992).

De acuerdo con estas definiciones, se diferencia la *polución* de cambios en la calidad del ambiente debido a causas naturales, tales como erupciones volcánicas, deposición de cenizas de incendios forestales, erosión natural, intemperización de

Cuadro 3. 3. Selección de variables para la evaluación de la calidad del agua con relación a usos de agua no industriales.

	Monitoreo de fondo	Vida acuática y Pesquería	Fuentes de agua potable	Recreación y Sanidad	Riego agrícola
Variables generales					
Temperatura	xxx	xxx		x	
Color	xx		xx	xx	
Olor			xx	xx	
Sólidos suspendidos	xxx	xxx	xxx	xxx	
Turbiedad / Transparencia	x	xx	xx	xx	
Conductividad	xx	x	x		x
Sólidos totales disueltos		x	x		xxx
pH	xxx	xx	x	x	xx
Oxígeno disuelto	xxx	xxx	x		x
Dureza		x	xx		
Clorofila - a	x	xx	xx	xx	
Nutrientos					
Amoníaco	x	xxx	x		
Nitrato / Nitrito	xx	x	xxx		
Fósforo / Fosfato	xx				
Materia orgánica					
Carbón orgánico total	xx		x	x	
Demanda química de oxígeno (DQO)	xx	xx			
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	xxx	xxx	xx		
Iones principales					
Sodio	x		x		xxx
Potasio	x				
Calcio	x				x
Magnesio	xx		x		
Cloruro	xx		x		xxx
Sulfato	x			x	
Otras variables inorgánicas					
Fluoruro			xx		x
Boro					xx
Cianuro		x	x		
Elementos traza					
Metales pesados		xx	xxx		x
Arsénico y Selenio		xx	xx		x
Contaminantes orgánicos					
Hidrocarburos y aceites		x	xx	xx	x
Solventes orgánicos		x	xxx ¹		

Cuadro 3. 3. Continuación

	Monitoreo de fondo	Vida acuática y Pesquería	Fuentes de agua potable	Recreación y Sanidad	Riego agrícola
Fenoles		x	xx		
Pesticidas		xx	xx		
Surfactantes		x	x	x	
Indicadores microbiológicos					
Coliformes fecales			xxx	xxx	xxx
Coliformes totales			xxx	xxx	x
Patógenos			xxx	xxx	x

x - xxx De baja a alta probabilidad de que se afecte la concentración de la variable, por lo que es importante incluirla en un programa de monitoreo.

Las variables estipuladas en criterios o normas locales para un uso específico del agua deben ser incluidas en el monitoreo. La selección de variables debe sólo incluir las más apropiadas a condiciones locales, y podría ser necesario incluir otras variables no indicadas bajo los títulos precedentes.

¹ Sumamente importante para aguas subterráneas.

Fuente: D. Chapman and V. Kimstach in *Water quality assessment*, Deborah Chapman editor, Published by Chapman & Hall, ©1992 by UNESCO/WHO/UNEP, p. 106.

rocas y elutriación de minerales; aunque estos eventos tienen los mismos impactos adversos reales o potenciales sobre el uso del agua o de un recurso, como lo hace la polución. De aquí, la composición de la calidad del agua contiene tanto constituyentes de la polución como de fuentes naturales (Vladimir y Harvey, 1994).

La calidad del agua y la polución se determinan por comparación de parámetros (físicos, químicos, biológicos, microbiológicos y radiológicos) con una serie de normas y criterios. Un criterio es básicamente una cantidad científica, la cual se basa en un juicio que se desarrolla de experimentos científicos. Un criterio de la calidad del agua se puede basar en la morbilidad o toxicidad crónica de varias sustancias para el hombre o vida acuática, o puede estar relacionado con métodos técnicos de remoción de sustancias en el agua. Una norma aplica una regla definida, principio o medida establecida por una autoridad (Vladimir y Harvey, 1994).

3. 1. 5. 1. CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO

La calidad del agua para riego de cultivos agrícolas es un término que se utiliza para indicar la conveniencia o limitación del empleo del agua, y está determinada por la concentración y composición de los constituyentes disueltos que contenga.

Aunque la calidad del agua no es una característica inherente de la misma, en algunos casos puede ser definida exclusivamente con base a sus características químicas. Por ejemplo, cuando los contenidos de sales son bajos, o tan altos, podrá decidirse si el agua es buena o definitivamente no recomendable para el riego. Cuando los contenidos de sales no sean demasiado altos ni demasiado bajos, para definir la calidad del agua, se requerirá de información adicional sobre la tolerancia de los cultivos a las sales, las propiedades de los suelos y condiciones de manejo de los mismos. La calidad del agua que se emplea en grandes áreas (secciones, unidades, distritos de riego), en las que puede existir una amplia variación de cultivos, suelos y condiciones de manejo; sólo puede ser definida en forma aproximada, con base en sus características químicas, referidas a las condiciones dominantes de cultivos y suelos (Palacios y Aceves, 1970).

Los criterios más importantes que determinan la calidad del agua para riego son:

- El contenido de sales solubles. El efecto de las sales solubles, se debe a que producen presiones osmóticas en la solución del suelo que está en contacto con las raíces de las plantas, las cuales al pasar de ciertos valores, ocasionan disminuciones en los rendimientos o pérdida total de las cosechas; estos efectos son diferentes para distintos cultivos y etapas de desarrollo. Los contenidos de sales solubles en la mayoría de las aguas de riego no son suficientemente altos para producir daño a las plantas; sin embargo, el daño puede presentarse cuando la concentración de las sales en el agua del suelo aumenta debido a la pérdida de humedad por evapotranspiración.

- El efecto probable del sodio sobre las características físicas de los suelos. Cuando las aguas de riego contienen cantidades considerables de sodio en solución, éste se acumula paulatinamente en el suelo y, al alcanzar ciertas concentraciones elevadas en relación con los otros cationes disueltos, sea por acumulación de sodio o por precipitación del calcio y el magnesio, substituye a éstos del complejo de intercambio, ocasionando un desequilibrio eléctrico de la miscela coloidal, en la que deja cargas negativas residuales, por lo que las partículas se repelen y, como consecuencia, el suelo se deflocula y pierde su estructura. Debido a esto, la permeabilidad del suelo disminuye, lo que favorece la formación de costras y afecta el desarrollo normal de los cultivos.
- El contenido de elementos tóxicos para las plantas. Dentro de los elementos que contienen en solución las aguas de riego, existen algunos que, independientemente de los efectos anteriores, son tóxicos para las plantas, aun en pequeñas cantidades. Los que más a menudo se presentan, son: el boro, el ion cloruro, el litio y el sodio, aunque los efectos tóxicos de estos últimos no han sido suficientemente estudiados (Palacios y Aceves, 1970).

Para cada uno de estos criterios se tienen diferentes índices cuantitativos, como se ilustra en el cuadro 3. 4. Otros criterios de clasificación de las aguas de riego, importantes desde el punto de vista de la conservación de canales y estructuras hidráulicas, así como para tuberías, equipos de aspersion y de riego por goteo, pueden ser los contenidos de sólidos en suspensión y agentes corrosivos. Asimismo, la presencia de herbicidas y trazas de algunos elementos como el cadmio, molibdeno, selenio y otros, pueden presentar problemas al desarrollo normal de los cultivos.

3.2. EL SEDIMENTO

El sedimento comprende toda la materia particulada (orgánica, inorgánica y detrítica) depositada eventualmente sobre el fondo de un cuerpo de agua. Es común

Cuadro 3. 4. Criterios e índices de clasificación del agua de riego.

Criterios	Índices	Importancia
Contenido de sales solubles	Conductividad eléctrica (C. E.)	La C. E. del agua está en función de la temperatura, del tipo de iones presentes y de su concentración. Se expresa en $\mu\text{siemens cm}^{-1}$ a 25°C . Además, es una medida indirecta de la presión osmótica y de las sales solubles.
	Salinidad efectiva (S. E.)	Es una estimación del peligro que representan las sales solubles del agua de riego, al pasar a formar parte de la solución del suelo. Toma en cuenta la precipitación ulterior de las sales menos solubles (CaCO_3 , MgCO_3 y CaSO_4), que dejan de participar en la elevación de la presión osmótica de la solución del suelo.
	Salinidad potencial (S. P.)	Es un índice para estimar el peligro de los Cl^- y SO_4^{2-} , que son las últimas sales que quedan en solución, a bajos niveles de humedad y que, por consiguiente, aumentan la presión osmótica. La S. P. es uno de los mejores estimadores del efecto de las sales sobre las plantas.
Efecto probable del sodio sobre las características físicas del suelo	Relación de adsorción de sodio (R. A. S.)	El R. A. S. es un índice para medir el peligro de sodificación que presenta el agua de riego, queda determinado por las concentraciones absoluta y relativa de los cationes. Si la proporción de Na^+ es alta, será mayor el peligro de sodicidad y, al contrario, si predomina el Ca^{2+} y el Mg^{2+} , el peligro es menor.
	Carbonato de sodio residual (C. S. R.)	Cuando en el agua de riego el contenido de CO_3^{2-} y HCO_3^- es mayor que el de Ca^{2+} y Mg^{2+} , existe la posibilidad de que se forme Na_2CO_3 residual, el cual puede permanecer en solución aun después de que han precipitado el CaCO_3 y MgCO_3 . En estas condiciones, la concentración total y relativa del Na^+ puede ser suficiente para desplazar al Ca^{2+} y Mg^{2+} del complejo de intercambio produciendo la floculación del suelo.
	Por ciento de sodio posible (P. S. P.)	El por ciento de Na^+ en solución en el agua de riego, no es muy representativo del peligro del desplazamiento del Ca^{2+} y Mg^{2+} por el Na^+ en el complejo de intercambio, debido a que, ya en el suelo las sales menos solubles se precipitan y, por tanto, aumenta el porcentaje de Na^+ en solución. Por lo que, el P. S. P. está referido a la S. E.
Contenido de elementos tóxicos para las plantas	Contenido de boro (B)	El B es un microelemento indispensable para el buen desarrollo de las plantas, pero demasiado tóxico para la mayoría de los cultivos, cuando excede ligeramente el nivel óptimo.
	Contenido de cloruros (Cl)	El ion cloruro es tóxico para algunos árboles frutales, como cítricos y en algunos otros cultivos como la fresa.

aceptar, como una definición técnica, que materia particulada se refiere a todas las partículas mayores de 0.45 μm . Por consiguiente, el sedimento es generalmente una matriz de materiales y puede ser heterogéneo en términos de sus características físicas, químicas y biológicas. Geológicamente, los sedimentos son el final de la ruta de los materiales naturales y antropogénicos, lo cual es la raíz de la contaminación de sedimentos.

3. 2. 1. ORIGEN Y COMPOSICION DEL SEDIMENTO

La materia particulada proviene principalmente de los procesos de intemperización de las rocas, tanto físicos como químicos, y puede ser modificada posteriormente por procesos de formación de suelos. La erosión subsecuente transfiere los sedimentos o partículas del suelo de su punto de origen hacia el interior de los sistemas acuáticos. Durante el transporte, los sedimentos están distribuidos en diferentes intervalos de tamaño y asociados a fracciones minerales hasta que son depositados sobre el fondo del cuerpo de agua receptor. Los sedimentos pueden ser resuspendidos y transportados nuevamente por la actividad intermitente de la lluvia, hasta que llegan a su último punto de deposición o al fondo del mar, donde ocurre la acumulación activa de sedimentos. La modificación de la composición de los sedimentos puede ocurrir como resultado de los procesos biológicos que se generan en la columna de agua y por alteraciones químicas, especialmente durante el periodo de deposición. Además, los sedimentos formados naturalmente por los procesos de intemperización, pueden ser modificados por completo durante el transporte y deposición por contaminantes de origen antropogénico (Thomas y Meybeck, 1992).

Los sedimentos están formados por cuatro componentes principales. El agua intersticial ocupa los espacios entre las partículas del sedimento y generalmente abarca más del 50 %, en volumen, de los sedimentos superficiales. La fase inorgánica incluye los fragmentos de rocas y minerales que provienen de la erosión natural de los materiales terrestres. La materia orgánica ocupa un volumen bajo, pero es muy importante, ya que puede regular la sorción y biodisponibilidad de muchos

contaminantes. Finalmente, los materiales derivados de las actividades antropogénicas, los cuales incluyen partículas contaminantes y la capa superficial de suelos erosionados. El movimiento de materiales dentro y fuera de los sedimentos es controlado por procesos químicos, biológicos y físicos, éste último incluye la porosidad (volumen de espacios entre las partículas) y la permeabilidad (capacidad del agua para moverse entre, dentro y fuera de los espacios) (Power y Chapman, 1992).

Thomas y Meybeck (1992) consideran cuatro categorías principales de partículas contaminantes de los sedimentos, las cuales se definen a continuación:

- **Materia orgánica particulada:** sustancias orgánicas disueltas adsorbidas de la solución por partículas minerales o detritos orgánicos particulados, ya sean de origen alóctono (externo) o autóctono (interno). La materia orgánica se origina principalmente de detritos de plantas, aunque algunos restos de animal pueden estar presentes. La descomposición microbiana de la materia orgánica consume oxígeno del agua, lo cual puede causar, en casos extremos, anoxia cuando todo el oxígeno se ha consumido.
- **Nutrientes:** los elementos nutritivos adsorbidos, requeridos para el desarrollo de las plantas (de los cuales, los más importantes son el fósforo y el nitrógeno), se intercambian activamente entre el sedimento y el agua. Los nutrientes unidos al sedimento crean un depósito, el cual, bajo condiciones específicas, puede liberarlos hacia la columna de agua, acrecentando los efectos de enriquecimiento de nutrientes (eutrofización).
- **Contaminantes inorgánicos:** metales pesados, arsénico, etc. adsorbidos son controlados por procesos de adsorción/desorción y condiciones redox.
- **Contaminantes orgánicos:** compuestos organoclorados, hidrocarburos, etc. adsorbidos, controlados por características hidrofílicas/hidrofóbicas, liposolubilidad, etc.

Las partículas del sedimento consisten de una variedad de componentes, incluyendo los minerales de la arcilla, carbonatos, cuarzo, feldespatos y sólidos

orgánicos. Estas partículas están generalmente "cubiertas" con óxidos hidratados de hierro y manganeso, y sustancias orgánicas. Los óxidos de hierro y manganeso se forman en lagos estratificados, estuarios y en la interfase agua-sedimento, tanto en agua dulce como marina. Bajo condiciones óxicas, se forma una película orgánica (llamada biopelícula) sobre el sedimento a partir de organismos, tales como bacterias y algas, por la sorción y descomposición de la materia orgánica en la superficie del sedimento (Power y Chapman, 1992).

Los sedimentos generalmente se clasifican por el tamaño de las partículas, dos categorías útiles del sedimento son: grueso (arenas y partículas gruesas mayores de 62 μm de diámetro) y fino (limos y arcillas menores de 62 μm). La fracción gruesa se compone principalmente de materiales inorgánicos silicatados estables, que no están adheridos y generalmente no están asociados con contaminantes químicos. La fracción fina consta de partículas con un área superficial relativamente grande, en relación a su volumen, y cargadas eléctricamente, eso origina que estas partículas sean química y biológicamente más reactivas que las arenas, y que se incremente la probabilidad de sorción y desorción de contaminantes (Power y Chapman, 1992).

3. 2. 2. VARIACION ESPACIAL Y TEMPORAL EN SEDIMENTOS

Muchos estudios reconocen que una multitud de procesos físicos, químicos y biológicos (micro y macrobentónicos) están integrados en el sedimento como una dinámica, no obstante bien estructurada, frecuentemente se presentan gradientes sobre escalas espaciales pequeñas de micras a milímetros y escalas temporales de minutos a meses,

Los sedimentos en aguas de movimiento lento son generalmente finos, contrariamente a los sedimentos encontrados en aguas de flujo rápido, y a causa de su gran área superficial y a otros factores asociados, acumulan altas concentraciones de contaminantes. Estos ambientes sedimentarios son más complejos que los de sedimento grueso, en parte, porque hay más microhabitats y gradientes redox

relacionados. Estos gradientes tienen un papel importante, particularmente, en la determinación de la biodisponibilidad de contaminantes iónicos (metales, metaloides y orgánicos). La distribución y biodisponibilidad de contaminantes no iónicos (tales como PCBs, DDT, clorados, etc.) están más asociadas con el carbón orgánico, el cual puede variar con respecto a la profundidad del sedimento, y es menos afectado por los gradientes redox (Burton, 1992).

Los sedimentos usualmente tienen gradientes verticales muy exagerados (de milímetros a centímetros) de algunos componentes que generalmente influyen sobre los procesos de partición de contaminantes, entre los cuales se encuentra el oxígeno, potencial redox, especies de azufre y nitrógeno, hidrógeno, metano y compuestos orgánicos lábiles disueltos, como ácidos grasos de cadena corta productos de la fermentación. Sobre un intervalo pequeño, el cual corresponde al perfil Eh (redox), hay un consumo secuencial de diferentes productos vía respiración metabólica y metanogénesis. Respecto a la partición de metales (y disponibilidad), los gradientes de oxígeno y sulfuros son particularmente importantes. Otro producto microbiano que controla la toxicidad en el agua intersticial en algunos sedimentos es el amoníaco. El amoníaco del agua intersticial se difunde hacia la columna de agua y puede beneficiar a las algas epipélicas de la zona eufótica. Estas algas bentónicas (perifiton) crean una distribución vertical del oxígeno en los sedimentos, la cual varía espacialmente (milímetros) y temporalmente (minutos a meses). El consorcio microbiano y su actividad metabólica varía significativamente con la profundidad, debido a los gradientes de aceptores de electrones, ésta variación puede estar vinculada a los patrones de deposición de contaminantes (Burton, 1992).

3. 2. 3. DINAMICA DE CONTAMINANTES EN EL SEDIMENTO

En comparación con los contaminantes orgánicos no polares, la dinámica de los metales y metaloides entre el sedimento, el agua intersticial y la columna de agua es particularmente compleja; su movimiento, disponibilidad y posible toxicidad están influenciadas por reacciones químicas y físicas, y por factores tales como gradientes

oxígeno/redox, pH, temperatura, adsorción, sedimentación, complejación, precipitación y tamaño de partícula. Además, una variedad de comunidades bacterianas, comunes en los sedimentos, pueden metabolizar y alterar los estados de oxidación del metal o metaloide, vía reacciones óxido-reducción, con lo cual modifican su química y toxicidad (Burton, 1992).

Los metales están fraccionados en muchas formas en los sedimentos, como iones libres solubles, complejos inorgánicos y orgánicos (húmicos de bajo peso molecular), iones fácilmente intercambiables, precipitados de hidróxidos metálicos, precipitados con oxihidróxidos férricos y manganésicos coloidales, complejos orgánicos insolubles y formas residuales. La fracción residual sirve como vehículo matriz y está asociado con componentes lábiles (e. g., carbonatos, aluminosilicatos amorfos, etc.) que están "cubiertos" con materia orgánica y óxidos de hierro y manganeso, esta cubierta variable sirve como un sitio de sorción activo para contaminantes. Generalmente, los iones metálicos libres pueden ser tóxicos para los organismos acuáticos, por lo que es importante entender las condiciones que controlan la dinámica de enlace (pH, Eh, etc.) y las propiedades de sorción/desorción (Burton, 1992).

En algunos sedimentos, la sorción de metales es inducida por óxidos de Fe y Mn amorfos y partículas de carbón orgánico reactivo. Los óxidos Si y Al amorfos y minerales de arcillas y zeolitas, son adsorbentes principales, particularmente, de metales y metaloides aniónicos. Los óxidos de manganeso son muy reactivos, fuertes adsorbentes de iones, están involucrados en muchas reacciones redox y son comunes en el sedimento, de tal modo que influyen sobre la movilidad y destino de muchos contaminantes. El Mn^{4+} y Fe^{3+} adsorben As^{3+} y son aceptores primarios de electrones en su oxidación a As^{5+} , una forma menos tóxica. Otro factor que controla la partición es el pH. La adsorción de Cd es fácilmente afectada por el pH, entre 7-9. Los cambios de pH y Eh pueden alterar la solubilidad del hierro por tres ordenes de magnitud, pero raramente cambian su estado de oxidación. Los procesos biológicos influyen en la

toxicidad de algunos metales y metaloides, *e. g.*, el As y el Se son fácilmente biometilados y desmetilados a formas tóxicas/disponibles (Burton, 1992).

La predicción de la partición de contaminantes (y su biodisponibilidad) es difícil debido a los innumerables procesos que pueden simultáneamente reducir o incrementar su disponibilidad. Por ejemplo, los sedimentos reducidos liberan Pb, Cu y Fe, al mismo tiempo que el Zn y el Hg disminuyen; y sedimentos oxidados liberan Cd, Cu, Pb y Zn, en tanto que el Fe disminuye. La concentración de los metales en el agua intersticial depende, en gran medida, de los procesos de sorción/precipitación. La adsorción es complicada, estando relacionada al tipo de sólido, concentración, especies adsorbidas y a los cambios de las propiedades superficiales como resultado de las interacciones, tal como la coagulación. Además, hay competición por los sitios de sorción y las cinéticas de reacción de los elementos en las mezclas son desconocidas. El Ca reduce la sorción del Cd en los óxidos de hierro amorfos, sin embargo, el Zn no es afectado. Concentraciones altas de materia orgánica disuelta mejora la solubilidad y complejación de los metales. Actualmente, los efectos de ligandos orgánicos no pueden ser predecidos (Burton, 1992).

Cuando ocurren eventos de resuspensión, la predicción de removilización de los metales puede ser posible en sitios específicos de estudio; sin embargo, la removilización depende del tiempo de residencia de las partículas en la columna de agua, las cuales varían entre los sitios, la temporada de lluvias y el ecosistema. En muchos sistemas, no obstante, la removilización de metales de los sedimentos resuspendidos probablemente es insignificante debido a la velocidad de reacción lenta (Burton, 1992).

Jenne y Zachara (1987 cit. por Burton, 1992) mencionan que hay tres áreas críticas donde se carecen de antecedentes, lo cual limita nuestra capacidad para describir cuantitativamente la movilidad (por lo tanto, la biodisponibilidad) de elementos contaminantes en sistemas acuáticos: (1) Cinética y equilibrio de la sorción de sólidos,

(2) Termodinámica de la complejación metal-carbón orgánico disuelto, y (3) Cinéticas de las reacciones de disolución y precipitación.

3.3. LOS METALES

Los procesos naturales, tales como la intemperización química y la actividad geoquímica, liberan varios elementos de la corteza terrestre a la litosfera, atmósfera e hidrosfera. El transporte y transformación de estos elementos, incluyendo los metales y sus sales, generalmente involucran procesos cíclicos geoquímicos así como biológicos, de tal modo que forman los ciclos biogeoquímicos de los elementos (Connell y Miller, 1984).

Por otro lado, las sociedades industrializadas se construyeron sobre el uso de los metales, que a diferencia de muchos de los compuestos orgánicos sintéticos usados en la industria, medicina y agricultura, son parte de los ciclos biogeoquímicos naturales. Las distintas actividades humanas como la explotación de minerales, quema de combustibles fósiles, la agricultura y la urbanización modifican el ciclo biogeoquímico de los metales de dos formas interrelacionadas: alterando la proporción con la cual los metales son transportados entre los diferentes depósitos, y modificando la forma en la cual los metales son depositados (Benjamin y Honeyman, 1992).

3.3.1. METALES PESADOS

El término "metal" típicamente describe un elemento, el cual es un buen conductor de la electricidad, tiene una conductividad termal, densidad, maleabilidad y ductibilidad alta, presenta una apariencia lustrosa y tiende a participar en reacciones como catión (ion cargado positivamente). Sin embargo, algunos elementos (e. g., B, Si, Ge, As, Se, Sb y Te), mencionados como "semi-metales" o "metaloides", presentan una o más propiedades físicas de los metales; pero químicamente se comportan más como elementos no metálicos. Además, las formas alotrópicas de algunos elementos

fronterizos pueden también exhibir diferentes propiedades (Mc Eldowney *et al.*, 1993 y Wittman, 1979 cit. por Connell y Miller, 1984).

El destino químico, tóxico y ambiental de los elementos metálicos está estrechamente relacionado con su posición en la tabla periódica. El término "metales pesados" es usado ampliamente en la literatura científica para describir: (1) Elementos metálicos de peso atómico alto (>100); (2) Metales con una densidad mayor de 5 g cm⁻³; (3) Localización dentro de la tabla periódica, e. g., los metales con números atómicos 22-34 y 40-52, lantanidos y actinidos; y (4) Metales con respuesta bioquímica específica en animales y plantas (Mc Eldowney *et al.*, 1993 y Murphy, 1981 cit. por Connell y Miller, 1984). Unos 38 elementos tienen una densidad mayor de 5 g cm⁻³, algunos son abundantes dentro de la corteza terrestre y fueron utilizados durante la evolución de la vida. Dichos elementos, e. g., Fe, Mn, Cu, Zn y Mo, son hoy en día nutrimentos esenciales; otros que están presentes normalmente en bajas concentraciones, e. g., Ag, Cd, Hg y Pb, son altamente tóxicos. El requerimiento, y toxicidad potencial, de los metales pesados resulta del hecho de que son elementos de transición, capaces de formar compuestos de coordinación estables con una gran variedad de ligandos, tanto orgánicos como inorgánicos (Mc Eldowney *et al.*, 1993).

Los metales pesados son frecuentemente referidos como metales traza, presentándose en bajas concentraciones en organismos; aunque el término "metal traza" podría significar la presencia de un requerimiento esencial por organismos de dicho metal (Furness y Rainbow, 1990). En términos geológicos, los elementos traza se definen como aquellos elementos que se encuentran en bajas concentraciones en la corteza terrestre. Sólo doce elementos no entran en esta clasificación, es decir, el oxígeno, silicio, aluminio, hierro, calcio, sodio, potasio, magnesio, titanio, hidrógeno, fósforo y manganeso (Duffus, 1983). De estos, los principales metales Na, K, Ca y Mg no son considerados como metales pesados por cualquier definición. Otros metales descritos por algunos autores como esenciales para al menos algunos organismos, usualmente en cantidades traza, incluyen el Al, As, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Sn,

V y Zn. El aluminio cae fuera de las definiciones de metales pesados, el arsénico y selenio tienen designaciones variables; pero los restantes metales traza están normalmente catalogados entre los metales pesados. La lista de metales pesados no esenciales generalmente comprende al Cd, Au, Pb, Hg y Ag, también como a los metales raros, más desconocidos, de alto peso atómico (Furness y Rainbow, 1990).

3. 3. 2. FUENTES DE METALES EN LA HIDROSFERA

Los metales entran a la hidrosfera por diversas fuentes, ya sean inducidos naturalmente o por actividades humanas. Sobre una escala de tiempo geológico, las fuentes naturales, tales como intemperización química y actividades volcánicas, han sido los principales mecanismos liberadores, responsables de la composición química de los ecosistemas de agua dulce y marino (Connell y Miller, 1984).

3. 3. 2. 1. FUENTES NATURALES

En los sistemas de agua dulce, la intemperización química de rocas (ígneas y metamórficas) y suelos dentro de una cuenca, son la fuente más importante de los niveles de fondo o base de entrada de metales traza en aguas superficiales (Leckie y James, 1974 cit. por Connell y Miller, 1984). Variaciones considerables en los niveles de fondo en aguas superficiales y sedimentos son observadas debido a la presencia de zonas mineralizadas dentro de la misma cuenca. La descomposición de detritos también contribuye en menor grado, pero en cantidades significativas de metales en aguas y sedimentos (Connell y Miller, 1984).

La precipitación y deposición atmosférica dentro de una cuenca o directamente sobre la superficie del agua, es la segunda fuente más importante de entrada de metales traza en cuerpos de agua, sobre una base global. La deposición seca de metales es directamente proporcional a su contenido en las partículas; pero en la precipitación los metales varían con la cantidad o tipo de precipitación. Los metales en la atmósfera atribuidos a fuentes naturales son derivados de: (1) cenizas de actividades volcánicas; (2) erosión e intemperización de rocas y suelos; (3) humo de incendios

forestales; y (4) aerosoles y partículas de la superficie de los océanos (Connell y Miller, 1984).

3. 3. 2. 2. FUENTES ANTROPOGENICAS

Las actividades humanas son también una fuente principal de aporte de metales y otros contaminantes al ambiente acuático (ver cuadro 3. 5). La entrada de metales proviene de descargas directas de varias clases de residuos contaminantes, disturbios dentro de la cuenca, precipitación y deposición atmosférica. Las principales entradas se resumen a continuación (Wittman, 1979 cit. por Connell y Miller, 1984):

- Operación de Minas. La explotación de depósitos minerales invariablemente expone superficies de rocas nuevas y grandes cantidades de residuos de rocas o suelos a condiciones aceleradas de intemperización. Por ejemplo, la exposición de la pirita y otros minerales de sulfuro al oxígeno y humedad atmosférica da por resultado la oxidación de estos minerales y la formación de ácidos minerales en el desagüe. Este es un proceso complejo, substancialmente mediado por bacterias *Thiobacillus* y *Ferrobacillus* (fig. 3. 5). Condiciones de pH bajo son producidas junto con varios compuestos metálicos, incluyendo hidróxido férrico que forma depósitos amarillo-naranja en el área afectada. Consecuentemente, la liberación de ácidos minerales en el desagüe de minas activas o abandonadas, particularmente minas de carbón, han sido asociadas con problemas serios de calidad del agua, involucrando niveles relativamente altos de metales como Fe, Mn, Zn, Cu, Ni y Co.

Además, la transformación de los minerales, fundición y operaciones de refinación pueden causar la dispersión y deposición de una gran cantidad de metales pesados como Pb, Zn, Cu, As y Ag dentro de las inmediaciones de la cuenca o la descarga directa dentro del ambiente acuático.

Cuadro 3. 5. Algunos de los componentes primarios de las aguas residuales municipales.

Componente	Fuentes potenciales	Efectos en el agua
Substancias demandantes de oxígeno	En su mayor parte materiales orgánicos, particularmente heces fecales humanas.	Consumen oxígeno disuelto.
Refractarios orgánicos	Residuos industriales, productos domésticos.	Tóxicos para la vida acuática.
Virus	Residuos humanos.	Causa enfermedades, principal disuasivo para reciclar aguas residuales.
Detergentes	Detergentes domésticos.	Estéticos, remueve grasas y aceites, tóxico para la vida acuática.
Fosfatos	Detergentes.	Nutrimiento de algas.
Grasas y aceites	Cocina, procesamiento de alimentos, residuos industriales.	Estéticos, nocivo para algunas vidas acuáticas.
Sales	Residuos humanos, suavizadores de aguas, residuos industriales.	Incrementa la salinidad del agua.
Metales pesados	Residuos industriales, laboratorios químicos.	Tóxicos.
Agentes quelatantes	Algunos detergentes, residuos industriales.	Solubilización y transporte de metales pesados.
Sólidos	Todas las fuentes.	Estéticos, nocivos para la vida acuática.

Fuente: *Fundamentals of environmental chemistry*, Stanley E. Manahan, ©1993 by Lewis Publishers, p. 429.

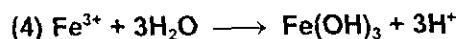
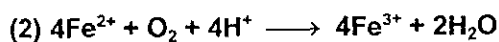
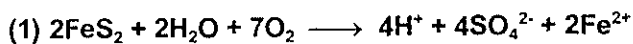


Figura 3. 5. Secuencia de reacciones involucradas en la oxidación de la pirita para formar ácidos minerales en el agua de desagüe de minas.
Fuente: *Chemistry and ecotoxicology of pollution*, D. W. Connell and Miller, ©1984 by John Wiley & Sons., p. 291.

- Efluentes Domésticos y Escurrimientos Pluviales Urbanos. Cantidades apreciables de metales pesados son contribuidas a efluentes domésticos por residuos metabólicos, corrosión de tuberías de agua (e. g., Cu, Pb, Zn y Cd) y productos de consumo (e. g., algunas fórmulas de detergentes contienen Fe, Mn, Cr, Ni, Co, Zn, B y/o As). Las concentraciones están, frecuentemente, en el intervalo de mg L^{-1} , pero varían de acuerdo a factores como patrones de uso de agua, época del año y estatus económico del consumidor. El tratamiento del agua residual por el proceso de lodos activados, generalmente remueve menos del 50 % de los metales presentes en el agua, produciendo efluentes con cargas significativas de metales pesados. La disposición de los lodos residuales pueden también contribuir al enriquecimiento de metales (e. g., Cu, Pb, Zn, Cd y Ag) en las aguas receptoras (Williams *et al.*, 1974 cit. por Connell y Miller, 1984).

Los escurrimientos pluviales de áreas urbanas son reconocidos cada vez más como una fuente substancial de contaminación de metales pesados en las aguas receptoras. La composición de metales en los escurrimientos depende de muchos factores, como la planeación de la ciudad, tráfico, construcción de carreteras, uso del suelo y de las características físicas y climatológicas de la cuenca. Por ejemplo, el uso de sal común para descongelar las calles y carreteras durante los meses de invierno en algunas regiones templadas, puede incrementar la movilización de iones metálicos (e. g., Hg^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} y Pb^{2+}) mediante la formación de complejos de cloruros e hidróxidos (Hahne y Kroontji, 1973 cit. por Connell y Miller, 1984). Además, las concentraciones de metales en escurrimientos urbanos exhiben una variabilidad extrema, la cual está relacionada principalmente con la localidad y tiempo de muestreo (Malmquist, 1975 cit. por Connell y Miller, 1984). Whipple y Hunter (1977 cit. por Connell y Miller, 1984) observaron que se presentan concentraciones altas de Pb, Zn y Cu en escurrimientos urbanos dentro de los primeros 30 minutos de lluvia.

- Descargas y Residuos Industriales. Muchos metales pesados son descargados al ambiente acuático a través de efluentes industriales, así como también el vaciado y lixiviación de lodos industriales. Las concentraciones de metales en aguas residuales están frecuentemente en el intervalo de mg L^{-1} (cuadro 3. 6). En general, varios metales tienen un uso extenso dentro de muchas industrias, no obstante hay muchos ejemplos de contaminación de algunos metales específicos relacionados con ciertas industrias (Connell y Miller, 1984).

El lixiviado de los rellenos sanitarios puede tener niveles substanciales de Cu (5 ppm), Zn (50 ppm), Pb (0.3 ppm) y Hg (60 ppb), pero los flujos son generalmente bajos. La emisión de metales por la quema de combustibles fósiles es también una fuente principal de contaminación por metales aerotransportados en aguas naturales (Williams *et al.*, 1974 cit. por Connell y Miller, 1984).

Cuadro 3. 6. Concentraciones típicas de algunos metales pesados en 14 giros industriales.

Tipo de Descarga	Cadmio	Cobre	Cromo total
	mg/L		
Descargas pecuarias	—	—	—
Establecimientos de servicios	0.008 ± 0.002	0.122 ± 0.101	0.261 ± 0.049
Industria alimenticia	—	—	—
Industria destiladora	—	0.525 ± 0.475	—
Industria electromecánica	0.001 ± 0.000	0.047 ± 0.000	0.081 ± 0.000
Industria maderera y derivados	0.030 ± 0.025	0.024 ± 0.014	0.004 ± 0.003
Industria metal-mecánica	0.010 ± 0.000	0.263 ± 0.000	0.023 ± 0.000
Industria metalúrgica	0.001 ± 0.000	2.543 ± 2.338	12.135 ± 0.000
Industria minera y cantera	0.010 ± 0.012	0.043 ± 0.015	0.080 ± 0.000
Industria peletera	—	0.195 ± 0.102	53.000 ± 21.00
Industria petroquímica	0.018 ± 0.014	0.044 ± 0.000	0.254 ± 0.212
Industria plaguicida	—	—	—
Industria química y farmacia	0.010 ± 0.003	0.350 ± 0.107	0.550 ± 0.001
Industria textil	0.004 ± 0.002	0.275 ± 0.271	0.253 ± 0.135

Cuadro 3. 6. Continuación.

Tipo de Descarga	Níquel	Plomo	Zinc
	mg/L ¹		
Descargas pecuarias	—	—	—
Establecimientos de servicios	0.064 ± 0.018	0.141 ± 0.056	0.280 ± 0.231
Industria alimenticia	—	—	—
Industria destiladora	—	—	—
Industria electromecánica	0.280 ± 0.000	0.013 ± 0.000	0.049 ± 0.000
Industria maderera y derivados	0.005 ± 0.002	0.007 ± 0.002	0.114 ± 0.006
Industria metal-mecánica	0.040 ± 0.000	0.109 ± 0.018	10.750 ± 10.450
Industria metalúrgica	0.211 ± 0.202	3.549 ± 3.479	7.506 ± 7.500
Industria minera y cantera	0.280 ± 0.000	0.100 ± 0.000	2.000 ± 0.000
Industria peletera	0.052 ± 0.046	0.633 ± 0.564	0.536 ± 0.299
Industria petroquímica	0.054 ± 0.022	0.073 ± 0.028	0.141 ± 0.103
Industria plaguicida	—	—	—
Industria química y farmacia	0.125 ± 0.001	0.120 ± 0.026	0.680 ± 0.173
Industria textil	0.112 ± 0.038	0.124 ± 0.000	0.379 ± 0.150

Fuente: Hansen *et al.*, 1995, Ingeniería Hidráulica en México, Vol. X, Núm. 3, p. 55-69.

- Escurrimientos Agrícolas. La naturaleza distinta de las actividades y prácticas agrícolas en todo el mundo, hace difícil que se provea de una evaluación global de la importancia de esta fuente de metales. No obstante, se pierden cantidades enormes de sedimentos, que contienen metales pesados, de regiones agrícolas como resultado de la erosión del suelo (McElroy *et al.*, 1975 cit. por Connell y Miller, 1984). Los suelos agrícolas pueden ser enriquecidos con metales pesados a partir de residuos de plantas y animales, fertilizantes fosfatados, herbicidas, fungicidas y a través del uso de efluentes o lodos residuales, como una fuente rica en nutrimentos para las plantas. Por otro lado, los metales pesados en el suelo tienden a ser estabilizados mediante la oxidación, formación de sales insolubles y reacciones de adsorción, dependiendo de las características del suelo (Connell y Miller, 1984).

3. 3. 3. LOS METALES EN SISTEMAS ACUATICOS

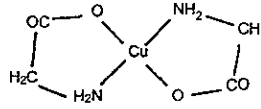
Las aguas naturales y la materia particulada asociada son sistemas electrolíticos heterogéneos complejos, que contienen numerosas especies orgánicas e inorgánicas distribuidas entre las fases agua y sólido. Los metales pesados entran en las aguas naturales para formar parte de este sistema, y sus procesos de distribución son controlados por una serie de interacciones fisicoquímicas y de equilibrio (Stumm y Morgan, 1970 cit. por Connell y Miller, 1984).

Los metales en aguas naturales pueden existir simplemente en la forma de iones metálicos libres rodeados por moléculas de agua coordinadas; la concentración de las especies aniónicas (e. g., OH^- , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- ; ácidos orgánicos y aminoácidos), por lo general, es suficiente para formar complejos orgánicos o inorgánicos con los iones metálicos hidratados, por reemplazo de moléculas de agua coordinadas. Otras asociaciones ocurren con la materia particulada, como arcillas, óxidos hidratados de Fe y Mn, y materia orgánica (Hart y Davies, 1978 cit. por Connell y Miller, 1984). El cuadro 3. 7 muestra un esquema general que ejemplifica la especiación de los metales en aguas naturales.

Los ligandos inorgánicos están presentes en las aguas naturales en concentraciones mucho más altas que los metales pesados, con los que tienden a formar complejos. Cada ion metálico tiene un patrón de especiación en soluciones acuosas simples, que dependen de la estabilidad de los productos de la hidrólisis y de la tendencia del ion metálico para formar complejos con otros ligandos inorgánicos. Los metales pueden también unirse a sustancias orgánicas naturales o sintéticas, por medio de: (1) átomos de carbono, produciéndose compuestos organometálicos; (2) grupos carboxílicos, produciéndose sales de ácidos orgánicos; (3) átomos donadores de electrones (e. g., O, N, S y P), y por lo tanto, la formación de complejos coordinados; o (4) grupos donadores de electrones π (e. g., olefinas, anillos aromáticos, etc.). La especiación de los metales es también controlada por condiciones de oxidación-reducción. Los ambientes redox dentro de las aguas naturales son complejos,

Cuadro 3. 7. Tipos de especies metálicas en aguas naturales.

Especie Metálica	Ejemplo
Iones hidratados libres.	$\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, $\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$
Entidades iónicas complejas.	AsO_4^{3-} , UO_2^{2+} , VO_3^-
Complejos y pares de iones inorgánicos.	CuOH^+ , CuCO_3 , $\text{Pb}(\text{CO}_2)_2^{2-}$, AgSH , CdCl^+ , $\text{Zn}(\text{OH})^{3-}$
Complejos, quelatos y compuestos orgánicos.	Me-Sr , Me-OOCR^{n+} , HgR_2
Metales unidos a materiales orgánicos de alto peso molecular.	Me-lípidos, polímeros de ácido Me-húmico/fúlvico
Metales adsorbidos en coloides.	$\text{FeO}(\text{OH})$, óxidos de Mn(IV), $\text{Mn}_7\text{O}_{13} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$
Precipitados, partículas minerales y orgánicas.	$\text{Me}_n(\text{OH})_y$, MeCO_3 , MeS , en arcillas, $\text{FeO}(\text{OH})$, orgánicos ZnSiO_3 , CuCO_3 , CdS en FeS , PbS



Nota: Me=metal, R=alquil

Fuente: Stumm and Bilinski, 1972 in Pollution: ecology and biotreatment, Sharron Mc Eldowney, David J. Hardman and Stephen Waite, ©1993 by Longman Scientific & technical, p. 243.

generalmente en estado de desequilibrio, y pueden mostrar variaciones y gradientes marcados entre las interfases aire-agua y agua-sólido o agua-sedimento. La especiación es afectada por dos formas: por cambios directos en el estado de oxidación de los iones metálicos, por ejemplo Fe(II) a Fe(III) y Mn(II) a Mn(IV); y por cambios redox en la disponibilidad y competencia de ligandos y quelatos (Connell y Miller, 1984).

La solubilidad de los metales pesados en aguas naturales es controlada principalmente por el pH, tipo y concentración de ligandos y agentes quelatantes, el estado de oxidación de los componentes minerales y el ambiente redox del sistema (Leckie y James, 1974 cit. por Connell y Miller, 1984).

El comportamiento de los metales en aguas naturales está fuertemente influenciado por las interacciones entre las fases agua-sólido, particularmente agua-

sedimento. Los iones metálicos y complejos disueltos son rápidamente removidos de la solución que está en contacto con la superficie de la materia particulada, a través de diferentes tipos de fenómenos superficiales. La formación de substratos metálicos, descritos en el cuadro 3. 8, lleva a la deposición y enriquecimiento de metales pesados en ambientes sedimentarios. El enriquecimiento y la removilización de los metales en los sedimentos dependen de factores tales como composición química (e. g., la cantidad de hierro y carbonatos disueltos), salinidad, pH, valores redox y las condiciones hidrodinámicas (Stumm y Morgan, 1970; Hart y Davies, 1977 y Förstner, 1979 citados por Connell y Miller, 1984).

Por lo tanto, el transporte de los metales pesados en sistemas hidrológicos es principalmente controlado por procesos de transformación física, química y biológica de los compuestos que estos elementos forman. Las reacciones ocurren muchas veces en forma simultánea e incluyen: intercambio iónico, adsorción-desorción, formación de complejos, coagulación, biodegradación, precipitación-disolución y oxidación-reducción. Estas reacciones ilustran la complejidad de las transformaciones de los metales pesados en el ambiente acuático natural, donde los sedimentos juegan un papel muy importante en el transporte de metales. Las reacciones que ocurren en la interfase partícula-agua, principalmente agua-sedimento, son de especial importancia en el control del ciclo biogeoquímico de los metales pesados (Hansen *et al.*, 1995).

Cuadro 3. 8. Compuestos transportadores y mecanismos de unión de metales pesados.

<p>Minerales de detritos de roca natural, e. g., metales pesados</p>	<p>Metales unidos predominantemente en posiciones inertes.</p>	<p>Metales pesados: hidróxidos, sulfuros y carbonatos</p>	<p>Precipitación, como resultado de sobrepasar el producto de solubilidad K_{ps} en cuerpos naturales (e. g., superficial e intersticial, sistemas de tratamiento de agua y agua residual).</p>	<p>Para muchos metales, las tres fases sólidas son posibles: hidróxidos, carbonatos y sulfuros. En la presencia de O_2 libre, los M^{2+} son estables a valores de pH menores de 7-8, aproximadamente. Con el incremento de pH, la estabilidad de las fases es de carbonatos a hidróxidos. Para condiciones reducidas (-Eh), los sulfuros permanecen como la fase estable sobre un amplio intervalo de pH.</p>
<p>Hidróxidos y óxidos de Fe / Mn</p>	<p>pH-dependiente</p>	<p>Fisicosorción</p>	<p>Sorción química (intercambio de H^+ en posiciones fijas)</p>	<p>Los óxidos hidratados de Fe, Mn y Al, particularmente los hidróxidos y óxidos de Fe y Mn, bajo condiciones oxidantes fácilmente adsorben o coprecipitan cationes y aniones de la solución. De esta forma, ellos actúan como el reservorio principal de metales pesados en sistemas acuáticos. Bajo condiciones reductoras, los metales adsorbidos son removilizados fácilmente hacia la solución y estos actúan como una fuente principal de metales pesados disueltos. En aguas altamente contaminadas ambos mecanismos pueden ser observados.</p>

Sulfuros de Fe

Coprecipitación, como resultado de sobrepasar el producto de solubilidad.

La importancia de los sulfuros de hierro en la coprecipitación de metales pesados es relativamente incierta. Estos parecen ser menos importantes que los óxidos hidratados de hierro en la deposición de metales pesados.

El intervalo de la fuerza de atracción entre los iones metálicos con la materia orgánica soluble, coloidal o particulada van de débil (adsorción física) a fuerte (complejación), e. g., ácidos húmicos y fúlvicos.

Un gran número de procesos pueden inducir la incorporación de especies metal-orgánico dentro y sobre los sedimentos: la coagulación y floculación del material soluble y coloidal, precipitación directa, o adsorción por material sedimentario.

La adsorción y coprecipitación de metales pesados por carbonatos, es un mecanismo de deposición importante para un gran número de metales, e. g., Zn, Co, Cd y Pb, en ambientes alcalinos. Los iones adsorbidos en la superficie de CaCO_3 , tienden a ser adsorbentes y a formar pseudomorfos. Poco se conoce acerca de la acción de los fosfatos insolubles. Sin embargo, la fosforita marina tiende a contener niveles relativamente altos de uranio, arsénico y cadmio.

Coprecipitación, como resultado de sobrepasar el producto de solubilidad.

Fisicosorción

Sorción química (intercambio de H^+ en COOH , grupos OH^-)

Complejos

Fisicosorción

Pseudomorfosis (depende de la cantidad y el tiempo)

Coprecipitación

Carbonatos y fosfatos de calcio

Betún, lípidos, sustancias húmicas, orgánicos residuales

Fuente: Recopilado por Förstner (1979) in Chemistry and ecotoxicology of pollution, D. W. Connell and G. J. Miller, ©1984 by John Wiley & Sons., p. 298.

ANTECEDENTES

En México, el uso de las aguas residuales en la agricultura data de principios de siglo, cuando se construyó el canal de desagüe de la Ciudad de México hacia el río Tuia; el cual irriga una superficie considerable del Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo. El empleo de estas aguas fue una consecuencia espontánea, no prevista ni planificada, de las obras de desagüe del Valle de México.

El Distrito de Desarrollo Rural 063 (DDR 063), localizado en el estado de Hidalgo, utiliza para el riego de 85 000 has un volumen de 980 millones m³/año de aguas provenientes de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (Z. M. C. M.), lo que constituye el aprovechamiento de aguas residuales más grande del mundo. Otras 60 localidades con poblaciones superiores a los 100 000 hab. generan aguas residuales con potencialidad de uso, en 29 de ellas se aprovechan para riego agrícola (ver cuadro 4. 1) (Frias, 1988).

Las ventajas del uso de las aguas residuales en el riego agrícola, son: mayor oferta de agua, apertura de tierras al cultivo, fuente segura de abastecimiento, aporte de nutrimentos, efectos positivos en suelos, incremento de la productividad agrícola y desarrollo regional. Las desventajas inciden en la salud pública, los cultivos, el suelo, los acuíferos y en el ganado de la región (Frias, 1991). Sin embargo, el impacto que ha producido en México el uso de estas aguas, ha sido aparentemente positivo, por que contribuyó al incremento de la productividad agrícola y sobre todo es una fuente de abastecimiento de agua de riego, en zonas de gran escasez o en conflicto por el uso del agua; quedando oculto el lado negativo de este uso, principalmente por la falta de detección de la problemática asociada a la afectación de la salud pública, que puede

ser grave, pero está encubierta en una problemática sanitaria nacional, propia de un país en vías de desarrollo (Tejeda, 1991).

Cuadro 4. 1. Ciudades donde se utilizan sus efluentes de aguas residuales para riego agrícola.

Ciudad	Volumen Anual (millones m ³)	Sup. Regada (has)	Cultivos Principales
1 Acambaro, Gto.	1.24	112	trigo, maíz y sorgo
2 Aguascalientes, Ags.	41.94	3813	trigo, maíz y vid
3 Celaya, Gto.	10.44	949	trigo, maíz y sorgo
4 Chihuahua, Chih.	37.56	3414	algodón, trigo y manzano
5 Chilpancingo, Gro.	1.72	156	copra, frijol y maíz
6 Colima, Col.	10.86	987	maíz, frijol y sorgo
7 Com. Lag., Coah., Dgo.	44.84	4076	algodón, alfalfa y trigo
8 Durango, Dgo.	23.79	2157	trigo, sorgo y alfalfa
9 Fresnillo, Zac.	6.25	568	alfalfa, maíz y sorgo
10 Hermosillo, Son.	27.88	700	citricos, trigo y sorgo
11 La Paz, B. C. S.	6.90	627	trigo, algodón y alfalfa
12 La Piedad, Mich.	2.88	262	maíz, frijol y citricos
13 León, Gto.	40.55	3686	maíz, frijol y citricos
14 Matamoros, Tamps.	10.24	931	trigo, maíz y sorgo
15 Monclova, Coah.	5.59	504	trigo y sorgo
16 Monterrey, N. L.	158.85	14440	citricos trigo y maíz
17 Morelia, Mich.	24.44	2223	maíz y frijol
18 Navojoa, Son.	2.32	211	ajonjolí, algodón y cártamo
19 Oaxaca, Oax.	2.61	237	maíz y frijol
20 Ciudad Obregon, Son.	36.04	3277	algodón, trigo y sorgo
21 Reynosa, Tamps.	7.73	702	algodón, frijol y trigo
22 Saltillo, Coah.	26.16	2378	trigo y sorgo
23 San Luis R. C., Son.	14.37	1036	trigo, cártamo y algodón
24 Tepic, Nay.	8.61	783	frijol, maíz y chile verde
25 Toluca, Edo de Méx.	18.32	1666	maíz, frijol y alfalfa
26 Zacatecas, Zac.	4.68	425	cebada, maíz y trigo
27 Z. M. C. M.	980.00	85000	maíz, alfalfa y frijol
28 Puebla, Pue	26.20	17583	maíz, alfalfa y frijol
29 Ciudad Juárez, Chih.	31.40	3000	algodón, trigo y sorgo
30 Tulancingo, Hgo.	3.40	300	alfalfa y maíz
Totales	1617.76	156453	

Fuente: IMTA, 1987 cit. por García, 1990, Taller internacional "Reuso del agua en la agricultura" experiencia México - Israel, Los Berros, Edo. de México.

Debido a esta controversia, el Programa Nacional de Aprovechamiento de Aguas Residuales (PRONAR), que conduce la SARH, reúne experiencias y acciones desarrolladas en el país, con el propósito de lograr el aprovechamiento óptimo de las aguas residuales. Las estrategias básicas consisten en el ordenamiento del uso actual y la promoción de los volúmenes no utilizados, a los que se destina un uso adecuado en función de su calidad, con objeto de satisfacer las demandas que no requieren agua potable y reservar el agua de primer uso para dotar a las poblaciones de zonas donde ésta escasea (Frias, 1988).

La calidad del agua residual depende en gran medida de la calidad original del agua y el tipo de contaminantes añadidos durante su empleo. Los datos de calidad reportados normalmente son los relativos a la demanda bioquímica de oxígeno y los sólidos suspendidos, parámetros de interés en el control de la contaminación; en cambio, los parámetros de mayor interés para irrigación, como contenido de sales y de elementos químicos específicos que afectan el crecimiento de las plantas o la permeabilidad de los suelos, no son generalmente medidos. Por tal razón, es necesario muestrear y analizar las aguas residuales para conocer la concentración de estos contaminantes para determinar su calidad para riego agrícola (Asano y Pettygrove, 1989).

Históricamente, la calidad del agua para riego agrícola ha sido determinada por la cantidad y tipo de sales presentes en el agua. Debido a que, al aumentar la salinidad del agua, aumenta la probabilidad de daños en suelos y cultivos. Por lo cual, los problemas potenciales del agua residual están relacionados con el contenido total de sales, el tipo de sales y las concentraciones excesivas de uno o más elementos (ver cuadro 4. 2). Estos problemas no son diferentes de los causados por la presencia de salinidad o de iones específicos en aguas naturales empleadas en riego agrícola, y son de interés solo si restringen el uso potencial del agua o si requiere de técnicas especiales en su manejo, para permitir crecimientos y rendimientos aceptables de los cultivos (Asano y Pettygrove, 1989).

Cuadro 4. 2. Interpretación de la calidad del agua para riego agrícola.

Problemas Potenciales	Unidades	Limitaciones en su uso		
		Ninguno	Ligero a Moderado	Severo
Salinidad: afecta la disponibilidad del agua para los cultivos.				
Conduc. eléctrica (C.E.)	mS cm ⁻¹	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
Sólidos disueltos totales	mg L ⁻¹	< 450	450 - 2000	> 2000
Permeabilidad: afecta la tasa de infiltración del agua en el suelo, se evalúa empleando la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (R.A.S.).				
R.A.S. = 0 - 3	C.E.	≥ 0.7	0.7 - 0.2	< 0.2
R.A.S. = 3 - 6	C.E.	≥ 1.2	1.2 - 0.3	< 0.3
R.A.S. = 6 - 12	C.E.	≥ 1.9	1.9 - 0.5	< 0.5
R.A.S. = 12 - 20	C.E.	≥ 2.9	2.9 - 1.3	< 1.3
R.A.S. = 20 - 40	C.E.	≥ 5.0	5.0 - 2.9	< 2.9
Toxicidad de iones específicos: afecta a cultivos sensibles.				
Sodio				
Riego superficial	R.A.S.	< 3	3 - 9	> 9
Riego por aspersión	meq L ⁻¹	< 3	> 3	
	mg L ⁻¹	< 70	> 70	
Cloruros				
Riego superficial	meq L ⁻¹	< 4	4 - 10	> 10
	mg L ⁻¹	< 140	140 - 350	> 350
Riego por aspersión	meq L ⁻¹	< 3	> 3	
	mg L ⁻¹	< 100	> 100	
Boro	mg L ⁻¹	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
Efectos misceláneos: afecta a cultivos sensibles.				
Nitrógeno total	mg L ⁻¹	< 5	5 - 30	> 30
Bicarbonatos (riego por aspersión únicamente)	meq L ⁻¹	< 1.5	1.5 - 8.5	> 8.5
	mg L ⁻¹	< 90	90 - 500	> 500
Cloro residual (riego por aspersión únicamente)	mg L ⁻¹	< 1	1 - 5	> 5

Fuente: Westcott y Ayers, 1985 cit. por Asano y Pettygrove, 1989, Ingeniería Ambiental, No. 6, p. 15-22.

4.1. CASOS DE ESTUDIO

La zona de mayor estudio donde se utiliza el agua residual para riego agrícola es el DDR 063, en el estado de Hidalgo, que comprende los Distritos de Riego 03 y 100 (DR 03 y DR 100). Cuadra (1981 cit. por Carrilo *et al.*, 1992) menciona que los primeros estudios sobre la composición química del agua residual, usada para riego en estos

distritos, datan de 1964 y reportan los primeros problemas de toxicidad con boro debido a su introducción al suelo con el agua de riego.

Méndez y Guajardo (1985) caracterizaron químicamente las aguas negras provenientes de la Ciudad de México, con fines de uso agrícola, en canales principales y secundarios del DR 03 y en la Presa Endhó, localizados en el Valle del Mezquital, Edo. de Hgo.. Estas aguas presentaron un pH alcalino y una conductividad eléctrica alta, causada por la gran cantidad de sales solubles de Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} respectivamente, y en menor cantidad las de K^+ . Los aniones más abundantes fueron HCO_3^- , CO_3^{2-} y Cl^- , los cuales al combinarse con los cationes forman sales neutras o ligeramente alcalinas. Por lo cual, las aguas negras de la Cd. de México presentan problemas de salinidad, además de fuertes problemas de contaminación por detergentes del tipo A. B. S., Co, Al, Mn, Ni, Fe y B; y en menor cantidad por Zn, Cu, Pb y Cr.

Cajuste *et al.* (1991) evaluaron la concentración de metales disueltos y totales (Cu, Mn, Zn, Cd, Cr, Co, Ni y Pb) en canales de distribución secundaria del Valle del Mezquital, con la finalidad de presentar información sobre la distribución de metales pesados en el agua. En estos canales, están representadas las tres fuentes principales de riego en el valle: a) agua residual municipal sin tratar; b) agua residual diluida, la cual es, agua residual sin tratar mezclada con agua superficial, traída desde una presa; y c) agua subterránea extraída de un pozo. Como ellos esperaban, la mayor cantidad de metales disueltos y totales se encontraron en el agua residual sin tratar. Hubo gran variación en la concentración de metales, principalmente entre los diferentes tipos de agua de riego. El Mn, Cu y Cr en el agua residual sin tratar y el Ni y Cr en el agua residual diluida, fueron los contaminantes metálicos solubles predominantes. La mayor parte de los metales, tanto solubles como totales, en el agua subterránea se detectaron en cantidades traza. Respecto a los metales totales, la mayoría de los metales en el agua residual sin tratar y el Ni, Cr, Pb y Zn en el agua residual diluida, fueron muy altos.

El Ni y Cr totales mostraron concentraciones similares en el agua residual sin tratar y la diluida; además, fueron los metales más abundantes.

Carrillo *et al.* (1992) realizaron el estudio de un predio localizado en la colonia El Jardín, municipio Progreso, en el Valle del Mezquital. Este predio, ha sido regado con agua residual mezclada (agua residual del canal Xochitlán y agua de escorrentía procedente de la presa Requena) durante 15 años. Se tomaron muestras compuestas del canal de abastecimiento durante los meses de marzo, agosto y diciembre de 1989 y enero, marzo y agosto de 1990. Además, seleccionaron otro predio como sitio de comparación (testigo), el cual fue regado con agua de pozo. Ellos encontraron que la concentración de los metales en el agua residual, en las diferentes fechas de muestreo, fue muy variable. Los metales que presentaron mayor variación fueron Ni, Cd, Mn y Zn. Aunque no colectaron agua en todos los meses del año, no observaron relación entre la concentración de los metales solubles y la estación del año. Al comparar las concentraciones de los metales detectados en el agua de pozo con los del agua residual, observaron que éstos últimos superaban en más de diez veces su concentración; por ejemplo, para el caso del Pb la concentración fue de 0.040 a 0.052 mg L⁻¹ en el agua residual y en el agua de pozo fue menor de 0.005 mg L⁻¹. Respecto a los límites establecidos por el Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas en México, ellos mencionan que los niveles de Cd determinados en aguas residuales superan lo establecido en dicho reglamento para aguas de reuso agrícola, así como también los límites recomendados por la US-EPA para aguas de uso continuo en irrigación.

Hernández *et al.* (1994) mencionan que la calidad de las aguas residuales utilizadas en el DR 03 se vio afectada aún más a partir de los años cuarenta, cuando se inicio propiamente la industrialización de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Actualmente, ha estas aguas las clasificaron como C3S1 y C3S2, es decir, condicionadas para su uso por su alta salinidad (C3), y contenidos bajos (S1) y medios de sodio (S2); baja conductividad eléctrica, variando de 0.710 a 2.20 mS cm⁻¹; y pH

alcalino, entre 7.1 y 8.3. Por lo cual, estas aguas mostraron que no fueron portadoras de cantidades apreciables de metales pesados en solución, con base en la conductividad eléctrica y el pH. En cambio, los contenidos de sodio (relación de adsorción de sodio y por ciento de sodio posibles) fueron superiores a los contenidos de calcio y magnesio, lo cual sí representó un riesgo de sodicidad para los suelos.

Por otro lado, Bautista (1988) caracterizó químicamente las aguas que abastecen el sistema de riego del DDR 008 "Sahuayo". Para lo cual, muestreó las principales fuentes de abastecimiento: (1) Río Lerma, a 1.5 km después de la Barca; (2) Río Duero, en Cuamato; (3) Dren Yerbabuena, en Casa Fuerte y salida de Sahuayo; (4) Dren Guaracha, cruce carretera la Barca; (5) Río Sahuayo, antes y después; (6) LICONSA; (7) Río Jaripo, en el Puente Carretera Nacional; y (8) Río Jiquilpan, antes y después. Para destacar el efecto que tienen las descargas de aguas residuales, colectó doble muestra en los ríos Jiquilpan y Sahuayo, diferenciando la muestra que se tomó donde el agua recibe las descargas con el término "después". También, colectó doble muestra en el Dren Yerbabuena, buscando la misma comparación. La muestra de LICONSA, se colectó en la descarga de esta planta hacia el canal de riego. Los índices utilizados para determinar la calidad química del agua de riego, fueron: conductividad eléctrica, relación de adsorción de sodio y contenido de cloruros. En cuanto al peligro de salinización, concluye que solo las aguas de los ríos Jaripo y Duero presentaron poco riesgo; las aguas correspondientes a los ríos Lerma, Sahuayo (antes y después) y Jiquilpan (antes y después) presentaron peligrosidad media; y las aguas con mayor peligro de salinización fueron la del Dren Yerbabuena a la salida del sistema de drenaje urbano de la Ciudad de Sahuayo y en la descarga de la planta industrializada de leche LICONSA. En lo que se refiere al peligro de sodificación de suelos, estas aguas se encontraron aún en la clase de bajo peligro de sodificación. Además, los resultados indicaron que por el momento la concentración de cloruros en el agua, no afecta el desarrollo de los cultivos. Sin embargo, los resultados ponen de manifiesto que las aguas que presentaron menos problemas, fueron las que correspondieron a corrientes que no recibieron descargas de aguas residuales (ríos Jaripo y Duero).

Martínez y Sánchez (1988) caracterizaron químicamente el agua residual de la Ciudad de Torreón, Coahuila; ya que estas aguas se utilizan para riego agrícola en los ejidos Nueva California, La Merced, Los Rodríguez, La Joya, San Antonio de los Bravos e Ignacio Allende. Estas aguas son descargadas en tres puntos al oriente de la ciudad, que son: el cárcamo del ejido de Los Rodríguez, el del ejido Nueva California y el del ejido La Merced. En cada cárcamo, colectaron 10 muestras, una por semana a partir del 28 de agosto hasta el 30 de octubre de 1986. Para evaluar su calidad, consideraron su contenido de sales, sodio y metales pesados. De acuerdo a los datos obtenidos y basándose en la clasificación de la USDA, clasificaron las aguas residuales como C2S1. En cuanto al pH, sólidos disueltos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, nitratos, fosfatos y boro, las consideraron dentro de las clases que van de excelente a aceptable, solamente en cuanto a carbonatos estaban en la clase de muy duras. Con lo que respecta a metales pesados (As, Pb y Ag) su concentración fue baja, como para considerarse peligroso su uso en suelos agrícolas. Por lo cual, la calidad del agua residual para uso agrícola, en términos generales, fue aceptable. No obstante, recomiendan que el agua residual no debe utilizarse en el riego de cultivos que de manera directa o indirectamente intervienen en la cadena alimenticia del ser humano, como hortalizas y legumbres. Estableciendo como cultivos a explotarse con este tipo de agua, los cultivos de producción textil como el algodón y el lino, y algunas plantas de ornato. Además, debe evitarse el aprovechamiento de estas aguas en parcelas cercanas a núcleos urbanos.

Méndez *et al.* (1994) realizaron cuatro muestreos trimestrales simples de las aguas residuales de las ciudades de Pachuca (Colector Principal y río de las Avenidas), Tizayuca (río de las Avenidas) y Sahagún (río Papalote), con la finalidad de evaluar la concentración de metales pesados en las aguas residuales, así como su caracterización química con fines agrícolas. El análisis químico de las muestras, indicó que las aguas fueron alcalinas, con valores de pH que fluctuaron entre 7.4 a 8.7; y con elevadas conductividades eléctricas, debido a que se trataba de aguas con alto contenido de sales, como ocurrió en el Colector Principal, río de las Avenidas (a la

altura de los jales, en Pachuca) y Tizayuca, donde los valores máximos detectados fueron 1815, 1305 y 3470 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente. Por consiguiente, las aguas residuales de Pachuca y Cd. Sahagún presentaron ciertos problemas de salinidad, sobre todo en el período de estiaje, donde se registraron altas concentraciones de HCO_3^- , Na^+ , Cl^- y SO_4^{2-} ; mientras que las aguas residuales de Tizayuca, no fueron aptas para el riego agrícola debido al exceso de sales. Las cantidades de P, B, NO_3^- y NO_2^- se encontraron por debajo de los niveles máximos recomendados por el criterio ecológico CE-CCA-001/89, para aguas destinadas al riego agrícola. Respecto a los metales pesados solubles, la concentración en orden decreciente fue: Fe, Mn, Zn, Pb, Cu, Ni, Co, Cr y Cd con valores promedio de 0.469, 0.146, 0.131, 0.113, 0.063, 0.029, 0.015, 0.013 y 0.003 ppm respectivamente; éstas cantidades fueron inferiores a los niveles máximos recomendados por el CE-CCA-001/89. Sin embargo, se destacó la presencia de concentraciones considerables de Fe, Mn, Cu y Zn en los puntos de muestreo cercanos a Pachuca y Tizayuca, que fueron las áreas más problemáticas.

Respecto a la zona donde se realizó el presente estudio, el río Atoyac se utilizó durante años para abastecer de agua potable a varios asentamientos humanos, en su recorrido por el Valle de Puebla. Sin embargo, la calidad del agua del río se ha deteriorado por la incorporación de las aguas residuales, tanto municipales como industriales, principalmente de las ciudades de San Martín Texmelucan, Moyotzingo, Tlaxcala y Puebla. Actualmente, estas aguas se utilizan para riego agrícola en el DR 056 "Atoyac-Zahuapan" en Tlaxcala y el DR 030 "Tecamachalco" en Puebla; así como en los municipios de San Martín Texmelucan, Cholula y Atlixco, del estado de Puebla.

Rodríguez (1992) caracterizó químicamente el agua del río Atoyac, en el trayecto Chiautla-Atlixco, Edo. de Puebla, desde el punto de vista de riego agrícola y de contaminación. Para lo cual, seleccionó nueve sitios de muestreo, que corresponden a. (1) La Soledad, (2) San Cristóbal, (3) San Cristóbal (ameyales), (4) Moyotzingo, (5) drenaje de la zona industrial de Moyotzingo, (6) Zacatelco, (7) Puente Xoxtla, (8) antes de la Cd. de Puebla y (9) Atlixco; los cuales fueron monitoreados mensualmente,

durante un año. Las aguas del río Atoyac presentaron valores de pH que tendieron a la alcalinidad, sobre todo el sitio 5, donde en los meses de estiaje rebasó el límite máximo permisible por la norma técnica ecológica NTE-CCA-031/91. De acuerdo con los valores de la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio, las aguas del río fueron ligeramente salinas, sobre todo en los sitios 5 y 9, donde únicamente se pueden utilizar para riego de plantas semitolerantes y tolerantes a la salinidad, ya que corresponden a la clase C3S1; la mayoría de los demás sitios correspondieron a la clase C2S1. Respecto a la salinidad efectiva, el agua en la mayoría de los sitios estudiados, durante casi todo el año, fue de clase condicionada; a excepción de los tres primeros sitios, donde el agua fue de buena clase. Mientras que, de acuerdo con los valores de salinidad potencial, carbonato de sodio residual y por ciento de sodio posible; el agua del río es de buena clase, excepto en el período de estiaje, donde los valores de los parámetros antes mencionados aumentaron notablemente. Las concentraciones de boro y cloruros, clasificaron el agua del río, durante casi todo el año, como de buena clase; a excepción de los sitios 5 y 9, los cuales correspondieron a la clase condicionada, sobre todo para el boro. Los detergentes se detectaron en bajas concentraciones, pero las grasas y aceites rebasaron el límite máximo permisible por la NTE-CCA-031/91. Respecto a los metales pesados, los niveles detectados de Fe, Cu, Zn, Pb, Co y Cd se encontraron por debajo del límite máximo permisible por la NTE-CCA-031/91. El Mn excedió el límite en varios sitios, durante la mayor parte del año. El Cr y Ni solamente excedieron el límite en el sitio 9, en la época de estiaje.

DESCRIPCION DE LA ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio se encuentra ubicada en el Valle de Puebla, el cual se localiza en la vertiente sur del Eje Neovolcánico, específicamente en la subprovincia de los Lagos y Volcanes de Anáhuac.

Geográficamente, la zona de estudio se ubica entre los paralelos $19^{\circ} 00'$ y $19^{\circ} 23'$ de latitud norte y entre los meridianos $98^{\circ} 10'$ y $98^{\circ} 41'$ de longitud oeste (ver fig. 5.1).

5.1. FISIOGRAFIA

El Valle de Puebla está situado al oeste y suroeste del volcán Matlalcuéyatl (La Malinche), a una altitud de 2 200 m. Es una llanura aluvial con lomeríos bajos, cuyo piso en la porción oeste está constituido por rocas basálticas. Hay también lomeríos de calizas, especialmente en el occidente del volcán (INEGI, 1987).

El Valle de Puebla se desarrolla entre relieves de importancia, siendo la parte sur en donde éstos son menos elevados constituyendo ahí las sierras de Tentzo y Amozoc. Al norte, el valle está limitado por una serie de mesetas y cerros cuya altitud es inferior a 3 000 m, pudiéndose citar las mesetas de Nanacamilpa, Hueyotlipan, Xaltocan y otras, que en conjunto constituyen un macizo compacto denominado bloque Tlaxcala. Al oeste, limita con la Sierra Nevada cuyos conos principales, el Popocatepetl y el Iztaccíhuatl, se elevan a más de 5 000 m. En esta sierra se encuentran otros cerros que pasan de los 3 000 m como el Papayo, Telapón, Tlaloc, etc., cuyas cimas constituyen la sierra antes mencionada. En sus faldas orientales, se han formado innumerables

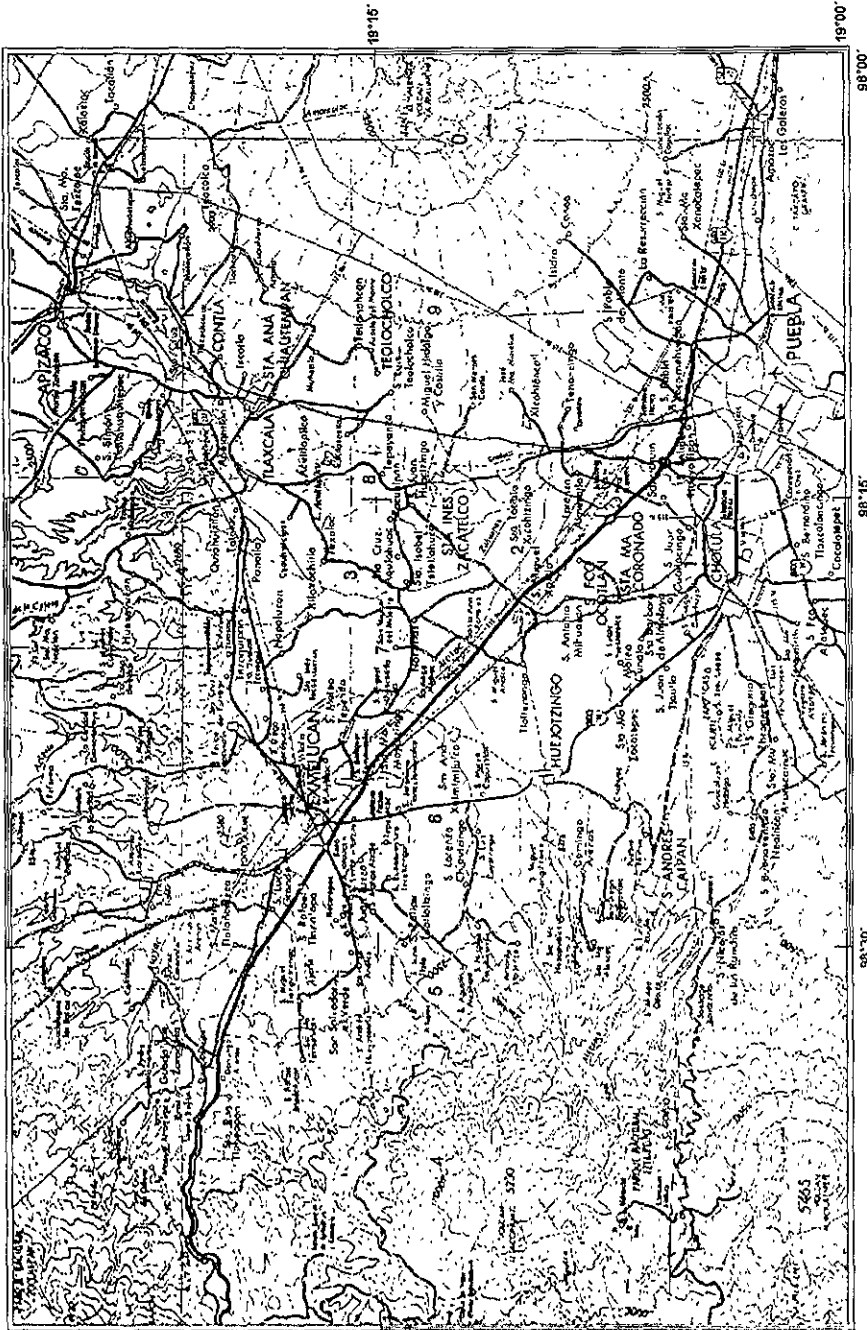


Figura 5. 1. Ubicación geográfica de la zona de estudio.

barrancas muy profundas por donde bajan las corrientes que se alimentan con el deshielo de las nieves o con las lluvias, y que al llegar al valle, se concentran a la corriente principal del río Atoyac. Por el este, se levanta el cono majestuoso de la Malinche, por cuyas faldas descienden, igualmente, infinidad de profundas barrancas que, al concentrarse al río Zahuapan, afluente del Atoyac, aumentan considerablemente el caudal de este río (Soto y Fuentes, 1969).

5.2. GEOLOGIA

Debido a que tanto por el este como por el oeste del Valle de Puebla se levantan enormes conos volcánicos, los productos arrojados por ellos, sobre todo material piroclástico, rellenan completamente la parte plana que constituye el valle.

La Sierra Nevada fue edificada por emisiones de lavas que surgieron a través de las calizas cretácicas plegadas que afloran, a trechos, en el flanco sur del Popocatepetl. Las emisiones fueron sucesivamente de traquiandesitas y de dacitas que forman los picos de la parte central (Papayo, Telapón); de andesitas de hornblenda y de hornblenda e hiperstena que forman el Iztaccihuatl; de andesitas de hiperstena en los conos de la parte norte y del Popocatepetl, uno de los más jóvenes de la Sierra Nevada; y por último, de basaltos arrojados en gran cantidad por pequeños conos de formación reciente, situados al pie de esta sierra. Un fenómeno notable es la coexistencia de las erupciones andesíticas arrojadas por los grandes conos y la efusión abundante de lavas basálticas arrojadas por los pequeños volcanes situados en sus laderas. Las primeras tuvieron carácter explosivo y es por esto que los depósitos de material clástico andesítico, se intercalan, en algunas regiones; en los malpaíses basálticos (pedregal de Nealtican, en la falda oriental del Popocatepetl donde se encuentran los cerros de la Luna y los Frailes, ambos de material basáltico), formados por erupciones relativamente tranquilas (Soto y Fuentes, 1969).

También la Malinche está edificada sobre calizas cretácicas. Es un cono muy tendido en su parte inferior y está formado por andesitas de hornblenda. Apareció antes

que los volcanes de la Sierra Nevada, siendo, probablemente, contemporáneo del Cofre de Perote. En su ladera noreste, la muy intensa denudación ha provocado derrumbes de rocas y la formación de profundas barrancas de laderas muy empinadas (Soto y Fuentes, 1969).

La abundancia de material clástico arrojado por los grandes conos hace que las rocas más abundantes sean las tobas volcánicas, tobas arcilloarenosas y margas; en segundo término las volcánicas: andesitas y basaltos; enseguida las calizas del cretácico, tobas calcáreas travertínicas y por último, en menor escala, los conglomerados, arenas y depósitos aluviales. La formación de tobas es dominante en el valle de Puebla y en el de Tlaxcala. En algunos lugares son bastante compactas y de un color amarillo café; dando origen a tepetate que en este caso se forma a expensas de tobas pomosas. Están cubiertas en grandes extensiones por margas y suelo, en algunos lugares, con grandes cantidades de arenas de origen eólico, que provienen, en parte, de la disgregación de las mismas tobas y acarreo de las corrientes de agua. Estas acumulaciones de arena se observan en las faldas de la Malinche y muy especialmente en las planicies de los ríos Temixac, Xopanac y Metlapanapa, en la región de Cholula, Huejotzingo, Capultitlán y Xalmimilulco (Soto y Fuentes, 1969).

5.3. HIDROGRAFIA

El río Atoyac forma parte de la Región Hidrológica del Balsas, específicamente de la subregión del Alto Balsas, y es considerado como la corriente formadora más importante del Balsas.

El río Atoyac se forma a partir de los deshielos que descienden, desde altitudes superiores a los 4 000 msnm, del flanco oriental del volcán Iztaccihuatl, en los límites de los estados de México y Puebla. En su recorrido atraviesa el Valle de Puebla y recibe varias aportaciones relevantes por una y otra margen, como son las de los ríos Nexapa, Mixteco, Acatlán, Zahuapan y Alseseca, entre otros. En esta región las aguas

del río y sus afluentes se aprovechan principalmente en las actividades industriales, domésticas y agrícolas (INEGI, 1987).

Dentro de la subregión del Alto Balsas, se encuentran importantes obras hidráulicas, entre las que destacan las presas: Atexaco y La Soledad, con capacidad de 150 y 62 millones de m³ respectivamente, y cuyas aguas se utilizan para la generación de energía eléctrica; Boqueroncitos, que tiene una capacidad de 5 millones de m³, la cual se emplea para irrigar algunas de las zonas agrícolas; y Manuel Avila Camacho (Valsequillo), con 405 millones de m³ de capacidad. El agua de esta última presa se aprovecha en el Distrito de Riego No. 30 "Valsequillo", a través de canales (INEGI, 1987).

5.4. CLIMA

De acuerdo con INEGI (1987), la zona de estudio fisiográficamente se localiza en la provincia del Eje Neovolcánico, en la cual existe una gran variedad de climas, predominantemente el templado o mesotérmico; sin embargo, en las faldas de la Sierra Nevada el clima pertenece al grupo de los climas fríos, y a medida que desciende la altitud se encuentran otros grupos de climas entre los cuales están los semifríos y los cálidos. La mayor parte de la zona recorrida por el río Atoyac, presenta un clima templado o mesotérmico, hasta llegar al Valle de Atlixco donde el clima es del grupo de los cálidos.

Los climas dominantes en las faldas de la Sierra Nevada son de tipo Cb(w₂)(i')gw'', Cb'(w₂)(w)igw'', Cb(w₂)igw'', Cb(wl)(w)(i') y Cb(w)(w)(i')gw'' que corresponden a Amecameca, Río Frío, Tlahuapan, San Martín Texmelucan y Puebla respectivamente, entre los cuales dominan los climas templados con verano fresco y largo, la temperatura media anual oscila entre 12 y 18°C, mientras en el mes más frío la temperatura media oscila entre -3 y 18°C, y en el mes más cálido la temperatura media oscila entre 6.5 y 22°C (García, 1988).

5.5. VEGETACION

El valle de Puebla ha sido ocupado por el hombre desde hace varios siglos, razón por la cual la vegetación natural ha desaparecido casi en su totalidad. Sin embargo, se encuentran restos de tal vegetación que atestiguan la existencia de regiones cubiertas por bosques de encinos y otros componentes característicos de climas templados húmedos. En una descripción de principios de siglo, se dice que en el valle había abundancia de maderas entre las que se citan el encino, el álamo, el ayacahuite, el madroño, el oyamel, el ocote y el pino. En la actualidad, sólo existe una vegetación secundaria originada por la destrucción del bosque primitivo (Soto y Fuentes, 1969).

5.6. ACTIVIDADES ECONOMICAS

El estado de Puebla reviste de gran importancia económica debido a su posición geográfica, a su creciente industrialización y a su desarrollo agropecuario. Uno de los factores vitales para este desarrollo ha sido el agua, tanto superficial como subterránea (INEGI, 1987). Las fuentes de abastecimiento de agua se consideran prácticamente inagotables, especialmente en el Valle de Puebla, ya que está rodeado por las elevaciones volcánicas del Popocatepetl e Iztaccíhuatl, por el poniente, y la Malinche, por el oriente. Esto determina que los mantos acuíferos siempre estén abastecidos por las filtraciones; en el verano las lluvias aportan su caudal y en el invierno las cimas nevadas nutren a los mantos (Fuentes, 1990).

5.6.1. INDUSTRIA

El estado de Puebla se ha ido convirtiendo en un estado industrializado, debido a que se encuentra en un punto estratégico, no sólo por lo que respecta a su cercanía con la Cd. de México, sino también en relación con el puerto más importante del país, que es Veracruz, y otros relevantes centros de consumo (Fuentes, 1990).

La actividad económica industrial esta representada por la industria química y petroquímica, la industria de autopartes, la farmacéutica, la textil, la industria de la construcción y productos metálicos, que han alcanzado un mayor crecimiento en los últimos años. En otras ramas, destacan la elaboración de alimentos, fabricación de bienes de frutas y sidras, elaboración de pieles, cueros y confecciones, además cuenta con alfarería utilitaria y de ornato, así como elaboración de dulces regionales entre las más importantes (Secretaría de Gobernación y Gobierno del Edo. de Puebla, 1988).

En el Valle de Puebla se encuentra una de las zonas industriales más importantes del país, en la cual se ubican los siguientes corredores industriales:

- Puebla - San Martín Texmelucan (carretera México - Puebla - Córdoba - Orizaba - Veracruz).
- San Martín Texmelucan - Huejotzingo (Quetzalcóatl).

5. 6. 1. 1. CORREDOR INDUSTRIAL PUEBLA-SAN MARTIN TEXMELUCAN

La localización del corredor industrial Puebla - San Martín Texmelucan, obedece a su cercanía con el principal mercado del país, la Zona Metropolitana de la Cd. de México, articulada con las regiones del Golfo de México y con el Pacífico Sur, por medio de carretera y ferrocarril (Fuentes, 1990).

Por otro lado, de una lista de quinientas industrias que se deben establecer en la República Mexicana, dada a conocer por la Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, el gobierno de Puebla hizo un estudio amplio de éstas y llegó a la conclusión de que 192 de las quinientas, se pueden instalar en la zona de Puebla - San Martín Texmelucan. Esta lista (elaborada por la Comisión de Fomento Industrial del Edo. de Puebla), hace un desglose de las ramas que van desde los productos y subproductos del acero hasta los complejos industriales (Fuentes, 1990).

En este corredor, se encuentran los parques industriales "5 de Mayo", "Resurrección" y "Puebla 2000", en los cuales se albergan las siguientes ramas industriales:

- Fabricación de alimentos.
- Elaboración de bebidas.
- Industria textil, del vestido y afines.
- Fabricación de calzado y cuero.
- Elaboración de productos de madera y corcho, excepto muebles.
- Elaboración de muebles, excepto metal y plástico.
- Industria del papel.
- Industria editorial.
- Industria química.
- Productos de hule y plástico.
- Productos minerales no metálicos.
- Industrias metálicas básicas.
- Productos metálicos, excepto maquinaria y equipo.
- Maquinaria y equipos, excepto los eléctricos.
- Maquinaria y equipo eléctrico y electrónico.
- Equipo de transporte y sus partes.
- Otro tipo de industrias manufactureras (Escalona, 1991).

Además, en este corredor se ubican, entre las industrias más importantes del valle de Puebla, la Volkswagen en Cuautlancingo e Hylsa en San Miguel Xoxtla (ver fig. 5. 2).

5. 6.1. 2. CORREDOR INDUSTRIAL QUETZALCOATL

Quetzalcóatl es el nombre del corredor industrial que abarca 500 has, expropiadas en la zona de los municipios de San Martín Texmelucan y Huejotzingo, y comprende alrededor de 10 municipios aledaños (Fuentes, 1990).

El corredor Quetzalcóatl, tiene como finalidad, establecer un corredor y parques industriales en la zona de occidente en donde se aproveche la infraestructura y los servicios que proporciona la Ciudad de Texmelucan, además de contar con una

- Industria del papel.
- Industria química.
- Refinación de petróleo.
- Productos de hule y plástico.
- Productos de minerales no metálicos.
- Productos metálicos, excepto maquinaria y equipo.
- Maquinaria y equipo, excepto eléctricos.
- Maquinaria y equipos eléctricos y electrónicos.
- Equipo de transporte y sus partes.
- Otras industrias manufactureras.

5. 6. 2. AGRICULTURA

En el Valle de Puebla, se cultiva una gran variedad de hortalizas como rábano, huazontle, lechuga, col, cebolla, calabacita, coliflor, cilantro, chile verde, ajo, betabel, zanahoria, jitomate y tomate; además de maíz, alfalfa, frijol, cebada, trigo sorgo, arvejón, avena, haba, lenteja y plantas ornamentales.

Por otro lado, entre los frutales importantes se encuentran la ciruela de almendra, manzana y perón, durazno, aceituna, pera, tejocote, aguacate, ciruela, capulín, chabacano, higo, membrillo, nuez de Castilla y otros.

HIPOTESIS

En el trayecto de Río Frío a la Cd. de Puebla, el río Atoyac recibe diversas aportaciones de agua, tanto de afluentes que se van incorporando como de descargas de aguas residuales de tipo municipal e industrial. Las aguas residuales de tipo municipal incorporan al río grandes cantidades de sólidos disueltos y en suspensión, así como también de materia orgánica; y las aguas residuales de tipo industrial llevan consigo contaminantes tóxicos, entre los cuales se encuentran los metales pesados. Por lo cual, la calidad química del agua del río Atoyac se va deteriorando para sus diferentes usos; ya que se considera que existe un incremento gradual principalmente de sólidos disueltos, así como una acumulación cada vez mayor de metales pesados en el sedimento, a lo largo del recorrido antes mencionado.

OBJETIVOS

7.1. GENERAL

Determinar los niveles de contaminación del río Atoyac por Cd, Co, Cr, Ni y Pb, en el trayecto de Río Frío a la Cd. de Puebla, y su relación con la acumulación de estos metales en el sedimento; para evaluar la calidad química del agua del río con fines de riego agrícola.

7.2. PARTICULARES

- Caracterizar químicamente el agua del Río Atoyac en el trayecto de Río Frío a la Cd. de Puebla.
- Determinar la concentración de Cd, Co, Cr, Ni y Pb en el agua del río (en el mismo trayecto), y su relación con la acumulación de estos metales en el sedimento.
- Ubicar las posibles fuentes de contaminación del río.
- Evaluar, con base a los resultados, la calidad química del agua del río Atoyac con fines de riego agrícola (en el trayecto antes mencionado).

METODO

Previo al muestreo, se realizó un reconocimiento de la zona de estudio, donde, con ayuda de las cartas topográficas Mariano Arista (E14B32), Tlaxcala de Xicohtencatl (E14B33), Huejotzingo (E14B42) y Puebla (E14B43), escala 1:50 000, se ubicaron los siguientes puntos: (1) Tomaxco, (2) Santa Cruz de Otlata, (3) Puesto "Emperador", (4) Juárez Coronaco (Ex-Hacienda Molino de Guadalupe), (5) Juárez Coronaco (atrás de la Ex-Hacienda Molino de Guadalupe), (6) Juárez Coronaco, (7) Puesto "La Soledad", (8) San Cristóbal Tepatlaxco, (9) Salida San Cristóbal Tepatlaxco, (10) Villalta, (11) San Mateo Ayecac, (12) San Mateo Tepetitla, (13) Santiago Michac, (14) Puesto "Xoxtla", (15) CIBA GEIGY, (16) Entrada a la Ciudad de Puebla y (17) Puesto "Las Animas" (Cd. de Puebla)(ver fig. 8. 1). Los sitios de muestreo se ubicaron en forma dirigida, los cuales se monitorearon mensualmente, tanto de agua como de sedimento, en forma sistemática durante el período de mayo de 1994 a mayo de 1995 (con excepción de los meses junio, julio, agosto y enero).

Las muestras de agua fueron colectadas utilizando una botella Van Dor y se guardaron en botes de polietileno perfectamente etiquetados. Cada muestra se fraccionó en dos partes, una para los análisis de rutina con fines de caracterización química, la cual se mantuvo en refrigeración; y la otra, con fines de contaminación por metales pesados, la cual se filtró y se acidificó con HNO_3 dil. 1:1 hasta pH 2, como lo recomienda la US-EPA (1974). Los sedimentos se colectaron mediante una draga tipo Van Veen, los cuales se almacenaron y transportaron en bolsas de polietileno al laboratorio, donde se secaron a 40 °C, posteriormente se molieron y tamizaron a través de una malla de 2 mm de diámetro, guardándose por último para su análisis posterior.

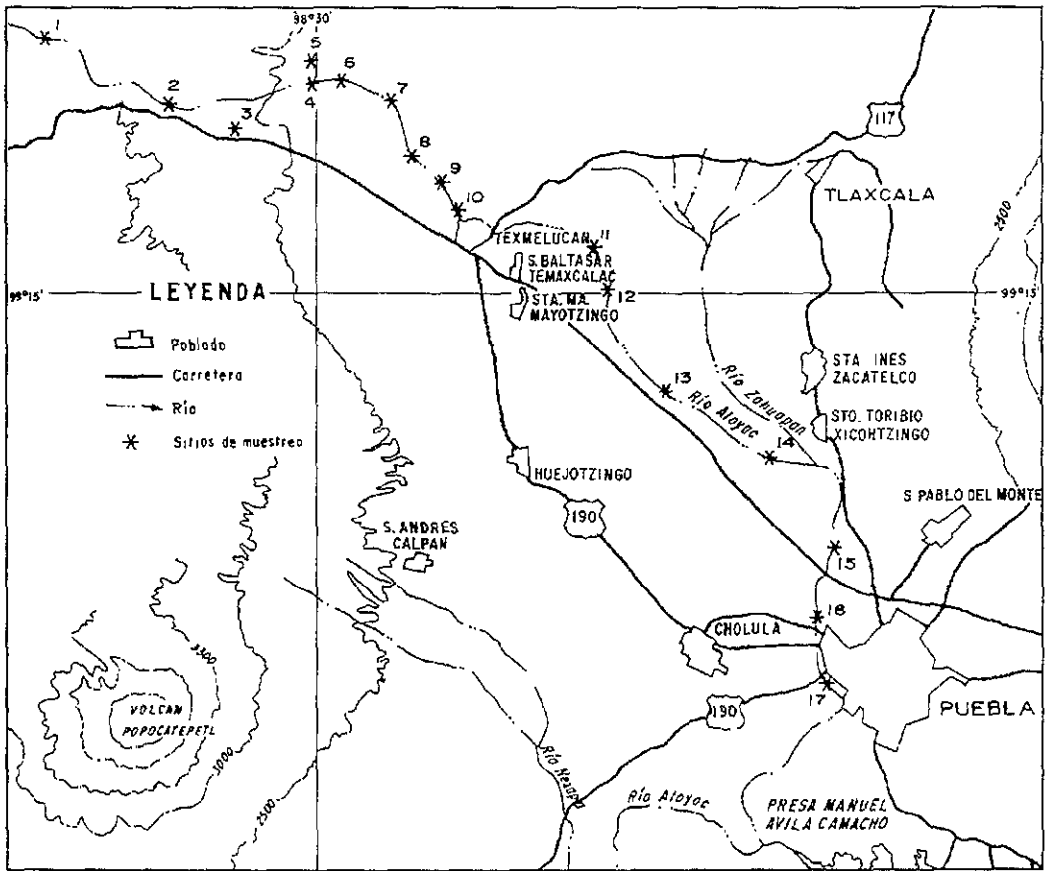


Figura 8. 1. Ubicación de los sitios de muestreo del río Atoyac, en el trayecto de Río Frío a la Ciudad de Puebla

En las muestras de agua, se realizaron los siguientes análisis: actividad de los iones hidrógeno (pH) y conductividad eléctrica *in situ*, calcio, magnesio, sodio, potasio, carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, nitratos, fosfatos y metales pesados solubles (Cd, Co, Cr, Ni y Pb).

El pH y la conductividad eléctrica se analizaron en el laboratorio, para corroborar los obtenidos en campo, utilizando un pHmetro Corning modelo 10 y un puente standard de Wheatstone, respectivamente (Richards, 1985).

El calcio y el magnesio se cuantificaron por el método del versenato (EDTA) 0.01N; y el sodio y el potasio por flamometría, utilizando un flamómetro Corning modelo 400 (APHA-AWWA-WPCF, 1992 y Richards, 1985).

Los carbonatos, bicarbonatos y cloruros se cuantificaron por titulación, los dos primeros con H_2SO_4 0.01N empleando como indicadores fenolftaleína y anaranjado de metilo, respectivamente; y los cloruros con $AgNO_3$ 0.005N utilizando como indicador cromato de potasio (Richards, 1985). Los sulfatos se cuantificaron gravimétricamente por precipitación con $BaCl_2$ (Richards, 1985 y US-EPA, 1974).

Los nitratos y los fosfatos se determinaron por colorimetría, utilizando el espectrofotómetro Bausch & Lomb Spectronic 20. El primero, por el método de la brucina (US-EPA, 1974); y el segundo, por el método del azul de molibdeno "Bray I" (Palmer y Troeh, 1979).

Los metales pesados solubles (Cd, Co, Cr, Ni y Pb) se determinaron por absorción atómica de flama en las muestras previamente acidificadas, utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo 372, según las especificaciones del instructivo para cada metal (APHA-AWWA-WPCF, 1992 y US-EPA, 1974).

En las muestras de sedimento, se analizó el pH, la materia orgánica, los carbonatos y los metales pesados de aporte. El pH se determinó en una suspensión del sedimento usando agua destilada, en relación 1:2.5 (Richards, 1985). La materia orgánica por el método de Walkley-Black y los carbonatos por el método de neutralización ácida, ambos métodos se determinaron según Black (1965).

Los metales pesados acumulados por aporte en el sedimento se extrajeron con HNO_3 4M durante 5 horas a 180 °C, como menciona Bradford *et al.* (1975), y la cuantificación se realizó por espectrofotometría de absorción atómica de flama.

Los datos obtenidos de los parámetros determinados en agua y sedimento, se procesaron estadísticamente; para lo cual, se utilizaron diferentes métodos que están incluidos en el Análisis Exploratorio de Datos, en la Estadística Inferencial y en el Análisis Multivariado.

En primer lugar, los datos de agua y sedimento se presentaron por medio de resúmenes estadísticos por sitio de muestreo, lo que permitió examinar más fácilmente, en forma general, cada parámetro; estos resúmenes, incluyen: mediana, F-pseudosigma, valor mínimo y valor máximo.

Posteriormente, se procedió a analizar de manera más detallada cada parámetro. Mediante las tablas codificadas y los diagramas de caja con muesca se observó el comportamiento espacial y temporal de los datos de cada parámetro.

Por medio del análisis de varianza de un factor, por sitios y meses de muestreo, y sus respectivas pruebas de rango múltiple, se confirmaron las tendencias espaciales y temporales observadas por los métodos del análisis exploratorio de datos.

Por último, todos los parámetros evaluados (variables) se sometieron a un análisis de correlación, mediante el cual, se determinó el grado de asociación entre las variables y su significancia estadística; con el propósito de identificar que parámetros estuvieron relacionados con el comportamiento de los metales, tanto en agua como en sedimento.

Además, los parámetros determinados en el agua se compararon con la norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996 y con los criterios establecidos por Palacios y Aceves (1970); para evaluar la calidad química del agua del río Atoyac con fines de riego agrícola, en los diferentes sitios de muestreo.

RESULTADOS

A continuación, se presentan los cuadros en donde están resumidos, por sitio de muestreo, los datos obtenidos de los parámetros determinados en agua y sedimento (cuadros 9. 1, 9. 2 y 9. 3). Así como los análisis de varianza de un factor, por sitio y mes de muestreo, de estos mismos parámetros (cuadros 9. 5 y 9. 6); y las matrices de correlación de los parámetros de agua, de sedimento y entre agua-sedimento (cuadros 9. 7, 9. 8 y 9. 9). Por último, se presenta un resumen, por sitio de muestreo, de los índices de clasificación de la calidad química del agua con fines agrícolas (cuadro 9. 10).

La concentración de carbonatos en el agua del río fue uno de los parámetros determinados, pero debido a que no se detectó en ninguno de los sitios durante los meses de muestreo, este parámetro no se presentó en los cuadros de resultados.

En el análisis de varianza se deben cumplir dos suposiciones: normalidad de las distribuciones e igualdad de varianzas. Por lo cual, algunos datos de parámetros se tuvieron que re-expresar por medio de una transformación potencial, para cumplir con estos supuestos. El cuadro 9. 4 indica las transformaciones realizadas en algunos parámetros.

Las tablas codificadas y los diagramas de caja con muesca, de los parámetros de agua y sedimento, se incluyen respectivamente en el apéndice A y en el siguiente apartado, para facilitar la discusión y el análisis de resultados. Además, las pruebas de rango múltiple del análisis de varianza se presentan en el apéndice B.

Cuadro 9. 1. Sumario estadístico por sitio de muestreo de pH, C. E. e iones principales, en aguas del río Atoyac.

Sitio de Muestreo	Resumen Estadístico	pH	C.E. (Scm)	Na	Ca	Mg	CO ₃	HCO ₃	SO ₄	
1	Mediana	7.5	50	0.12	0.02	0.4	0.2	0.67	0.09	0.00
	F-pseudosigma	0.15	0	0.037	0.007	0.15	0.07	0.104	0.200	0.000
	Valor mín. Valor máx.	6.9 7.8	40 70	0.02 0.19	0.01 0.04	0.2 1.0	0.2 0.4	0.39 1.00	0.05 0.60	0.00 0.00
2	Mediana	7.5	140	0.58	0.10	0.7	0.4	1.25	0.26	0.17
	F-pseudosigma	0.22	37.1	0.237	0.030	0.30	0.22	0.200	0.222	0.126
	Valor mín. Valor máx.	7.1 7.9	80 160	0.08 0.91	0.08 0.48	0.2 1.4	0.2 0.6	0.88 1.60	0.09 1.00	0.00 0.69
3	Mediana	7.7	350	1.00	0.17	1.1	2.0	3.46	0.44	0.34
	F-pseudosigma	0.15	33.4	0.082	0.030	0.22	0.52	0.378	0.208	0.126
	Valor mín. Valor máx.	7.2 8.1	290 400	0.38 1.20	0.13 0.23	0.8 1.6	1.4 2.6	3.08 4.30	0.14 0.70	0.17 0.51
4	Mediana	7.9	215	0.68	0.10	0.8	1.4	2.42	0.26	0.17
	F-pseudosigma	0.07	14.8	0.089	0.015	0.30	0.15	0.371	0.252	0.126
	Valor mín. Valor máx.	7.8 8.1	190 240	0.13 0.79	0.08 0.15	0.4 2.0	0.8 1.5	2.15 2.97	0.09 1.10	0.00 0.51
5	Mediana	8.1	140	0.59	0.11	0.6	0.8	1.82	0.18	0.17
	F-pseudosigma	0.22	37.1	0.163	0.015	0.15	0.30	0.489	0.282	0.126
	Valor mín. Valor máx.	7.8 8.2	100 200	0.09 0.72	0.07 0.17	0.4 1.4	0.4 1.3	1.32 2.53	0.09 1.20	0.00 0.34
6	Mediana	8.0	220	0.67	0.10	0.8	1.2	2.40	0.20	0.00
	F-pseudosigma	0.15	18.5	0.111	0.015	0.22	0.15	0.371	0.252	0.126
	Valor mín. Valor máx.	7.7 8.2	195 240	0.13 0.79	0.08 0.15	0.4 1.6	0.4 1.5	2.00 3.08	0.09 0.90	0.00 0.17
7	Mediana	7.7	235	0.73	0.14	1.0	1.4	2.59	0.26	0.34
	F-pseudosigma	0.22	25.9	0.067	0.037	0.22	0.22	0.519	0.334	0.252
	Valor mín. Valor máx.	7.0 7.8	180 280	0.13 0.86	0.11 0.26	0.8 1.2	0.8 2.2	1.98 3.41	0.14 1.00	0.00 0.34
8	Mediana	7.7	260	0.82	0.17	1.1	1.4	2.59	0.36	0.34
	F-pseudosigma	0.15	51.9	0.059	0.052	0.44	0.22	0.726	0.297	0.000
	Valor mín. Valor máx.	7.1 8.1	220 330	0.12 1.02	0.13 0.32	0.8 1.8	1.2 1.9	2.20 4.40	0.14 1.20	0.17 0.51
9	Mediana	7.0	440	1.29	0.89	1.8	1.5	4.18	1.22	0.93
	F-pseudosigma	0.22	237.2	0.326	0.675	0.44	0.37	2.076	0.571	0.504
	Valor mín. Valor máx.	4.6 7.5	250 1450	0.84 4.03	0.22 4.99	0.8 7.7	0.8 2.8	1.63 10.50	0.45 3.83	0.17 2.22

Cuadro 9. 1. Continuación

Sitio de Muestreo	Resumen Estadístico	pH	C.F. TSCN	NA	K	Q1	Q3	AMG Mg/L	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²
10	Mediana	7.2	360	1.18	0.27	1.2	1.6	3.46	0.95	0.34	0.34
	F-pseudosigma	0.15	196.4	1.179	0.185	0.30	0.30	1.705	0.563	0.252	0.252
	Valor min	7.0	270	0.69	0.22	1.0	1.2	1.98	0.26	0.00	0.00
11	Valor máx.	7.6	770	3.09	0.68	2.0	2.2	6.00	1.35	0.86	0.86
	Mediana	7.4	790	3.92	0.25	1.7	3.4	2.60	1.71	3.60	3.60
	F-pseudosigma	0.15	259.5	4.085	0.074	0.30	0.52	1.038	0.645	3.692	3.692
12	Valor min	4.8	600	2.52	0.20	0.8	1.6	1.95	1.31	2.22	2.22
	Valor máx.	7.6	1750	12.33	0.68	2.2	4.6	4.70	3.80	13.54	13.54
	Mediana	7.3	380	1.30	0.29	1.3	1.8	3.52	0.66	0.51	0.51
13	F-pseudosigma	0.15	85.2	0.289	0.089	0.30	0.52	0.919	0.371	0.259	0.259
	Valor min.	7.1	100	0.55	0.24	1.0	0.6	1.76	0.45	0.17	0.17
	Valor máx.	7.6	630	3.68	0.51	2.2	2.0	5.06	1.60	1.71	1.71
14	Mediana	7.4	390	1.30	0.32	1.3	1.8	3.55	0.66	0.34	0.34
	F-pseudosigma	0.22	66.7	0.163	0.104	0.30	0.30	1.038	0.237	0.052	0.052
	Valor min.	7.0	100	0.50	0.22	1.0	1.2	2.59	0.45	0.00	0.00
15	Valor máx.	7.7	580	2.57	0.44	1.9	2.2	5.00	1.70	0.86	0.86
	Mediana	7.7	370	1.39	0.29	1.4	1.8	3.46	0.80	0.51	0.51
	F-pseudosigma	0.30	89.0	0.356	0.074	0.22	0.37	1.127	0.334	0.252	0.252
16	Valor min	7.2	100	0.95	0.23	1.0	1.4	2.50	0.54	0.00	0.00
	Valor máx.	8.2	630	2.45	0.44	2.4	2.2	5.61	1.90	1.20	1.20
	Mediana	7.5	520	2.51	0.36	1.8	1.6	4.18	0.99	0.69	0.69
17	F-pseudosigma	0.15	148.3	0.852	0.052	0.30	0.15	1.186	0.526	0.259	0.259
	Valor min.	7.2	400	1.30	0.29	1.6	0.8	2.69	0.72	0.17	0.17
	Valor máx.	7.9	870	3.21	0.51	2.3	2.4	6.16	2.30	1.37	1.37
18	Mediana	7.6	590	2.94	0.37	1.8	1.6	4.50	1.08	1.03	1.03
	F-pseudosigma	0.15	181.6	1.401	0.097	0.30	0.52	1.616	0.371	0.378	0.378
	Valor min	7.4	450	1.56	0.28	1.4	0.8	2.50	0.90	0.17	0.17
19	Valor máx.	7.8	1350	8.06	0.54	2.4	3.1	7.30	2.80	3.60	3.60
	Mediana	7.4	1300	4.89	0.54	4.4	4.2	5.60	2.16	2.05	2.05
	F-pseudosigma	0.15	600.4	1.460	0.170	1.93	1.78	2.980	0.526	1.119	1.119
20	Valor min.	7.1	570	2.02	0.31	1.8	1.4	2.59	1.64	0.69	0.69
	Valor máx.	7.5	1500	7.19	0.80	5.9	6.0	14.08	4.70	8.21	8.21

Cuadro 9. 2. Resumen estadístico por sitio de muestreo de nitratos, fosfatos y metales pesados, en aguas del río Atoyac.

Sitio de Muestreo	Resumen Estadístico	NO ₃ -N		PO ₄ -P		Co		Cu		Ni		Pb	
		Mediana	Valor mín.	Mediana	Valor mín.	Mediana	Valor mín.	Mediana	Valor mín.	Mediana	Valor mín.	Mediana	Valor mín.
1	Mediana	0.0	0.02	0.005	0.032	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	F-pseudosigma	0.00	0.015	0.0037	0.0682	0.0133	0.0259	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
	Valor mín.	0.0	0.00	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2	Mediana	0.0	0.12	0.009	0.136	0.019	0.035	0.086	0.086	0.086	0.086	0.086	0.086
	F-pseudosigma	1.4	0.44	0.005	0.032	N.D.	N.D.	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109
	Valor mín.	0.82	0.104	0.0037	0.0675	0.0133	0.0259	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275
3	Mediana	0.4	0.22	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	F-pseudosigma	3.5	0.74	0.005	0.136	0.022	0.069	0.172	0.172	0.172	0.172	0.172	0.172
	Valor mín.	2.3	0.24	0.005	N.D.	N.D.	0.034	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
4	Mediana	1.33	0.222	0.0037	0.0675	0.0141	0.0259	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275
	F-pseudosigma	0.2	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	Valor mín.	4.2	0.96	0.005	0.136	0.022	0.035	0.517	0.517	0.517	0.517	0.517	0.517
5	Mediana	0.6	0.18	0.005	0.091	0.018	0.035	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	F-pseudosigma	0.30	0.044	0.0037	0.0675	0.0141	0.0504	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275
	Valor mín.	0.1	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
6	Mediana	0.9	0.32	0.005	0.127	0.022	0.071	0.172	0.172	0.172	0.172	0.172	0.172
	F-pseudosigma	0.2	0.06	0.005	0.032	0.018	0.068	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109
	Valor mín.	0.07	0.030	0.0037	0.0341	0.0141	0.0511	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275
7	Mediana	0.1	0.04	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	F-pseudosigma	0.4	0.18	0.005	0.092	0.022	0.105	0.172	0.172	0.172	0.172	0.172	0.172
	Valor mín.	0.5	0.18	0.005	0.046	0.018	0.035	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109
8	Mediana	0.30	0.089	0.0037	0.0675	0.0141	0.0259	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275
	F-pseudosigma	0.1	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	Valor mín.	1.2	0.26	0.005	0.136	0.019	0.101	0.345	0.345	0.345	0.345	0.345	0.345
9	Mediana	0.9	0.24	0.005	0.032	0.018	0.035	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109
	F-pseudosigma	0.37	0.104	0.0037	0.0675	0.0141	0.0511	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275
	Valor mín.	0.1	0.04	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
10	Mediana	1.2	0.32	0.009	0.092	0.022	0.071	0.172	0.172	0.172	0.172	0.172	0.172
	F-pseudosigma	1.7	0.36	0.005	0.032	0.018	0.035	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109
	Valor mín.	0.59	0.178	0.0037	0.0675	0.0141	0.0519	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275
11	Mediana	0.7	0.08	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	F-pseudosigma	3.0	0.62	0.005	0.136	0.022	0.101	0.172	0.172	0.172	0.172	0.172	0.172
	Valor mín.	1.1	1.50	0.005	0.032	0.019	0.071	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109	0.109
12	Mediana	0.37	0.638	0.0037	0.1008	0.0163	0.0489	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275	0.1275
	F-pseudosigma	0.0	0.84	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	Valor mín.	7.0	3.48	0.009	0.182	0.037	0.139	0.345	0.345	0.345	0.345	0.345	0.345

Cuadro 9. 2. Continuación

Sitios Muestreo	Resumen Estadística	Concentraciones (mg L ⁻¹)										
		As	Pb	Cd	Co	Cr	Ni	Pb	Cd	Co	Cr	
10	Mediana	1.7	0.96	0.005	N.D.	0.018	0.035	0.109				
	F-pseudosigma	2.97	1.423	0.0037	0.0682	0.0141	0.0267	0.1275				
	Valor mín. Valor máx.	0.1 5.5	0.10 3.84	N.D. 0.005	N.D. 0.227	N.D. 0.037	N.D. 0.094	N.D. 0.172				
11	Mediana	2.5	1.44	0.005	0.046	0.018	N.D.	0.172				
	F-pseudosigma	5.11	0.430	0.0037	0.0467	0.0163	0.0259	0.1275				
	Valor mín. Valor máx.	0.2 7.6	0.62 10.30	N.D. 0.014	N.D. 0.091	N.D. 0.075	N.D. 0.071	N.D. 0.172				
12	Mediana	2.1	0.76	0.005	0.046	0.018	0.068	0.109				
	F-pseudosigma	3.48	0.638	0.0037	0.0467	0.0141	0.0526	0.1275				
	Valor mín. Valor máx.	0.0 5.9	0.06 2.14	N.D. 0.009	N.D. 0.182	N.D. 0.019	N.D. 0.105	N.D. 0.345				
13	Mediana	2.3	1.08	0.005	N.D.	N.D.	0.034	0.086				
	F-pseudosigma	2.74	0.385	0.0087	0.0341	0.0133	0.0259	0.1275				
	Valor mín. Valor máx.	0.0 4.9	0.20 2.18	N.D. 0.009	N.D. 0.091	N.D. 0.019	N.D. 0.071	N.D. 0.345				
14	Mediana	2.8	0.56	0.005	N.D.	0.018	N.D.	0.109				
	F-pseudosigma	1.78	0.712	0.0037	0.0675	0.0141	0.0259	0.1275				
	Valor mín. Valor máx.	0.1 4.5	0.26 1.90	N.D. 0.009	N.D. 0.182	N.D. 0.022	N.D. 0.104	N.D. 0.345				
15	Mediana	2.9	1.54	0.005	N.D.	0.018	0.068	0.109				
	F-pseudosigma	8.01	0.638	0.0087	0.0341	0.0141	0.0526	0.1275				
	Valor mín. Valor máx.	0.0 15.0	0.36 3.12	N.D. 0.009	N.D. 0.136	N.D. 0.037	N.D. 0.104	N.D. 0.345				
16	Mediana	2.8	1.14	0.005	0.032	0.018	0.035	0.172				
	F-pseudosigma	7.93	0.652	0.0037	0.0341	0.0141	0.0511	0.1275				
	Valor mín. Valor máx.	0.0 16.7	0.42 6.80	N.D. 0.009	N.D. 0.091	N.D. 0.364	N.D. 0.071	N.D. 0.345				
17	Mediana	0.2	2.00	0.005	0.032	0.018	0.093	0.109				
	F-pseudosigma	2.30	2.224	0.0067	0.0341	0.0141	0.0771	0.1275				
	Valor mín. Valor máx.	0.0 9.2	0.06 6.36	N.D. 0.009	N.D. 0.136	N.D. 0.037	N.D. 0.125	N.D. 0.345				

N.D.: No detectado

Los límites de detección para los metales analizadas fueron: Cd 0.001 mg L⁻¹, Co 0.01 mg L⁻¹, Cr 0.003 mg L⁻¹, Ni 0.005 mg L⁻¹ y Pb 0.01 mg L⁻¹

Cuadro 9. 3. Sumario estadístico por sitio de muestreo de pH, materia orgánica, carbonatos y metales pesados, en sedimentos del río Atoyac.

Sitio de Muestreo	Resumen Estadístico	pH	% de Mat. Orgánica	V. de CO ₃	Cationes (mg/kg)				Pb
					Ca	Mg	Cl	Ni	
1	Mediana	7.0	1.98	1.31	0.488	3.289	2.049	4.464	7.008
	F-pseudosigma	0.37	1.231	0.096	0.1690	0.3810	1.5189	0.9481	3.6501
	Valor mín. Valor máx.	6.1 7.4	0.00 5.33	0.98 1.87	0.358 0.716	1.645 6.250	0.410 7.500	3.571 8.929	2.083 13.636
2	Mediana	6.9	0.47	1.63	0.478	5.757	5.500	12.500	10.417
	F-pseudosigma	0.30	0.652	0.534	0.1690	1.8288	0.6079	3.3054	4.6331
	Valor mín. Valor máx.	6.4 7.3	0.13 2.95	1.11 2.31	0.358 0.716	4.112 8.333	4.098 9.500	8.929 19.643	6.250 22.727
3	Mediana	6.9	0.52	1.83	0.586	7.292	9.836	14.286	10.417
	F-pseudosigma	0.22	0.875	0.245	0.1527	0.6093	0.9118	3.3091	7.7220
	Valor mín. Valor máx.	6.2 7.2	0.07 1.84	1.63 2.25	0.239 0.716	4.934 8.333	3.279 16.000	8.929 25.000	2.083 18.182
4	Mediana	7.1	0.60	1.70	0.478	4.934	5.328	13.393	8.333
	F-pseudosigma	0.37	0.927	0.482	0.1446	2.5196	1.5189	2.0289	3.0890
	Valor mín. Valor máx.	4.2 7.6	0.00 4.02	1.11 2.12	0.358 0.716	4.112 10.417	3.689 11.500	8.036 17.857	4.167 13.636
5	Mediana	7.4	0.20	1.70	0.478	4.167	3.689	8.036	6.250
	F-pseudosigma	0.30	0.378	0.726	0.0964	0.6093	0.9110	1.7102	3.6501
	Valor mín. Valor máx.	7.1 7.7	0.00 3.18	1.18 2.93	0.358 0.597	1.845 9.046	2.459 14.500	5.357 10.714	4.167 10.417
6	Mediana	7.2	0.27	1.81	0.432	5.208	5.000	10.714	8.333
	F-pseudosigma	0.22	0.578	0.289	0.0890	0.3558	0.3039	0.6620	1.5441
	Valor mín. Valor máx.	6.5 7.6	0.00 3.29	1.31 3.33	0.195 0.597	4.934 6.579	4.098 7.000	6.831 14.286	4.167 13.636
7	Mediana	7.1	0.33	1.50	0.421	5.208	5.222	9.796	4.545
	F-pseudosigma	0.22	0.363	0.482	0.0890	0.6101	1.5196	3.8517	1.5441
	Valor mín. Valor máx.	6.3 7.6	0.00 3.56	1.05 2.54	0.239 0.586	4.112 6.250	3.689 7.000	4.098 14.286	4.167 6.250

Cuadro 9. 3. Continuación

Sitio de Muestreo	Resumen Estadístico	pH	Aciditat Orgánica	% de CO ₂	Cu	Co	Cr	Ni	Pb
8	Mediana	7.4	0.53	1.78	0.478	5.729	5.256	10.203	6.250
	F-pseudosigma	0.22	2.179	0.437	0.0734	0.9755	1.1060	2.6509	3.0882
	Valor mín. Valor máx.	6.8 7.6	0.07 4.25	1.18 2.80	0.358 0.781	4.112 8.333	0.410 9.000	6.250 13.393	4.167 13.636
10	Mediana	6.8	0.77	1.58	0.597	6.579	10.459	16.418	12.500
	F-pseudosigma	0.07	0.156	0.282	0.0044	0.7309	3.1957	2.6471	4.2520
	Valor mín. Valor máx.	6.4 7.3	0.07 1.53	1.11 2.22	0.358 0.879	4.934 9.888	5.738 23.000	11.607 22.321	8.333 31.818
12	Mediana	5.8	3.15	1.58	0.689	6.469	11.711	13.957	21.354
	F-pseudosigma	0.00	0.000	0.000	0.0000	0.0000	0.5715	0.0000	1.0178
	Valor mín. Valor máx.	5.4 6.1	0.86 4.71	1.37 1.75	0.478 0.977	4.167 9.375	9.426 16.000	8.880 17.857	12.500 27.273
13	Mediana	6.2	1.48	1.54	0.585	5.757	7.690	11.286	13.582
	F-pseudosigma	0.22	1.505	0.193	0.0815	1.0282	0.3039	0.5026	5.7561
	Valor mín. Valor máx.	5.5 7.1	0.00 3.45	1.18 1.96	0.239 0.716	4.112 10.417	5.738 10.000	8.929 13.393	4.167 22.917
14	Mediana	6.8	1.07	1.77	0.515	6.579	12.314	15.825	12.500
	F-pseudosigma	0.30	0.511	0.082	0.0808	0.6093	1.8228	1.5915	1.9251
	Valor mín. Valor máx.	6.0 7.9	0.40 2.26	1.37 2.15	0.358 0.597	4.112 8.333	8.607 16.500	10.246 22.321	4.167 18.182
15	Mediana	6.8	1.23	1.66	0.478	6.798	6.967	12.581	12.500
	F-pseudosigma	0.00	0.600	0.415	0.0245	0.5285	0.3024	1.3239	12.6753
	Valor mín. Valor máx.	6.2 7.3	0.20 4.25	1.18 2.09	0.239 0.488	5.757 7.401	6.148 9.016	9.821 16.071	8.333 86.364
16	Mediana	6.8	1.19	1.59	0.456	7.094	10.690	12.387	24.400
	F-pseudosigma	0.15	0.437	0.141	0.0890	0.3818	1.5196	1.1646	1.9889
	Valor mín. Valor máx.	5.9 7.1	0.26 3.37	1.24 2.12	0.358 0.586	6.579 8.333	7.787 15.164	9.821 15.179	12.500 35.417

Los límites de detección para los metales analizados fueron: Cd 0.001 mg L⁻¹, Co 0.01 mg L⁻¹, Cr 0.003 mg L⁻¹, Ni 0.005 mg L⁻¹ y Pb 0.01 mg L⁻¹.

Cuadro 9. 4. Transformaciones potenciales realizadas en las variables de agua y sedimento para el análisis de varianza.

Variable	Transformación	
	Sitio	Mes
A g u a		
pH	Ninguna	Ninguna
Conduc. eléctrica	R.N.R.C.	Logaritmo
Sodio	Logaritmo	Logaritmo
Potasio	Logaritmo	Raíz cuadrada
Calcio	Logaritmo	Logaritmo
Magnesio	Ninguna	Ninguna
Bicarbonatos	R.N.R.C.	Ninguna
Cloruros	Ninguna	Ninguna
Sulfatos	Raíz cuadrada	Raíz cuadrada
Nitratos	Ninguna	Raíz cuadrada
Fosfatos	Logaritmo	Raíz cuadrada
Cadmio	Ninguna	Ninguna
Cobalto	Ninguna	Ninguna
Cromo	Ninguna	Ninguna
Niquel	Ninguna	Ninguna
Plomo	Ninguna	Ninguna
S e d i m e n t o		
pH	Ninguna	Ninguna
Materia orgánica	Logaritmo	Raíz cuadrada
Carbonatos	Ninguna	Ninguna
Cadmio	Ninguna	Ninguna
Cobalto	Ninguna	Ninguna
Cromo	Ninguna	Ninguna
Niquel	Logaritmo	Ninguna
Plomo	Logaritmo	Logaritmo

R.N.R.C.. Recíproco negativo de la raíz cuadrada

Cuadro 9. 5. Análisis de varianza de un factor por sitio y mes muestreo ($\alpha = 0.05$), para los parámetros determinados en aguas del río Atoyac.

Fuente de Variación	Sitio			Mes			F _{total}	Nivel de Sig.
	Suma de Cuadrados	g.l.	Medios	Suma de Cuadrados	g.l.	Medios		
pH								
Entre grupos	10.157901	16	0.6348688	17.176	0.0000	1.347456	8	0.168432
Dentro de grupos	4.788194	129	0.0369627			14.705944	141	0.1042975
Total (correctido)	14.926096	145				16.0534	149	
Conductividad Eléctrica								
Entre grupos	0.1000312	16	0.0062519	124.343	0.0000	1.265348	8	0.1581685
Dentro de grupos	0.0068872	133	0.0000503			14.806988	141	0.1050141
Total (correctido)	0.1067184	149				16.072336	149	
Sodio								
Entre grupos	19.921861	16	1.2451163	46.247	0.0000	4.434307	8	0.5542884
Dentro de grupos	3.392309	126	0.0269231			27.392542	142	0.1929052
Total (correctido)	23.31417	142				31.826849	150	
Potasio								
Entre grupos	19.13891	16	1.1961819	47.614	0.0000	0.6131055	8	0.0766382
Dentro de grupos	3.366403	134	0.0251224			5.5315841	142	0.0389548
Total (correctido)	22.505314	150				6.1446896	150	
Calcio								
Entre grupos	6.7621104	16	0.4226319	21.789	0.0000	1.1958055	8	0.1494757
Dentro de grupos	2.5409088	131	0.0193963			8.913469	144	0.0618991
Total (correctido)	9.3030192	147				10.109274	152	
Magnesio								
Entre grupos	101.70505	16	6.3565657	21.925	0.0000	13.963659	8	1.7454574
Dentro de grupos	37.68964	130	0.2899203			83.923824	138	0.6081436
Total (correctido)	139.39469	146				97.887483	146	
Bicarbonatos								
Entre grupos	5.1295229	16	0.3205952	38.964	0.0000	89.83762	8	11.229702
Dentro de grupos	1.1107831	135	0.008228			293.72393	140	2.098028
Total (correctido)	6.2403061	151				383.56154	148	
Cloruros								
Entre grupos	43.398761	16	2.7124226	22.429	0.0000	12.975408	8	1.621926
Dentro de grupos	15.237813	126	0.120935			30.39128	133	0.2285059
Total (correctido)	58.636575	142				43.366687	141	

Cuadro 9. 5. Continuación

Elemento de validación	Suave		Sito		F-31		Nivelado		Sumado		Utz	
	Cuadrados	glt	Cuadrados	glt	Sig.	Sig.	cuadrados	glt	cuadrados	glt	cuadrados	Sig.
Sulfatos												
Entre grupos	39.245683	16	2.4529177	24.167	0.0000		2.021015	8	0.2526269	1.591	0.1331	
Dentro de grupos	13.499142	133	0.1014973				21.438886	136	0.1588066			
Total (corregido)	52.745825	149					23.459901	143				
Nitratos												
Entre grupos	356.61553	16	22.288471	3.584	0.0000		25.568778	8	3.1960972	5.900	0.0000	
Dentro de grupos	821.00171	132	6.21971				76.928782	142	0.541752			
Total (corregido)	1177.6172	148					102.49756	150				
Fosfatos												
Entre grupos	37.980018	16	2.3737511	24.532	0.0000		3.601638	8	0.4502047	2.305	0.2370	
Dentro de grupos	12.288645	127	0.096761				27.343041	140	0.1953074			
Total (corregido)	50.268663	143					30.944679	148				
Cadmio												
Entre grupos	0.000454	16	2.8391E-06	0.263	0.9981		0.0012873	8	0.00016091	88.264	0.0000	
Dentro de grupos	0.0014547	135	1.0775E-05				0.0002534	139	1.8231E-06			
Total (corregido)	0.0015001	151					0.0015407	147				
Cobalto												
Entre grupos	0.0208328	16	0.001302	0.478	0.9542		0.2671387	8	0.0333923	40.150	0.0000	
Dentro de grupos	0.3625723	133	0.0027261				0.1189301	143	0.0008317			
Total (corregido)	0.3834051	149					0.3860688	151				
Cromo												
Entre grupos	0.0010769	16	6.7307E-05	0.574	0.8984		0.0084769	8	0.0010596	18.395	0.0000	
Dentro de grupos	0.0155831	133	0.00011717				0.0080644	140	0.0000576			
Total (corregido)	0.0166601	149					0.0165413	148				
Niquel												
Entre grupos	0.0339931	16	0.0021246	1.604	0.0755		0.0952826	8	0.0119103	16.362	0.0000	
Dentro de grupos	0.1801311	136	0.0013245				0.1033648	142	0.0007279			
Total (corregido)	0.2141242	152					0.1986475	150				
Plomo												
Entre grupos	0.1485358	16	0.0092835	0.809	0.6733		1.1989825	8	0.1498728	33.835	0.0000	
Dentro de grupos	1.5373965	134	0.0114731				0.6201258	140	0.0044295			
Total (corregido)	1.6859323	150					1.8191083	148				

Cuadro 9. 6. Análisis de varianza de un factor por sitio y mes de muestreo ($\alpha = 0.05$), para pH, materia orgánica, carbonatos y metales pesados en sedimentos del río Atoyac.

Fuente de Variación	Sitio			Mes			Nivel de Sig.	F _{total}	F _{crítico}	Nivel de Sig.
	Sumado Grados	Var.	Cuadrados Medios	Sumado Grados	Var.	Cuadrados Medios				
pH										
Entre grupos	20.24197	13	1.5570746	12.216	0.0000	5.583739	8	0.6979674	3.738	0.0007
Dentro de grupos	14.14875	111	0.1274662			20.542143	110	0.1867468		
Total (correcto)	34.39072	124				26.125882	118			
Materia Orgánica										
Entre grupos	10.044861	13	0.7726816	2.337	0.0087	10.944342	8	1.3680428	6.584	0.0000
Dentro de grupos	36.371469	110	0.3306497			23.479455	113	0.2077828		
Total (correcto)	46.41633	123				34.423797	121			
Carbonatos										
Entre grupos	2.162911	13	0.1663778	1.296	0.2259	3.754068	8	0.4692586	3.925	0.0004
Dentro de grupos	14.24935	111	0.1283725			13.749031	115	0.1195568		
Total (correcto)	16.412261	124				17.503099	123			
Cadmio										
Entre grupos	0.6787347	13	0.0522104	4.305	0.0000	0.2755231	8	0.0344404	2.073	0.4380
Dentro de grupos	1.3218061	109	0.0121267			1.9433886	117	0.0166102		
Total (correcto)	2.0005408	122				2.2189117	125			
Cobalto										
Entre grupos	132.4401	13	10.1877	6.592	0.0000	54.26571	8	6.7832138	2.753	0.0800
Dentro de grupos	160.7245	104	1.545428			288.24998	117	2.463675		
Total (correcto)	293.1646	117				342.51569	125			
Cromo										
Entre grupos	1031.4369	13	79.341303	24.338	0.0000	184.815	8	23.101871	2.023	0.4950
Dentro de grupos	335.78	103	3.26			1324.5467	116	11.418506		
Total (correcto)	1367.217	116				1509.3616	124			
Níquel										
Entre grupos	2.1574182	13	0.1659552	15.516	0.0000	153.7716	8	19.221448	1.280	0.2608
Dentro de grupos	1.1658257	109	0.0106956			1742.3887	116	15.020593		
Total (correcto)	3.3232439	122				1896.1603	124			
Plomo										
Entre grupos	5.5949372	13	0.4303798	10.274	0.0000	1.7680584	8	0.2210073	2.842	0.0064
Dentro de grupos	4.3147042	103	0.0418903			9.09707	117	0.0777527		
Total (correcto)	9.9096414	116				10.865128	125			

Cuadro 9. 7. Matriz de correlación de los parámetros determinados en aguas del río Atoyac (n = 153).

	pH	C-E	Na ⁺	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cationes	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻
pH	1.0000 0.0000								
C-E	-0.3245 0.0001	1.0000 0.0000							
Na ⁺	-0.3209 0.0002	0.9307 0.0000	1.0000 0.0000						
K	-0.4922 0.0000	0.7047 0.0000	0.6659 0.0000	1.0000 0.0000					
Ca ²⁺	-0.3039 0.0004	0.8120 0.0000	0.7360 0.0000	0.6195 0.0000	1.0000 0.0000				
Mg ²⁺	-0.1501 0.0858	0.7711 0.0000	0.6586 0.0000	0.5045 0.0000	0.5374 0.0000	1.0000 0.0000			
Cationes	-0.3188 0.0002	0.9671 0.0000	0.9361 0.0000	0.7221 0.0000	0.8476 0.0000	0.8274 0.0000	1.0000 0.0000		
HCO ₃ ⁻	-0.2690 0.0018	0.8500 0.0000	0.7859 0.0000	0.7665 0.0000	0.6634 0.0000	0.7239 0.0000	0.8469 0.0000	1.0000 0.0000	
Cl ⁻	-0.2443 0.0048	0.6662 0.0000	0.6769 0.0000	0.3831 0.0000	0.7277 0.0000	0.5092 0.0000	0.7162 0.0000	0.3431 0.0001	1.0000 0.0000
SO ₄ ²⁻	-0.2200 0.0113	0.7438 0.0000	0.7395 0.0000	0.4567 0.0000	0.6647 0.0000	0.7168 0.0000	0.8019 0.0000	0.4596 0.0000	0.6010 0.0000
Aniones	-0.3087 0.0003	0.9630 0.0000	0.9260 0.0000	0.7307 0.0000	0.8402 0.0000	0.8334 0.0000	0.9959 0.0000	0.8605 0.0000	0.7023 0.0000
NO ₃ ⁻	-0.1555 0.0751	0.2259 0.0092	0.1801 0.0387	0.1980 0.0229	0.2708 0.0017	0.2693 0.0018	0.2647 0.0022	0.1053 0.2294	0.3965 0.0000
PO ₄ ³⁻	-0.4155 0.0000	0.7448 0.0000	0.7634 0.0000	0.6527 0.0000	0.6023 0.0000	0.5008 0.0000	0.7358 0.0000	0.6277 0.0000	0.6914 0.0000
Ca	0.0052 0.9519	0.3353 0.0001	0.2804 0.0009	0.2079 0.0148	0.0367 0.6702	0.3133 0.0002	0.2583 0.0023	0.3610 0.0000	0.0200 0.8142
Co	-0.0558 0.5175	0.1489 0.0825	0.2015 0.0182	0.1356 0.1141	-0.1241 0.1484	0.1091 0.2043	0.1023 0.2343	0.3250 0.0001	-0.1184 0.1637
Cl	-0.0494 0.5667	0.2402 0.0047	0.2417 0.0044	0.1386 0.1064	0.0555 0.5198	0.1371 0.1102	0.1813 0.0339	0.2578 0.0021	0.0583 0.4936
NI	-0.0508 0.5558	0.3158 0.0002	0.2709 0.0014	0.2954 0.0005	0.1220 0.1557	0.2373 0.0052	0.2588 0.0023	0.4018 0.0000	-0.0145 0.8654
Pb	-0.1530 0.0742	0.3347 0.0001	0.3614 0.0000	0.2421 0.0044	0.0958 0.2655	0.2074 0.0150	0.2781 0.0010	0.4295 0.0000	-0.0207 0.8081

Coeficiente de correlación

Nivel de significancia

Cuadro 9. 7. Continuación

	SO ₄ ²⁻	Amónios	NO ₃	PO ₄	Cd	Co	Cr	Ni	Pb
pH									
C. E.									
Na									
K									
Ca ²⁺									
Mg									
Cationes									
HCO ₃ ⁻									
Cl									
SO ₄ ²⁻	1.0000								
	0.0000								
Amónios	0.8014	1.0000							
	0.0000	0.0000							
NO ₃	0.2455	0.2626	1.0000						
	0.0045	0.0024	0.0000						
PO ₄	0.4855	0.7447	0.2468	1.0000					
	0.0000	0.0000	0.0043	0.0000					
Cd	0.2233	0.3124	-0.0350	0.2224	1.0000				
	0.0080	0.0002	0.6812	0.0083	0.0000				
Co	-0.0543	0.0846	-0.0676	0.2616	0.6114	1.0000			
	0.5239	0.3202	0.4273	0.0018	0.0000	0.0000			
Cr	0.3613	0.3643	0.0116	0.1986	0.6287	0.4054	1.0000		
	0.0000	0.0000	0.8916	0.0187	0.0000	0.0000	0.0000		
Ni	0.0205	0.1908	-0.0873	0.1273	0.5688	0.5061	0.3674	1.0000	
	0.8100	0.0239	0.3051	0.1340	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	
Pb	0.0254	0.2051	0.0035	0.2102	0.5854	0.6300	0.5654	0.4175	1.0000
	0.7661	0.0151	0.9671	0.0127	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

Coeficiente de correlación

Nivel de significancia

Cuadro 9. 8. Matriz de correlación de los parámetros determinados en sedimentos del río Atoyac (n = 126).

	pH	% M ²⁺ O	% CO ₃	Cd	Co	Cr	Ni	Pb
pH	1.0000 0.0000							
% M ²⁺ O	-0.4292 0.0000	1.0000 0.0000						
% CO ₃	0.0253 0.7823	0.0299 0.7439	1.0000 0.0000					
Cd	-0.2941 0.0010	0.2346 0.0093	-0.1440 0.1137	1.0000 0.0000				
Co	-0.1769 0.0513	0.1058 0.2460	0.1263 0.1658	0.2113 0.0195	1.0000 0.0000			
Cr	-0.3351 0.0002	0.1046 0.2516	0.1103 0.2266	0.3559 0.0001	0.6818 0.0000	1.0000 0.0000		
Ni	-0.2090 0.0209	0.0441 0.6296	0.2489 0.0057	0.1512 0.0964	0.5429 0.0000	0.5742 0.0000	1.0000 0.0000	
Pb	-0.4295 0.0000	0.1994 0.0277	-0.0265 0.7721	0.3712 0.0000	0.5298 0.0000	0.7019 0.0000	0.3446 0.0001	1.0000 0.0000
	Coeficiente de correlación			Nivel de significancia				

Interpretación del coeficiente de correlación

1.0	Relación perfecta directamente proporcional
0.8	Relación fuerte directamente proporcional
0.5	Relación moderada directamente proporcional
0.2	Relación débil directamente proporcional
0.0	No hay relación
-0.2	Relación débil inversamente proporcional
-0.5	Relación moderada inversamente proporcional
-0.8	Relación fuerte inversamente proporcional
-1.0	Relación perfecta inversamente proporcional

Cuadro 9. 9. Matriz de correlación entre los parámetros determinados en aguas y en sedimentos del río Atoyac (n = 126).

AGUA	SEDIMENTO							
	pH	%M.O.	%CO ₂	Cd	Co	Cr	Ni	Pb
pH	0.3615 0.0000	-0.2142 0.0183	0.2353 0.0094	-0.2575 0.0044	-0.0550 0.5491	-0.1936 0.0334	-0.1323 0.1481	-0.2561 0.0046
C.E.	-0.3085 0.0006	0.0917 0.3171	0.0392 0.6695	0.1351 0.1397	0.3814 0.0000	0.5027 0.0000	0.3452 0.0001	0.4731 0.0000
Na	-0.2633 0.0035	0.0515 0.5745	-0.0472 0.6070	0.1105 0.2277	0.3995 0.0000	0.4884 0.0000	0.2058 0.0235	0.5205 0.0000
K	-0.3883 0.0000	0.1347 0.1408	-0.0060 0.9482	0.2879 0.0014	0.4563 0.0000	0.5995 0.0000	0.3576 0.0001	0.5837 0.0000
Ca	-0.2770 0.0021	0.0649 0.4794	0.0369 0.6882	0.1907 0.0361	0.3076 0.0006	0.3465 0.0001	0.3526 0.0001	0.3250 0.0003
Mg	-0.2817 0.0017	0.0437 0.6345	0.1882 0.0387	0.1129 0.2178	0.3255 0.0003	0.4692 0.0000	0.3463 0.0001	0.2643 0.0034
Carbonos	-0.3328 0.0002	0.0688 0.4534	0.0518 0.5726	0.1690 0.0639	0.4273 0.0000	0.5414 0.0000	0.3469 0.0001	0.4794 0.0000
HCO ₃	-0.2765 0.0027	0.1157 0.2163	0.1285 0.1694	0.1788 0.0549	0.4041 0.0000	0.5535 0.0000	0.3295 0.0003	0.3468 0.0001
Cl	-0.2952 0.0013	-0.0422 0.6527	0.0147 0.8755	0.1959 0.0350	0.2411 0.0091	0.3201 0.0005	0.2970 0.0012	0.4144 0.0000
SO ₄	-0.3262 0.0004	0.0897 0.3384	-0.0046 0.9608	0.1017 0.2775	0.2331 0.0118	0.2947 0.0013	0.2066 0.0261	0.3423 0.0002
Nitrosos	-0.3580 0.0001	0.0921 0.3255	0.0958 0.3066	0.2078 0.0252	0.4133 0.0000	0.5576 0.0000	0.3692 0.0000	0.4461 0.0000
NO ₃	-0.4115 0.0000	0.0000 0.9999	-0.0242 0.7962	0.2293 0.0133	0.2584 0.0051	0.3326 0.0003	0.2887 0.0017	0.4409 0.0000
PO ₄	-0.3646 0.0001	0.1376 0.1407	0.0261 0.7811	0.2409 0.0092	0.3103 0.0007	0.4889 0.0000	0.3224 0.0004	0.5234 0.0000
Cd	-0.1565 0.0865	0.3117 0.0005	0.1562 0.0871	0.0279 0.7616	0.1214 0.1848	0.1955 0.0317	-0.0358 0.6968	0.1898 0.0371
Co	-0.0555 0.5451	0.2152 0.0178	0.1271 0.1648	0.0828 0.3665	0.1509 0.0984	0.2406 0.0079	-0.0834 0.3633	0.1327 0.1469
Cr	-0.0061 0.9470	0.1089 0.2346	0.1183 0.1964	-0.0522 0.5693	0.1312 0.1516	0.2443 0.0069	-0.0203 0.8251	0.2305 0.0110
Ni	-0.1316 0.1503	0.2555 0.0047	0.1745 0.0556	-0.0903 0.3249	0.0823 0.3695	0.1694 0.0632	-0.0042 0.9638	0.1680 0.0654
Pb	-0.1006 0.2721	0.1173 0.2000	0.0827 0.3672	0.0203 0.8248	0.2634 0.0035	0.2945 0.0010	0.0183 0.8425	0.2299 0.0112

Coeficiente de correlación

Nivel de significancia

Cuadro 9. 10. Sumario estadístico por sitio de muestreo de los índices de clasificación de la calidad química del agua con fines agrícolas.

Sitio de Muestreo	Resistencia Eléctrica	Conductividad Eléctrica (µS/cm)	Salinidad Eléctrica	Salinidad Substancia	K ₂ S ₂ O ₈	C ₂ S ₂ O ₈	P ₂ S ₅	Clasificación
1	Mediana	50	0.27	0.09	0.18	0.06	33.33	C1S1
	F-pseudosigma	0.0	0.215	0.200	0.068	0.326	23.813	
	Valor mín. Valor máx.	40 70	0.15 0.60	0.05 0.60	0.03 0.27	-0.41 0.20	4.35 88.24	
2	Mediana	140	0.77	0.32	0.66	0.30	70.15	C1S1
	F-pseudosigma	37.1	0.119	0.159	0.331	0.385	26.527	
	Valor mín. Valor máx.	80 160	0.49 1.32	0.26 1.35	0.10 1.36	-1.00 0.64	10.39 86.67	
3	Mediana	350	1.25	0.53	0.83	0.72	78.77	C2S1
	F-pseudosigma	33.4	0.215	0.167	0.106	0.371	2.694	
	Valor mín. Valor máx.	290 400	0.86 1.53	0.27 0.79	0.29 1.05	-0.06 1.03	44.19 87.18	
4	Mediana	215	0.91	0.35	0.68	0.42	66.67	C1S1
	F-pseudosigma	14.8	0.245	0.226	0.127	0.297	14.491	
	Valor mín. Valor máx.	190 240	0.75 1.61	0.18 1.36	0.12 0.82	-0.80 0.90	17.33 86.81	
5	Mediana	140	0.89	0.27	0.61	0.42	61.54	C1S1
	F-pseudosigma	37.1	0.178	0.193	0.115	0.474	15.339	
	Valor mín. Valor máx.	100 200	0.52 1.37	0.09 1.29	0.11 0.86	-0.60 0.80	13.85 80.90	
6	Mediana	220	0.83	0.27	0.67	0.42	81.44	C1S1
	F-pseudosigma	18.5	0.126	0.208	0.128	0.297	10.522	
	Valor mín. Valor máx.	195 240	0.70 0.97	0.09 0.90	0.12 0.77	-0.08 0.88	18.57 87.95	
7	Mediana	235	0.97	0.36	0.74	0.40	73.91	C1S1
	F-pseudosigma	25.9	0.133	0.308	0.117	0.608	14.732	
	Valor mín. Valor máx.	180 280	0.82 1.38	0.18 1.17	0.11 0.80	-0.61 0.81	13.40 83.33	
8	Mediana	260	1.16	0.53	0.73	0.46	67.55	C2S1
	F-pseudosigma	51.9	0.141	0.297	0.106	0.697	20.098	
	Valor mín. Valor máx.	220 330	0.94 1.71	0.23 1.46	0.11 0.82	-0.80 0.90	12.77 81.74	
9	Mediana	440	2.67	1.56	0.99	0.60	48.16	C2S1
	F-pseudosigma	237.2	0.675	0.593	0.228	1.497	7.091	
	Valor mín. Valor máx.	250 1450	1.48 7.24	1.01 4.69	0.77 2.69	-0.80 2.21	27.49 60.06	

Cuadro 9. 10. Continuación

Sbc	Resumen Estadístico	Condicionales		Salud		Salud		O.S.R.		P.S.P	Categorización
		Esperado	Real	Esperado	Real	Esperado	Real	Esperado	Real		
10	Mediana	360	2.16	0.95	1.06	0.92	71.07				C2S1
	F-pseudosigma	196.4	1.201	0.663	0.736	1.720	16.958				
	Valor mín. Valor máx.	270 770	1.21 3.76	0.35 1.77	0.55 2.44	-0.90 2.52	31.36 82.18				
11	Mediana	790	7.03	4.92	2.30	-2.10	57.93				C3S1
	F-pseudosigma	259.5	4.322	2.654	3.702	0.845	18.511				
	Valor mín. Valor máx.	600 1750	3.87 15.52	2.64 8.48	1.66 8.69	-3.45 -0.40	45.75 81.14				
12	Mediana	360	1.85	0.85	0.99	0.75	68.65				C2S1
	F-pseudosigma	85.2	0.200	0.482	0.161	1.038	14.224				
	Valor mín. Valor máx.	100 630	1.59 4.19	0.63 1.95	0.46 2.91	-0.84 1.86	31.43 87.83				
13	Mediana	390	1.87	0.80	0.97	0.52	70.15				C2S1
	F-pseudosigma	66.7	0.519	0.526	0.176	0.474	8.020				
	Valor mín. Valor máx.	100 580	1.25 2.91	0.62 2.05	0.41 1.84	-0.80 1.44	31.65 88.32				
14	Mediana	370	2.02	1.06	0.96	0.52	75.69				C2S1
	F-pseudosigma	89.0	0.549	0.397	0.221	0.741	19.444				
	Valor mín. Valor máx.	100 630	1.42 2.79	0.54 2.16	0.71 1.73	-1.10 2.01	41.67 87.81				
15	Mediana	520	2.93	1.18	1.81	0.80	82.70				C2S1
	F-pseudosigma	148.3	0.815	0.586	0.545	0.593	6.077				
	Valor mín. Valor máx.	400 870	1.64 3.67	1.03 2.99	1.06 2.33	-0.91 1.96	56.99 88.73				
16	Mediana	590	3.32	1.79	2.13	0.98	86.98				C2S1
	F-pseudosigma	181.6	1.408	0.626	0.905	0.949	2.223				
	Valor mín. Valor máx.	450 1350	2.38 8.48	1.16 3.32	1.20 5.70	-0.54 3.30	65.55 95.05				
17	Mediana	1300	6.82	3.20	2.48	-0.70	80.35				C3S1
	F-pseudosigma	600.4	2.224	1.070	0.302	0.734	16.294				
	Valor mín. Valor máx.	570 1500	3.14 9.89	2.28 6.09	1.30 3.25	-4.50 2.88	44.01 89.99				

ANALISIS Y DISCUSION

En este apartado, se analiza y discute cada parámetro determinado en el agua y el sedimento del río Atoyac. Así como, la relación entre los parámetros que influyen en la acumulación de metales en el sedimento. Además, se evalúa la calidad química del agua para riego agrícola en cada uno de los sitios monitoreados.

10.1. AGUA

10.1.1. pH

El pH o actividad de los iones hidrógeno indica la intensidad del carácter ácido o básico de una solución y es controlado, principalmente, por los compuestos químicos disueltos. El pH es una variable importante en la evaluación de la calidad del agua, debido a que influye en muchos procesos químicos y biológicos dentro de un cuerpo de agua (Chapman y Kimstach, 1992).

Los valores de pH en el agua del río Atoyac, en su recorrido de Río Frío a la Ciudad de Puebla, variaron de 4.6 a 8.2 con un valor medio de 7.5, durante el período de estudio. Sin embargo, la mayoría de estos valores (75 %) se encontraron entre 7.1 y 8.0. Chapman y Kimstach (1992) mencionan que el pH en aguas naturales varía entre 6.0 y 8.5. Meybeck *et al.* (1992) citan un valor de pH de 7.2 para corrientes de agua natural que fluyen sobre rocas de origen volcánico. Rodríguez (1992) reporta valores de pH ligeramente mayores a los detectados, para el río Atoyac, en su recorrido de Chiautla a Atlixco, de 6.5 a 9.5 con un valor promedio de 7.9. No obstante, estos valores de pH se asemejan a los reportados en otros estudios. Méndez y Guajardo

(1985) encontraron valores de 7.4 a 8.1 con un valor promedio de 7.7, para aguas residuales provenientes de la Ciudad de México que se utilizan con fines agrícolas en el Distrito de Riego 03 en Tula, Hidalgo. Hernández y Rivera (1996) hallaron valores de 6.6 a 8.5 con un valor promedio de 7.6, para las aguas residuales del río "La Compañía", en el Estado de México. Méndez *et al.* (1994) reportan valores de 7.4 a 8.7 con un promedio de 8.1, para las aguas residuales de las ciudades de Pachuca, Tizayuca y Sahagún, en Hidalgo. Bustos *et al.* (1992) encontraron valores de 7.7 a 8.2 y de 6.9 a 7.5 en los ríos Tajo y Jarama, con valores promedio de 8.1 y 7.3 respectivamente, en un estudio de la calidad de las aguas de estos ríos en los tramos correspondientes a la comunidad de Madrid, España. Maya y Hansen (1995) analizaron el comportamiento de los parámetros de la calidad del agua en el Lago de Chapala, encontrando variaciones de pH de 6.3 a 9.2.

Al codificar los valores de pH (tabla A. 1, ver apéndice A) se observó que los sitios 4, 5 y 6 presentaron valores altos y los sitios 9 y 10 valores bajos, en la mayoría de los meses muestreados. Además, como se observa en la tabla A. 1, se registraron tres valores de pH extraordinarios severos, con respecto al valor medio, de 4.6 y 5.6 en el sitio 9, en los meses de febrero y marzo del mismo año, y de 4.8 en el sitio 11, en el mes de febrero. Por otro lado, el valor medio de pH más alto, por sitio de muestreo, fue de 8.1 en el sitio 5 y el más bajo fue de 7.0 en el sitio 9 (cuadro 9.1); lo cual no concuerda con lo reportado por Rodríguez (1992), ya que el sitio que presentó el valor promedio de pH más alto, en el trayecto de Chiautla a Atlixco, fue el correspondiente al sitio 11 con un valor de 8.3, y en este estudio, el máximo valor registrado en el sitio 11 fue de 7.6 (cuadro 9. 1). Así como, el valor medio de pH más alto, por mes de muestreo, fue de 7.7 en los meses de mayo y diciembre del mismo año y el más bajo fue de 7.3 en el mes de abril.

El análisis de varianza indicó que existen diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de los valores de pH por sitio de muestreo; mientras que, no hubo diferencias entre las medias por mes de muestreo (cuadro 9. 5). La prueba de rango

múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) muestra que las mayores diferencias de los valores de pH se presentaron entre los sitios 4, 5 y 6 con los sitios 9, 10, 12, 13 y 17 (ver apéndice B). Como se observa en la figura 10. 1 y en la prueba de Bonferroni, los valores de pH de los sitios 1 y 2 son estadísticamente menores a los valores de los sitios 4, 5 y 6, lo cual indica un incremento significativo de pH, siendo el sitio 3 un punto intermedio en este incremento. En el sitio 7 los valores de pH fueron estadísticamente menores al sitio 6, por lo que el pH disminuye en este lugar; no obstante, el sitio 8 es estadísticamente igual a los sitios 4, 5, 6 y 7. El sitio 9 fue estadísticamente menor a todos los sitios anteriores, lo que muestra un decremento de pH muy marcado. A partir del sitio 9 y hasta el sitio 13 se observa un incremento gradual del pH. En el sitio 14 existe un aumento significativo del pH, y en los sitios 15, 16 y 17 el pH fluctúa sin que haya diferencias estadísticamente significativas. Por otro lado, al no haber diferencias significativas entre los sitios 1, 2, 3, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 15, 16 y 17, sugiere que los valores de pH en el agua del río Atoyac fueron modificados por descargas de aguas residuales principalmente en los sitios 4, 5, 6 y 9; sin embargo, estos valores tienden a restablecerse por la incorporación de afluentes a lo largo de su recorrido.

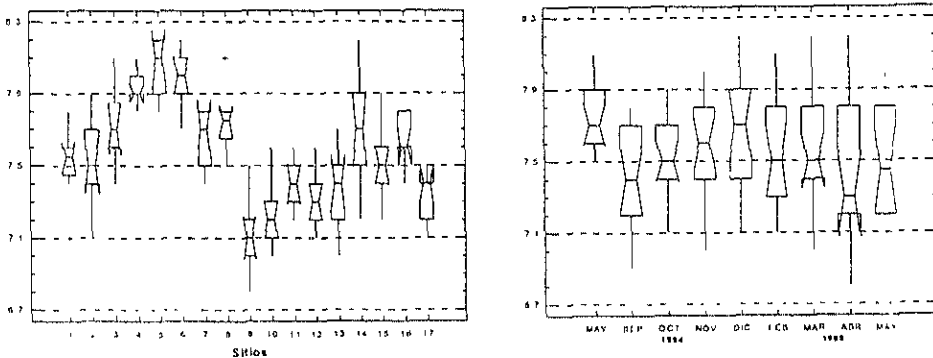


Figura 10. 1. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para los valores de pH en aguas del río Atoyac.

Chapman y Kimstach (1992) mencionan que el pH en aguas naturales es controlado por el balance entre dióxido de carbono, bicarbonatos y carbonatos. Sin embargo, los valores de pH en el agua del río Atoyac fueron influenciados por los iones Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} y PO_4^{3-} , ya que estos iones mostraron una relación débil, pero estadísticamente significativa (con $\alpha = 0.05$), e inversamente proporcional a los valores de pH, con coeficientes de correlación de -0.3209, -0.4922, -0.3039, -0.2690, -0.2443, -0.2200 y -0.4155 respectivamente (cuadro 9. 7).

10. 1. 2. CONDUCTIVIDAD ELECTRICA

La conductividad eléctrica, o conductancia específica, es una medida de la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica, es sensible a las variaciones de los sólidos disueltos, principalmente sales minerales, y a la temperatura. La conductividad se expresa en microsiemens por centímetro ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y es, generalmente, medida *in situ*. Además, la conductividad permite establecer conos de contaminación (e. g., alrededor de un efluente de descarga) o la extensión de la influencia de una corriente de agua (Chapman y Kimstach, 1992).

Los valores de la conductividad eléctrica en el agua del río Atoyac fluctuaron de 40 a $1750 \mu\text{S cm}^{-1}$, con un valor medio de $330 \mu\text{S cm}^{-1}$; aunque la mayor parte de estos valores (75 %) se encontraron entre 140 y $750 \mu\text{S cm}^{-1}$. Chapman y Kimstach (1992) mencionan que la conductividad eléctrica en la mayoría de las aguas dulces varía de 10 a $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$, pero pueden exceder este último valor, especialmente las aguas contaminadas. Meybeck *et al.* (1992) citan un valor de $50 \mu\text{S cm}^{-1}$ en corrientes de agua natural que fluyen sobre rocas de origen volcánico. Sin embargo, los valores de conductividad en el agua del río son menores a los reportados en otros estudios, incluso a los de Rodríguez (1992) para este mismo río, de 190 a $1600 \mu\text{S cm}^{-1}$ con un valor promedio de $519 \mu\text{S cm}^{-1}$. Méndez y Guajardo (1985) reportan valores de conductividad de 1050 a $16500 \mu\text{S cm}^{-1}$, con un valor promedio de $2581 \mu\text{S cm}^{-1}$. Bautista (1988) menciona que los valores de conductividad de las principales fuentes

de abastecimiento de agua utilizadas para el riego agrícola en el Distrito de Desarrollo Rural (DDR) 008 "Sahuayo" fluctuaron de 190 a 2800 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Bustos *et al.* (1992) reportan valores de conductividad de 890 a 1730 y de 620 a 1050 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en los ríos Tajo y Jarama, con valores promedio de 1333 y 873 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Méndez *et al.* (1994) registraron valores de 390 a 3470 $\mu\text{S cm}^{-1}$, con un valor promedio de 1374 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Hernández y Rivera (1996) reportan valores de 131 a 7760 $\mu\text{S cm}^{-1}$, con un valor promedio de 2906 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

En la codificación de los valores de la conductividad en el agua del río (tabla A. 2) se aprecia que los sitios 1, 2 y 5 registraron valores bajos de conductividad y los sitios 11, 16 y 17 valores altos, en todos los muestreos a excepción de los meses de mayo, septiembre y noviembre del mismo año en el sitio 16; aunque también los sitios 9, 10 y 15 presentaron valores altos principalmente en los tres últimos muestreos. También se observa, en la misma tabla, que en el sitio 17 se registraron cinco valores extraordinarios de conductividad, con respecto al valor medio, de 1450, 1300, 1450, 1350 y 1500 $\mu\text{S cm}^{-1}$, éste último un valor severo, en los meses de noviembre, diciembre, marzo, abril y mayo respectivamente; en el sitio 11 se registraron tres valores extraordinarios de 1100, 1450 y 1750 $\mu\text{S cm}^{-1}$, el último un valor severo, en los meses de septiembre octubre y marzo; en los sitios 9 y 16 solo se registró un valor extraordinario moderado de 1450 y 1350 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente, en el mes de mayo de 1995. Además, el valor medio de la conductividad más bajo, por sitio de muestreo, fue de 50 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el sitio 1 y el más alto fue de 1300 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el sitio 17 (cuadro 9. 1); sin embargo, para Rodríguez (1992) el sitio con el valor promedio más alto, en el trayecto de Chiautla a Atlixco, fue el correspondiente al sitio 11, con un valor de 1013 $\mu\text{S cm}^{-1}$, solamente éste sitio presentó el valor máximo de la conductividad (cuadro 9. 1). El valor medio más bajo de conductividad, por mes de muestreo, fue de 200 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el mes de octubre y el más alto de 480 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en mayo de 1995.

Para el análisis de varianza se tuvieron que reexpresar los valores de la conductividad eléctrica mediante una transformación potencial, tanto por sitio como por

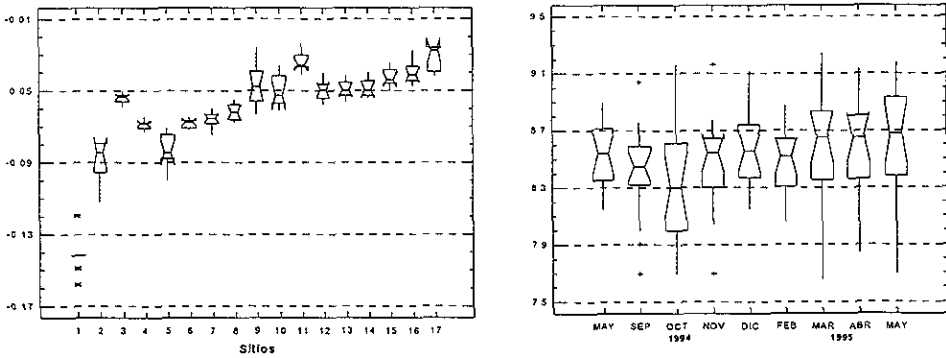


Figura 10. 2. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para los valores de conductividad eléctrica en aguas del río Atoyac.

mes de muestreo (ver cuadro 9. 4). Este análisis muestra que solamente existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de los valores de la conductividad por sitio de muestreo (cuadro 9. 5). Tanto en la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) como en la figura 10. 2, se observa que los valores de la conductividad en el sitio 1 fueron estadísticamente menores y constantes, con respecto a todos los demás. Los valores de la conductividad cambian muy marcadamente en los primeros sitios, mostrando un incremento significativo en la conductividad del sitio 1 hasta el sitio 3 y una disminución de ésta en los sitios 4 y 5. En el sitio 6 se incrementan nuevamente los valores de conductividad y a partir de este sitio la conductividad eléctrica aumenta progresivamente hasta el sitio 17, a excepción de los sitios 9 y 11 donde los incrementos son estadísticamente significativos. El comportamiento de los valores de la conductividad a lo largo del río indica que el sitio 1 no ha sido influenciado por actividades antropogénicas, debido a que estos valores no mostraron ninguna variación durante el periodo de estudio. La incorporación de aguas residuales así como de afluentes de buena calidad, hacen que la conductividad en el río cambie marcadamente en los primeros sitios. El hecho de que la conductividad aumente progresivamente después del sitio 6 sugiere que el río recibe principalmente,

a partir de este punto, aportaciones de aguas residuales. Los sitios más afectados por la incorporación de estas aguas son el 3, 9 y 11.

Por otro lado, los valores de la conductividad eléctrica, en un cuerpo de agua, están relacionados con la concentración de sólidos disueltos y iones principales. A este respecto, como se observa en la matriz de correlación (cuadro 9. 7), los iones Na^+ , Ca^{2+} y HCO_3^- presentaron una fuerte relación con la conductividad, con coeficientes de 0.9307, 0.8120 y 0.8500; los iones K^+ , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} y PO_4^{3-} presentaron una relación moderada, con coeficientes de 0.7047, 0.7711, 0.6662, 0.7438 y 0.7448; y el ion NO_3^- junto con los metales solubles Cd, Cr, Ni y Pb una relación débil, con coeficientes de 0.2259, 0.3353, 0.2402, 0.3158 y 0.3347 respectivamente. Todas estas relaciones fueron directamente proporcionales a los valores de conductividad eléctrica y estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$).

10. 1. 3. IONES PRINCIPALES

10. 1. 3. 1. SODIO

Todas las aguas naturales contienen sodio, en la forma iónica Na^+ , ya que sus sales son altamente solubles y éste es uno de los elementos más abundantes en el planeta. El incremento de la concentración de sodio en aguas naturales puede provenir de efluentes industriales o municipales, estas fuentes pueden también contribuir al incremento de los niveles de sodio en aguas subterráneas. Además, el sodio es comúnmente medido en donde el agua se usa con propósitos de potabilidad o agrícola, particularmente para riego; debido a que la elevación de sodio en ciertos tipos de suelo, puede degradar su estructura, lo que restringe el movimiento del agua y afecta el crecimiento de las plantas (Chapman y Kimstach, 1992).

Las concentraciones de sodio en el agua del río Atoyac variaron de 0.02 a 12.33 meq L^{-1} , con una concentración media de 1.0 meq L^{-1} ; no obstante, la mayor parte de las concentraciones se encontraron entre 0.42 y 3.15 meq L^{-1} . Chapman y Kimstach (1992) mencionan que muchas aguas superficiales, incluyendo aquellas que reciben

aguas residuales, tienen concentraciones de sodio inferiores a 50 mg L^{-1} (2.17 meq L^{-1}). Meybeck *et al.* (1992) citan que las concentraciones naturales de sodio en los ríos varían de 0.06 a 1.10 meq L^{-1} y para corrientes de agua natural que fluyen sobre rocas de origen volcánico de 2.40 mg L^{-1} (0.10 meq L^{-1}). Por otro lado, las concentraciones de sodio son semejantes a las reportadas por Rodríguez (1992) en este río de 0.10 a 12.43 meq L^{-1} , con una concentración promedio de 1.55 meq L^{-1} . Sin embargo, estas concentraciones son menores a las reportadas por Méndez y Guajardo (1985) de 3.73 a 16.43 meq L^{-1} y Méndez *et al.* (1994) de 11.96 a 307.24 mg L^{-1} (0.52 a 13.36 meq L^{-1}), con concentraciones promedio de 9.35 meq L^{-1} y 113.44 mg L^{-1} (4.93 meq L^{-1}) respectivamente. Bustos *et al.* (1992) encontraron concentraciones de 1.04 a 6.96 y de 0.24 a 3.48 meq L^{-1} en los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 4.28 y 2.20 meq L^{-1} respectivamente.

Al codificar las concentraciones de sodio registradas en el río (tabla A. 3) se destaca que los sitios 1, 2, 5 y 6 presentaron, principalmente, concentraciones bajas y los sitios 11, 15, 16 y 17 concentraciones altas, en la mayoría de los meses muestreados. Asimismo, se observa que el sitio 11 registró tres concentraciones extraordinarias severas de sodio, con respecto a la concentración media, de 8.63 , 12.29 y 12.33 meq L^{-1} y dos moderadas de 3.92 y 3.94 meq L^{-1} , en los meses de septiembre, octubre, marzo, diciembre y febrero respectivamente; el sitio 17 también registró cinco concentraciones extraordinarias de 6.18 , 5.48 , 7.19 , 5.45 y 4.89 meq L^{-1} , la primera y la tercera concentraciones severas, en los meses de noviembre, diciembre, marzo, abril y mayo respectivamente; en el sitio 16 se registraron tres concentraciones extraordinarias de 4.20 , 4.61 y 8.06 meq L^{-1} , esta última severa, en los meses de diciembre, abril y mayo; y en el sitio 9 solamente se registró una concentración extraordinaria moderada de 4.03 meq L^{-1} , en el mes de marzo. Por otro lado, la concentración media más alta de sodio, por sitio de muestreo, fue de 4.89 meq L^{-1} en el sitio 17 y la más baja fue de 0.12 meq L^{-1} en el sitio 1 (cuadro 9. 1). Rodríguez (1992) encontró para este río, que el sitio con la concentración promedio de sodio más alta fue el correspondiente al sitio 11, con una concentración de 4.81 meq L^{-1} , pero únicamente

este sitio registró los casos extraordinarios más altos. La concentración media más baja, por mes de muestreo, fue de 0.50 meq L⁻¹ en el mes de mayo de 1994 y la más alta fue de 1.54 meq L⁻¹ en el mes de marzo.

Para el análisis de varianza, los valores de las concentraciones de sodio se reexpresaron mediante una transformación potencial, tanto por sitio como por mes de muestreo (cuadro 9. 4). Este análisis indicó que existen diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de sodio por sitio, así como por mes de muestreo (cuadro 9. 5). En la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por sitio de muestreo, se observa que el sitio 1 presentó las concentraciones más bajas de sodio; así como también una marcada diferencia entre los sitios 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8 con los sitios 11, 15, 16 y 17. A lo largo del río, las concentraciones de sodio en el sitio 2 son estadísticamente mayores a las del sitio 1, lo cual indica un incremento significativo entre estos sitios; y a partir de este sitio, las concentraciones de sodio se incrementan paulatinamente hasta el sitio 17, a excepción del sitio 11 donde el incremento vuelve hacer significativo (prueba de Bonferroni y fig. 10. 3). Aunque los incrementos en los sitios 3, 15, 16 y 17 son ligeramente marcados, no fueron estadísticamente significativos. El comportamiento de la concentración de

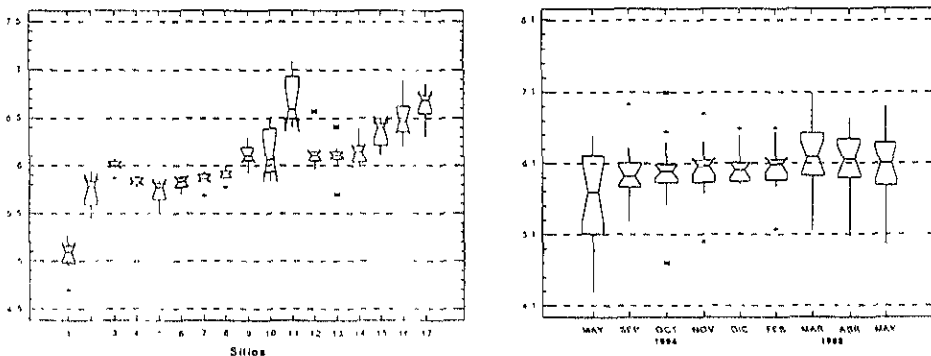


Figura 10. 3. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de sodio en aguas del río Atoyac.

sodio sugiere que el río recibe, a partir del sitio 2, aportaciones de aguas residuales, siendo el sitio 11 el más afectado por estas descargas. Además, la prueba de Bonferroni (al 95% de confianza), por mes de muestreo, señala que las concentraciones de sodio en los meses de marzo, abril y mayo de 1995 son estadísticamente mayores a las del mes de mayo de 1994; sin embargo, el comportamiento de este elemento muestra un incremento paulatino del mes de mayo a marzo y a partir de éste una leve disminución de la concentración (fig. 10. 3).

Las concentraciones de sodio en el agua del río Atoyac presentaron una relación moderada con las concentraciones de los aniones HCO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} y Cl^- , con coeficientes de correlación de 0.7859, 0.7634, 0.7395 y 0.6769; por lo que las principales sales disueltas de este catión fueron respectivamente en este orden. También el sodio exhibió una relación moderada con los cationes K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , con coeficientes de 0.6659, 0.7360 y 0.6586; así como una relación débil con los metales analizados en el agua Cd, Co, Cr, Ni y Pb, con coeficientes de 0.2804, 0.2015, 0.2417, 0.2709 y 0.3614. Estas relaciones fueron estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) y directamente proporcionales a la concentración de sodio (cuadro 9. 7).

10. 1. 3. 2. POTASIO

El potasio, en su forma iónica K^+ , se encuentra en bajas concentraciones en aguas naturales, ya que las rocas que contienen potasio son relativamente resistentes a la intemperización. Sin embargo, las sales de potasio son muy solubles y ampliamente usadas en la industria y en los fertilizantes agrícolas; por lo que, este elemento entra en las aguas superficiales a través de las descargas industriales y los escurrimientos de suelos agrícolas. El potasio es rápidamente incorporado dentro de las estructuras minerales y acumulado por la biota acuática, debido a que éste es un nutrimento esencial (Chapman y Kimstach, 1992).

En el río Atoyac, la concentración mínima registrada de potasio fue de 0.01 meq L^{-1} y la máxima de 4.99 meq L^{-1} , con una concentración media de 0.23 meq L^{-1} ; sin

embargo, la mayoría de estas concentraciones fluctuaron entre 0.09 y 0.50 meq L⁻¹. Chapman y Kimstach (1992) mencionan que la concentración de potasio en aguas naturales es generalmente menor a 10 mg L⁻¹ (0.26 meq L⁻¹). Meybeck *et al.* (1992) citan que las concentraciones naturales de potasio en los ríos varían de 0.01 a 0.10 meq L⁻¹ y en corrientes de agua natural que fluyen sobre rocas de origen volcánico de 0.55 mg L⁻¹ (0.01 meq L⁻¹). No obstante, las concentraciones de potasio concuerdan con las reportadas por Rodríguez (1992) en este río de 0.08 a 2.25 meq L⁻¹, con una concentración promedio de 0.24 meq L⁻¹. Méndez y Guajardo (1985) y Méndez *et al.* (1994) reportan concentraciones promedio de potasio mayores a las de este trabajo, para aguas residuales, de 0.84 meq L⁻¹ y 51.81 mg L⁻¹ (1.33 meq L⁻¹) respectivamente. Bustos *et al.* (1992) registraron concentraciones de 0.05 a 0.23 y de 0.03 a 0.33 meq L⁻¹ en los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 0.09 y 0.19 meq L⁻¹ respectivamente.

La codificación de las concentraciones de potasio (tabla A. 4) mostró que las concentraciones bajas se registraron principalmente en los sitios 1, 2, 4, 5 y 6, y las concentraciones altas en los sitios 9, 16 y 17 al igual que en los sitios 10, 12, 13 y 15 en los tres últimos meses. Además, el sitio 9 registró seis concentraciones extraordinarias de potasio, con respecto a la concentración media, de 1.49, 0.84, 0.89, 2.68, 1.46 y 4.99 meq L⁻¹, la segunda y la tercera concentraciones moderados, en los meses de mayo, octubre, noviembre, marzo, abril y mayo de 1995; y el sitio 17 solamente registró una concentración extraordinaria moderada de 0.80 meq L⁻¹ en el mes de marzo. Por otro lado, a diferencia del sodio, la concentración media de potasio más alta, por sitio de muestreo, se registró en el sitio 9 y la más baja en el sitio 1, de 0.89 y 0.02 meq L⁻¹ respectivamente (cuadro 9. 1). Sin embargo, Rodríguez (1992) registró la concentración promedio de potasio más alta en el último punto de muestreo del río de 0.39 meq L⁻¹, en el trayecto de Chiautla a Atlixco, la cual es mucho más baja que la concentración media registrada en el sitio 9 e incluso a la del sitio 17 (cuadro 9 1). La concentración media más alta, por mes de muestreo, fue de 0.43 meq L⁻¹ en el mes de marzo y la más baja fue de 0.20 meq L⁻¹ en el mes de septiembre

Los valores de las concentraciones de potasio se tuvieron que reexpresar para el análisis de varianza mediante una transformación potencial, tanto por sitio como por mes de muestreo (cuadro 9. 4). Este análisis señaló que solamente existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de potasio por sitio de muestreo (cuadro 9. 5). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) muestra que el sitio 1 presentó las concentraciones más bajas de este catión, así como una marcada diferencia entre los sitios 2, 4, 5 y 6 con los sitios 9, 10, 15, 16 y 17. En el río, las concentraciones de potasio se incrementan del sitio 1 al 3, debido a que las diferencias entre estos sitios son estadísticamente significativas. Sin embargo, en el sitio 4 las concentraciones de potasio disminuyen significativamente, éstas son estadísticamente iguales a las del sitio 2, y se mantienen constantes hasta el sitio 6. A partir de este punto, las concentraciones de este catión aumentan gradualmente hasta el sitio 17, salvo en el sitio 9 donde el incremento es estadísticamente significativo (ver prueba de Bonferroni y fig. 10. 4). El comportamiento de las concentraciones de potasio indica que el río recibe, principalmente, descargas de aguas residuales a partir del sitio 2, siendo los sitios 3 y 9 los más perjudicados.

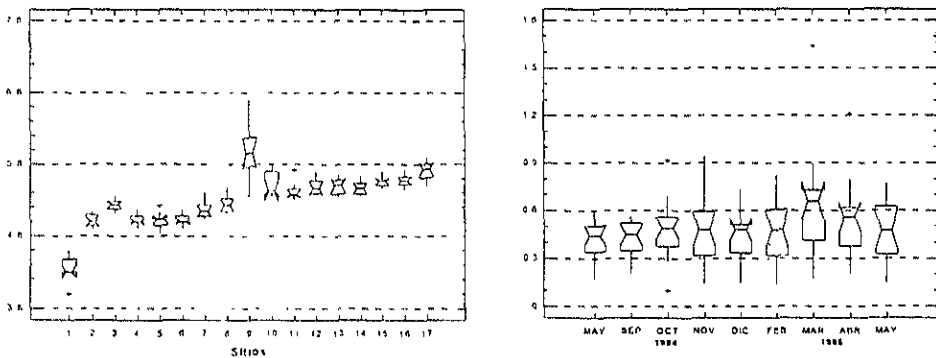


Figura 10. 4. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de potasio en aguas del río Atoyac.

Las concentraciones de potasio en el agua mostraron una relación moderada con los HCO_3^- y PO_4^{3-} y una relación débil con los SO_4^{2-} y Cl^- , con coeficientes de correlación de 0.7665, 0.6527, 0.4567 y 0.3831 respectivamente; lo cual indica que las principales sales disueltas de potasio fueron con los dos primeros aniones. Además, el potasio presentó una relación moderada con los cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} así como una relación débil con los metales solubles Cd, Ni y Pb, con coeficientes de 0.6195, 0.5045, 0.2079, 0.2954 y 0.2421. Todas estas relaciones fueron estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) y directamente proporcionales a las concentraciones de potasio (cuadro 9.7).

10. 1. 3. 3. CALCIO

El calcio es un elemento esencial para todos los organismos vivos y está presente en el agua como Ca^{2+} , es rápidamente disuelto de rocas ricas en minerales cálcicos, particularmente como carbonatos y sulfatos. Los compuestos de calcio son estables en el agua cuando el dióxido de carbono está presente. Sin embargo, los niveles de calcio pueden disminuir cuando se precipita como carbonato de calcio, debido al incremento de la temperatura en el agua, a la actividad fotosintética o a la disminución del dióxido de carbono. Además, las sales de calcio junto con las de magnesio, son las responsables de la dureza del agua (Chapman y Kimstach, 1992).

Las concentraciones de calcio en el río fluctuaron de 0.2 a 7.7 meq L^{-1} , con una concentración media de 1.2 meq L^{-1} ; aunque la mayoría de las concentraciones se encontraron entre 0.6 y 2.2 meq L^{-1} . Chapman y Kimstach (1992) mencionan que las concentraciones de calcio en aguas naturales son típicamente menores a 15 mg L^{-1} (0.75 meq L^{-1}). Meybeck *et al.* (1992) citan que las concentraciones naturales de este elemento en los ríos varían de 0.10 a 2.50 meq L^{-1} y para corrientes de agua natural que fluyen sobre rocas de origen volcánico de 3.1 mg L^{-1} (0.15 meq L^{-1}). Rodríguez (1992) reporta concentraciones semejantes a las del río, de 0.43 a 8.0 meq L^{-1} con una concentración promedio de 1.91 meq L^{-1} . Méndez y Guajardo (1985) encontraron concentraciones de calcio en aguas residuales de 3.30 y 8.60 meq L^{-1} , con una

concentración promedio de 4.57; y Méndez *et al.* (1994) de 23.4 mg L⁻¹ (1.17 meq L⁻¹) y 86.48 mg L⁻¹ (4.32 meq L⁻¹), con una concentración promedio de 58.63 mg L⁻¹ (2.93 meq L⁻¹). Bustos *et al.* (1992) reportan concentraciones de 6.44 a 8.73 y de 2.84 a 6.49 meq L⁻¹ en los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 7.37 y 4.76 meq L⁻¹ respectivamente.

Al codificar las concentraciones de calcio (tabla A. 5) los sitios 1, 2, 4 y 5 exhibieron principalmente concentraciones bajas y los sitios 9, 15, 16 y 17 concentraciones altas, en la mayoría de los muestreos. También se observa, en la misma tabla, que el sitio 17 registró cinco concentraciones extraordinarias, con respecto a la concentración media, de 5.2, 4.4, 5.2, 4.7 y 5.7 meq L⁻¹, la segunda y la cuarta concentraciones moderadas, en los meses de noviembre, diciembre, marzo, abril y mayo; el sitio 9 solamente registró una concentración extraordinaria severa de 7.7 meq L⁻¹ en el mes de mayo de 1995. La concentración media de calcio más baja, por sitio de muestreo, se registró en el sitio 1 de 0.4 meq L⁻¹ y la más alta en el sitio 17 de 4.4 meq L⁻¹, al igual que el sodio (cuadro 9. 1). Rodríguez (1992) también registró la concentración promedio más alta de calcio en el último punto de muestreo del río de 4.8 meq L⁻¹, ésta es muy semejante a la concentración media del sitio 17 (cuadro 9. 1). Asimismo, la concentración media más baja, por mes de muestreo, fue de 1.0 meq L⁻¹ en los meses de mayo de 1994 y febrero, y la más alta de 1.8 meq L⁻¹ en el mes de diciembre.

Los valores de las concentraciones de calcio se reexpresaron para el análisis de varianza por medio de una transformación potencial, tanto por sitio como por mes de muestreo (cuadro 9. 4). El análisis de varianza señaló que existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de calcio por sitio de muestreo, así como también por mes de muestreo (cuadro 9. 5). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por sitio de muestreo, destacó que el sitio 17 fue estadísticamente diferente a todos los demás sitios, presentando la media más alta; así como también una marcada diferencia entre los sitios 1, 2, 4 y 5 con los sitios

9, 11, 12, 13, 14, 15 y 16. Además, como se observa en la prueba de Bonferroni y en la figura 10. 5, las concentraciones de calcio en los sitios 1 y 2 fueron estadísticamente menores a las del sitio 3, por lo que existe un incremento significativo en este punto. No obstante, las concentraciones de calcio a lo largo del río, exceptuando al sitio 3, se incrementan paulatinamente desde el sitio 1 hasta el 16; aunque los incrementos en los sitios 9 y 11 son un poco más acentuados, no fueron estadísticamente significativos. En el sitio 17 se incrementan nuevamente las concentraciones de calcio. El comportamiento de calcio en el río sugiere que los sitios 3 y 17 fueron afectados principalmente por la incorporación de aguas residuales. Por otro lado, la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por mes de muestreo, indicó que las concentraciones de este catión en los meses de diciembre y febrero fueron estadísticamente diferentes, aunque las medias de las concentraciones de calcio por mes no mostraron una tendencia.

Las concentraciones de calcio en el río presentaron una relación moderada con los Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- y PO_4^{3-} y una relación débil con los NO_3^- ; con coeficientes de correlación de 0.7277, 0.6647, 0.6634, 0.6023 y 0.2708 respectivamente; por lo cual las principales sales disueltas de este catión fueron con los primeros aniones, en ese

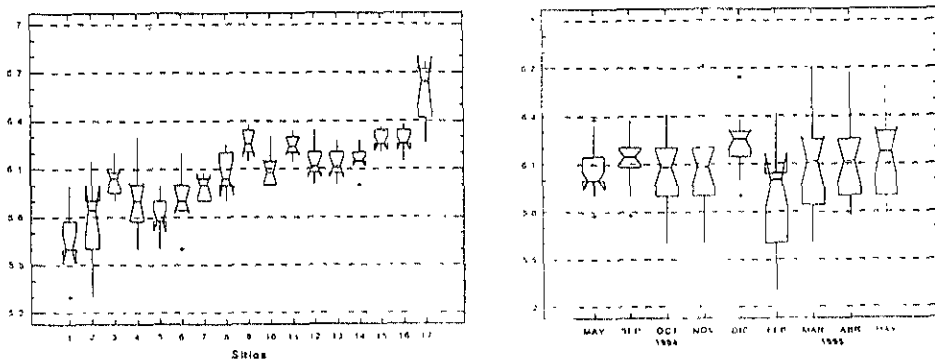


Figura 10. 5. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de calcio en aguas del río Atoyac.

orden. Así como una relación moderada con las concentraciones de Mg^{2+} , con un coeficiente de 0.5374. Todas estas relaciones fueron estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) y directamente proporcionales a las concentraciones de calcio (cuadro 9.7).

10. 1. 3. 4. MAGNESIO

El magnesio es común en aguas naturales, como Mg^{2+} , y junto con el calcio contribuye en la dureza del agua; éste proviene principalmente de la intemperización de las rocas que contienen minerales ferromagnésicos y de algunas rocas carbonatadas. El magnesio se encuentra en muchos compuestos organometálicos y en la materia orgánica, debido a que éste es un elemento esencial para los organismos. Aunque, el magnesio es usado en muchas industrias, éstas contribuyen relativamente poco con el magnesio total en aguas superficiales (Chapman y Kimstach, 1992).

Las concentraciones de magnesio en el río fueron de 0.2 a 6.0 meq L^{-1} , con una concentración media de 1.4 meq L^{-1} ; no obstante, la mayor parte de estas concentraciones se encontraron entre 0.6 y 2.3 meq L^{-1} , las cuales fueron muy semejantes a las del calcio. Chapman y Kimstach (1992) mencionan que las concentraciones naturales de magnesio en aguas dulces pueden variar de 1 a >100 mg L^{-1} (1 a >8 23 meq L^{-1}), dependiendo del tipo de rocas dentro de la cuenca. Meybeck *et al.* (1992) citan que las concentraciones naturales de magnesio en los ríos van desde 0.07 a 1.0 meq L^{-1} y en corrientes de agua natural que fluyen sobre rocas de origen volcánico de 2.0 mg L^{-1} (0.16 meq L^{-1}). Sin embargo, Rodríguez (1992) registró concentraciones de este elemento ligeramente mayores en el río de 0.35 a 8.96 meq L^{-1} , con una concentración promedio de 2.13 meq L^{-1} . También Méndez y Guajardo (1985) reportan concentraciones de magnesio ligeramente mayores a las del río, en aguas residuales, de 0.30 a 6.0 meq L^{-1} , con una concentración promedio de 3.30 meq L^{-1} ; al igual que Méndez *et al.* (1994) que reportan concentraciones de 5.62 mg L^{-1} (0.46 meq L^{-1}) a 105.22 mg L^{-1} (8.66 meq L^{-1}), con una concentración promedio de 32.94 mg L^{-1} (2.71 meq L^{-1}). Bustos *et al.* (1992) mencionan concentraciones de 2.80 a 3.95 y de

0.90 a 2.22 meq L⁻¹ en los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 3.36 y 1.67 meq L⁻¹ respectivamente.

La codificación de las concentraciones de magnesio (tabla A. 6) indicó que en los sitios 1, 2 y 5 predominaron principalmente las concentraciones bajas de este elemento, y en los sitios 3, 11 y 17 las concentraciones altas; aunque también los sitios 13, 14 y 15 registraron concentraciones altas principalmente en los tres últimos muestreos. Además, los sitios 11 y 17 registraron cinco concentraciones extraordinarias cada uno, el primer sitio con concentraciones de 4.6, 3.6, 4.6, 3.4 y 3.7 meq L⁻¹, la primera y la tercera concentraciones severas, en los meses de mayo, diciembre, marzo, abril y mayo de 1995; y el segundo sitio con concentraciones de 6.0, 4.6, 4.6, 4.2 y 4.2 meq L⁻¹, las dos últimas concentraciones moderadas, en los meses de noviembre, diciembre, marzo, abril y mayo. Al igual que el sodio y el calcio, el sitio 1 presentó la concentración media de magnesio más baja y el sitio 17 la más alta, de 0.2 y 4.2 meq L⁻¹ respectivamente (cuadro 9. 1). Sin embargo, para Rodríguez (1992) el sitio con la concentración promedio de magnesio más alta en el río fue el correspondiente al sitio 11, con una concentración de 3.1 meq L⁻¹; aunque esta concentración es muy parecida a la concentración media de este punto, el sitio 11 solamente registró algunas concentraciones extraordinarias (cuadro 9. 1). La concentración media más baja, por mes de muestreo, se registró en septiembre de 1.0 meq L⁻¹ y la más alta en marzo de 1.9 meq L⁻¹.

El análisis de varianza señaló que existen diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de magnesio, tanto por sitio como por mes de muestreo (cuadro 9. 5). En la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por sitio de muestreo, se observa una marcada diferencia entre los sitios 1, 2 y 5 respecto a los sitios 11 y 17. Las concentraciones de este catión se incrementan significativamente en el sitio 3, en comparación con los sitios 1 y 2, aunque en el sitio 5 disminuyen nuevamente. Sin embargo, las concentraciones de magnesio en el río aumentan progresivamente del sitio 1 hasta el 6, con excepción del

0.90 a 2.22 meq L⁻¹ en los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 3.36 y 1.67 meq L⁻¹ respectivamente.

La codificación de las concentraciones de magnesio (tabla A. 6) indicó que en los sitios 1, 2 y 5 predominaron principalmente las concentraciones bajas de este elemento, y en los sitios 3, 11 y 17 las concentraciones altas; aunque también los sitios 13, 14 y 15 registraron concentraciones altas principalmente en los tres últimos muestreos. Además, los sitios 11 y 17 registraron cinco concentraciones extraordinarias cada uno, el primer sitio con concentraciones de 4.6, 3.6, 4.6, 3.4 y 3.7 meq L⁻¹, la primera y la tercera concentraciones severas, en los meses de mayo, diciembre, marzo, abril y mayo de 1995; y el segundo sitio con concentraciones de 6.0, 4.6, 4.6, 4.2 y 4.2 meq L⁻¹, las dos últimas concentraciones moderadas, en los meses de noviembre, diciembre, marzo, abril y mayo. Al igual que el sodio y el calcio, el sitio 1 presentó la concentración media de magnesio más baja y el sitio 17 la más alta, de 0.2 y 4.2 meq L⁻¹ respectivamente (cuadro 9. 1). Sin embargo, para Rodríguez (1992) el sitio con la concentración promedio de magnesio más alta en el río fue el correspondiente al sitio 11, con una concentración de 3.1 meq L⁻¹; aunque esta concentración es muy parecida a la concentración media de este punto, el sitio 11 solamente registró algunas concentraciones extraordinarias (cuadro 9. 1). La concentración media más baja, por mes de muestreo, se registró en septiembre de 1.0 meq L⁻¹ y la más alta en marzo de 1.9 meq L⁻¹.

El análisis de varianza señaló que existen diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de magnesio, tanto por sitio como por mes de muestreo (cuadro 9. 5). En la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por sitio de muestreo, se observa una marcada diferencia entre los sitios 1, 2 y 5 respecto a los sitios 11 y 17. Las concentraciones de este catión se incrementan significativamente en el sitio 3, en comparación con los sitios 1 y 2, aunque en el sitio 5 disminuyen nuevamente. Sin embargo, las concentraciones de magnesio en el río aumentan progresivamente del sitio 1 hasta el 6, con excepción del

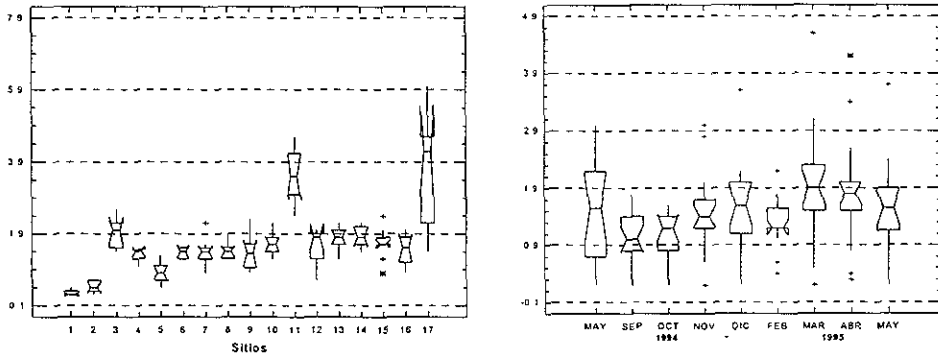


Figura 10. 6. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de magnesio en aguas del río Atoyac.

sitio 3. A partir del sitio 6, las concentraciones de magnesio fluctúan hasta el sitio 16 sin que haya diferencias estadísticamente significativas, salvo en el sitio 11 donde hay un incremento muy marcado. En el sitio 17 las concentraciones de magnesio aumentan de nuevo significativamente (prueba de Bonferroni y fig. 10. 6). El comportamiento de las concentraciones de magnesio indica que éstas fueron alteradas por descargas de aguas residuales, principalmente en los sitios 3, 11 y 17. Además, la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por mes de muestreo, destacó que las concentraciones de los meses de septiembre y octubre fueron estadísticamente menores a las de marzo. Las concentraciones de magnesio disminuyeron ligeramente de mayo a septiembre, y a partir de este mes aumentan gradualmente hasta marzo, volviendo a disminuir paulatinamente en los meses de abril y mayo de 1995 (fig. 10. 6).

Las concentraciones de magnesio presentaron una relación moderada con los iones HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- y PO_4^{3-} , con coeficientes de correlación de 0.7239, 0.7168, 0.5092 y 0.5008; por lo que las principales sales disueltas de magnesio en el río fueron con estos aniones. Así como una relación débil con el ion NO_3^- y los metales solubles Cd, Ni y Pb, con coeficientes de 0.2693, 0.3133, 0.2373 y 0.2074 respectivamente.

Éstas relaciones fueron estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) y directamente proporcionales a las concentraciones de este catión (cuadro 9. 7).

10. 1. 3. 5. BICARBONATOS

La presencia de carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) influyen en la dureza y alcalinidad del agua. En regiones donde no hay rocas carbonatadas, los carbonatos y bicarbonatos son originados completamente del dióxido de carbono de la atmósfera y la respiración biológica; mientras que en zonas de rocas carbonatadas, las rocas mismas contribuyen aproximadamente con el 50 % de los carbonatos y bicarbonatos presentes. Las cantidades relativas de carbonatos, bicarbonatos y ácido carbónico en el agua pura están relacionadas con el pH. Los procesos de intemperización combinados con el pH de las aguas superficiales (aproximadamente de 6 a 8.2), dan como resultado que bicarbonato sea el anión dominante en la mayoría de esta agua (Chapman y Kimstach, 1992).

Las concentraciones de bicarbonatos en el río variaron de 0.39 a 14 08 meq L^{-1} , con una concentración media de 2.86 meq L^{-1} ; sin embargo, la mayoría de las concentraciones fluctuaron entre 1.54 y 5.0 meq L^{-1} . Chapman y Kimstach (1992) mencionan que la concentración de bicarbonatos en aguas superficiales naturales es generalmente menor a 500 mg L^{-1} (8.19 meq L^{-1}) y más comúnmente menor a 25 mg L^{-1} (0.41 meq L^{-1}). Meybeck *et al.* (1992) citan que las concentraciones naturales de bicarbonatos en los ríos varían desde 0.17 a 2.80 meq L^{-1} y para corrientes de agua natural que fluyen sobre rocas de origen volcánico de 25.9 mg L^{-1} (0.42 meq L^{-1}). Rodríguez (1992) reporta concentraciones de bicarbonatos para este río de 1.2 a 8.4 meq L^{-1} , con una concentración promedio de 3.13 meq L^{-1} . Méndez y Guajardo (1985) y Méndez *et al.* (1994) registraron concentraciones mayores de bicarbonatos a las del río, en aguas residuales, de 3.45 a 10.34 meq L^{-1} y de 176.22 a 650.66 mg L^{-1} (2.89 a 10.66 meq L^{-1}), con concentraciones promedio de 6.62 meq L^{-1} y 340.24 mg L^{-1} (5.58 meq L^{-1}). Bustos *et al.* (1992) encontraron concentraciones de 3.51 a 5.15 y de 3.20 a 5.15 meq

L^{-1} en los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 3.93 y 4.32 meq L^{-1} respectivamente.

La tabla codificada de las concentraciones de bicarbonatos en el río (tabla A. 7) muestra que las concentraciones bajas se registraron principalmente en los sitios 1, 2 y 5; y las concentraciones altas en los sitios 9, 15, 16 y 17 así como en los sitios 10, 13 y 14 en los tres últimos muestreos. Además, el sitio 17 registró cuatro concentraciones extraordinarias, con respecto a la concentración media, de 14.08, 8.20, 12.32 y 8.20 meq L^{-1} , la primera y la tercera concentraciones severas, en los meses de noviembre, diciembre, marzo y abril; los sitios 9 y 16 presentaron una concentración extraordinaria de 10.50 y 7.30 meq L^{-1} respectivamente, ésta última moderada, en el mes de mayo de 1995. Por otro lado, el sitio 1 registró la concentración media más baja de bicarbonatos de 0.67 meq L^{-1} y el sitio 17 la más alta de 5.60 meq L^{-1} , al igual que el sodio, el calcio y el magnesio (cuadro 9. 1); aunque también Rodríguez (1992) registró la concentración promedio más alta de este anión en el último punto de muestreo del río de 4.4 meq L^{-1} , en el trayecto de Chiautla a Atlixco, ésta fue menor a la concentración media del sitio 17 (cuadro 9. 1). Así como el mes de septiembre presentó la concentración media más baja de 2.2 meq L^{-1} y el mes de marzo la más alta de 4.4 meq L^{-1} .

Los valores de las concentraciones de bicarbonatos, por sitio de muestreo, se reexpresaron mediante una transformación potencial para el análisis de varianza (cuadro 9. 4). Este análisis exhibió que existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de este anión por sitio de muestreo, así como por mes de muestreo (cuadro 9. 5). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por sitio de muestreo, destacó principalmente que los sitios 1 y 2 fueron diferentes entre sí y al resto de los demás sitios. Las concentraciones de bicarbonatos se incrementan marcadamente en los tres primeros sitios y disminuyen significativamente entre el sitio 3 y el 5, siendo el sitio 4 un punto intermedio en esta disminución. Sin embargo, las concentraciones de este anión aumentan gradualmente a partir del sitio 5 (prueba de Bonferroni y fig. 10. 7). El comportamiento de las

concentraciones de bicarbonatos en el río sugiere que los cambios en los primeros sitios se deben a la incorporación de aguas residuales así como afluentes de buena calidad, predominado principalmente la incorporación de aguas residuales a partir del sitio 6. Por otro lado, la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por mes de muestreo, señala que las concentraciones de bicarbonatos en el mes de marzo fueron estadísticamente mayores a las de los meses de mayo, septiembre, octubre, noviembre y diciembre de 1994 y febrero de 1995. El comportamiento de las concentraciones de este anión muestra un incremento gradual del mes de mayo a marzo y una leve disminución en los meses de abril y mayo (fig. 10. 7).

Las concentraciones de bicarbonatos en el río Atoyac mostraron una relación moderada con el anión PO_4^{3-} y una relación débil con los aniones SO_4^{2-} y Cl^- al igual que con los metales determinados en el agua Cd, Co, Cr, Ni y Pb; con coeficientes de correlación de 0.6277, 0.4596, 0.3431, 0.3610, 0.3250, 0.2578, 0.4018 y 0.4295 respectivamente. Todas las relaciones fueron estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) y directamente proporcionales a las concentraciones de este anión (cuadro 9. 7).

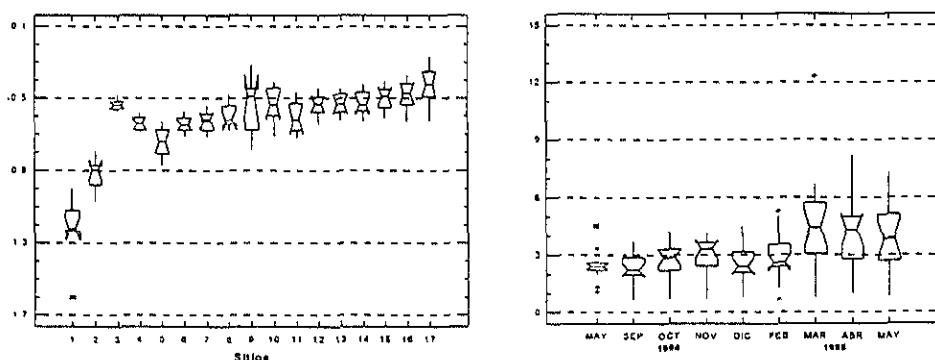


Figura 10. 7. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de bicarbonatos en aguas del río Atoyac.

10. 1. 3. 6. CLORUROS

La mayor parte del cloro se encuentra como cloruro (Cl⁻) en una solución. El cloruro entra en las aguas superficiales con la deposición atmosférica de aerosoles oceánicos, la intemperización de algunas rocas sedimentarias y los efluentes de descargas municipales e industriales, así como de los escurrimientos agrícolas. Debido a que los cloruros están frecuentemente asociados con las aguas residuales, éstos son generalmente evaluados para determinar una posible contaminación fecal o la extensión de una descarga de agua residual en un cuerpo de agua. Además, altas concentraciones de cloruros hacen que el agua sea desagradable y, por lo tanto, no apta para consumo humano o pecuario (Chapman y Kimstach, 1992).

La concentración mínima de cloruros en el río fue de 0.05 meq L⁻¹ y la máxima de 4.70 meq L⁻¹, con una concentración media de 0.63 meq L⁻¹; aunque la mayoría de las concentraciones se encontraron entre 0.14 y 1.68 meq L⁻¹. Chapman y Kimstach (1992) mencionan que las concentraciones naturales de cloruros en aguas dulces son generalmente inferiores a 10 mg L⁻¹ (0.28 meq L⁻¹) y algunas veces menores a 2.0 mg L⁻¹ (0.06 meq L⁻¹). Meybeck *et al.* (1992) citan que las concentraciones naturales de cloruros en los ríos fluctúan entre 0.02 a 0.70 meq L⁻¹. Por otro lado, Rodríguez (1992) registró concentraciones ligeramente superiores a las del río de 0.08 a 5.46 meq L⁻¹, con una concentración promedio de 0.95 meq L⁻¹. Méndez y Guajardo (1985) reportan concentraciones mayores de cloruros en aguas residuales de 3.12 a 10.92 meq L⁻¹, con una concentración promedio de 6.28 meq L⁻¹; al igual que Méndez *et al.* (1994) de 67.70 a 234.30 mg L⁻¹ (1.91 a 6.61 meq L⁻¹), con una concentración promedio de 139.76 mg L⁻¹ (3.94 meq L⁻¹). Bautista (1988) encontró concentraciones menores a 0.178 mg L⁻¹ (0.005 meq L⁻¹) en aguas utilizadas para riego agrícola en el DDR 008. Maya y Hansen (1995) reportan fluctuaciones de cloruros de 11 a 68 mg L⁻¹ (0.31 a 1.92 meq L⁻¹) en el agua del lago de Chapala. Bustos *et al.* (1992) registraron concentraciones de 1.41 a 2.62 y de 0.73 a 2.14 meq L⁻¹ en los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 2.17 y 1.63 meq L⁻¹ respectivamente.

Al codificar las concentraciones de cloruros (tabla A. 8) se observó que los sitios 1, 5 y 6 exhibieron principalmente concentraciones bajas, al igual que los sitios 2, 3, 4, 7 y 8 en los tres últimos meses; y los sitios 9, 11, 16 y 17 las concentraciones altas, así como también los sitios 10, 12, 13, 14 y 15 en los meses de mayo y diciembre del mismo año. Asimismo se observó que el sitio 17 registró dos concentraciones extraordinarias, con respecto a la concentración media, de 4.70 y 3.20 meq L⁻¹, ésta última moderada, en los meses de diciembre y marzo; el sitio 9 presentó dos concentraciones extraordinarias moderadas de 3.24 y 3.83 meq L⁻¹ en los meses de marzo y mayo de 1995; también el sitio 11 registró dos concentraciones moderadas de 3.80 y 2.86 meq L⁻¹ en los meses de diciembre y febrero; y por último, el sitio 16 presentó una concentración extraordinaria moderada de 2.80 meq L⁻¹ en el mes diciembre. Además, la concentración media de cloruros más baja se registró en el sitio 1 y la más alta en el sitio 17, de 0.09 y 2.16 meq L⁻¹ respectivamente, al igual que el sodio, el calcio, el magnesio y los bicarbonatos (cuadro 9. 1). Rodríguez (1992) encontró, para este río, que la concentración promedio de cloruros más alta se registró en el último punto de muestreo de 1.94 meq L⁻¹, lo cual concuerda con este trabajo; además, ambas concentraciones fueron muy parecidas (cuadro 9. 1). Por otro lado, los meses de octubre y noviembre registraron la concentración media más baja de 0.45 meq L⁻¹ y el mes de diciembre la más alta de 1.30 meq L⁻¹.

En el análisis de varianza se aprecia que existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de cloruros, tanto por sitio como por mes de muestreo (cuadro 9. 5). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por sitio de muestreo, indicó principalmente que las concentraciones de los sitios 11 y 17 fueron estadísticamente mayores a todos los demás. Además, las concentraciones de cloruros en el río aumentan paulatinamente hasta el sitio 16, salvo en el sitio 11 donde el incremento en las concentraciones de este anión es significativo, al igual que en el sitio 17. Aunque en los sitios 9 y 10 los incrementos en las concentraciones de cloruros fueron notables, respecto al sitio 8, no fueron estadísticamente significativos (prueba de Bonferroni y fig. 10. 8). El comportamiento de

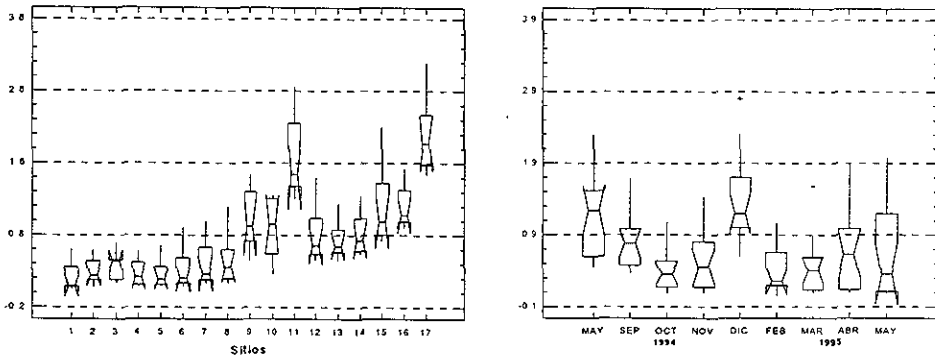


Figura 10. 8. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de cloruros en aguas del río Atoyac.

las concentraciones de cloruros indica que el río recibe descargas de aguas residuales debido al incremento de este anión, siendo más evidentes estas descargas a partir del sitio 9. Los sitios 11 y 17 fueron los más afectados por la incorporación de las aguas residuales. Por otro lado, la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por mes de muestreo, mostró que las concentraciones de cloruros en los meses de mayo y diciembre del mismo año fueron estadísticamente mayores a las concentraciones de los meses de octubre, noviembre, febrero y marzo. Las concentraciones de cloruros muestran una disminución gradual en los meses de mayo a noviembre y en el mes de diciembre aumentan significativamente; no obstante, en el mes de febrero disminuyen nuevamente, siendo estadísticamente iguales a las de noviembre. A partir de este mes, las concentraciones se incrementan paulatinamente (fig. 10. 8).

Las concentraciones de cloruros en el río presentaron una relación débil con el ion NO_3^- y una relación moderada con los aniones SO_4^{2-} y PO_4^{3-} , con coeficientes de correlación de 0.3965, 0.6010 y 0.6914 respectivamente; estas relaciones fueron estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) y directamente proporcionales a las concentraciones de este anión (cuadro 9. 7).

10. 1. 3. 7. SULFATOS

Los sulfatos están presentes en aguas superficiales como SO_4^{2-} , éstos provienen de la deposición atmosférica de los aerosoles oceánicos y la lixiviación de los compuestos de azufre, ya sea de los minerales sulfatados, como el yeso, o minerales del sulfuro, como la pirita, y de rocas sedimentarias. Los sulfatos son la forma oxidada estable del azufre y son fácilmente solubles en agua (con excepción de los sulfatos de plomo, bario y estroncio, los cuales se precipitan). Las descargas industriales y la precipitación atmosférica pueden adicionar cantidades significativas de sulfatos en las aguas superficiales. Además, los sulfatos pueden ser usados como una fuente de oxígeno por bacterias transformándolos a sulfuro de hidrógeno (H_2S , HS^-) bajo condiciones anóxicas (Chapman y Kimstach, 1992).

Las concentraciones de sulfatos en el río fueron de 0.0 a 13.54 meq L^{-1} , con una concentración media de 0.34 meq L^{-1} ; no obstante, la mayor parte de estas concentraciones variaron entre 0.0 y 1.71 meq L^{-1} . Chapman y Kimstach (1992) mencionan que las concentraciones de sulfatos en aguas naturales se encuentran generalmente entre 2 y 80 mg L^{-1} (0.04 y 1.67 meq L^{-1}), aunque las concentraciones pueden exceder los 1000 mg L^{-1} (20.82 meq L^{-1}) cerca de descargas industriales o en regiones áridas donde los minerales de sulfatos están presentes. Meybeck *et al.* (1992) citan que las concentraciones naturales de sulfatos en los ríos fluctúan entre 0.05 y 1.20 meq L^{-1} y para corrientes naturales que fluyen sobre rocas de origen volcánico de 0.5 mg L^{-1} (0.01 meq L^{-1}). Rodríguez (1992) menciona concentraciones mayores de este anión en el río de 0.00 a 15.42 meq L^{-1} , con una concentración promedio de 2.78 meq L^{-1} . Méndez y Guajardo (1985) registraron concentraciones de sulfatos en aguas residuales de 0.80 a 8.10 meq L^{-1} , con una concentración promedio de 6.28 meq L^{-1} ; y Méndez *et al.* (1994) de 8.16 a 374.25 mg L^{-1} (0.17 a 7.19 meq L^{-1}), con una concentración promedio de 106.32 mg L^{-1} (2.21 meq L^{-1}). Bustos *et al.* (1992) reportan concentraciones de 4.0 a 6.33 y de 2.42 a 8.04 meq L^{-1} en los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 5.23 y 5.61 meq L^{-1} respectivamente.

En la codificación de las concentraciones de sulfatos (tabla A. 9) se aprecia que los sitios 1 y 6 presentaron principalmente concentraciones bajas y los sitios 9, 11, 16 y 17 concentraciones altas, en la mayoría de los meses muestreados. Además, en el sitio 11 se registraron concentraciones extraordinarias severas de sulfatos en todos los muestreos, excepto en el penúltimo donde la concentración fue moderada, de 3.60, 8.57, 13.54, 2.91, 3.60, 4.12, 13.54, 2.22 y 3.59 meq L⁻¹; el sitio 17 presentó seis concentraciones extraordinarias de 2.71, 1.71, 2.05, 2.05, 5.10 y 8.21 meq L⁻¹, la primera y las dos últimas concentraciones severas, en los meses de mayo, noviembre, diciembre, marzo, abril y mayo de 1995; el sitio 16 registró dos concentraciones extraordinarias severas de 2.71 y 3.60 meq L⁻¹ en los meses de abril y mayo de 1995; el sitio 9 presentó dos concentraciones extraordinarias moderadas de 2.20 y 1.71 meq L⁻¹ en los meses de noviembre y mayo de 1995; finalmente, el sitio 12 registró una concentración moderada de 1.71 meq L⁻¹ en el mes de marzo. Por otro lado, la concentración media más alta, por sitio de muestreo, fue de 3.60 meq L⁻¹ en el sitio 11 y la más baja de 0.0 meq L⁻¹ en los sitios 1 y 6 (cuadro 9. 1); esto coincide con lo reportado por Rodríguez (1992), ya que el sitio que presentó la concentración promedio más alta de sulfatos en el río fue el correspondiente al sitio 11, con una concentración de 6.70 meq L⁻¹, no obstante, esta concentración fue mayor que la concentración media hallada en este estudio (cuadro 9. 1). La concentración media más baja, por mes de muestreo, fue de 0.17 meq L⁻¹ en el mes de febrero y la más alta de 0.69 meq L⁻¹ en el mes de diciembre.

Los valores de las concentraciones de sulfatos se reexpresaron mediante una transformación potencial para el análisis de varianza por sitio de muestreo como por mes de muestreo (cuadro 9. 4). Este análisis destacó que solamente existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de sulfatos por sitio de muestreo (cuadro 9. 5). En la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95% de confianza) se aprecia que las concentraciones de este anión en el sitio 11 fueron estadísticamente mayores a todas las demás y en el sitio 8 fueron constantes, así como una marcada diferencia entre los sitios 1, 2, 5 y 6 respecto a los

sitios 9, 16 y 17. Las concentraciones de sulfatos se registraron a partir del sitio 2 y se incrementaron ligeramente en el sitio 3, posteriormente, disminuyen progresivamente hasta el sitio 6. Las concentraciones de este anión se incrementan gradualmente del sitio 6 al 9, siendo estos dos sitios estadísticamente diferentes, volviendo a disminuir nuevamente en el sitio 10. En el sitio 11 las concentraciones de sulfatos aumentan drásticamente, aminorándose de nuevo en el sitio 12, estas concentraciones son estadísticamente iguales a las del sitio 10. A partir del sitio 12, las concentraciones se incrementan paulatinamente (prueba de Bonferroni y fig. 10. 9). El comportamiento de las concentraciones de sulfatos en el río sugiere que los cambios en los primeros sitios se deben a la incorporación de aguas residuales así como de afluentes de buena calidad y después del sitio 6 predominan principalmente las aportaciones de aguas residuales.

Las concentraciones de sulfatos exhibieron una relación débil y directamente proporcional con las concentraciones de los iones PO_4^{3-} y NO_3^- ; así como con los metales solubles Cr y Cd, con coeficientes de correlación de 0.4855, 0.2455, 0.3613 y 0.2233 respectivamente (cuadro 9. 7); sin embargo, estas relaciones fueron estadísticamente significativa (con $\alpha = 0.05$).

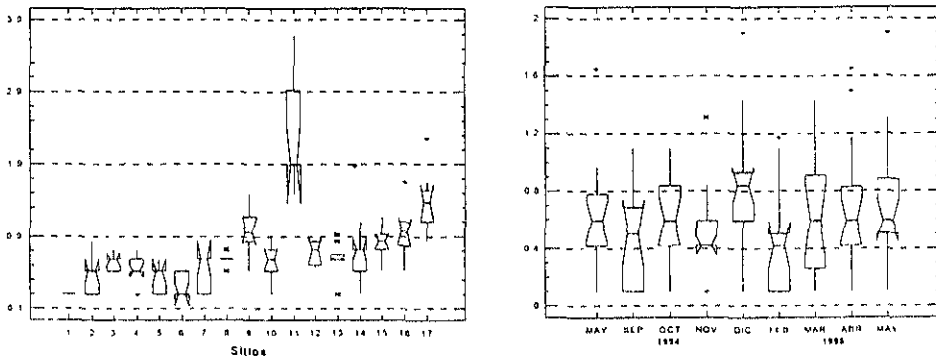


Figura 10. 9. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de sulfatos en aguas del río Atoyac.

10. 1. 4. IONES SECUNDARIOS

10. 1. 4. 1. NITRATOS

El ion nitrato (NO_3^-) es la forma común de nitrógeno combinado en aguas naturales, éste puede ser reducido bioquímicamente a nitrito (NO_2^-) como parte del proceso de desnitrificación, bajo condiciones anóxicas. Mientras que, el ion nitrito es rápidamente oxidado a nitrato, bajo condiciones aerobias. Las fuentes naturales de nitratos en aguas superficiales incluyen las rocas ígneas, escurrimientos de suelos agrícolas y detritos de plantas y animales. Los niveles naturales pueden ser incrementados por aguas residuales municipales e industriales, incluyendo lixiviaciones de sitios de disposición de residuos y rellenos sanitarios. En áreas suburbanas o rurales, el uso de fertilizantes con nitrato inorgánico puede ser una fuente significativa. Las fluctuaciones estacionales de los nitratos coinciden con el crecimiento y decaimiento de las plantas acuáticas, ya que éstos son un nutrimento esencial para las plantas (Chapman y Kimstach, 1992).

Las concentraciones de nitratos en el río Atoyac variaron de 0.0 a 16.7 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$, con una concentración media de 0.9 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$; sin embargo, la mayor parte de estas concentraciones se encontraron entre 0.1 y 4.6 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$. Chapman y Kimstach (1992) mencionan que las concentraciones naturales de nitratos rara vez exceden 0.1 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$, pero cuando son influenciadas por actividades humanas, el agua superficial normalmente contiene concentraciones de hasta 5.0 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$. Meybeck *et al.* (1992) citan que las concentraciones naturales de nitratos en los ríos fluctúan entre 0.05 y 0.20 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$. Méndez *et al.* (1994) encontraron concentraciones mayores a las del río en aguas residuales de 0.52 a 18.88 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$, con una concentración promedio de 4.09 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$. Maya y Hansen (1995) reportan fluctuaciones de este anión de 0.05 a 4.90 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$. Bustos *et al.* (1992) registraron concentraciones de 1.6 a 6.3 y de 0.4 a 15.5 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$ en los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 3.7 y 6.4 mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$ respectivamente.

Al codificar las concentraciones de nitratos en el río (tabla A. 10) se observó que las concentraciones bajas se registraron principalmente en el sitio 1 y las concentraciones altas predominaron a partir del sitio 10 en los meses de mayo a octubre y de diciembre a marzo, siendo los sitios 11, 15, 16 y 17 los que principalmente presentaron estas concentraciones. Asimismo se observó que los sitios 15 y 16 presentaron tres concentraciones extraordinarias severas, con respecto a la concentración media, de 10.9, 11.0 y 15.0 mg L⁻¹ NO₃-N y de 10.9, 11.8 y 16.7 mg L⁻¹ NO₃-N respectivamente, en los meses de mayo, febrero y marzo; el sitio 11 registró tres concentraciones extraordinarias moderadas de 7.4, 7.1 y 7.6 mg L⁻¹ NO₃-N en los meses de mayo, septiembre y octubre; el sitio 17 también presentó concentraciones moderadas de 8.5 y 9.2 mg L⁻¹ NO₃-N en los meses de mayo y febrero; y el sitio 9 registró una concentración moderada de 7.0 mg L⁻¹ NO₃-N en mayo de 1995. Por otro lado, la concentración media más baja, por sitio de muestreo, fue de 0.0 mg L⁻¹ NO₃-N en el sitio 1 y la más alta de 2.9 mg L⁻¹ NO₃-N en el sitio 17 (cuadro 9. 1). La concentración media más baja, por mes de muestreo, fue de 0.2 mg L⁻¹ NO₃-N en los meses de noviembre y abril, y la más alta de 3.5 mg L⁻¹ NO₃-N en el mes de mayo de 1994.

Los valores de las concentraciones de nitratos, por mes de muestreo, se reexpresaron mediante una transformación potencial para el análisis de varianza (cuadro 9. 4). Este análisis mostró que existieron diferencias estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de nitratos por sitio de muestreo, así como por mes de muestreo (cuadro 9. 5). En la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por sitio de muestreo, se observa que las concentraciones de nitratos en los sitios 1, 4, 5, 6, 7 y 17 fueron estadísticamente menores a las concentraciones de los sitios 15 y 16. Por otro lado, las concentraciones de este anión se registraron a partir del sitio 2 y se incrementan levemente en el sitio 3, disminuyendo gradualmente de nuevo hasta el sitio 5. A partir de este punto, las concentraciones se incrementan paulatinamente hasta el sitio 16, a excepción del sitio 9 donde las concentraciones de nitratos disminuyen ligeramente, al igual que en el sitio

17 pero en este último punto disminuyen marcadamente (prueba de Bonferroni y fig. 10. 10). Cabe destacar que las variaciones de este anión, dentro de cada sitio, fueron mayores a partir del sitio 9, en comparación con los sitios anteriores (fig. 10. 10). El comportamiento de las concentraciones de nitratos señala que el río recibe aportaciones principalmente de aguas residuales a partir del sitio 2. Además, la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por mes de muestreo, indicó que las concentraciones de nitratos en los meses de noviembre, abril y mayo de 1995 fueron estadísticamente menores a las concentraciones de mayo de 1994 y febrero. Las concentraciones de este anión disminuyeron progresivamente del mes de mayo a noviembre, incrementándose nuevamente en los meses de diciembre y febrero; a partir de este mes disminuye gradualmente (fig. 10. 10).

Las concentraciones de nitratos en el río Atoyac presentaron una relación débil, pero estadísticamente significativa (con $\alpha = 0.05$), con las concentraciones de PO_4^{3-} , con un coeficiente de correlación de 0.2468 (cuadro 9. 7).

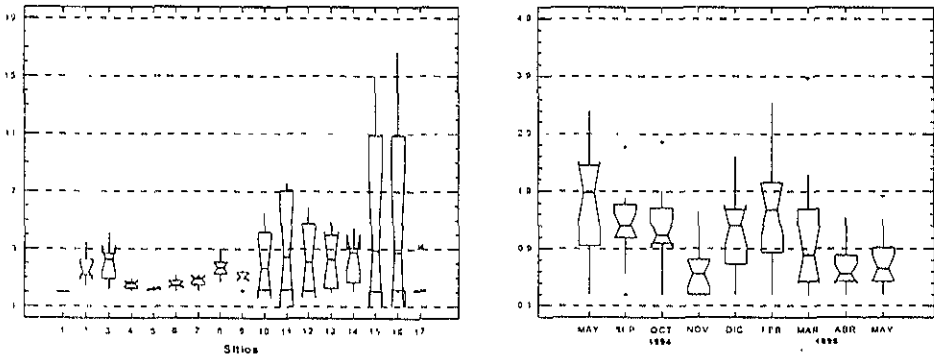


Figura 10. 10. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de nitratos en aguas del río Atoyac.

10. 1. 4. 2. FOSFATOS

El fósforo es un nutrimento esencial para los organismos vivos y, en general, un nutrimento limitante para el crecimiento de las algas, por lo tanto, controla la productividad primaria en un cuerpo de agua. Las fuentes naturales de fósforo son principalmente la intemperización de rocas fosfóricas y la descomposición de la materia orgánica. En aguas naturales y residuales, el fósforo se encuentra comúnmente como ortofosfatos (PO_4^{3-}) y polifosfatos disueltos y fosfatos unidos orgánicamente. Las aguas residuales domésticas, particularmente aquellas que contienen detergentes, los efluentes industriales y los escurrimientos de suelos agrícolas contribuyen a incrementar los niveles de fósforo en aguas superficiales. El fósforo asociado con constituyentes minerales y orgánicos del sedimento en los cuerpos de agua puede ser movilizado por bacterias y liberado a la columna de agua. Por otro lado, altas concentraciones de fosfatos indican la presencia de contaminación en un cuerpo de agua y son responsables, en gran parte, de las condiciones eutróficas (Chapman y Kimstach, 1992).

Las concentraciones de fosfatos en el río fluctuaron de 0.0 a 10.30 $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$, con una concentración media de 0.50 $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$; aunque la mayoría de las concentraciones se encontraron entre 0.08 y 1.94 $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$. Chapman y Kimstach (1992) mencionan que en una gran cantidad de aguas superficiales naturales las concentraciones de fosfatos varían de 0.005 a 0.020 $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$; al igual que Meybeck *et al.* (1992) citan que las concentraciones naturales de fosfatos en los ríos fluctúan entre 0.002 y 0.025 $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$. Méndez *et al.* (1994) reportan concentraciones de fosfatos mayores en aguas residuales de 0.52 a 18.88 $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$, con una concentración promedio de 4.09 $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$; y Bustos *et al.* (1992) encontraron concentraciones de 0.0 a 1.20 y de 0.10 a 10.2 $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$ en los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 0.22 y 4.39 $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$ respectivamente.

La codificación de las concentraciones de fosfatos (tabla A. 11) exhibió que los sitios 1, 4, 5 y 6 presentaron principalmente concentraciones bajas; y los sitios 9, 10, 11, 15, 16 y 17 concentraciones altas. Además, como se observa en la misma tabla, el sitio 17 registró una concentración extraordinaria severa de $6.36 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ y dos moderadas de 4.20 y $3.56 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$, en los meses de noviembre, diciembre y marzo; el sitio 11 presentó dos concentraciones extraordinarias de 3.78 y $10.30 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$, ésta última severa, en los meses de diciembre y febrero; también el sitio 16 registró dos concentraciones extraordinarias de 3.24 y $6.80 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$, la última concentración severa, en los meses de diciembre y mayo de 1995; en el sitio 9 se presentaron dos concentraciones extraordinarias moderadas de 3.48 y $3.0 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ en los meses de febrero y marzo; por último, los sitios 15 y 10 registraron una concentración extraordinaria moderada de 3.12 y $3.84 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ respectivamente, en los meses de diciembre y marzo. Por otro lado, el sitio 1 presentó la concentración media más baja de fosfatos y el sitio 17 la más alta de 0.02 y $2.0 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ respectivamente (cuadro 9. 1). La concentración media más baja, por mes de muestreo, fue de $0.28 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ y la más alta de $1.16 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ en los meses de septiembre y diciembre del mismo año.

Los valores de las concentraciones de fosfatos se reexpresaron para el análisis de varianza, tanto por sitio como por mes de muestreo (cuadro 9. 4). El análisis de varianza indicó que existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de fosfatos por sitio de muestreo (cuadro 9. 5). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) señaló que las concentraciones de este anión en el sitio 1 fueron estadísticamente menores a todas las demás, también una marcada diferencia entre los sitios 3, 4, 5, 6 y 7 respecto a los sitios 9, 10, 11, 13, 15, 16 y 17. Las concentraciones de fosfatos se incrementan drásticamente del sitio 1 al 2 y disminuyen gradualmente hasta el sitio 5. En los sitios 6, 7 y 8 las concentraciones aumentan paulatinamente; sin embargo, en el sitio 9 el aumento de las concentraciones es significativo. A partir del sitio 9, las concentraciones de este anión fluctúan sin que haya diferencias estadísticamente significativas (prueba de Bonferroni

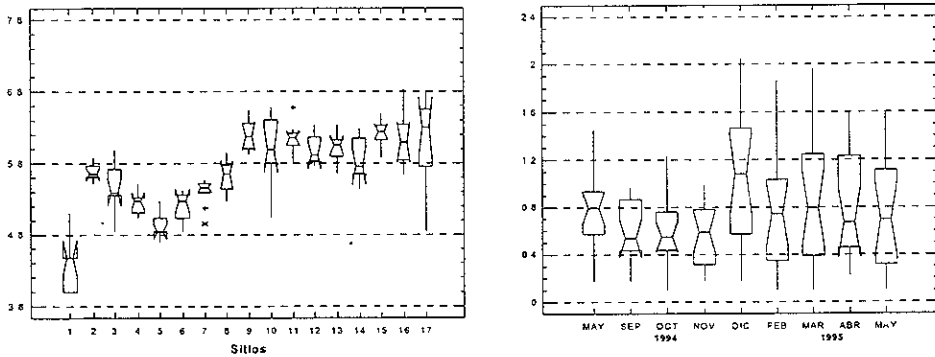


Figura 10. 11. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de fosfatos en aguas del río Atoyac.

y fig. 10. 11). El comportamiento de las concentraciones de fosfatos en el río sugiere que éste recibe aportaciones de aguas residuales así como afluentes de buena calidad en los primeros sitios, y después del sitio 5 predominan principalmente las aportaciones de aguas residuales.

Las concentraciones de fosfatos mostraron una relación débil con las concentraciones de los metales solubles Co, Cd y Pb, con coeficientes de correlación de 0.2616, 0.2224 y 0.2102 respectivamente; estas relaciones fueron estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) y directamente proporcionales a las concentraciones de este anión (cuadro 9. 7).

10. 1. 5. METALES

10. 1. 5. 1. CADMIO

El cadmio existe en la naturaleza principalmente como una mena de sulfuro de grenoquita (CdS), la cual se encuentra asociada con la mena esfarelita (ZnS). Ocurre en el ambiente a niveles geoquímicamente bajos, generalmente con otros metales (principalmente Zn). Es difícil distinguir entre la contaminación natural y antropogénica.

El Cd entra al ambiente por descargas de aguas residuales de industrias que utilizan este elemento, principalmente en el galvanizado de metales para prevenir la corrosión, así como en las descargas de la industria del hierro y del acero. Es considerado uno de los contaminantes más peligrosos en el agua. Existen muchos reportes de envenenamiento por Cd, principalmente por tomar agua contaminada o comer peces que contienen niveles elevados. Puede provocar la muerte en humanos. Los principales efectos por envenenamiento se presentan en pulmones, riñones y huesos, y aumenta el riesgo de contraer cáncer y enfermedades cardiovasculares (Hansen *et al.*, 1995).

Las concentraciones de cadmio en el río Atoyac fluctuaron de trazas a 0.014 mg L^{-1} , con una concentración media de 0.005 mg L^{-1} ; no obstante, la mayor parte de las concentraciones fueron menores o iguales a 0.005 mg L^{-1} . Méndez *et al.* (1994) reportan concentraciones de cadmio en aguas residuales menores a 0.009 mg L^{-1} , con una concentración promedio de 0.003 mg L^{-1} . Las concentraciones en el río se asemejan a las registradas por Siebe (1994) en los canales de riego Tlamaco-Juandhó ($0.005 \pm 0.001 \text{ mg L}^{-1}$), Atotonilco (0.005 mg L^{-1}) y El Salto-Tlamaco ($0.006 \pm 0.002 \text{ mg L}^{-1}$) donde se utiliza el agua residual, en el DR 03, Tula, Hgo. Carrillo *et al.* (1992) encontraron concentraciones de este metal de $0.013 \pm 0.003 \text{ mg L}^{-1}$ en 1989 y de $0.014 \pm 0.005 \text{ mg L}^{-1}$ en 1990 en el agua residual mezclada con agua de escorrentía usada para riego en el Valle del Mezquital, en la colonia El Jardín, municipio Progreso, Edo. de Hgo. Hernández y Ribera (1996) reportan concentraciones de cadmio de trazas a 2.142 mg L^{-1} en aguas residuales del río "La Compañía".

Al codificar las concentraciones de cadmio (tabla A. 12) se aprecia que este metal presentó un comportamiento casi uniforme en el río, a excepción de los tres últimos meses donde se registraron algunas concentraciones altas, principalmente a partir del sitio 11. Además, como se observa en la misma tabla, solamente se registró una concentración extraordinaria moderada de 0.014 mg L^{-1} en el sitio 11, en el mes de marzo. Por otro lado, todos los sitios a lo largo del río presentaron la misma concentración media de 0.005 mg L^{-1} (cuadro 9. 1). La concentración media más alta,

por mes de muestreo, fue de 0.005 mg L^{-1} en los meses de mayo, febrero, marzo, abril y mayo de 1995 y la más baja fue de trazas en los meses restantes.

El análisis de varianza exhibió que solamente existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de cadmio por mes de muestreo (cuadro 9. 5). En la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) como en la figura 10. 12, se aprecia que las principales diferencias se presentaron entre los meses de septiembre, octubre, noviembre y diciembre donde se registraron concentraciones trazas de cadmio respecto a los demás meses donde las concentraciones fueron significativas; así como en los meses de mayo de 1994, febrero y abril donde las concentraciones fueron constantes respecto al mes de marzo.

Las concentraciones de cadmio en el río Atoyac exhibieron una relación moderada con las concentraciones de los metales analizados en el agua Co, Cr, Ni y Pb, con coeficientes de correlación de 0.6114, 0.6287, 0.5688 y 0.5854 respectivamente. Todas las relaciones fueron estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) y directamente proporcionales a la concentración de este metal (cuadro 9. 7)

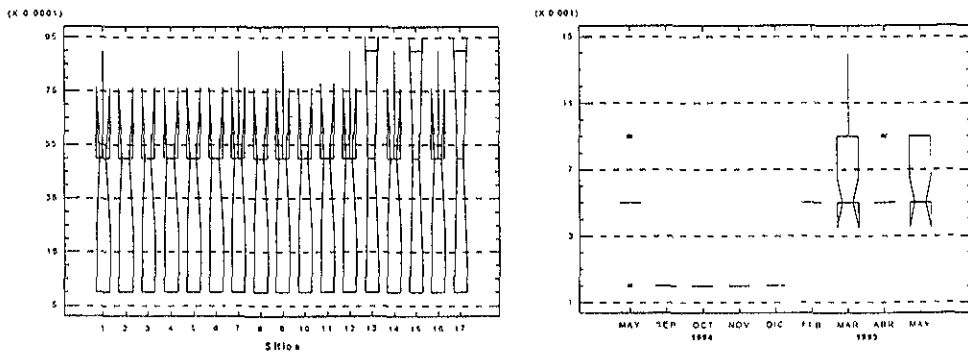


Figura 10. 12. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de cadmio en aguas del río Atoyac.

10. 1. 5. 2. COBALTO

El cobalto es geoquímicamente similar al Ni y exhibe un estado de oxidación de II o III. Este metal es resistente a la corrosión y a los álcalis, pero es soluble en ácidos. El cobalto se encuentra en la naturaleza en los minerales cobaltita, esmaltita y eritrita; y es frecuentemente asociado con las menas de Ag, Ni, Pb, Cu y Fe de las que normalmente se obtiene como un derivado. El cobalto se usa en la producción de *aceros de alta calidad, aleaciones, superaleaciones y aleaciones magnéticas*, más del 75 % de la producción mundial de Co se usa en la fabricación de aleaciones. También se usa como un agente secante en pinturas, barnices, esmaltes y tintas; como un pigmento; y como un decolorante del vidrio. Además, es una fuente importante de catalizadores en la industria del petróleo (Adriano, 1986).

Las concentraciones de cobalto en el río fueron de trazas a 0.227 mg L^{-1} , con una concentración media de 0.032 mg L^{-1} ; sin embargo, la mayor parte de estas concentraciones fueron menores o iguales a 0.092 mg L^{-1} . Méndez y Guajardo (1985) reportan concentraciones mayores a las del río en aguas residuales de trazas a 9.75 mg L^{-1} , con una concentración promedio de 1.90 mg L^{-1} . Méndez et al. (1994) registraron concentraciones de cobalto menores a 0.038 mg L^{-1} , con una concentración promedio de 0.015 mg L^{-1} .

La codificación de las concentraciones de cobalto (tabla A. 13) mostró un comportamiento muy semejante a la del cadmio, debido a que en los primeros cinco meses el comportamiento del cobalto fue homogéneo en el río y a partir del mes de febrero se registraron algunas concentraciones altas en casi todos los sitios, principalmente en el mes de mayo de 1995. Además, este elemento no presentó ninguna concentración extraordinaria. Por otro lado, la concentración media más alta, por sitio de muestreo, fue de 0.091 mg L^{-1} en el sitio 4 y la más baja de trazas en los sitios 3, 10, 13, 14 y 15 (cuadro 9. 1). La concentración media más alta, por mes de muestreo, fue de 0.092 mg L^{-1} en el mes de mayo de 1995 y la más baja de trazas en los meses de septiembre a diciembre del mismo año.

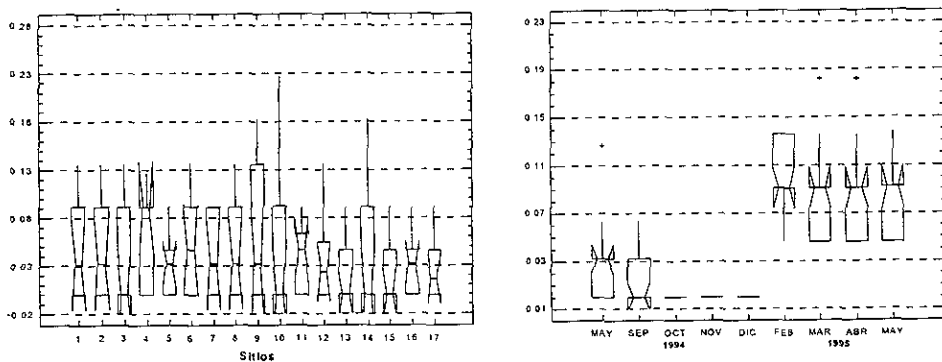


Figura 10. 13. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de cobalto en aguas del río Atoyac.

En el análisis de varianza se destaca que solamente existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de cobalto por mes de muestreo (cuadro 9. 5). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) señaló que las concentraciones de cobalto registradas en los últimos cuatro meses fueron estadísticamente mayores a las demás (fig. 10. 13).

Las concentraciones de cobalto en el río presentaron una relación moderada con las concentraciones de los metales solubles Ni y Pb, y una relación débil con las concentraciones de Cr; con coeficientes de correlación de 0.5061, 0.6300 y 0.4054 respectivamente. Estas relaciones fueron estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) y directamente proporcionales a la concentración de cobalto (cuadro 9. 7).

10. 1. 5. 3. CROMO

La presencia natural de cromo en la corteza terrestre se estima en 0.037%, encontrándose principalmente como cromita (FeCr_2O_4). El Cr se utiliza principalmente en la metalurgia, sirve para la producción de aleaciones y platinados. Sus compuestos son usados en pigmentos, pinturas, cerámicas, tintas, textiles, fungicidas y ladrillos refractarios; estos compuestos también se utilizan en el agua para el control de la

corrosión. El Cr^{6+} es la forma más tóxica, porque puede pasar a través de las membranas celulares más efectivamente que el Cr^{3+} . Estudios epidemiológicos en humanos, muestran una correlación entre el cáncer pulmonar y el contacto con sales de Cr. Otros efectos incluyen: ulceraciones, perforaciones de membranas nasales, problemas respiratorios y enfermedades de la piel (Hansen *et al.*, 1995).

Las concentraciones de cromo en el río variaron de trazas a 0.364 mg L^{-1} , con una concentración media de 0.018 mg L^{-1} ; aunque la mayoría de las concentraciones fueron menores a 0.020 mg L^{-1} . Rodríguez (1992) reporta concentraciones de cromo menores para este río de trazas a 0.037 mg L^{-1} , con una concentración promedio de 0.006 mg L^{-1} . También Méndez y Guajardo (1985) y Méndez *et al.* (1994) registraron concentraciones menores de cromo en aguas residuales de trazas a 0.019 y de 0.003 a 0.038 mg L^{-1} , con concentraciones promedio de 0.005 y 0.013 mg L^{-1} respectivamente. Siebe (1994) encontró concentraciones de este metal de 0.11 ± 0.069 , 0.09 ± 0.049 , 0.08 ± 0.054 y $0.13 \pm 0.090 \text{ mg L}^{-1}$ en los canales de riego Requena, Tlamaco-Juandhó, Atotonilco y El Salto-Tlamaco respectivamente. Carrillo *et al.* (1992) reportan concentraciones de $0.037 \pm 0.016 \text{ mg L}^{-1}$ en 1989 y de $0.046 \pm 0.011 \text{ mg L}^{-1}$ en 1990.

La tabla codificada de las concentraciones de cromo (tabla A. 14) indicó un comportamiento casi uniforme de este elemento, con algunas concentraciones altas principalmente en el mes de septiembre. Además, se registró una concentración extraordinaria severa de 0.364 mg L^{-1} , en el sitio 16, y dos moderadas de 0.076 y 0.075 mg L^{-1} , en los sitios 16 y 11, en los meses de diciembre, febrero y marzo respectivamente. Por otro lado, la concentración media más alta, por sitio de muestreo, fue de 0.019 mg L^{-1} en el sitio 9 y la más baja fue de trazas en los sitios 1, 2, 3 y 13 (cuadro 9. 1). La concentración media más alta, por mes de muestreo, fue de 0.022 mg L^{-1} en el mes de septiembre y la más baja de trazas en los meses de octubre a diciembre.

El análisis de varianza mostró que existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de cromo por mes de muestreo (cuadro

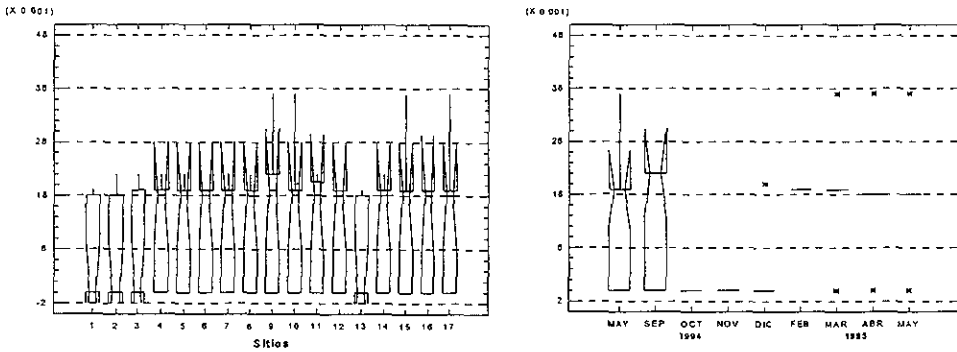


Figura 10. 14. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de cromo en aguas del río Atoyac.

9. 5). Tanto en la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) como en la figura 10. 14, se observa que las diferencias se presentaron entre los meses donde las concentraciones de este metal fueron de trazas respecto a los meses donde las concentraciones fueron significativas.

Las concentraciones de cromo en el agua exhibieron una relación moderada con las concentraciones de Pb y una relación débil con las concentraciones de Ni, con coeficientes de correlación de 0.5654 y 0.3674 respectivamente; además, estas relaciones fueron estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) y directamente proporcionales a la concentración de este metal (cuadro 9. 7).

10. 1. 5. 4. NIQUEL

La concentración promedio de níquel en la corteza terrestre es de alrededor de 75 mg Kg^{-1} , constituyendo $\approx 0.016\%$ de la masa total. Los principales minerales que forma este metal son: pentlandita $((\text{FeNi})_9\text{S}_8)$, milerita (NiS) y garnierita $(\text{Ni}(\text{Hg})_6\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8)$. El Ni y sus compuestos son usados en la producción de aleaciones, platinado, manufactura de baterías, tintes, fungicidas y pigmentos. Está presente en el aceite crudo. El Ni es considerado un metal traza esencial, pero en

concentraciones elevadas puede ser carcinogénico y teratogénico. Este efecto se ha visto magnificado por la presencia de otros metales como Co, Fe y Zn (Hansen *et al.*, 1995).

La concentración mínima de níquel en el río fue de trazas y la máxima de 0.139 mg L⁻¹, con una concentración media de 0.035 mg L⁻¹; no obstante, la mayoría de las concentraciones fueron menores o iguales a 0.071 mg L⁻¹. Las concentraciones de níquel son mayores a las registradas por Rodríguez (1992) en este río de trazas a 0.068 mg L⁻¹, con una concentración promedio de 0.018 mg L⁻¹. Méndez y Guajardo (1985) y Méndez *et al.* (1994) reportan concentraciones de este metal en aguas residuales de 0.20 a 1.25 y de 0.007 a 0.065 mg L⁻¹, con concentraciones promedio de 0.570 y 0.029 mg L⁻¹ respectivamente. Carrillo *et al.* (1992) encontraron concentraciones de níquel de 0.212 ± 0.028 mg L⁻¹ en 1989 y de 0.064 ± 0.034 mg L⁻¹ en 1990.

En la codificación de las concentraciones de níquel (tabla A. 15) se aprecian concentraciones altas, principalmente en los sitios 9 y 17 así como en los meses de febrero y mayo del mismo año; aunque no se registraron concentraciones extraordinarias de este metal. Por otro lado, la concentración media más alta, por sitio de muestreo, fue de 0.093 mg L⁻¹ en el sitio 17 y la más baja de trazas en los sitios 1, 2, 11 y 14 (cuadro 9. 1). Además, al igual que el cobalto, la concentración media más alta de níquel, por mes de muestreo, se registró en el mes de mayo de 1995 y la más baja en los meses de septiembre a diciembre del mismo año, de 0.071 mg L⁻¹ y trazas respectivamente.

El análisis de varianza señaló que únicamente existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de níquel por mes de muestreo (cuadro 9. 5). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) indicó que los meses de septiembre a diciembre, donde se presentaron concentraciones trazas de este elemento, fueron diferentes a los demás meses (fig. 10. 15).

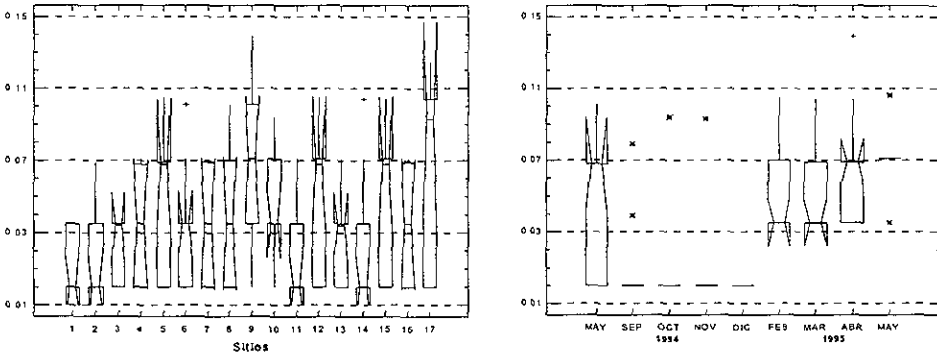


Figura 10. 15. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de níquel en aguas del río Atoyac.

Las concentraciones de níquel en el río presentaron una relación débil, pero estadísticamente significativa (con $\alpha = 0.05$), con las concentraciones de Pb, con un coeficiente de correlación de 0.4175 (cuadro 9. 7).

10. 1. 5. 5. PLOMO

El plomo es raramente encontrado como metal libre en la naturaleza, sin embargo es constituyente de diversos minerales, principalmente galeana (PbS). Forma también otros minerales, como la anglesita ($PbSO_4$) y cerrusita ($PbSO_3$). El Pb es un metal blando y pesado, resiste la corrosión. Se emplea para hacer las placas de los acumuladores. Su aleación con el Li sirve para hacer protectores contra la radiactividad. El Pb se considera tóxico para humanos. Substituyendo al Ca en el tejido óseo, se acumula y presenta efectos tanto de envenenamiento como daños neurológicos y renales así como inhibición del desarrollo motor de infantes (Hansen *et al.*, 1995).

Las concentraciones de plomo en el río variaron de trazas a 0.517 mg L^{-1} , con una concentración media de 0.109 mg L^{-1} ; sin embargo, la mayoría de estas concentraciones fueron menores o iguales a 0.172 mg L^{-1} . Rodríguez (1992) reporta

concentraciones menores de plomo en este río de 0.017 a 0.141 mg L⁻¹, con una concentración promedio de 0.060 mg L⁻¹; también Méndez y Guajardo (1985) registraron concentraciones menores en aguas residuales de 0.025 a 0.044 mg L⁻¹, con una concentración promedio de 0.035 mg L⁻¹. Méndez *et al.* (1994) encontraron concentraciones de 0.025 a 0.342 mg L⁻¹, con una concentración promedio de 0.113 mg L⁻¹, en aguas residuales. Siebe (1994) reporta concentraciones de este elemento de 0.08 ± 0.026 , 0.10 ± 0.021 , 0.08 ± 0.043 y 0.15 ± 0.10 mg L⁻¹ en los canales de riego Requena, Tlamaco-Juandhó, Atotonilco y El Salto-Tlamaco respectivamente. Carrillo *et al.* (1992) registraron concentraciones de 0.037 ± 0.016 mg L⁻¹ en 1989 y de 0.046 ± 0.011 mg L⁻¹ en 1990. Hernández y Ribera (1996) reportan concentraciones de plomo de trazas a 0.357 mg L⁻¹ en aguas residuales del río "La Compañía".

Al codificar las concentraciones de plomo (tabla A. 16) se observó un comportamiento análogo al cadmio y cobalto, ya que este elemento mostró un comportamiento homogéneo en el río durante los primeros meses y a partir del mes de febrero se registraron algunas concentraciones altas. Además, solamente se registró una concentración extraordinaria moderada de 0.571 mg L⁻¹ en el sitio 3, en el mes de abril. Por otro lado, los sitios 11 y 16 presentaron la concentración media más alta de 0.172 mg L⁻¹ y los sitios 1, 3 y 4 la más baja de trazas (cuadro 9. 1). La concentración media más alta, por mes de muestreo, fue de 0.172 mg L⁻¹ en los meses de febrero a mayo del mismo año y la más baja de trazas en los meses de mayo, octubre, noviembre y diciembre del mismo año.

En el análisis de varianza se aprecia que solamente existieron diferencias significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de plomo por mes de muestreo (cuadro 9. 5). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) mostró que las principales diferencias en las concentraciones de este metal se presentaron entre los meses de octubre, noviembre y diciembre respecto a los meses de febrero a mayo de 1995. Las concentraciones de plomo aumentan ligeramente del mes de mayo a septiembre de 1994, en los tres meses siguientes las

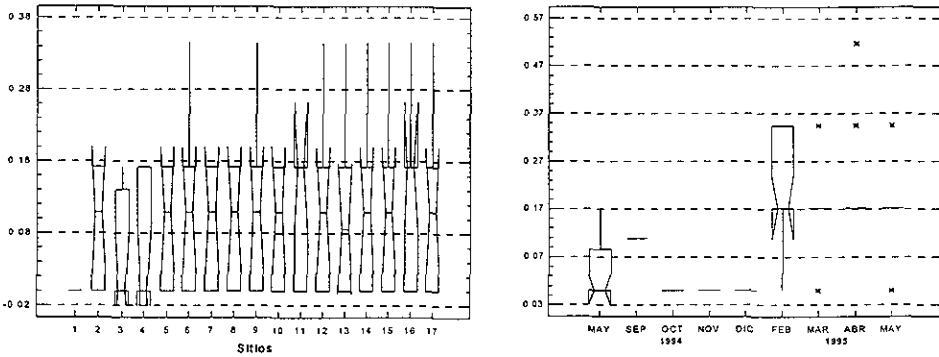


Figura 10. 16. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de plomo en aguas del río Atoyac.

concentraciones registradas fueron de trazas y en el mes de febrero se incrementan significativamente las concentraciones de este metal, permaneciendo constantes en los meses de marzo a mayo de 1995 (prueba de Bonferroni y fig. 10. 16).

10.2. SEDIMENTO

10.2.1. pH

Los valores de pH en el sedimento del río Atoyac, en el trayecto de Río Frío a la Ciudad de Puebla, fluctuaron de 4.2 a 7.9 con un valor medio de 6.9; aunque la mayoría de los valores se encontraron entre 6.1 y 7.4. Bustos *et al.* (1992) reportaron valores de pH ligeramente mayores de 7.7 a 8.0 y de 7.15 a 8.15 en el sedimento de los ríos Tajo y Jarama, con valores promedio de 7.81 y 7.65 respectivamente, en un estudio de la calidad de las aguas de estos ríos en los tramos correspondientes a la comunidad de Madrid, España.

Al codificar los valores de pH en el sedimento (tabla A. 17) se aprecia que los valores altos se presentaron principalmente del sitio 5 al 8 y los valores bajos en los

sitios 12 y 13, en la mayor parte de los meses muestreados. También se observa que se registraron tres valores de pH extraordinarios, respecto al valor medio, uno severo de 4.2 en el sitio 4 y dos moderados de 5.4 y 5.5 en los sitios 12 y 13, en los meses de septiembre, febrero y mayo de 1994 respectivamente. Por otro lado, el valor medio de pH más bajo, por sitio de muestreo, fue de 5.8 en el sitio 12 y el más alto de 7.4 en los sitios 5 y 8 (cuadro 9. 3). Así como el valor medio más bajo de pH, por mes de muestreo, fue de 6.45 en mayo de 1994 y el más alto de 7.2 en los meses de noviembre y febrero.

El análisis de varianza mostró que existieron diferencias estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de los valores de pH en el sedimento, tanto por sitio como por mes de muestreo (cuadro 9. 6). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por sitio de muestreo, indicó que las principales diferencias se presentaron entre los sitios 12 y 13 con los sitios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 y 14. Además, los valores de pH se mantienen casi constantes en los tres primeros sitios, incrementándose ligeramente en los sitios 4 y 5. En el sitio 6 estos valores disminuyen levemente permaneciendo constantes hasta el sitio 8 y en el sitio 12 disminuyen drásticamente, siendo el sitio 10 un punto intermedio en esta disminución. En el sitio 13 los valores aumentan ligeramente y en el sitio 14 se observa un incremento significativo en estos valores. En los sitios 15 y 16 los valores de pH fluctúan sin que hubiera diferencias estadísticamente significativas (prueba de Bonferroni y fig. 10. 17). Los valores de pH en el sedimento mostraron un comportamiento muy similar a los valores de este parámetro en el agua, debido a que los valores de pH fueron modificados por descargas residuales al río, principalmente en los sitios 5 y 12; no obstante, tienden a restablecerse por la incorporación de diferentes afluentes en su recorrido. Por otro lado, la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por mes de muestreo, señala que los valores de pH en el mes de noviembre fueron estadísticamente mayores a los valores de los meses mayo de 1994, septiembre y marzo. Los valores de pH aumentan gradualmente de mayo a noviembre del mismo año, a partir de este mes los

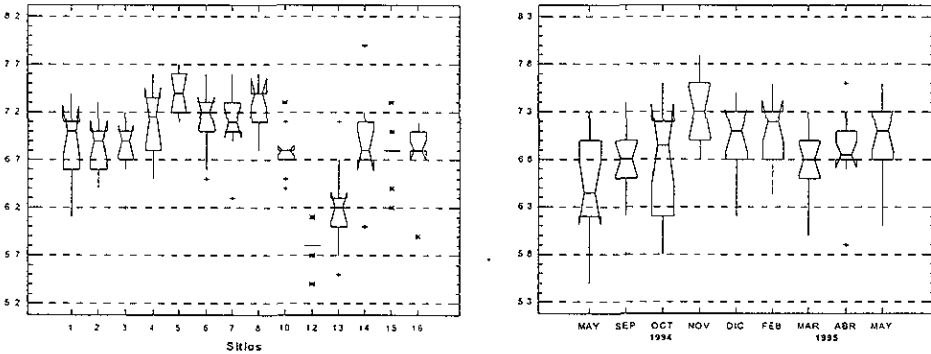


Figura 10. 17. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para los valores de pH en los sedimentos del río Atoyac.

valores disminuyen paulatinamente hasta el mes de marzo, volviendo a incrementarse ligeramente en los dos últimos meses (fig. 10. 17).

Los valores de pH en el sedimento exhibieron una relación débil, pero estadísticamente significativa (con $\alpha = 0.05$), con los valores del por ciento de materia orgánica y las concentraciones de cadmio, cromo, níquel y plomo, con coeficientes de correlación de -0.4292, -0.2941, -0.3351, -0.2090 y -0.4295 respectivamente. Todas estas relaciones fueron inversamente proporcionales a los valores de pH (cuadro 9. 8).

10. 2. 2. MATERIA ORGANICA

Los valores del por ciento de materia orgánica en el sedimento del río variaron de 0.0 a 5.33 %, con un valor medio de 0.86 %; sin embargo, la mayor parte de estos valores se encontraron entre 0.10 y 3.15 %. Estos valores fueron ligeramente menores a los reportados por Alvarez *et al.* (1986) que encontraron valores de 0.01 a 4.80 %, con un valor promedio de 1.36 %, en los sedimentos del río Blanco, en Veracruz, en una investigación sobre los factores que influyen en la acumulación de metales en el sedimento Pardo *et al.* (1990) mencionan valores de 2.60 a 5.80 %, con un valor promedio de 4.72 %, en los sedimentos del río Pisuerga, principal tributario del río

Duero, el cual atraviesa la Cd. de Valladolid, en España, y recibe tanto efluentes municipales como industriales. Bustos *et al.* (1992) reportan valores de 0.38 a 4.28 y de 0.07 a 10.5 % en los ríos Tajo y Jarama, con valores promedio de 2.28 y 4.08 %.

En la codificación de los valores del por ciento de materia orgánica (tabla A. 18) se observa que las concentraciones altas predominaron, sobre todo, en los tres últimos meses de muestreo y en los sitios 1 y 12, así como las concentraciones bajas en el mes de noviembre y en los sitios 5, 6 y 7. Además, se registraron cuatro valores extraordinarios moderados del por ciento de materia orgánica, respecto al valor medio, de 4.25 y 4.71 % en mayo de 1994, 5.33 % en octubre y 4.25 % en mayo de 1995; en los sitios 8, 12, 1 y 15 respectivamente. Por otro lado, el sitio 5 presentó el valor medio del por ciento de materia orgánica más bajo de 0.20 % y el sitio 12 el más alto de 3.15 % (cuadro 9. 3). De igual manera, el mes de noviembre presentó el valor medio más bajo de 0.20 % y el mes de marzo el más alto de 1.86 %.

Los valores del por ciento de materia orgánica se tuvieron que reexpresar para el análisis de varianza mediante una transformación potencial, tanto por sitio como por mes de muestreo (cuadro 9. 4). Este análisis destacó que existieron diferencias estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de los valores del por ciento de materia orgánica por sitio de muestreo, así como por mes de muestreo (cuadro 9. 6). En la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por sitio de muestreo, se observa que los valores del por ciento de materia orgánica en el sitio 12 son estadísticamente mayores a los valores de los sitios 5, 6 y 7. En el sedimento, estos valores disminuyen progresivamente del sitio 1 al 6, y a partir de este punto, los valores aumentan gradualmente hasta el sitio 12. En el sitio 13 los valores disminuyen ligeramente permaneciendo casi constantes en los sitios 14, 15 y 16 (prueba de Bonferroni y fig. 10. 18). Este comportamiento sugiere que los valores del por ciento de materia orgánica fueron influenciados por la incorporación de distintos afluentes al río, siendo más evidente entre los sitios 5, 6 y 7 respecto al sitio 12. Por otro lado, la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por mes de

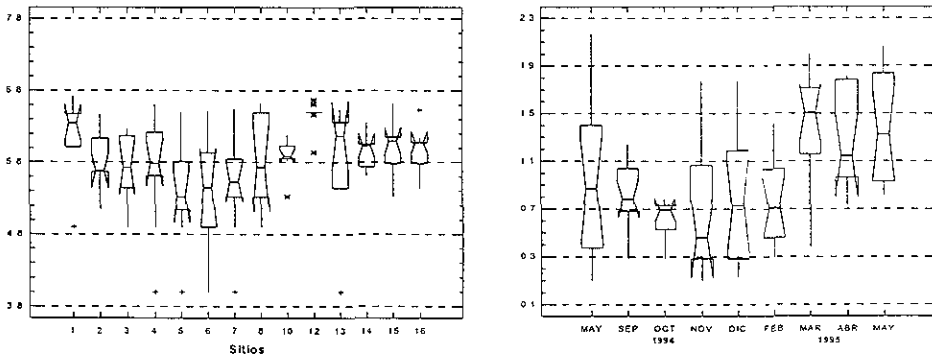


Figura 10. 18. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para los valores del por ciento de materia orgánica en los sedimentos del río Atoyac.

muestreo, exhibe que las principales diferencias de estos valores se presentaron entre los meses de septiembre a febrero respecto a los meses de marzo y mayo del mismo año. Además, los valores del por ciento de materia orgánica disminuyen paulatinamente de mayo a noviembre del mismo año y en los meses subsecuentes estos valores se incrementan continuamente hasta el mes de marzo, permaneciendo constantes en los dos últimos meses (fig. 10. 18).

Los valores del por ciento de materia orgánica únicamente presentaron una relación débil y directamente proporcional a las concentraciones de cadmio en el sedimento, con un coeficiente de correlación de 0.2346 (cuadro 9. 8)

10. 2. 3. CARBONATOS

Los valores del por ciento de carbonatos en el sedimento del río fluctuaron de 0.98 a 3.33 %, con un valor medio de 1.63 %; no obstante, la mayoría de los valores variaron de 1.24 a 2.09 %. Alvarez *et al.* (1986) reportan valores mayores a los de este trabajo, de 6.46 a 19 15 %, con un valor promedio de 9.79 %, en los sedimentos del río

Blanco; al igual que Pardo *et al.* (1990) que mencionan valores de 6.13 a 25.49 %, en los sedimentos del río Pisurga, con un valor medio de 17.60 %.

La tabla codificada de los valores del por ciento de carbonatos (tabla A. 19) mostró un comportamiento heterogéneo en los primeros sitios, del 1 al 8, debido a que la gran mayoría de los valores altos y bajos se registraron en estos sitios; y un comportamiento más homogéneo a partir del sitio 10. Además, se registraron tres valores extraordinarios del por ciento de carbonatos, respecto al valor medio, dos en el mes de mayo de 1994 de 2.80 y 3.33 %, éste último severo, y uno moderado en el mes de diciembre de 2.93 %; en los sitios 8, 6 y 5 respectivamente. El valor medio más alto del por ciento de carbonatos, por sitio de muestreo, fue de 1.83 % en el sitio 3 y el más bajo de 1.31 % en el sitio 1 (cuadro 9. 3). Así como el valor medio más bajo, por mes de muestreo, fue de 1.31 % en noviembre y el más alto de 2.03 % en mayo de 1994.

En el análisis de varianza se aprecia que solamente existieron diferencias estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de los valores del por ciento de carbonatos por mes de muestreo (cuadro 9. 6). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) señaló que los valores en el mes de mayo de

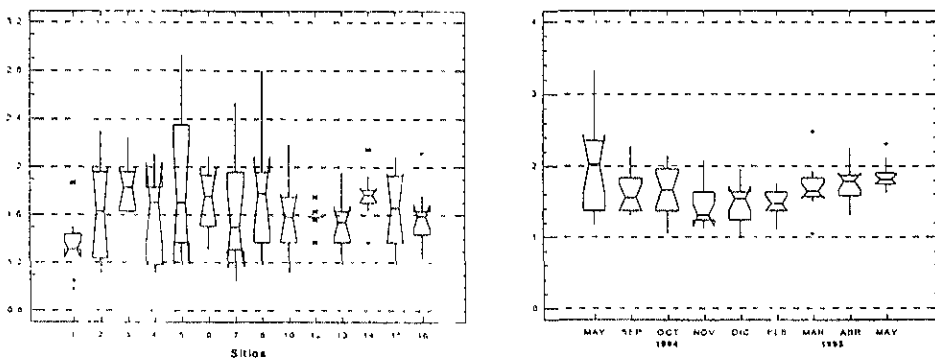


Figura 10. 19. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para los valores del por ciento de carbonatos en los sedimentos del río Atoyac.

1994 fueron estadísticamente mayores a los valores de los meses de noviembre, diciembre y febrero; sin embargo, el comportamiento de estos valores muestra una disminución paulatina de mayo a noviembre del mismo año, y a partir de este último mes, un aumento progresivo en los valores del por ciento de carbonatos (fig. 10. 19).

Los valores del por ciento de carbonatos exhibieron una relación débil y directamente proporcional a las concentraciones de níquel en el sedimento, con un coeficiente de correlación de 0.2489 (cuadro 9. 8).

10. 2. 4. METALES

10. 2. 4. 1. CADMIO

La concentración mínima de cadmio registrada en el sedimento del río Atoyac fue de 0.195 mg kg^{-1} y la máxima de 0.977 mg kg^{-1} , con una concentración media de 0.478 mg kg^{-1} ; aunque la mayor parte de estas concentraciones se encontraron entre 0.358 y 0.687 mg kg^{-1} . Concentraciones mayores de este metal en sedimentos de ríos son reportadas por varios autores; Alvarez *et al.* (1986) mencionan concentraciones de 0.90 a 1.89 mg kg^{-1} , con una concentración promedio de 1.50 mg kg^{-1} , en los sedimentos del río Blanco; Botello y Páez-Osuna (1986 cit. por Villanueva y Botello, 1992) encontraron concentraciones de $1.64 \pm 0.54 \text{ mg kg}^{-1}$ en sedimentos superficiales del río Coatzacoalcos, en Veracruz; y Pardo *et al.* (1990) reportan concentraciones de 0.22 a 2.24 mg kg^{-1} en sedimentos del río Pisuerga, con una concentración promedio de 1.05 mg kg^{-1} .

Al codificar las concentraciones de cadmio en el sedimento del río (tabla A. 20) se distinguió un comportamiento casi homogéneo con algunas concentraciones altas, principalmente en los sitios 10, 12 y 13, y algunas bajas en los sitios del 1 al 8. Además, solamente se registró una concentración extraordinaria moderada de este metal, respecto a la concentración media, de 0.977 mg kg^{-1} en el sitio 12, en el mes de marzo. Por otro lado, la concentración media más baja, por sitio de muestreo, se presentó en el sitio 7 de 0.421 mg kg^{-1} y la más alta en el sitio 12 de 0.689 mg kg^{-1}

(cuadro 9. 3). De igual manera, la concentración media más baja, por mes de muestreo, fue de 0.358 mg kg^{-1} en el mes de abril y la más alta de 0.597 mg kg^{-1} en el mes de diciembre.

El análisis de varianza señaló que únicamente existieron diferencias estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de cadmio en el sedimento por sitio de muestreo (cuadro 9. 6). En la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) se aprecia que las concentraciones de este metal en el sitio 12 fueron estadísticamente mayores a las concentraciones de los sitios 1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 15 y 16. En el sedimento, las concentraciones de cadmio fluctuaron en los primeros sitios sin que hubiera diferencias significativas, y entre el sitio 8 y 12 el incremento en las concentraciones es significativo, siendo el sitio 10 un punto intermedio en este aumento. A partir del sitio 12, las concentraciones disminuyen paulatinamente hasta el sitio 16, siendo estadísticamente diferentes el sitio 12 respecto al 15 y 16 (prueba de Bonferroni y fig. 10. 20). El comportamiento de cadmio en el sedimento indica que en el sitio 12 hay una mayor acumulación de este metal debido principalmente a la incorporación de aguas residuales al río.

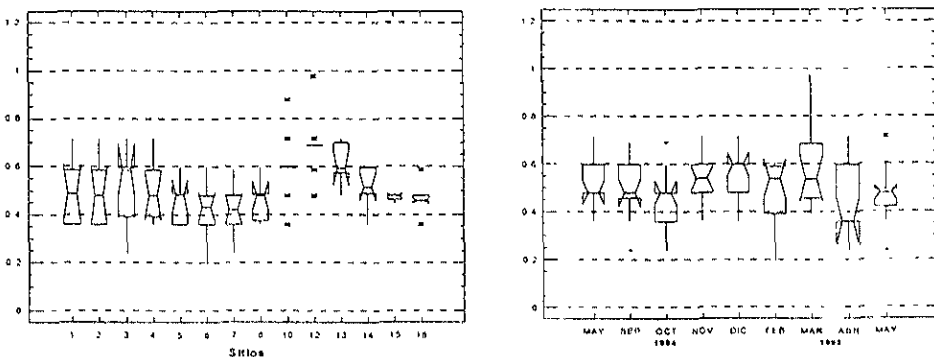


Figura 10. 20. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de cadmio en los sedimentos del río Atoyac

Las concentraciones de cadmio en el sedimento mostraron una relación débil respecto a las concentraciones de cobalto, cromo y plomo, con coeficientes de correlación de 0.2113, 0.3559 y 0.3712. Todas estas relaciones fueron estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) y directamente proporcionales a las concentraciones de este metal (cuadro 9. 8).

10. 2. 4. 2. COBALTO

Las concentraciones de cobalto en el sedimento fluctuaron de 1.645 a 10.417 mg Kg⁻¹, con una concentración media de 6.250 mg Kg⁻¹; sin embargo, la mayoría de las concentraciones variaron de 4.112 a 7.401 mg Kg⁻¹. Alvarez *et al.* (1986) encontraron concentraciones mayores de este metal en los sedimentos del río Blanco de 18.6 a 31.6 mg Kg⁻¹, con una concentración promedio de 25.03 mg Kg⁻¹. Pardo *et al.* (1990) también mencionan concentraciones mayores de 1.91 a 27.31 mg Kg⁻¹, con una concentración promedio de 11.41 mg Kg⁻¹, en los sedimentos del río Pisuerga.

La codificación de las concentraciones de cobalto en el sedimento (tabla A. 21) exhibió que los sitios 1 y 5 registraron principalmente concentraciones bajas de este metal y los sitios 3, 4, 5 y del 10 al 16 concentraciones altas. También se observa en la misma tabla, que se presentaron dos concentraciones extraordinarias moderadas, menores a la concentración media, en los sitios 1 y 5 de 1.645 mg Kg⁻¹, en el mes de mayo de 1994 y de 1995; así como dos concentraciones moderadas mayores a la concentración media en los sitios 4 y 13 de 10.417 mg Kg⁻¹, en los meses de marzo y abril. Por otro lado, la concentración media más baja, por sitio de muestreo, fue de 3.289 mg Kg⁻¹ en el sitio 1 y la más alta de 7.292 mg Kg⁻¹ en el sitio 3, al igual que los valores del por ciento de carbonatos (cuadro 9. 3). La concentración media más alta, por mes de muestreo, fue de 7.292 mg Kg⁻¹ en el mes de febrero y la más baja de 4.934 mg Kg⁻¹ en los meses de mayo y noviembre del mismo año.

En el análisis de varianza se observa que existieron diferencias estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de cobalto,

únicamente por sitio de muestreo (cuadro 9. 6). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) mostró que las concentraciones de este metal en el sitio 1 fueron estadísticamente menores a las concentraciones de la mayoría de los sitios. Las concentraciones de cobalto se incrementan significativamente del sitio 1 al 2 y ligeramente del sitio 2 al 3. En el sitio 4 las concentraciones disminuyen levemente y en el sitio 5 la disminución es significativa, respecto al sitio anterior. A partir del sitio 5, el incremento en las concentraciones de este metal es gradual hasta el sitio 16; aunque en el sitio 13 se aprecia una disminución, no fue estadísticamente significativa (prueba de Bonferroni y fig. 10. 21). El comportamiento de la concentración de cobalto sugiere que las variaciones en la acumulación de este metal en el sedimento en los primeros sitios se deben a la incorporación de aguas residuales y afluentes de buena calidad al río, siendo el sitio 3 el más afectado; y a partir del sitio 5 predominan las descargas de aguas residuales debido a la acumulación progresiva de este metal.

Las concentraciones de cobalto presentaron una relación moderada con las concentraciones de cromo, níquel y plomo en el sedimento, con coeficientes de

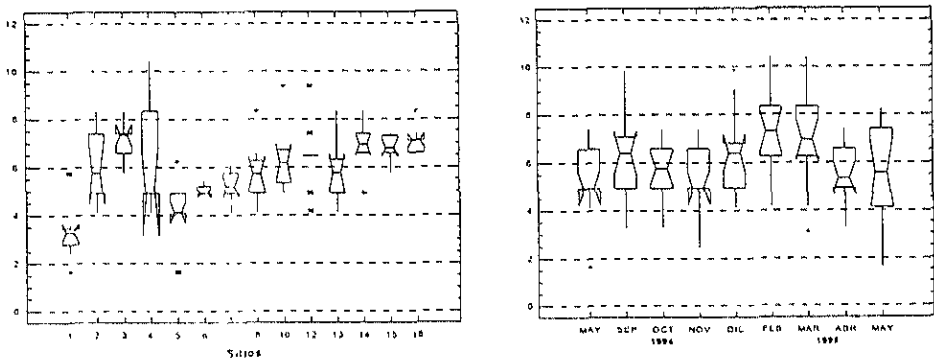


Figura 10. 21. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de cobalto en los sedimentos del río Atoyac

correlación de 0.6818, 0.5429 y 0.5298 respectivamente; estas relaciones fueron directamente proporcionales a las concentraciones de este metal (cuadro 9. 8).

10. 2. 4. 3. CROMO

Las concentraciones de cromo en el sedimento del río se encontraron entre 0.410 y 23.0 mg Kg⁻¹, con una concentración media de 6.984 mg Kg⁻¹; no obstante, la mayor parte de estas concentraciones fluctuaron entre 3.894 y 11.771 mg Kg⁻¹. Alvarez *et al.* (1986) reportan concentraciones mayores de este metal en los sedimentos del río Blanco de 60.3 a 96.6 mg Kg⁻¹, con una concentración promedio de 74.97 mg Kg⁻¹. Rosales *et al.* (1986 cit. por Villanueva y Botello, 1992) mencionan concentraciones de 66.18 ± 15.64 mg Kg⁻¹ en sedimentos superiores del río Papaloapan, en Veracruz. Botello y Páez-Osuna (1986 cit. por Villanueva y Botello, 1992) encontraron concentraciones de cromo de 71.80 ± 27.90 mg Kg⁻¹, en los sedimentos superficiales del río Coatzacoalcos. Bustos *et al.* (1992) reportan concentraciones mayores de cromo de trazas a 74 y de 1 a 45 mg Kg⁻¹, en los sedimentos de los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 18.0 y 10.17 mg Kg⁻¹ respectivamente.

Al codificar las concentraciones de cromo en el sedimento (tabla A.22) se observó que las concentraciones bajas de este metal predominaron del sitio 1 al 8, sobre todo en los sitios 1 y 5, y las concentraciones altas a partir del sitio 10, esencialmente en los sitios 12, 14 y 16. Además, únicamente se registró una concentración extraordinaria moderada de cromo de 23.0 mg Kg⁻¹ en el sitio 10, en el mes de marzo. Por otro lado, el sitio 1 presentó la concentración media más baja de cromo y el sitio 14 la más alta, de 2.049 y 12.314 mg Kg⁻¹ respectivamente (cuadro 9. 3). Así como el mes de noviembre presentó la concentración media más baja de 5.328 mg Kg⁻¹ y el mes de febrero la más alta de 9.750 mg Kg⁻¹.

El análisis de varianza indicó que existieron diferencias estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de cromo por sitio de muestreo; mientras que, no hubo diferencias entre las medias por mes de muestreo

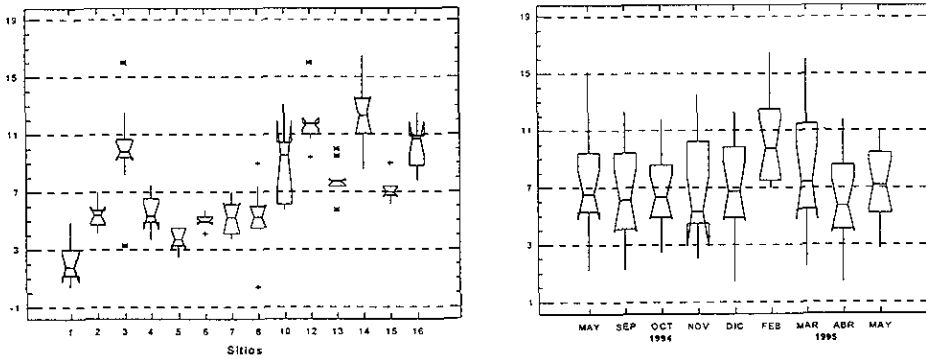


Figura 10. 22. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de cromo en los sedimentos del río Atoyac.

(cuadro 9. 6). En la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) se destaca que las principales diferencias en la concentración de este metal fueron entre los sitios 1, 2, 5, 6, 7 y 8 respecto a los sitios 3, 10, 12, 14 y 16. En el sedimento, las concentraciones de cromo se incrementan marcadamente del sitio 1 al 3, siendo el sitio 2 un punto intermedio en este incremento. En el sitio 4 estas concentraciones disminuyen significativamente y en el sitio 5 disminuyen ligeramente, A partir de este punto, las concentraciones aumentan gradualmente hasta el sitio 8 y en el sitio 10 el incremento es significativo. En el sitio 12 hay un ligero aumento en las concentraciones; sin embargo, después de este sitio las concentraciones de cromo disminuyen y aumentan alternadamente entre los sitios, siendo estas variaciones estadísticamente significativas (prueba de Bonferroni y fig. 10. 22). Este comportamiento sugiere que las variaciones en la acumulación de este metal en el sedimento se deben, principalmente, a la incorporación de aguas residuales así como de diversos afluentes al río, siendo los sitio 3, 10, 12 y 14 los más afectados.

Las concentraciones de cromo mostraron una relación moderada y directamente proporcional a las concentraciones de níquel y plomo, con coeficientes de correlación de 0.5742 y 0.7019 respectivamente (cuadro 9. 8).

10. 2. 4. 4. NIQUEL

Las concentraciones de níquel en el sedimento del río variaron de 3.571 a 25.0 mg Kg⁻¹, con una concentración media de 11.612 mg Kg⁻¹; aunque la mayoría de las concentraciones se encontraron entre 8.036 y 16.406 mg Kg⁻¹. Las concentraciones de este metal en el sedimento son menores a las reportadas por Alvarez *et al.* (1986) en los sedimentos del río Blanco de 16.9 a 41.1 mg Kg⁻¹, con una concentración promedio de 26.57 mg Kg⁻¹; así como también a las concentraciones encontradas por Pardo *et al.* (1990) de 5.66 a 85.82 mg Kg⁻¹ en los sedimentos del río Pisuega, con una concentración promedio de 46.51 mg Kg⁻¹. Bustos *et al.* (1992) mencionan concentraciones mayores de este metal de 9 a 23 y de 5 a 19 mg Kg⁻¹ en los sedimentos de los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 13.40 y 10.50 mg Kg⁻¹ respectivamente.

La codificación de las concentraciones de níquel en el sedimento (tabla A. 23) indicó que en los sitios 1, 5 y 7 se registraron, principalmente, las concentraciones bajas de este metal y en los sitios 3, 10 y 14 las concentraciones altas. Además, el sitio 10 presentó dos concentraciones extraordinarias moderadas, respecto a la concentración media, de 22.321 y 21.175 mg Kg⁻¹, en los meses de septiembre y marzo; y los sitios 3 y 14 presentaron una concentración moderada de 25.0 y 22.321 mg Kg⁻¹ respectivamente, en el mes de mayo de 1994. Por otro lado, la concentración media más baja de níquel, por sitio de muestreo, fue de 4.464 mg Kg⁻¹ en el sitio 1 y la más alta de 16.418 mg Kg⁻¹ en el sitio 10 (cuadro 9. 3). La concentración media más alta, por mes de muestreo, fue de 14.733 mg Kg⁻¹ en mayo de 1994 y la más baja de 10.929 mg Kg⁻¹ en febrero.

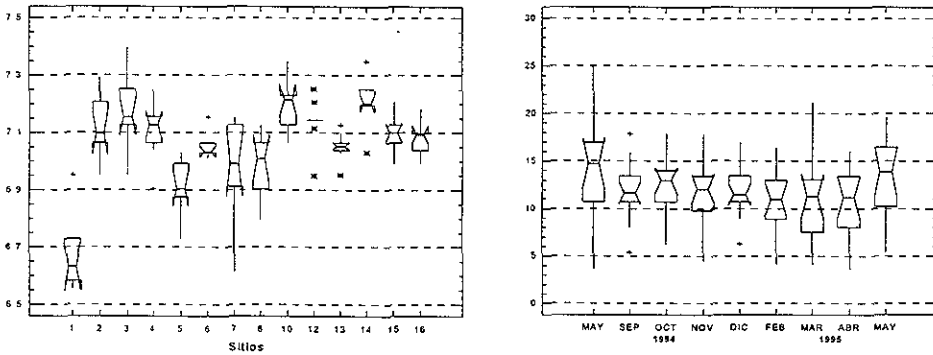


Figura 10. 23. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de níquel en los sedimentos del río Atoyac.

Los valores de las concentraciones de níquel, por sitio de muestreo, se tuvieron que reexpresar para el análisis de varianza mediante una transformación potencial (cuadro 9. 4) Este análisis muestra que solamente existieron diferencias estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de níquel por sitio de muestreo (cuadro 9. 6). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza) exhibió que las concentraciones de este metal en el sitio 1 fueron estadísticamente menores a todas las demás. Además, las concentraciones de níquel se incrementan significativamente del sitio 1 al 2 y se mantienen casi constantes hasta el sitio 4, ya que en el sitio 3 hay un ligero incremento. En el sitio 5 las concentraciones disminuyen significativamente y aumentan levemente en el sitio 6 manteniéndose constantes hasta el sitio 8. En el sitio 10 el incremento en las concentraciones es significativo y disminuye gradualmente en los sitios 12 y 13, aunque en el sitio 14 el aumento es marcado no fue estadísticamente significativo. En los sitios 15 y 16 las concentraciones disminuyen ligeramente (prueba de Bonferroni y fig. 10. 23). El hecho de que las concentraciones de este metal en el sedimento del sitio 1 sean menores a las concentraciones de los demás sitios indica que el río recibe, a partir del

sitio 2, aportaciones principalmente de aguas residuales; siendo los sitios 3, 10 y 14 los más afectados.

Las concentraciones de níquel exhibieron una relación débil, pero estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$), con las concentraciones de plomo en el sedimento, con un coeficiente de correlación de 0.3446; además, esta relación fue directamente proporcional a las concentraciones de este metal (cuadro 9. 8).

10. 2. 4. 5. PLOMO

La concentración mínima de plomo registrada en el sedimento del río fue de 2.083 mg Kg⁻¹ y la máxima de 86.364 mg Kg⁻¹, con una concentración media de 10.417 mg Kg⁻¹; sin embargo, la mayoría de estas concentraciones variaron desde 4.167 hasta 22.822 mg Kg⁻¹. Concentraciones mayores de este metal son reportadas en sedimentos de distintos ríos por varios autores; Alvarez *et al.* (1986) mencionan concentraciones de 13.7 a 48.8 mg Kg⁻¹, con una concentración promedio de 25.86 mg Kg⁻¹, en los sedimentos del río Blanco; Rosales *et al.* (1986 cit. por Villanueva y Botello, 1992) encontraron concentraciones de 17.36 ± 30.19 mg Kg⁻¹ en los sedimentos superficiales del río Papaloapan; Botello y Páez-Osuna (1986 cit. por Villanueva y Botello, 1992) reportan concentraciones de 43.53 ± 5.11 mg Kg⁻¹ en los sedimentos del río Coatzacoalcos; Pardo *et al.* (1990) mencionan concentraciones de plomo de 8.88 a 30.24 mg Kg⁻¹, con una concentración promedio de 18.77 mg Kg⁻¹, en los sedimentos del río Pisuerga; y Bustos *et al.* (1992) reportan concentraciones de 10 a 71 y de 2 a 81 mg Kg⁻¹ en los sedimentos de los ríos Tajo y Jarama, con concentraciones promedio de 29.80 y 27.17 mg Kg⁻¹ respectivamente.

La tabla codificada de las concentraciones de plomo en el sedimento (tabla A. 24) mostró que en los sitios del 1 al 8 predominaron, principalmente, las concentraciones bajas y a partir del sitio 10 las concentraciones altas. Además, este metal fue el que presentó el mayor número de concentraciones extraordinarias en el sedimento; el sitio 15 registró cuatro concentraciones extraordinarias de 27.516,

86.364, 27.516 y 54.167 mg Kg⁻¹, la primera y la tercera concentraciones moderadas, en los meses de diciembre, febrero, marzo y mayo de 1995; el sitio 16 presentó tres concentraciones extraordinarias moderadas de 35.417, 27.083 y 31.818 mg Kg⁻¹, en los meses de mayo de 1994, noviembre y febrero; el sitio 10 registró dos concentraciones moderadas de 29.167 y 31.818 mg Kg⁻¹, en los meses de mayo de 1994 y marzo; y por último el sitio 12 presentó una concentración moderada de 27.273 mg Kg⁻¹ en el mes de marzo. Por otro lado, el sitio 7 presentó la concentración media más baja de 4.545 mg Kg⁻¹ y el sitio 16 la más alta de 24.400 mg Kg⁻¹ (cuadro 9. 3). La concentración media más alta, por mes de muestreo, fue de 15.909 mg Kg⁻¹ en marzo y la más baja de 6.250 mg Kg⁻¹ en abril.

Los valores de las concentraciones de plomo en el sedimento se tuvieron que reexpresar para el análisis de varianza mediante una transformación potencial, tanto por sitio de muestreo como por mes de muestreo (cuadro 9. 4). El análisis de varianza señala que existieron diferencias estadísticamente significativas (con $\alpha = 0.05$) entre las medias de las concentraciones de plomo por sitio de muestreo, así como por mes de muestreo (cuadro 9. 6). La prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por sitio de muestreo, destacó que las principales diferencias en las concentraciones de este metal fueron entre el sitio 7 y los sitios 10, 12, 13, 14, 15 y 16. En el sedimento, las concentraciones de plomo se incrementaron gradualmente del sitio 1 al 3 y disminuyen sucesivamente del sitio 3 al 7. A partir de este último sitio, las concentraciones aumentan paulatinamente hasta el sitio 16, pese a que hubo un incremento marcado en el sitio 12 no fue estadísticamente significativo (prueba de Bonferroni y fig. 10. 24). El comportamiento de las concentraciones de plomo en el sedimento sugiere que el río incorpora aguas residuales y afluentes de buena calidad en los primeros sitios, y a partir del sitio 7 predominan, primordialmente, la incorporación de aguas residuales. Por otro lado, en la prueba de rango múltiple de Bonferroni (al 95 % de confianza), por mes de muestreo, se observa que las concentraciones de plomo en el mes de abril fueron estadísticamente menores a las concentraciones del mes de febrero. Sin embargo, las concentraciones de este metal

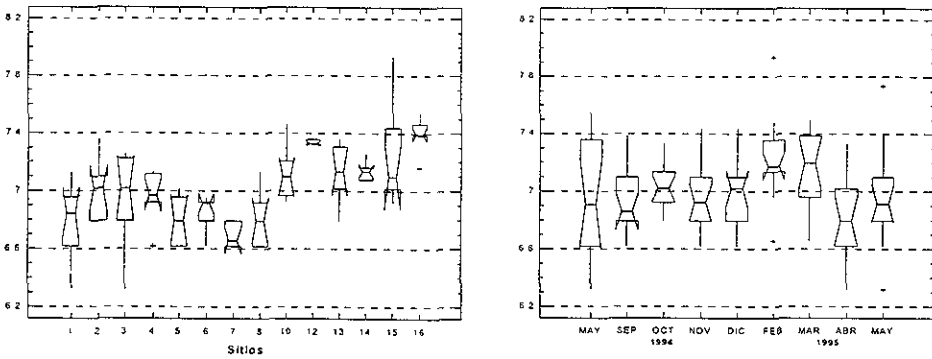


Figura 10. 24. Diagramas de caja con muesca, por sitios (izquierda) y meses (derecha) de muestreo, para las concentraciones de plomo en los sedimentos del río Atoyac.

fluctúan, sin que haya diferencias estadísticamente significativas, del mes de mayo a diciembre del mismo año. En el mes de febrero las concentraciones se incrementan ligeramente y disminuyen gradualmente hasta el mes de abril, siendo diferentes las concentraciones de estos dos meses; y en el mes de mayo de 1995 nuevamente se incrementan (fig. 10. 24).

10.3. PARAMETROS DE AGUA VS SEDIMENTO

La dinámica de los metales entre la columna de agua, el agua intersticial y los sedimentos es muy compleja; ésta es influenciada por reacciones químicas, físicas y biológicas, y factores tales como pH, temperatura, adsorción, sedimentación, complejación, precipitación y tamaño de partícula, entre otros. En este trabajo se evaluaron los parámetros pH o actividad de los iones hidrógeno, conductividad eléctrica (la cual es una medida indirecta de la concentración total de las sales disueltas), iones principales, nitratos, fosfatos y por ciento de materia orgánica y carbonatos para determinar que factores influyeron en la acumulación de metales en el sedimento

Los valores de pH en el agua y en el sedimento del río Atoyac, no mostraron relación con las concentraciones de los metales solubles; sin embargo, presentaron una relación débil e inversamente proporcional a las concentraciones de los metales en el sedimento; el pH del agua con el cadmio y el plomo, y el pH del sedimento con el cadmio, cromo, níquel y plomo (cuadros 9. 7, 9. 8 y 9. 9). No obstante, varios autores mencionan que a valores bajos de pH se incrementa la solubilidad de los metales en el agua y disminuye la concentración en el sedimento, y conforme se aumentan los valores de pH la solubilidad de los metales disminuye y se incrementan las concentraciones en el sedimento; lo cual no concuerda con las relaciones encontradas entre los metales del sedimento y los valores de pH, ya que se esperaba que las relaciones fueron directamente proporcionales.

Las concentraciones de los iones principales exhibieron relaciones débiles y directamente proporcionales con algunas concentraciones de metales solubles y con las concentraciones de los metales cobalto, cromo, níquel y plomo del sedimento (cuadros 9. 7 y 9. 9). Aunque bibliográficamente se conoce que los iones principales no influyen de la misma manera en cada uno de los metales, se infería que si un ion presentaba una relación directa con algún metal en el agua tendría una relación inversa con ese mismo metal en el sedimento o viceversa, lo cual no fue así, ya que todas las relaciones fueron directamente proporcionales. Maya y Hansen (1995) reportan que la desadsorción de cadmio en el sedimento es mayor en la presencia de los cationes calcio y magnesio, mientras que el sodio y el potasio tienen muy poca influencia aún en concentraciones elevadas, al igual que los aniones sulfatos y carbonatos; en cambio el plomo se mantiene adsorbido al sedimento, aún bajo concentraciones altas de sólidos disueltos.

Las concentraciones de nitratos y fosfatos presentaron relaciones débiles y directamente proporcionales a las concentraciones de cadmio, cobalto, cromo, níquel y plomo del sedimento. Mientras que solamente las concentraciones de fosfatos

mostraron una relación débil y directamente proporcional a las concentraciones de los metales solubles cadmio, cromo y plomo (cuadros 9. 7 y 9. 9).

Los valores del por ciento de materia orgánica exhibieron relaciones débiles y directamente proporcionales a las concentraciones de los metales solubles cadmio, cobalto y níquel, al igual que con las concentraciones de cadmio en el sedimento. Además, los valores del por ciento de carbonatos únicamente presentaron una relación débil y directamente proporcional a las concentraciones de níquel en el sedimento (cuadros 9. 8 y 9. 9). No obstante, se esperaba que estos parámetros mostraran relaciones fuertes y directamente proporcionales a las concentraciones de los metales en el sedimento e inversamente proporcionales a las concentraciones de los metales solubles; ya que varios autores mencionan la importancia de estos parámetros en la acumulación de los metales en el sedimento.

De acuerdo a lo anterior, se concluye que ninguno de los parámetros influyó de manera significativa en la acumulación de los metales en el sedimento, esta acumulación pudo ser el resultado de la interacción simultánea de estos factores, lo cual muestra la complejidad de la dinámica de los metales en los sistemas hidrológicos. No obstante, el análisis del sedimento permite identificar contaminantes que en ocasiones no se detectan en el análisis del agua, así como también proporciona información sobre los sitios críticos del sistema de agua bajo estudio

10.4. VARIACION ESPACIAL Y TEMPORAL

Todos los parámetros evaluados en el agua y el sedimento del río Atoyac mostraron diferencias estadísticamente significativas por sitio de muestreo, a excepción de los metales solubles y del por ciento de carbonatos, lo cual indica una clara variación espacial.

El sitio 1 presentó los valores más bajos de la conductividad eléctrica y las concentraciones más bajas de iones principales, secundarios y de los metales cobalto,

cromo y níquel del sedimento. Además, los valores de pH y de conductividad así como las concentraciones de los iones principales concuerdan con los reportados por Meybeck *et al.* (1992) para corrientes de agua natural que fluyen sobre rocas de origen volcánico.

Por otro lado, a partir de del sitio 2 se registraron incrementos estadísticamente significativos en las variables conductividad eléctrica, sodio, potasio, bicarbonatos, fosfatos y los metales cobalto y níquel del sedimento; este incremento indica que a partir de este punto el río recibe agua de diferente calidad, principalmente agua residual. Del mismo modo, en forma general, se observaron variaciones entre los sitios del 2 al 8 y los sitios del 9 al 17 en los parámetros pH, conductividad, sodio, potasio, calcio, cloruros, nitratos, fosfatos y el metal cromo del sedimento; por lo que estos sitios se pueden dividir en dos grupos. De acuerdo a la información bibliográfica y de campo, el primer grupo (del sitio 2 al 8) recibe afluentes de buena calidad que se forman de los deshielos del volcán Iztaccihuatl y aguas residuales municipales de las poblaciones aledañas. El segundo grupo (del sitio 9 al 17), incorpora afluentes de igual o menor calidad, aguas residuales municipales de los poblados aledaños y aguas residuales industriales debido a que en estos sitios se ubican dos corredores industriales "Puebla-San Martín Texmelucan" y "Quetzalcóatl".

El sitio 3 fue el más afectado del primer grupo, por la incorporación de aguas residuales municipales, ya que este sitio mostró incrementos significativos en los parámetros conductividad eléctrica, calcio, magnesio, bicarbonatos y el metal cromo del sedimento. En este sitio, destacan los poblados de Santa Rita Tlahuapan y Domingo Arenas los cuales vierten sus aguas residuales al río. Por otro lado, los sitios 9 y 11 fueron los más afectados del segundo grupo, por la incorporación, principalmente, de aguas residuales industriales; el sitio 9 exhibió una disminución significativa en el pH y un aumento significativo en la conductividad y el potasio; y el sitio 11 presentó un incremento significativo en la conductividad, el sodio, el magnesio y los sulfatos. En el sitio 9 se encuentra ubicada la Fabrica de Levaduras Fleischman la cual descarga sus

aguas residuales en este punto; y en el sitio 11 se descargan las aguas residuales del Parque Industrial "Texmelucan", este parque está relacionado con los dos corredores industriales, el cual se encuentra situado entre San Martín Texmelucan y Santa María Moyotzingo, y de acuerdo con Fuentes (1990), sobresalen las industrias Polímeros de México, Heket Mexicana, Lapsolite, Papelera San Juan, Automanufacturas Budd y la refinería de PEMEX.

Aunque algunos de los parámetros evaluados en el río Atoyac exhibieron diferencias estadísticamente significativas por mes de muestreo, no mostraron una variación temporal definida.

10.5. CALIDAD DEL AGUA CON FINES DE RIEGO AGRICOLA

La norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, incluyendo el suelo. Entre los parámetros que sanciona la norma se encuentran el pH y los metales cadmio, cromo, níquel y plomo, los cuales se evaluaron dentro de este trabajo, para aguas residuales que se utilicen en riego agrícola. De acuerdo a la norma, los valores de pH en el agua del río Atoyac se encuentran dentro de los límites ya que establece un intervalo de 5 a 10 unidades de pH, a excepción de dos valores extraordinarios severos de 4.6 y 4.8 registrados en los sitios 9 y 11 respectivamente (cuadro 9. 1). Respecto a las concentraciones de los metales, la norma establece límites máximos (promedio mensual) de 0.05 mg L⁻¹ para Cd, 0.5 mg L⁻¹ para Cr, 2.0 mg L⁻¹ para Ni y 5.0 mg L⁻¹ para Pb, por lo que las concentraciones de estos metales en el agua del río Atoyac se encuentran dentro de norma, ya que son menores a estos límites (cuadro 9. 2).

La norma NOM-001-ECOL-1996 solamente establece límites para los contaminantes en el agua, no obstante, también es importante determinar la calidad química del agua, con base a sus iones principales, para establecer su conveniencia o

limitación en el riego agrícola. Palacios y Aceves (1970) mencionan que existen tres criterios principales para estimar la conveniencia o limitación del empleo del agua, estos criterios son: el contenido de sales solubles, el efecto probable del sodio sobre las características físicas del suelo y el contenido de elementos tóxicos para las plantas. La calidad química del agua del río Atoyac con fines de riego agrícola se determinó conforme a estos criterios.

Para estimar el efecto de las sales solubles se utilizan los índices de conductividad eléctrica (C. E.), salinidad efectiva (S. E.) y salinidad potencial (S. P.). Debido a que los valores medios de C. E. en los sitios 3 y del 8 al 17 fueron mayores a $250 \mu\text{S cm}^{-1}$ (cuadro 9. 10), se tienen que considerar los índices S. E. y S. P. para su clasificación. De acuerdo a los valores medios de S. E. los sitios del 1 al 10, 12, 13, 14 y 15 se consideran de buena calidad (menos de 3.0 meq L^{-1}), aunque los valores máximos de los sitios 9, 10, 12 y 15 corresponden a la clase condicionada; los valores medios de los sitios 11, 16 y 17 se consideran dentro de la clase condicionada (de 3.0 a 15.0 meq L^{-1}), si bien el valor máximo del sitio 11 corresponde a la clase no recomendable (más de 15.0 meq L^{-1})(cuadro 9. 10). Por otro lado, los valores medios de la S. P. clasifican a los sitios como de buena calidad (menos de 3.0 meq L^{-1}), salvo los sitios 11 y 17 que se consideran como de clase condicionada (de 3.0 a 15.0 meq L^{-1}); además el valor máximo de los sitios 9 y 16 corresponden a esta última clase (cuadro 9. 10).

Para estimar el efecto del sodio sobre el suelo se utilizan los índices de carbonato de sodio residual (C. S. R.) y por ciento de sodio posible (P. S. P.). De acuerdo a los valores medios del primer índice, todos los sitios se consideran de buena calidad (menos de 1.25 meq L^{-1}); no obstante, los valores máximos de los sitios 9, 10 y del 12 al 15 corresponden a la clase condicionada (de 1.25 a 2.50 meq L^{-1}), así como los valores máximos de los sitios 16 y 17 a la clase no recomendable (más de 2.50 meq L^{-1})(cuadro 9. 10). Además, para el segundo índice, solamente los valores medios de los sitios 1 y 9 corresponden a la clase de buena calidad (menos del 50 %) y los demás

sitios a la clase condicionada (cuadro 9. 10); sin embargo, Aceves (1979 cit. por Coras, 1989) reporta que no es recomendable utilizar este índice ya que no existe correlación entre el P. S. P. y el por ciento de sodio intercambiable en el suelo, por tal razón no se considerará este índice en las evaluación global de la calidad química del agua.

Para clasificar las aguas por su contenido de elementos tóxicos se consideran los índices del contenido de boro y de cloruros, en este trabajo se cuantificó solamente éster último por ser un ion principal; no obstante, el índice del contenido de cloruros solamente se recomienda utilizarlo cuando se tienen cultivos sensibles cuyas tolerancias se conozcan (Palacios y Aceves, 1970), por lo cual no se considerara en la evaluación final.

Considerando los índices de S. E., S. P. y C. S. R., el agua del río Atoyac en los sitios del 1 al 10 y del 12 al 15 se considera de buena calidad y puede ser utilizada para el riego de la gran mayoría de los cultivos, en la generalidad de los suelos, con el mínimo de cuidados en el manejo de suelos y aguas. El agua del río en los sitios 11, 16 y 17 se considera dentro de la clase condicionada, por lo cual su calidad no puede ser definida con base exclusivamente a sus características químicas; sino que requiere de información adicional sobre cultivos y suelos en los que va a ser empleada, así como de condiciones climatológicas y de condiciones de manejo del suelo y agua

Otra clasificación que se utiliza también para evaluar la calidad química del agua con fines de riego agrícola es la propuesta por la USDA (1954 cit. por Palacios y Aceves, 1970), la cual considera los valores de la conductividad eléctrica y de la relación de adsorción de sodio (R. A. S.). Según esta clasificación, el agua del río Atoyac en los sitios del 1 al 7 se considera dentro de la clase C1S1. Es decir, agua de baja salinidad (C1), que puede usarse para riego de la mayor parte de los cultivos, en casi cualquier tipo de suelo con muy poca probabilidad de que se desarrolle salinidad. Se necesita algún lavado, pero éste se logra en condiciones normales de riego, excepto en suelos de muy baja permeabilidad. Agua baja en sodio (S1), puede usarse para el riego en la mayoría de los suelos con poca probabilidad de alcanzar niveles

peligrosos de sodio intercambiable. No obstante, los cultivos sensibles, como algunos frutales y aguacates, pueden acumular cantidades perjudiciales de sodio.

El agua del río en los sitios del 8 al 10 y del 12 al 16 pertenece a la clase C2S1. Agua de salinidad media (C2), puede usarse siempre y cuando el suelo presente un grado moderado de lavado. En casi todos los casos y sin necesidad de prácticas especiales de control de la salinidad, se pueden producir las plantas moderadamente tolerantes a las sales. Agua baja e sodio (S1).

Por último, el agua del río en los sitios 11 y 17 corresponde a la clase C3S1. Agua altamente salina (C3), no debe usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente. Aun con drenaje adecuado se pueden necesitar prácticas especiales de control de la salinidad debiendo, por tanto, seleccionarse únicamente aquellas especies vegetales muy tolerantes a sales. Agua baja en sodio (S1).

CONCLUSIONES

- El agua del río Atoyac presentó valores de pH de neutros a ligeramente alcalinos. Además, los valores de la conductividad eléctrica estuvieron relacionados, principalmente, con los iones sodio, calcio y bicarbonatos. Sin embargo, los cationes calcio y magnesio fueron esencialmente los más abundantes, al igual que el anión bicarbonato.
- Los parámetros evaluados en el agua y el sedimento mostraron, primordialmente, una variación espacial en el río Atoyac debido a la incorporación de aguas residuales, excepto los metales solubles y el porcentaje de carbonatos.
- En el trayecto de Río Frio a la Ciudad de Puebla, el río Atoyac incorpora en los primeros sitios afluentes de buena calidad así como aguas residuales municipales; y a partir del sitio 9, incorpora afluentes de igual o menor calidad y aguas residuales municipales e industriales.
- Los sitios 3, 9 y 11 fueron los más afectados por las descargas de aguas residuales. En el sitio 3 se vierten las aguas residuales municipales de los poblados de Santa Rita Tlahuapan y Domingo Arenas; en el sitio 9 se descargan las aguas residuales de la Fabrica de Levaduras Fleischman; y por último, en el sitio 11 se descargan las aguas residuales del Parque Industrial "Texmelucan".
- Los metales en el agua presentaron un comportamiento homogéneo a lo largo del río, sin embargo, en el sedimento presentaron una acumulación gradual, principalmente el cobalto, el cromo y el plomo.

- Ninguno de los parámetros evaluados (pH, conductividad eléctrica, iones principales, nitratos, fosfatos, materia orgánica y carbonatos) influyó de manera significativa en la acumulación de los metales en el sedimento, por lo cual esta acumulación pudo ser el resultado de la interacción simultánea de estos factores.
- A lo largo del río se observó un incremento progresivo, sobre todo, en los valores de la conductividad eléctrica y en las concentraciones iones principales, fosfatos y los metales cobalto, cromo y plomo del sedimento, lo cual confirma la hipótesis planteada en este trabajo.
- La calidad química del agua del río Atoyac con fines de riego agrícola se considera como buena, excepto en los sitios 11, 16 y 17 que corresponden a la clase condicionada. Además, de acuerdo a los valores de conductividad eléctrica y R. A. S., los sitios del 1 al 7 corresponden a la clase C1S1, los sitios 8, 9, 10 y del 12 al 16 a la clase C2S1 y los sitios 11 y 17 a la clase C3S1.
- De acuerdo a la norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996, los valores de pH y las concentraciones de los metales cadmio, cromo, níquel y plomo se encuentran dentro de los límites que establece la norma para aguas residuales que se utilicen en riego agrícola.

BIBLIOGRAFIA

- Adriano, D. C. (1986). Trace elements in the terrestrial environmental. Springer-Verlag, Inc. New York, USA. p. 475-479.
- Alvarez R., U.; L. Rosales H. y A. Carranza E. (1986). Heavy metals in Blanco river sediments, Veracruz, Mexico. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM. 13 (2): 1-10.
- APHA-AWWA-WPCF (1992). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos, S. A. Madrid, España. 1134 p.
- Asano, T. y G. S. Pettygrove (1989). Uso de aguas residuales tratadas en riego agrícola. Ingeniería Ambiental (6): 15-22.
- Bautista H., J. (1988). Las aguas residuales y su efecto en el ensalitramiento del suelo. IV Congreso Nacional de Irrigación. Asociación Nacional de Especialistas en Irrigación. Cd. Reynosa, Tamaulipas. México. p. 278-281.
- Benjamin, M. M. y B. D. Honeyman (1992). Trace metals in *Global biogeochemical cycles*, S. S. Butcher, R. J. Charlson, G. H. Orians and G. V. Wolfe editors. Academic Press. London, England. p. 317-350.
- Black, C. A. (1965). Methods of soil analysis Parte 2: Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy, Inc. USA. p. 1367-1396.
- Bradford, G. R.; A. L. Page; L. J. Lund y Olmstead (1975). Trace element concentration of sewage treatment plant, effluents ad sludge; their interactions with soils and uptake by plants. J. Environ. Qual. 4 (1): 112-119.

- Burton, G. A. (1992). Sediment collection and processing: factors affecting realism in *Sediment toxicity assessment*, G. A. Burton editor. Lewis Publishers, Inc. Florida, USA. p. 37-54.
- Bustos, A.; C. Ortega y I. Sastre (1992). Determinación del grado de contaminación de los ríos mediante el estudio conjunto de la composición de sus aguas y sedimentos. *Suelo y Planta* 2 (3): 505-516.
- Butcher, S. S. (1992). Introduction in *Global biogeochemical cycles*, S. S. Butcher, R. J. Charlson, G. H. Orians and G. V. Wolfe editors. Academic Press. London, England. p. 1-7.
- Cajuste, L. J.; R. Carrillo G.; E. Cota G. y R. J. Laird (1991). The distribution of metals from wastewater in the mexican valley of Mezquital. *Water, Air and Soil Pollution* 57-58: 763-771.
- Carrillo G., R.; L. J. Cajuste y L. Hernández H. (1992). Acumulación de metales pesados en un suelo regado con aguas residuales. *Terra* 10 (2): 166-173.
- Chapman, D. y V. Kimstach (1992). The selection of water quality variables in *Water quality assessment*, D. Chapman editor. Published by Chapman & Hall. London, England. p. 51-117.
- Connell, D. W. y G. J. Miller (1984). Chemistry and ecotoxicology of pollution. John Wiley & Sons, Inc. New York, USA. p. 288-325.
- Coras M., P. M. (1989). Calidad química del agua para riego. Universidad Autónoma de Chapingo. Departamento de Fitotecnia. México. 64 p.
- Davis, S. N. (1971). Hidrogeología. Ed. Ariel. España. p. 112-137.
- Duffus, J. H. (1983) Toxicología ambiental. Ed Omega. Barcelona, España. 173 p.
- Escalona M, M. J. (1991). Análisis regional de la industria como factor de organización espacial en el valle de Puebla- Tlaxcala. Tesis de Licenciatura en Geografía.

Facultad de Filosofía y Letras, UNAM. Colegio de Geografía. México. h. 175-227 y 448-475.

Frías F., R. (1988). Aguas residuales para riego agrícola. *Ingeniería Ambiental* (2): 18-22.

Frías F., R. (1991). Acondicionamiento de aguas residuales para reuso agrícola. *Ingeniería Ambiental* (9): 39-44.

Fuentes A., L. (1990). El corredor industrial Puebla-San Martín Texmelucan. *Revista de Geografía* 3 (4): 19-30.

Furness, R. W. y P. S. Rainbow (1990). *Heavy metals in the marine environment*. CRC Press, Inc. Florida, USA. p. 2-4.

García, E. (1988). Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía, UNAM. México. 71 p.

García O., J. (1990). Experiencia tecnológica del aprovechamiento de aguas residuales en la agricultura. Taller Internacional "Reuso del agua en la agricultura experiencia México-Israel". Los Berros, Edo. de México. México.

Hansen, A. M.; A. León Z. y L. Bravo I. (1995). Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala. *Ingeniería Hidráulica en México*, 10 (3): 55-69.

Hernández S., G.; L. Flores D.; M. Maples V.; J. G. Solorio M y J. R. Alcalá M. (1994). Riesgo de acumulación de Cd, Pb, Cr y Co en tres series de suelos del DR 03, Estado de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 11 (1): 53-61.

Hernández G., M. G. y E. Rivera B. (1996). Evaluación de la calidad del agua del río "La Compañía", en el transecto del Municipio de Tlalmanalco a Ciudad

- Netzahualcoyotl, Estado de México (marzo 1994-febrero 1995). Tesis de Licenciatura en Biología. FES-Zaragoza, UNAM. México. 109 h.
- INEGI (1987). Síntesis geográfica, nomenclator y anexo cartográfico del Edo. de Puebla. México. p. 11-32.
- Libes, S. M. (1992). An introduction to marine biogeochemistry. John Wiley & Sons, Inc. New York, USA. p. 12-29.
- Manahan, S. E. (1993). Fundamentals of environmental chemistry. Lewis Publishers, Inc. Florida, USA. p. 373-404.
- Martínez C., A. y A. Sánchez M. (1988). Diagnostico del uso de las aguas residuales en la agricultura de la Región Lagunera. IV Congreso Nacional de Irrigación. Asociación Nacional de Especialistas en Irrigación. Cd. Reynosa, Tamaulipas. México. p. 286-289.
- Maya, P. y A. M. Hansen (1995). Competencia de iones mayores en la migración química de cadmio y plomo en sedimentos del lago de Chapala, México. Ingeniería Hidráulica en México 10 (1): 35-42.
- Mc Eldowney, S.; D. J. Hardman y S. Waite (1993). Pollution: ecology and biotreatment. Longman Scientific & Technical. Singapore. p. 233-262.
- Méndez G., T. y R. Guajardo V. (1985). Contaminación de las aguas negras de la Ciudad de México por boro, ABS y metales pesados. Terra 3 (1): 3-6.
- Méndez G., T.; L. Guevara D. y R. Huizar A. (1994). Contaminación por metales pesados en aguas residuales de Pachuca, Tizayuca y Cd. Sahagún en Hidalgo, México. Terra 12 (4): 401-407.
- Meybeck, M.; G. Friedrich; R. Thomas y D. Chapman (1992). Rivers in *Water quality assessment*, D. Chapman editor. Published by Chapman & Hall. London, England. p. 239-313.

- Meybeck, M. y R. Helmer (1992). An introduction to water quality in *Water quality assessment*, D. Chapman editor. Published by Chapman & Hall. London, England. p. 1-17.
- NOM-001-ECOL-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, 30 de octubre de 1996.
- Palacios V., O. y E. Aceves N. (1970). Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola. Colegio de Postgraduados. Rama de Riego y Drenaje. México. 49 p.
- Palmer, R. G. y F. R. Troeh (1979). Introducción a la ciencia del suelo. Manual de laboratorio. Editor Libros y Editoriales, S. A. México. p. 107-108.
- Pardo, R.; E. Barrado; L. Pérez y M. Vega (1990). Determination and speciation of heavy metals in sediments of the Pisuegra river. *Water Res.* 24 (3): 373-379.
- Power, E. A. y P. M. Chapman (1992). Assessing sediment quality in *Sediment toxicity assessment*, G. A. Burton editor. Lewis Publishers, Inc. Florida, USA. p. 1-16.
- Richards, L. A. (1985). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos sódicos. Editorial Limusa, S. A. México. 172 p.
- Rodríguez D., L (1992). Evaluación de los grados de contaminación del río Atoyac por (Pb, Cr, Co, Cd, Ni, Fe, Cu, Mn y Zn), surfactantes, boro, grasas y aceites en el transecto Chiautla-Atlixco, Edo. de Puebla. Tesis de Licenciatura en Biología. ENEP-Zaragoza, UNAM. México. 121 h
- SARH (1980). Investigación del comportamiento de la calidad del agua en función de descargas de contaminantes y su efecto en la flora y fauna acuáticas. Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Subsecretaria de Planeación. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica. México 48 p

- Secretaría de Gobierno y Gobierno del Estado de Puebla (1988). Los municipios de Puebla. Colección: Enciclopedia de los Municipios de México. México. p. 722-727.
- Siebe, C. (1994). Acumulación y disponibilidad de metales pesados en suelos regados con aguas residuales en el Distrito de Riego 03, Tula, Hidalgo, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 10 (1): 15-21.
- Soto M., C. y L. Fuentes A. (1969). El uso del suelo en la región Huejotzingo San Martín Texmelucan, Puebla. Instituto de Geografía, UNAM. México. 79 p.
- Tejeda G., C. (1991). El riego con aguas residuales en México. *Ingeniería Ambiental* (10): 6-15.
- Thomas, R. y M. Meybeck (1992). The use of particulate material in *Water quality assessment*, D. Chapman editor. Published by Chapman & Hall. London, England. p. 121-167.
- US-EPA (1974). Methods for chemical analysis of water and wastes: Methods development and quality assurance research laboratory. Cincinnati, Ohio. USA. 294 p.
- Vladimir, N. y O. Harvey (1994). *Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution*. Van Nostrand Reinhold. New York, USA. p. 11-18.
- Villanueva F., S. y A. V. Botello (1992). Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano: una revisión. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 8 (1): 47-61.



APENDICE

A G U A

Tabla 1. Codificación de los valores de pH, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	.	.	.	+	+	+	.	+	+	+	.	.
SEP 94	-	-
OCT 94	.	.	.	+	+	+
NOV 94	-	+
DIC 94	.	+	+	+	+	+
FEB 95	.	.	.	+	+	+	.	.	M	.	M	-	-
MAR 95	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.
ABR 95	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.
MAY 95	.	.	.	+	+	+	+	.	M	-

Tabla 2. Codificación de los valores de conductividad eléctrica, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
MAY 94	-	-	+	.	+	+	
SEP 94	-	-	#	+	
OCT 94	-	-	#	-	-	-	.	+	+	
NOV 94	-	-	+	#	
DIC 94	-	-	+	.	.	.	+	+	#	
FEB 95	-	-	+	+	+
MAR 95	-	-	+	+	P	+	.	.	+	+	#
ABR 95	-	-	+	+	+	.	+	.	+	+	#
MAY 95	-	-	#	+	+	.	.	+	+	#	P

Tabla 3. Codificación de las concentraciones de sodio, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+
SEP 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P	-	-	-	-	-	-	+
OCT 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P	-	-	-	-	-	-	+
NOV 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P
DIC 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#
FEB 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
MAR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#	P	+	-	-	-	-	P
ABR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	#
MAY 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	P

Tabla 4. Codificación de las concentraciones de potasio, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P	-	-	-	-	-	-	-
SEP 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OCT 94	-	+	-	-	-	-	-	-	-	#	-	-	-	-	-	-	+
NOV 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#	-	-	-	-	-	-	+
DIC 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
FEB 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
MAR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P	+	+	+	+	+	#
ABR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P	+	-	-	-	-	+
MAY 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P	+	-	-	-	-	+

Tabla 5. Codificación de las concentraciones de calcio, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
SEP 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
OCT 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+
NOV 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P
DIC 94	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	#
FEB 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
MAR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	P
ABR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
MAY 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P	+	-	-	-	-	+

Tabla 6. Codificación de las concentraciones de magnesio, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
SEP 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OCT 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NOV 94	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	P
DIC 94	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P
FEB 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
MAR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
ABR 95	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#
MAY 95	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#

Tabla 7. Codificación de las concentraciones de bicarbonatos, en el agua del río Atoyac

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
SEP 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OCT 94	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NOV 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	P	-	-
DIC 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#	-
FEB 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
MAR 95	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	P
ABR 95	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	#
MAY 95	-	-	-	-	-	-	-	-	P	+	-	-	-	-	-	-	+

Tabla 8. Codificación de las concentraciones de cloruros, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
SEP 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
OCT 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
NOV 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
DIC 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	#
FEB 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
MAR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#
ABR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
MAY 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+

Tabla 9. Codificación de las concentraciones de sulfatos, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	P	-	-	-	-	P
SEP 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P	-	-	-	-	+
OCT 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P	-	+	-	-	+
NOV 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#	P	-	-	-	-	#
DIC 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	P	-	-	-	-	+
FEB 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	P	-	-	-	-	+
MAR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	P	-	-	-	-	+
ABR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#	-	-	-	P
MAY 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#	-	-	P

Tabla 10. Codificación de las concentraciones del nitrato, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#
SEP 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
OCT 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
NOV 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DIC 94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
FEB 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
MAR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
ABR 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
MAY 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+

Tabla 11. Codificación de las concentraciones de fósforo, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	+	+	.
SEP 94
OCT 94	+
NOV 94	P
DIC 94	+	+	#	+	.	.	#	#	.
FEB 95	#	P	+	.	.
MAR 95	#	+	+	+	+	+	.	#	.
ABR 95	+	+	+	+	+	+	+	+	+
MAY 95	+	+	+	P

Tabla 12. Codificación de las concentraciones de cadmio, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	+
SEP 94
OCT 94
NOV 94
DIC 94
FEB 95
MAR 95	+	.	.	#	+	+	+	+	+
ABR 95	+
MAY 95	+

Tabla 13. Codificación de las concentraciones de cobalto, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94
SEP 94
OCT 94
NOV 94
DIC 94
FEB 95	+	+	.	.	+	.	.	+	.	+
MAR 95	+
ABR 95	+	+
MAY 95	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Tabla 14. Codificación de las concentraciones de cromo, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94
SEP 94
OCT 94
NOV 94
DIC 94	P
FEB 95	#
MAR 95	+
ABR 95	+
MAY 95	+

Tabla 15. Codificación de las concentraciones de níquel, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94	+
SEP 94	+
OCT 94	+	+
NOV 94	+
DIC 94
FEB 95	+
MAR 95	+
ABR 95	+
MAY 95	+

Tabla 16. Codificación de las concentraciones de plomo, en el agua del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
MAY 94
SEP 94
OCT 94
NOV 94
DIC 94
FEB 95	+
MAR 95	+
ABR 95	+
MAY 95	+

SEDIMENTO

Tabla 17. Codificación de los valores de pH, en el sedimento del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	13	14	15	16			
MAY 94			
SEP 94	.	.	.	M			
OCT 94			
NOV 94			
DIC 94			
FEB 95			
MAR 95			
ABR 95			
MAY 95			

Tabla 18. Codificación de los valores de materia orgánica, en el sedimento del río Atoyac.

	Sitios																
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	13	14	15	16			
MAY 94			
SEP 94			
OCT 94	.	.	.	#			
NOV 94			
DIC 94			
FEB 95			
MAR 95			
ABR 95			
MAY 95			

Tabla 19. Codificación de las concentraciones de carbonatos, en el sedimento del río Atoyac

	Sitios															
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	13	14	15	16		
MAY 94	-	+	+	+	+	P	+	#		
SEP 94	+		
OCT 94	+	+	.	.	+	+	.	.	.		
NOV 94	+		
DIC 94	#		
FEB 95		
MAR 95	+	+	.	.		
ABR 95	+	+	+	+	.		
MAY 95	-	+	.	+	+	+	+		

Tabla 20. Codificación de las concentraciones de cadmio, en el sedimento del río Atoyac.

	Sitios															
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	13	14	15	16		
MAY 94	+	+	.	.	.		
SEP 94	+	.		
OCT 94		
NOV 94	.	.	+		
DIC 94	.	.	+		
FEB 95		
MAR 95	+	+	.	.	.		
ABR 95	+		
MAY 95		

Tabla 21. Codificación de las concentraciones de cobalto, en el sedimento del río Atoyac

	Sitios															
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	13	14	15	16		
MAY 94	=	.	+	+		
SEP 94	.	.	+	+		
OCT 94	+	.		
NOV 94	+		
DIC 94	.	.	.	+		
FEB 95	.	+	+	+	+	+		
MAR 95	.	+	+	#	+	+	.		
ABR 95	-	+		
MAY 95	-	+	.	.	=	+		

Tabla 22. Codificación de las concentraciones de cromo, en el sedimento del río Atoyac.

	Sitios															
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	13	14	15	16		
MAY 94	+		
SEP 94	+		
OCT 94	+		
NOV 94	+		
DIC 94	+		
FEB 95	+		
MAR 95	+		
ABR 95	+		
MAY 95	+		

Tabla 23. Codificación de las concentraciones de níquel, en el sedimento del río Atoyac.

	Sitios															
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	13	14	15	16		
MAY 94	-	+	#	+	+	+	.	#	.	+		
SEP 94	-	-	+	.	-	.	.	.	#	.	+	.	.	.		
OCT 94	-	.	+	.	-	+	.	.		
NOV 94	-	-	+	.	.	+	.	.		
DIC 94	-	.	-	+	.	.	.	-	.	.	.	+	.	.		
FEB 95	-	.	+	.	-	.	.	.	+	-	.	+	.	.		
MAR 95	-	.	.	+	-	-	-	-	#		
ABR 95	-	+	.	-	-	-	-	-	+		
MAY 95	-	+	.	.	-	.	.	.	+	+	.	+	+	+		

Tabla 24. Codificación de las concentraciones de plomo, en el sedimento del río Atoyac.

	Sitios															
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	13	14	15	16		
MAY 94	-	.	.	-	-	-	-	-	#	+	+	.	.	#		
SEP 94	-	.	.	.	-	+	.	.	.	+		
OCT 94	-	+		
NOV 94	-	.	.	.	-	-	-	-	.	+	.	.	.	#		
DIC 94	-	.	-	-	.	+	.	.	#	+		
FEB 95	.	+	+	.	.	.	-	-	+	+	+	.	P	#		
MAR 95	.	.	+	.	.	.	-	-	#	#	+	+	#	+		
ABR 95	-	.	+	-	.	.	-	-	.	+	-	-	.	.		
MAY 95	.	.	-	.	-	-	-	-	+	.	.	.	P	+		



APENDICE

A G U A

Prueba de Rango Múltiple para pH por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
9	7	7.10000	X
10	9	7.20000	XX
12	9	7.31111	XXX
17	9	7.33333	XXXX
13	9	7.35556	XXXX
11	8	7.40000	XXXXX
15	9	7.51111	XXXX
1	8	7.51250	XXXX
2	9	7.53333	XXX
16	9	7.64444	XXX
7	8	7.65000	XXXX
14	9	7.70000	XXX
3	8	7.72500	XXXX
8	8	7.75000	XXXX
4	9	7.94444	XXX
6	9	8.00000	XX
5	9	8.03333	X

Prueba de Rango Múltiple para pH por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Sep-94	17	7.41765	X
Abr-95	17	7.48235	X
May-95	16	7.51875	X
Feb-95	15	7.53333	X
Nov-94	17	7.54118	X
Oct-94	17	7.54706	X
Mar-95	17	7.58824	X
Dic-94	17	7.67059	X
May-94	17	7.75294	X

Prueba de Rango Múltiple para Cond. Eléc. por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	9	-0.14169	X
2	9	-0.08930	X
5	9	-0.08285	X
4	9	-0.06860	X
6	9	-0.06833	X
7	9	-0.06618	X
8	9	-0.06147	XX
3	9	-0.05392	XX
10	9	-0.05039	XXX
12	8	-0.04968	XXX
13	8	-0.04916	XXX
14	8	-0.04846	XX
9	9	-0.04600	XX
15	9	-0.04172	XXX
16	9	-0.03916	XX
11	9	-0.03338	X
17	9	-0.03245	X

Prueba de Rango Múltiple para Sodio por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	8	5.05591	X
5	8	5.73069	X
2	8	5.73180	X
6	8	5.82326	XX
4	8	5.84152	XX
7	8	5.85698	XXX
8	8	5.90852	XXX
3	8	6.00257	XXX
13	9	6.09476	XXX
9	8	6.11638	XXX
10	9	6.13382	XX
14	9	6.14050	XX
12	8	6.14437	XX
15	9	6.33298	XX
16	9	6.48528	XX
17	9	6.61472	XX
11	9	6.68277	X

Prueba de Rango Múltiple para Cond. Eléc. por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Oct-94	17	8.35315	X
Sep-94	17	8.40136	X
Nov-94	17	8.46676	X
Feb-95	16	8.49201	X
May-94	16	8.52229	X
Dic-94	16	8.57045	X
Abr-95	17	8.58941	X
Mar-95	17	8.60007	X
May-95	17	8.64454	X

Prueba de Rango Múltiple para Sodio por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
May-94	17	5.58056	X
Sep-94	17	5.91888	XX
Oct-94	17	5.96250	XX
Dic-94	15	5.98312	XX
Nov-94	17	6.00253	XX
Feb-95	17	6.05660	XX
May-95	17	6.09566	X
Abr-95	17	6.13766	X
Mar-95	17	6.21357	X

Prueba de Rango Múltiple para Potasio por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	9	4.37361	X
5	9	5.01749	X
2	8	5.01885	X
4	9	5.02442	X
6	9	5.03011	X
7	9	5.16303	XX
3	9	5.23500	XXX
8	9	5.24816	XXX
11	8	5.43042	XXX
14	9	5.46571	XX
12	9	5.49051	XX
13	9	5.49205	XX
10	9	5.53312	X
15	9	5.56151	X
16	9	5.57318	X
17	9	5.70833	X
9	9	5.98425	X

Prueba de Rango Múltiple para Calcio por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	9	5.67152	X
2	9	5.77795	XX
5	8	5.81511	XXX
4	9	5.90998	XXXX
6	9	5.93442	XXXX
7	9	5.98481	XXXX
3	9	6.02285	XXXX
8	9	6.06945	XXXX
10	9	6.11188	XXXX
13	9	6.13112	XXXX
12	9	6.15157	XXX
14	8	6.15873	XXX
11	8	6.24807	XX
9	7	6.26781	XX
16	9	6.27794	X
15	9	6.28478	X
17	9	6.54956	X

Prueba de Rango Múltiple para Potasio por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Sep-94	17	0.42431	X
May-94	16	0.42537	X
Dic-94	17	0.43184	X
Oct-94	17	0.47847	X
May-95	16	0.47883	X
Feb-95	17	0.48912	X
Nov-94	17	0.49089	X
Abr-95	17	0.54444	X
Mar-95	17	0.63569	X

Prueba de Rango Múltiple para Calcio por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Feb-95	17	5.90471	X
Nov-94	17	6.03575	XX
Oct-94	17	6.03624	XX
Mar-95	17	6.06395	XX
May-94	17	6.06424	XX
Abr-95	17	6.10181	XX
Sep-94	17	6.13800	XX
May-95	17	6.17943	XX
Dic-94	17	6.22703	X

Prueba de Rango Múltiple para Magnesio por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	9	0.25556	X
2	9	0.43333	XX
5	9	0.83333	XXX
4	8	1.32500	XXX
6	7	1.34286	XXX
9	8	1.36250	XXX
7	9	1.36667	XX
8	9	1.41111	XX
16	8	1.45000	XX
12	9	1.48889	XX
10	9	1.62222	XX
15	9	1.64444	XX
13	9	1.76667	X
14	9	1.84444	X
3	9	1.90000	X
17	9	3.53333	X
11	8	3.53750	X

Prueba de Rango Múltiple para Bicarbonatos por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	9	-1.20934	X
2	9	-0.91485	X
5	9	-0.74567	X
6	9	-0.64182	XX
4	9	-0.63722	XXX
7	9	-0.62765	XXX
11	9	-0.60197	XXX
8	9	-0.59990	XXX
10	9	-0.54192	XXX
12	8	-0.53574	XXX
3	9	-0.53391	XXX
9	9	-0.53034	XXX
13	9	-0.52802	XXX
14	9	-0.52741	XXX
15	9	-0.49590	XXX
16	9	-0.48193	XX
17	9	-0.42226	X

Prueba de Rango Múltiple para Magnesio por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Sep-94	17	1.03529	X
Oct-94	16	1.08125	X
Feb-95	16	1.29375	XX
Nov-94	16	1.46250	XX
May-94	16	1.49375	XX
Dic-94	16	1.52500	XX
May-95	16	1.56875	XX
Abr-95	17	1.81176	XX
Mar-95	17	2.04706	X

Prueba de Rango Múltiple para Bicarbonatos por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Sep-94	17	2.26235	X
May-94	16	2.42813	XX
Dic-94	16	2.56250	XX
Oct-94	17	2.65294	XX
Nov-94	16	2.95625	XX
Feb-95	17	2.96902	XX
May-95	16	3.84375	XXX
Abr-95	17	4.02353	XX
Mar-95	17	4.61647	X

Prueba de Rango Múltiple para Cloruros por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			Grupos Homogéneos
Nivel	n	Promedio	
1	9	0.21333	X
5	8	0.25625	XX
4	8	0.27250	XX
2	8	0.30375	XX
6	9	0.33556	XX
3	9	0.37667	XX
7	9	0.41556	XXX
8	9	0.44889	XXX
13	8	0.73250	XXXX
12	9	0.81556	XXX
14	8	0.82500	XXXX
10	9	0.84444	XXX
9	7	1.03143	XX
15	9	1.17333	X
16	8	1.20000	X
11	8	1.89076	X
17	8	2.18625	X

Prueba de Rango Múltiple para Sulfatos por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			Grupos Homogéneos
Nivel	n	Promedio	
1	9	0.10000	X
6	9	0.24412	XX
5	9	0.33477	XXX
2	9	0.38059	XXX
7	9	0.40914	XXXX
4	9	0.42238	XXXXX
3	9	0.53162	XXXXX
8	9	0.58740	XXXXX
10	9	0.58999	XXXXX
14	9	0.60437	XXXXX
13	9	0.60839	XXXXX
12	8	0.67329	XXXX
15	9	0.82374	XXX
9	9	0.96300	XX
16	8	0.97298	XXX
17	8	1.39106	X
11	9	2.35811	X

Prueba de Rango Múltiple para Cloruros por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			Grupos Homogéneos
Nivel	n	Promedio	
Oct-94	15	0.42000	X
Mar-95	15	0.46133	X
Feb-95	15	0.46600	X
Nov-94	16	0.53438	X
May-95	16	0.65438	XX
Abr-95	17	0.66706	XX
Sep-94	16	0.79750	XX
May-94	17	1.09235	XX
Dic-94	15	1.38000	X

Prueba de Rango Múltiple para Sulfatos por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			Grupos Homogéneos
Nivel	n	Promedio	
Feb-95	16	0.44108	X
Sep-94	16	0.46600	X
Nov-94	15	0.50183	X
Mar-95	16	0.60669	X
Oct-94	16	0.61313	X
May-94	16	0.64942	X
Abr-95	16	0.67427	X
May-95	16	0.74980	X
Dic-94	17	0.80640	X

Prueba de Rango Múltiple para Fosfatos por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	9	4.33583	X
5	9	4.95380	X
6	9	5.19167	XX
4	8	5.24822	XX
7	9	5.38403	XXX
3	9	5.43852	XXXX
8	8	5.62384	XXXX
2	8	5.68272	XXXXX
14	9	5.84527	XXXXX
10	9	5.98479	XX
12	8	5.99087	XXX
13	8	6.01798	XX
17	9	6.07401	XX
16	8	6.12929	XX
11	8	6.15427	XX
9	8	6.19676	X
15	8	6.22075	X

Prueba de Rango Múltiple para Nitratos por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	9	0.00000	X
5	9	0.24444	X
4	9	0.52222	X
17	7	0.55714	X
6	9	0.61111	X
7	9	0.78889	X
9	7	1.02571	XX
2	9	1.63333	XX
8	9	1.73333	XX
3	9	2.01111	XX
14	9	2.10000	XX
10	9	2.26667	XX
13	9	2.27556	XX
12	9	2.47778	XX
11	9	3.43333	XX
16	9	5.17778	X
15	9	5.45556	X

Prueba de Rango Múltiple para Fosfatos por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Nov-94	16	0.57835	X
Sep-94	17	0.59506	X
Oct-94	16	0.61513	X
May-95	16	0.75913	X
May-94	17	0.78693	X
Feb-95	16	0.79449	X
Abr-95	17	0.84659	X
Mar-95	17	0.92834	X
Dic-94	17	1.07454	X

Prueba de Rango Múltiple para Nitratos por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Nov-94	17	0.52524	X
Abr-95	17	0.60123	X
May-95	16	0.70412	X
Mar-95	16	1.07871	XX
Dic-94	17	1.20100	XX
Oct-94	17	1.23505	XX
Sep-94	17	1.27902	XX
Feb-95	17	1.59433	X
May-94	17	1.78854	X

Prueba de Rango Múltiple para Cadmio por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
2	9	0.00278	X
3	9	0.00278	X
4	9	0.00278	X
5	9	0.00278	X
6	9	0.00278	X
8	9	0.00278	X
10	9	0.00278	X
11	8	0.00313	X
1	9	0.00322	X
7	9	0.00322	X
12	9	0.00322	X
14	9	0.00367	X
16	9	0.00367	X
13	9	0.00411	X
15	9	0.00411	X
17	9	0.00411	X
9	9	0.00422	X

Prueba de Rango Múltiple para Cobalto por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
15	8	0.02300	X
17	8	0.02700	X
16	9	0.02900	X
13	9	0.03044	X
5	9	0.03267	X
12	8	0.03638	X
11	9	0.03744	X
3	9	0.04044	X
8	9	0.04400	X
7	9	0.04411	X
1	9	0.04911	X
2	9	0.04911	X
14	9	0.05078	X
6	9	0.05122	X
4	9	0.05467	X
10	9	0.05567	X
9	9	0.06933	X

Prueba de Rango Múltiple para Cadmio por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Sep-94	16	0.00000	X
Oct-94	17	0.00000	X
Nov-94	17	0.00000	X
Dic-94	15	0.00000	X
Feb-95	16	0.00500	X
May-94	17	0.00518	X
Abr-95	16	0.00550	X
May-95	17	0.00618	X
Mar-95	17	0.00718	X

Prueba de Rango Múltiple para Cobalto por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Oct-94	17	0.00000	X
Nov-94	17	0.00000	X
Dic-94	17	0.00000	X
Sep-94	17	0.01129	X
May-94	17	0.02618	X
May-95	17	0.08118	X
Mar-95	16	0.08831	X
Abr-95	17	0.08841	X
Feb-95	17	0.10159	X

Prueba de Rango Múltiple para Cromo por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	9	0.00622	X
2	9	0.00656	X
13	9	0.00822	X
3	9	0.00867	X
6	9	0.01033	X
12	9	0.01033	X
16	7	0.01057	X
4	9	0.01067	X
14	9	0.01067	X
11	8	0.01238	X
10	9	0.01244	X
15	9	0.01256	X
5	9	0.01278	X
7	9	0.01278	X
8	9	0.01278	X
17	9	0.01456	X
9	9	0.01689	X

Prueba de Rango Múltiple para Níquel por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	9	0.01556	X
2	9	0.01933	X
3	9	0.01933	X
11	9	0.02344	X
13	9	0.02711	X
14	9	0.02722	X
6	9	0.03078	X
7	9	0.03156	X
16	9	0.03467	X
4	9	0.03533	X
8	9	0.03844	X
5	9	0.04244	X
12	9	0.04633	X
10	9	0.04633	X
15	9	0.04911	X
17	9	0.06689	X
9	9	0.06856	X

Prueba de Rango Múltiple para Cromo por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Oct-94	16	0.00000	X
Nov-94	17	0.00000	X
Dic-94	16	0.00250	X
Sep-94	17	0.01165	X
May-94	17	0.01335	X
Mar-95	16	0.01656	X
May-95	17	0.01806	X
Abr-95	17	0.01812	X
Feb-95	16	0.01900	X

Prueba de Rango Múltiple para Níquel por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Dic-94	17	0.00000	X
Nov-94	16	0.00581	X
Oct-94	16	0.01175	X
Sep-94	17	0.01388	X
May-94	17	0.04582	X
Feb-95	17	0.05559	X
Mar-95	17	0.05724	X
Abr-95	17	0.05918	X
May-95	17	0.06671	X

Prueba de Rango Múltiple para Plomo por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni		
Nivel	n	Promedio
1	8	0.00000
3	8	0.05663
4	9	0.06944
5	9	0.08856
8	9	0.08856
10	9	0.08856
11	9	0.09556
2	9	0.09811
7	9	0.09811
9	9	0.10778
12	9	0.10778
14	9	0.10778
17	9	0.11733
13	9	0.12444
6	9	0.12700
15	9	0.12700
16	9	0.14611

Prueba de Rango Múltiple para Plomo por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni		
Nivel	n	Promedio
Oct-94	17	0.00000
Nov-94	17	0.00000
Dic-94	17	0.00000
May-94	17	0.04553
Sep-94	14	0.10900
May-95	17	0.16200
Mar-95	17	0.19241
Feb-95	17	0.21276
Abr-95	16	0.21519

SEDIMENTO

Prueba de Rango Múltiple para pH por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni		
Nivel	n	Promedio
12	9	5.77778
13	9	6.21111
15	9	6.76667
10	9	6.78889
16	9	6.80000
14	9	6.82222
3	9	6.83333
2	9	6.86667
1	9	6.87778
4	8	7.08750
6	9	7.10000
7	9	7.13333
8	9	7.27778
5	9	7.40000

Prueba de Rango Múltiple para pH por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni		
Nivel	n	Promedio
May-94	14	6.52143
Sep-94	13	6.73846
Mar-95	13	6.74615
Oct-94	14	6.80714
Abr-95	12	6.90000
Dic-94	13	6.99231
May-95	14	6.99286
Feb-95	13	7.06154
Nov-94	13	7.31538

Prueba de Rango Múltiple para Mat. Org. por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
5	9	5.38902	X
6	9	5.43564	X
7	9	5.44987	X
4	9	5.69936	XX
3	9	5.71567	XX
8	9	5.77681	XX
2	9	5.82332	XX
13	9	5.85561	XX
10	8	5.88402	XX
14	9	5.97301	XX
16	9	5.98701	XX
15	9	6.02713	XX
1	8	6.16090	XX
12	9	6.46568	X

Prueba de Rango Múltiple para Carbonatos por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	9	1.34667	X
13	9	1.53667	X
4	9	1.57889	X
12	9	1.57889	X
10	9	1.58111	X
16	9	1.59222	X
7	9	1.61778	X
2	9	1.63889	X
15	9	1.65778	X
6	8	1.72250	X
14	9	1.77111	X
8	9	1.77667	X
3	9	1.84000	X
5	9	1.86111	X

Prueba de Rango Múltiple para Mat. Org. por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Oct-94	12	0.62732	X
Nov-94	14	0.65364	X
Feb-95	14	0.75644	XX
Dic-94	14	0.79101	XX
Sep-94	13	0.81052	XX
May-94	14	0.93431	XXX
Abr-95	14	1.31008	XX
May-95	14	1.39344	X
Mar-95	13	1.41457	X

Prueba de Rango Múltiple para Carbonatos por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Nov-94	14	1.43929	X
Dic-94	13	1.45538	X
Feb-95	14	1.45571	X
Sep-94	14	1.62500	XX
Oct-94	14	1.66714	XX
Mar-95	14	1.68929	XX
Abr-95	14	1.74000	XX
May-95	13	1.85615	XX
May-94	14	1.96786	X

Prueba de Rango Múltiple para Cadmio por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
7	9	0.42078	X
6	9	0.43156	XX
8	8	0.45350	XX
5	9	0.45589	XX
16	9	0.45600	XX
15	8	0.47100	XX
1	9	0.49233	XX
4	9	0.49333	XX
2	9	0.50167	XX
3	9	0.50656	XXX
14	9	0.51478	XXX
10	9	0.60311	XXX
13	8	0.61563	XX
12	9	0.68911	X

Prueba de Rango Múltiple para Cobalto por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	8	3.31250	X
5	8	4.28325	XX
6	7	5.08086	XXX
7	9	5.23578	XXX
8	9	5.72900	XX
13	8	5.80863	XX
2	9	6.09767	XX
10	8	6.35275	XX
12	9	6.46911	X
4	9	6.65189	X
15	9	6.79822	X
14	8	6.88725	X
3	8	7.09288	X
16	9	7.09411	X

Prueba de Rango Múltiple para Cadmio por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Abr-95	14	0.44143	X
Oct-94	14	0.45021	X
May-95	14	0.47271	X
Feb-95	14	0.48957	X
Sep-94	14	0.49229	X
May-94	14	0.51179	X
Nov-94	14	0.54393	X
Dic-94	14	0.55807	X
Mar-95	14	0.58757	X

Prueba de Rango Múltiple para Cobalto por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni			
Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
May-94	14	5.38207	X
Nov-94	14	5.39621	X
Abr-95	14	5.45500	X
May-95	14	5.61214	X
Oct-94	14	5.69000	X
Sep-94	14	6.17814	X
Dic-94	14	6.37014	X
Mar-95	14	7.01907	X
Feb-95	14	7.17800	X

Prueba de Rango Múltiple para Cromo por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	8	2.17263	X
5	7	3.62900	XX
6	8	5.01975	XXX
7	9	5.22233	XXX
8	9	5.25611	XXX
2	8	5.34938	XXX
4	8	5.59950	XX
15	8	7.16950	XX
13	9	7.69000	XX
10	8	8.89163	XX
3	9	9.95178	XXX
16	8	10.13075	XXX
12	9	11.77078	XX
14	9	12.31400	X

Prueba de Rango Múltiple para Cromo por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Abr-95	14	6.38886	X
Nov-94	14	6.63714	X
Oct-94	14	6.83514	X
Sep-94	14	6.83893	X
Dic-94	14	6.92657	X
May-95	14	7.10243	X
May-94	14	7.72843	X
Mar-95	13	8.31269	X
Feb-95	14	10.53279	X

Prueba de Rango Múltiple para Niquel por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	8	6.67384	X
5	9	6.90850	X
7	9	6.95951	XX
8	9	6.99567	XXX
13	9	7.05017	XXX
6	8	7.05247	XXX
16	9	7.08878	XXX
15	9	7.09709	XXX
4	9	7.11411	XXX
2	9	7.12016	XXX
12	9	7.13832	XX
3	9	7.17569	X
10	9	7.20658	X
14	8	7.21040	X

Prueba de Rango Múltiple para Niquel por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Mar-95	14	10.76379	X
Abr-95	14	11.00957	X
Feb-95	14	11.12586	X
Nov-94	14	11.71114	X
Dic-94	14	11.73214	X
Sep-94	13	11.87292	X
Oct-94	14	12.34900	X
May-95	14	13.13464	X
May-94	14	14.47686	X

Prueba de Rango Múltiple para Pb por Sitios

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
7	9	6.69610	X
1	9	6.77006	XX
5	9	6.77845	XXX
8	9	6.79093	XXXX
6	8	6.85479	XXXX
3	9	6.93179	XXXX
4	8	6.97078	XXXXX
2	9	7.00322	XXXXXX
10	8	7.11682	XXXXX
13	8	7.13420	XXX
14	7	7.13947	XXXX
15	9	7.29113	XX
12	7	7.33773	XX
16	8	7.40107	X

Prueba de Rango Múltiple para Pb por Muestreo

Método: 95 por ciento Bonferroni

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
Abr-95	14	6.82265	X
Nov-94	14	6.93216	X
Sep-94	14	6.94164	X
May-94	14	6.94690	X
May-95	14	6.95790	X
Dic-94	14	7.00417	X
Oct-94	14	7.02795	X
Mar-95	14	7.16469	X
Feb-95	14	7.23329	X