



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México



*“Evaluación General de la Dinámica de Distribución
Agua-Sedimento de Metales Potencialmente Tóxicos
Presentes en la Cuenca Lerma-Chapala”*

T E S I S

que para obtener el grado académico de

Maestra en Ciencias

(Química Acuática)

presenta

Odette Hernández Paredes

Director de Tesis: Dra. Ma. T. Leticia Rosales Hoz

Cómite Tutorial:

Dr. Federico Páez Osuna
Dr. Alfonso Vazquez Botello
Dr. Mario Villalobos Peñalosa
Dr. Arturo Carranza Edwards

México D.F. 2006



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Odetta Hernández Jacobs

FECHA: 18-I-2007

FIRMA: 

A la memoria del "abuelito viejito" ..

.. gracias "abue" por "tus genes" naturalistas ..

.. de la "torcuata", martir y víctima de todo este proceso ..

.. y de todos los que ya se han ido, pero siguen presentes en nuestro pensamiento ..

AGRADECIMIENTOS

Normalmente no me gustan los agradecimientos personales, porque siempre temo no poder mencionar a todos aquellos a quienes de alguna manera quisiera agradecerles algo, pero en esta ocasión no puedo pasar de largo sin hacer mención de lo siguiente .. si alguien tiene prisa, por favor continúe páginas más adelante ..

Le doy las gracias:

- A Dios, por haberme permitido seguir aquí .. y haberme convertido así, en testimonio vivo de su grandeza.
- Al Dr. Mtz. Duhart, por haber sido el instrumento que me devolviera a mi vida .. y dos veces! .. *Dios bendiga a los médicos y enfermeras que ejercen su vocación con tal devoción y entrega!*
- A la Dra. Zomohano, por estar siempre dispuesta a ayudar en los momentos difíciles.
- A Jesús, Francisco, Clara, Agnes y Karol, por haberme brindado ese ejemplo de amor, fé y fortaleza que todos necesitamos.
- A Jorge L²Z, por haberse quedado conmigo .. desde entonces y hasta ahora .. T.A.S.!
- A Kt, por haber estado siempre conmigo .. aún antes de nacer!
- A mis padres y mis hermanos, por haberme cuidado y amado cuando yo no podía hacerlo.
- Al Dr. y la Dra. Hernández, por haber tomado las decisiones correctas y no haber parado hasta resolver “el problema” .. las dos veces! *“es bueno ser grande, pero es más grande ser bueno”.*
- A mis sobrinit@s por su alegría y sus enseñanzas inocentes .. definitivamente hay una gran sabiduría en los niños! ..
- A mi familia política por ser justo eso, una verdadera extensión de mi familia.
- A M.H. por tu ejemplo de verdadero estoicismo heroico y amor sin limites, nunca te olvidaré mi fiel amigo y confidente en esas noches de oscura soledad.
- Y desde luego, a mis amigas y amigos, por serlo de verdad, y que bendito Dios son tantos y tan valiosos, que me siento más que afortunada de poder contar con todos ustedes ..

.. Y todavía hay más ..

- Al Dr. Alejandro O2, por haberme apoyado cuando más lo necesité, por haberme dado la oportunidad de conocer cómo se trabaja en un buque de investigación, y por sus sinceros consejos y comentarios.
 - Al personal del laboratorio de análisis de partículas atmosféricas del IMP: el Dr. José S.Y., José Luis y Juan Carlos, por las largas horas de trabajo intenso y ameno.
 - Al Dr. Diego L.V., y la Dra. Ligia P.C. del mismo Instituto, por haber sido el soporte que mantuvo mi rumbo firme en esos momentos de verdadera *crisis universal*. Gracias por su amistad, su apoyo, comprensión y cariño.
 - Al Dr. Martín M. I., por haber creído en mí, por ser un buen amigo, y por su apoyo continuo e incondicional, sin el cual, seguro no estaría aquí..
 - A la Dra. Rosales, por haberme “rescatado de en medio de la tempestad”.
 - A la Dra. Ligia P.C. y al Dr. Páez, por haber colaborado en el “rescate”.
 - Al Dr. J. Romero, por ser más que un profesor, un gran amigo.
 - A Lalo M. por su disposición para aclararme mis dudas “sedimentológicas”.
 - A Susi S., por haber sido mi guía, compañera y amiga en esto de los “análisis químicos”.
 - A la Dra. Gloria V., por saber escuchar, igualito que Martín, qué bueno!
 - A Iván P.L., por tu amistad y tu apoyo en situaciones difíciles.
 - A “Nacho”, por tu amistad y tu infinita paciencia!
 - A Mario V. P. por tu amistad, tu tiempo, y tus “sabios consejos”.
 - A “Ginny”, por haber sido el ejemplo que necesitaba en su justo momento.
 - A la “Fundación Hernández-Paredes” por haberme dado todo lo necesario para ser como soy.
 - A la Universidad Nacional Autónoma de México, por ser para mí una verdadera “*alma mater*”.
 - Al posgrado del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, por haberme ayudado a crecer en lo personal y lo académico.
 - Al personal de la Coordinación del Posgrado: Norma, Chantal, Lupita, Diana y Gaby, por su amistad y su apoyo en general.
 - A Don Luis y Armando de la BCCT, por haberme dado acceso libre al conocimiento.
 - Al personal del Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente, por todo el apoyo brindado de corazón.
 - A todos aquellos que de una u otra forma han sido partícipes de la difusión del conocimiento.
- .. y los más formales ..

- Al laboratorio de Sedimentología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM-CU, por la realización de los análisis texturales.
- Al laboratorio de Fluorescencia de rayos X del Intituto de Geología UNAM-CU por los análisis químicos de los sedimentos.
- Al M en C. José Ignacio Fernández Méndez, por su ayuda en la realización e interpretación de los análisis estadísticos multivariados.
- A los profesores del posgrado, por su prestancia para escuchar y aclararnos cualquier duda.
- A los miembros de mi Comité tutorial y Jurado, los Dres.: Alfonso Vázquez Botello, Leticia Rosales Hoz, Arturo Carranza Edwards, Federico Páez Osuna y Mario Villalobos Peñalosa, por haber efectuado la revisión del manuscrito y por sus acertadas observaciones.
- Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por el apoyo económico brindado.

GRACIAS, MUCHAS GRACIAS A TODOS!!!

*“Es lidiando con las tempestades como
se forman los mejores marineros ..*

*.. aunque siempre será preferible
poder navegar en calma”.*

“Jonattan”

ÍNDICE

NOTAS PRELIMINARES

RESUMEN

I. GENERALIDADES

1.1. INTRODUCCIÓN 1

- El agua, un recurso invaluable poco valorado.
- La contaminación del agua y el problema de los contaminantes tóxicos conservativos.
- El problema del Agua en México
- La Cuenca como recurso hídrico y de manejo
- Justificación
- Objetivo General
- Objetivos Particulares

1.2. MARCO TEÓRICO 6

- Transporte de material por las corrientes
 - Carga disuelta
 - Carga suspendida
 - Carga de fondo.

AGUA

- Los metales en el medio acuático.
- Variación de la toxicidad relativa de los metales en el medio acuático.

MATERIA SUSPENDIDA

- Movilidad relativa de los metales en el medio acuático
- ¿ Metales disueltos o particulados ?

SEDIMENTOS

- Características químicas de los sedimentos
- Oligoelementos en los sedimentos.
- La Normalización geoquímica de sedimentos.
- El intemperismo químico y el índice químico de alteración.

1.3. ANTECEDENTES 26

1.4. AREA DE ESTUDIO 29

- Ubicación geográfica.
- Hidrología.
- Tipo de suelos.
- Clima de la región e Importancia del Lago de Chapala en el Balance Climático
- Fisiografía, Geología y Litología de la Cuenca
- Hidrotermalismo
- Importancia de preservar el Lago de Chapala
- Influencia antropológica en el sistema :
Principales tipos de impacto sobre la Cuenca
- Caracterización de las estaciones de muestreo.

II. METODOLOGÍA

2.0. *Material y Reactivos* 44

2.1. *Trabajo de Campo* 46

- Colecta y preparación de muestras
 - Agua
 - Materia suspendida
 - Sedimento

2.2. *Análisis en el Laboratorio* 47

AGUA

- Componentes Mayores
 - Contenido de Sulfatos y COD.
 - Contenido de Sodio
 - Contenido de Materia Suspendida (MS)
- Componentes Menores
 - Metales pesados en disolución
 - Metales pesados asociados a la materia suspendida.

SEDIMENTOS

- Granulometría
- Composición química de los sedimentos.
- Contenido de materia orgánica en los sedimentos.

2.3. Metodos Estadísticos.

52

- Validación de los diferentes métodos de análisis
- Análisis de correlación de los parámetros evaluados.
- Métodos de análisis multivariado utilizados.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. AGUA

57

- *Parámetros Fisicoquímicos*
 - Temperatura
 - pH
 - Oxígeno disuelto
 - Eh
 - Conductividad
- *Componentes Mayores*
 - Contenido de Sulfatos
 - Contenido de Sodio
 - Materia Orgánica Disuelta (COD)
 - Materia Suspendida (MS)
- *Componentes Menores:*
 - Metales pesados en disolución
 - * Cobre
 - * Níquel
 - * Cromo
 - * Otros : Cd, Co, V, Mn, Pb..

3.2. MATERIA SUSPENDIDA	90
<ul style="list-style-type: none"> - Cuantificación gravimétrica. - Metales pesados asociados a la materia suspendida: <ul style="list-style-type: none"> * Cobre * Niquel * Cromo 	
3.3. Análisis Conjunto:	
<ul style="list-style-type: none"> - Reparto de los metales estudiados en el sistema Agua-MS - Correlación de las variables involucradas. - Análisis multivariados de agrupación. 	
3.4. SEDIMENTOS	127
<ul style="list-style-type: none"> • Caracterización granulométrica de los sedimentos. • Caracterización química de los sedimentos. • Variaciones en los elementos mayores • Contenido de materia orgánica en los sedimentos • Metales pesados asociados a los sedimentos • Análisis de correlación de los parámetros evaluados en los sedimentos. • Normalización geoquímica (Igeo y EF) 	
IV. INTEGRACIÓN	
4.1. ANÁLISIS CONJUNTO Y DISCUSIÓN GENERAL	155
<ul style="list-style-type: none"> * Cobre y Cinc * Niquel y Cobalto * Cromo * Cadmio y Plomo 	
4.2. CONCLUSIONES	158
4.3. CONSIDERACIONES FINALES Y RECOMENDACIONES	159
REFERENCIAS	162
APÉNDICE A	168
APÉNDICE B	
APÉNDICE C	

NOTAS PRELIMINARES

Con la intención de favorecer una mejor comprensión del contenido del presente documento, he considerado conveniente la inclusión de estas breves líneas preliminares.

En este momento, me es grato expresar en primer lugar, la enorme satisfacción que me brindó el trabajar con un equipo de trabajo tan especial como es el de la Dra. Rosales, a quién agradezco su enorme paciencia, que me permitió efectuar una amplia investigación para poder integrar y comprender muchos aspectos relacionados con el tema desarrollado; El haber tenido la oportunidad, durante el desarrollo de mi maestría, de realizar trabajos de investigación aplicados en las dos grandes ramas de especialización del Instituto; las ciencias marinas y la limnología, siendo éste último el que constituye el tema de la presente tesis, el cual se realizó con el apoyo del laboratorio de Limnología del Instituto, a cargo del Dr. Martín López, apasionado limnólogo a quién agradezco su instrucción en este campo por demás interesante. En este sentido, me parece que a cualquier limnólogo le representaría todo un reto el estudio y entendimiento de lo que sucede en la Cuenca Lerma-Chapala, la cual debo confesar, que siendo participe del absoluto desconocimiento de las riquezas naturales de nuestro país, en el que vivimos por cierto, la mayoría de los mexicanos, ignoraba como muchos, al inicio de este proyecto, su enorme trascendencia, tanto a nivel nacional, como internacional, ya que por ser ésta una Cuenca de gran relevancia ecológica, económica, política y social, constituye un modelo de estudio particular; por ser además, una cuenca endorreica, que puede considerarse interior al tener como cuerpo receptor al lago de Chapala, uno de los lagos, por cierto, más grandes del mundo. Por tales motivos, la Cuenca Lerma-Chapala, ha sido investigada ampliamente, como lo menciono más explícitamente en los antecedentes, siendo los metales unos de los temas más recurrentes. ¿Pero entonces, porqué hacer una evaluación prospectiva?, ¿Acaso no se conoce ya demasiado? Paradójicamente, y aún cuando esto pudiera parecer pretencioso, un estudio como el presente, no se ha realizado, pues los estudios que contemplan la totalidad de la Cuenca, generalmente lo hacen en otros aspectos, como los ecológicos, económicos, políticos y sociales. Los estudios “geoquímicos” por su parte, generalmente la “fraccionan” y se concentran en las regiones de mayor “riesgo” potencial, sin embargo, al ser los metales persistentes o no biodegradables, éstos pueden tener una amplia distribución según su diferente movilidad, la cual va a depender de diversos factores medioambientales, y es ahí dónde se integra la relevancia de este estudio, pues no es siempre donde son liberados este tipo de contaminantes, donde pueden ser acumulados o representar un problema ecológico potencial, y si el monitoreo del ambiente en general, y de los cuerpos de agua en particular, lo que pretende es evitar catástrofes ecológicas y ambientales, lo preferente es conocer la dinámica de distribución de los contaminantes, así como la dependencia de su variabilidad respecto a las condiciones cambiantes en el sistema. De dónde surge entonces la idea de poder desarrollar un modelo matemático que sirva de base para la predicción del comportamiento ambiental de la Cuenca, lo que constituye ciertamente una meta sumamente ambiciosa, pero entre más variables puedan ser estudiadas y relacionadas, se tendrán mayores

posibilidades de llegar a dicho modelo, el cual podría entonces, servir también para el estudio y seguimiento de otras cuencas hidrológicas similares.

Con este enfoque he intentado abordar el tema de la presente investigación, de una manera integradora, retomando la idea primaria del científico A. Einstein, de que nada de lo que sucede en el universo es casualidad pues “Dios no juega a los dados”, así, los elementos tenderán a comportarse según su naturaleza, sean éstos “naturales” o no, en estrecho vínculo con las condiciones medioambientales, por lo que si se pretende entender su comportamiento en regiones impactadas, es preciso conocer primero su comportamiento en condiciones naturales, lo cual, en un mundo que parece carecer de regiones sin al menos un mínimo grado de afectación, se vislumbra más que complicado, sin embargo, afortunadamente no todos los elementos son manejados “antrópicamente” de la misma manera, y por lo mismo, no presentan el mismo grado de alteración, así que, estudiando a sus homólogos podemos inferir el posible comportamiento del metal impactado; “dime con quién andas y te diré quién eres” es una frase que se aplica fielmente en el caso de los elementos químicos.

En esta tónica, el presente escrito intenta ser una recopilación de lo que se conoce acerca del comportamiento natural de las variables estudiadas y su contraste con los valores observados, haciéndose un análisis y una interpretación de cada una de éstas. Así, se divide la tesis en cuatro partes fundamentales: la que considero de *generalidades* que nos ubica en la problemática de la región y destaca la importancia del estudio, la *metodología*, tanto de campo como de laboratorio, y los análisis estadísticos desarrollados, los *resultados* propiamente dichos: de la fase acuosa: agua y materia suspendida, y la correspondiente a los sedimentos, así como una última parte de *integración*, la cual incluye un análisis conjunto y las conclusiones generales, además de algunas recomendaciones y consideraciones finales alusivas a lo encontrado en la presente investigación.

Esperando que ésta pueda ser un verdadero apoyo a las investigaciones futuras acerca de temas relacionados, la pongo a su disposición para su consideración.

RESUMEN

La Cuenca Lerma-Chapala es una de las regiones más importantes del centro del país, no solo por su extensión, sino por la gran concentración de población y actividades productivas que sostiene.

El crecimiento y la industrialización del valle de Toluca a partir de 1960, y el desarrollo de ciudades importantes en la región, provocó el aumento en la generación de desechos y en las descargas de aguas residuales que, junto con las descargas de aguas de origen doméstico y la disminución del caudal natural, debida tanto a la sobreexplotación del acuífero, como a reiterados periodos de sequía, convirtieron al río Lerma en uno de los más contaminados de México, haciéndose indispensable hoy en día, el estudio y monitoreo de los contaminantes que continuamente se integran al sistema. Tal es el caso de los metales pesados a los que se les ha considerado como desechos *tóxico-peligrosos*, debido al grave problema ecológico que éstos representan, dada su persistencia en el ambiente y sus posibles interacciones entre éstos, con el medio ambiente y los organismos.

El análisis de las características físicoquímicas del sistema Lerma-Chapala a través de la medición de oxígeno disuelto, pH, potencial redox, materia orgánica disuelta, materia suspendida, metales disueltos y *particulados* en la columna de agua, así como del contenido de la materia orgánica, metales y granulometría de los sedimentos superficiales en diferentes épocas del año a lo largo de éste, permitió evaluar las variaciones espaciales y temporales de la dinámica de distribución agua-sedimentos de metales potencialmente tóxicos (Cu, Ni, Cr, Zn, Co, Cd y Pb entre otros).

Estos metales mostraron diferencias sustanciales en su comportamiento, que pueden relacionarse directamente con sus características químicas fundamentales, de las cuales va a depender tanto su movilidad, su distribución, y su posible biodisponibilidad. Así, pueden encontrarse asociados preferentemente a una u otra fase, según su entorno, siendo la materia suspendida un nexo decisivo en esta dinámica, íntimamente relacionada, en este caso, con el aporte continuo de materia orgánica derivada de la actividad agrícola y ganadera, y del empleo de aguas residuales para el riego de cultivos.

Este excesivo aporte de materia orgánica trae consigo consecuencias poco favorables a la Cuenca, como lo es la presumible movilización de diversos metales, incluso a partir de los sedimentos, el abatimiento de las concentraciones de oxígeno disuelto, así como problemas de eutrofización en diferentes puntos a lo largo de la misma, principalmente en su porción media.

Una situación favorable es el que se encontraron evidencias de la eficiencia en la aplicación de medidas de control para metales como el Cd y el Pb en épocas recientes, en contraste, el Co, metal de comportamiento geoquímico y químico similar al Ni, no ha sido tradicionalmente considerado como peligrosos y continúa acumulándose, constituyendo un riesgo ambiental potencial que debe valorarse.

1.1 INTRODUCCIÓN

El agua, un recurso invaluable

El agua líquida no es una sustancia común en el cosmos. Si bien sus elementos constituyentes, el hidrógeno y el oxígeno, son abundantes, y sus combinaciones en forma de hielo o vapor también lo son, el agua líquida es estable sólo bajo condiciones restringidas de presión y temperatura. Vista desde el espacio, la tierra parece un planeta de agua, azul, ya que su superficie se encuentra cubierta por ésta en un 72%, sin embargo, descartando el hecho de que la corteza terrestre es la capa más delgada de la tierra, de este porcentaje aparentemente grande, el 90% del agua presente en la litosfera, no es utilizable, pues se encuentra combinada químicamente en las rocas, del 10% restante; 97.6% se encuentra en los océanos; 1.9% en los casquetes polares y los glaciares; y sólo el 0.5% es agua dulce disponible; de la cual, 0.47% son aguas subterráneas y tan solo el 0.03% es agua superficial continental (Arreguín, 1997, Carabias et al. 2005). De este mínimo porcentaje por tanto, se mantiene toda clase de vida en el planeta, incluyendo al hombre, el cual, por otra parte, no sólo la emplea para consumo personal, como lo hacen la mayoría de las especies, sino para una gran variedad de fines como lo son el cultivo de diversos organismos, el transporte, la industria, la recreación, entre otros (Mazari-Hiriart, 2003). En el sector industrial por ejemplo, para producir 1 litro de leche se requiere de 2.5 a 5 litros de agua y para fabricar un automóvil, 35, 000 litros. En la agricultura, para producir 1 Kg de trigo se requieren 1500 litros de agua y para uno de algodón, de 10, 000 litros. En cuanto al uso personal, el gasto promedio de una persona en las regiones urbanas es de entre 200 y 400 litros diarios. Haciéndose en conjunto un gasto sumamente elevado en el uso doméstico, lo cual se complica a menudo por las fugas no controladas, por ejemplo, un grifo que gotea puede desperdiciar hasta 500 litros de agua por día! (Antón y Díaz-Delgado, 2000, Mazari-Hiriart, 2003).

La falta de conciencia sobre la relevancia del recurso, es su principal enemigo, ya que, para el habitante urbano, el agua es un elemento de consumo, que tiene a su alcance con sólo abrir una llave, o un servicio del cual pudiera carecer en algunos casos, pero que cuando lo tiene, normalmente lo desperdicia. Para el industrial resulta ser un insumo más en sus procesos, en donde ni siquiera lo reincorpora en la mayoría de los casos, y una vez utilizado, lo devuelve contaminado e inservible al medio ambiente, el cual por cierto, no ha sido siquiera considerado como usuario, por lo que sus necesidades mínimas no son respetadas. Pero la escasez suele ser también natural, puesto que la distribución de este vital líquido no es uniforme en el espacio, ni en el tiempo. Existen regiones que cuentan con grandes cantidades de agua, mientras otras sufren de escasez, la cual restringe cualquier clase de vida y productividad. En la mayoría de los países sólo llueve durante unos cuantos meses y la contaminación natural y principalmente la antropogénica, que afecta a los cuerpos de agua receptores, limita su uso de modo importante (Arreguin, 1997).

Cada metro cúbico de agua contaminada que se vierte en un río o lago, contamina cientos de metros cúbicos de agua pura, resultando entonces de escasa utilidad, pudiendo llegar a convertirse en un verdadero peligro para la salud. De este modo, si se continúa con la política actual, deteriorando los ambientes acuáticos de manera irresponsable y por ende poco sustentablemente, es inevitable que se genere una situación en que resulte sumamente difícil en un futuro cercano, el satisfacer las diversas y crecientes demandas de agua en el mundo (Lvovich, 1985, Carabias et al. 2005).

La contaminación del agua; el problema de los contaminantes tóxicos persistentes.

Para mantener o mejorar la calidad de las aguas naturales es preciso conocer los flujos y las propiedades de los materiales movilizados, tanto naturalmente, como por efecto de las actividades humanas, las cuales suelen alterar su composición, generando contaminación, pudiendo provocar pérdidas de los recursos, tales como la destrucción del hábitat y los daños que sufren de manera directa e indirecta los organismos y ecosistemas. En este sentido, y desafortunadamente ha sido a partir de los grandes episodios de contaminación identificados como catastróficos, como la aparición de la osteomalacia o *Itai-Itai* en poblados relacionados con el río *Jintsu* contaminado por Cd y Zn, el problema del metil-mercurio en la Bahía de Minamata, ambos en Japón; la reducción de las poblaciones de aves debido al uso extensivo del DDT en varias regiones del mundo, o el exterminio masivo de ostras cultivadas en la Bahía d'Arcachon en Francia a consecuencia de la exposición al tributilo de estaño, como el hombre ha podido tomar algo de conciencia acerca del grave problema que constituye la contaminación de los cuerpos de agua naturales (Siegel, 1992, Paez-Osuna, 1999).

Todos los cuerpos de agua contienen varios tipos de compuestos químicos que pueden llegar a ser contaminantes, provenientes de fuentes naturales como la erosión, lixiviación y procesos de intemperismo, que en condiciones naturales, cualquier cuerpo de agua es capaz de asimilar sin presentar efectos serios, a través de diferentes procesos como la dilución y la autopurificación por asimilación. Sin embargo, si se excede esta capacidad, ya sea por un aporte excesivo, o limitando esta acción depuradora natural del acuífero, se altera la naturaleza del agua receptora, dejando de ser adecuada para sus diferentes usos potenciales. Así, es de gran importancia comprender la mecánica natural de los cuerpos de agua, así como los posibles efectos de los contaminantes y establecer medidas de control efectivas para un manejo sustentable de los recurso hídricos.

Los contaminantes se comportan de diferentes maneras en el agua. Los materiales *no conservativos* que incluyen a la mayoría de las sustancias orgánicas, algunas sustancias inorgánicas y muchos microorganismos, se degradan por los procesos naturales de autopurificación, de modo que sus concentraciones tienden a disminuir con el tiempo. En contraste, los procesos naturales no afectan o degradan muchos otros contaminantes, considerándose entonces como *conservativos*, pudiendo reducirse sus concentraciones sólo mediante dilución. Los contaminantes *persistentes*, se parecen a los

anteriores por ser de difícil degradación, por lo que no desaparecen propiamente, pudiendo llegar a reconcentrarse en ciertas condiciones y provocar serios problemas posteriormente, aún muy lejos del punto dónde fueron incorporados, causando la inhibición o destrucción de la actividad biológica en el cuerpo de agua afectado, dado que muchos resultan tóxicos al ser reconcentrados. En este sentido, un problema derivado es el de la *bioacumulación*, ya que al no poder ser metabolizados estos contaminantes, si no son excretados directamente, se acumulan en algunos de los tejidos de diversos organismos resistentes, que a lo largo de las redes tróficas, van concentrándose cada vez más (por las proporciones de consumo en cada nivel trófico) provocando una *bioconcentración* del contaminante persistente, llegando a constituir un verdadero peligro el consumo de estos animales .

Los peces, son los organismos que desafortunadamente, más comúnmente resultan los indicadores de la contaminación tóxica en las aguas naturales; complicándose su situación por las diferentes condiciones ambientales que afectan muchas veces en forma importante la toxicidad de un material en particular. Entre los factores más importantes se encuentran tanto los niveles de oxígeno disuelto (OD), como la temperatura del agua. Así, los peces requieren un mínimo de oxígeno, que va de al menos 1.5 mg/L para peces ordinarios a 5 mg/L para las especies mayores. Cerca de estos límites, se entorpece su actividad y se incrementa su sensibilidad a las sustancias tóxicas (Tebbut, 1990).

Ciertas sustancias como los metales pesados interfieren la respiración, de modo que sus propiedades nocivas se amplifican cuando el OD es bajo. De tal manera, si el OD tiene una saturación del 50%, disminuye al 70% el nivel al cual es tóxica la concentración de un metal dado, lo que no sucede en agua totalmente saturada de oxígeno, ya que el metabolismo de estos organismos está íntimamente ligado a las concentraciones de oxígeno y a la temperatura. Un aumento de temperatura de unos 10 grados centígrados por ejemplo, incrementa el requerimiento de oxígeno 2 ó 3 veces. Se puede tomar como una guía aproximada, el hecho de que un aumento de unos 10°C en la temperatura, reducirá más o menos a la mitad el nivel de concentración a la cual es tóxico un material (Tebbut, 1990).

Otro factor que tiene un efecto considerable en la toxicidad de diversas sustancias, es el pH, ya que puede afectar la forma química en la que se encuentra el contaminante, y con esto su biodisponibilidad. Hay evidencias por ejemplo, de que las sustancias no ionizadas las absorben los peces más fácilmente que las correspondientes formas iónicas, a pesar de que estas últimas sean más solubles en agua (Tebbut, 1990).

Las diferentes sales disueltas en el agua, son otro factor que puede modificar la toxicidad de ciertas sustancias, la presencia de iones calcio, por ejemplo, reduce considerablemente el efecto tóxico de metales pesados como el plomo y el cinc. Las concentraciones de sodio, calcio y magnesio, si son altas, evitan muchas veces, los efectos tóxicos de los metales pesados disueltos, posiblemente por una competencia directa con los mismos o al interactuar químicamente con éstos. Así, 1 mg/L de plomo en agua suave es fatal para los peces, mientras que en agua dura de unos 150 mg/L de calcio, no los daña (Tebbutt, 1990).

Lo anterior, pone de manifiesto la gran necesidad de investigar los procesos e interacciones que tienen lugar entre los diferentes contaminantes y los factores medio ambientales presentes en un cuerpo de agua en un momento dado, así como las variaciones que pudieran presentar éstos a través del tiempo.

El problema del Agua en México

La República Mexicana cuenta con muy pocas fuentes de aguas interiores y éstas se encuentran concentradas principalmente en el sureste del país (De la Lanza y col., 1995); más del 65% de la superficie de nuestro país es árida o semiárida, presentándose en dicha porción del territorio apenas el 20% de los escurrimientos, y siendo precisamente allí, dónde se asientan las tres cuartas partes de la población del país (Ortiz-Rendón, 1997, Carabias et al. 2005).

Los flujos de nuestros ríos se distribuyen también en forma irregular a lo largo del territorio nacional. La mitad del agua dulce que poseemos, proviene de las montañas (escurrentías), selvas y ríos del sureste de México, mientras que en el norte se genera sólo un 4% del total. Sin embargo, es precisamente en las regiones áridas y semiáridas que reciben poca agua, donde vivimos la mayoría de los mexicanos y se ubican más del 70% de las industrias, el 45% de la superficie bajo riego y el 40% de las tierras agrícolas, lo que trae consigo grandes problemas de transporte y distribución, incrementándose los costos y el desperdicio por fugas incontroladas (Arreguín, 1997). En la Ciudad de México por ejemplo, de la cantidad de agua que consumimos, dos terceras partes se extraen del subsuelo, de los mantos acuíferos del Valle sobre los que se asienta la ciudad, lo que ha derivado serias consecuencias estructurales y de hundimientos; La otra parte se toma del acuífero del Valle del Lerma, ubicado a 60 kilómetros de distancia, y del Sistema de Aguas Superficiales Cutzamala, a 137 kilómetros. Al Valle de México llegan aproximadamente 63 metros cúbicos de agua cada segundo, de los cuales, 35 se consumen tan sólo en el Distrito Federal y 27 en la zona conurbada del Estado de México. Existe por tanto, una gran disparidad en la distribución de las obras y servicios en cuanto al agua se refiere, esta situación se agrava, por los niveles de ineficiencia de las redes de distribución de agua. A nivel nacional, se pierden por fugas cerca del 40% del agua inicial suministrada (Ortiz-Rendón, 1997). Lo anterior pone de manifiesto la imperante necesidad de promover y desarrollar un uso y manejo más sustentable de los recursos hídricos en nuestro país.

La Cuenca como recurso hídrico y de manejo

Una herramienta muy útil para lograr la administración del agua en el contexto del manejo de ecosistemas, es el uso de Cuencas hidrológicas como unidades. Se define a la cuenca como la superficie de terreno cuya topografía provoca que el agua drene naturalmente hacia un punto común. Es importante el reconocimiento de cuencas, porque ayuda a definir con mayor facilidad, la zona de influencia de los cuerpos de agua. En este sentido, el manejo integrado de cuencas, no sólo implica un

conocimiento de la hidrología del sistema, sino del entendimiento de los factores ecológicos y geográficos que controlan su dinámica (Maass, 2003).

México posee 320 cuencas hidrográficas, en las cuales se encuentran ubicados 70 lagos, con tamaños de superficie que van de las 1000 a las más de 10 000 hectáreas, sin embargo, las descargas de aguas residuales, industriales y domésticas que se vierten directamente a las presas y lagos, junto con el proceso de deterioro natural de las cuencas hidrográficas que por lavado y escurrimiento de su superficie, acarrea mayores aportes de materiales, ha provocado que estos sistemas se encuentren en un proceso acelerado de envejecimiento. Los cambios que estos cuerpos hídricos presentaban en milenios, son ahora experimentados en unos cuantos años; algunos lagos han perdido casi la mitad de su volumen, como es el caso del Lago de Chapala, o se encuentran altamente contaminados e impactados (De la Lanza et al., 1995). Es así como se hace indispensable el estudio de la dinámica y evolución de las cuencas de nuestro país, para una mejor conservación y manejo del recurso.

Teniendo en cuenta la problemática mencionada, y con la finalidad de contribuir a la comprensión de la dinámica de los metales potencialmente tóxicos en una de las Cuencas hidrográficas más importantes de nuestro país y de mayor extensión, se llevó a cabo en este trabajo la evaluación de la dinámica espacio-temporal y de distribución de diferentes metales presentes en la Cuenca Lerma-Chapala, con base en el siguiente objetivo general:

Estudiar la dinámica espacio-temporal y de distribución de metales potencialmente tóxicos (Cu, Ni, Cr, Cd, Pb, Co, Zn) para el sistema agua-sedimento, en la Cuenca Lerma-Chapala.

A través del desarrollo de los siguientes objetivos particulares:

- Efectuar salidas al campo en tres épocas distintas del año, cubriendo un ciclo anual, para la colecta de agua, materia suspendida y sedimentos, en 8 estaciones de muestreo distribuidas a lo largo de la Cuenca Lerma-Chapala, cubriendo las porciones alta, media y baja de la misma.
- Realizar el análisis fisicoquímico de muestras de agua en cada una de las estaciones seleccionadas, así como el registro de diferentes parámetros hidrométricos en campo.
- Efectuar posteriormente, el análisis granulométrico de los sedimentos y los correspondientes análisis químicos (determinación de elementos mayores, menores y oligoelementos, y del contenido de materia orgánica en el agua y los sedimentos colectados, así como de elementos estratégicos, en el material suspendido) en el laboratorio.
- Integrar e interpretar la totalidad de los resultados obtenidos a través del empleo de herramientas estadísticas.
- Elaborar las conclusiones y recomendaciones pertinentes derivadas de la discusión y el análisis de dichos resultados.

1.2. MARCO TEÓRICO

Transporte de material por las corrientes hídricas

Las corrientes de agua son el agente más erosivo de la tierra, pudiendo transportar importantes cantidades de sedimento producido por meteorización, transporte que puede darse básicamente de tres maneras: en disolución, conformando la carga disuelta, en suspensión, constituyendo la carga suspendida, o a lo largo del fondo del cauce mismo, hablándose entonces de carga de fondo (Hauer y Lamberti, 1996; Tarbuck y Lutgens, 1999).

Carga Disuelta

La mayor parte de la carga disuelta transportada por una corriente, es suministrada en general, por el agua subterránea, pues cuando el agua atraviesa el terreno lo primero que adquiere son los componentes solubles del suelo, una vez disuelto, este material acompaña a la corriente sin importar su velocidad. La precipitación se dará entonces, solo si cambian las condiciones químicas del agua. La carga disuelta promedio en un río suele ser de ~ 100ppm (Tarbuck y Lutgens, 1999).

Carga Suspendida

La mayoría de las corrientes acuáticas, aunque no todas, transporta la mayor parte de su carga en suspensión. Normalmente sólo clastos de tamaños finos como arenas, limos y arcillas, pueden ser transportados de esta manera, pero si aumenta la fuerza de la corriente, pueden transportarse incluso partículas mayores, así, el tipo y la cantidad de material transportado en suspensión van a estar controlados por dos factores principales: la velocidad de la corriente y la velocidad de sedimentación, cuanto mayor sea la partícula, más rápidamente se habrá de depositar en el lecho de la corriente. Además del tamaño, la forma y peso específico de los clastos, influyen también en su velocidad de sedimentación. Así, cuanto más lenta sea la velocidad de sedimentación y más fuerte sea la turbulencia, más tiempo permanecerá en suspensión una partícula de sedimento y más lejos habrá de ser transportada por el flujo de agua.

Las partículas de 0.1 a 1mm de diámetro, podrán por tanto, ser transportadas ya sea como material en suspensión o como carga de fondo dependiendo de las condiciones particulares de la corriente y flujo en un determinado momento (Hauer y Lamberti 1996).

Carga de Fondo

La constituye el material sólido demasiado grande para ser transportado en suspensión, estos clastos más gruesos (en general mayores a 1mm de diámetro), desde arenas gruesas hasta grandes cantos, se mueven a lo largo del fondo de la corriente ya sea mediante rodamiento, deslizamiento o saltación y aún

cuando no suele superar el 10% de la carga total de una corriente, su acción de molienda es de gran importancia como parte del proceso erosivo de la corriente, siendo ésta determinante para la los organismos acuáticos, al modificar los diferentes sustratos así como la morfología general de la cuenca.

A diferencia de la carga suspendida o la disuelta, la carga de fondo no puede ser expresada como una concentración, y no suele ser un indicador de la calidad del agua, ya que no se encuentra en continuo movimiento, sino sólo de manera intermitente, con un movimiento corriente abajo que varía de tan sólo unos cuantos metros a algunas decenas de kilómetros (Hauer y Lamberti, 1996).

La carga máxima de partículas sólidas que una corriente puede transportar es su *capacidad*, la cual aumenta con su caudal. La *competencia* de una corriente indica el tamaño de clasto máximo que puede transportar, por tanto, la velocidad de la corriente determina su competencia. En general, se dice que la competencia de una corriente aumenta al cuadrado de su velocidad, esto es, si la velocidad de una corriente se duplica, su fuerza de impacto aumenta cuatro veces, de ahí el grave problema del transporte de material durante las inundaciones (Tarbuck y Lutgens, 1999).

AGUA

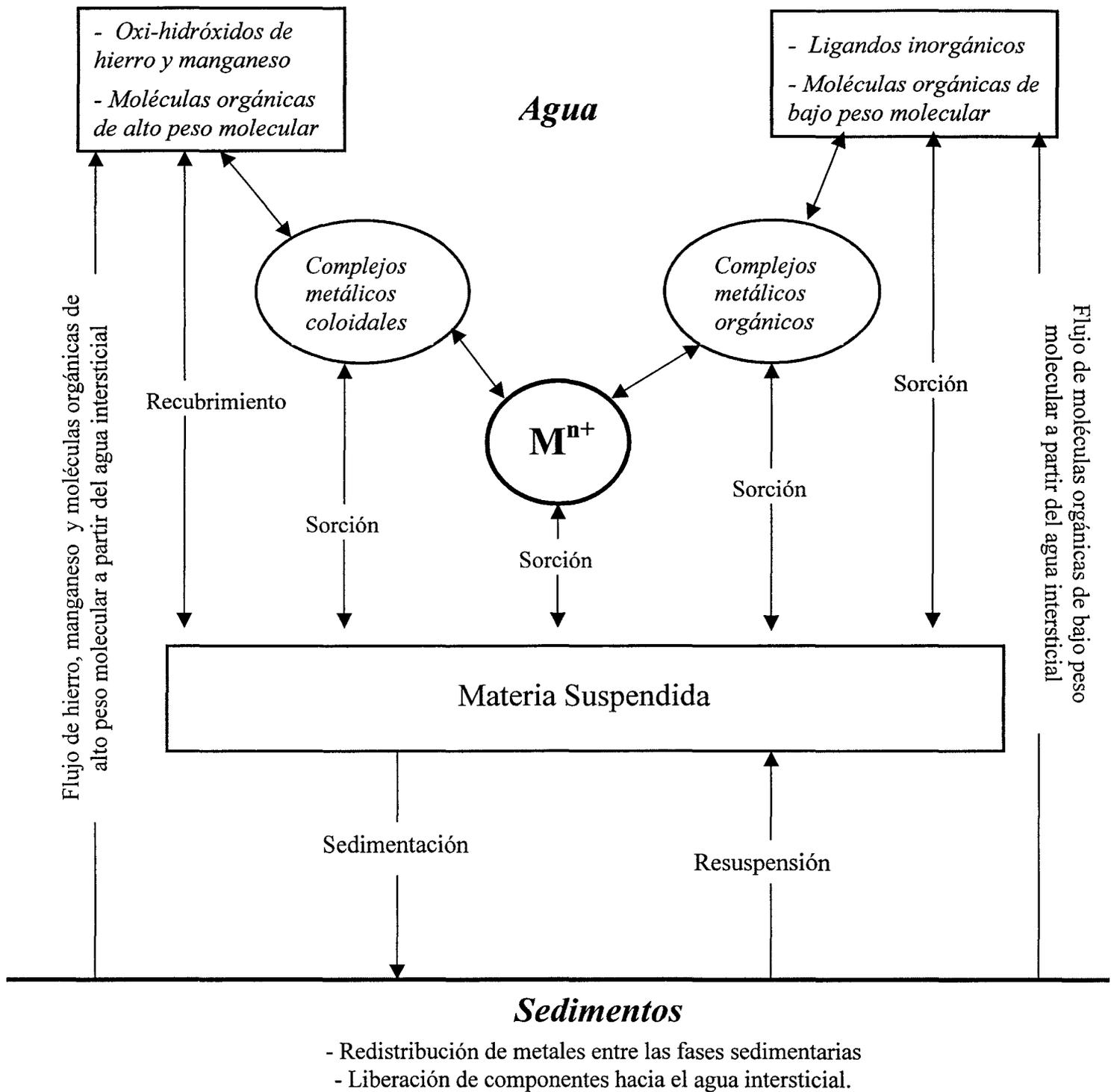
Debido a la enorme importancia del agua como recurso, en los últimos años se ha venido manifestando una gran preocupación por el futuro de los recursos hídricos. La expansión del sector industrial que consume grandes cantidades de agua, el crecimiento urbano y su utilización cada vez mayor en diversas actividades humanas como la agricultura extensiva, complican en gran medida el problema (Lvovich M., 1985).

Corresponde a los científicos proponer opciones sostenibles a este problema cardinal, volviéndose trascendental el estudio tanto de los procesos naturales que intervienen en el equilibrio hídrico, como de la posible afectación antrópica sobre los mismos. Es fundamental por tanto, tener una idea clara de las variaciones naturales esperadas para un sistema dado, para poder entonces identificar las posibles alteraciones a las mismas, así como establecer sus posibles causas y posteriormente poder proponer las medidas alternativas, preventivas o de remediación más adecuadas.

Los metales en el medio acuático

En la figura 1.2.1 se presenta un esquema que sintetiza las diferentes interacciones físicas y químicas que pueden presentar los metales en un sistema acuático, no se incluyen explícitamente los procesos biológicos involucrados, pero éstos se encuentran implicados en las variaciones de los diferentes componentes y procesos indicados, que de ellos se derivan.

Los procesos que se denotan como *sorción* son indicativos de que pueden ocurrir tanto procesos de adsorción, de absorción o coprecipitación, por medio de los cuales, los metales van a estar siendo integrados a la materia suspendida, para posteriormente se incorporados conjuntamente a los sedimentos del fondo (Salomons y Föstner, 1984).



Modificado de Salomons y Föstner, (1984).

Figura 1.2.1 Interacciones físicas y químicas frecuentes en el medio acuático.

Variación en la toxicidad relativa de los metales en el medio acuático.

En general, los mecanismos de toxicidad de los diferentes metales son el resultado de su fuerte capacidad de coordinación y de la capacidad coordinante de los diferentes ligantes presentes en las células vivas. Los elementos catiónicos se unen a los grupos SH de las proteínas provocando la inhibición de diversas enzimas. Pueden alterar la transferencia electrónica en la cadena respiratoria o bien interferir el metabolismo normal de diversos iones de importancia fisiológica: Cd^{2+} con Zn^{2+} , Ni^{2+} y Co^{2+} con Fe^{2+} , Zn^{2+} y Mg^{2+} , mientras que oxianiones como el cromato, y el arsenato interfieren con el metabolismo de los sulfatos y los fosfatos, este último de vital importancia en los procesos de transferencia bioenergética (Calmano y Förstner 1996).

La toxicidad de los diferentes metales como se mencionó anteriormente, va a estar en función tanto de la especie química de que se trate, como de diversos factores medio-ambientales. La tabla muestra la toxicidad relativa para diferentes metales en el medio acuático.

Cuadro 1.2.1. Clasificación de los elementos de acuerdo con su toxicidad y disponibilidad (Föstner, 1989).

No críticos		Tóxicos pero muy insolubles o raros		Altamente tóxicos y relativamente accesibles	
Na	S	Ti	Ga	Be	Pd
K	Cl	Hf	La	Co	Ag
Mg	Br	Zr	Os	Ni	Cd
Ca	Li	W	Rh	Cu	Pt
H	Rb	Nb	Ir	Zn	Au
O	Sr	Ta	Ru	Sn	Hg
N	Al*	Re	Ba	Cr	Tl
C	Si			As	Pb
P	F			Se	Sb
Fe				Te	Bi

* El aluminio es tóxico para la biota acuática y terrestre cuando es movilizado a valores bajos de pH

Según sus diversas interacciones con los diferentes ligantes presentes en el medio, estos metales pueden variar su toxicidad al variar su biodisponibilidad (capacidad de absorción y asimilación por los organismos), siendo las formas libres las más fácilmente disponibles, así como los que se encuentran unidos de forma reversible a ligantes orgánicos o inorgánicos (materiales húmicos, arcillas y aniones ligeros), menos disponibles serán aquellos asociados a quelatos o en su forma precipitada, los cuales estarían disponibles sólo después de alteraciones químicas que favorezcan su liberación, lo cual sin embargo puede lograrse con relativa facilidad si éstos son ingeridos. Los metales que se encuentran formando minerales son en cambio prácticamente no biodisponibles, debido a que su estructura cristalina suele ser sumamente estable, sin embargo, pueden haber procesos de intemperismo intenso en un momento dado, que logren liberarlos al medio acuático volviéndolos disponibles (Föstner, 1989).

El riesgo o peligrosidad potencial de un contaminante va a depender entonces, no sólo de su naturaleza y de su concentración, sino de las especies químicas presentes en el medio, así como de las condiciones particulares de cada sistema, pues se ha demostrado que ciertas sustancias pueden tener tanto un efecto atenuador en la toxicidad de otras, como en el caso de la disminución de la toxicidad observada para algunos metales en presencia de aguas duras, comparativamente con la que éstos presentan en aguas con un bajo contenido de sales, así como un posible efecto potenciador, pudiendo incluso incrementar la toxicidad de la sustancia original. Un ejemplo de esto lo constituye la formación del metil-mercurio por la oxidación y complejación del mercurio metálico, con el metano derivado de la descomposición de materia orgánica, cuya bio-disponibilidad y consecuente toxicidad, es bastante más elevada que la del metal en su forma libre (Föstner y Wittman, 1989).

MATERIA SUSPENDIDA

Algunos autores se refieren a la materia suspendida como sedimentos en suspensión, término que con frecuencia resulta algo simplista dada la diversidad y la gran variedad en la composición que ésta puede presentar de acuerdo al medio en el que se genere, pudiendo dominar en algunos casos incluso, materiales no terrígenos. Sin embargo, por su origen primariamente detrítico, puede considerarse en principio como material mineral enriquecido con componentes orgánicos (Berner y Berner, 1996)

En los ambientes acuáticos, se distinguen así cinco reservorios principales, correspondiendo a la fase disuelta : 1) el agua superficial y 2) el agua intersticial; y a la fracción sedimentaria, 3) los sedimentos mismos y 4) la materia suspendida además de la 5) biota; los cuales interactúan continuamente para establecer un equilibrio dinámico de intercambio (Figura 1.2.1). Entre los metales en disolución y la materia suspendida por ejemplo, se presentan diferentes procesos tanto físicos como químicos, como los de adsorción-desorción y los de co-precipitación-resuspensión-disolución, los cuales van a estar regulando las concentraciones de los diferentes contaminantes en el medio, así como su disponibilidad y posibles efectos tóxicos (Salomons y Föstner, 1984; Merian, 1991).

La materia suspendida y los sedimentos van también a relacionarse a través de diferentes procesos de erosión y sedimentación. Estableciéndose así, la dinámica del sistema Agua-Materia Suspendida-Sedimento, la cual va a determinar el tipo de transporte predominante para cada especie.

El cuadro 1.2.2. muestra las diferentes contribuciones de las fracciones que más comúnmente componen a la materia suspendida en los sistemas acuáticos.

Cuadro 1.2.2. Origen y proporciones granulométricas de las diferentes fracciones que componen el material particulado suspendido en los sistemas acuáticos (Chapman, 1992).

Origen		Materia alóctona Erosión de rocas				Materia autóctona	Contaminación
		Erosión de suelos					
Tamaño de grano							
Tipo	Diam. μm	Minerales arcillosos	Materia orgánica	Minerales de roca	Fragmentos de roca	Carbonatos precipitados	Contaminantes
Grava							
Arena	2 000						
Limo	63						
Arcilla	4						

Del cuadro anterior, se deduce que los materiales acarreadores de contaminantes más efectivos, dado el aumento en su superficie específica, serán los minerales arcillosos y la materia orgánica, incrementándose entonces su biodisponibilidad y consecuente toxicidad, según se mencionó.

En general, se considera a la materia suspendida como uno de los parámetros más dinámicos y por lo mismo, cambiantes en los sistemas acuáticos naturales, ya que dependiendo de la época del año, la altitud, la orografía de la región y de los diferentes factores erosivos, puede variar tanto su composición como su concentración, desde apenas unos pocos mg/L, hasta los cerca de 600mg/L, pudiendo entonces movilizar una gran proporción de contaminantes de diferentes tipos (Calmano y Föstner, 1996). Un relieve va a favorecer una mayor velocidad de corriente, y consecuentemente una mayor competencia y carga de materiales en suspensión. En este sentido, una altitud sin embargo, menor a los 100 m se considera de poca relevancia para tal efecto.

Actualmente, la carga que los ríos transportan, se ha visto también modificada de manera significativa por la actividad humana (Berner y Berner 1996).

Movilidad relativa de los metales en el medio acuático.

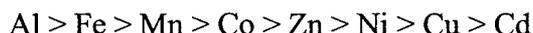
En general se considera que los elementos solubles son los de mayor movilidad, seguidos de los que se asocian fácilmente al material en suspensión y en mucho menor grado, los asociados a los sedimentos, los cuales requieren de cambios importantes en las condiciones del medio para ser removilizados a partir de éstos. Así, el material suspendido no sólo varía en cantidad, sino suele variar también de manera importante en su composición, variando continuamente las proporciones relativas de sus componentes según las condiciones en el ambiente. Mayer y Meybeck (1979), evalúan estas variaciones analizando la composición química del mismo en 20 de los mayores ríos del mundo, encontrando diferencias importantes en el comportamiento de distintos elementos químicos.

Los elementos más constantes son las llamadas tierras raras. Elementos como Si, Al, Fe, K, Ga, Hf, Sc, Ta, Ti y U no varían demasiado, mientras que el As, Cr, Mg, y Na, lo hacen moderadamente. En contraste, elementos como el Ca, Cs, Cu, Li, Mo, Ni, Pb, Sr y Zn, resultan ser los más variables.

Los elementos más constantes son en general arrastrados por los ríos como materia particulada mientras que los más variables lo son en forma disuelta (Ca, Na, Mg, As, Sr, Li), o bien, se encuentran enriquecidos en diferente proporción en el material en suspensión (Zn, Pb, Mo, Cu).

La variación de los elementos mayores (Al, Fe, Mg, Ca, Na, Si, y Ti) se considera debida a los factores climáticos y de intemperismo.

Se establece entonces el siguiente orden aproximado para la importancia relativa de los diferentes elementos en su asociación a la materia suspendida :



Las variaciones de concentración que Mayer y Meybeck (1979), refieren para un mismo metal en la materia suspendida de distintas regiones, son en general grandes¹, debido básicamente a tres causas principales: Diferencias en la composición del material madre y en los procesos posteriores de desgaste o erosión, dado que se evaluaron a partir de ríos en distintas partes del mundo, y al hecho de que algunos valores los toman de lo reportado por otros autores, quienes emplean diferentes métodos de análisis para su determinación. Encontrando no obstante, las generalizaciones antes mencionadas.

¿Metales Disueltos o Particulados ?

La movilidad de un elemento en ambientes terrestres y acuáticos se ve así reflejada por la relación de la fracción soluble y la particulada, relación que es influenciada primeramente por el aporte y subsecuentemente por las diferentes interacciones que tienen lugar entre éste y los distintos compartimentos del sistema. Se plantea entonces la interrogante de dónde y cómo podrían resultar más eficientes las acciones de remediación, volviéndose de suma importancia el establecer si el equilibrio predominante es el de adsorción-desorción o el de precipitación-disolución. En caso de ser éste último el preponderante por ejemplo, la concentración del contaminante en la materia suspendida será independiente de su composición. Surge entonces la interrogante de si es posible por medio de la constante de distribución KD, describir la movilidad de un metal en un momento dado (Merian, 1991).

¹ Por las grandes diferencias entre los valores extremos, Mayer y Meybeck (1979) calculan las medianas en lugar de los promedios para fines comparativos

Si se supone al sistema en un equilibrio dinámico, se puede definir a la constante de distribución para el reparto agua-materia-suspendida, como la relación de la concentración del metal en la fracción particulada ($\mu\text{g}/\text{Kg}$) respecto de la correspondiente en la fracción disuelta ($\mu\text{g}/\text{L}$) (Nguyen H. et al, 2005).

$$K_D = \frac{[M]_p \mu\text{g}/\text{Kg}}{[M]_d \mu\text{g}/\text{L}}$$

Dónde $[M]_p$ y $[M]_d$ son las concentraciones del metal en la material suspendida y en disolución respectivamente (Guéguen y Dominik 2003; Nguyen et al. 2005).

SEDIMENTOS

Los sedimentos son en general acumulaciones detríticas que se derivan de la descomposición de las rocas por efecto del intemperismo. De este modo, se pueden producir tres tipos principales de detritus definidos por su tamaño de grano (Briggs, 1981): 1. Fragmentos de roca gruesos; los cuales tienden a reflejar más cercanamente la naturaleza de la roca original, constituyendo, sólo fragmentos o desagregados de la misma, 2. Detritus arenosos; compuestos de un pequeño rango de materiales, normalmente en forma de granos minerales individuales, el cuarzo es por mucho el mayor constituyente, en parte por su abundancia, y en parte por su durabilidad. 3. Los materiales detríticos finos son los minerales arcilloso, formados principalmente por la alteración química de los minerales primarios, siendo más resistentes que éstos a una intemperización posterior.

El papel que los sedimentos desempeñan en los ambientes acuáticos es sumamente importante ya que pueden funcionar como acarreadores, reservorios o posibles fuentes de contaminantes (Merian, 1991). Una vez presentes en el ambiente acuático, el comportamiento de los diferentes contaminantes va a estar determinado por la combinación de diversos factores tales como las especies químicas presentes al momento de la descarga, las características fisicoquímicas del sistema, su hidrología, y las posibles interacciones con la biota prevaeciente en la región.

En los ambientes naturales, los sedimentos del fondo representan la acumulación de materiales arrastrados o alóctonos, o bien producidos en la misma masa de agua o autóctonos: minerales, litogénicos (arcillas, fragmentos de rocas o materiales clásticos) y autigénicos (evaporitas), y orgánicos (los organismos mismos o restos de éstos, excrementos, material detrítico alóctono y materia orgánica floculada). Al formarse por la acumulación de todas estas partículas provenientes de la columna de agua, algo de ésta es atrapada e incorporada en el sedimento entre los intersticios, constituyendo lo que se conoce como agua intersticial, la cual, al estar en contacto continuo con el sedimentos, establece un equilibrio con los mismos y presenta por lo general importantes diferencias respecto de la original (Vignati et al., 2003).

Durante el proceso de sedimentación son absorbidas por las partículas en suspensión diferentes especies químicas presentes en la columna de agua, que de este modo son incorporadas conjuntamente hacia los sedimentos del fondo. Es así como los sedimentos en suspensión constituyen el nexo fisicoquímico entre la columna de agua y los sedimentos, sirviendo además de valiosos “limpiadores” de contaminantes de la columna de agua, reduciendo su potencial toxicidad para la mayor parte de los organismos acuáticos, no así para los organismos bentónicos, los cuales estarían en contacto constante con éstos, funcionando a su vez de agentes concentradores y dispersores potenciales, sin contar que éstos pudieran ser afectadas de modo considerable de una manera directa (Föstner y Wittman 1989).

La dinámica de los diferentes metales presentes en el sistema agua-sedimento resulta así, particularmente compleja, ya que su movilización, disponibilidad y posible toxicidad van a depender de modo importante, de las diferentes interacciones de éstos con diversos factores tales como: gradientes de oxido-reducción, variaciones en el pH y en la composición química, o en el tamaño y tipo de las partículas sedimentarias, los cuales pueden no sólo ser modificados por agentes físicos y químicos, sino por los cambios en las poblaciones de los diferentes organismos y van en su conjunto a determinar la dominancia de uno u otro de los posibles equilibrios tanto físicos, de absorción-desabsorción, cómo químicos, de precipitación-disolución (Margaleff, 1983; Merian, 1991; Van Ryssen et al., 1998).

Características química de los sedimentos

Las características químicas de un sedimento van a ser resultado de la combinación de los diferentes procesos de intemperismo (ambiente exógeno) y de la constitución original de la roca madre (ambiente endógeno). Muchos factores van a influir en el tipo y velocidad de meteorización. La meteorización diferencial se refiere entonces, a estas diferencias de velocidad de descomposición de los distintos tipos de rocas que son expuestas en la superficie terrestre. Las variaciones en la composición mineral de la roca madre original, su grado de fracturación por efecto del intemperismo físico, así como el entorno fisicoquímico, suelen producir diferencias significativas.

Así, mientras la erosión desagrega las partículas y fragmentos componentes de las rocas, que luego serán transportadas por las corrientes, el intemperismo o meteorización, producirá la descomposición química total o parcial de los minerales que la componen. La importancia relativa de cada una de las etapas en la formación de un sedimento dependerá sobre todo de factores fisiográficos (transporte y deposición) y climáticos (disgregación y descomposición).

A la tendencia natural de los minerales a transformarse, por la acción de agentes meteorizantes en otras especies minerales que estén en equilibrio con el medio ambiente, se le conoce como “potencial de meteorización”. En general ocurre que, cuanto mayor es la temperatura de formación del mineral primario (directamente cristalizado del magma), más alterable resultará en la superficie, razón por la cual, la secuencia de intemperización (orden decreciente de su alterabilidad o serie de Goldich) coincide con la de la cristalización magmática (Serie de Bowen) (Tarbuck y Lutgens, 1999).

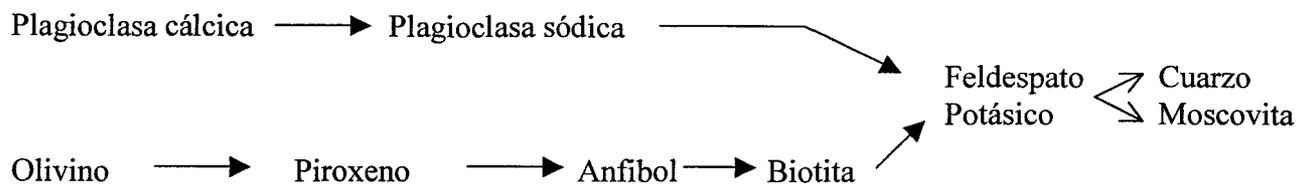


Figura 1.2.2. Secuencia de alterabilidad mineral. La estabilidad del mineral; su resistencia al intemperismo aumenta en la dirección de las flechas (Tarbuck y Lutgens, 1999).

Cada mineral derivado, es entonces más resistente a la meteorización. Así, las rocas básicas (máficas y ultramáficas) resultan ser las más susceptibles al intemperismo, seguidas por las intermedias, y éstas por las ácidas o félsicas, que serían las menos alterables (González-Bonorino, 1982; Tarbuck y Lutgens, 1999). Los agentes de intemperismo químico más comunes son los ácidos minerales y orgánicos, el oxígeno disuelto y el agua, los cuales tienden a solubilizar selectivamente diversos elementos constituyentes de los minerales primarios. Los minerales secundarios más estables y resistentes a los procesos de intemperismo son el cuarzo (SiO_2), la caolinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), la gibsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$), la hematita (Fe_2O_3) y la goetita (HFeO_2), por lo que suelen ser abundantes (Berner y Berner 1996).

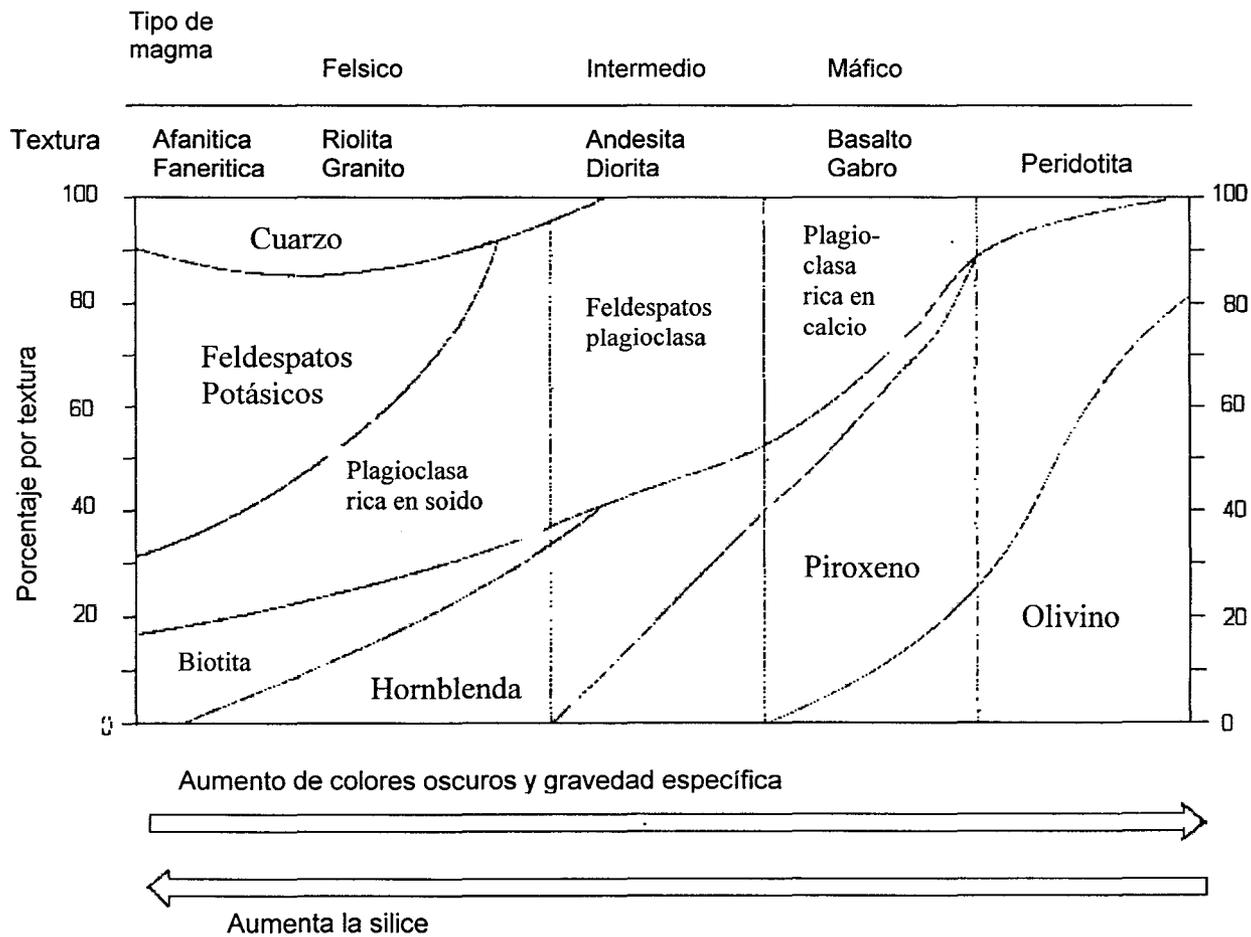


Figura 1.2.3. Composición mineralógica de los diferentes tipos de rocas ígneas (Tarbuck y Lutgens, 1999).

Tabla 1.2.1. Abundancia y localización de metales en minerales primarios y secundarios (Loring, 1991[©])

	ABUNDANCIA DEL METAL				Tamaño de grano predominante
	X%	0.X%	0.0X%	0.00X% ó menos	
Mineral de cuarzo	Si	-	-	-	Arena/limo
Feldespatos plagioclasa	Na, Ca, Al, Si	-	-	V, Zn, Ni, Pb, Cu	Arena/limo/arcilla*
Feldespatos potásicos	K, Si, Al	-	-	V, Zn, Ni, Pb, Cu	Arena/limo/arcilla*
Muscovita	K, Si, Al	Li	Cr, Mn, V, Cs	Zn, Cu, Sc	Limo/arcilla
Biotita	Si, Al, Fe, Mg	Mn	Zn, V, Cr, Li, Ni, Sc	Cu, Pb, Co	Limo/arcilla
Piroxenas	Si, Al, Ca, Fe, Mg	K, Mn	Cr, V, Ni	Cu, Co, Zn, Li, Sc	Arena/limo/arcilla*
Anfibolas	Si, Al, Ca, Fe	K, Mn	Zn, Cr, V	Cu, Co, Pb, Sc	Arena/limo/arcilla*
Minerales arcillosos:					
Illita	K, Al, Si	Na, Fe, Mg	Zn, Cu, Pb, Cr, Li, V	Co, Ni	Arcilla
Clorita	Si, Al, Fe, Mg	Mn	Zn, V, Cr, Li, Ni	Cu, Pb, Co	Limo/arcilla
Óxidos de hierro	Fe	Mn	Zn, Cu, Pb	Cr, V	Arena/limo/arcilla
Sulfuros**	Fe, Zn	Co, Ni	-	-	Arcilla
Inclusiones en silicatos de Al	Cu, Pb				
Cromita	Cr	-	V	-	Limo/arcilla
Magnetita	Fe, Cr	Mn, V	Zn, Cu, Ni	Co, Pb	Arena/limo

*Abundantemente presente en arcillas derivadas de sedimentos por la erosión de rocas ígneas.

**En partículas de sulfuros o como inclusiones pueden ser cuantificadas las concentraciones totales de Zn, Cu, Pb en algunos sedimentos.

© Citado por Bahena-Manjarrez, 1999.

La modificación de los sedimentos continúa no obstante, aún después de su depositación. Diversos factores químicos van a continuar alterando su composición. Entre los más importantes se encuentran el potencial iónico de los cationes en la disolución circundante, el pH y el Eh, los cuales en conjunto van a determinar el intercambio catiónico definitivo. En este sentido Goldschmidt (1888-1947), fue el primero en señalar la relación entre el potencial iónico (Z/r) y el comportamiento de los elementos en el medio hídrico natural, proponiendo una clasificación según su capacidad para mantenerse en solución o para precipitarse en soluciones provistas del ion OH^- , estableciendo tres grupos principales:

- I. Iones de potencial iónico < 3 , usualmente no más de dos cargas positivas y de radios relativamente grandes. Se mantienen en solución aún a pH elevado siendo bastante móviles.
- II. Iones de potencial iónico entre 3 y 10, cargas características de 3^+ a 5^+ y radio mediano. Se unen con facilidad al OH^- siendo elementos relativamente inmóviles; asociados generalmente con las arcillas y los oxi-hidróxidos de Fe y Mn.
- III. Iones de potencial > 10 , de tamaño pequeño y carga más o menos elevada; forman con el oxígeno iones complejos muy solubles (CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , etc.). Los aniones de este grupo forman compuestos, por lo general solubles, con los cationes del grupo I. (Gonzales-Bonorino, 1982; Siegel, 1992).

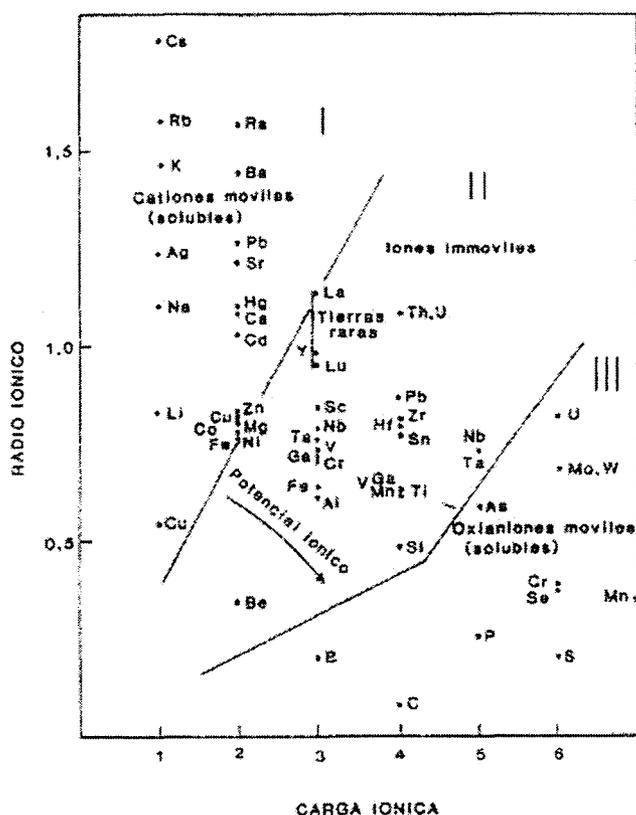


Figura 1.2.4. Clasificación geoquímica de los elementos según su potencial iónico, basado en el concepto de Goldschmidt, (1937), modificado por Rose y col. (1979), citado por Siegel, (1992).

Basados en las posibles variaciones de pH y Eh, Krumbein y Garrels (1952), propusieron una clasificación de los ambientes sedimentarios. El campo pH – Eh es dividido por estos autores en varios sectores limitados por barreras geoquímicas.

- I. Barrera Neutra: Límita los ambientes ácidos de los alcalinos (pH = 7)
- II. Barrera de Caliza: Corresponde a la alcalinidad mínima necesaria para la formación de este tipo de rocas (pH = 7.8).
- III. Barrera de la materia orgánica: Por encima de este valor de Eh la materia orgánica no es estable (Eh = 0.0). Este límite es independiente del valor de pH.
- IV. Barreras de Eh y pH variables : Separan respectivamente los campos de estabilidad de las formas oxidadas y reducidas del hierro y el manganeso (B. óxido-carbonato) y del azufre (B. sulfato-sulfuro).

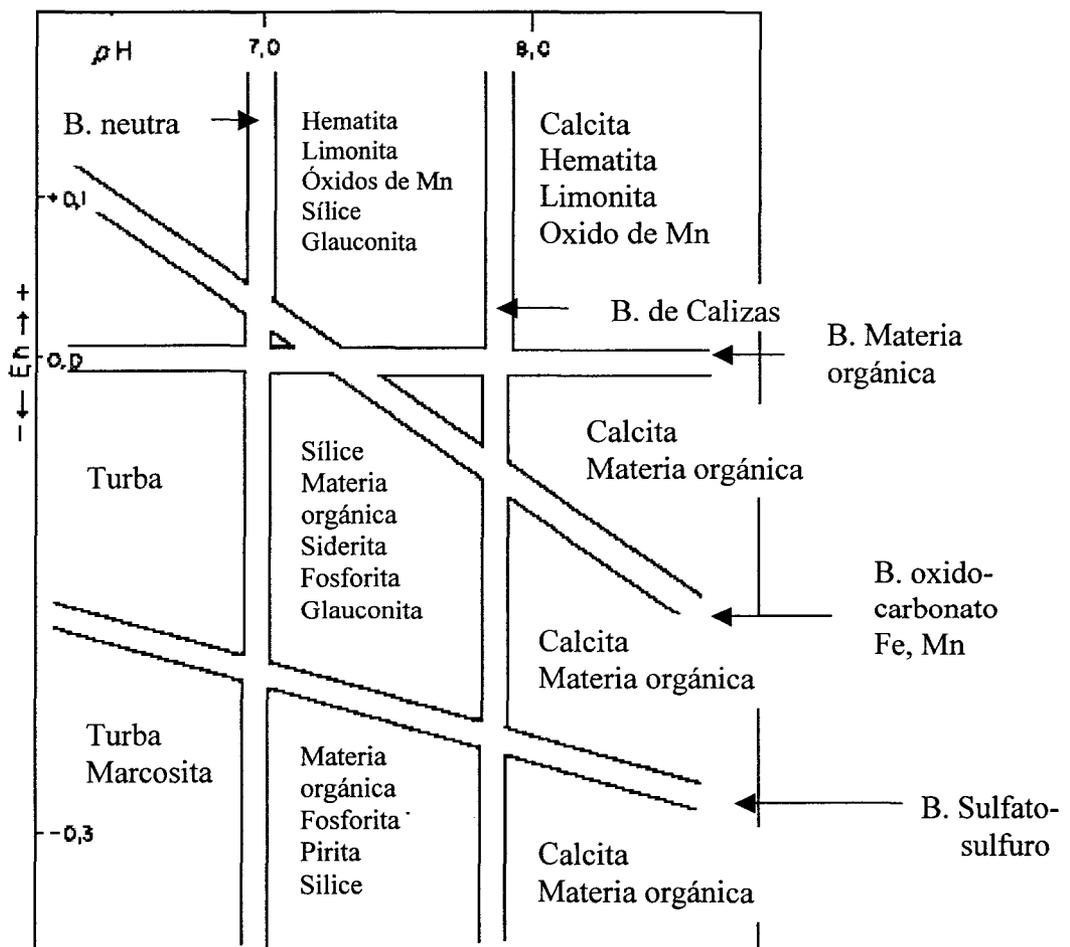


Figura 1.2.5. Ambientes de deposición sedimentaria según los valores de pH y Eh, de acuerdo con Krumbein y Garrels, (1952), citado por González-Bonorino (1982)

Cada uno de los campos limitados por estas barreras, dará entonces lugar a distintos tipos de depósitos sedimentarios.

Es así como, las especies químicas presentes en un sedimento, al igual que en el caso del agua, van a depender directamente de las relaciones de pH y Eh presentes en el medio en un momento dado, de dónde se deduce que si éstas varían, también lo harán las proporciones de las distintas especies.

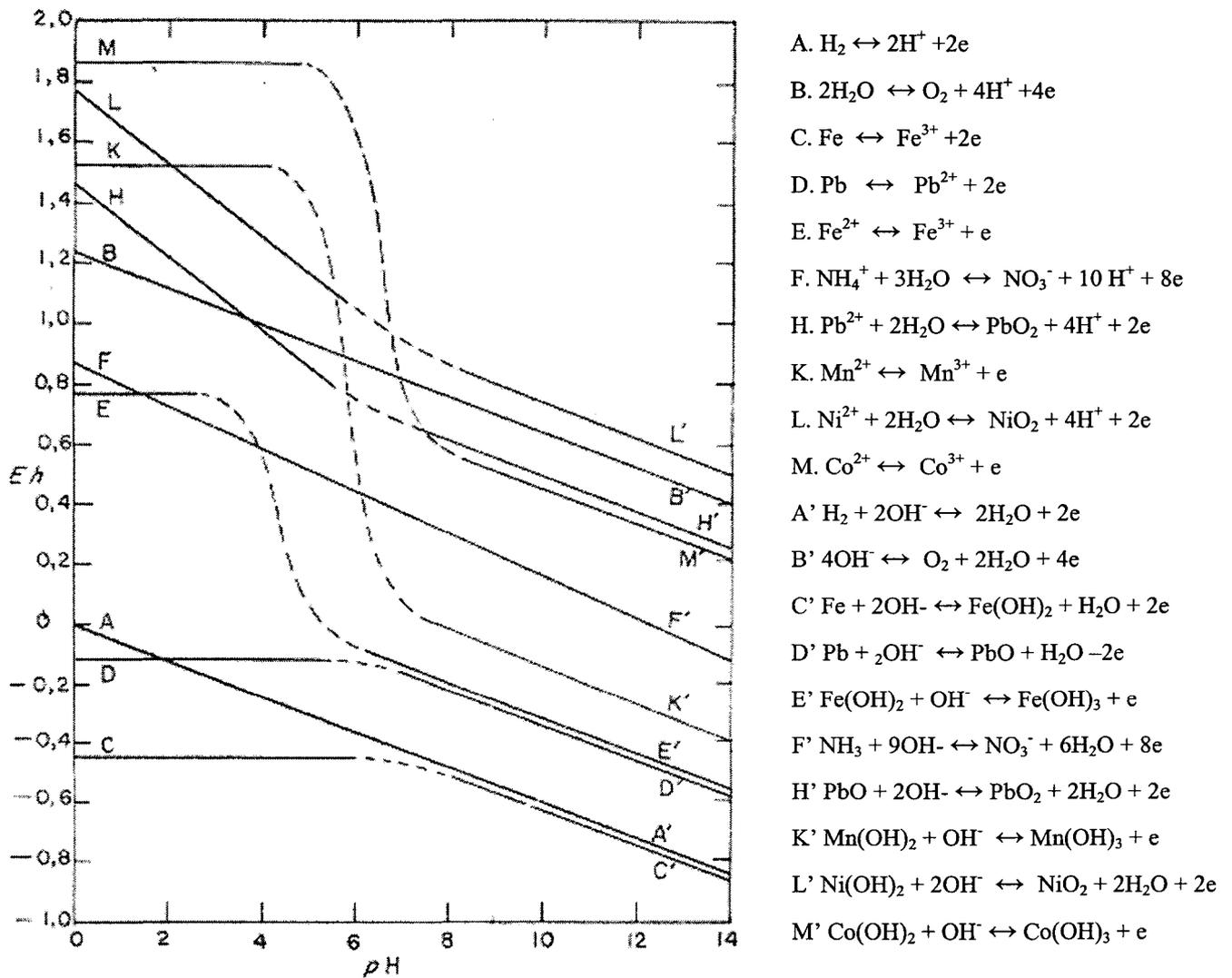


Figura 1.2.6. Variación del potencial de oxidación Eh, de algunas reacciones importantes en Geoquímica, en relación con el pH del medio (González-Bonorino, 1982).

Los ambientes acuáticos entonces suelen ser sumamente dinámicos en su geoquímica, si bien, tienden a establecer un equilibrio con base en los rangos de variación naturalmente limitados de las variables; afortunadamente, en un medio natural, el pH y el Eh tienden a estar amortiguados por las especies predominantes, como es el caso de los carbonatos para el primero y del oxígeno para el segundo, si bien, en condiciones de impacto antrópico, como en el caso de una descarga de aguas residuales, estos valores pueden ser grandemente modificados y causar así perturbaciones importantes provocando la movilización de algunos elementos tóxicos estabilizados en los sedimentos.

Es por esto que resulta relevante no sólo la evaluación del aporte directo de contaminantes, sino también el modo en que éstos pudieran alterar el balance geoquímico natural del medio en el que son introducidos.

Oligoelementos en los sedimentos

La mayoría de los oligoelementos, no forman minerales propiamente, sino que se encuentran más bien como reemplazantes de otros elementos más abundantes con radios y cargas similares. (González-Bonorino F., 1982). Los elementos con un potencial iónico similar, serán fácilmente intercambiables en las estructuras de los minerales originales. El Cd por ejemplo, dado su radio iónico, su valencia y su coordinación cristalográfica, se encuentra con frecuencia, geoquímicamente ligado al Zn, en minerales nativos de este elemento, tales como la blenda (Siegel., 1992).

En general, entre las diferentes fuentes que provocan enriquecimiento de metales y contaminación por éstos en el ambiente, se encuentran: (a) el intemperismo geológico, (b) los procesos mineros e industriales, (c) la aplicación directa de compuestos metálicos, (d) la liberación de los mismos a partir de acumulaciones de desechos sólidos, (e) las excreciones de humanos y animales a gran escala. Las cuales pueden ser divididas en fuentes puntuales y no puntuales, estas últimas suelen tener carácter regional, por lo que se complica su limitación y control (Föstner y Wittman, 1989).

Tabla 1.2.2. Principales fuentes antropogénicas de los metales estudiados (Modificado de Fifield y Haines, 1996).

Actividad	Al	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Combustibles fósiles	-	*	*	*	-	*	-	*	*	*	*	*
Industrias	*	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*
Agricultura	-	-	-	*	*	-	-	*	*	*	*	*
Aguas residuales	*	*	-	*	*	*	-	*	*	*	*	*

La Normalización Geoquímica de los sedimentos.

Dada la variabilidad tan amplia, tanto en el transporte, como en la geoquímica natural, que puede presentar un cuerpo de agua, se tienen variaciones naturales importantes en la composición química de los sedimentos, así como en la asociación de los diferentes metales a los mismos, por ello la medición y comparación de concentraciones directas de éstos, resulte no ser un medio del todo adecuado para evaluar el grado de impacto antrópico sobre el sistema. Una manera de llevar a cabo esta valuación de un modo más eficiente lo constituye la *normalización geoquímica*.

La normalización simple consiste en la comparación por fracciones de los valores determinados con los valores de fondo, las fracciones más comúnmente empleadas son las finas, correspondiente a los limos y arcillas (<63 μm), ya que se ha demostrado que son éstas a las que comúnmente se encuentran asociados la mayor parte de los metales pesados. Se recomienda sin embargo, hacer también la evaluación del contenido en la fracción gruesa, pues en algunos casos pudiera no ser despreciable su contribución (Loring y Rantala, 1992).

En ocasiones sin embargo, no es fácil establecer los valores de fondo. Una alternativa lo constituye el cálculo del índice de geoacumulación propuesto por Muller (Citado por Förstner, 1989), el cual hoy en día ha sido ampliamente utilizado en estudios ambientales, con resultados en apariencia satisfactorios (Förstner, 1989 ; Singh et al, 1997, Loska y Wiechula, 2003).

$$I_{\text{geo}} = \text{Log}_2 (C_n/1.5 B_n)$$

Dónde:

- C_n es la concentración medida del metal a evaluar.
- B_n es el valor de fondo representado por la concentración promedio del metal correspondiente en el esquisto.
- Se introduce el factor 1.5 para compensar las posibles variaciones litogénicas.

Con base en su valor, se establecen 6 diferentes clases, según el grado de impacto o geoacumulación:

0	Prácticamente libre de contaminación	< 0
1.	Sin contaminar a moderadamente contaminado	0-1
2.	Moderadamente contaminado	1-2
3.	Moderada a fuertemente contaminado	2-3
4.	Fuertemente contaminado	3-4
5.	Fuerte a muy fuertemente contaminado	4-5
6.	Fuertemente contaminado	>5

Covelli y Fontolan, (1997) hacen un estudio comparativo de la eficiencia de los distintos métodos de normalización y concluyen que el empleo de distintos valores con base en el cálculo del *Igeo* tiene muy pequeña influencia en su clasificación, por ello este procedimiento parece ser menos sensible a las variaciones litológicas, sin embargo, también mencionan que este índice no toma en cuenta las posibles diferencias en el tamaño de grano y la mineralogía, y que tiende a minimizar el grado de contaminación por el factor 1.5 introducido artificialmente.

Para la estimación de aportes antropogénicos, es quizá más útil por tanto, el calcular el factor de enriquecimiento del elemento, a partir de la relación del metal a evaluar y algún elemento conservativo, respecto a la misma relación para las concentraciones base:

$$EF = (X/Y)_{\text{muestra}} / (X/Y)_{\text{base}}$$

Dónde:

X es la concentración del metal a evaluar

Y es la concentración del elemento que se emplea para normalizar.

Sinex y Helz (1981) reportan que este factor es en general poco sensible a la selección de los valores base, ya sean los valores promedio para la corteza terrestre, los esquistos o algún otro en particular, para la mayoría de los elementos, variando su valor en menos del 10%, salvo en el caso de algunos metales (Zn, Cd, y Pb), para los que su valor puede verse disminuido hasta en un 40-50%, si se emplean los valores correspondientes al promedio en la corteza terrestre como referencia.

Ong y col (2006) afirman que un valor de EF cercano a 1 indicaría un origen meramente litogénico, mientras que un valor mayor a 10 se considera predominantemente no litogénico.

Thomas y Meybeck *en* Chapman 1992 proponen el uso del EF también para el seguimiento de la contaminación en sedimentos derivada de la materia suspendida contaminada.

En la Tabla 1.2.3. se resumen los métodos de normalización más comúnmente utilizados para compensar los efectos de la variación en el tamaño de grano en el análisis de sedimentos.

Tabla 1.2.3. Resumen de factores de normalización más ampliamente utilizados (Loring y Rantala, 1992)

Factor de normalización	Tamaño (µm)	Indicador	Papel
Textural:			
Tamaño de grano	2000 - <2	Variaciones granulares de la relación metal minerales/compuestos	Determina la clasificación física y el patrón de depositación de los metales
Arena	2000 - 63	Grano grueso pobre en metales minerales/compuestos	Usualmente diluyente de las concentraciones de metales traza
Lodo	<63	Limos y arcillas relación metal minerales/compuestos	Usualmente concentrador global de metales traza*
Arcilla	<2	Minerales arcillosos ricos en metales	Usualmente grano fino acumulador de metales traza*
Químico			
Si		Cantidad y distribución de cuarzo pobre en metales	Grano grueso dilutor de concentraciones de metales traza
Al		Silicatos de Al usados para cuantificar las variaciones granulares de limo rico en metales + silicatos de Al arcillosos	Trazador químico de silicatos de Al, particularmente los minerales arcillosos
Fe		Limo rico en metales + arcillas relacionadas al Fe minerales arcillosos, Fe rico en minerales arcillosos y óxidos de Fe acuosos	Trazador químico para Fe rico en minerales arcillosos
Sc		Sc combinado estructuralmente en minerales arcillosos	Trazador de minerales arcillosos que son concentradores de metales traza
Cs		Cs combinado estructuralmente en minerales arcillosos y feldspatos	Trazador de minerales arcillosos que son concentradores de metales traza
Li		Li combinado estructuralmente en minerales arcillosos y micas	Trazador de minerales arcillosos, particularmente en sedimentos que contienen silicatos de Al en todas las fracciones

*Excepto en sedimentos derivados de erosiones glaciales de rocas ígneas

Para tratar de estimar la movilidad relativa de los diferentes elementos durante los procesos de intemperismo, Middelburg et al (1988), evaluaron el comportamiento geoquímico de 38 elementos en rocas graníticas con diferentes grados de intemperización, y encuentran que elementos prácticamente inmóviles son el Zr, Hf, Fe, Al, Th, Nb, Sc, y las tierras raras. En contraste, los elementos sumamente móviles son el Ca, Na, P, K, Sr, Ba, Rb, Mg y Si, en tanto que la geoquímica del Mn, Cr, V, Fe, y Ce va a ser sumamente dependiente de las condiciones redox. Estos autores usan al Ti para normalizar, dada su baja solubilidad y su presencia en minerales primarios estables, como el rutilo (TiO_2), la ilmenita (FeTiO_3) y la titanita (CaTi [O/SiO_4]), los cuales al descomponerse forman óxidos de titanio insolubles, o bien oxihidroxidos de Fe-Ti, igualmente insolubles, por ello de no existir contaminación por este elemento, el porcentaje de variación de cualquier otro en un sedimento con respecto a la roca madre original puede calcularse con base en su contenido según la relación:

$$\text{Porcentaje de cambio} = [(X/\text{Ti})_{\text{muestra}} / (X/\text{Ti})_{\text{parental}} - 1] * 100$$

Siendo X la concentración del elemento en cuestión y Ti la correspondiente al titanio.

El intemperismo químico y el índice químico de alteración

El intemperismo físico o mecánico rompe las rocas sin alterar su composición, mientras que el intemperismo químico las descompone, alterando lentamente los minerales que las integran. Ambos procesos se desarrollan conjuntamente y producen residuos que son transportados posteriormente por las corrientes, ya sea en suspensión o en disolución (Wicander y Monroe, 2000).

Los feldspatos son los minerales reactivos o lábiles más abundantes de la corteza terrestre. En consecuencia, el proceso dominante del intemperismo químico es justamente la degradación de éstos y la concomitante formación de minerales arcillosos. El calcio, sodio y potasio, generalmente son removidos de los feldspatos por las soluciones del suelo reactivas, de ahí que la proporción de alúmina respecto de estos metales se incremente en los productos intemperizados. Es por esto que Nesbitt y Young (1982), proponen que una buena medida del grado de intemperización de una roca o sedimento puede obtenerse de la relación de los correspondientes óxidos.

Se define al índice químico de alteración (CIA) como la relación molecular de los óxidos mencionados:

$$CIA = [Al_2O_3 / (Al_2O_3 + CaO + Na_2O + K_2O)] \times 100$$

Donde el CaO corresponde al CaO incorporado en los silicatos. El valor resultante es entonces una medida de la proporción de Al_2O_3 respecto a los óxidos lábiles contenidos en la muestra.

Los valores del ICA varían según el material de que se trate, siendo de 30 a 45 para los basaltos recientes, y de 45 a 55 para los granitos y la granodiorita, mientras que la clorita y la caolinita presentan valores mucho más elevados, cercanos a 100. Para los esquistos promedio, se tienen valores de 70 a 75 por su importante proporción de minerales arcillosos. Se tiene entonces que los menores valores se presentan en las rocas y materiales menos alterados, y progresivamente mayores valores en los materiales más afectados por el intemperismo químico.

1.3 ANTECEDENTES

Para estudiar el impacto que ha tenido la actividad humana sobre los ambientes naturales, en distintas partes del mundo y en nuestro país, se han desarrollado muy diversas investigaciones, teniéndose básicamente dos enfoques principales:

- a) La modelación en laboratorio, a través de simulaciones controladas.
- b) Las mediciones y evaluaciones directas en campo.

Con el primer enfoque Hamilton-Taylor et al. (1996), efectuaron experimentos de laboratorio con núcleos de sedimentos colectados del Lago Esthwaite en Inglaterra, para tratar de investigar la removilización de metales (Cu y Zn), a partir de los sedimentos ricos en Fe y Mn, encontrando evidencias que sugieren que en medios anóxicos el Cu y el Zn se encontrarían asociados a los sulfuros precipitados, mientras que en medios oxidantes serían absorbidos por los correspondientes óxidos de Fe y Mn, ambos procesos limitarían de cualquier modo su presencia en forma disuelta.

Con este mismo enfoque, Hansen (1992) estudió las curvas de absorción de Pb, Cd, Zn y Cr en sedimentos de diferentes características provenientes del río Lerma y el Lago de Chapala, en diferentes electrolitos y valores de pH, encontrando que aún a valores bajos de pH es eficiente la adsorción de metales en los sedimentos, sin embargo, menciona que existe una fuerte dependencia de esta adsorción con el contenido de sólidos disueltos, lo que sugiere que los metales estarían siendo retenidos con uniones relativamente débiles, pudiendo ser reversibles bajo ciertas condiciones, como un aumento en la acidez, en el contenido de sólidos disueltos o de la materia orgánica disuelta.

En general se observa una tendencia mayor hacia las investigaciones que aplican el segundo enfoque, con muestreos en campo y el análisis posterior en el laboratorio. Mansour y Sidky (2002) evalúan la afectación de peces por aguas contaminadas con metales pesados en el Lago Qarum, una granja piscícola privada en Egipto, encontrando una bioacumulación diferencial específica y orgánica, así como variaciones en la misma según la época del año.

Por su parte, Bahena-Manjarez (1999), relaciona enriquecimientos de Cd, Cu, Cr, Pb y Zn en sedimentos del río Coatzacoalcos con la ubicación de zonas urbanas e industriales.

Zoumis et al. (2001) realizó extracciones sucesivas de núcleos de sedimentos óxicos y anóxicos y afirma que existe un riesgo potencial para la removilización de metales como el Zn y el Cd a partir de éstos por mecanismos de bioturbación y de resuspensión por las corrientes, y sugiere que procedimientos de "capping" o aplicación de recubrimientos aislantes naturales o artificiales, pueden ser una opción accesible de remediación para sedimentos altamente contaminados.

En cuanto al área de estudio:

Estrada-Faudón et al. (1983), hacen un estudio monográfico de las condiciones del Lago de Chapala, manifestando que existen fluctuaciones naturales importantes en el nivel del Lago, que posteriormente se vieron potenciadas por la enorme demanda sobre el acuífero. También mencionan que las principales fuentes de contaminación del Lago son el río Lerma y los desagües domésticos de la ribera, lo que trae como consecuencia el incremento en las poblaciones de coliformes fecales a las orillas del Lago, asimismo refieren como elevadas las concentraciones de plomo en organismos planctónicos y bentónicos.

Hansen (1992), afirma que las principales fuentes de contaminación en la cuenca proceden de las actividades agrícolas, urbanas e industriales que se desarrollan a lo largo de la Cuenca y reporta una concentración baja de metales en agua, y elevadas en sedimentos, en especial de Zn (107 µg/g), Cr (68 µg/g), Cd (7.1 µg/g), Hg (8.4 µg/g) y Pb (64.5 µg/g).

Ford y Ryan (1992) encontraron concentraciones elevadas de carbono orgánico en el lago de Chapala y sugieren una relación de éstos con declinaciones en las pesquerías. Encuentran también concentraciones elevadas de Zn y Cu en el hígado de los peces, así como de Pb en músculo y en disolución, sugiriendo que esto último podría deberse a un aporte atmosférico del metal, por lo que sugieren evaluar las tasas de deposición del mismo en la región.

De la Lanza et al. (1995), hacen un análisis integrador de las condiciones de los cuerpos de agua lénticos más importantes de nuestro país y señalan que el sector agrícola es el principal demandante de agua de la Cuenca Lerma-Chapala, destacando también el problema de la concentración de usos urbano-industriales de la Ciudad de Querétaro y el Valle de Toluca.

Hansen et al. (1995) hacen una relación geográfica de las industrias en la Cuenca y evalúan el contenido de metales en muestras de sedimentos superficial de cinco estaciones en la porción media y baja de la cuenca y señala que el sedimento suspendido es el principal vector en el transporte de la contaminación por metales como el Zn, Pb, Ni, Cu, Cd, y Cr, mientras que los sedimentos de fondo actúan como reservorios, acumulándolos a través de la deposición e incorporación de los sedimentos suspendidos. Reportaron también altos factores de enriquecimiento para metales como Ag, Zn, Pb, Ni, Cu, Cd, y Hg en varias regiones, especialmente en el río Guanajuato, relacionado con una importante actividad minera, en la Piedad debido a una elevada proporción de materia orgánica, y en sedimentos suspendidos de Salamanca dada la destacada actividad industrial de la región.

Vaca Paulin (1999) efectuó extracciones secuenciales de metales en suelos y sedimentos de la cuenca alta y media del río Lerma e indica que las condiciones de pH de los sedimentos en la cuenca alta favorecen la disponibilidad de metales y que la zona presenta problemas de contaminación y alta movilidad de Cd, mientras que en la cuenca media los metales presentan baja disponibilidad debido a las condiciones de pH y a que se asocian con óxidos de Fe-Mn y a la fracción residual.

Rosales-Hoz et al. (2000) evaluaron las concentraciones de Cu, Cr, Ni, Pb, Co y Zn, así como la materia orgánica en sedimentos superficiales del lago de Chapala y encontraron un comportamiento distinto entre las regiones este, oeste y centro del Lago, teniéndose las mayores concentraciones de metales en la porción oeste relacionada con los ríos Lerma y Santiago.

Lugo-De la Fuente et al. (2000) evaluaron el contenido de Cu, Zn, Cr, Cd, Pb, As y Hg en sedimentos del alto Lerma y de la Presa Alzate encontrando concentraciones elevadas que en algunos puntos sobrepasan los límites recomendados.

Se han llevado a cabo recientemente extensas investigaciones en la región que tienen como finalidad su conocimiento y la comprensión de su comportamiento y dinámica, sobresaliendo obras como las de Valdez-Zepeda y col. (2000) ; Hansen y Van Afferden (2001) y Boehm-Schoendube (2002), que intentan una integración de la información generada hasta el momento en el que fueron escritos. Sin embargo, los diversos estudios tienden a enfocarse por lo general más hacia la parte alta de la Cuenca, por ser ésta la que presenta una mayor concentración tanto de población como de industrias asociadas.

De acuerdo con un estudio realizado por el IMTA y la CNA (2002), los problemas ambientales de la cuenca Lerma-Chapala ser reflejan y magnifican en el Lago de Chapala, depositario de todos los materiales acarreados por el río Lerma. Así, el lago presenta problemas de eutroficación, con el consecuente desarrollo de malezas acuáticas y el impedimento de un uso seguro del agua. Problemas de azolvamiento derivados de las elevadas tasas de sedimentación y una creciente contaminación urbana, industrial, y agropecuaria, así como una drástica disminución en las pesquerías y las poblaciones naturales de diversas especies nativas.

En el 2002 el Consejo Estatal de Ecología (COEECO) propone el programa para la sustentabilidad de la Cuenca Lerma-Chapala y señala la necesidad de diseñar e instrumentar indicadores de monitoreo efectivos que permitan el manejo sustentable de los recursos hídricos.

En la actualidad, el Instituto Nacional de Ecología a través de la Dirección de Manejo Integral de Cuencas Hídricas, ha llevado a cabo una serie de investigaciones relacionadas, que buscan establecer un marco de referencia que sirva de base para el desarrollo de nuevas propuestas para el estudio y manejo sustentable de la Cuenca Lerma-Chapala.

1.4 Area de Estudio

Ubicación geográfica

La Cuenca Lerma Chapala se ubica en la parte central y occidental de México ($19^{\circ}03'$ a $21^{\circ}34'$ N y $99^{\circ}16'$ a $103^{\circ}31'$ W), con una extensión territorial de 53, 591km² que ocupa el 2.73% del territorio nacional, y alberga al 11% de la población mexicana. Su territorio abarca parte de los estados de Guanajuato (43.8%); Michoacán (30.3%); Jalisco (13.4%); Estado de México (9.8%) y Querétaro (2.8%) que conforman el área total de la Cuenca (Fig. 1.4.8).

Se inicia con el nacimiento del río Lerma ubicado al suroeste de la ciudad de Toluca a 4,600 msnm, y continúa su recorrido sobre la meseta central hacia el noroeste, hasta desembocar en el Lago de Chapala a 1,600 msnm. A su paso, el río Lerma, define con su trayectoria la división física y política entre los estados de Querétaro y Michoacán, continúa hacia Guanajuato, y posteriormente limita también, a los estados de Michoacán y Jalisco (DMICH 2003).



Figura 1.4.1. Ubicación de la Cuenca Lerma-Chapala en la República Mexicana.

Hidrología

La Cuenca del Río Lerma y del lago de Chapala pertenecen a la Región Hidrológica número 12. En este sistema hidrológico, el Río Lerma es la corriente principal, con 708 kilómetros de longitud desde su origen en las Lagunas de Almoloya, al Sureste de la ciudad de Toluca, hasta su desembocadura temporal en el Lago de Chapala.

En su recorrido se integran como tributarios importantes los ríos *La Gavia, Jaltepec, La Laja, Silao, Guanajuato, Turbio, Angulo y Duero*, los cuales descargan a través del río Lerma, en el vaso interior de mayores dimensiones de nuestro país. Por su parte, los ríos *La Pasión y Zula*, descargan directamente en el Lago de Chapala (Navarro et al. 2004).

Con base en su orografía y por sus diferentes características, para su mejor manejo y estudio, la Cuenca Lerma-Chapala se ha dividido en tres regiones principales: Alto, Medio y Bajo Lerma. Como se indica en la Tabla 1.4.1., la primera comprende desde el nacimiento del Río Lerma, hasta la presa Solís; la segunda incluye el área comprendida desde ésta, hasta la estación hidrométrica de Yurécuaro, y la tercera parte de esta estación y termina en el Lago de Chapala y el río Santiago.

Tabla 1.4.1. Sistemas Hidrológicos en la Cuenca Lerma-Chapala.

Subcuenca	Ubicación relativa	Rango de precipitación (mm/año)	Área total por región (Km ²)
<i>Alto Lerma</i>			
Lerma-Nevado de Toluca	Norte	700-1000	15,843
Lerma-Antonio Alzate	Noroeste	700-1000	
Lerma-Tepuxtepec	Noroeste	700-1000	
Lerma-Solis	Noroeste	700-1000	
<i>Medio Lerma</i>			
El Tigre	Oeste	700-800	26,375
Ceballos	Suroeste	700-800	
Tepetitlan	Sur	900-1000	
Ignacio Ramirez	Noreste	900-1000	
Cuitzeo	General	700-1000	
Lago de Pátzcuaro	General	900-1200	
Itzuhuachacolo	General	1100-1400	
Paracho de Verducco	General	1100-1400	
Charapan	General	1300-1600	
Sahuayo de Morelos	Noroeste	700-1000	
Melchor Ocampo	Noroeste	900-1000	
Huacamacato	Noroeste	900-1200	
Duero	Noroeste	900-1200	
Lerma-Laja	Oeste	500-800	
La Purísima	Suroeste	500-800	
Guanajuato	Sur	500-800	
Río Turbio	Sur	500-800	
Laja-Ignacio Allende	Sureste	500-800	
Yuriría	Nordeste	500-800	
<i>Bajo Lema</i>			
Pasión	Norte	700-1000	10,327
Laguna de Chapala	Oeste	700-1000	
Lerma	Oeste	700-1000	
La Pólvora	Suroeste	700-1000	
Zula	Suroeste	700-1000	

Modificado de Hansen y Van Afferen, (2001) y DMICH (2003).

Tipo de Suelos

En la cuenca predominan los suelos *Phaeozems* y *Vertisoles*, los cuales ocupan más de 60% del territorio de la misma. Los primeros se localizan hacia el norte, noreste, este y sureste asociados principalmente a zonas de montañas y lomeríos. Los Vertisoles por su parte, se encuentran fundamentalmente, en la planicie de Chapala y en la región del Bajío, asociados a superficies más planas. Le siguen en importancia los *Andosoles*, *Leptosoles*, *Cambisoles* y *Planosoles* (DMICH 2003).

Clima

El clima de la Cuenca en su mayor parte es semicálido. Las partes central y sur gozan de un clima semicálido subhúmedo que en las sierras se torna templado húmedo, semifrío subhúmedo e inclusive frío. Las lluvias en general se presentan en verano y parte del otoño, y la temperatura media anual oscila entre los 2-24 °C. A lo largo de toda la Cuenca, se presentan básicamente ocho tipos de clima:

Tabla 1.4.2. Tipos climáticos en la Cuenca Lerma Chapala.

Tipos Climáticos	Localización	Oscilación Térmica en °C.	Intervalos de precipitación anual en mm.
Clima Frío de montaña típico. E(T)H	Estación Nevado de Toluca.	2-5	10-230
Clima Frío de montaña con helada temporal en invierno E(T)HC	Inmediaciones del Nevadode Toluca	n.d.	n.d.
Templado húmedo con verano fresco y lluvias en invierno C(s)w(x')	Estación Romita Guanajuato.	10 a 20	5 a 185
Templado semifrío húmedo con verano fresco y lluvias en invierno C(s)w(x')b	Estación San Bernabé, Temoaya Edo. de México.	8 a 15	10 a 175
Templado semicálido subhúmedo con lluvias en verano y baja humedad (A)C(w ₀)(w)	Estación El Salto, La Piedad, Mich. (Lado este del Lago de Chapala)	15 a 24	5 a 230
Templado semicálido subhúmedo con lluvias en verano medianamente húmedo (A)C(w1)	Estación Tizapan el Alto, Jalisco (Periferia del Lago de Chapala)	15 a 22	5 a 190
Árido seco con lluvias en verano BS1kw(w)	Estación Presa La Purísima, Valle de Santiago, Gto.	14 a 21	10 a 130
Árido muy seco con lluvias en verano BS1kw	Estación Soledad Nueva, Dolores Hidalgo, Gto.	12 a 18	8 a 80

Tomado de Navarro et al. (2004)

Predomina sin embargo, el clima del tipo templado húmedo con verano fresco largo y lluvias en verano C(s)(w₀), en más del 60% del total de la Cuenca, según el Sistema de Clasificación Climática de Köppen modificado por García (1981). En contraste, los climas de montaña (E(T)H y E(T)HC), son prácticamente despreciables, menos del 0.1% del total (Navarro et al. 2004).

Importancia del Lago de Chapala en el Balance Climático de la región.

El clima de la ribera de Chapala se puede considerar como uno de los mejores de la República, ya que los veranos no son en extremo calurosos, ni los inviernos demasiado fríos. Gracias a la presencia del lago y a sus niveles de evaporación, las oscilaciones térmicas diarias no son tan acentuadas. De no existir el Lago, estos grandes volúmenes de agua evaporados ya no pasarían a la atmósfera y el clima se tornaría más extremoso. Adicionalmente por difusión, el lago no sólo modifica el clima de una región muy extensa, sino que al mantener altos niveles de humedad, se producen lluvias locales que regresan al mismo lago el agua evaporada, ayudando así a la preservación de los mantos freáticos de la región (Estrada-Faudón et al., 1983).

Fisiografía, Geología y Litología

La Cuenca Lerma-Chapala se encuentra dentro de la provincia fisiográfica denominada *Eje Neovolcánico Transmexicano* que atraviesa transversalmente la República Mexicana en el paralelo 20, y abarca parte de los estados de Jalisco, Colima, Michoacán, Guanajuato, Querétaro, Edo. de México, Hidalgo, Puebla y Veracruz, así como la totalidad de Tlaxcala y el D.F. El eje es un cinturón montañoso que cruza el centro del país de este a oeste, encontrándose asociados a éste la mayor parte de los lagos naturales y volcanes de México, la mayoría de éstos últimos del tipo *estrato-volcanes* de muy variadas dimensiones, formados por la alternancia de emisiones piroclásticas y flujos de lava andesítica (Morán-Zenteno, 1994).

Esta provincia fisiográfica se encuentra dividida en sub-provincias, una de las cuales es la *subprovincia Chapala*, que comprende parte de los estados de Jalisco y Michoacán e incluye la totalidad de la cuenca local del Lago de Chapala. La región se caracteriza por fallas asociadas con manifestaciones volcánicas y *grabens*, que son muy comunes en esta demarcación, en la que alcanzan una magnitud y una espectacularidad única, presentándose diversos lagos de origen tectónico, entre ellos el lago más grande del país, el Lago de Chapala, cuyas aguas ocupan un enorme graben ubicado entre sistemas de grandes fallas con dirección de este a oeste y otras más pequeñas orientadas de norte a sur (Guzmán-Arroyo et al. 2003, Zarate-del Valle y Simoneit, 2005). La estructura geológica dentro de la cuenca Lerma-Chapala es entonces, el resultado de la sobreposición de eventos de metamorfismo, intemperismo, erosión y sedimentación, así como del volcanismo e intrusiones ígneas subsecuentes, que han ocurrido desde fines del Mesozoico hasta nuestros días.

En la Cuenca, aproximadamente el 75% de las rocas son ígneas, tanto volcánicas como intrusivas, de básicas a intermedias, mientras que el 25% restante, comprenden rocas sedimentarias y materiales sin consolidar (López-Ramos, 1979; DMICH 2003).

El Lago de Chapala se originó como se mencionó, a partir de un sistema de fallas que formaron un graben o fosa tectónica, capturando el agua del sistema hidrológico Lerma-Santiago. Esta depresión tectónica forma parte de la fractura llamada Línea de San Andrés-Chapala (Valdez-Zepeda et al. 2000).

Las islas del Lago: *Mezcala*, *Los Alacranes* y *Petatlán* son también de origen volcánico. La Isla de *Petatlán* actualmente ha desaparecido, encontrándose hoy día, comunicada con la ribera del lago, convirtiéndose así en una península (Valdez-Zepeda et al. 2000). Las emisiones que formaron estos aparatos volcánicos fueron basálticas y andesíticas (Estrada-Faudón et al., 1983).

Hidrotermalismo.

El Lago de Chapala, ubicado dentro del Rift Citala (Figura 1.4.2.), presenta actividad geotérmica, existiendo dentro del mismo, tanto manantiales sublacustres, como emanaciones de asfalto que constituyen isletas. La fisura Chapala presenta varios sistemas geotermales en la forma de manantiales de agua caliente, una serie de manifestaciones hidrotermales con la producción asociada de petróleo de origen hidrotermal, de las cuales cinco se encuentran al sur del lago (Figura 1.4.3.) y corresponden a manifestaciones mesotermales, ya que la temperatura de sus aguas oscila entre los 25° y los 33° C, con un gasto aproximado de 0.5 a 20 L/s de agua bicarbonatada sódica y un pH de entre 7.9 y 8.2. Esa actividad hidrotermal guarda fuerte relación con el sistema de fractura orientada 20° N - 70° SO, rellena con calcita y cuarzo. En el lago este tipo de actividad hidrotermal se presenta en la isla de los Alacranes, constituida por basalto vesicular, donde la actividad hidrotermal penetra en el basalto (Guzmán-Arroyo et al. 2003).

En la zona occidental, en el municipio de Jocotepec, se encuentran dos de estas manifestaciones mesotermales, en San Juan Cósala y Ojo de Agua, con un gasto aproximado de 1 L/s de agua igualmente bicarbonatada sódica y pH de 7.9 a 8.2.

En la zona norte del lago, existe también un eje de seis manifestaciones hipertermales, en las que la temperatura de las aguas oscila entre los 64° y 85° C y presentan un gasto de 2 a 4 L/s, dos de ellas de aguas sulfatadas sódicas y las restantes de aguas bicarbonatadas sódicas con un pH similar a las anteriores. En la última década se han redescubierto tres manantiales profundos en el lago (Guzmán-Arroyo et al. 2003, Zarate del Valle y Simoneit, 2005).

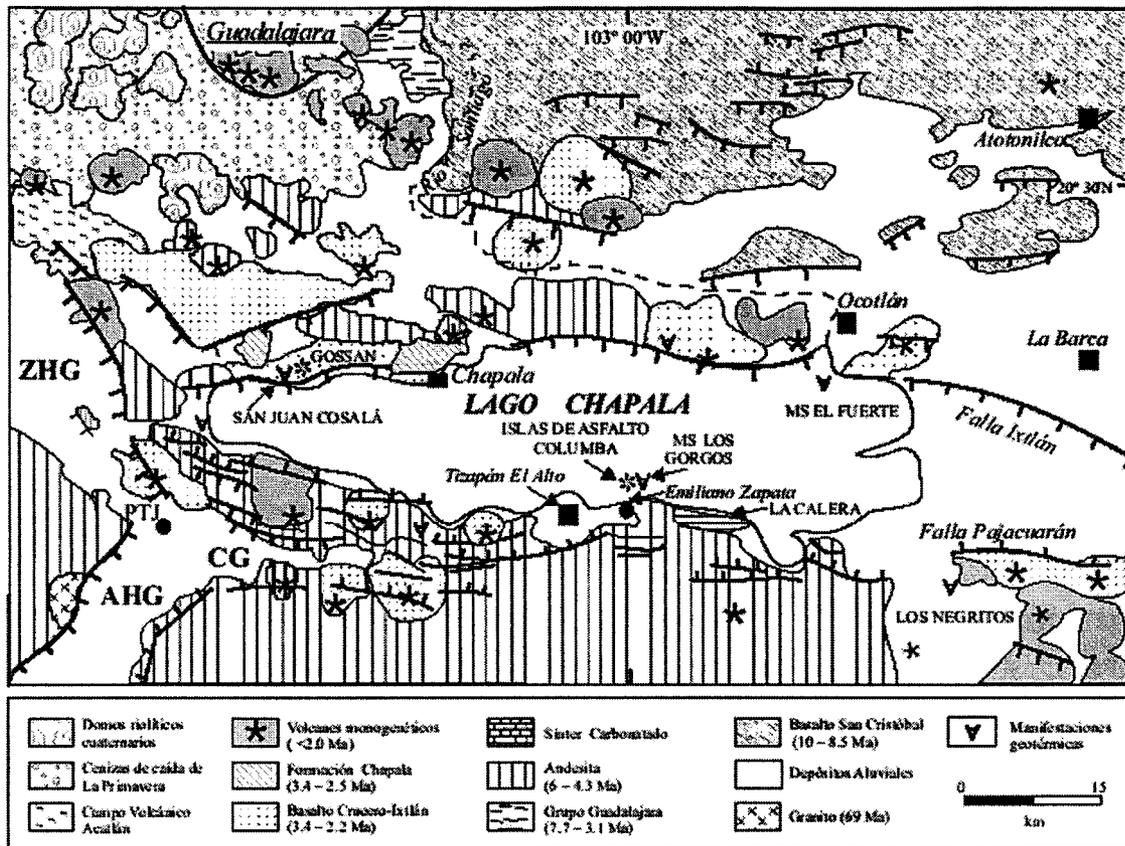


Figura 1.4.2 Geología del Graben de Chapala y elementos geotérmicos del Rift Citala. AHG; Semigraben de Amacueca, CG; graben de Citala, ZHG; semigraben de Zacoalco, PTJ; punto triple Jalisco, MS; manantial sublacustre (Zarate-del Valle et al. 2005)

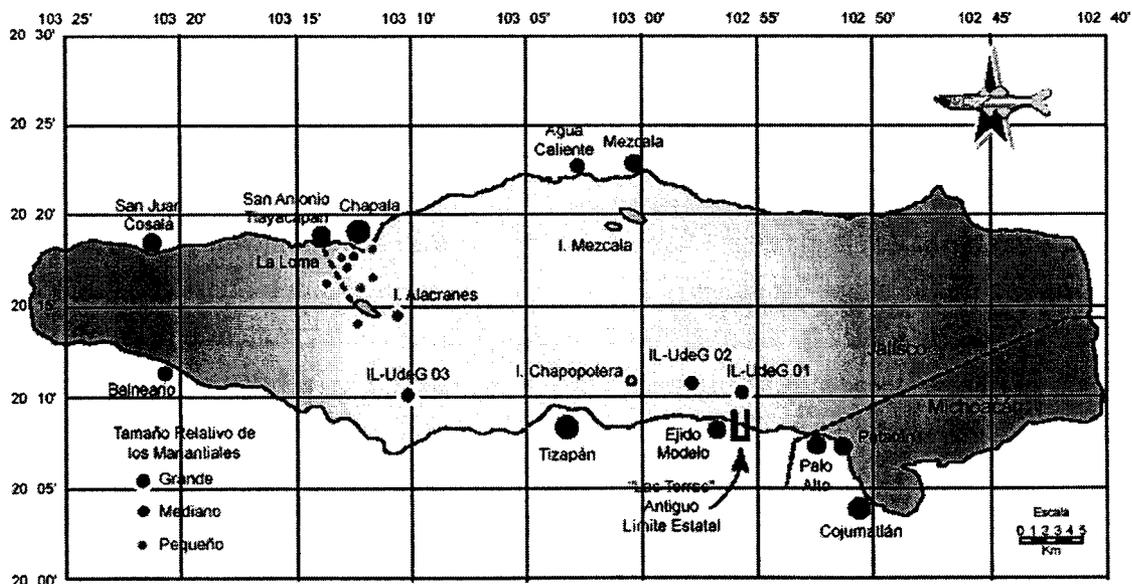


Figura 1.4.3 Localización de los manantiales del Lago de Chapala (Guzmán-Arroyo et al. 2002)

Importancia de preservar el Lago de Chapala

Ambiental

Como se mencionó, el Lago ejerce una modulación climática en las áreas circundantes, su área de influencia alcanza incluso la zona metropolitana de Guadalajara, localizada a 50Km de distancia.

Funciona como cuerpo natural de depuración de contaminantes, al mineralizar gran parte de los contaminantes biodegradables y fijar diversos metales en sus sedimentos (Hansen, 1992).

Mantiene una ictiofauna considerable, compuesta por 39 especies, agrupados en nueve familias, de las cuales, cuatro familias y 15 especies son comerciales: Cyprinidae (carpas) con cuatro especies; Ictaluridae (bagres) con tres especies; Atherinidae con siete especies (incluye a los charales con cuatro especies y a los pescados blancos con tres y finalmente la familia Cichlidae (tilapia) con una especie, constituyendo uno de los servicios ambientales más relevantes del Lago de Chapala, aprovechada mediante la práctica de la pesca y/o acuicultura extensiva (Guzmán-Arroyo et al. 2003).

Constituye una estación de paso en distintas rutas migratorias de diversas especies de aves, como los gansos y patos del Canadá, que vienen a nuestro país a abrigarse del invierno. Además de ser el hábitat de diversas especies nativas de aves acuáticas, las cuales enriquecen la belleza del paisaje.

Económica

Es un suministro importante de agua; anualmente aporta un volumen de 240 Mm³ de agua potable a la ciudad de Guadalajara y a las poblaciones ribereñas, así como un volumen aproximado de unos 90 Mm³ al año, para el riego de las tierras de cultivo ubicadas en su ribera.

De acuerdo con la organización de pescadores, se tienen registradas 59 uniones de pescadores y ocho cooperativas, que agrupan a más de 2000 pescadores (Valdez-Zepeda et al. 2000).

El lago ha sido tradicionalmente un lugar turístico, principalmente por su belleza escénica. Sin embargo, debido a los problemas ambientales que presenta la Cuenca, en la última década se ha visto disminuido el número de visitantes nacionales y extranjeros y la consecuente derrama económica.

Influencia Antrópica en el Sistema.

Son distintos, diversos y complejos los problemas que enfrenta la Cuenca. Entre los principales se encuentran la sobre explotación de agua, la contaminación, la evaporación, el azolve, el lirio, la retención de los escurrimientos y la extracción de importantes proporciones del agua disponible en el sistema por el represamiento de los distintos ríos alimentadores (Valdez-Zepeda y col. 2000).

Físicamente, a esta cuenca la conforman 204 municipios que están contenidos o poseen en cualquier porcentaje superficie dentro de ésta. El área de influencia en cambio incluye 309 municipios repartidos entre los diferentes estados que la integran. Considerando al área de influencia, la región concentra el 38% de la población nacional, asentada principalmente en zonas urbanas. La mayoría de las localidades del área de influencia tienen un nivel socioeconómico medio y bajo, lo que significa que hay un gran número de localidades con deficiencias en niveles de educación, vivienda, ingresos y servicios. En conjunto, los municipios que integran el área de influencia de la cuenca Lerma-Chapala representan el 47% del VACB (valor agregado censural bruto) nacional, lo que nos da idea de su importancia. El mayor valor agregado lo aporta la industria manufacturera (cerca al 39%), dada la extensión del corredor industrial que cruza por este territorio. Estas cifras son muy importantes porque convierten a este sector en prioritario para el desarrollo tanto de la región, como del país, con sus consecuentes efectos en el manejo y aprovechamiento de los recursos naturales (Cardona-Carlin, 2005).

Principales tipos de Impacto sobre la Cuenca

En la Cuenca Lerma-Chapala se genera una tercera parte de la producción industrial del país, el 20% del comercio y se encuentra una de cada ocho hectáreas de riego y de temporal. Además, atiende parcialmente las necesidades de agua potable de las ciudades más grandes del país: México y Guadalajara. La enorme demanda por el agua, crea un desequilibrio en el balance hídrico natural (Figura 1.4.4.).

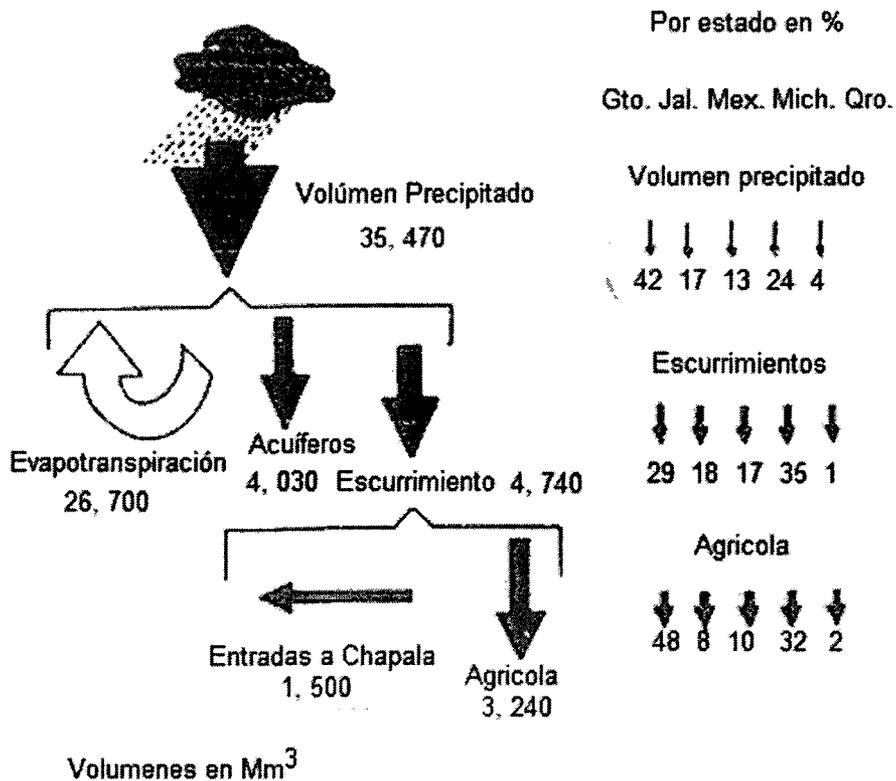


Figura 1.4.4 Balance Hídrico promedio en la Cuenca Lerma-Chapala (De la Lanza-Espino y García-Calderón,1995).

Aunado a esto, la urbanización y el acelerado desarrollo de las actividades productivas en la Cuenca, generan un gran volumen de aguas residuales con alta carga de contaminantes de diversa índole, que junto con los bajos escurrimientos disponibles y la insuficiente capacidad de las plantas de tratamiento, han llevado al río Lerma y sus afluentes, al Lago de Chapala y a los principales acuíferos de la Cuenca, a una situación crítica de contaminación (Figuras 1.4.5 a 1.4.7.), de origen agropecuario, urbano e industrial. Al final de su recorrido, hasta su descarga en el Lago de Chapala, el río Lerma es así el principal receptor de la contaminación derivada de los desechos de aproximadamente 8 millones de habitantes, una gran cantidad de industrias de diversos giros como son: productos químicos, petroleros, azucareras, lecheras, alimenticias, y madereras, así como de granjas porcícolas, ganaderas y avícolas, además de los desperdicios de las actividades que se originan por la explotación de más de 750,000 ha dedicadas a la agricultura (IMTA, 2001).

Un problema más lo constituye la deforestación, que promueve la erosión del suelo, el azolvamiento y la disminución del tiempo de vida útil de los embalses (SEMARNAT, CNA, IMTA, 2002).

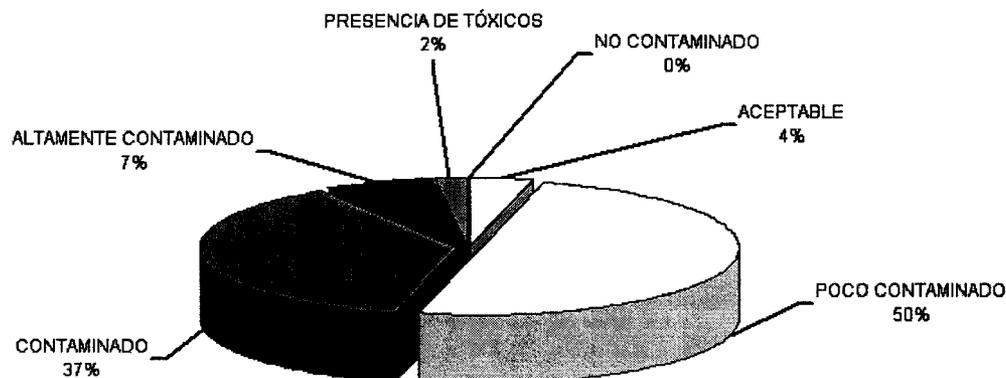


Figura 1.4.5 Distribución porcentual de los cuerpos superficiales de acuerdo al nivel de calidad de sus aguas en la región Lerma-Santiago-Pacífico. (CNA 2001).

A lo largo de la Cuenca, se tienen entonces diferentes niveles de impacto y contaminación de diversa índole. La figura 1.4.6. indica esquemáticamente los diferentes tipos de actividad e impacto que presentan las distintas regiones a de la Cuenca.

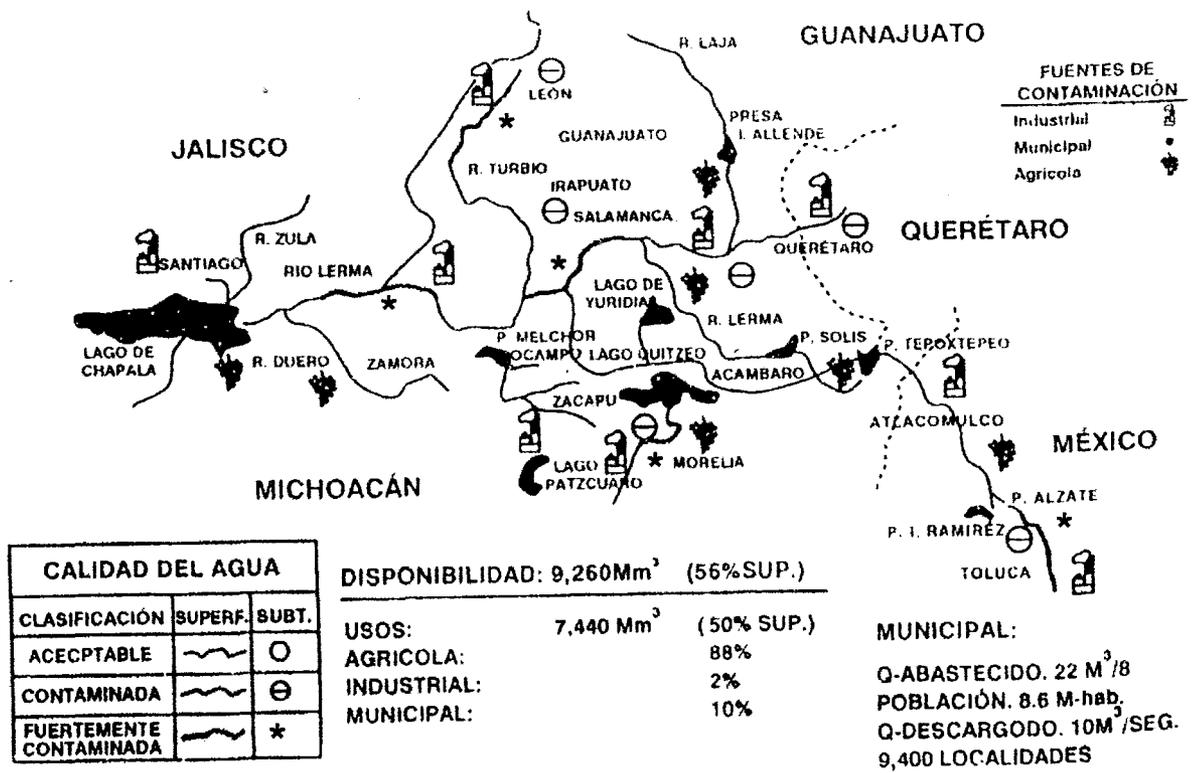


Figura 1.4.6. Administración y diagnóstico de la calidad del agua en la Cuenca Lerma-Chapala (De la Lanza-Espino y García-Calderón, 1995)

A continuación se presenta el diagrama unifilar de la Cuenca Lerma-Chapala, representación esquemática que presenta los diferentes puntos de alteración del cauce del río, ya sea por el afluente de los diferentes ríos relacionados, por el manejo de presas, o de los distintos distritos de riego.

Diagrama unifilar para la Cuenca Lerma-Chapala

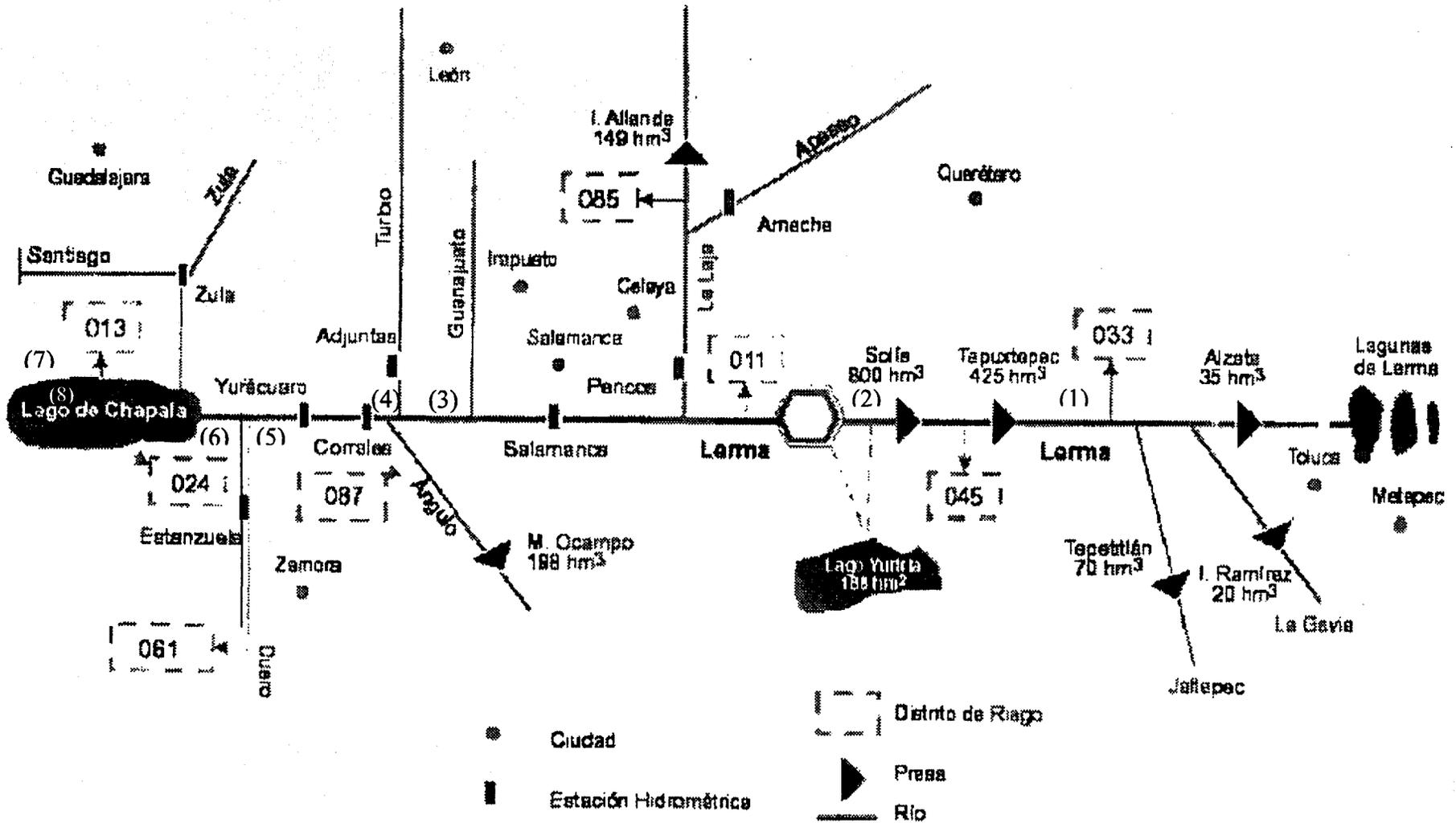


Figura 1.4.7 Ubicación de las estaciones de muestreo dentro del diagrama unifilar de la Cuenca Lerma-Chapala (Aldama-Rodríguez, 2001)

Caracterización de las Estaciones de Muestreo

Considerando lo anteriormente descrito, en el presente trabajo se evaluaron un total de 8 estaciones, cubriéndose la totalidad de la cuenca con sus diferentes entidades características: el río en su parte alta, media y baja y el lago, en su porción ribereña y central, durante 3 épocas distintas del año, que comprenden la época de lluvias, y la previa y posterior a ésta, completándose un ciclo anual .

A continuación se muestran algunas características relevantes de cada una de ellas durante el periodo de estudio, así como la red de muestreo desarrollada.

Estación	Localidad	Entidad	Correspondencia	Altitud (msnm)	Ubicación* (Km)
1 Atlacomulco	Edo. Mex.	R. Lerma	Alto Lerma	2435	230
2 Chupicuaro	Guanajuato	R. Lerma	Medio Lerma	1720	171
3 Pueblo Nuevo	Guanajuato	R. Lerma	Medio Lerma	1650	101
4 La Calle	Guanajuato	R. Lerma	Medio Lerma	1670	71
5 Yurécuaro	Michoacán	R. Lerma	Bajo Lerma	1510	37
6 Ibarra	Jalisco	R. Lerma	Bajo Lerma	1500	7
7 Ajijic	Jalisco	L. Chapala	Bajo Lerma	1520	0
8 Alacranes	Jalisco	L. Chapala	Bajo Lerma	1520	0

* Distancia aproximada de la estación al lago de Chapala siguiendo la trayectoria del río.

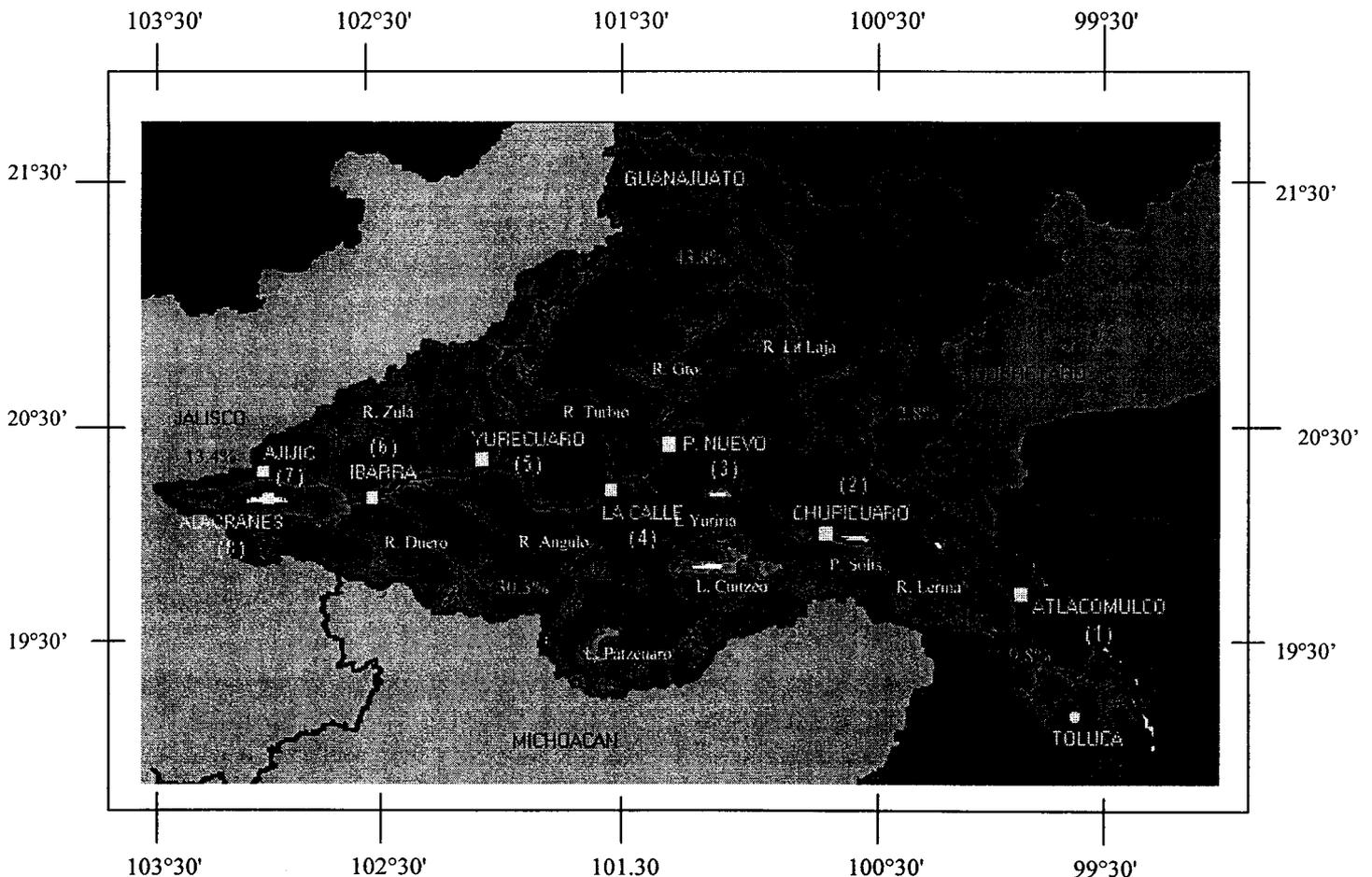


Figura 1.4.8 Relación espacial de las estaciones de muestreo.

0 20 Kms

1. Atlacomulco.

Se trata de la estación más alejada del lago de Chapala y la de mayor altitud (Tabla 1.4.3), se encuentra en el Estado de México, por lo que se ve influenciada por una gran actividad económica, con una alta concentración de poblaciones e industrias de diferentes giros, estando el agua del río básicamente constituida por aguas tratadas (Fig.1.4.6). Es la única de las estaciones estudiadas ubicada en el alto Lerma. Está asociada a dos importantes embalses así como al distrito de riego número 33 (Fig.1.4.7).

2. Chupicuaro

Es la siguiente estación evaluada siguiendo la trayectoria del río Lerma pendiente abajo rumbo al Lago de Chapala. Se ubica en la porción sur-este del estado de Guanajuato, inmediatamente después de la presa Solís, que junto con la presa Tepuxtepec, alimenta al distrito de riego 45 (Fig. 1.4.7.) y sostienen una importante producción agrícola y ganadera (Fig. 1.4.6.). En la estación se observó durante el muestreo de mayo 2003, una basta vegetación silvestre tipo arbórea casi totalmente sumergida.

3. Pueblo Nuevo

La siguiente estación río abajo es Pueblo Nuevo, se ubica en una porción más central, al sur del mismo estado de Guanajuato, siguiendo la trayectoria natural del Río Lerma. Esta estación se ubicó después de la desembocadura del Río Gto., que recibe las aguas de descarga de las ciudades más importantes del estado de Guanajuato, y se une en esta porción de la Cuenca con el Río Lerma. En sus alrededores se pudieron observar amplios terrenos de cultivo en combinación con vegetación silvestre tipo arbórea.

4. La Calle

Se localiza en el límite geográfico de los estados de Guanajuato y Michoacán, se encuentra rodeada por una basta llanura, muy probablemente empleada para el pastoreo cuando el agua es abundante. En esta porción de la Cuenca, el Río Lerma recibe las aguas del Río Turbio, el cual aporta aguas fuertemente contaminadas al río, provenientes del complejo industrial de León Gto. (Fig. 1.4.6). Al mismo tiempo, se desvían sus aguas hacia el embalse de Melchor Ocampo y al distrito de riego número 87. Durante el último periodo de muestreo, en mayo del 2003, en esta estación el cauce del Río Lerma se encontraba totalmente seco.

5. Yurécuaro

Al termino del estado de Guanajuato, hacia el oeste, en el límite entre los estados de Jalisco y Michoacán se encuentra esta quinta estación, en sus alrededores se cultivan agaves y maíz, el cauce del río en esta porción es algo más reducido que en las estaciones anteriores, igualmente con una basta vegetación silvestre tipo arbórea. En este punto el agua del río se encontraba estancada y muy escasa, durante el muestreo de mayo en el 2003.

6. Ibarra

Se trata de la última estación sobre la trayectoria del Río Lerma, se encuentra en el límite geográfico entre Jalisco y Michoacán, a escasos kilómetros del Lago de Chapala. En esta región, el Río Lerma recibe las aguas del Río Duero, que alimenta al distrito de riego 61 y está asociado a una importante actividad agrícola. En su ribera se observó nuevamente la vegetación arbórea característica, su cauce se encuentra cubierto casi en su totalidad por lirio acuático el cual sirve de alimento al ganado que“pastorea” dentro del propio río.

7. Ajjic

Las últimas dos estaciones corresponden propiamente al Lago de Chapala. La estación 7 se ubica en la porción ribereña suroeste dentro del Lago de Chapala, cerca del poblado de *Ajjic*. En esta porción se presentan como se mencionó, manifestaciones hidrotermales activas. Se ubica cerca el distrito de riego número 13, que desvía las aguas directamente del Lago de Chapala (Fig. 1.4.7).

8. Alacranes

La última estación considerada para el estudio, se ubicó igualmente dentro del Lago de Chapala, cerca de la Isla interior del Lago llamada de los *Alacranes*, la cual se encuentra igualmente en la porción sureste, ligeramente hacia el centro, dentro del Lago de Chapala.

Variación Hidrológica observada durante el periodo de muestreo.

Tabla 1.4.4	Vel. Corriente (m/s)			
Estación	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Nov-02	May-03
Atlacumulco (1)	0.34	1.22	0.9	0.4
Chupicuaro (2)	0.42	2.3	0.31	0.92
Pueblo Nuevo (3)	0.95	0.42	0.6	0.4
La Calle (4)	0.41	2.2	0.52	Desecado*
Yurecuaro (5)	Estancada	Estancada	Estancada	Estancada
Ibarra (6)	Estancada	4.7	0.25	0.31
Ajjic (7)	L.Ch	L. Ch	L. Ch	L. Ch
Alacranes (8)	L.Ch	L. Ch	L. Ch	L. Ch

Tabla 1.4.5	Ancho del Río (ms)			
Estación	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Nov-02	May-03
Atlacumulco (1)	40	33	38	40
Chupicuaro (2)	49	11	18	70
Pueblo Nuevo (3)	28	34	23	30
La Calle (4)	40	45	45	37*
Yurecuaro (5)	35	35	38	40
Ibarra (6)	42	30	45	35
Ajjic (7)	L.Ch	L. Ch	L. Ch	L. Ch
Alacranes (8)	L.Ch	L. Ch	L. Ch	L. Ch

*Invadido por algo de vegetación

L.Ch - Lago de Chapala.

- Las estaciones que se indican como estancadas no presentaron una velocidad de corriente perceptible, si acaso algunos movimientos inconstantes, similares a los observados en las estaciones correspondientes al Lago de Chapala.

II. METODOLOGÍA

Durante el desarrollo del presente proyecto se efectuaron actividades de campo, para la recolección de muestras de agua, materia suspendida (MS) y sedimento; las muestras de agua se fijaron para su análisis posterior en el laboratorio, también se tomaron datos fisicoquímicos *in situ*, así como para la obtención de parámetros sedimentológicos, según se indica en el diagrama general de procedimiento.

2.0. Material y Reactivos.

Para evitar la posible contaminación de las muestras, los reactivos empleados en todo el proceso fueron grado reactivo o en su caso suprapuro, tomándose las siguientes precauciones:

1. Se lavó el material a utilizar con un detergente de pH neutro libre de fosfatos y soluciones de HCl al 30%, y HNO₃ al 30%, efectuándose lavados intermedios con agua tipo II (1.0 MΩ-cm) y un último enjuague con agua tipo I (18.2 MΩ-cm) para asegurar la eliminación tanto de residuos orgánicos como inorgánicos (Cerón, 2003)
2. Para la toma y el manejo de las muestras en las que se analizarían metales, se empleó únicamente material de plástico y/o de teflón previamente lavados según se indicó en el inciso anterior.
3. Para las muestras destinadas al análisis de materia orgánica disuelta, se emplearon recipientes de vidrio color ámbar y protecciones de papel aluminio para las tapas plásticas, con el objeto de evitar contaminación orgánica. (Cleseri et al. 1989).
4. La recuperación de la materia suspendida se efectuó en campo, filtrando el agua recolectada mediante jeringas desechables de 60 ml de capacidad, acopladas directamente a *swinnex* de plástico de 47 mm de diámetro, con membranas *Millipore* de nitrocelulosa del mismo diámetro y una apertura de malla de 0.45 µm, las cuales se protegieron dentro de cajas Petri de plástico de la misma medida, lavadas previamente según se indicó.
5. Todos los reactivos empleados fueron grado reactivo, con excepción del ácido nítrico empleados tanto en la fijación de las muestras de agua en campo, como en las digestiones previas al análisis del contenido de metales traza, y el ácido clorhídrico empleado también en las mismas digestiones, los cuales fueron en ambos casos de grado suprapuro (Merck, *suprapur*®).

A continuación se presenta el esquema metodológico desarrollado durante la presente investigación.

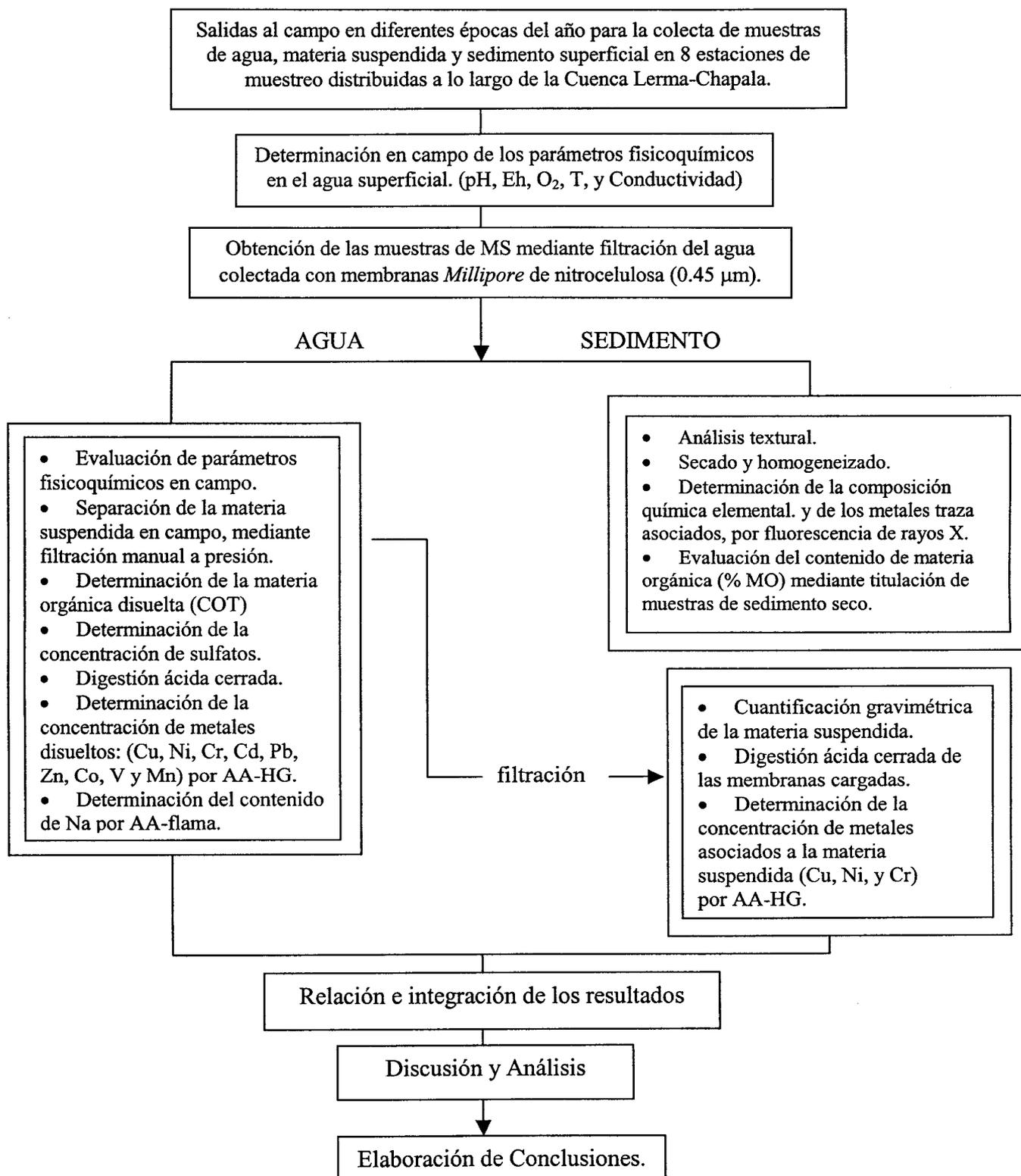


Figura 2.1. Diagrama general del procedimiento seguido para el desarrollo en el proyecto.

2.1 Trabajo de campo

La recolección de muestras de agua y sedimento se efectuó durante un total de 5 salidas al campo en diferentes épocas del año, completándose un ciclo anual. La primera salida se tomó como prospectiva. Las siguientes se efectuaron a finales de mayo y principios de junio del 2002 (correspondiente a un periodo previo a las lluvias), a finales de julio y principios de agosto del mismo año (época de lluvias), y en este mismo año entre Octubre y Noviembre (periodo post-lluvias), efectuándose una más a mediados de mayo del 2003 (periodo nuevamente previo a las lluvias). Para la ubicación exacta de las diferentes estaciones de muestreo en cada una de las diferentes salidas se utilizó un posicionador satelital GPS-MAGELLAN 3000.

Muestreo y preservación de las muestras

AGUA

Para la colecta de las muestras de agua superficial se empleó una cubeta de plástico de 5 L para sustraer el agua superficial de la región central del río, ya fuera desde lo alto, o cuando la profundidad así lo permitía, por inmersión directa, determinándose en este recipiente los parámetros fisicoquímicos reportados mediante los sensores de un HIDROLAB Survayor II previamente calibrado en el laboratorio.

A partir de esta toma, se prepararon diferentes submuestras para los análisis de agua, filtrándose la cantidad necesaria en cada caso y guardándose cada fracción en recipientes previamente lavados, de plástico o vidrio según el tipo de análisis a efectuar. Cuando así lo permitía la técnica recomendada, se empleó una misma membrana para lograr una mayor saturación de la misma, registrándose en cada caso el volumen total filtrado, para obtener la materia suspendida.

Al agua filtrada para el análisis de los metales disueltos se le aciduló para su fijación, con ácido nítrico concentrado *suprapur* a un pH aproximado de 2. (Cleseri et al. 1989).

Otra fracción del agua filtrada con la misma membrana se destinó para el análisis de SO_4^{2-} .

Una fracción independiente se filtró con membranas de vidrio de la misma malla, para el análisis del contenido de carbono orgánico disuelto (COD) y se aciduló con H_3PO_4 grado reactivo igualmente a un pH de 2 para su fijación. Todas las muestras fueron conservadas a una temperatura no mayor a 4 °C desde su colecta hasta su análisis en el laboratorio. Las fracciones destinadas para los análisis de COD y SO_4^{2-} se mantuvieron en congelación para evitar lo más posible su alteración posterior.

MATERIA SUSPENDIDA-

Una vez cargado, cada filtro se enjuagó dentro del mismo sistema con 5 mL adicionales de agua Tipo I, para eliminar el agua absorbida en la membrana. Este último lavado fue desechado.

Las membranas con las muestras de material suspendido recuperado, se colocaron en cajas Petri desechables para su protección y fueron secadas posteriormente a peso constante en el laboratorio, en una estufa Blue M a 45 °C, colocándose en un desecador de vidrio para su almacenamiento hasta el momento de ser digeridas.

SEDIMENTOS

Las muestras de sedimentos en el río Lerma se recolectaron a la orilla del cauce, considerándose esta región la de mayor acumulación probable de residuos, dada la dinámica natural de un río (Margalef, 1983).

Con ayuda de una pala plástica, se recolectó en cada estación, una porción de aproximadamente 10 cm de diámetro por 10 cm de profundidad (cerca de 0.2 kg) de sedimento húmedo, colocándose cada una dentro de bolsas de plástico rotuladas.

En el caso de las estaciones correspondientes al Lago de Chapala, los sedimentos fueron tomados del fondo empleando una draga Van Veen, recuperándose la porción más superficial de la toma, hasta completarse de nuevo cerca de 0.2 kg de sedimento húmedo. Todas las muestras de sedimento se mantuvieron cerradas y a baja temperatura desde su recolección hasta el momento de su análisis en el laboratorio.

2.2 Análisis en el laboratorio

AGUA

Componentes Mayores

Determinación de Sulfatos y COD.

En el laboratorio fueron determinados los parámetros granulométricos y las concentraciones de las diferentes especies de interés, priorizándose según los requerimientos de cada análisis. Se determinaron primeramente los sulfatos empleándose un equipo HASH DR/2010 según la técnica indicada en el manual del usuario, basada en la precipitación de sulfato de bario, el cual es

cuantificado midiéndose por espectrofotometría el incremento en la turbidez de la disolución, a 450 nm. La precisión indicada para esta prueba es de +/-2 mg/L y el límite de detección de 7 mg/L.

Paralelamente se efectuaron las determinaciones del contenido de carbono orgánico disuelto (COD), en agua previamente filtrada con membranas de fibra de vidrio, empleándose para ello un equipo Shimadzu TOC-5000A, según el método recomendado por el fabricante.

La precisión de este método puede variar de acuerdo a la composición de la muestra, pero suele estar entre el 1 y el 5%, y el límite de detección suele ser de 0.5 mg/L (Cleseri et al. 1989).

Determinación de sodio en agua por Absorción Atómica (AA)

Para el análisis de los metales en disolución se efectuó primeramente una digestión ácida cerrada de las muestras de agua previo a su análisis por espectrofotometría de absorción atómica, según el método SW846-3015 (CEM-1994) empleándose bombas de teflón y un horno de microondas CEM-MDS2000 de presión y temperatura controladas.

Una vez digeridas las muestras, se les determinó el contenido de Sodio por absorción atómica de flama en un equipo VARIAN SpectrAA10 PLUS de acuerdo a las siguientes condiciones instrumentales:

Tabla 2.2.1 Condiciones instrumentales para la determinación del contenido de Na disuelto por AA-flama

Flama	Aire-acetileno
Unidades	ppm
Longitud de onda (nm)	589
Ancho de abertura (nm)	0.5
Corriente de la lámpara (mA)	5
Rango de trabajo	0.002-400

Se empleó KCl 2000ppm como supresor de ionización y el estándar certificado de agua CRM-TMDW de *High-Purity Standards* para su validación.

Determinación de materia suspendida.

Una vez que estuvieron las membranas de celulosa y policarbonato a peso constante, se pesaron nuevamente para obtener por diferencia el material suspendido retenido en las mismas.

El peso de las membranas antes y después de la filtración se determinó en una balanza analítica digital monoplato OHAUS, efectuándose cada determinación por triplicado.

La concentración de la materia suspendida en las muestras originales se obtuvo de la razón de la masa recuperada en las membranas de nitrocelulosa y el volumen total de agua filtrada.

Componentes Menores

Metales en disolución

A partir de un lote distinto de muestras de agua digeridas según el mismo método SW846-3015 (CEM, 1994), se determinaron también los metales contenidos en la fracción disuelta (Cu, Ni, Cr, Cd, Pb, Zn, Co, V, y Mn) por espectroscopia de absorción atómica horno de grafito (AA-HG) en un equipo VARIAN SpectrAA-100/GTA-100 según las siguientes condiciones de trabajo:

Tabla 2.2.2 Condiciones instrumentales para el análisis de los metales disueltos por AA-HG

Metal	Cu	Ni	Cr	Cd	Pb	Zn	Co	V	Mn
Long. de onda (nm)	324.8	232	357.9	228.8	217.0	213.9	240.7	318.5	279.5
Apertura o <i>slitt</i> (nm)	0.5	0.2	0.5R	0.5	1.0	1.0	0.2	0.2	0.2
Corriente (mA)	4	4	7	4	4	4	7	20	5
Corrector de fondo	Si	Si	No	Si	Si	Si	No	No	Si
Modificador	Pd	-	Pd	Pd	Pd	Pd	-	Pd	-
Vol. de muestra (uL)	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Vol. Modificador (uL)	10	-	5	10	10	10	-	10	-
Temp. max. de cal.(°C)	1000	1000	1400	1200	1000	900	750	1000	1000
Temp. de atom.(°C)	2350	2650	2600	1900	2100	1900	2400	2800	2550
Gas empleado	Ar/H ₂	Ar	Ar/H ₂	Ar/H ₂	Ar/H ₂	Ar/H ₂	Ar	Ar/H ₂	Ar

cal.= calcinado
atom.= atomizado.

En todos los casos se usaron gases de ultra alta pureza (UAP) y como modificador una solución de nitrato de paladio (1000 ppm) de merck, cuando fue necesario.

Se validó cada método utilizando un estándar certificado multielemental de agua residual CWW-TM-E de *High-Purity Standards* (HPS). Los resultados obtenidos se indican en la sección de métodos estadísticos.

Metales asociados a la materia suspendida

El contenido de los metales asociados a la materia suspendida (Cu, Ni, y Cr) se obtuvo también por AA-HG, digiriéndose en este caso el material junto con las membranas de nitrocelulosa que lo contenían, según el método propuesto por Loring y Rantala (1992), preparándose los blancos y estándares correspondientes.

Cabe señalar en este punto que en algunos casos fue necesario el uso de membranas de policarbonato, las cuales en general fueron más difíciles de digerir que las de nitrocelulosa, lográndose en éstos, únicamente una disolución parcial del filtro, tanto en las muestras colectadas como en los blancos de reactivos preparados. También se observaron, en algunos casos, residuos del material luego de la digestión. No obstante, al considerarse eficiente la extracción de los metales asociados a la materia suspendida, se retiraron los remanentes mediante centrifugación y se procedió normalmente con el resto de la secuencia de análisis.

Cuando la validación fue satisfactoria, en cuanto a la recuperación, la precisión y la exactitud obtenidos, se emplearon las mismas condiciones de trabajo que para los metales disueltos correspondientes, siendo necesario sólo en el caso del níquel, algunos ajustes en el programa.

Tabla 2.2.3 Condiciones instrumentales para el análisis de los metales asociados a la materia suspendida

Metal	Cu	Ni	Cr
Long. de onda (nm)	324.8	232	357.9
Apertura o <i>slit</i> (nm)	0.5	0.2	0.5R
Corriente (mA)	4	4	7
Corrector de fondo	Si	Si	No
Modificador	Pd	Pd	Pd
Vol. de muestra (uL)	10	10	10
Vol. Modificador (uL)	10	10	5
Temp. max. de cal.(°C)	1000	1200	1200
Temp. de atom.(°C)	2350	2550	2500
Gas empleado	Ar/H ₂ 95:5	Ar/H ₂ 95:5	Ar/H ₂ 95:5

Al no contarse en este caso, con un material de referencia de este tipo y al considerarse al material suspendido derivado de los sedimentos, se consideró apropiada la validación de estos métodos, usando el estándar certificado de suelo marga¹ CRM-LO-B de *High-Purity Standards* soportado en las mismas membranas *Millipore* de 0.45 μ (Para mayor información ver sección de métodos estadísticos).

SEDIMENTOS

Granulometría

El análisis textural de los sedimentos se solicitó al laboratorio de Sedimentología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, y se llevó a cabo en un equipo Laser Coutler LS-230. Por requerimiento del mismo equipo, en algunos casos fue necesario una separación previa por tamizado de la fracción mayor a 2000 μ m, la correspondiente a las gravas, y posteriormente el reajuste gráfico de los parámetros texturales obtenidos incluyendo esta fracción.

Composición química de los sedimentos

Para la obtención de la composición química elemental de los sedimentos, así como los metales pesados asociados a los mismos, se solicitó un análisis por difracción de rayos X al Laboratorio de Fluorescencia de rayos X del Instituto de Geología de la UNAM, dónde fueron analizadas las muestras en un equipo FRX Siemens SRS 3000 (Hernández-Hernández, 2005).

Debido a que el análisis de los sedimentos en este equipo requiere que éstos se encuentren en un tamaño de partícula mínimo y lo más homogéneo posible, las muestras originales fueron secadas en una estufa Blue M a 45 °C durante 24 h., posteriormente trituradas en un mortero de porcelana, molidas en un molino Spex 8000 y finalmente, pulverizadas en un mortero de ágata (Hernández-Hernández, 2005)..

Contenido de materia orgánica en los sedimentos

El contenido de materia orgánica de los sedimentos se obtuvo a partir de las determinaciones de carbono orgánico mediante titulación por el método de oxidación húmeda con dicromato de potasio, empleándose la relación sugerida por Loring y Rantala (1992).

La validación de este método se hizo por comparación con el contenido de carbono en la glucosa (Loring y Rantala 1992, Bahena-Manjarrez 1999 y Santiago-Pérez 1989).

2.3 Métodos estadísticos

Validación de los diferentes métodos de análisis

Los diferentes métodos de análisis fueron desarrollados y validados según Cleseri L.S. et al. (1989), para el caso de los metales en disolución, y Loring y Rantala (1992), para los asociados a la materia suspendida y la materia orgánica en sedimentos.

Para la validación de los resultados obtenidos, las muestras experimentales y los estándares certificados fueron tratadas bajo las mismas condiciones y analizadas conjuntamente.

Se evaluaron así 10 blancos de reactivos para las determinaciones de los límites de detección y 10 muestras del estándar certificado indicado en cada caso, tanto para la detección de los efectos de matriz, como para la obtención del porcentaje de recuperación, la precisión y la exactitud respectivamente. A continuación se muestran los resultados correspondientes.

Tabla 2.3.1 Resultado de la validación de los métodos para la determinación de los metales disueltos.

Metal	L.D.(ug/L)	Valor esperado*	Exactitud	Precisión (C.V.)	%Recuperación**
Cr	1.53	25+/-0.5%	25.7+/-3.9%	3.9%	102.9 %
Cu	2.18	25+/-0.5%	25.4+/-2.3%	2.3%	101.5 %
Cd	0.47	25+/-0.5%	25.6+/-5.0%	5.0%	102.4 %
Co	0.93	25+/-0.5%	25.5+/-1.3%	1.3%	102.1 %
Ni	2.74	25+/-0.5%	25.7+/-3.9%	3.9%	102.7 %
V	2.32	25+/-0.5%	23.7+/-6.8%	6.8%	95.0 %
Pb	1.45	25+/-0.5%	22.9+/-6.2%	6.2%	93.7%
Mn	2.53	25+/-0.5%	24.5+/-4.0%	4.0%	98.0 %

*El valor esperado se refiere al reportado para el estándar certificado de agua residual CWW-TM-E de HPS

** El porcentaje de recuperación se obtiene de la relación de la concentración observada para un metal dado en el estándar certificado procesado igual que las muestras experimentales, respecto a su concentración teórica esperada para ese mismo metal.

Debido a la diferencia en el rango de concentración (ppm) del contenido de sodio en agua, en las determinaciones de este metal se empleó para la validación el estándar certificado de agua para beber CRM-TMDW de HPS, obteniéndose una recuperación del 100% y un CV del 1.7%.

Tabla 2.3.2 Resultado de la validación de los métodos para la determinación de los metales en la materia suspendida.

Metal	L.D. (ug/L)	Valor esperado*	Exactitud	Precisión (C.V.) %	Recuperación
Cu _c	2.72	54+/-0.05%	55.3+/-6.7%	6.7 %	102.5 %
Ni _c	2.74	57+/-0.07%	59.2 +/-4.0 %	4.0 %	103.8 %
Cr _c	1.53	80+/-0.05%	74.4+/-2.0%	2.0 %	93.0 %
Cu _{pc}	2.72	54+/-0.05%	59.6 +/-2.3%	2.3 %	110.4 %
Ni _{pc}	2.74	57+/-0.07%	51.7 +/-9.9%	9.9 %	90.7 %
Cr _{pc}	1.53	80+/-0.05%	81.2 +/-3.8%	3.8 %	101.5 %

L.D. = Límite de detección del método indicado.

c = El material suspendido fue recuperado en membranas de nitrocelulosa.

pc = El material suspendido se recuperó en membranas de policarbonato.

* El valor esperado corresponde al reportado para el estándar certificado de suelo marga¹ CRM-LO-B. de HPS.

El método para la determinación de materia orgánica en sedimentos se validó como se mencionó, empleando un patrón de dextrosa para la exactitud, y la valoración de 5 repeticiones de una misma muestra experimental para la evaluación de la precisión. De este modo se obtuvo un recobro o exactitud del 98% y una precisión expresada como el coeficiente de variación del 5.2%.

Como referencia para la estimación de la precisión y la exactitud del método de análisis para la determinación de los elementos mayores y traza en los sedimentos, por fluorescencia de rayos X, se indican los valores obtenidos por Hernández-Hernández (2005) para los metales analizados, ya que empleó el mismo método de análisis en su estudio, trabajó con muestras similares, en el mismo equipo y laboratorio, usando los mismos materiales de referencia estándar. A continuación se muestran los valores correspondientes.

¹Tipo de suelo rico en carbonato de calcio y arcillas

Tabla 2.3.3 Validación de referencia para el método de análisis de elementos mayores en los sedimentos por Fluorescencia de Rayos X, según Hernández-Hernández (2005).

Metal	Precisión ^a	%Recuperación^b
Si O ₂	0.19	99.6
Al ₂ O ₃	0.78	98.6
Fe ₂ O ₃	0.74	105.9
MnO	1.54	107.1
MgO	1.38	100.1
CaO	0.32	99.6
Na ₂ O	0.95	98.4
K ₂ O	0.97	95.6
TiO ₂	0.42	101.7
P ₂ O ₅	3.8	94.4

a. Coeficiente de variación expresado en %

b. Relación entre el valor observado y el esperado x100.

Tabla 2.3.4 Validación de referencia para el método de análisis de elementos traza en los sedimentos, por Fluorescencia de Rayos X, según Hernández-Hernández (2005)

Metal	Precisión ^a	%Recuperación^b
V	4.4	108.4
Cr	20.2	107.2
Co	3.9	107.8
Ni	4.6	97.5
Cu	3.9	108.3
Zn	1.7	95.6
Pb	20	125

a. Coeficiente de variación expresado en %

b. Relación entre el valor observado y el esperado.

La determinación de los parámetros estadísticos descritos se efectuó con base en los siguientes cálculos, de acuerdo con Daniel (1985) y Miller y Miller (1993):

Cuadro 2.3.1

Parámetro	Cálculo
Promedio	$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n X_i}{n}$
Desviación estándar	$S = \sqrt{\frac{\sum (X_i - \bar{X})^2}{n-1}}$
Coefficiente de variación	$CV = \frac{S \cdot 100}{\bar{X}}$
Limite de detección	$L.D. = 3S + \bar{X}b$

Promedio = Media aritmética de los valores experimentales.

$\bar{X}b$ = Media aritmética del valor obtenido para los blancos de reactivos respectivos.

n = Número de repeticiones.

Análisis de Correlación de los parámetros evaluados.

Se utilizó *Excel* para determinar los coeficientes de correlación de Pearson empleados en el análisis de correlación y se evaluó su significancia mediante una prueba de t según el estadístico de prueba correspondiente (Daniel, 1985). Se muestra también a continuación el empleado en la prueba de t desarrollada para el análisis de prueba de hipótesis ($\mu_0 = Ca$ y $\mu_A \neq Ca$) para la comparación poblacional de la composición química sedimentaria. Dónde Ca corresponde a la concentración media de la especie probada en la Andesita.

Cuadro 2.3.2

Parámetro	Cálculo
r de Pearson	$r(X, Y) = \frac{S(X, Y)}{S_X \cdot S_Y}$
Prueba de significancia	$t = r\sqrt{n-1/1-r^2}$
Prueba de hipótesis	$t = \frac{\bar{x} - \mu}{\frac{s}{\sqrt{n}}}$

Donde $S(X,Y)$ es la covarianza muestral entre las variables X y Y y SX y SY son las desviaciones típicas muestrales de X y Y , respectivamente. Este valor es equivalente a la raíz cuadrada del coeficiente de determinación usado comúnmente para evaluar el ajuste lineal de un conjunto de puntos experimentales.

Para las pruebas de t, ambos resultados de t calculada se contrastaron con el valor crítico de student para el nivel de confianza deseado. En el caso de r éste corresponde a su significancia. (REFERENCIAS)

Elementos de Análisis Estadístico Multivariado.

La complejidad de los fenómenos naturales y sociales implica que para su estudio se requiera de la medición y análisis de gran cantidad de información, por ello la importancia y utilidad de los métodos estadísticos multivariados, los cuales permiten analizar simultáneamente un conjunto amplio de variables, aumente considerablemente, al incrementarse tanto el número de variables que se miden, como el número de unidades experimentales que se evalúan.

A menudo, el interés de los análisis multivariados es encontrar las relaciones existentes entre las variables respuesta, entre las unidades experimentales, o bien, entre ambas, siendo el objetivo primario de los mismos, el resumir las grandes cantidades iniciales de información a unos relativamente pocos parámetros.

El interés principal de muchas técnicas de análisis multivariante es entonces, lograr una interpretación y análisis más accesible, mediante la simplificación del conjunto de datos inicial (Dallas, 2000, Martínez-Arias, 1999).

Para la evaluación de algunas relaciones de interés, en este estudio se hicieron los análisis de agrupación o cluster y complementarios a éstos, los de componentes principales, empleando el programa *Bdpro* (BioDiversity professional), ampliamente usado en estudios ecológicos.

Análisis de Conglomerados o Cluster

El análisis de Conglomerados o *Cluster*, se ajusta idealmente a la definición de grupos de objetos con la mayor homogeneidad dentro de éstos, a la vez que mantiene una heterogeneidad máxima entre los demás grupos, esto es, en un grupo se encuentran las entidades más similares, que son también las más distintas respecto a las de otros grupos. El objetivo principal es entonces, definir la estructura de los datos, colocando las observaciones más parecidas en grupos diferenciables, a través del cálculo de similitudes basadas (en este caso) en la distancia euclidiana entre los valores de las variables descriptoras (Hair et al., 1999).

Para tratar de establecer patrones de similitud entre las diferentes estaciones y periodos de muestreo, respecto a las variaciones en su dinámica, se efectuó primeramente un análisis de conglomerados o *cluster* respecto de las variaciones en el comportamiento de las constantes de distribución obtenidas experimentalmente (KD_{Cu} , KD_{Ni} y KD_{Cr}), comparándose posteriormente el dendograma así obtenido, con el correspondiente obtenido a partir de las variaciones en los parámetros del agua (pH, T, Cond., Eh, O_2 dis., SO_4^{2-} , COD, MS y Na^+).

Análisis de Componentes Principales

El análisis de componentes principales es una técnica de análisis multivariante de reducción de datos, en la que un procedimiento matemático transforma un conjunto de variables respuesta, que pudieran o no estar inicialmente correlacionadas, en un nuevo conjunto de variables no correlacionadas, conocidas como componentes principales, las cuales suelen ser tan sólo herramientas matemáticas, combinaciones lineales de las variables originales que van explicando cantidades cada vez menores de la variación original en los datos, por lo que en general no resultan fácilmente interpretables. Sin embargo, este tipo de análisis, por su carácter reduccional, suele ser bastante útil, tanto para identificar más fácilmente datos *outliers* o fuera de rango, si se representan gráficamente los distintos componentes (ya que no suelen ser más de 3 los componentes principales que contengan o expliquen la mayor proporción de la variación total inicial), o bien, cuando se desea realizar la división en grupos o asociaciones de afinidad, que contengan a las unidades experimentales que hayan resultado más similares, de donde es recomendable su uso para contrastar y validar los resultados obtenidos con alguna otra técnica de análisis de agrupación (Martínez-Arias, 1999, Dallas, 2000).

Como un análisis complementario al anterior, se efectuó también esta misma comparación mediante el análisis de los componentes principales, el cual adicionalmente permite asimismo, como se mencionó, la identificación clara de elementos fuera de rango o *outliers*.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. AGUA

Durante los periodos de muestreo se registraron en campo diferentes parámetros que nos brindan un panorama general de las características fisicoquímicas del sistema. Las variables evaluadas en las muestras de agua superficial al momento del muestreo fueron: Temperatura (T), pH, oxígeno disuelto (OD), potencial oxido-reducción (Eh) y conductividad (Cond.).

A continuación se presentan tabulados los valores observados de dichos parámetros, así como los correspondientes a los evaluados posteriormente en el laboratorio (Na, SO_4^{2-} , COD, y MS), para cada una de las estaciones y periodos de muestreo, acompañados, de una breve explicación previa sobre su comportamiento habitual en un medio acuático natural para su mayor facilidad de análisis e interpretación, así como de la gráfica de variación correspondiente en algunos casos.

Parámetros Fisicoquímicos

TEMPERATURA

La temperatura en cualquier cuerpo de agua es importante básicamente por su efecto en otras propiedades, ya que acelera diversas reacciones químicas y reduce la solubilidad de los gases afectando así los niveles de saturación de oxígeno disuelto además de intensificar los olores y sabores del agua. Por ello, aún cuando el valor de este parámetro puede presentar fluctuaciones debidas a diversos factores medio ambientales, estas no deberán ser mayores a los 3°C en regiones templadas, considerándose que un agua saludable en general en estas latitudes, no deberá sobrepasar los 28°C para el buen desarrollo de la vida acuática, aún cuando dependiendo de su valor podrían favorecerse o limitarse el desarrollo de diferentes especies, lo que traería como consecuencia que una fluctuación en su valor de tan sólo un par de grados, podría significar un gran desbalance en el equilibrio ecológico de la región, ya que aunado a este fenómeno se tendría una afectación directa en la proporción de oxígeno disponible debido a los cambios en la saturación del mismo, el cual suele ser aún más determinante del tipo de flora y fauna que puede desarrollarse y prosperar en un hábitat dado (Tebbut, 1990).

Tabla. 3.1.1 Variación de la temperatura en el agua superficial						
Localidad	T °C				Para cada estación	
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May 03	Promedio	Desv.est.
Atlacomulco (1)	19.4	21.5	16.9	20.8	19.6	2.0
Chupícuaro (2)	23.5	22.4	20.8	18.2	21.2	2.3
P. Nuevo (3)	22.6	25.9	23.4	23.8	23.9	1.4
La Calle (4)	24.5	25.6	22.3	NHM	24.1	1.7
Yurécuaro (5)	28.1	25.7	22.8	27.8	26.1	2.5
Ibarra (6)	26.6	24.4	21.3	25	24.3	2.2
Ajjic (7)	23.8	29.7	23.8	25.5*	25.8	3.4
Alacranes (8)	23.1	29.7	23.2	25.1*	25.4	3.8
Prom.	23.3	25.6	22.2	23.1	—	—
Desv.est.	2.62	2.9	2.3	3.7	—	—
Min.	19.4 (1)	21.5 (1)	16.9 (1)	18.2 (2)	19.6375(1)	1.4(3)
Max.	28.1 (5)	29,7 (7) y (8)	23.8 (7)	27.8 (5)	26.1(5)	3.8(8)

Discusión:

Las variaciones en la temperatura del agua superficial en las diferentes estaciones, fueron importantes, desde los 16.87°C a los 29.7, si bien, dado que se trata de agua superficial y por las diferencias de altitudes a lo largo de la Cuenca, una variación tan amplia es comprensible. Analizando las variaciones presentes en cada punto de muestreo, se observa que las temperaturas más altas, así como la mayor variación se presentan en las estaciones ubicadas en el lago de Chapala, lo primero se entiende si consideramos tanto la menor altitud de la región, como una posible influencia de las zonas con actividad hidrotermal que se sabe (Guzmán-Arroyo et al. 2002) persisten hoy día en algunas regiones del lago (Fig. 1.3.3). En cuanto a las mayores fluctuaciones, éstas pudieran estar vinculadas tanto al fenómeno mencionado, así como a los cambios en las tasas de evaporación del lago, ya que las variaciones en la humedad relativa, afectarían directamente a la temperatura del aire que estaría en contacto directo con el agua superficial.

Por otra parte, la estación de Yurécuaro, también presenta elevadas temperaturas, durante ambos periodos previos a las lluvias, que sin embargo, no corresponden a las observadas en las estaciones del Lago, las cuales se presentaron durante la época de lluvias, lo que sugiere causales distintos para ambos fenómenos.

pH

La mayoría de las aguas naturales son amortiguadas por el sistema de los carbonatos: $\text{CO}_2/\text{CO}_3^{2-}$ dado que el ácido carbónico no se neutraliza totalmente hasta un pH de 8.2 y no permite que disminuya el mismo por debajo de 4.5, por lo que este suele ser el rango en el que fluctúa naturalmente dicho parámetro en los sistemas acuáticos naturales (Doménech, 1995).

Localidad	pH				Para cada estación	
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May 03	Promedio	Desv. estándar
Atzacmulco (1)	6.8	7.4	7.0	8.1	7.3	0.58
Chupícuaro (2)	6.8	7.6	7.0	8	7.4	0.54
P. Nuevo (3)	7.1	7.5	7.1	7.9	7.4	0.35
La Calle (4)	7.1	7.4	7.0	NHM	7.2	0.21
Yurécuaro (5)	7.5	7.4	7.0	8.2	7.5	0.47
Ibarra (6)	6.2	7.4	7.2	7.6	7.1	0.63
Ajijic (7)	7.5	7.7	7.5	7.7	7.6	0.12
Alacranes (8)	7.5	7.7	7.5	7.7*	7.6	0.12
Promedio	7.0	7.5	7.3	7.97	—	—
Desv.est.	0.46	0.14	0.20	0.22	—	—
Min.	6.2 (6)	7.4 (4)(5)(6)	6.99 (1)	7.64 (6)	7.12(6)	0.12(7)(8)
Max.	7.5 (7)	7.7 (7) y(8)	7.54 (7)	8.19 (5)	7.59(7)	0.63(6)

Discusión:

Los valores registrados en campo para este parámetro fluctuaron en un rango de 6.2 a 8.2. Los valores más bajos, así como las mayores variaciones, se presentaron durante el primer periodo previo a las lluvias (May-Jun-02), probablemente debido a la disminución del aporte pluvial que en general daría como resultado tanto un efecto de concentración debido a la dominancia de la evaporación, como la dominancia del aporte de cierta acidez debida a descargas de origen antrópico. Esto concuerda con el hecho de que las estaciones de menor pH fueron las que se presumen con mayor alteración por este tipo de aportes (1, 2 y 6). Se observa sin embargo, en general, un efecto amortiguador apreciable para esta variable, muy probablemente debida a la presencia de importantes cantidades de carbonatos, los cuales la mantienen con rangos mínimos de variación, como se evidencia en los valores obtenidos para la desviación estándar, tanto en el análisis por viajes como por estaciones. En este sentido, a pesar de que se esperaría un comportamiento similar de la variable para ambos periodos previos a las lluvias, por

corresponder éstos al mismo régimen, éste no se observa, debido probablemente a que el 2003 fue por decirlo así, un año anómalo en cuanto a la precipitación esperada, pues hubieron lluvias abundantes durante este periodo, dando como resultado un comportamiento de la variable, más similar al periodo de lluvias, si bien, con un ligero aumento en los valores correspondientes a cada estación, debido probablemente a un mayor acarreo y posterior dilución de cierta proporción de carbonatos. Destaca el hecho de que durante este segundo periodo previo a las lluvias, fueron justamente las estaciones 1 y 2, además de la 5, las que presentaron los mayores valores, lo mismo que las mayores variaciones, lo que pudiera ser una consecuencia de la regulación antrópica de los diferentes cuerpos de agua involucrados debido principalmente al manejo de las presas para la regulación del aporte pluvial.

OXÍGENO DISUELTO

El oxígeno disuelto (OD) es un elemento muy importante para el mantenimiento de las formas superiores de vida acuática. Las aguas superficiales limpias normalmente se encuentran en condiciones de saturación, que dependiendo de la temperatura puede representar valores de los cerca de 15 mg/L a los 0°C hasta unos 7.6mg/L a cerca de los 30°C. Sin embargo, la demanda de oxígeno por los desechos orgánicos puede llegar a consumirlo rápidamente, compitiendo por este recurso con los diferentes organismos, limitando así el buen desarrollo de la biota del lugar. Se considera que en general, para que pueda ser posible el desarrollo de la vida acuática, el agua debe contar con al menos 2-5 mg/L de OD. De acuerdo a los criterios de calidad del agua en México se considera un mínimo de 5mg/L.(Acuerdo CE-CCA-001/89).

Tabla. 3.1.3 Variación del contenido de oxígeno en las muestras de agua superficial						
Localidad	[O ₂] mg/L				Para cada estación	
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May 03	Promedio	Desv. est.
Atlacomulco (1)	4.5	4.6	4.9	4.2	4.5	0.29
Chupícuaro (2)	4.6	3.1	2.8	8.2	4.7	2.50
P. Nuevo (3)	3.4	2.7	3.7	4.8	3.7	0.87
La Calle (4)	9.7	7.3	4.7	NHM	7.2	2.52
Yurécuaro (5)	14.6	4.2	5.4	11.6	8.9	4.96
Ibarra (6)	8.8	4.7	7.2	4.4	6.3	2.09
Ajjic (7)	8.7	7.9	7.6	8.3	8.1	0.55
Alacranes (8)	7.6	8.8	7.1	7.3	7.8	0.87
Prom.	7.1	5.4	5.2	6.2	—	—
Desv. est.	3.63	2.29	1.75	3.22	—	—
Min.	3.4 (3)	2.7 (3)	2.8 (2)	4.2 (1)	3.65(3)	0.29(1)
Max.	14.6 (5)	8.8 (8)	7.64 (7)	11.6 (5)	8.96(5)	4.96(5)

Discusión:

La mayor parte de las estaciones presentaron una oxigenación poco favorable para el desarrollo de la vida acuática, en cerca del 50% de los periodos evaluados. En contraste, en la estación de Yurécuaro (5) se observaron valores por encima de la saturación, lo cual sólo puede explicarse por un afloramiento de organismos fotosintéticos que incrementarían la concentración de este gas.

En las estaciones de Lago se presentan en general, buenas condiciones de oxigenación, cerca de la saturación e incluso, algo superiores, al menos en la porción superficial.

En contraste, los valores sumamente bajos registrados para las estaciones de Chupicuaro (2) y Pueblo Nuevo (3) pudieran tener relación con las descargas de aguas residuales que se sabe, consumen oxígeno en grandes proporciones. Los niveles sumamente bajos de la estación de Chupicuaro mejoran sin embargo, considerablemente hacia el último periodo, efecto que debiera estudiarse, dada la relevancia de las variaciones de este parámetro en la regulación del Eh en los sistemas acuáticos, y por tanto, de los diferentes equilibrios químicos relacionados, con los consecuentes posibles cambios tanto en la disponibilidad como en la toxicidad de distintos tipos de contaminantes presentes en la Cuenca (ver apartado siguiente).

La estación de Pueblo Nuevo presenta valores repetidamente bajos en todos los muestreos, mostrando el menor promedio registrado, mostrando una situación crítica en cuanto a esta parámetro, más aún si se considera que se trata de aguas superficiales, en contacto directo con el oxígeno atmosférico.

Paradójicamente se obtuvieron los menores promedios en la época de lluvias y posterior a ésta, así como en las zonas de mayor elevación, posiblemente debido a que pese a la mayor aireación que se esperaría con el aumento del flujo y la velocidad de corriente por el aporte pluvial, con el consecuente aumento de escurrimientos en las regiones de mayor altitud, también se debe considerar el mayor acarreo de sedimentos y arrastre de materia orgánica y otros materiales que pudieran haber consumido el oxígeno disponible, así como la posible proliferación de organismos aerobios.

POTENCIAL DE OXIDO-REDUCCIÓN (Eh)

En cualquier sistema que experimente fluctuaciones en este parámetro, se presentan cambios en las proporciones de los componentes en su forma oxidada y reducida, por lo que al igual que en el caso de la temperatura y el pH, es un parámetro regulador de las transformaciones químicas que pueden tener lugar en el sistema. Valores mayores de potencial favorecerán los procesos aerobios, mientras que valores bajos facilitarán las reacciones anaerobias. Se debe tener en cuenta también, el hecho de que normalmente se tienen varios pares red-ox en disolución en un cuerpo de agua natural, por lo que se medirá entonces un potencial mixto, es decir, una media ponderada de los respectivos pares redox presentes en el medio. Habitualmente, el potencial de las aguas naturales oscila entre -1 y $+1$ V y los

cambios en esta variable comúnmente reflejan variaciones en su grado de oxigenación (Doménech, 1995, Margalef, 1983). Se considera que en general, las reacciones aerobias ocurren cuando el potencial es mayor a los 0.2 V (200 mV), y las reacciones anaerobias por debajo de los 0.05 V (50 mV), en el rango intermedio el balance entre ambos procesos va a estar en función de las condiciones particulares del sistema (Tebbut, 1990).

La variaciones en los valores de potencial son de suma importancia debido a que tanto la disponibilidad como la toxicidad de diversas especies químicas suelen estar en relación directa con su estado de oxidación, pudiendo presentarse efectos catastróficos aún con fluctuaciones menores en los valores de este parámetro.

Tabla. 3.1.4 Variación del potencial de oxido-reducción en las muestras de agua superficial						
Localidad	Eh (mV)				Para cada estación	
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May 03	Promedio	Desv.est.
Atacomulco (1)	195	166	186	208	189	18
Chupícuaro (2)	182	165	187	234	192	30
P. Nuevo (3)	121	161	182	140	151	26
La Calle (4)	140	163	205	NHM	169	33
Yurécuaro (5)	125	166	221	193	176	41
Ibarra (6)	145	53	208	173	145	66
Ajijic (7)	131	67	142	235	144	69
Alacranes (8)	127	115	168	234	161	54
Prom.	146	132	187	202		
Desv.est.	28	48	25	36		
Min.	121 (3)	53 (6)	142 (7)	140 (3)	144 (7)	18 (1)
Max.	195 (1)	166 (1) y(5)	221 (5)	235 (7)	192 (2)	69 (7)

NHM = No se cuenta con muestra de esta localidad.

Discusión:

Según los valores de potencial observados, podemos decir que la mayoría de las estaciones de muestreo se encuentran en equilibrios cercanos a la aerobiosis, lo cual no es de sorprender dado que se analizaron muestras de agua superficial, las que estarían recibiendo un aporte continuo de oxígeno por parte de la atmósfera, el cual estaría siendo utilizado continuamente en diferentes procesos químico-biológicos, como se mencionó en el apartado correspondiente.

Por otra parte, pese a la relación esperada de un mayor potencial dado un aumento en el contenido de oxígeno disuelto, ésta sólo se observa en algunos casos, particularmente para el último periodo previo a las lluvias (May-03), el cual, como se mencionó, fue un periodo con una elevada precipitación pluvial, lo que estaría favoreciendo una mayor incorporación de oxígeno atmosférico que consecuentemente elevaría los valores de potencial, quedando de manifiesto en este caso un aporte de oxígeno superior a su consumo en los procesos de degradación oxidativa. El efecto contrario se presume en las estaciones 7 y 8 durante el periodo posterior a las lluvias, dónde a pesar de tenerse valores elevados de oxígeno disuelto, se presentan valores algo menores de potencial, lo que sugeriría un consumo directo de los electrones de este gas en procesos de degradación oxidativa, presumiblemente de materia orgánica, la cual efectivamente aumenta durante la época de lluvias, como se verá más adelante, limitando las interacciones de éstos con el electrodo de registro.

Finalmente, fueron de nuevo las estaciones del Lago de Chapala, las que presentaron las mejores condiciones, con los mayores valores de potencial, lo cual concuerda con las mayores concentraciones de oxígeno disuelto, con valores cercanos a la saturación natural del agua en equilibrio con el oxígeno atmosférico, según su temperatura.

CONDUCTIVIDAD

La conductividad eléctrica de una solución depende de manera directa de la cantidad de sales disueltas presentes en la misma, por lo que para el caso de soluciones diluidas se puede considerar que su medición dará una indicación rápida de la cantidad de las mismas presentes en el agua (Tebbut, 1990).

Al ser los ríos y los lagos considerados como cuerpos de “agua dulce”, se espera que de manera natural, presenten un bajo contenido de sales y consecuentemente una baja conductividad, aunque este hecho va a depender de manera directa del tipo de sedimentos presentes en la cuenca, al considerar una misma región geográfica, es de esperarse que se tenga una composición similar a lo largo de tramos considerables de la misma, por lo que los cambios en el contenido de sales, serían consecuencia directa de las diferencias en las aportaciones exógenas (Berner y Berner, 1996).

Tabla. 3.1.5 Variación de la conductividad observada en las muestras de agua superficial						
Localidad	Conductividad (S)				Para cada estación	
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May 03	Promedio	Desv. est.
Atlacomulco (1)	0.46	0.2	0.3	0.83	0.45	0.28
Chupícuaro (2)	0.14	0.21	0.53	0.42	0.33	0.18
P. Nuevo (3)	0.54	0.64	1.25	0.59	0.76	0.33
La Calle (4)	0.57	0.22	1.15	NHM	0.64	0.47
Yurécuaro (5)	0.45	0.48	0.74	0.68	0.59	0.14
Ibarra (6)	0.33	0.33	0.31	1.07	0.51	0.37
Ajijic (7)	1.46	1.31	1.09	1.50	1.20	0.16
Alacranes (8)	1.49	1.3	0.98	1.50	1.26	0.26
Prom.	0.71	0.59	0.85	0.88	—	—
Desv. est.	0.43	0.47	0.38	0.24	—	—
Min.	0.14 (2)	0.2	0.31 (6)	0.42(2)	0.33(2)	0.14(5)
Max.	1.49 (8)	1.31	1.25 (3)	1.5 (7) y (8)	0.76(3)	0.47(4)

Discusión:

Con base en lo mencionado, al comparar los valores de conductividad obtenidos para las diferentes localidades, se pueden observar los posibles efectos tanto de dilución como de aportes, teniéndose el promedio más bajo en la época de lluvias, por el efecto de dilución y el mayor promedio en las estaciones correspondiente al Lago de Chapala, lo que nos habla de su función de “sumidero” que ha venido desempeñando este cuerpo de agua.

Un registro elevado se obtuvo también para la estación de Atlacomulco (1) durante el segundo periodo previo a las lluvias, lo que se presume pudo deberse a los efectos de alguna descarga cercana.

Por otra parte, si observamos las variaciones por estación, se tienen los mayores valores promedio, así como fluctuaciones, en las estaciones 3, 4 y 5, ésta última presenta consistentemente valores elevados, lo que disminuye su desviación, sin embargo, se considera que estas tres estaciones presentan una fuerte influencia de efectos urbanos (Fig. 1.3.7).

Al concluirse en el laboratorio los análisis de las muestras de agua superficial correspondientes a las diferentes estaciones y periodos de muestreo, se obtuvieron los resultados que a continuación se presentan, los cuales, para una mayor facilidad de análisis, al igual que los anteriores, se acompañan de una breve explicación previa para cada parámetro evaluado, que incluye tanto su comportamiento

esperado en un medio acuático natural, como las posibles alteraciones de tipo antropogénico derivadas de sus usos y aplicaciones.

Los límites máximos recomendados que se presentan son según Tebbut, (1990), salvo en los casos en los que se indica explícitamente una fuente distinta y los valores esperados para los diferentes metales en un medio acuático libre de contaminación, se tomaron de los rangos obtenidos de la tabla de referencia (Tabla 3.1.9.).

Componentes mayores en las muestras de agua superficial

SODIO

La contaminación es una fuente importante de sodio en los ríos (cerca del 28% del total), de hecho, junto con los cloruros y los sulfatos son los iones más afectados por efectos antropogénicos. En los ríos del mundo este parámetro puede variar en un amplio intervalo, tanto por factores naturales como antropogénicos. En el Río Rhin por ejemplo, va desde 1.4 mg/L en regiones sin problemas de contaminación a los 99 mg/L en regiones contaminadas del mismo río, siendo de cerca de 5 mg/L el valor promedio esperados para ríos naturales sin problemas de contaminación (Berner y Berner 1996).

Estación	[Na ⁺](mg/L)				Para cada estación	
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May 03	Promedio.	Desv.est.
Atlacmulco (1)	190	363	1172	89	454	492.3
Chupicuaro (2)	39	63	133	43	70	43.7
Pueblo Nuevo (3)	NHM	78	203	155	145	63.3
La Calle (4)	67	173	176	NHM	139	62.4
Yurecuaro (5)	49	168	454	140	203	175.1
Ibarra (6)	NHM	198	647	256	367	244.2
Ajijic (7)	242	450	181	174	262	129.1
Alacranes (8)	241	293	192	250	244	41.5
Prom.	137.8	203.3	284	170	—	—
Desv.est.	96.9	133.2	191.8	78.8	—	—
Min.	39 (2)	63	133	43	70 (2)	41.5(8)
Max.	242 (7)	450	647	256	454(1)	492.3(1)

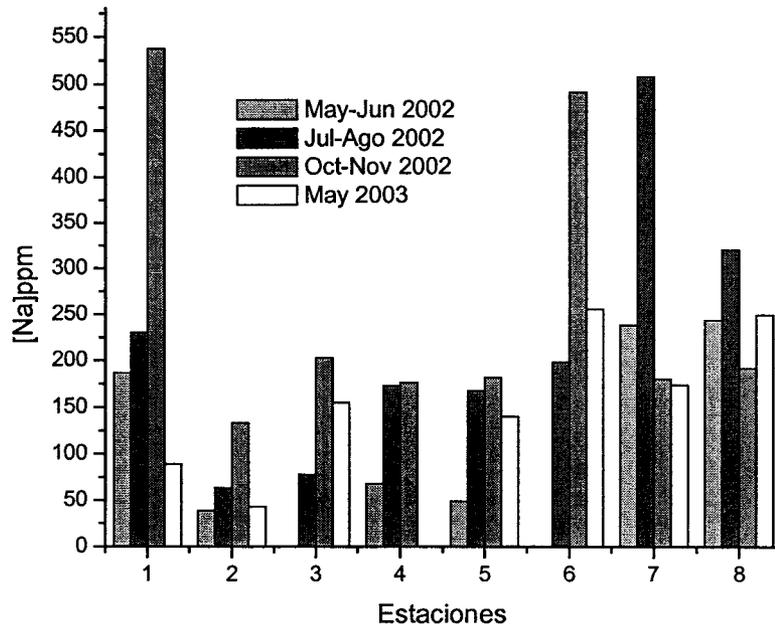


Figura 3.1.1. Variación de la concentración de sodio encontrada en las muestras de agua filtrada.

Discusión:

En general se observaron valores sumamente elevados para este parámetro en prácticamente la totalidad de las estaciones, presentándose los menores valores, pero aún elevados, en la estación de Chupicuaro (2) y los mayores consistentemente en la estación de Atlacomulco (1), pese a la relativa cercanía de ambas estaciones, lo que pone de manifiesto el continuo aporte que se da en la estación 1 y sugiere una relativa independencia y capacidad de regulación para este parámetro en la estación 2, la cual presentó los menores valores a lo largo de todo el periodo de estudio.

Los valores más elevados se observaron en general durante el periodo posterior a las lluvias (Oct-Nov 02), probablemente debido al efecto combinado de un mayor aporte durante la época de lluvias (Jul-Ago 02) con una menor precipitación pluvial. Esto mismo se puede inferir de la diferencia tan grande observada en las estaciones (7) y (8) durante la época de lluvias, pues si bien ambas se ubican en el lago de Chapala, la primera se encuentra en su ribera, cerca del poblado de Ajijic, de dónde se presume recibe un mayor impacto antrópico, mientras que la segunda se encuentra en medio del lago, cerca de la Isla de “Alacranes”. Sin embargo, es de sorprender el hecho de que los mayores valores se observaron consistentemente en la estación de Ibarra correspondiente al río, y no a las estaciones de Chapala, dónde se esperaría fuera el sumidero, lo que nos da indicios de un poder “regulatorio” o “amortiguador” para este parámetro dentro del lago, pues a pesar de haberse presentado en éste la mayores concentraciones durante la época de lluvias, se observa también una importante disminución en los periodos subsiguientes.

SULFATOS

De las diferentes fuentes de aporte de sulfatos a los cuerpos de agua superficial, se considera que cerca del 54% proviene de la contaminación antropogénica. Los sulfatos así originados, provienen frecuentemente del uso de fertilizantes, de las descargas municipales e industriales y de la lluvia ácida derivada de la quema de bosques y combustibles fósiles.

La concentración de sulfatos en los ríos del mundo, varía ampliamente, desde cerca de 1 mg/L en algunos ríos de África, hasta los 270 mg/L en el Río Colorado y 238mg/L en el Río Grande (Berner y Berner, 1996)..

Tabla. 3.1.7 Variación del contenido de sulfatos en las muestras de agua superficial.						
Estación	[SO ₄ ²⁻](mg/L)				Para cada estación	
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May 03	Promedio.	Desv.est.
Atacomulco (1)	22	24	48	30	31.0	11.8
Chupicuaro (2)	45	14	24	10	23.3	15.7
Pueblo Nuevo (3)	NHM	32	172	70	91.3	72.4
La Calle (4)	72	66	140	NHM	92.7	41.1
Yurecuaro (5)	64	42	58	30	48.5	15.4
Ibarra (6)	NHM	11	28	10	16.3	10.1
Ajijic (7)	148	70	130	170	129.5	42.9
Alacranes (8)	96	78	116	170	121.3	46.2
Prom.	70.2	42.1	89.5	70	—	—
Desv.est.	47.6	26.3	56.7	71.2	—	—
Min.	22 (1)	11 (6)	24 (2)	10 (2) y (6)	23.3(2)	10.1(6)
Max.	148 (7)	78 (8)	172 (3)	170 (7) y (8)	129.5(7)	72.4(3)

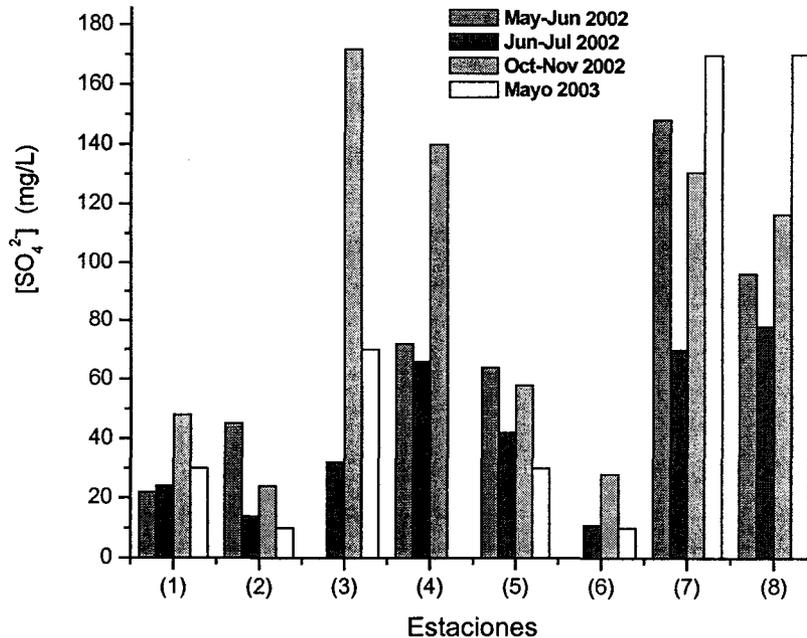


Figura 3.1.2 Variación de la concentración de sulfatos en las muestras de agua filtradas con membranas millipore de 0.45 μm de apertura de malla.

Discusión:

Dado el rango tan amplio de valores considerados como normales para este parámetro, todas las estaciones analizadas cayeron dentro de éste, habiéndose observado sin embargo, una variación importante a lo largo de la Cuenca, con los mayores valores durante el periodo posterior a las lluvias, principalmente en las estaciones correspondientes al Lago de Chapala, con un ligero aumento posterior en éstas en el último periodo de muestreo, lo cual puede explicarse si se considera por una parte, que una vía de entrada importante de esta especie al sistema se da por medio de la disolución de los óxidos de azufre contenidos en el aire atmosférico como consecuencia del uso de combustibles fósiles.

En este sentido, es natural que el Lago al tener una mayor superficie de captación y al mismo tiempo una menor capacidad de mezclado, eleve su contenido vía este mecanismo. Por otra parte, es sabido que este anión se ve incrementado con la fertilización de cultivos, el cual, al ser de carga negativa, no tendría una retención efectiva por parte de las partículas del suelo, cargadas por lo general negativamente, lo que provocaría un arrastre sumamente efectivo del mismo hacia las regiones más bajas. Ambos efectos estarían contribuyendo entonces a la elevación de este parámetro en el agua superficial del lago, que durante la época de lluvias se verían posiblemente compensados por el efecto de dilución, elevándose posteriormente las concentraciones, al disminuir la precipitación pluvial e incrementarse proporcionalmente la evaporación, no obstante, en el último periodo, también de grandes

precipitaciones, se observaron concentraciones sumamente elevadas, presumiblemente por la dominancia del efecto de acarreo antes mencionado.

Un aporte adicional en el lago, se tendría por la actividad hidrotermal que se ha reportado persiste en el mismo (Fig. 1.4.3) la cual, podría liberar también cantidades significativas de este oxianión (Guzmán-Arroyo et al. 2002).

Contrasta sin embargo, el incremento que se observa en los valores de las estaciones 3 y 4 durante el periodo posterior a las lluvias, pues si bien en este periodo se encuentran en general los mayores valores, estas estaciones presentan un valor más alto durante este periodo, que incluso, las correspondientes al lago, lo que sugeriría un aporte directo en ambas localidades, presumiblemente derivado de los efectos de la urbanización destacada en esta región (Fig. 1.4.7).

MATERIA ORGÁNICA DISUELTA

Debido a que los compuestos orgánicos que se encuentran en el agua son muy numerosos, sería poco provechoso o aún factible, tratar de cuantificar cada uno de ellos por separado, por lo que normalmente se determina la cantidad total de materia orgánica disuelta (COD), siendo de gran importancia su evaluación debido a la cantidad de oxígeno que se requiere para su estabilización, ya que tiende a oxidarse con facilidad compitiendo con los organismos acuáticos por este recurso. En general se considera un rango normal para este parámetro de entre 5 y 10 mg/L, llegándose hasta los cerca de 25 mg/L en rios pantanosos (Berner y Berner 1996). Una elevada proporción de materia orgánica es comúnmente un indicio de contaminación antrópica (Tebbutt , 1990).

Cabe aclarar que debido a la técnica empleada en la presente investigación para el análisis de este parámetro (ver sección de metodología), se efectuó una filtración previa para eliminar la materia en suspensión, por lo que aquí se reporta la materia orgánica total disuelta (COD), la cual siempre es menor que la COT, por la materia orgánica particulada retenida en el filtro.

Tabla. 3.1.8 Variación del contenido de COD en las muestras de agua						
Estación	COD (mg/L)				Para cada estación	
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May 03	Promedio	Desv. est.
Atacomulco (1)	31.7	15.4	4.7	6.4	14.6	12.4
Chupicuaro (2)	19.9	20.4	8.1	7.4	13.9	7.2
Pueblo Nuevo (3)	NHM	21.2	0.79	14.1	12.0	10.4
La Calle (4)	11.0	16.2	15.7	NHM	14.3	2.9
Yurecuaro (5)	11.0	20.8	22.7	13.2	16.9	5.7
Ibarra (6)	NHM	28.3	0.97	20.6	16.6	14.1
Ajjic (7)	0.4	28.9	9.4	14.6	13.3	11.9
Alacranes (8)	0.4	28.1	15.4	13.4	14.3	11.3
Prom.	12.4	22.4	9.7	12.8	-	-
Desv.est.	12.0	5.40	7.7	4.8	-	-
Min.	0.37	15.4	0.79	6.4	12.0 (3)	2.9 (4)
Max.	31.7	28.9	22.7	20.6	16.9 (5)	14.1 (6)

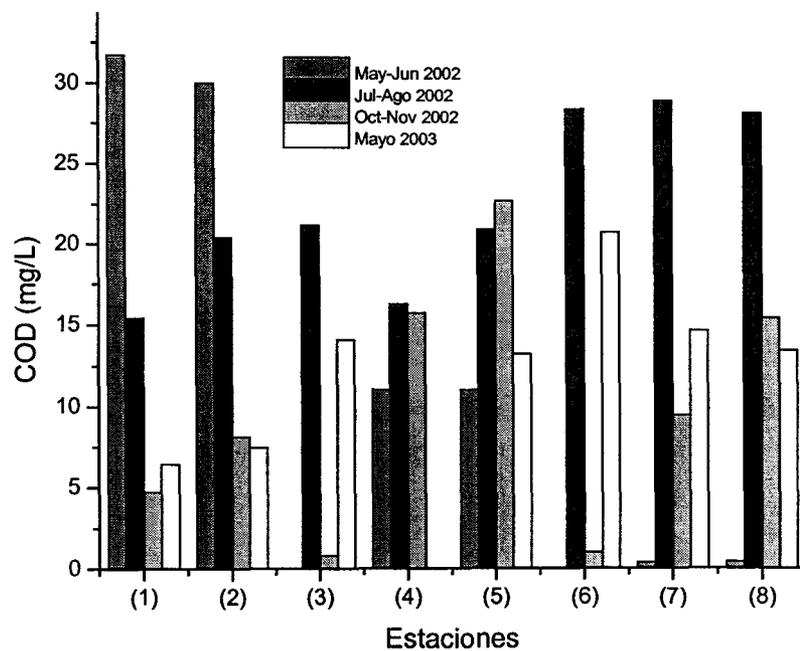


Figura 3.1.3. Variación de la concentración materia orgánica disuelta en las muestras de agua filtrada con membranas *millipore* de 0.45 μ m de apertura de malla.

Discusión:

Para este parámetro se obtuvieron en general valores sumamente elevados a lo largo de toda la Cuenca, pues si tomamos en cuenta lo dicho anteriormente, se esperaría un valor de COT aún más alto que los indicados, sorprende sin embargo que se observaron también valores sumamente bajos en algunos casos, lo que pudiera ser una consecuencia de la eliminación o la descomposición de la materia orgánica particulada, más que una disminución real de misma en el sistema.

Las mayores concentraciones se obtuvieron para las muestras colectadas durante la época de lluvia, lo que pudiera reflejar un aumento en el aporte debido a una mayor descomposición de la materia orgánica, y su consecuente disolución, dado el incremento en el caudal del río, lo cual coincide con los mayores valores de velocidad de la corriente observados durante este periodo (Tabla 1.4.4.). Las estaciones que presentaron los mayores promedios fueron las estaciones 5 y 6, ésta última también presentó la mayor variabilidad, sin embargo, esta variabilidad aparente pudiera deberse al efecto antes mencionado. La menor variación la presentó la estación de Chupicuaro, la cual sin embargo mostró valores elevados durante los periodos previo a las lluvias en 2002 y de lluvias del mismo año, con una posterior disminución, la cual podría explicarse en términos de la asimilación de toda esta materia orgánica por parte de la vegetación circundante, desafortunadamente no fue posible completar su evaluación, debido a que el río se encontraba totalmente desecado en esta región durante el último periodo de estudio.

Para el periodo posterior a las lluvias, el consumo dominaría sobre el aporte y las concentraciones por tanto tenderían a disminuir, lo cual se observa en efecto para las estaciones correspondientes al lago de Chapala, principalmente, dejando de manifiesto nuevamente que éste resulta ser el cuerpo receptor y regulador de lo generado en las partes altas de la Cuenca. El menor valor promedio se tuvo para la estación de Pueblo Nuevo (3), si bien, podría ser engañoso este valor por lo antes mencionado.

MATERIA SUSPENDIDA

Este parámetro se tratará con mayor amplitud en el apartado correspondiente, más adelante, por lo que por ahora sólo se hará un breve análisis de lo encontrado. Las concentraciones obtenidas para la totalidad de las estaciones fueron en general elevadas respecto a lo que se ha reportado para diferentes ríos de carga media, donde se presentan comúnmente concentraciones cercanas a los 10 mg/L (Berner y Berner 1996), teniéndose en algunos casos, concentraciones por encima incluso de los 600mg/L, concentraciones propias de aguas pantanosas, lo cual es de sorprender si se considera el hecho de que las muestras analizadas, fueron tomadas únicamente de la superficie, la cual tendería a presentar una concentración mínima de materia en suspensión respecto del resto del cuerpo de agua, debido a los procesos continuos de floculación-precipitación y turbulencia.

Por lo mismo, para el análisis del contenido de materia en suspensión, es frecuente efectuar un análisis vertical integral de este parámetro, por medio comúnmente del análisis de una muestra compuesta que incluya todos los niveles del cuerpo de agua a evaluar, debido a que se ha visto que es en esta dirección dónde se presentan las mayores variaciones, con una relativa homogeneidad en su distribución transversal (Horowitz, 1991).

Sin embargo, dado que la finalidad de evaluar este parámetro en la presente investigación, era principalmente analizar no su distribución espacial en sí, sino su relación con los metales estudiados y su importancia tanto para la dispersión, como la disposición de los mismos, y dada la complejidad adicional que entrañaba la preparación de dichas muestras compuestas, se decidió hacer la evaluación correspondiente únicamente a partir de las muestras recuperadas de agua superficial.

Componentes menores en las muestras de agua superficial

METALES PESADOS EN DISOLUCIÓN

En la presente investigación los oligoelementos analizados en las muestras de agua superficial fueron el Cu, Ni, Cr, Cd, Co, V, y Mn, habiéndose analizado el contenido de los tres primeros también en la materia suspendida, con el propósito de estudiar su dinámica de reparto.

Es de destacarse el hecho de que los límites permisibles que en general se presentan en diferentes normas de regulación ecológica suelen no considerar las posibles interacciones *in situ* de los contaminantes, con la consecuente variación potencial de su toxicidad, además de ser de hasta dos ordenes de magnitud mayores respecto de las concentraciones naturales esperadas (Rump y Krist, 1992; Merian, 1992), debido a que en general no suele hacerse la diferenciación del contenido total del metal en “agua”, con respecto a su concentración en disolución, evaluándose comúnmente en conjunto al metal en su forma disuelta y al mismo asociado a la materia suspendida, lo que hace que se eleven estos límites permisibles pudiendo llegar a ser incluso mayores a los niveles tóxicos para alguna clase de fauna en particular (Merian, 1992), por lo que sería recomendable llevar a cabo una revisión de dichos valores límite, tomando en cuenta los factores que en un momentos dado pudieran elevar la disponibilidad y de modo importante la toxicidad de cada uno de los metales de riesgo toxicológico presentes en el sistema, haciéndose evidente la necesidad de conocer la afinidad de los diferentes contaminantes por cada una de las entidades biogeoquímicas del sistema, así como las variaciones de éstas, dadas las condiciones cambiantes en el mismo, de ahí la importancia de efectuar estudios como el presente que relacionen la variabilidad e interdependencia de distintos parámetros ambientales.

Se describen a continuación en detalle los resultados de cada uno de los metales evaluados en disolución, haciéndose un breve análisis de lo observado en cada caso.

Cobre

Se ha reportado que el *cobre* en un río puede encontrarse formando complejos solubles con polipéptidos, aminoácidos o con la fracción húmica. En ausencia de materia orgánica, precipita como hidróxido al pH natural del agua, también puede precipitar en forma de carbonato de cobre, o bien, dependiendo de las proporciones puede permanecer soluble en su forma compleja. Este ión sin embargo, también tiende a adsorberse con facilidad sobre las partículas sólidas en suspensión e incorporarse de esta manera a los sedimentos (Doménech, 1995).

Tabla. 3.1.10 Variación del contenido de <i>Cobre</i> en las muestras de agua superficial.								
Estación	[Cu] µg/L				Para cada estación			
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Promedio	Mediana	Desv.est.
Atacomulco (1)	4.4	1.1	6.4	32.7	1.1-32.7	11.1	5.4	14.5
Chupicuaro (2)	0.4	2.5	3.1	1.8	0.4-3.1	1.9	2.1	1.1
Pueblo Nuevo (3)	NHM	0.01	4.3	3.4	0.01-4.3	2.6	3.4	2.3
La Calle (4)	3.5	0.3	2.4	NHM	0.3-3.5	2.0	2.4	1.6
Yurecuaro (5)	11.4	3.0	4.0	4.5	3.0-11.4	5.7	4.2	3.8
Ibarra (6)	NHM	1.2	6.6	3.0	1.2-6.7	3.6	3.0	2.8
Ajjic (7)	10.7	1.5	4.3	13.0	1.5-13	7.4	7.5	5.4
Alacranes (8)	15.0	1.1	5.4	1.8	1.1-15	5.8	3.6	6.4
Intervalo	0.4-15	0.01-3.0	2.4-6.6	1.8-32.7				
Promedio	7.5	1.3	4.6	8.6				
Mediana	7.5	1.1	4.3	3.4				
Desv.est.	5.6	1.0	1.5	11.3				

NHM: No se cuenta con muestra de la estación durante este periodo.

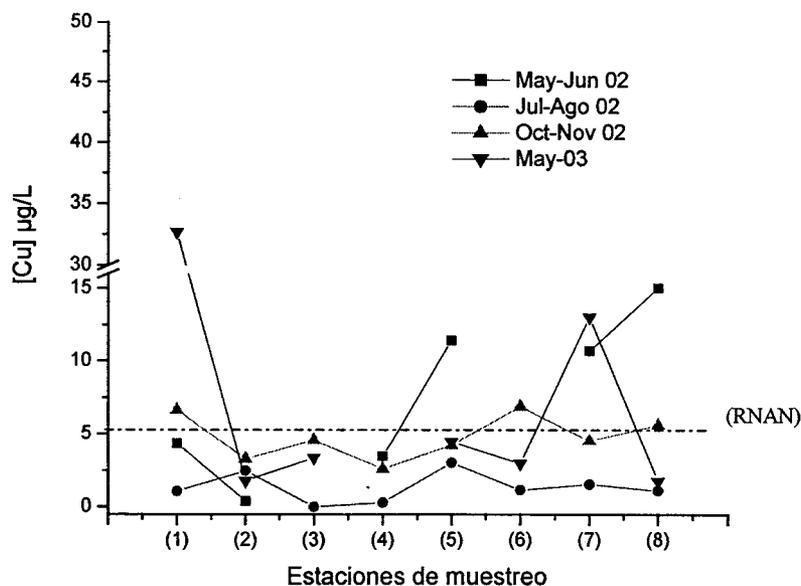


Fig. 3.1.4 . Variación espacio-temporal de la concentración de Cu disuelto.

Rango normal en aguas naturales (RNAN) : 2-5 µg/L (Merian, 1991; Fifield y Haines, 1995)
 Límite máximo recomendado : 0.05 mg/L= 50 µg/L (Merian, 1991; Tebbutt, 1990)

Discusión:

Se observan para el caso del cobre, en general variaciones de concentración dentro del rango esperado para aguas naturales, lo que manifiesta la eficiente dilución que se presenta, pese a los máximos sobresalientes en las estaciones de *Atlacomulco* (1) y *Ajijic* (7) para el segundo periodo previo a la época de lluvias (mayo 2003), y en las de *Yurécuaro* (5), *Ajijic* (7) y *Alacranes* (8) en el primer periodo previo a las lluvias (mayo-junio, 2002). Lo que sugiere que en estas estaciones existen fuentes puntuales de aporte de este metal. En el caso de la estación de Alacranes, al interior del Lago de Chapala, puede considerarse un aporte indirecto tanto por parte del río como de su ribera, presentando una depuración natural eficiente del mismo, el cual se manifiesta en la disminución inminente de su concentración en el año siguiente, en el cual se tuvo una recuperación del nivel del lago por las abundantes precipitaciones que se presentaron en ese año.

Niquel

A diferencia del cobre, el níquel, suele encontrarse principalmente en su forma soluble en las aguas naturales formando el complejo de hidratación *hexaquo*, que involucra la coordinación al metal de seis moléculas de agua, el cual al ser muy estable, algunos autores aseguran, vuelve poco accesible al metal a los organismos. También pueden presentarse una baja proporción de otros complejos menos estables, con ligantes como cloruros y carbonatos. Una cierta cantidad puede también ser adsorbida sobre partículas sólidas, pero es fácilmente desplazado de los sitios de intercambio de los minerales arcillosos. En consecuencia, este elemento es sumamente móvil en el medio acuoso, por lo que su presencia en cualquier cuerpo de agua resulta de cuidado (Doménech, 1995).

Tabla.3.1.11 Variación del contenido de Niquel en las muestras de agua								
Estación	[Ni] µg/L				Para cada estación			
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Promedio	Mediana	Desv.est.
Atacomulco (1)	3.5	3.6	4.3	63.5	3.5-63.5	18.7	3.9	29.9
Chupicuario (2)	3.3	0.4	ND	4.7	ND-4.7	2.8	3.3	2.2
Pueblo Nuevo (3)	NHM	6.6	18.1	7.8	6.6-18.1	10.8	7.8	6.3
La Calle (4)	7.0	2.6	7.4	NHM	2.6-7.4	5.6	7.0	2.7
Yurecuaro (5)	3.0	4.9	7.6	5.2	3.0-7.6	5.2	5.1	1.9
Ibarra (6)	NHM	1.7	0.6	10.9	0.6-10.9	4.4	1.7	5.7
Ajjic (7)	2.0	0.8	4.7	2.0	0.8-4.7	2.4	2.0	1.7
Alacranes (8)	2.4	1.0	3.4	1.4	1.0-3.4	2.0	1.9	1.1
Intervalo	2.0-7.0	0.4-6.6	ND-18.1	1.4-63.5				
Promedio	3.5	2.7	6.6	13.6				
Mediana	3.1	2.1	4.7	5.2				
Desv.est.	1.8	2.2	5.6	22.2				

ND- No detectado, NHM: No se cuenta con muestra de la estación durante este periodo.

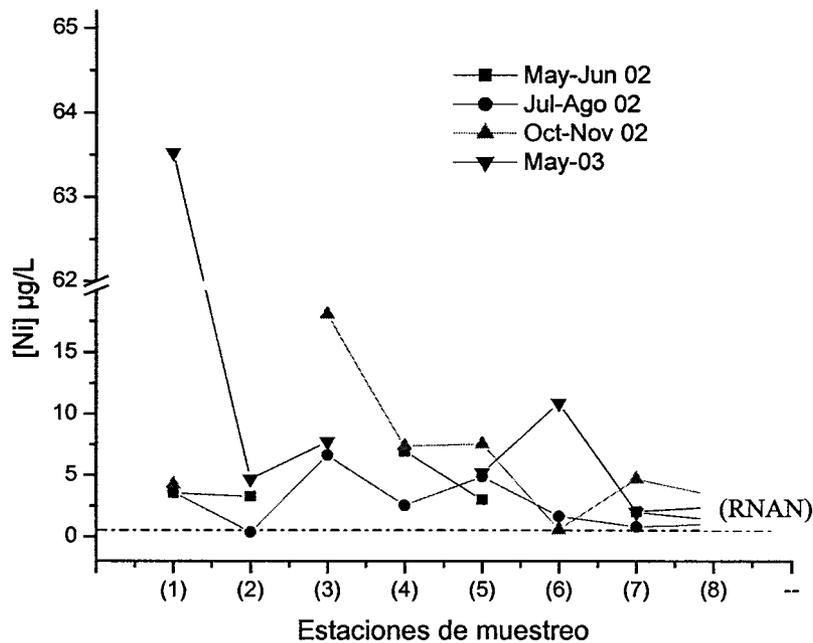


Fig. 3.1.5 Variación espacio-temporal de la concentración de Ni disuelto.

Rango normal en aguas naturales (RNAN): 0.3 µg/L (Merian, 1991; Fifield y Haines, 1995)
 Límite máximo recomendado : 0.05mg/L (Merian, 1991; Tebbutt, 1990)

Discusión:

Para el caso del níquel, prácticamente la totalidad de las concentraciones observadas para las estaciones evaluadas en los diferentes periodos de muestreo fueron muy superiores a las concentraciones naturales, no así sin embargo, al límite permisible, si bien éste considera la totalidad del contenido y no únicamente la fracción disuelta, como se explicó previamente. Una situación crítica se tiene, al igual que en el caso del cobre, en la estación de Atlacomulco (1) durante el segundo periodo previo a las lluvias (mayo 2003), con un valor de 63.5 µg/L, por encima incluso del valor máximo permisible (50 µg/L).

Dadas las diferencias tan grandes entre los valores extremos, en algunos casos los valores promedio resultaron muy diferentes a las medianas correspondientes, por ello las desviaciones resultan por encima incluso de este valor medio, poniendo de manifiesto la dinámica tan fluctuante de este metal en el sistema. Aún en los casos en los que el valor promedio prácticamente coincide con el valor de la mediana, se tienen desviaciones sumamente elevadas, ratificándose esta gran variabilidad.

Cromo

El *cromo*, se usa en la industria para la producción de diversas aleaciones con variadas propiedades, así como para la elaboración de pinturas, cerámicas, colorantes, textiles y fungicidas, además de la preparación de diferentes catalizadores y en el curtido de pieles (Merian, 1992).

Este metal dependiendo del pH y el Eh, puede presentarse en el medio hídrico ya sea en forma de anión o catión. En medios básicos este elemento se encuentra como ión dicromato, el cual es un fuerte oxidante, sin embargo, en el pH de las aguas naturales, la especie predominante es por lo general, el cromato ácido o el cromato, cuyas capacidades oxidantes son menores. Como resultado de procesos de reducción, estas especies se transforman en Cr^{3+} , el cual entonces puede formar el hidróxido y permanecer en suspensión, flocular, o bien adherirse a partículas sólidas mayores y precipitarse, incorporándose entonces a los sedimentos (Doménech, 1995)

Estación	[Cr] µg/L				Para cada estación			
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Promedio	Mediana	Desv.est.
Atacomulco (1)	1.4	1.7	2.8	2.5	1.4-2.8	2.1	2.1	0.6
Chupicuario (2)	1.0	0.9	0.9	1.3	0.9-1.3	1.0	1	0.2
Pueblo Nuevo (3)	NHM	1.6	6.4	0.7	0.7-6.4	2.9	1.6	3.1
La Calle (4)	0.7	5.8	5.6	NHM	0.7-5.8	4.0	5.6	2.9
Yurecuaro (5)	0.6	2.0	3.5	0.8	0.6-3.5	1.7	1.4	1.3
Ibarra (6)	NHM	1.0	0.8	3.4	0.8-3.4	1.7	1.0	1.4
Ajijic (7)	0.4	1.3	1.3	1	0.4-1.3	1.0	1.2	0.4
Alacranes (8)	0.6	1.3	3.2	0.3	0.3-3.2	1.3	0.9	1.3
Intervalo	0.4-1.4	0.9-5.6	0.8-6.4	0.3-2.5				
Promedio	0.8	2	3.1	1.4				
Mediana	0.7	1.5	3	1				
Desv.est.	0.4	1.6	2.1	1.1				

NHM: No se cuenta con muestra de la estación durante este periodo.

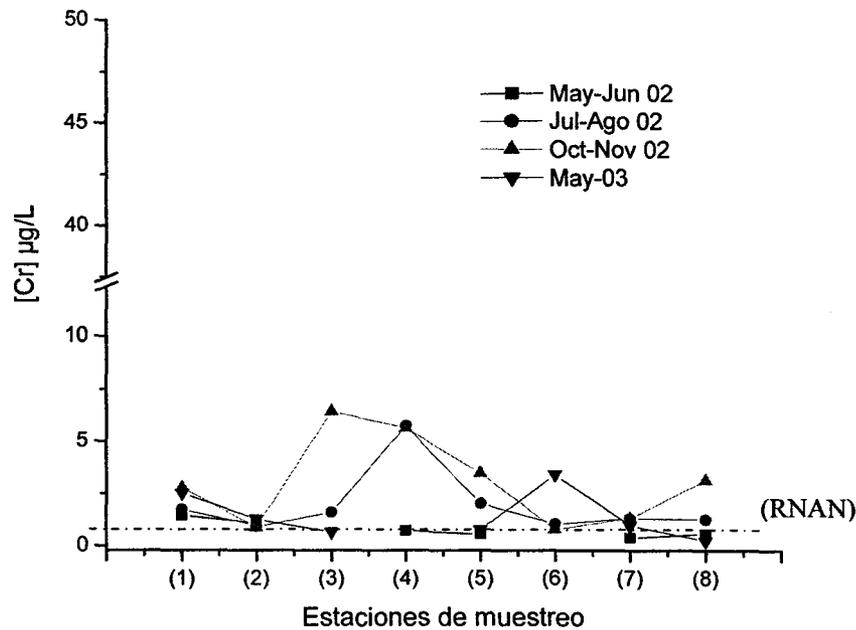


Fig. 3.1.6. Variación espacio-temporal de la concentración de Cr disuelto.

Rango normal en aguas naturales (RNAN) : 0.5-1 µg/L (Merian, 1991; Fifield y Haines, 1995)
 Límite máximo recomendado : 0.07mg/L (Merian, 1991; Tebbutt, 1990)

Discusión:

Nuevamente se observan concentraciones mayores a las naturales para este metal en varias de las estaciones, si bien algunas presentaron valores dentro de lo esperado, no obstante, cercanas al límite superior, salvo en unas pocas ocasiones.

Los valores más elevados se tuvieron para la época posterior a las lluvias (Oct.-Nov. 2002), salvo nuevamente en la estación de Ibarra (6), que presenta un comportamiento diferente al resto de las estaciones, en la mayoría de los periodos evaluados. Durante este periodo, las mayores concentraciones se observaron en la región central de la Cuenca, en contraste, se presentaron consistentemente los menores valores en la estación de Chupicuaro durante la época de lluvias, y la posterior a ésta, cuando tanto la estación previa de Atlacomulco como las posteriores, presentaron mayores valores, lo que pone de manifiesto un efecto amortiguador en esta estación, ya que a pesar de haber presentado una velocidad de corriente muy similar a la estación de *La Calle* (4) durante el periodo de lluvias (tabla 1.4.4.), ésta última presentó una de las mayores concentraciones registradas, superada sólo por la de Pueblo Nuevo (3) en el periodo posterior a las lluvias (Oct-Nov.2002).

Desafortunadamente, durante el desarrollo de la última salida, esta estación que mostró repetidamente concentraciones elevadas en las salidas anteriores, carecía completamente de agua, haciéndose por tanto imposible su colecta y análisis, lo que impidió su comparación con la estación previa de Pueblo Nuevo, la cual mostró una reducción importante en su concentración en este último periodo, si bien pudiera ser nuevamente un efecto de la eliminación de la materia suspendida.

Destaca también la relativamente elevada concentración para la estación de Ibarra (6) durante el periodo posterior a las lluvias de 2003, lo que pudiera ser el efecto de una descarga puntual relativamente cercana al sitio de muestreo.

Cadmio

El *cadmio* se utiliza industrialmente en la protección de metales contra la corrosión, como aditivo en plásticos y pigmentos, así como en la elaboración de baterías y equipos electrónicos.

Este elemento existe como ión en disolución, sobre todo en su forma libre, pero puede también asociarse con carbonatos, cloruros, sulfatos e hidróxidos, con la materia húmica y ligandos sintéticos, pudiendo adsorberse también sobre partículas sólidas por interacciones electrostáticas. Sin embargo, la mayor parte se encuentra preferentemente en su forma libre, lo que lo hace altamente peligroso para el ambiente y los organismos acuáticos. (Doménech, 1995). Se considera que una concentración por arriba de los 0.4µg/L puede dar lugar a efectos tóxicos crónicos en algunos peces. (Merian, 1991).

Tabla. 3.1.13 Variación del contenido de <i>Cadmio</i> en las muestras de agua								
Estación	[Cd] µg/L				Para cada estación			
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Promedio	Mediana	Desv.est.
Atlacmulco (1)	0.7	0.7	1.5	2.5	0.7-2.5	1.4	1.1	0.8
Chupicuaro (2)	0.2	0.9	0.6	0.04	0.04-0.9	0.4	0.4	0.4
Pueblo Nuevo (3)	NHM	0.2	2.7	0.3	0.2-2.7	1.0	0.3	1.4
La Calle (4)	0.6	0.4	2.2	NHM	0.4-2.2	1.1	0.6	1.0
Yurecuaro (5)	0.2	0.3	0.6	0.2	0.2-0.6	0.4	0.3	0.2
Ibarra (6)	NHM	0.1	2.2	0.3	0.1-2.2	0.9	0.3	1.1
Ajjic (7)	0.4	0.3	0.8	1.3	0.3-1.3	0.7	0.6	0.5
Alacranes (8)	0.4	0.2	0.6	0.3	0.2-0.6	0.4	0.4	0.15
Intervalo	0.2-0.7	0.2-0.9	0.6-2.7	0.04-2.5				
Promedio	0.4	0.4	1.4	0.7				
Mediana	0.4	0.3	1.2	0.3				
Desv.est.	0.2	0.3	0.9	0.95				

NHM: No se cuenta con muestra de la estación durante este periodo.

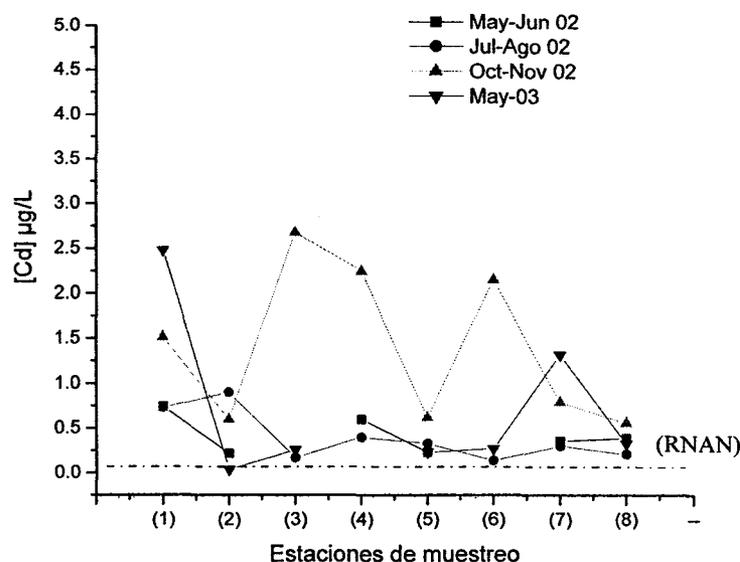


Fig. 3.1.7 Variación espacio-temporal de la concentración de Cd disuelto

Rango normal en aguas naturales (RNAN) : 0.02-0.1 µg/L (Merian, 1991; Fifield y Haines, 1995)

Límite máximo recomendado : 0.05mg/L= 50 µg/L (Merian, 1991; Tebbutt, 1990)

Discusión:

Este metal se encontró igualmente a los anteriores, en niveles superiores al promedio esperado para aguas naturales libres de contaminación, encontrándose algunas estaciones por arriba incluso de la concentración límite tóxica para ciertos peces (0.4 µg/L), si bien esta concentración límite puede variar según la especie, pudiendo ser de hasta 12µg/L, por lo que sería necesario un estudio del impacto real en las poblaciones nativas. Las mayores concentraciones del metal en disolución se tuvieron durante la época posterior a las lluvias (Oct-Nov 2002) en las estaciones (3), (4) y (6), y en el segundo periodo previo a las lluvias (Mayo 2003) en la estación de Atlacomulco (1) y en menor proporción en la estación de Ajijic (7). Especialmente, fue en la estación de Atlacomulco (1) donde se observaron reiteradamente valores elevados, lo que es un reflejo nuevamente del impacto antrópico de esta región, según se indicó previamente (Figura 1.4.6.), en tanto que el incremento de las concentraciones en las estaciones 3, 4, 6 durante la época posterior a las lluvias (Oct-Nov 2002), podría ser debida a la disminución del aporte pluvial durante este periodo. Por otro lado, tanto los menores niveles como la menor variabilidad se observaron para las estaciones de Yurécuaro (5) y Alacranes (8), la primera correspondiente al Río Lerma y la segunda al interior del Lago de Chapala, cerca de la isla de Alacranes, contrastando con su dinámica hidrológica que se esperaría naturalmente diferente, sugiriendo así una dinámica “artificial” similar.

Cobalto

El *cobalto* ocupa el lugar 30 en abundancia entre los elementos de la corteza terrestre, ha sido tradicionalmente empleado en la fabricación de vidrios de color. Las aleaciones resistentes a la temperatura, llamadas superaleaciones, contienen cobalto y se emplean en la industria y en las turbinas de los aviones. Una aleación con acero llamada acero de cobalto se utiliza para fabricar imanes permanentes. Con el carburo de wolframio el cobalto forma el *carboly*, un material resistente usado para cortar y trabajar el acero. En aleación con el cromo, el cobalto produce la *estelitita* para usos similares. También es empleado ampliamente en la industria de la cerámica y en el secado de pinturas, así como de catalizador en diversos procesos industriales (Merian, 1991). El Co en agua dulce no contaminada se presenta en niveles bajos, en concentraciones de 0.1 o 0.2 µg/L, pero puede llegar a ser hasta de unos 10 µg/L en ciertas regiones (Merian, 1991).

Tabla. 3.1.14 Variación del contenido de <i>Cobalto</i> en las muestras de agua								
Estación	[Co] ug/L				Para cada estación			
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Promedio	Mediana	Desv.est.
Atacomulco (1)	2.4	3.2	6.7	11.0	2.4-11.0	5.8	4.9	3.9
Chupicuaro (2)	0.6	2.2	2.9	1.5	0.6-2.9	1.8	1.9	1
Pueblo Nuevo (3)	NHM	3.7	7.0	2.8	2.8-7.0	4.5	3.7	2.2
La Calle (4)	1.7	3.6	5.0	NHM	1.7-5.0	3.4	3.6	1.7
Yurecuaro (5)	0.6	14.7	3.3	2.5	0.6-14.7	5.3	2.9	6.4
Ibarra (6)	NHM	2.8	4.8	2.9	2.8-4.8	3.5	2.9	1.1
Ajjic (7)	3	5.3	3.5	2.7	3-5.3	3.6	3.2	1.2
Alacranes (8)	3.3	4.3	3.4	3.8	3.3-4.3	3.7	3.6	0.5
Intervalo	0.6-3	2.2-14.7	2.9-7.0	1.5-11.0				
Promedio	1.9	5	4.6	3.9				
Mediana	2.1	3.6	4.2	2.8				
Desv.est.	1.2	4.03	1.6	3.2				

NHM: No se cuenta con muestra de la estación durante este periodo.

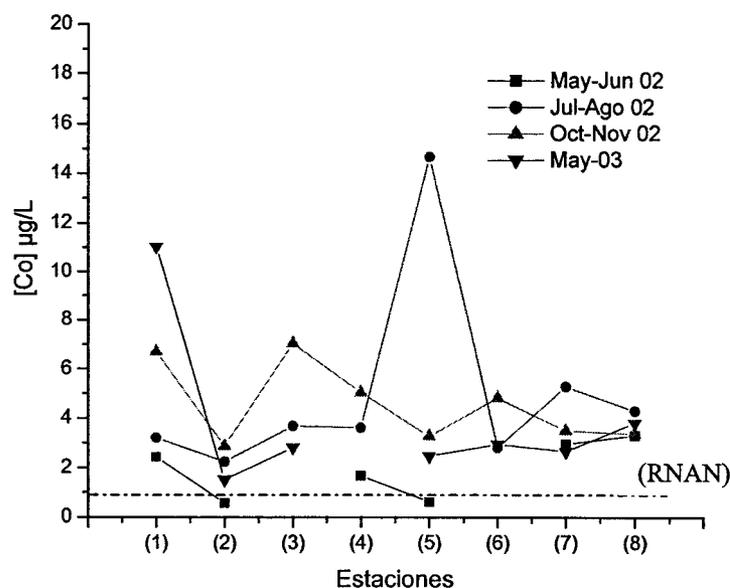


Fig. 3.1.8 Variación espacio-temporal de la concentración de Cd disuelto

Rango normal en aguas naturales (RNAN) : 0.2µg/L (Merian, 1991; Fifield y Haines, 1995)

Límite máximo recomendado : 1 mg/L = 1000 µg/L (Merian, 1991; Tebbutt, 1990)

Discusión:

El cobalto también se encontró en niveles por encima del promedio habitual en ríos, habiéndose encontrado concentraciones que van de 0.57 a 14.67 µg/L, con importantes variaciones espacio-temporales, siendo mayores de nuevo en la estación de Atlacomulco en casi todos los periodos de muestreo. También se encontraron concentraciones elevadas en las estaciones de la región media, sobresaliendo la estación 5 durante el periodo de lluvias (Jul-Ago 2002), y la estación 3 durante el periodo posterior a las lluvias (Oct-Nov 2002), disminuyendo visiblemente hacia la región del lago, habiéndose obtenido el menor promedio para la estación de Chupicuaro (2) y la menor variación para la estación de Alacranes (8), dentro del lago de Chapala, pese a que los valores de ésta última si bien fueron relativamente constantes, fueron también elevados respecto del valor de referencia, lo que pudiera indicar niveles naturalmente elevados en la Cuenca, dado que se ha reportado que pueden haber concentraciones de hasta 12 µg/L de este metal en un medio acuático no impactado. Sin embargo, por las amplias variaciones que se observaron en las estaciones 1, 3, 5, se presume que las aguas del río en estas estaciones están siendo enriquecidas con aportes puntuales de este metal.

Vanadio

El vanadio puede existir al igual que el manganeso, en varios estados de oxidación (II; III, IV y V) en un medio acuoso, de ahí que su química se complique. Este elemento en la naturaleza no se encuentra libre, sino en forma de sulfuro y de óxidos principalmente (Doménech, 1995).

Debido a su dureza y gran resistencia a la tracción, este metal se utiliza en la elaboración de diversas aleaciones, como el ferro-vanadio, el níquel-vanadio y el cromo-vanadio. Los aceros de cromo-vanadio se utilizan para fabricar muelles y en los mecanismos de transmisión y otras piezas de los motores. Las aleaciones de titanio-vanadio se usan en las vainas de proyectiles, bastidores de motores a reacción y componentes de reactores nucleares. Como catalizador, el vanadio ha sustituido en gran medida al platino en la fabricación de ácido sulfúrico y se utiliza a menudo como revelador fotográfico, como agente reductor y como agente desecante en varias pinturas, pero su principal vía de acceso hacia medios naturales es por medio de las cenizas formadas durante la ignición de combustibles fósiles, los cuales tienen un importante contenido de este metal (Merian, 1991).

Tabla. 3.1.15 Variación del contenido de Vanadio en las muestras de agua

Estación	[V] ug/L				Para cada estación			
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Promedio	Mediana	Desv.est.
Atacomulco (1)	7.1	11.2	9.7	10.1	7.1-11.2	9.5	9.9	1.7
Chupicuaro (2)	12.9	9.2	6.9	10.3	6.9-12.9	9.8	9.7	2.5
Pueblo Nuevo (3)	NHM	37.5	70.0	20.1	20.1-70.0	42.5	37.5	25.4
La Calle (4)	18.9	11.5	12.5	NHM	11.5-18.9	14.3	12.5	4
Yurecuaro (5)	23.2	24.1	14.0	21.0	14.0-24.1	20.6	22.1	4.5
Ibarra (6)	NHM	15	16.0	14.9	14.9-16.0	15.3	15	0.7
Ajjic (7)	57.1	40.9	48.1	35.3	35.3-57.1	45.3	44.5	9.5
Alacranes (8)	74.3	46.2	52.4	54.2	46.2-74.3	56.8	53.3	12.2
Intervalo	7.1-74.3	9.2-46.2	6.9-70.0	10.1-54.2				
Promedio	32.3	24.4	28.7	23.7				
Mediana	21.0	19.5	15.0	20.1				
Desv. Est.	27.0	15.0	24.3	16				

NHM: No se cuenta con muestra de la estación durante este periodo.

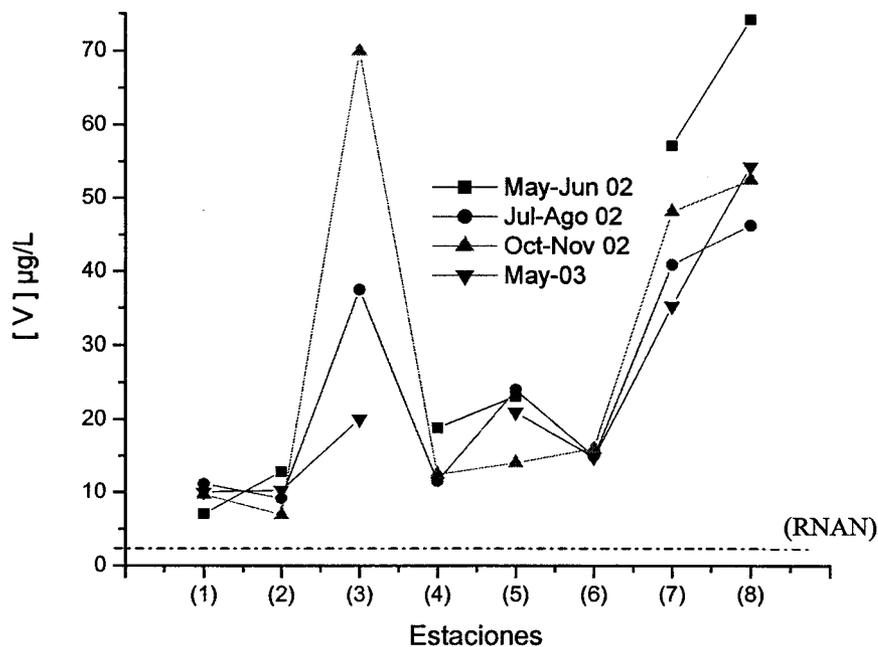


Fig. 3.1.9 Variación espacio-temporal de la concentración de V disuelto

Rango normal en aguas naturales (RNAN) : 0.9-1 µg/L (Merian, 1991; Fifield y Haines, 1995)

Límite máximo recomendado : 10 mg/L = 10,000 µg/L (Merian, 1991; Tebbutt, 1990)

Discusión:

En el presente trabajo se obtuvieron valores de V disuelto en un intervalo de 7 a 74.3 µg/L. Los valores más altos observados se presentaron en las estaciones del Lago de Chapala (7 y 8), donde siempre se obtuvieron valores por encima del promedio, lo que pudiera ser un reflejo del hecho de que presumiblemente su aporte es principalmente de origen atmosférico, relacionado como se mencionó, con la quema de combustibles fósiles, de donde dada la mayor superficie de intercambio con la atmósfera que tendría este cuerpo de agua, así como una movilidad menor de sus aguas daría lugar a una mayor acumulación. No se debe olvidar sin embargo que el lago sigue presentando zonas con actividad hidrotermal (Figura 1.4.3.), lo que pudiera constituir un aporte adicional del metal en cuestión; hipótesis que se ve apoyada por el hecho de que a pesar de ser Ajijic una estación ubicada a las orillas del Lago con una población asociada importante y por tanto, presumiblemente más impactada, ésta muestra en general, valores menores que los observados para la estación de Alacranes, efecto que también podría derivarse de una dinámica a las orillas que favoreciera la eliminación del metal en disolución, o bien de una centralización por efectos de corrientes internas que transportarían al metal hacia el interior.

Se observan también valores destacadamente elevados en la estación de Pueblo Nuevo durante la época de lluvias y mayormente en la posterior a ésta, sin embargo, su valor desciende hacia el último periodo, hechos que pudieran explicarse si se piensa en que esta estación se ubica cerca de ciudades importantes del estado de Guanajuato: Salamanca, Irapuato y Celaya (Figuras 1.4.6. y 1.4.7.), lo que traería como consecuencia, según la hipótesis planteada, un mayor aporte atmosférico durante la época de lluvias, que aunado a una disminución posterior en el aporte pluvial, traería como consecuencia una elevación en las concentraciones por efectos de evaporación durante la época posterior a ésta.

Manganeso

El manganeso, al igual que el hierro, pueden estar presentes en el agua en varios estados de oxidación, siendo el II y el IV los más comunes. La forma II se encuentra en medios reductores, estando su concentración regulada por la formación del hidróxido, sulfuro y carbonato de Mn(II), cuyas respectivas solubilidades suelen ser muy bajas en las condiciones naturales. El Mn(II) también puede formar, al igual que el hierro, complejos con el material húmico en disolución. En contacto con el oxígeno disuelto, este ión se oxida a Mn(IV), proceso que se efectúa ligeramente en medios cercanos a la neutralidad, si bien, en presencia de partículas sólidas, principalmente óxidos de metales de transición, la oxidación puede ocurrir con facilidad aún en medios neutros. Una vez oxidado, el Mn(IV) precipita como MnO₂, con deterioro importante de las propiedades naturales del agua. A concentraciones superiores a 0.1 ppm, por ejemplo, son afectados tanto el sabor como el color del agua. Adicionalmente, concentraciones elevadas de este metal, pueden dar origen a un crecimiento excesivo en las poblaciones de microorganismos con el subsecuente incremento en la biomasa disponible y el consecuente riesgo de eutroficación (Doménech, 1995).

El uso principal de este metal es en la formación de aleaciones de hierro, obtenidas mediante el tratamiento de pirolusita en altos hornos con hierro y carbono. Las aleaciones ferromanganosas (hasta un 78% de manganeso), utilizadas para fabricar aceros, y las aleaciones spiegeleisen (de un 12 a un 33% de manganeso), son las más importantes. En pequeñas cantidades, el manganeso se añade al acero como desoxidante, y en grandes cantidades se emplea para formar una aleación muy resistente al desgaste. Las cajas fuertes están hechas de acero de manganeso, con un 12% de manganeso. Entre las aleaciones no ferrosas de manganeso se encuentran el bronce de manganeso (compuesto de manganeso, cobre, estaño y cinc), resistente a la corrosión del agua de mar y que se utiliza en la fabricación de hélices de barcos y torpedos, y la manganina (compuesta de manganeso, cobre y níquel), usada en forma de cables para mediciones eléctricas de alta precisión, dado que su conductividad eléctrica apenas varía con la temperatura (Merian, 1991).

Tabla.3.1.16 Variación del contenido de <i>Manganeso</i> en las muestras de agua superficial.								
Estación	[Mn] $\mu\text{g/L}$				Intervalo	Para cada estación		
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03		Promedio	Mediana	Desv.est.
Atlacomulco (1)	264	232	61.9	54.7	54.7-264	153	147	110
Chupicuaro (2)	4.0	217	89.7	20.4	4.0-217	82.8	55.1	96.9
Pueblo Nuevo (3)	NHM	216	96.8	12.4	12.4-216	108	96.8	102
La Calle (4)	9.7	236	102	NHM	9.7-236	116	102.2	114
Yurecuaro (5)	10.9	28.9	28.6	3.7	3.7-28.9	18.0	19.8	12.7
Ibarra (6)	NHM	437	62.4	58	58 -436	185	62.4	217
Ajjic (7)	1.71	9.5	10.8	ND	ND-10.8	7.4	9.5	4.9
Alacranes (8)	10.9	2.7	9.6	11.1	2.7-11.1	8.6	10.2	3.9
Intervalo	1.7-264	2.7-436	9.6-102.2	ND-58				
Prom.	50.2	172.4	57.8	26.7				
Mediana	10.3	216.4	62.2	16.4				
Desv.est.	104.9	149.8	37.7	23.6				

NHM: No se cuenta con muestra de la estación durante este periodo.

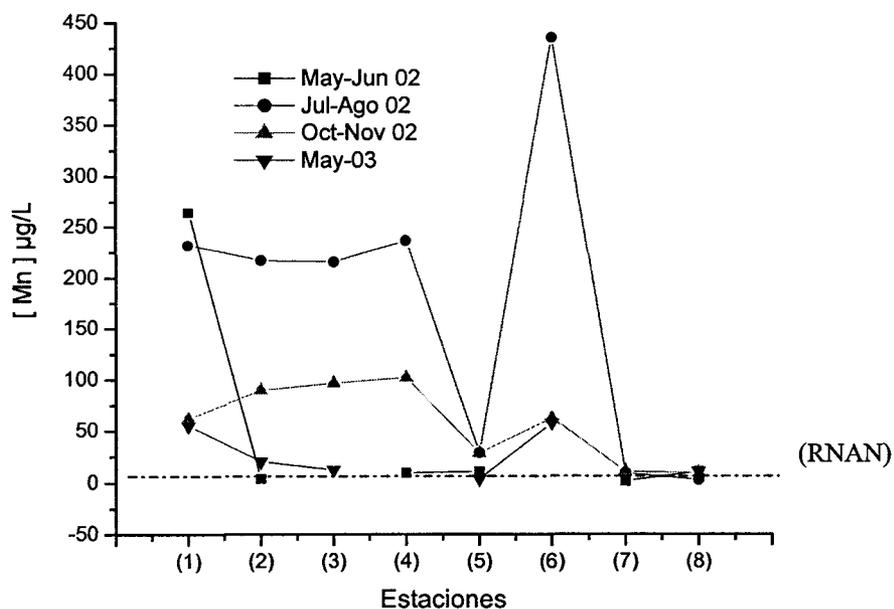


Figura 3.1.10 . Variación espacio-temporal de la concentración de Mn disuelto

Rango normal en aguas naturales (RNAN) : 5-7 $\mu\text{g/L}$ (Merian, 1991; Fifield y Haines, 1995)

Límite máximo recomendado : 0.05mg/L = 50 $\mu\text{g/L}$ (Merian, 1991; Tebbutt, 1990)

Discusión:

El magnesio presentó las mayores concentraciones durante la época de lluvias, disminuyendo considerablemente en el periodo posterior a este, lo que nos habla de una diferencia absoluta en su dinámica fisicoquímica., lo cual se manifiesta también en los menores valores obtenidos reiteradamente en las estaciones 7 y 8, correspondientes al Lago de Chapala, así como en la estación 5, donde también se observaron valores elevados para el caso del vanadio. Los efectos observados pueden explicarse si se piensa en un aporte directo importante del metal disuelto durante la época de lluvias, y una posterior floculación coloidal y/o precipitación durante la época posterior a ésta, efectos ambos que eliminarían al metal de la disolución. Lo anterior se ratifica si se analiza con más detalle el comportamiento correspondiente al periodo de lluvias. Por una parte, las estaciones con mayores concentraciones del metal coinciden con las de mayor velocidad (tabla 1.4.4.), menos en el caso de la estación 5 la cual presentó una velocidad mínima y una concentración elevada del metal, durante este periodo, sin embargo, ésta última pudiera atribuirse a un arrastre desde de la estación anterior dada la diferencia en la altitud entre ambas (Tabla 1.4.5.). La estación de Yurécuaro por su parte, presentó durante este periodo tanto la menor concentración del metal en disolución como velocidad de corriente, lo cual puede atribuirse tanto a una menor erosión física, como a una mayor eliminación del mismo por la formación y precipitación de complejos ya sea orgánicos o inorgánicos, los cuales habrían sido así retenidos por el filtro como parte del material en suspensión.

Plomo

Otro de los elementos metálicos de origen principalmente antropogénico en los cuerpos de agua y que al igual que el mercurio y el cadmio tiene una toxicidad elevada, es el plomo. Este metal es utilizado como elemento activo en baterías, como componente de materiales de construcción, en la elaboración de materiales protectores contra la radiación, en diversos procesos industriales como catalizador y como aditivo de pinturas y cerámicas, entre otras múltiples aplicaciones.

Una vía importante de entrada del plomo al medio hídrico continúa siendo la precipitación desde la atmósfera, en cuyo caso, la fuente principal es la derivada de la combustión de carburantes fósiles que hasta hace poco incorporaban al tetraetilplomo $Pb(C_2H_5)_4$, como aditivo antidetonante.

En el medio acuático a un pH comprendido entre 7 y 9, el plomo se encuentra principalmente como ión libre, así como asociado a carbonatos en su forma disuelta. En presencia de sulfatos, también se puede formar la sal soluble correspondiente. Con el ión OH^- forma complejos estables, principalmente el $PbOH^+$. El factor mayormente limitante de la presencia de plomo en el agua, es sin embargo, la formación de hidróxidos y carbonatos insolubles, los cuales al flocularse precipitan.

En el intervalo de pH entre 5 y 7, la mayor vía de eliminación del Pb^{2+} es por la adsorción fisicoquímica sobre las partículas arcillosas (Doménech. 1995)

Discusión:

Para el caso del plomo disuelto, se obtuvieron en general valores de concentración cercanos al límite de detección (1.45 µg/L) , y en los casos en los que fue detectado, se encontraron los valores dentro del rango esperado para aguas naturales (0.2-3 µg/L), lo que pudiera deberse por un lado, a la baja solubilidad que tienden a presentar la mayoría de los compuestos de este metal, y por el otro a la sustracción eficiente del mismo en las plantas de tratamiento.

A continuación se hace un análisis comparativo de los valores de concentración esperados de los metales evaluados para aguas de río sin problemas de contaminación según diferentes autores, con los correspondientes obtenidos en la presente investigación.

Tabla 3.1.9 Concentraciones promedio en µg/L de los metales pesados estudiados en su fase disuelta, para ríos sin problemas de contaminación y las obtenidas en este trabajo.

Metal	RA	RB	RC	RD	RE	USEPA	RLy S ^{AF}	LCh ^{AF}	RL	LCh
Cu	2	5	1	5	1-5	16	0.7-4.4	0.6-3.2	1.9-11.1*	5.8-7.4
Ni	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	220	0.3-20	4.4-12	2.8-18.7	2.1-2.4
Cr	1	1	0.5	1	0.5-1	250	1.3-4.7	2.1-6.0	1.0-4.0	1.0-1.3
Cd	0.02-0.1	0.02	0.02	-	0.02-0.1	1.4	0.4-4.3	0.8-5.7	0.4-1.4	0.4-0.7
Co	0.2	0.2	-	0.2	0.2	-	-	-	1.8-5.8	3.6-3.7
V	0.9	1	-	1	0.9-1	-	-	-	9.5-42.5	45.3-56.8
Mn	4	7	6	5	4-7	-	-	-	18.0-185	7.4-8.6
Pb	0.3	3	0.2	3	0.2-3	3.8	3.1-17	6.8-28	ND	ND

*Promedio para la estación de Atlacomulco, el resto son menores a las observadas en el Lago de Chapala.

RA : (Merian, 1991); RB: (Fifield F.W. & Haines P. J., 1995);

RC: (Salomons & Föstner , 1984); RD: (Riley & Chester, 1989).

- Los valores faltantes no son reportados por estos autores.

RE: Rango esperado de acuerdo a los valores reportados en las diferentes fuentes consultadas.

USEPA: Criterio de daño crónico al ambiente.

AF: Rango referido por Jay y Ford en Hansen y Van Afferden (2001) para los ríos Lerma y Santiago así como para el Lago de Chapala (Nov. 1990-Dic.1991)

RL: Intervalo de concentraciones promedio obtenidas para las estaciones evaluadas en el río Lerma

LCh: Intervalo de concentraciones promedio obtenidas para las estaciones evaluadas en el Lago de Chapala.

ND: No fue detectado el metal en disolución.

Discusión:

Pese a que dada la variación en la litología y las fluctuaciones en las precipitaciones, es difícil establecer con precisión valores de fondo generales para las aguas interiores, se observa que el promedio de los valores presentados por estos autores es muy similar, pudiéndose tener una idea clara de los valores de fondo o naturales, esperados.

Los intervalos experimentales incluidos en la Tabla 3.1.9. corresponden al intervalo de valores promedio obtenido para las distintas estaciones a lo largo del estudio, los cuales en general son representativos de los valores observados, aún cuando se obtuvieron en algunos casos, valores puntuales tanto mayores como menores a los indicados.

En la Tabla 3.1.9 se puede observar que la mayoría de los metales evaluados presentan valores muy por encima de los esperados, siendo en general mayores los valores para el Río Lerma, que los correspondientes al Lago de Chapala, con excepción del Cu, el Co y el V.

Al compararse los valores obtenidos en el presente estudio con los anteriormente reportados, se aprecia una disminución sustancial en los valores de Pb y Cd, tanto para el río como para el lago.

Las concentraciones de Cr y Ni fueron similares para el caso del río, mientras que disminuyeron levemente en el Lago de Chapala. En contraste, el Cu aumentó ligeramente en ambas entidades, respecto a los valores previamente reportados.

Es posible que las disminuciones de concentración observadas, sean un reflejo de las medidas de saneamiento tomadas más recientemente en la Cuenca, dado que como se puede apreciar, los metales que disminuyeron su concentración (Cd y Pb) coinciden con los que se encontraban por encima de los criterios USEPA de daño crónico al ambiente. El Cr y el Ni por su parte, estarían siendo ineficientemente tratados a lo largo del río y más eficientemente en las cercanías del Lago. Por último, el Cu probablemente no haya sido considerado como prioridad por su aparentemente alejado valor crítico, por lo que continuarían incrementándose sus concentraciones.

3.2. MATERIA SUSPENDIDA

A continuación se muestran los valores de concentración de materia suspendida obtenidos para las diferentes estaciones de muestreo durante el periodo de estudio.

Tabla.3.2.1 Variación del contenido de materia suspendida en las muestras de agua superficial									
Estación	MS (mg/L)				Para cada estación				
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Rango	Promedio	Mediana	VR
Atlacomulco (1)	82	27*	305	36	27-305	278	113	59	4.7
Chupicuaro (2)	92	5*	20	24	5.0-92	87	35	22	4.0
Pueblo Nvo. (3)	NHM	260*	312	22	22-312	290	198	260	1.1
La Calle (4)	32	69	185	NHM	32-185	153	95	69	2.2
Yurécuaro (5)	20	132*	179	14	14-179	169	86	76	2.2
Ibarra (6)	NHM	628*	1192	7	7-1193	1186	609	628	1.9
Ajijic (7)	112	95	281	17	17-281	264	126	104	2.6
Alacranes (8)	102	86	266	41	41-266	225	124	94	2.4
Intervalo	20-112	5-628	20-1193	7-41					
Rango	92	623	1173	34					
Promedio	73	163	343	23					
Mediana	87	91	274	22					
VR	1.1	6.9	4.3	1.5					

* Se emplearon membranas de policarbonato.
 NHM = No se cuenta con muestra de esta localidad
 Variación Relativa (VR) = rango/mediana

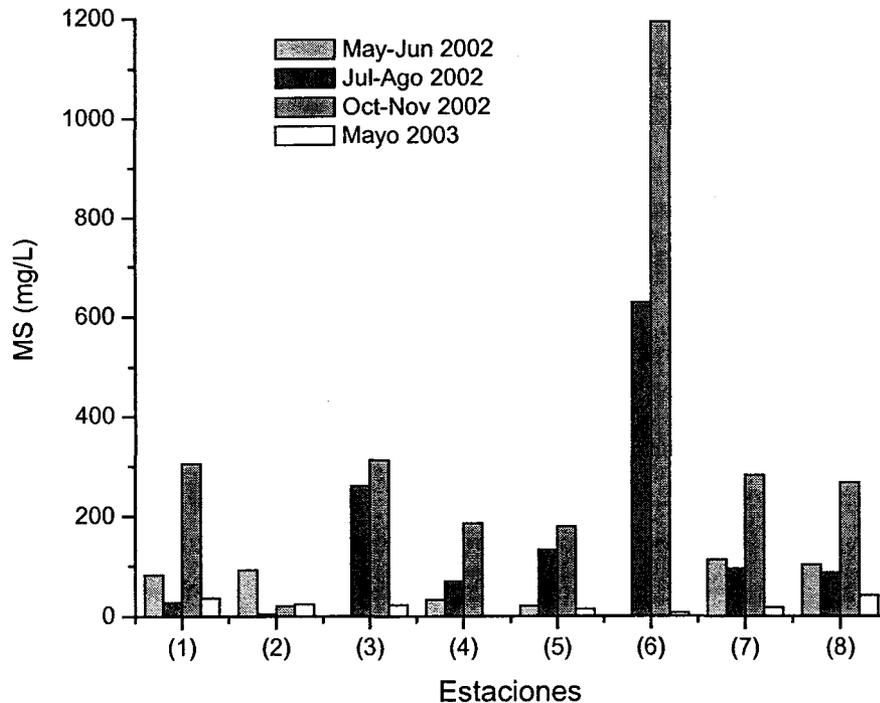


Fig. 3.2.1. Variación espacio-temporal de la concentración de materia suspendida.

Discusión:

En general, se obtuvieron valores sumamente elevados para este parámetro, si se tiene en cuenta que el agua se recolectó únicamente de la porción más superficial, esto es, desde la superficie a no más de 50cm de profundidad, por lo que se presume el material se encontraría aún más concentrado en niveles inferiores, como se ha reportado sucede comúnmente en las aguas naturales (Horowitz., 1991), presentándose variaciones destacadas en su contenido, tanto espaciales como temporales, por lo que se prefirió emplear el rango, la mediana y su *variación relativa* (la relación entre el rango y el valor de la mediana), para su comparación y análisis. De este modo, las mayores variaciones temporales se observaron durante la época de lluvias (Jul-Ago 2002) y la posterior a ésta, y especialmente en las estaciones (1) y (2) correspondientes a la parte alta de la Cuenca.

Las mayores concentraciones se presentaron durante el periodo posterior a las lluvias, lo que nuevamente podría explicarse por el efecto combinado de un mayor aporte durante la época de lluvias y una posterior disminución del efecto de dilución debido al incremento en la evaporación.

Durante este periodo se presentó un valor destacado para la estación de Ibarra (6), la cual a pesar de haber presentado un valor de la corriente similar a la de Chupicuaro (2) durante este periodo, tuvo una concentración bastante más elevada, siendo la estación con mayor concentración durante este periodo, lo mismo que para el periodo de lluvias.

Destaca de modo importante, la diferencia sustancial entre el valor sumamente elevado de la estación (6) durante el periodo posterior a las lluvias (Oct-Nov. 2002), con respecto al valor presentado por esta misma estación para el periodo siguiente (Mayo 2003), pues si bien se tiene un efecto de dilución general, es en esta estación donde la diferencia es extrema.

En este sentido, sorprende la gran diferencia de valores encontrados para la mayoría de las estaciones en los dos periodos correspondientes a la misma época, previa a las lluvias (mayo 2002 y mayo 2003), lo que pone de manifiesto la precipitación anómalamente elevada que se presentó en éste último, la cual por cierto, ayudó a que se recuperara el nivel del Lago, mostrando una importante disminución en el contenido de materia suspendida debido al efecto de dilución.

La estación de Chupicuaro (2) fue la que mostró el menor valor medio de concentración pero con una variación importante. En contraste, la estación (3) presentó la menor variación, sin embargo, se considera una tendencias poco confiable dado que carece de uno de los valores y debido a que se cuenta en general con pocas mediciones, esta carencia provoca una tendencia algo engañosa.

Las estaciones correspondientes al lago por su parte, mostraron un comportamiento muy similar entre sí, tanto en sus niveles como en sus variaciones.

Por último, parece no haber habido un efecto destacado en el empleo de distintos tipos de membranas de filtración para la colecta del material, a pesar de que se ha reportado lo contrario, sin embargo, sería recomendable un análisis ex profeso para una mejor valuación de esta influencia.

Asociación de Cu, Ni y Cr con la materia suspendida

Con base en lo mencionado en el capítulo 1.2 , en lo encontrado en disolución, y por su importancia ecotoxicológica, se seleccionaron al Cu, Ni, y Cr como modelos para el estudio de la dinámica de distribución o de reparto entre la fracción disuelta y la particulada.

Cobre

Este ión como ya se mencionó anteriormente, tiende a adsorberse con facilidad sobre las partículas sólidas en suspensión, ya sea en su forma libre o bien como hidróxido, pudiendo incorporarse de esta manera rápidamente a los sedimentos al disminuir la energía (Doménech, 1995).

Tabla. 3.2.3 Variación del contenido de Cobre en las muestras de MS

Estación	[Cu] µg/g				Para cada estación				
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Rango	Promedio	Mediana	VR
Atlacomulco (1)	228	32.3*	25	93.6	25 - 227	202	94.6	63	3.2
Chupicuaro (2)	24.2	115*	98.4	27.1	24.2-115	91	66.3	62.7	1.5
Pueblo Nuevo (3)	NHM	28.7*	24.6	34.7	24.6 - 34.7	10	29.3	28.7	0.4
La Calle (4)	30.7	18.1	44.6	NHM	18.1 -44.6	26.5	31.1	30.7	0.9
Yurecuaro (5)	38.4	58.9*	13.8	43.9	13.8-58.9	45.1	38.8	41.1	1.1
Ibarra (6)	NHM	156*	7	82.6	6.9-156	149	81.9	82.6	1.8
Ajijic (7)	16.2	13.4	15.4	40.0	13.4-40.0	26.7	21.3	15.8	1.7
Alacranes (8)	31.05	14.3	10.6	27.4	10.6-31.0	20.4	20.8	20.8	1
Intervalo	16.2-227	13.4-156.	7-98.4	27.1-93.6					
Rango *	211	143	91.4	66.7					
Promedio	61.4	54.6	30	49.9					
Mediana	30.9	30.5	20	40.0					
VR	6.8	4.7	4.6	1.7					

* Se emplearon membranas de policarbonato.

NHM: No se cuenta con muestra de la estación durante este periodo.

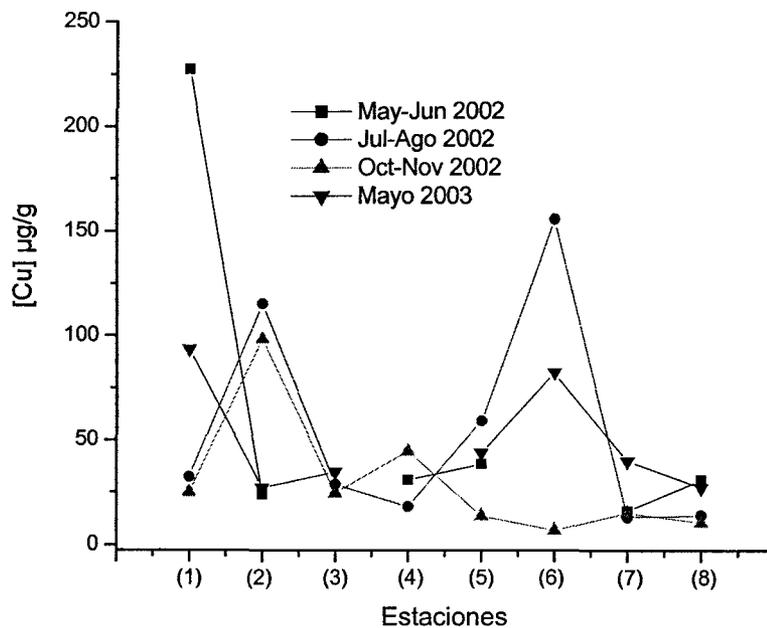


Figura 3.2.2 Variación observada en el contenido de Cu en la materia suspendida.

Discusión:

Para el caso del cobre asociado a la materia suspendida, se obtuvieron los valores medios más elevados para las estaciones en la parte alta, Atlacomulto (1) y Chupicuario (2), a pesar de que la cantidad recuperada de materia suspendida en la estación de *Chupicuario* (2) durante la época de lluvias (Oct-Nov 2002) y posterior a ésta fue baja, lo que pone de manifiesto la gran capacidad de retención de este material. En contraste, durante el periodo previo a las lluvias (Mayo-Junio 2002) a pesar de que la cantidad de material en suspensión fue algo mayor, el cobre asociado fue bastante menor. Las mayores variaciones observadas fueron sin embargo, para las estaciones (1) y (6), correspondientes a los extremos del río, habiéndose registrado en ésta última el valor mínimo durante el periodo posterior a las lluvias (Oct-Nov 2002), y en la primera el valor máximo durante Mayo-Junio de 2002.

Las mayor variacion temporal se observó durante la época previa a las lluvias (Mayo-Junio 2002), mientras que la menor se obtuvo para la misma época el año siguiente.

La estación de Atlacomulco, mostró un decremento sustancial en el cobre asociado a la materia suspendida durante el segundo periodo evaluado (Jul-Ago 2002) respecto del primero (Mayo-Junio 2002), lo que puede explicarse por la disminución en la coagulación o floculación de material en suspensión, el cual en efecto disminuye su concentración, debido al incremento en las precipitaciones durante este periodo (Figura 3.2.1).

Contrastan los valores de concentración obtenidos para las dos estaciones del Lago, dado que si bien la de Ajijic (7) tuvo una variación importante, su valor medio fue menor al de la estación de Alacranes (8), la cual mostró una de las menores variaciones temporales, siendo ésta junto con la de Yurécuaro (5), las únicas que mostraron un valor similar para los dos periodos correspondientes a la misma época (mayo 2002 y 2003).

En el resto de las estaciones no se observó una correspondencia en sus valores, lo que pone de manifiesto la falta de regularidad en su dinámica debido no sólo a desbalances en la precipitación esperada, sino también a su manejo predominantemente antrópico y presumiblemente a variaciones importantes en la composición del material suspendido y su consecuente afinidad.

Niquel

Se considera por lo general, que este elemento es sumamente móvil en el medio acuoso, por lo que su presencia en cualquier cuerpo de agua suele ser de cuidado, ya que en las aguas naturales suele encontrarse principalmente en su forma soluble, con una baja proporción de complejos no muy estables, de no ser el *hexaquo*, y el hidróxido en medios básicos. Si llega a ser adsorbido sobre partículas sólidas, fácilmente es desplazado de los sitios de intercambio de los minerales arcillosos por otros metales más afines (Doménech, 1995).

Tabla. 3.2.4 Variación del contenido de Níquel en las muestras de MS

Estación	[Ni] µg/g				Para cada estación				
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Rango	Promedio	Mediana	VR
Atacomulco (1)	38.9	26.4*	23.6	77.9	23.6-77.9	52	41.7	32.6	1.6
Chupicuario (2)	37.0	ND	80.2	49.2	37.0-80.2	43.1	55.5	49.2	0.9
Pueblo Nuevo (3)	NHM	16.8*	15.1	77.8	15.1-77.8	60.3	36.6	16.8	3.6
La Calle (4)	33.1	37.4	33.3	NHM	33.1-37.4	12.4	34.6	33.3	0.37
Yurecuaro (5)	27.8	39.5*	10.9	44.5	10.9-44.5	36.9	30.7	33.7	1.1
Ibarra (6)	NHM	58.2*	6.7	1553	6.7-1553	146.2	539	58.2	2.5
Ajijic (7)	36.8	36.1	13.9	141	13.9-141	125	57.1	36.4	3.5
Alacranes (8)	9.9	35.9	13.6	51.8	13.6-51.8	41.9	27.8	24.7	1.7
Intervalo	9.91-38.91	16.83-58.17	6.74-80.17	44.50-1553.60					
Rango	29.0	41.3	73.4	1509					
Promedio	30.6	35.8	24.7	285					
Mediana	34.9	36.1	14.5	77.8					
VR	0.8	1.2	5.1	19.4					

* Se emplearon membranas de policarbonato. ND: No detectado en la materia suspendida., NHM: No se cuenta con muestra de la estación

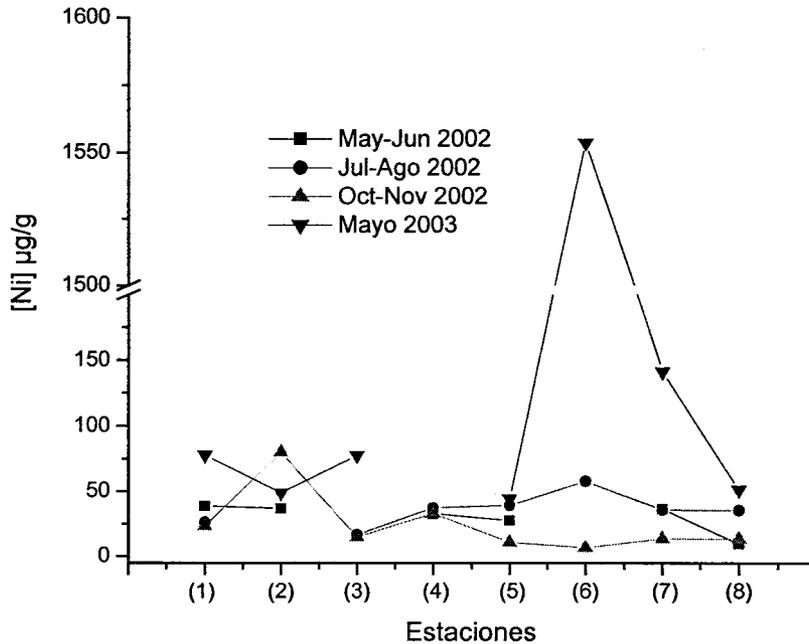


Figura 3.2.3 Variación observada en el contenido de Ni en la materia suspendida.

Discusión:

Para la mayoría de las estaciones y periodos evaluados, se observó una importante asociación de este metal con la materia suspendida, si bien, con una variabilidad importante, que se manifiesta en las diferencias marcadas entre el valor promedio y la mediana en la mayoría de las estaciones. El mayor valor medio fue para la estación de Ibarra (6), si bien, este se vio influenciado por un valor extremadamente elevado durante el periodo de mayo 2003, que desafortunadamente no puede ser comparado con el del periodo correspondiente de 2002 pues no se cuenta con esta muestra, sin embargo, por su marcada diferencia se presume pudo deberse al efecto de una descarga puntual cercana durante el último periodo evaluado.

Durante el periodo de Mayo de 2003, todas las estaciones presentan un alto incremento con excepción de la estación de Chupicuaro, la cual presenta una clara disminución. Esta estación también presenta un comportamiento contrario al resto de las estaciones durante el periodo de Oct-Nov de 2002, donde muestra un incremento de concentración, lo que es un indicio de la diferente dinámica en cuanto a este metal que se tiene en esta región.

Para las estaciones correspondientes al Lago, se tienen valores de concentración similares entre sí, durante la época de lluvias y la posterior a esta, con una disminución importante en ésta última. En contraste, para los periodos previos a las lluvias (Mayo 2002 y 2003), la estación de Ajijic (7) ubicada en su ribera, presenta concentraciones de más del doble que las de la estación de Alacranaes (8), en la

porción central, de donde se presume un aporte antrópico importante de este metal directamente sobre el lago durante dichos periodos, dado el importante incremento observado también en la estación previa en Mayo del 2003, antes bien, no se puede descartar por el momento, una cierta contribución natural debida a la actividad hidrotermal que persiste en la zona, de la cual deberá estudiarse su periodicidad para determinar su posible influencia.

En general se observó una variabilidad alta tanto espacial como temporal de las concentraciones del níquel asociado al material en suspensión, ya sea por la variación de la afinidad de dicho metal por la materia suspendida o bien, a la posible asociación de porciones coloidales, que pudieran también haber sido retenidas en las membranas de filtración empleadas.

Cromo

El *cromo*, es uno de los metales más ampliamente utilizado en las diferentes industrias, por lo que su presencia suele relacionarse con afectaciones antrópicas. En cuanto a su comportamiento químico, éste va a ser dependiente en gran medida del pH y el Eh en el sistema, pudiendo presentarse en su forma oxidada, altamente tóxica, o bien en su forma reducida, bastante menos tóxica pero sumamente soluble y por tanto móvil (Doménech, 1995).

Tabla. 3.2.5 Variación del contenido de Cromo en las muestras de MS

Estación	[Cr] ug/g				Para cada estación				
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Rango	Promedio	Mediana	VR
Atlacomulco (1)	60.3	33.5*	46.9	153	33.48-153.85	120.4	73.6	53.6	2.24
Chupicuaro (2)	54.9	ND	120.5	58.7	ND-120.51	120.5	78.0	58.7	2.05
Pueblo Nuevo (3)	NHM	28.0*	30.5	39.5	28.0-39.5	11.5	32.7	30.5	0.38
La Calle (4)	45.5	108	68.2	NHM	45.5-108	62.4	73.9	68.2	0.92
Yurecuaro (5)	20	70.1*	22.9	19.5	19.48-70.05	50.6	33.1	21.4	2.36
Ibarra (6)	NHM	38.2*	14.0	99.9	14.02-99.9	85.9	50.7	38.2	2.25
Ajijic (7)	50.7	67.8	28.7	63.6	28.7-67.8	39.0	52.7	57.2	0.68
Alacranes (8)	22.7	64.0	27.6	66.7	22.7-66.7	44	45.3	45.9	0.96
Intervalo *	20-60.3	ND-107	14.0-120	19.48-153.85					
Rango *	40.4	109	101.2	134					
Promedio	42.4	58	44.9	71.7					
Mediana	48.1	64	29.6	63.6					
VR	0.8	1.7	3.4	2.1					

* Se emplearon membranas de policarbonato., ND: No detectado en la materia suspendida., NHM: No se cuenta con muestra de la estación .

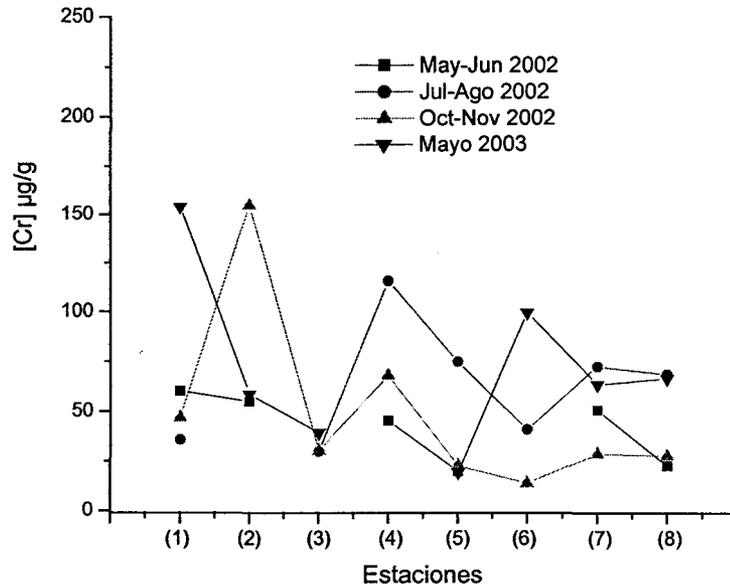


Figura 3.2.4 Variación observada en el contenido de Cr en la materia suspendida.

Discusión:

Para el caso del cromo asociado a la materia suspendida, fueron las estaciones de Atlacomulco (1) durante la época de lluvias y Chupícuaro (2) en la posterior a ésta, las que presentaron los mayores valores, correspondiendo nuevamente a estos periodos las mayores variaciones. Sin embargo, pese a los valores sumamente elevados de estas estaciones durante este periodo, el valor medio más grande observado fue durante el segundo periodo previo a las lluvias (Mayo 2003), en parte influenciado por el valor extremo que presentó precisamente la estación de Atlacomulco (1).

Se observaron similitudes importantes para los dos periodos correspondientes a la misma época, como los valores de las estaciones (2) y (5).

La estación de La Calle (4) mostró valores elevados reiteradamente, presentando la menor variabilidad, al igual que la de Yurécuaro (5) la cual presentó valores bajos consistentemente.

Las estaciones del Lago de Chapala por su parte, presentan un comportamiento similar entre sí, con excepción del primer periodo previo a las lluvias, lo que hace suponer una dominancia de factores naturales más que de tipo antrópico sobre su dinámica para este cuerpo de agua, no así para el resto de las estaciones.

A continuación se muestran y comparan los valores obtenidos en la presente investigación, con los que refieren Martin y Meybeck (1979) para el contenido promedio de los metales evaluados en la materia suspendida.

Dadas las diferencias en los niveles de concentración se emplea de nuevo la relación rango/mediana o *variación relativa* con fines comparativos.

Tabla 3.2.2 Comparación de las concentraciones en $\mu\text{g/g}$ de metales asociados a la materia suspendida.

Metal	REF	RL	LCh
Cu	12.7-298	6.9-227	10.6-40.0
Mediana	100	34.66	15.8
VR	2.9	6.4	1.9
Ni	22-240	6.7-1553	9.9-141
Mediana	90	37.2	36
VR	2.4	41.5	3.6
Cr	8.5-270	ND-153.85	22.72-67.75
Mediana	100	46.20	57.2
VR	2.6	3.3	0.79

REF – Valores de referencia según Martin y Meybeck (1979)

RL – Valores extremos obtenidos para las estaciones en el Río Lerma

LCh – Valores extremos obtenidos para las estaciones del Lago de Chapala.

VR – Variación relativa (VR = Rango/mediana)

Discusión:

Para el caso de los metales asociados a la materia suspendida, los valores de referencia resultaron muy disímiles, tanto en sus magnitudes, como en sus variaciones y tendencias, respecto a los determinados en este estudio, siendo en general mayores tanto los rango como las medianas de los valores de referencia respecto de los correspondientes a este estudio. Sin embargo, la *variación relativa* resultó muy similar para los tres metales en los valores de referencia, al contrario de lo que se obtuvo para los valores experimentales, donde las diferencias para los tres metales evaluados fueron importantes, destacándose las variaciones observadas para el níquel asociado a la materia suspendida en las estaciones del Río Lerma. Los valores observados son indicativos de la gran variabilidad en la dinámica de estos equilibrios en el Río Lerma. También se tuvieron variaciones importantes en las estaciones correspondientes al Lago, pero siempre menores que las correspondientes al río, pese al menor número de estaciones evaluadas, lo que pone de manifiesto su carácter léntico.

El valor de las medianas fueron similares para el Cu y el Ni en el Río Lerma, no así sus variaciones, expresadas como VR, las cuales resultaron mucho mayores para el segundo. Para las estaciones del Lago de Chapala en cambio, las variaciones resultaron similares, más no sus valores

medios, siendo más del doble el del Ni respecto al del Cu. Las medianas para el Cr, por otra parte, resultaron similares tanto para el Río Lerma como para el Lago de Chapala, en tanto que sus variaciones fueron nuevamente mayores en el primero respecto a las del segundo, sin embargo, las primeras resultaron similares a las de los valores de referencia, más no así su valor medio, siendo el valor de referencia mayor al obtenido para el río Lerma. En contraste, los valores medios tanto en el Río Lerma como en el Lago de Chapala, fueron similares, lo que sugiere un comportamiento más relacionado con fenómenos naturales para este metal, las diferencias en la variabilidad, podrían estar por tanto, más en relación con la diferente dinámica física natural de estos dos cuerpos de agua, siendo el primero de carácter lótico y el segundo de carácter léntico.

3.3. Distribución agua-materia suspendida de los metales evaluados; análisis conjunto

Para complementar el análisis e interpretación de las variaciones anteriores, se muestra a continuación, un análisis comparativo de las proporciones del metal disuelto con respecto al mismo asociado a la materia suspendida. Para ello, primeramente se muestran gráficas comparativas de las concentraciones del metal asociado a cada una de estas fases, las cuales se discuten más adelante, y posteriormente, se muestra también el cálculo y correspondiente análisis y discusión de las variaciones en las constantes de distribución de los metales evaluados (Cu, Ni, y Cr), para este sistema de distribución, con las cuales se hicieron además, análisis estadísticos de tipo multivariado, para tratar de buscar alguna relación entre sus variaciones. Primeramente uno de correlación múltiple, a través el cálculo de los coeficientes de correlación de Pearson, seguido de uno de cluster o conglomerados mediante el cálculo de las distancias euclídeanas y por último, uno de componentes principales, de los cuales se muestran y discuten sus resultados más adelante.

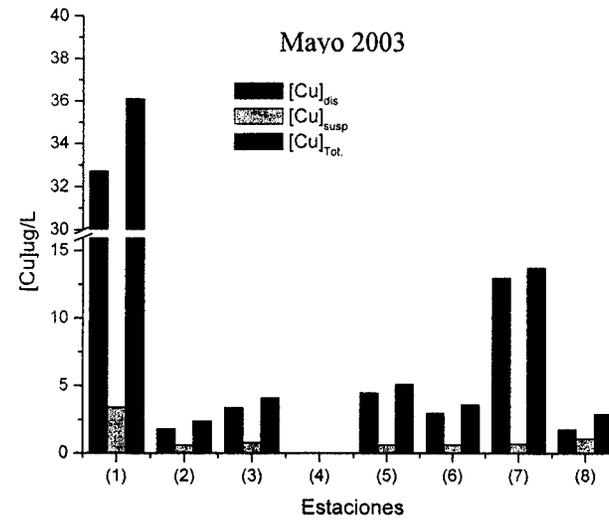
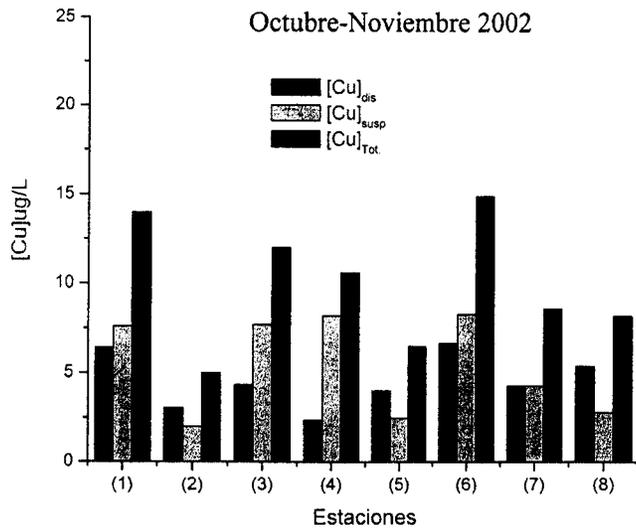
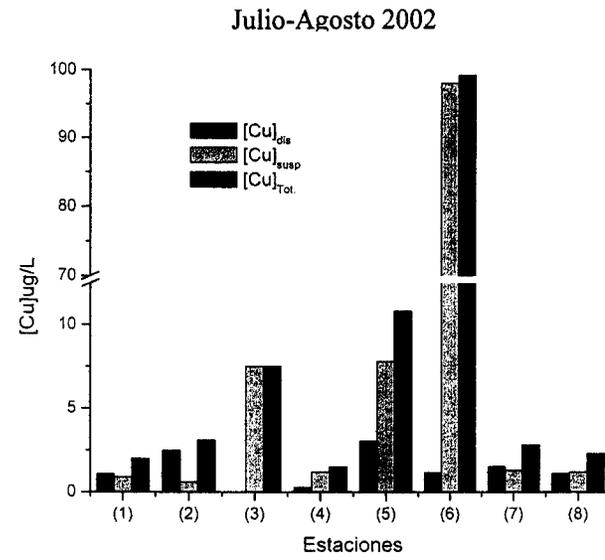
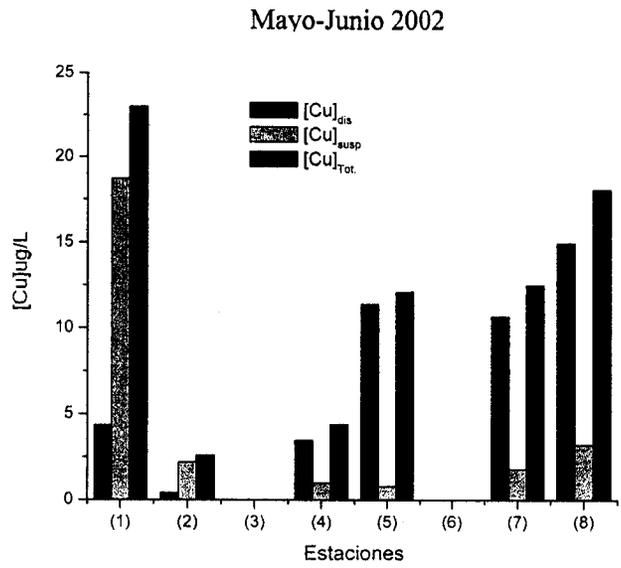


Figura 3.2.5. Comparación de las variaciones en la distribución agua-materia suspendida del Cu.

dis=disuelto, susp=suspendido; asociado a la materia suspendida tot= concentración total del metal en agua.

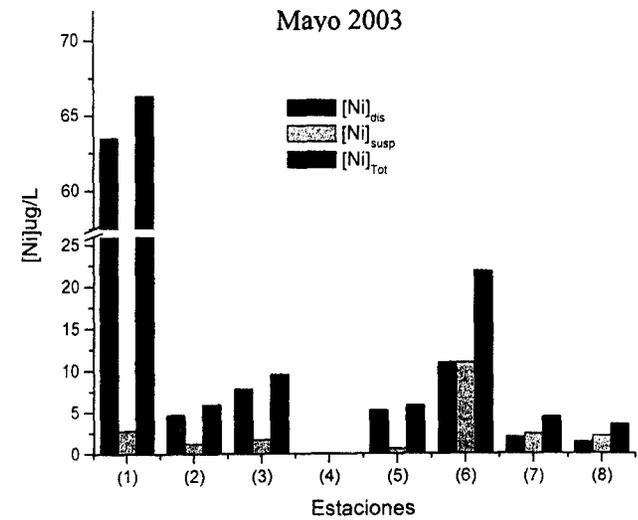
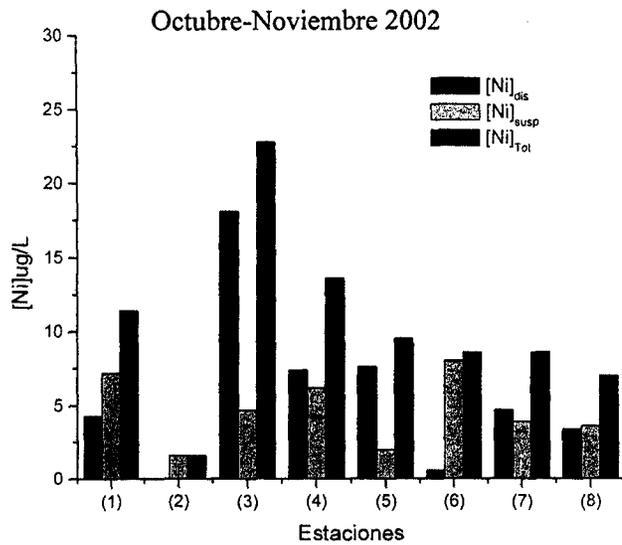
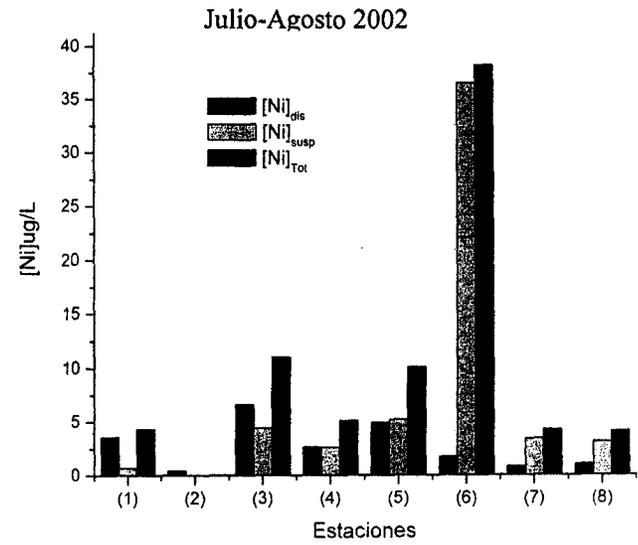
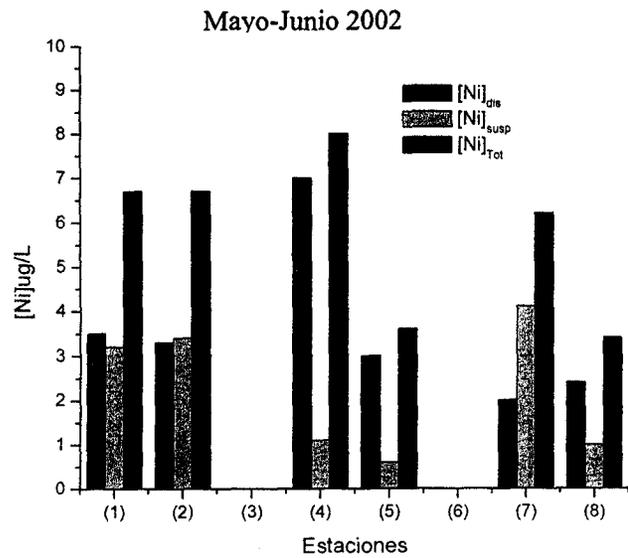


Figura 3.2.6. Comparación de las variaciones en la distribución agua-materia suspendida del Ni.

dis=disuelto. susp=suspendido: asociado a la materia suspendida tot= concentración total del metal en agua.

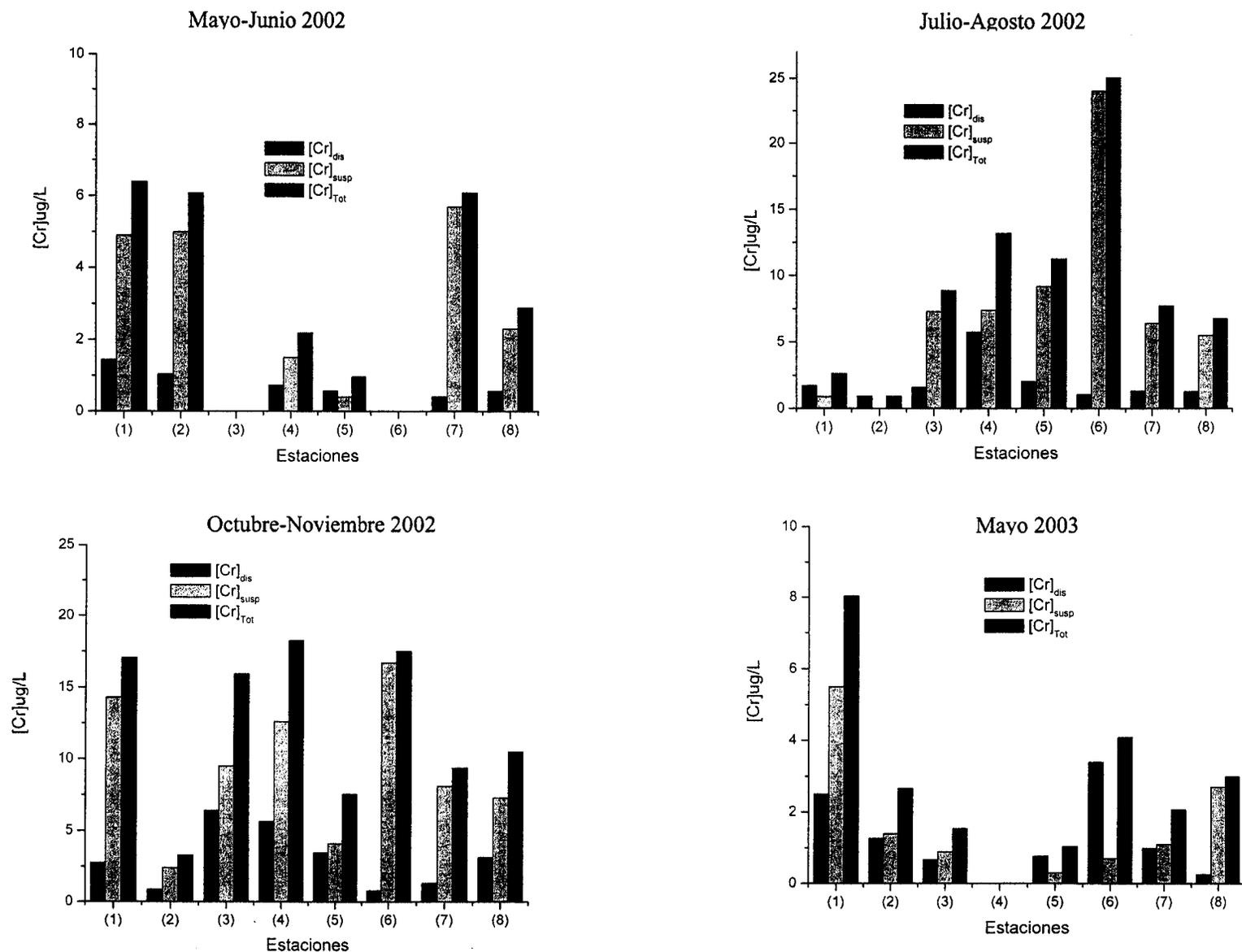


Figura 3.2.7. Comparación de las variaciones en la distribución agua-materia suspendida del Cr.

dis=disuelto. susp=suspendido: asociado a la materia suspendida tot= concentración total del metal en agua.

Discusión:

Se observan en general, variaciones espaciales y temporales tanto de las concentraciones totales, como de la distribución en las fases disuelta y suspendida para los tres metales evaluados.

Para el caso del cobre, la mayor concentración total de este metal en agua ($99.2 \mu\text{g/L}$), se obtuvo para la estación de *Ibarra* (6) durante el periodo de lluvias (Julio-Agosto 2002), encontrándose en su mayor parte asociado a la materia suspendida, en contraste, durante el segundo periodo previo a las lluvias evaluado (Mayo 2003), la estación de *Atlacomulco* (1) presentó también una concentración elevada aunque algo menor ($36.1 \mu\text{g/L}$), pero mayoritariamente en la fracción disuelta. El resto de las concentraciones de cobre total fueron menores a los $25 \mu\text{g/L}$. Para este metal, como se mencionó, el límite recomendado para su concentración total en agua es de $50 \mu\text{g/L}$ (Fig. 3.1.4.) por lo que sólo para el primer caso en apariencia, se tendría una condición crítica, mientras que el segundo sería de menor relevancia, pero si se considera que en este segundo caso, el metal se encuentra en su mayoría en su forma disuelta y presumiblemente por tanto, más disponible, ambos casos resultan entonces de cuidado.

El Ni presenta un comportamiento algo similar al anterior, siéndo ahora la estación de *Atlacomulco* (1), durante el segundo periodo previo a las lluvias (Mayo 2003), la que presenta la mayor concentración total de este metal ($66.3 \mu\text{g/L}$), asociado también en este caso, predominantemente a la fracción disuelta. Un segundo máximo ($38.2 \mu\text{g/L}$) se presentó asimismo para la estación de *Ibarra* (6) durante el periodo de lluvias (Julio-Agosto 2002), en su mayoría, igualmente, asociado con el material en suspensión. Lo anterior se contrapone a lo esperado, pues se ha considerado tradicionalmente al Cu como preferentemente asociado al material particulado, mientras que al Ni como preferentemente asociado a la fracción disuelta. Esto sugiere una preponderancia de la capacidad ligante del material en suspensión hacia los distintos metales, que si bien para el caso del Ni se esperaría de menor importancia por la labilidad de dichas interacciones, es posible que la disponibilidad de la materia suspendida en estas estaciones, esté compensando esta interacción presumiblemente menos estable.

Sin embargo, en general si se puede observar una preferencia del Cu asociado a la materia suspendida y del Ni a la fracción disuelta, lo que apoya la hipótesis de una influencia decisiva tanto de la cantidad como del tipo de material en suspensión presente en un momento dado, para la asociación más o menos efectiva de estos metales con cada una de las fases.

El Cr en general se asocia preferentemente a la materia suspendida. La mayor concentración total de este metal se presentó nuevamente para la estación de *Ibarra* (6) durante la época de lluvias, pero en este caso en un nivel mucho más bajo a los dos metales anteriores ($25 \mu\text{g/L}$)

Empleando la relación de las concentraciones del metal en agua ($\mu\text{g/L}$) y en la materia suspendida ($\mu\text{g/Kg}$) de acuerdo con Guegen y Dominik (2003) y Nguyen et al. (2005), se calcularon los valores experimentales de las constantes de reparto.

A continuación se muestran las variaciones observadas, tabuladas como el log KD para un mejor manejo, comprensión y análisis de los valores, dado que los metales se presentan en concentraciones más de mil veces mayores en la materia suspendida, respecto a su valor en disolución, por lo que las constantes de reparto son en general grandes.

Tabla 3.3.1. Variación espacio-temporal del Log de KD para la distribución Agua-Materia Suspendida de Cobre

Estación	LogKD _{Cu}				Para cada estación			
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Promedio	Desv.est.	C.V.
Atacomulco (1)	4.7	4.5	3.6	3.5	3.5-4.7	4.0	0.63	15.5
Chupicuaro (2)	4.8	4.7	4.5	4.2	4.2-4.8	4.5	0.25	5.6
Pueblo Nuevo (3)	NHM	6.5	3.8	4.0	4.0-6.5	4.7	1.49	31.5
La Calle (4)	4	4.8	4.3	NHM	4-4.8	4.3	0.42	9.7
Yurecuaro (5)	3.5	4.3	3.5	4	3.5-4.3	3.8	0.37	9.7
Ibarra (6)	NHM	5.1	3.0	4.4	3.0-5.1	4.2	1.08	25.6
Ajjic (7)	3.2	3.9	3.6	3.5	3.2-3.9	3.5	0.31	8.8
Alacranes (8)	3.3	4.1	3.3	4.2	3.3-4.2	3.7	0.49	13.1
Intervalo	3.2-4.8	3.9-6.5	3.0-4.5	3.5-4.4				
Promedio	3.9	4.7	3.7	4				
Desv.est.	0.69	0.80	0.49	0.37				
C.V.	17.7	16.8	13.2	9.3				

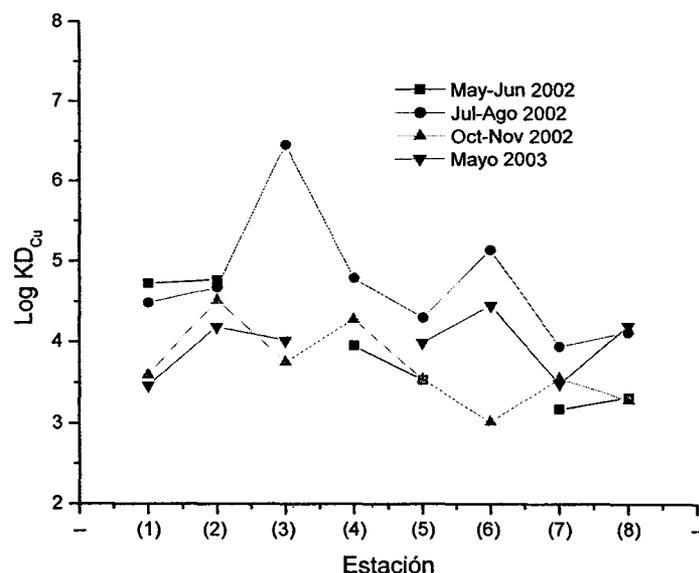


Fig. 3.3.1. Variación en el comportamiento de la KD para la distribución del Cu

Tabla 3.3.2. Variación espacio-temporal del Log de KD para para la distribución Agua-Materia Suspendida l Niquel

Estación	LogKD _{Ni}				Para cada estación			
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Promedio	Desv.est.	C.V.
Atlacomulco (1)	4.0	3.9	3.7	3.1	3.09-4.04	3.7	0.42	11.3
Chupicuaro (2)	4.0	ND	-	4.0	ND-4.05	4.0	0.02	0.59
Pueblo Nuevo (3)	NHM	3.4	2.9	4.0	2.92-4.00	3.4	0.54	15.7
La Calle (4)	3.7	4.2	3.7	NHM	3.65-4.17	3.8	0.29	7.6
Yurecuaro (5)	4	3.9	3.2	3.9	3.16-3.97	3.7	0.39	10.4
Ibarra (6)	NHM	4.5	4.1	5.2	4.08-5.15	4.6	0.54	11.7
Ajijic (7)	4.3	4.7	3.5	4.9	3.47-4.85	4.3	0.61	14.2
Alacranes (8)	3.6	4.5	3.6	4.6	3.61-4.58	4.1	0.55	13.5
Intervalo	3.6-4.3	3.4-4.7	2.9-4.1	3.1-5.2				
Promedio	3.9	4.2	3.5	4.2				
Desv.est.	0.25	0.46	0.38	0.69				
C.V.	6.3	11.03	10.9	16.3				

ND = No detectado en la materia suspendida.
 - No se detectó el metal en agua.

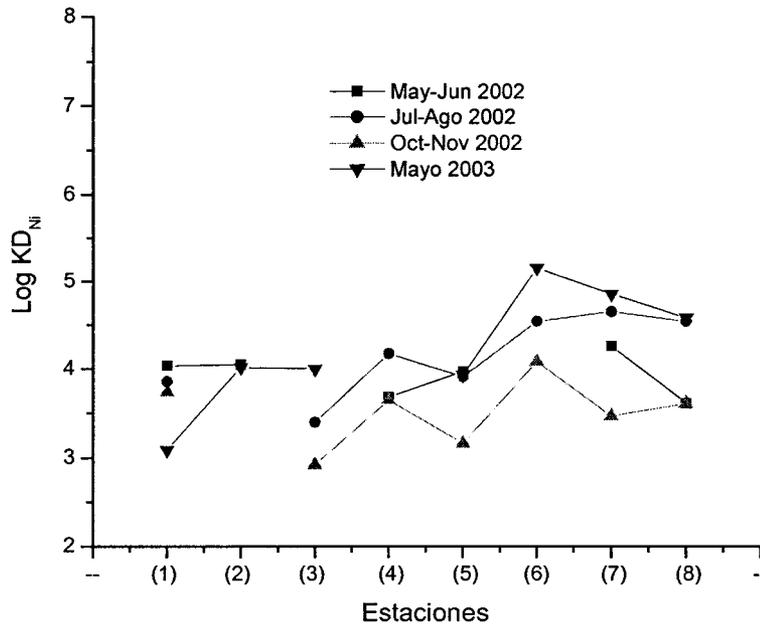


Fig. 3.3.2. Variación en el comportamiento de la KD para la distribución del Ni

Tabla 3.3.3. Variación espacio-temporal del Log de KD para la distribución Agua-Materia Suspendida de Cromo

Estación	LogKD _{Cr}				Para cada estación			
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May-03	Intervalo	Promedio	Desv.est.	C.V.
Atzacomulco (1)	4.6	4.3	4.2	4.8	4.2-4.8	4.5	0.27	5.6
Chupicuaro (2)	4.7	-	5.1	4.7	4.7-5.1	4.8	0.26	5.3
Pueblo Nuevo (3)	NHM	4.3	3.7	4.8	3.7-4.8	4.2	0.55	12.9
La Calle (4)	4.8	4.3	4.1	NHM	4.1-4.8	4.4	0.37	8.4
Yurecuaro (5)	4.5	4.5	3.8	4.4	3.8-4.5	4.3	0.35	8
Ibarra (6)	NHM	4.6	4.3	4.5	4.3-4.6	4.4	0.16	3.7
Ajijic (7)	5.1	4.7	4.3	4.8	4.3-5.1	4.7	0.31	6.6
Alacranes (8)	4.6	4.7	3.9	5.4	3.9-5.4	4.7	0.60	12.9
Intervalo	4.5-5.1	4.25-4.71	3.7-5.1	4.4-5.4				
Promedio	4.7	4.5	4.2	4.8				
Desv.est.	0.20	0.20	0.45	0.33				
C.V.	4.3	4.6	10.7	6.9				

* Se emplearon membranas de policarbonato.

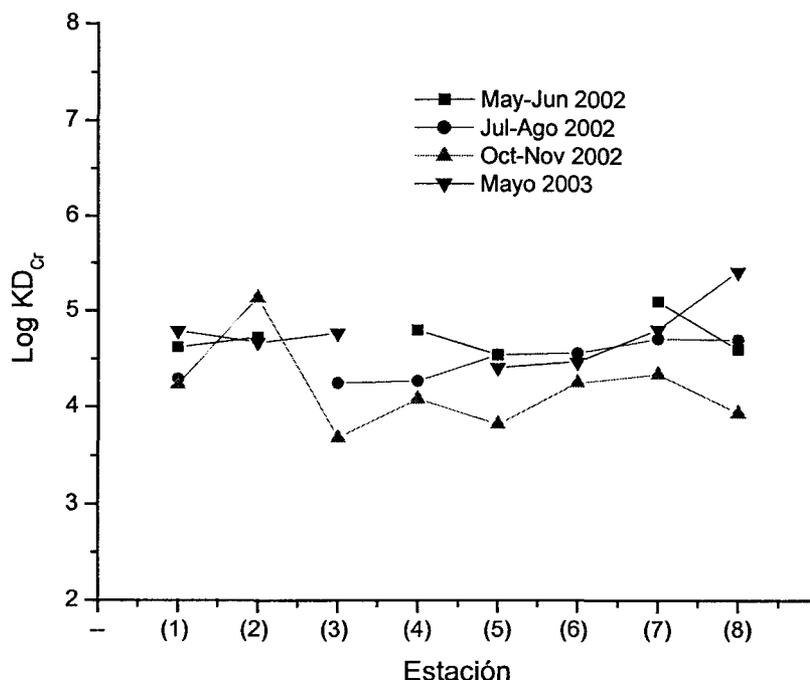


Fig. 3.3.3. Variación en el comportamiento de la KD para la distribución del Cr

Discusión:

Los valores del logKD para el Ni fueron similares a los que reportan Nguyen et al. (2005) para el Lago Balaton en Hungría, variando éstos de 3.3 a 5.1 y de 2.9 a 5.2 en la presente investigación. Los valores que reportan para el Cu fueron de 4.0 a 5.7 en el Lago Balaton y de 3.02 a 6.46 para la Cuenca en estudio. Por su parte, el intervalo obtenido para el Cr fue ligeramente mayor, con valores de log de KD de 3.68 a 5.42, pudiéndose establecer el siguiente orden de afinidad aproximado de dichos metales por la materia suspendida: $Cr > Cu > Ni$, si bien, se puede decir que los tres metales mostraron una afinidad importante por la materia suspendida. Los valores del Cu fueron los más variables, por lo que en algunos casos incluso sobrepaso el valor obtenido para el Cr.

En su investigación en el Lago Balaton, Nguyen et al.(2005) encuentran una relación inversa entre los logaritmos de las constantes de distribución para el sistema de reparto Agua-MS del cobre ($r = -0.83$), y del Ni ($r = -0.77$) con respecto a la concentración de la materia suspendida.

Al evaluar esta relación en la presente investigación, sólo se observó esta relación para el caso del Cr ($r = -0.72$) durante el segundo periodo posterior a las lluvias (Oct.-Nov. 2002), y para el Cu ($r = -0.59$) durante la época de lluvias (Jul-Ago 2002) y el Ni ($r = -0.62$) durante el mismo periodo. Sin embargo, a pesar de no haberse encontrado un valor de r significativo para el periodo de mayo 2003, las concentraciones de Ni particulado aumentan en forma inversa al contenido de materia suspendida.

En contraste, se obtuvo un valor de r significativo pero positivo para el caso del cromo durante este mismo periodo ($r = 0.82$), con lo que se manifiesta una dinámica diferente para ambos metales.

Por último, a partir de la comparación de las gráficas anteriores: de materia suspendida, el contenido del metal en la materia suspendida, las gráficas sobre la distribución entre la fase acuosa y la suspendida y las correspondientes a los logaritmos de las KD's respectivas, para cada uno de los metales, estaciones y periodos de muestreo evaluados en el presente estudio se puede observar efectivamente un comportamiento distinto para los tres metales estudiados; siendo el Ni el metal que se asocia más preferentemente con la fase disuelta, mientras que el Cr lo hace a la materia suspendida, mientras que el Cu tiene un comportamiento intermedio, pudiéndose encontrar en forma disuelta o asociado a la materia suspendida (Fig. 3.2.5.). Esto es, su afinidad por la materia suspendida parece estar en estrecha relación tanto con la cantidad como con el tipo de materiales que la componen, pudiendo cambiar de modo importante su afinidad por ésta, como lo evidencia el hecho de que para este metal se obtuvieron las mayores variaciones en los logaritmos de las KDs (Fig. 3.3.1).

También para el caso del Ni se aprecian variaciones importantes para estos valores, sobre todo hacia la parte baja de la Cuenca, en las estaciones (6) y (7). En este sentido, en la estación (4), durante el primer periodo previo a las lluvias (Mayo-Junio 2002), este metal, presenta una gran afinidad por la fase disuelta, probablemente por la mínima cantidad de materia suspendida disponible (Fig. 3.2.1.), en contraste, durante el periodo de lluvias en la estación (6), se encontró una dominancia del Ni asociado a la materia suspendida (Fig. 3.2.6), debido probablemente a la bastante mayor concentración del material en suspensión (Fig. 3.2.1.), aumentando visiblemente el valor del correspondiente $\log KD$ (Fig. 3.3.2.), no obstante, la concentración de este metal en dicho material no aumenta sustancialmente (Fig. 3.2.3.), lo que evidencia su baja afinidad natural por el mismo. El comportamiento contrario sucede en esta misma estación durante el segundo periodo posterior a las lluvias (Mayo 2003), donde se tuvo una muy baja concentración de material en suspensión en esta estación (Fig. 3.2.1), con casi la totalidad del Ni asociado a la materia suspendida (Fig. 3.2.6), y una concentración sumamente elevada del metal en la misma (Fig. 3.2.3), habiéndose obtenido el mayor valor del $\log KD_{Ni}$ para esta estación durante este periodo. Lo anterior denota una variación sustancial en la afinidad de este metal por la materia suspendida presente en esta estación, lo que sugiere un cambio importante en su composición.

A diferencia del Ni, el Cr se encuentra en su mayoría, preferentemente asociado a la materia suspendida, siendo los valores de $\log KD_{Cu}$ los más homogéneos y elevados de los tres metales analizados (Fig. 3.3.3.) Lo anterior coincide con la dominancia encontrada del Cr en su forma *particulada* (Fig. 3.2.7.), para casi la totalidad de los periodos y estaciones de muestreo evaluados. La única estación que presenta un comportamiento contrario, fue justamente la estación (6) durante el segundo periodo previo a las lluvias (Mayo 2003), donde se tiene a este metal como preferentemente disuelto (Fig. 3.2.7), sin embargo, a pesar de que la cantidad total de materia suspendida fue sumamente baja (Fig. 3.2.1.), la concentración del metal en la materia suspendida fue elevada, lo que sugiere la formación de conglomerados coloidales en este caso, más que material particulado consolidado.

Para tratar de estimar la posible influencia de las variaciones en las características del agua sobre estas discrepancias, se evaluaron las correlaciones de todas las variables determinadas en agua.

Se presentan a continuación los valores de los coeficientes de correlación de Pearson obtenidos para la totalidad de los parámetros evaluados en Agua, así como su relación con las variaciones en los valores de las constantes de distribución expresadas en logaritmos.

Cabe mencionar que por las diferencias de los valores calculados para la mediana y los promedios de diferentes parámetros evaluados, se calcularon también los coeficientes de Spearman, los cuales no suponen una distribución normal de las variables, obteniéndose las mismas relaciones significativas, por lo que debido a que el coeficiente de Pearson representa una relación lineal entre las variables, se decidió discutir preferentemente las correlaciones con base en éste último.

Tabla 3.3.4. Coeficientes de correlación de Pearson para las variables evaluadas en Agua.

	pH	T (°C)	Cond.	Eh	O2 dis.	SO ₄ ²⁻	COT	MS	Na	Cu _d	Ni _d	Cr _d	Cd _d	Co _d	V _d	Mn _d	Cu _p	Ni _p	Cr _p	LogKD Cu	LogKD Ni	LogKD Cr	
pH	1.000																						
T (°C)	0.348	1.000																					
Cond.	0.277	0.367	1.000																				
Eh	0.021	-0.143	0.305	1.000																			
O ₂ dis.	0.349	0.468	0.215	0.051	1.000																		
SO ₄ ²⁻	-0.035	0.231	0.691	-0.083	0.217	1.000																	
COT	-0.055	0.300	-0.237	-0.359	-0.270	-0.319	1.000																
MS	-0.272	-0.179	-0.174	-0.062	-0.105	-0.059	-0.224	1.000															
Na	-0.262	-0.310	-0.043	0.010	-0.085	-0.031	-0.233	0.436	1.000														
Cu _d	0.330	-0.174	0.257	0.325	0.139	0.047	-0.307	-0.063	-0.031	1.000													
Ni _d	0.306	-0.196	0.066	-0.019	-0.219	-0.058	-0.048	-0.114	-0.144	0.743	1.000												
Cr _d	-0.272	-0.122	0.034	-0.111	-0.327	0.245	-0.047	0.044	0.109	-0.085	0.265	1.000											
Cd _d	-0.201	-0.402	0.106	-0.010	-0.285	0.294	-0.337	0.371	0.272	0.450	0.529	0.501	1.000										
Co _d	0.086	-0.050	0.089	-0.029	-0.343	0.039	-0.051	0.132	0.223	0.332	0.498	0.317	0.431	1.000									
V _d	0.168	0.379	0.777	0.409	0.238	0.624	-0.365	0.023	-0.052	0.104	-0.107	-0.024	-0.018	0.062	1.000								
Mn _d	-0.248	-0.194	-0.471	-0.177	-0.465	-0.379	0.384	0.237	-0.050	-0.260	-0.065	0.182	0.004	-0.070	-0.358	1.000							
Cu _p	-0.160	-0.276	-0.279	-0.079	-0.372	-0.420	0.463	-0.078	-0.221	0.079	0.133	-0.111	0.000	-0.006	-0.422	0.627	1.000						
Ni _p	0.141	0.081	0.134	-0.049	-0.155	-0.206	0.132	-0.162	-0.017	-0.043	0.090	0.148	-0.121	-0.072	-0.148	-0.033	0.178	1.000					
Cr _p	0.114	-0.081	0.097	-0.133	-0.243	-0.051	0.100	-0.328	-0.126	0.329	0.520	0.235	0.134	0.367	-0.271	-0.025	0.212	0.316	1.000				
LogKDCu	-0.141	0.101	-0.387	-0.239	-0.473	-0.377	0.564	-0.150	-0.325	-0.524	-0.151	0.046	-0.359	-0.130	-0.315	0.644	0.375	0.105	0.093	1.000			
LogKDNi	0.225	0.372	0.156	-0.176	0.228	-0.036	0.317	-0.093	0.033	-0.275	-0.447	-0.352	-0.454	-0.280	-0.090	0.027	0.149	0.484	0.217	0.118	1.000		
LogKDCr	0.277	0.118	0.187	0.027	0.175	0.007	0.045	-0.362	-0.254	0.160	-0.044	-0.699	-0.380	-0.137	0.000	-0.197	0.200	0.030	0.413	0.034	0.556	1.000	

Valores críticos para n=29 (27 grados de libertad) y nivel de confianza del:

99%	t = 2.771	(r mayor o igual que 0.471)
98%	t = 2.473	(r mayor o igual que 0.430 y menor que 0.471)
95%	t = 2.052	(r mayor o igual que 0.368 y menor que 0.430)

M_d – Metal en la fase disuelta M_p – Metal asociado a la materia suspendida.

Discusión:

Se encontraron relaciones significativas interesantes entre varias de las variables analizadas, a continuación se discuten las que se consideraron de mayor relevancia.

La temperatura presentó varias relaciones significativas, de las cuales quizá la más sobresaliente es la relación positiva que hay entre ésta y los niveles de oxígeno disuelto, lo que en apariencia contradice la ley de Henry, de donde se infiere la dominancia biológica en el aporte de este gas al medio. Al haber mayores temperaturas, proliferarían los microorganismos fotosintéticos que producirían mayores cantidades de oxígeno disuelto, sobre todo en las porciones superficiales, bien iluminadas, de donde se obtuvieron las muestras.

Son de interés también otras relaciones significativas con la temperatura, como las del vanadio disuelto y el logaritmo de la KD del níquel, ambas positivas, o la negativa con el cadmio disuelto, las cuales sin embargo, por ahora no tienen una interpretación clara.

Para la conductividad se tuvieron varias correlaciones importantes, las más comprensibles fueron la relación de la misma con el aumento de los sulfatos y del vanadio disuelto, si se piensa en el hecho de que se trataría de iones polivalentes, de donde se infiere que el vanadio estaría en su forma oxidada como iones aniónicos polivalentes, por tanto, se deduce también que el aumento en los estados de oxidación para el caso del manganeso, provocarían una relación inversa de este metal con la conductividad, ya que como se sabe, las especies más oxidadas de este ión son insolubles, interpretación que se ve apoyada por la relación inversa que se presenta entre el vanadio disuelto y el manganeso también disuelto, con un nivel de confianza aceptable.

En cuanto al potencial redox, este presentó correlaciones significativas con el vanadio disuelto, apoyando la hipótesis planteada anteriormente. También se tiene una correlación negativa del mismo, con la materia orgánica disuelta, lo cual apoya la hipótesis propuesta en la sección correspondiente, de que sería ésta y no las variaciones en las concentraciones del oxígeno disuelto, la que estaría dominando el comportamiento del potencial redox en el sistema. Lo cual queda evidenciado por la falta de correlación entre el oxígeno disuelto y los valores de potencial redox.

Se observó también una correlación positiva del cobre disuelto con el potencial redox y una positiva para la materia orgánica disuelta y el cobre particulado, y consecuentemente, de ésta con el correspondiente logaritmo de la constante de distribución, lo que sugiere la formación de complejos orgánicos estables en medios oxidantes que estarían siendo aglomerados a un tamaño de partícula que no atravesarían las membranas de filtración. Esta hipótesis se ve apoyada por el valor negativo y

elevado del coeficiente de correlación del cobre disuelto con la materia orgánica también disuelta, que si bien no llega a ser de la significancia requerida, está muy cerca del valor límite, así como por la falta de correlación de este metal con las variaciones en el contenido de materia suspendida.

Para el oxígeno disuelto, se obtuvo una correlación negativa con el cromo disuelto, lo que estaría indicando que éste se precipita en medios oxigenados, si bien esto no se ve apoyado por una correlación clara con el potencial redox., esto último podría deberse al conjunto de interacciones competitivas mencionadas. El cobalto disuelto presenta esta misma situación, lo que hace suponer una dinámica similar para ambos metales, lo cual se ve apoyado por la correlación, aunque baja, pero significativa entre ambas especies. El manganeso disuelto por su parte, presenta una correlación negativa con el oxígeno disuelto, la cual concuerda con la hipótesis planteada sobre su precipitación en medios oxidantes, si bien, tampoco presenta una correlación importante con el valor de potencial, así como una correlación positiva con la materia suspendida, lo cual estaría indicando que se encuentra también formando complejos orgánicos, cuando no es precipitado en forma de óxidos.

Con los sulfatos se presentan varias correlaciones, de las cuales quizá la más sobresaliente sea, la correlación elevada y positiva que se obtuvo con el vanadio disuelto, lo cual apoya la hipótesis planteada para ambos, de una vía de entrada común, antrópica y atmosférica. El manganeso disuelto, el cobre particulado y consecuentemente el $\log K D_{Cu}$, presentan una correlación negativa con este anión, la primera no se puede explicar en términos de solubilidad, puesto que el sulfato de manganeso es bastante soluble en agua a las temperaturas registradas, lo que provocaría en todo caso una correlación positiva más que negativa. Para el caso del cobre, esta relación puede deberse a su vez a la relación negativa entre la materia orgánica disuelta y los sulfatos.

El Cd y el V disueltos presentaron ambos, correlaciones negativas con la materia orgánica disuelta, no obstante, no se observó una relación significativa entre ambos metales.

En el caso de la materia suspendida, se obtuvo una correlación positiva significativa con el contenido de sodio, lo que apoya la idea de que ambos son de origen antrópico, lo mismo que para el cadmio disuelto. Pese a lo esperado, la única correlación negativa se observó para el cromo particulado y concordantemente, para el logaritmo de su constante de distribución, hecho que apoya la hipótesis de conglomerados coloidales orgánicos para el resto de los metales particulados evaluados.

La única correlación significativa que se obtuvo para el sodio, además de la ya mencionada de la materia suspendida, fue en forma negativa para el $\log K D_{Cu}$, con un nivel de significancia del 90%, sugiriendo que, un incremento en las concentraciones de sodio, estaría limitando el paso del cobre disuelto a la fase particulada, efecto que se esperaría si se piensa en un impedimento por parte del sodio, para la formación de los agregados orgánicos coloidales propuestos según nuestra hipótesis, no

obstante, nuevamente no se ratifica esta relación con una relación significativa del contenido de sodio con el de cobre particulado, lo que podría ser un indicio de la variabilidad de tamaños de estos agregados, los cuales algunas veces podrían haber atravesado las membranas de filtración, generando variaciones importantes en el cobre “particulado” que limitarían la correlación, hipótesis que se ve apoyada por el valor negativo, y visiblemente mayor que cero (0.22 según la tabla 3.3.4) para el coeficiente de correlación en cuestión.

También se observaron correlaciones significativas entre los diferentes metales en disolución, encontrándose relacionados el Cu, Ni, Cr, Cd y Co, en diferentes proporciones.

Los metales *particulados* presentaron igualmente algunas correlaciones significativas, así como los correspondientes logaritmos de las constantes de distribución.

El vanadio y el manganeso disueltos mostraron un comportamiento diferente, el primero se relaciona inversamente tanto con el manganeso disuelto como con el cobre particulado, mientras que el segundo lo hace positivamente con éste último y consecuentemente con el $\log K_{D_{Cu}}$, lo cual podría indicar también una asociación importante de este metal con los óxidos de manganeso.

Para tratar de establecer patrones de similitud entre las diferentes estaciones y periodos de muestreo, respecto a las variaciones en la dinámica de reparto Agua-Ms de los metales estudiados, se efectuó, como se mencionó previamente, un análisis multivariado de conglomerado (*cluster*) a partir de los diferentes valores de KD determinados, así como el análisis de componentes principales respectivo, empleando el programa *bdpo* (BioDiversity professional), comúnmente usado en estudios ecológicos y ambientales (Figuras 3.3.4. a 3.3.11 y Tablas 3.3.5 a 3.3.12).

Finalmente, para buscar una posible relación de las variaciones observadas en las asociaciones o grupos obtenidos a partir del comportamiento de las constantes de reparto, con las correspondientes variaciones en los parámetros evaluados en agua, se emplearon estas mismas técnicas de análisis multivariado para establecer nuevos grupos de afinidad entre las estaciones respecto a estos últimos (Figuras 3.3.12 a 3.3.19 y Tablas 3.3.13 a 3.3.20), y se compararon y discutieron las consistencias e inconsistencias encontradas, entre ambas series.

Análisis de Cluster para las variaciones en la distribución Agua-MS del Cu, Ni, y Cr (May-Jun 2002)

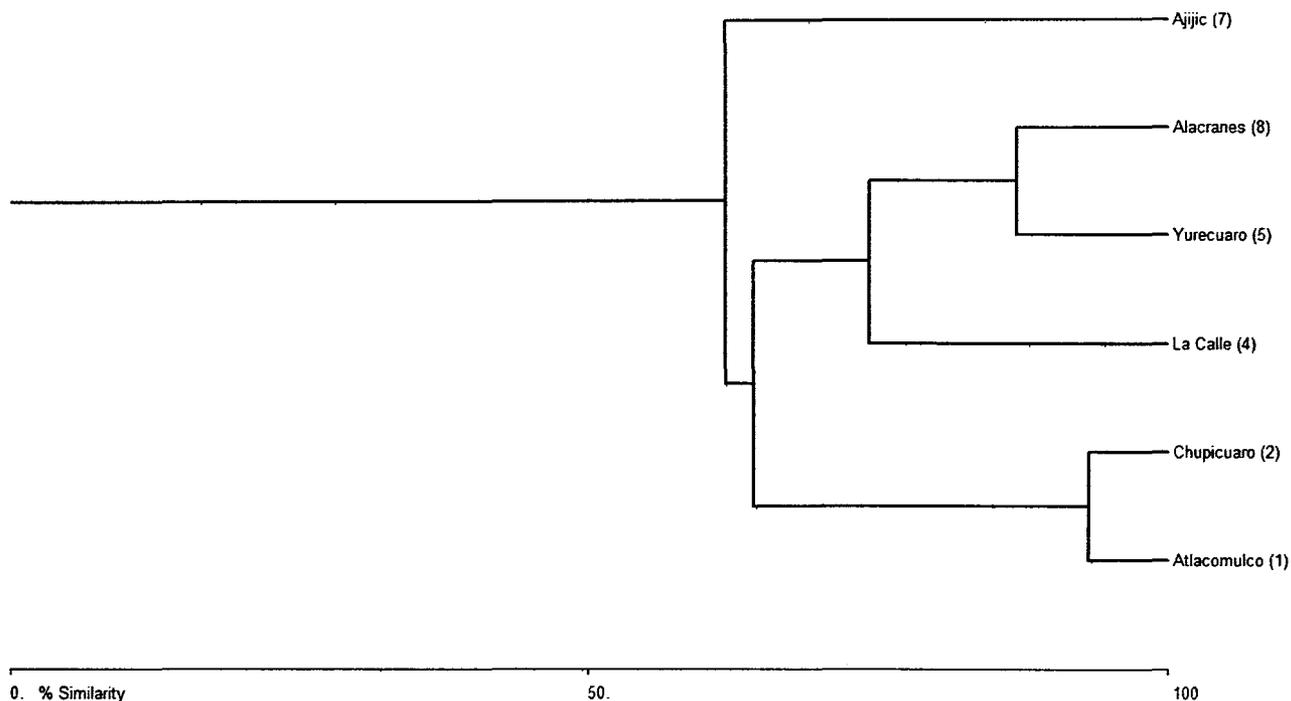


Figura 3.3.4. Dendrograma del análisis de cluster correspondiente a las variaciones en la distribución Agua-Materia Suspendeda del Cu, Ni, y Cr (May-Jun 2002)

Tabla 3.3.5. Porcentajes de similitud correspondientes al análisis de distancias euclidianas en el análisis de cluster para las variaciones en la distribución Agua-MS del Cu, Ni, y Cr (May-Jun 2002)

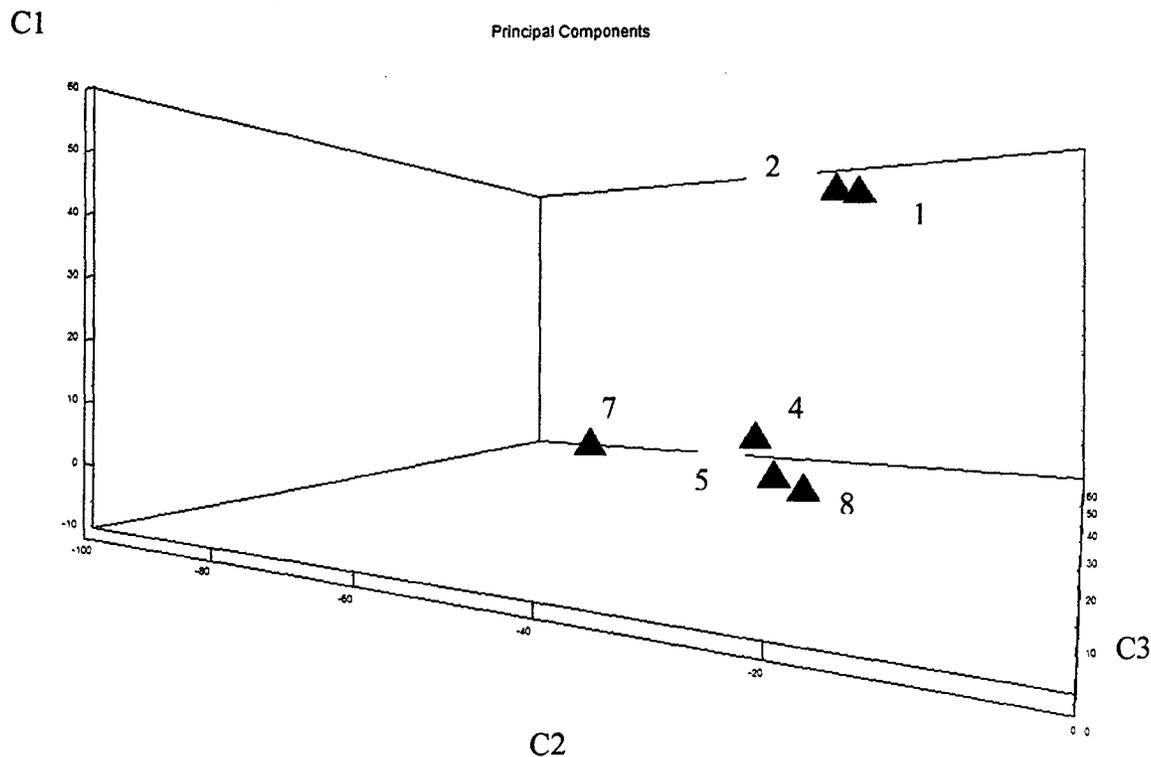
Matriz de similaridad

	Atlacomulco (1)	Chupicuaro (2)	La Calle (4)	Yurecuaro (5)	Ajjic (7)	Alacranes (8)
Atlacomulco (1)*		93.1671	59.2876	59.4122	42.9625	56.8374
Chupicuaro (2) *	*		64.3573	53.8589	48.0981	51.4368
La Calle (4) *	*	*		68.9433	61.9525	74.4105
Yurecuaro (5) *	*	*	*		48.2373	86.9836
Ajjic (7) *	*	*	*	*		47.4818
Alacranes (8) *	*	*	*	*	*	*

Análisis de Componentes Principales para las variaciones en la distribución Agua-MS del Cu, Ni, y Cr (May-Jun 2002)

Tabla 3.3.6. Descriptores de los componentes.

Proporciones			
Eigenvalor	1.73373	1.11059	0.15567
Proporción	0.57791	0.3702	0.05189
Acumulativa	0.57791	0.94811	1
Componentes			
Variable	PC1	PC2	PC3
Cobre	0.13285	0.92467	0.35684
Niquel	-0.67984	0.34699	-0.64608
Cromo	-0.72123	-0.15676	0.67473
Nvas. Variables			
	PC1	PC2	PC3
Atlacomulco (1)	-25.82045	46.70124	35.24173
Chupicuaro (2)	-31.7119	50.31753	42.84157
La Calle (4)	-39.7692	1.66495	35.38964
Yurecuaro (5)	-26.72636	1.79898	14.74109
Ajjic (7)	-86.77213	-8.54672	58.71666
Alacranes (8)	-26.23447	-1.83412	20.33629



1. Atlacomulco 2. Chupicuaro 4. La Calle 5. Yurécuaro 7. Ajjic 8. Alacranes

Figura 3.3.5. Relación espacial de los componentes principales obtenidos a partir del análisis de las variaciones en las constantes de distribución del Cu, Ni, y Cr (May-Jun 2002).

Análisis de Cluster para las variaciones en la distribución Agua-MS del Cu, Ni, y Cr (Jul-Ago 2002)

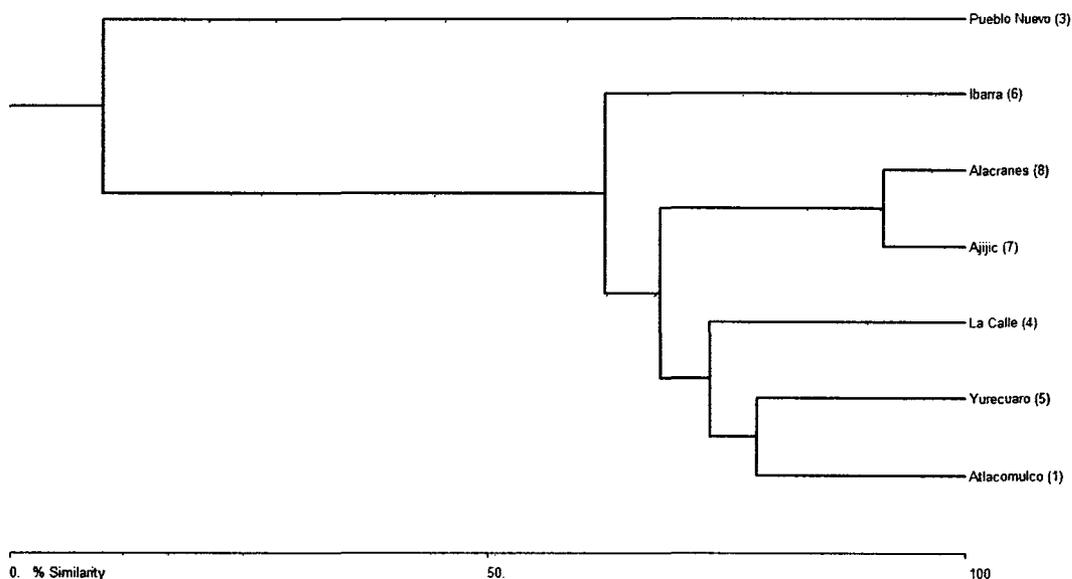


Figura 3.3.6. Dendograma del análisis de cluster correspondiente a las variaciones en la distribución Agua-Materia Suspendida del Cu, Ni, y Cr (Jul-Ago 2002)

Tabla 3.3.7. Porcentajes de similitud correspondientes al análisis de distancias euclidianas en el análisis de cluster para las variaciones en la distribución Agua-MS del Cu, Ni, y Cr (Jul-Ago 2002)

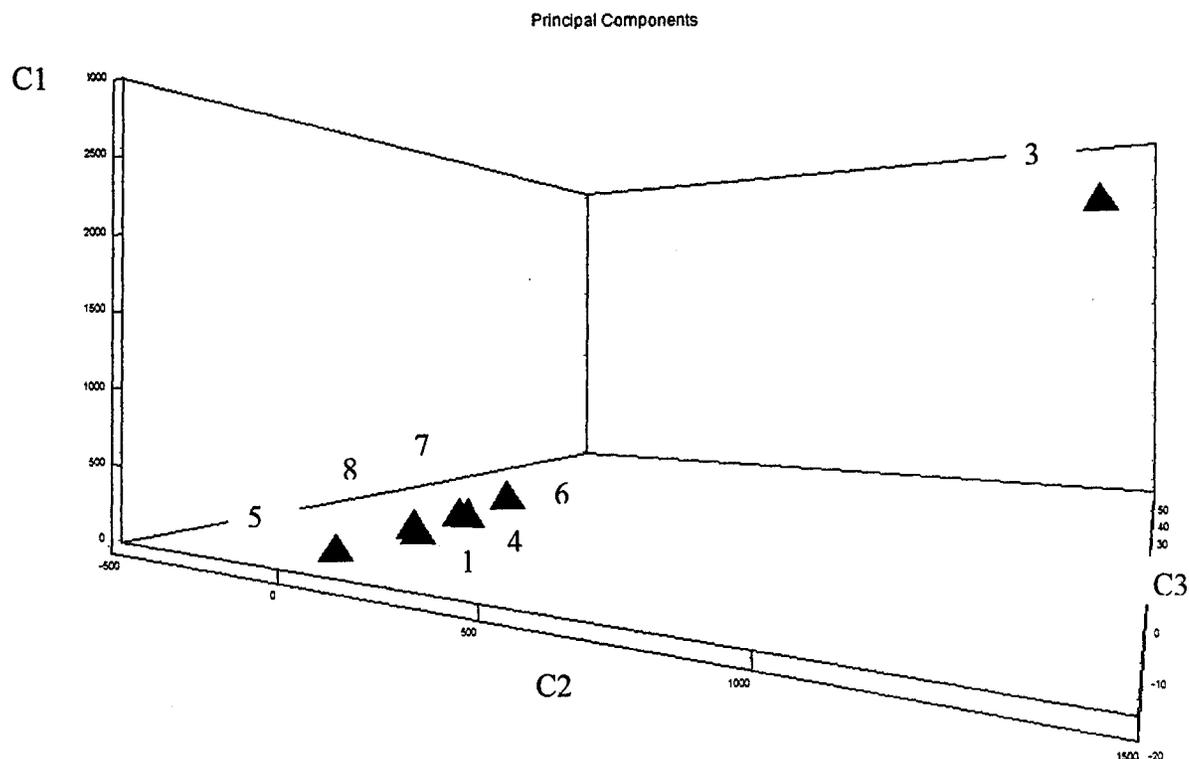
Matriz de Similaridad

	Atlacomulco (1)	Pueblo Nuevo (3)	La Calle (4)	Yurecuaro (5)	Ibarra (6)	Ajijic (7)	Alacranes (8)
Atlacomulco (1) *		3.1993	73.3174	78.1673	42.0875	42.7575	50.8392
Pueblo Nuevo (3)	*		5.2067	2.4846	9.8216	1.7328	2.0172
La Calle (4)	*	*		58.662	62.3758	41.5417	47.897
Yurecuaro (5)	*	*	*		43.9193	59.487	68.2626
Ibarra (6)	*	*	*	*		49.9806	54.0145
Ajijic (7)	*	*	*	*	*		91.5115
Alacranes (8)	*	*	*	*	*	*	

Análisis de Componentes Principales para las variaciones en la distribución Agua-MS del Cu, Ni, y Cr (Jul-Ago 2002)

Tabla 3.3.8. Descriptores de los componentes.

Proporciones			
Eigenvalor	2.22927	0.63654	0.13419
Proporción	0.74309	0.21218	0.04473
Acumulativa	0.74309	0.95527	1
Componentes			
Variable	PC1	PC2	PC3
Cobre	0.47782	0.87826	0.01877
Niquel	-0.623	0.32373	0.71209
Cromo	-0.61932	0.35194	-0.70184
Nvas. Variable			
Nvas. Variable	PC1	PC2	PC3
Atacomulco (1)	-0.28055	34.28292	-5.60764
Pueblo Nuevo (3)	1361.79614	2528.66016	45.41776
La Calle (4)	10.03086	63.27964	0.59519
Yurecuaro (5)	-13.62326	29.79111	-14.11557
Ibarra (6)	23.54765	140.2291	5.91793
Ajijic (7)	-50.6913	37.40751	2.00735
Alacranes (8)	-41.44403	37.26174	-4.41286



1. Atacomulco 2. Chucicuaro 4. La Calle 5. Yurécuaro 7. Aijic 8. Alacranes

Figura 3.3.7. Relación espacial de los componentes principales obtenidos a partir del análisis de las variaciones en las constantes de distribución del Cu, Ni, y Cr (Jul-Ago 2002).

Análisis de Cluster para las variaciones en la distribución Agua-MS del Cu, Ni, y Cr (Oct-Nov 2002)

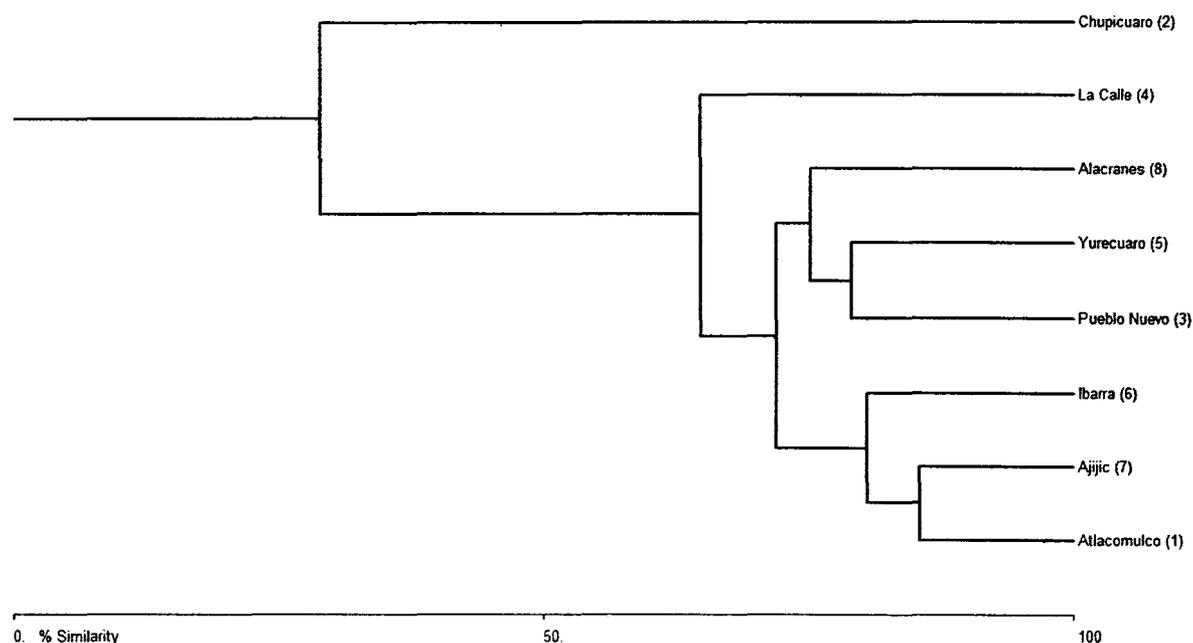


Figura 3.3.8. Dendrograma del análisis de cluster correspondiente a las variaciones en la distribución agua-materia suspendida del Cu, Ni, y Cr (Oct- Nov 2002).

Tabla 3.3.9. Porcentajes de similitud correspondientes al análisis de distancias euclidianas en el análisis de cluster para las variaciones en la distribución Agua-MS del Cu, Ni, y Cr (Oct-Nov 2002).

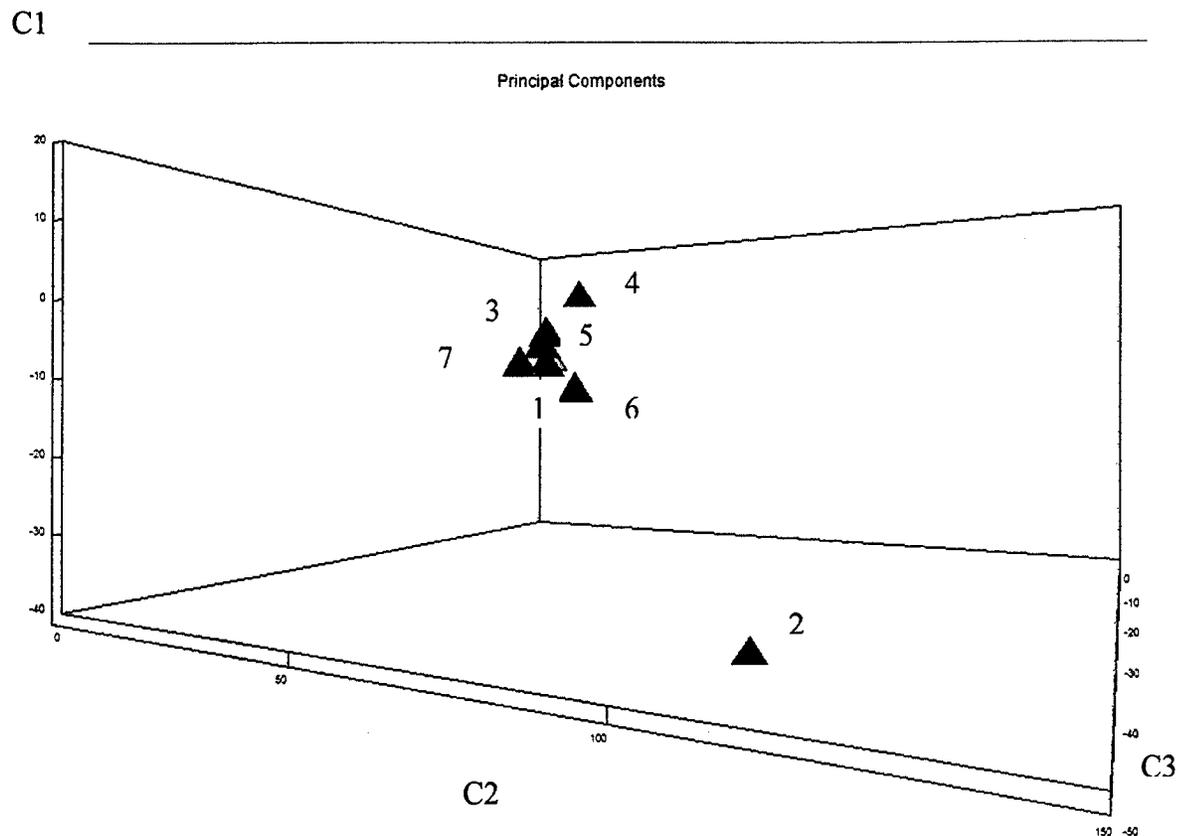
Matriz de similitud

	Atlacomulco (1)	Chupicuaro (2)	Pueblo Nvo. (3)	La Calle (4)	Yurecuaro (5)	Ibarra (6)	Ajjic (7)	Alacranes (8)
Atlacomulco (1)	*	21.4118	50.9607	64.9028	61.0217	80.5472	85.4669	72.0483
Chupicuaro (2)	*	*	10.0575	28.9162	10.002	24.8565	22.3899	12.6484
Pueblo Nuevo (3)	*	*	*	47.7098	79.0993	30.368	47.4415	56.9331
La Calle (4)	*	*	*	*	47.4984	51.0093	57.1453	57.0851
Yurecuaro (5)	*	*	*	*	*	41.601	58.9159	75.1906
Ibarra (6)	*	*	*	*	*	*	71.0746	59.9806
Ajjic (7)	*	*	*	*	*	*	*	64.0455
Alacranes (8)	*	*	*	*	*	*	*	*

Análisis de Componentes Principales para las variaciones en la distribución Agua-MS del Cu, Ni, y Cr (Oct-Nov 2002)

Tabla 3.3.10. Descriptores de los componentes.

Proporción			
Eigenvalor	2.76883	0.21603	0.01513
Proporción	0.92294	0.07201	0.00504
Acumulativa	0.92294	0.99496	1
Componentes			
Variable	PC1	PC2	PC3
Cobre	0.55441	0.83017	0.05873
Niquel	0.58613	-0.43959	0.68059
Cromo	0.59082	-0.3429	-0.73031
Nvas. Variable	PC1	PC2	PC3
Atlacomulco (1)	13.78341	-4.06806	-6.3426
Chupicuaro (2)	114.95557	-34.62753	-47.90205
Pueblo Nuevo (3)	5.95185	2.96715	-1.98312
La Calle (4)	18.96464	10.10422	-3.19771
Yurecuaro (5)	5.99344	0.34389	-2.81516
Ibarra (6)	16.41909	-9.53201	-2.45435
Ajjic (7)	14.52454	-4.59767	-11.14578
Alacranes (8)	7.76503	-2.63667	-2.45924



1. Atlacomulco 2. Chupicuaro 4. La Calle 5. Yurécuaro 7. Ajjjic 8. Alacranes

Figura 3.3.9. Relación espacial de los componentes principales obtenidos a partir del análisis de las variaciones en las constantes de distribución del Cu, Ni, y Cr (Oct-Nov 2002).

Análisis de Cluster para las variaciones en la distribución Agua-MS del Cu, Ni, y Cr (Mayo 2003)

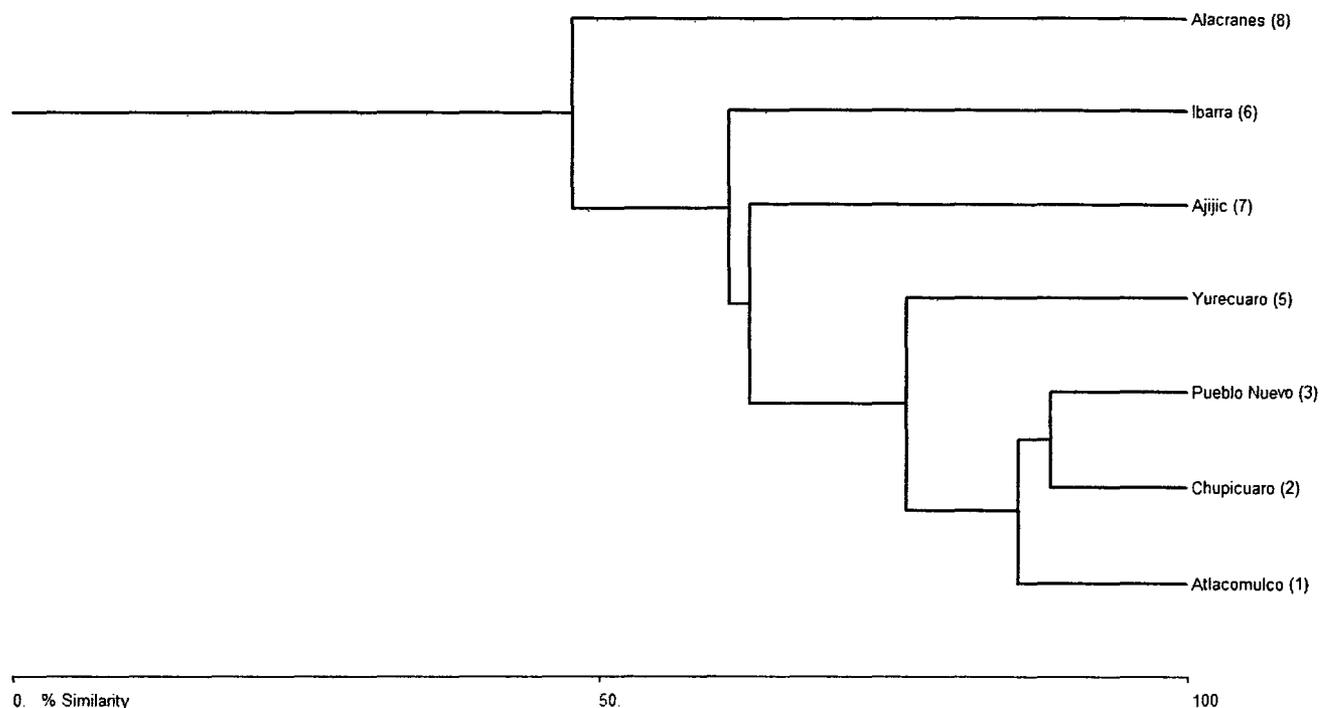


Figura 3.3.10. Dendograma del análisis de cluster correspondiente a las variaciones en la distribución agua-materia suspendida del Cu, Ni, y Cr (Mayo 2003).

Tabla 3.3.11. Porcentajes de similitud correspondientes al análisis de distancias euclidianas en el análisis de cluster para las variaciones en la distribución Agua-MS del Cu, Ni, y Cr (Mayo 2003).

Matriz de Similitud

	Atlacomulco (1)	Chupicuaro (2)	Pueblo Nuevo (3)	Yurecuaro (5)	Ibarra (6)	Ajijic (7)	Alacranes (8)
Atlacomulco (1)	*	71.9582	85.6241	53.7447	23.059	59.8746	33.7308
Chupicuaro (2)	*	*	88.3588	76.2189	38.8369	54.4402	38.6195
Pueblo Nuevo (3)	*	*	*	72.8093	34.0747	62.9961	40.9434
Yurecuaro (5)	*	*	*	*	33.8121	39.2622	25.686
Ibarra (6)	*	*	*	*	*	61.2454	33.687
Ajijic (7)	*	*	*	*	*	*	47.7528
Alacranes (8)	*	*	*	*	*	*	*

Análisis de Componentes Principales para las variaciones en la distribución Agua-*Ms* del Cu, Ni, y Cr (Mayo 2003)

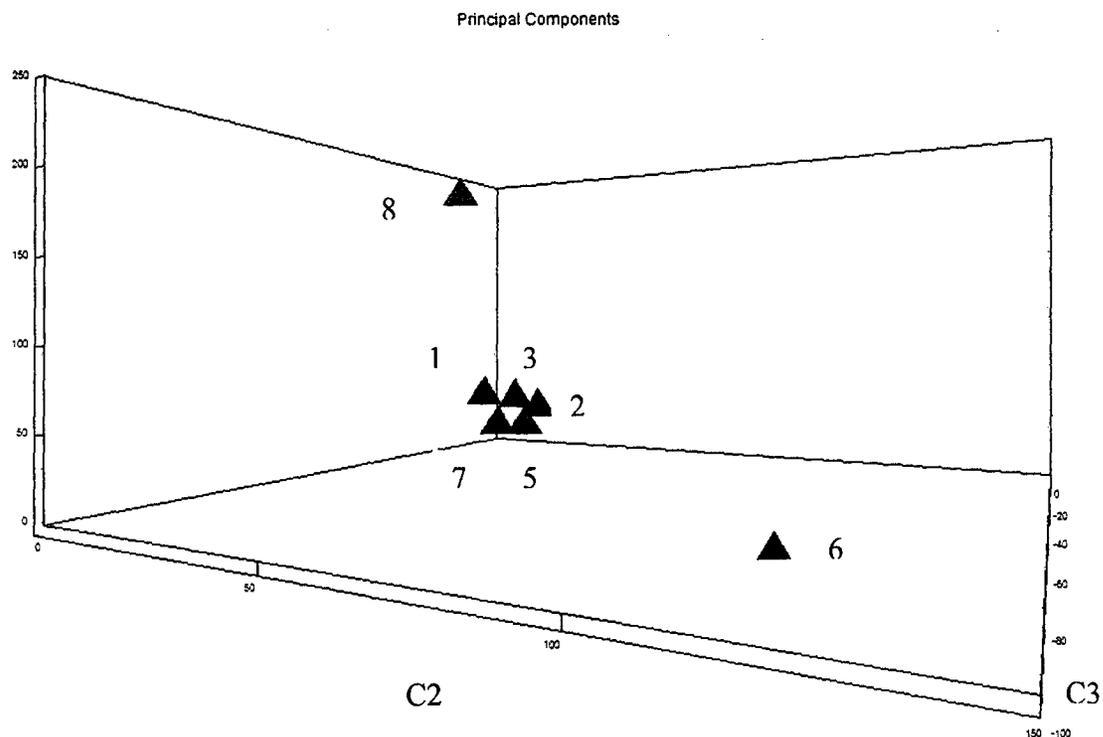
Tabla 3.3.12. Descriptores de los componentes.

Proporción			
Eigenvalor	1.65028	1.01013	0.33958
Proporción	0.55009	0.33671	0.11319
Acumulativa	0.55009	0.88681	1

Componentes			
Variable	PC1	PC2	PC3
Cobre	0.70504	0.1152	0.69975
Niquel	0.70829	-0.06534	-0.70289
Cromo	-0.03525	0.99119	-0.12766

Nvas.Variable	PC1	PC2	PC3
Atacomulco (1)	1.11238	50.16548	-5.29239
Chupicuaro (2)	16.73615	39.32925	-1.7011
Pueblo Nuevo (3)	12.6176	48.89851	-6.08645
Yurecuaro (5)	12.2401	21.56088	-1.8057
Ibarra (6)	119.30396	18.28831	-83.64457
Ajijic (7)	50.48315	48.73302	-54.48577
Alacranes (8)	30.15666	212.45003	-43.3524

C1



1. Atacomulco 2. Chupicuaro 4. La Calle 5. Yurécuaro 7. Aijic 8. Alacranes

Figura 3.3.11. Relación espacial de los componentes principales obtenidos a partir del análisis de las variaciones en las constantes de distribución del Cu, Ni, y Cr (Mayo 2003).

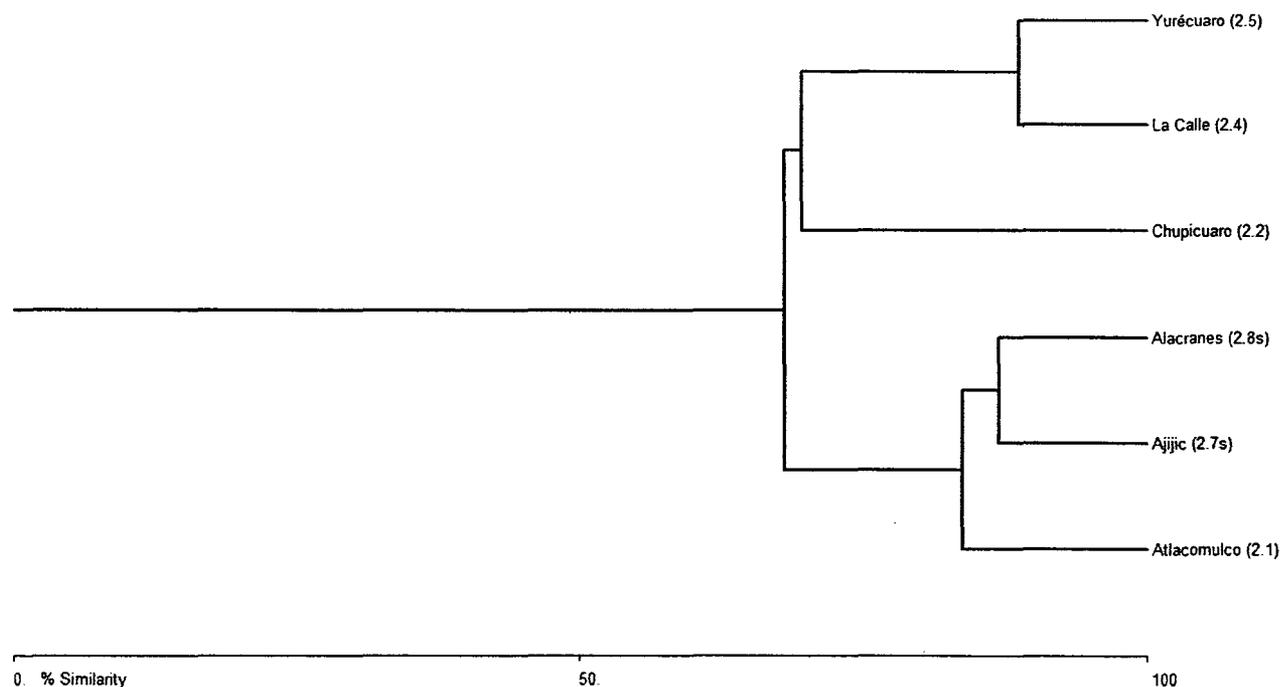


Figura 3.3.12. Dendograma del análisis de cluster correspondiente a las variaciones espaciales en los parámetros del agua (Mayo-Junio 2002)

Tabla 3.3.13. Porcentajes de similitud correspondientes al análisis de distancias euclidianas en el análisis de cluster para las variaciones en los parámetros del agua (Mayo-Junio 2002).

Matriz de Similaridad	Atlacomulco (2.1)	Chupicuaro (2.2)	La Calle (2.4)	Yurécuaro (2.5)	Ajjic (2.7s)	Alacranes (2.8s)	
Atlacomulco (2.1)	*		68.1742	56.1493	48.2638	72.2571	83.7788
Chupicuaro (2.2)	*	*		69.7373	68.8747	53.8622	61.1287
La Calle (2.4)	*	*	*		88.7841	55.0586	53.933
Yurécuaro (2.5)	*	*	*	*		47.0483	46.8584
Ajjic (2.7s)	*	*	*	*	*		86.9279
Alacranes (2.8s)	*	*	*	*	*	*	

Análisis de Componentes Principales para las variaciones en los parámetros del agua (May-Jun 2002)

Tabla 3.3.14. Descriptores de los componentes.

Proporciones			
Eigenvalor	3.98718	3.33815	1.20878
Proporción			
Acumulativa			
Componentes			
Variables	PC1	PC2	PC3
pH	0.47175	0.15036	0.10679
T (°C)	0.17875	0.48186	0.09086
Cond.	0.45397	-0.22577	-0.01844
Eh	0.22994	-0.26806	0.65554
O2 Dis.	0.24144	0.46269	0.10558
SO42-	0.30186	0.11197	-0.69302
COT	-0.48683	-0.0711	-0.04381
MS	0.11191	-0.47647	-0.22763
Na	0.29597	-0.40456	-0.07142
Nvas.Variables			
	PC1	PC2	PC3
Atacomulco (2.1)	64.55403	-103.38041	-45.77978
Chupicuaro (2.2)	29.40916	-42.25256	-52.75209
La Calle (2.4)	50.04461	-17.76302	-58.33987
Yurécuaro (2.5)	42.96449	-1.61676	-47.90743
Ajijic (2.7s)	139.22379	-118.48361	-141.42343
Alacranes (2.8s)	103.84466	-126.92895	-60.87704

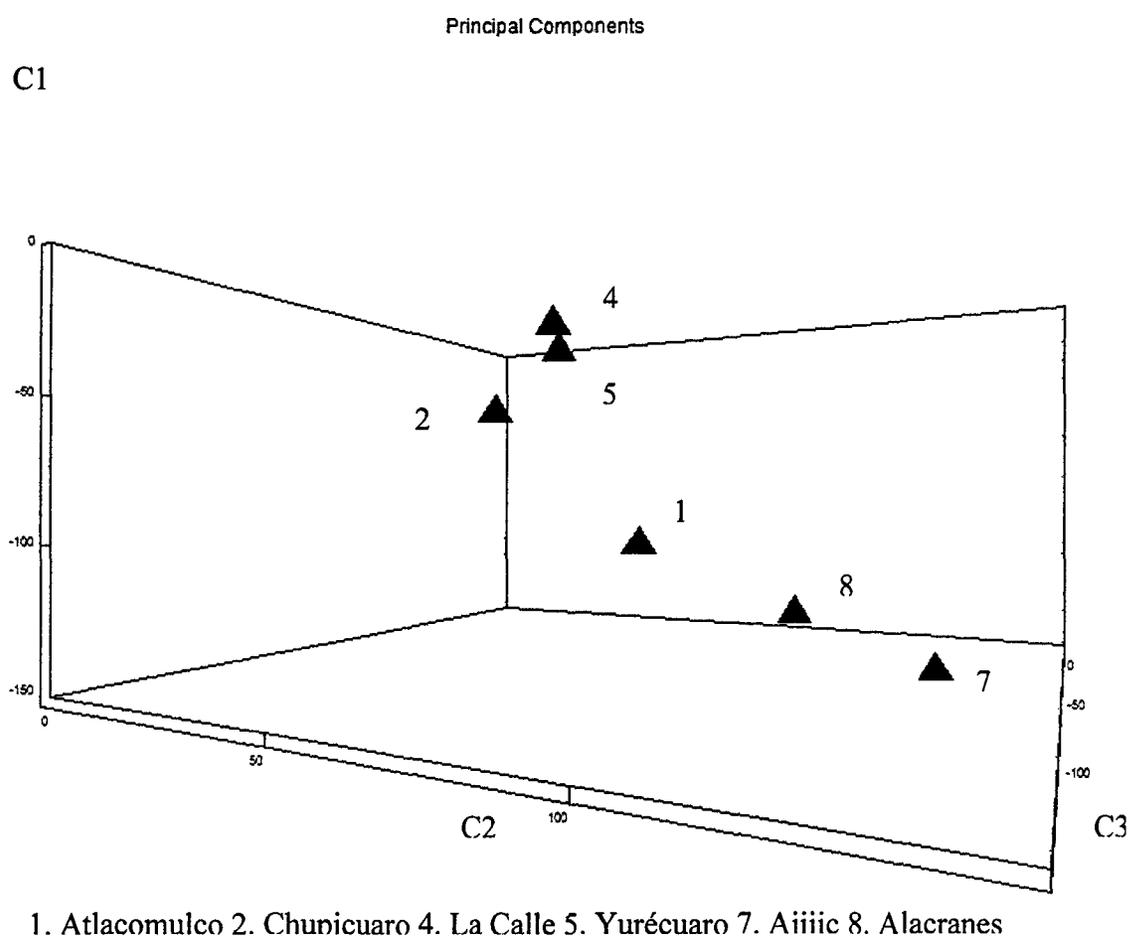


Figura 3.3.13. Relación espacial de los componentes principales obtenidos a partir del análisis de las variaciones en los parámetros del agua (Mayo-Junio 2002).

Análisis de Cluster para las variaciones en los parámetros del agua (Jul-Ago 2002)

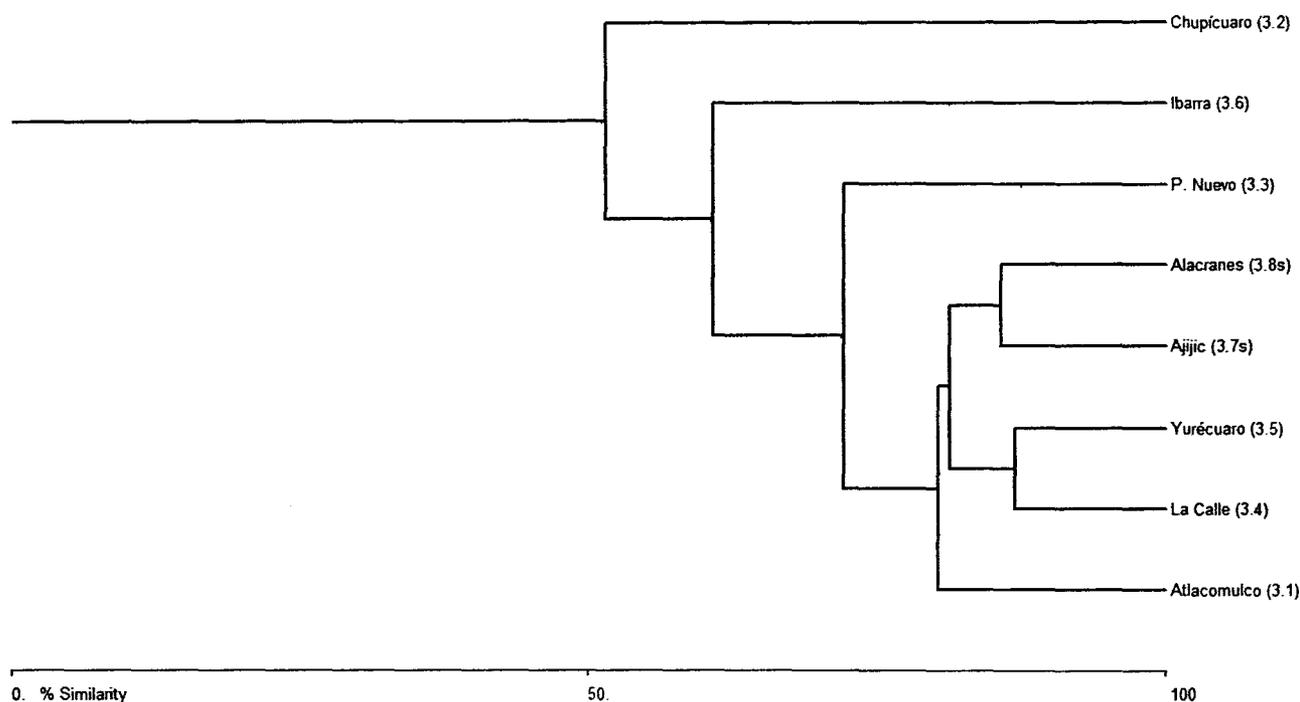


Figura 3.3.14. Dendograma del análisis de cluster correspondiente a las variaciones espaciales en los parámetros del agua (Julio-Agosto 2002)

Tabla 3.3.15 Porcentajes de similitud correspondientes al análisis de distancias euclidianas en el análisis de cluster para las variaciones en los parámetros del agua (Julio-Agosto 2002).

Matriz de similitud	Atlacomulco (3.1)	Chupícuaro (3.2)	P. Nuevo (3.3)	La Calle (3.4)	Yurécuaro (3.5)	Ibarra (3.6)	Ajijic (3.7s)	Alacranes (3.8s)
Atlacomulco (3.1)	*	42.6676	39.5133	66.0066	61.9292	41.8014	80.3118	78.9627
Chupícuaro (3.2)	*	*	47.5341	51.5529	49.9143	26.8464	34.5499	42.3552
P. Nuevo (3.3)	*	*	*	58.2733	72.2058	60.8558	46.9807	52.8258
La Calle (3.4)	*	*	*	*	86.8522	48.3035	69.1571	81.3082
Yurécuaro (3.5)	*	*	*	*	*	56.463	66.6119	75.944
Ibarra (3.6)	*	*	*	*	*	*	46.3985	50.2046
Ajijic (3.7s)	*	*	*	*	*	*	*	85.6514
Alacranes (3.8s)	*	*	*	*	*	*	*	*

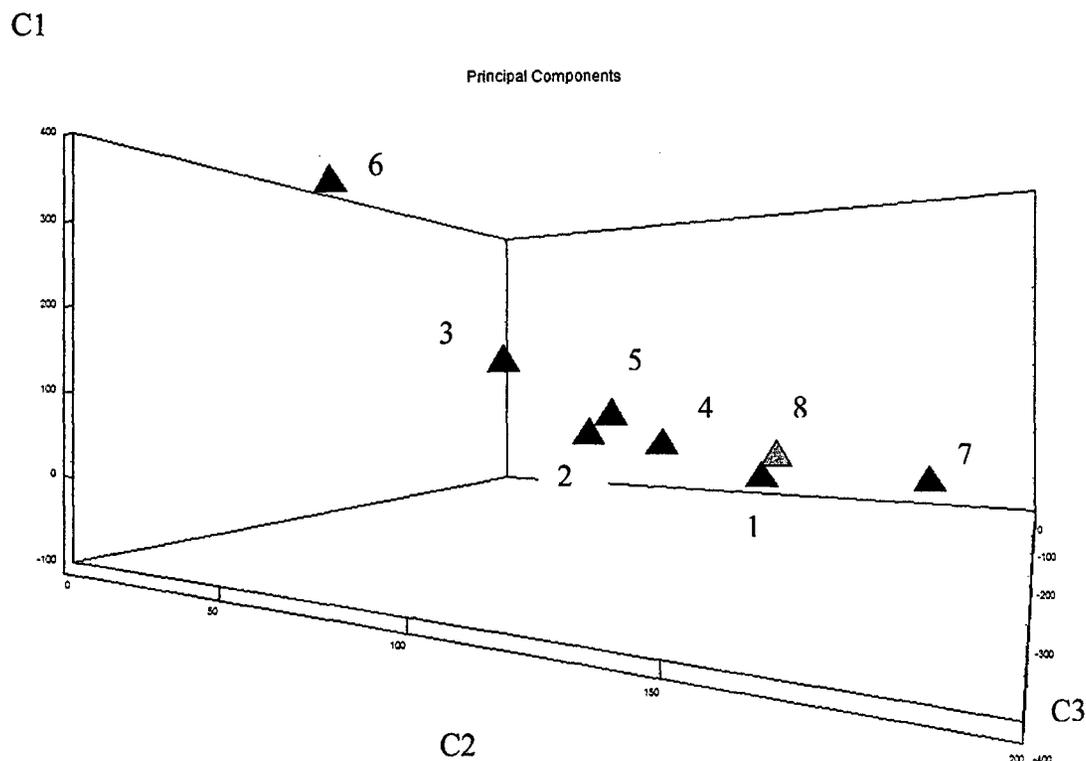
Análisis de Componentes Principales para las variaciones en los parámetros del agua (Jul-Ago 2002)

Tabla 3.3.16. Descriptores de los componentes.

Proportions			
Eigenvalue	4.73486	2.0293	1.17587
Proporción	0.596327722	0.255578379	0.1480939
Acumulativa	0.596327722	0.851906101	1

Components			
Variable	PC1	PC2	PC3
pH	0.37311	0.02909	0.49919
T (°C)	0.41629	0.00118	-0.02754
Cond.	0.42972	0.03226	0.10007
Eh	-0.2672	-0.51099	0.28921
O2 Dis.	0.39018	-0.17057	-0.27314
SO42-	0.37113	-0.34439	-0.11391
COT	0.21611	0.47378	0.49524
MS	-0.0679	0.59609	-0.38753
Na	0.30023	-0.09754	-0.41638

Nvas. Variables			
	PC1	PC2	PC3
Atacomulco (3.1)	132.98283	-20.91663	-154.86513
Chupícuaro (3.2)	43.83547	6.02208	-12.43212
P. Nuevo (3.3)	36.97954	146.15221	-123.87791
La Calle (3.4)	91.61983	8.11812	-97.26128
Yurécuaro (3.5)	76.71165	57.20772	-113.46732
Ibarra (3.6)	41.99084	364.0556	-311.39093
Ajijic (3.7s)	179.69479	1.23148	-216.79533
Alacranes (3.8s)	136.37154	7.85547	-149.56242



1. Atacomulco 2. Chupícuaro 4. La Calle 5. Yurécuaro 7. Ajijic 8. Alacranes

Figura 3.3.15. Relación espacial de los componentes principales obtenidos a partir del análisis de las variaciones en los parámetros del agua (Julio-Agosto 2002).

Análisis de Cluster para las variaciones en los parámetros del agua (Oct-Nov. 2002)

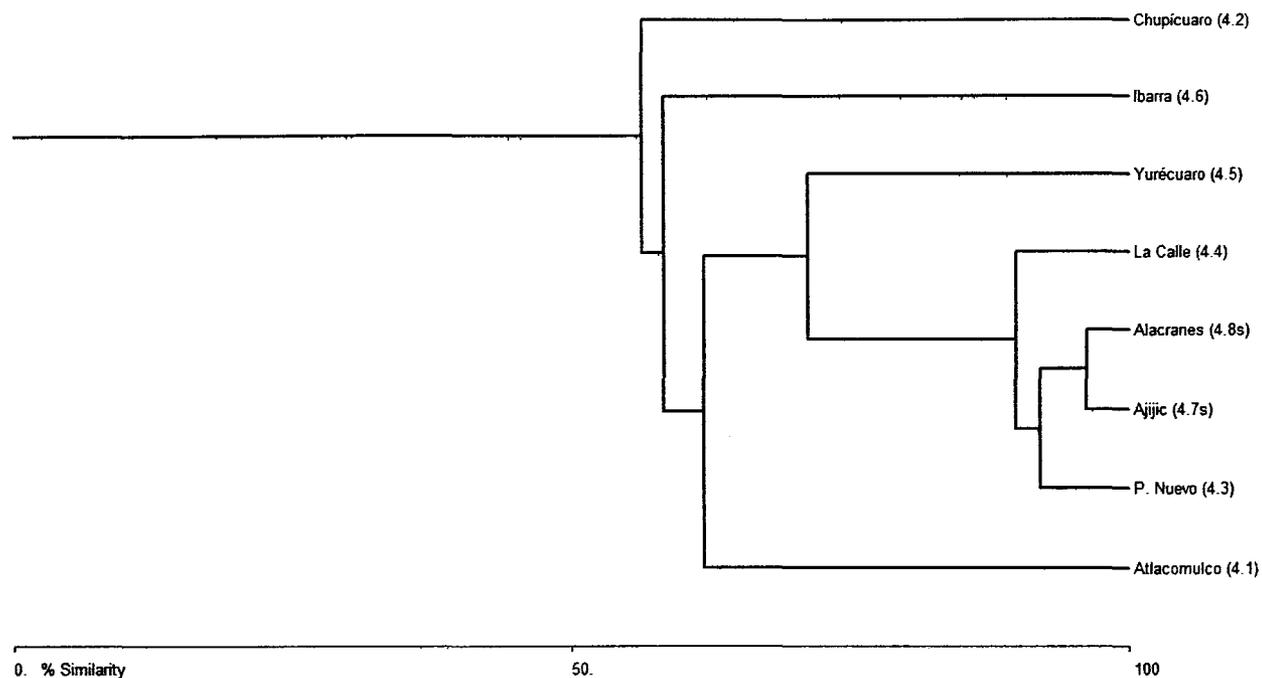


Figura 3.3.16. Dendrograma del análisis de cluster correspondiente a las variaciones espaciales en los parámetros del agua (Oct.-Nov. 2002)

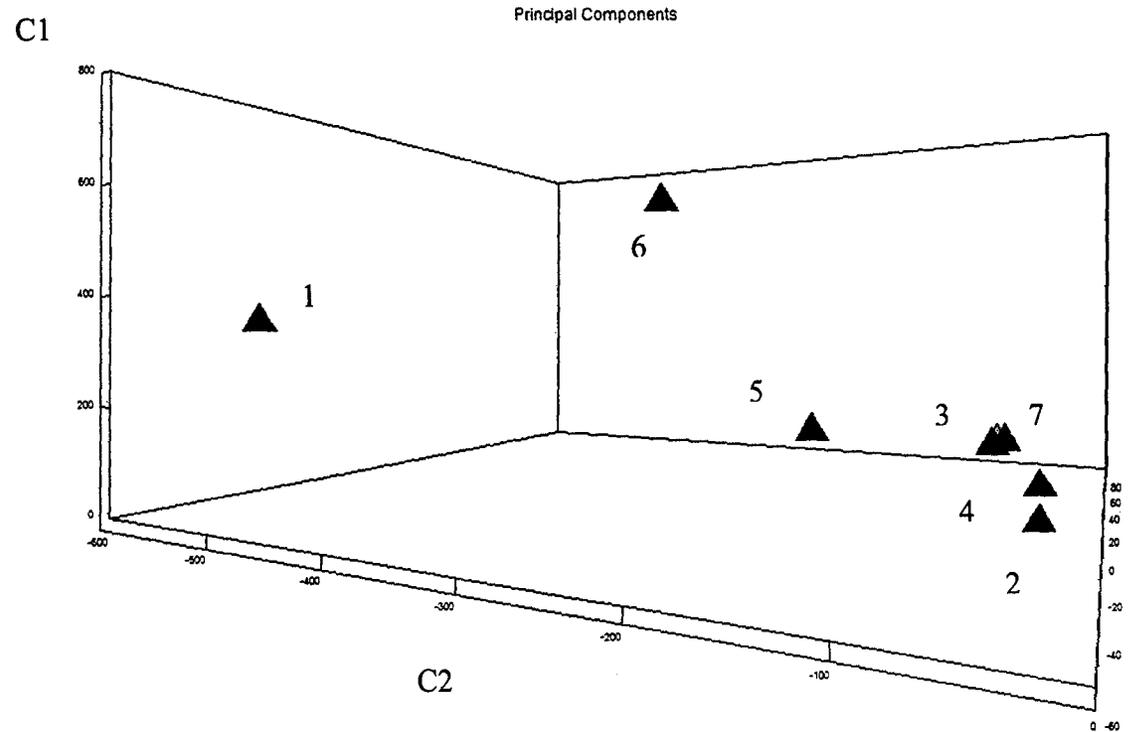
Tabla 3.3.17. Porcentajes de similitud correspondientes al análisis de distancias euclidianas en el análisis de cluster para las variaciones en los parámetros del agua (Oct.-Nov. 2002).

	Atlacomulco (4.1)	Chupícuaro (4.2)	P. Nuevo (4.3)	La Calle (4.4)	Yurécuaro (4.5)	Ibarra (4.6)	Ajijic (4.7)	Alacranes (4.8)
Atlacomulco (4.1) *	*	23.5469	51.2504	41.9791	61.9394	58.3312	49.4498	49.3495
Chupícuaro (4.2) *	*	*	44.5208	56.3149	44.814	19.726	50.455	51.2815
P. Nuevo (4.3) *	*	*	*	84.1017	64.5482	43.8678	92.0641	90.2209
La Calle (4.4) *	*	*	*	*	71.294	34.503	89.7803	89.4432
Yurécuaro (4.5) *	*	*	*	*	*	52.4637	66.6366	69.7751
Ibarra (4.6) *	*	*	*	*	*	*	41.4144	41.2795
Ajijic (4.7) *	*	*	*	*	*	*	*	96.2284
Alacranes (4.8) *	*	*	*	*	*	*	*	*

Análisis de Componentes Principales para las variaciones en los parámetros del agua (Oct.-Nov. 2002)

Tabla 3.3.18. Descriptores de los componentes.

Proportions			
Eigenvalue	3.94635	2.22166	1.23362
Proporción	0.5331731	0.300158208	0.166668693
Acumulativa	0.5331731	0.833331307	1
Components			
Variable	PC1	PC2	PC3
pH	0.32638	0.46642	0.06609
T (°C)	0.44231	0.02466	0.2469
Cond.	0.46176	-0.17294	-0.1092
Eh	-0.28128	-0.26659	0.46495
O2 Dis.	0.13282	0.56248	0.357
SO42-	0.40867	-0.07956	-0.27733
COT	0.15195	-0.2725	0.69949
MS	-0.17107	0.50211	0.0941
Na	-0.41048	0.17825	-0.06373
Nvas. Variables	PC1	PC2	PC3
Atacomulco (4.1)	-502.50577	363.30826	-49.58578
Chupícuaro (4.2)	-35.01822	34.8973	-0.98033
P. Nuevo (4.3)	-52.6353	184.68626	-23.2124
La Calle (4.4)	-31.24489	115.12603	-14.07977
Yurécuaro (4.5)	-176.46822	166.84973	-4.25155
Ibarra (4.6)	-445.25299	719.55597	72.26809
Ajjic (4.7s)	-53.39478	168.74065	-5.46826
Alacranes (4.8s)	-60.46175	162.08401	0.07864



1. Atacomulco 2. Chunicuaro 4. La Calle 5. Yurécuaro 7. Ajjic 8. Alacranes

Figura 3.3.17. Relación espacial de los componentes principales obtenidos a partir del análisis de las variaciones en los parámetros del agua (Oct.-Nov. 2002).

Análisis de Cluster para las variaciones en los parámetros del agua (Mayo. 2003)

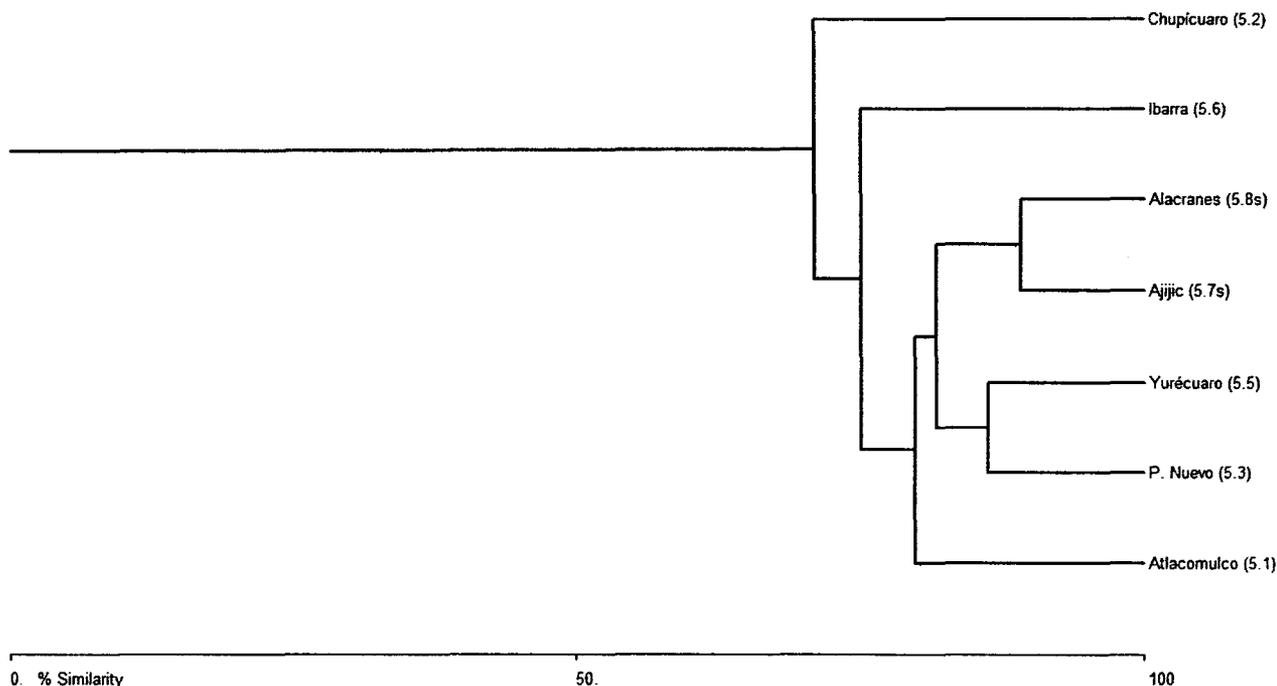


Figura 3.3.18. . Dendograma del análisis de cluster correspondiente a las variaciones espaciales en los parámetros del agua (Mayo 2003)

Tabla 3.3.19. Porcentajes de similitud correspondientes al análisis de distancias euclidianas en el análisis de cluster para las variaciones en los parámetros del agua (Mayo 2003).

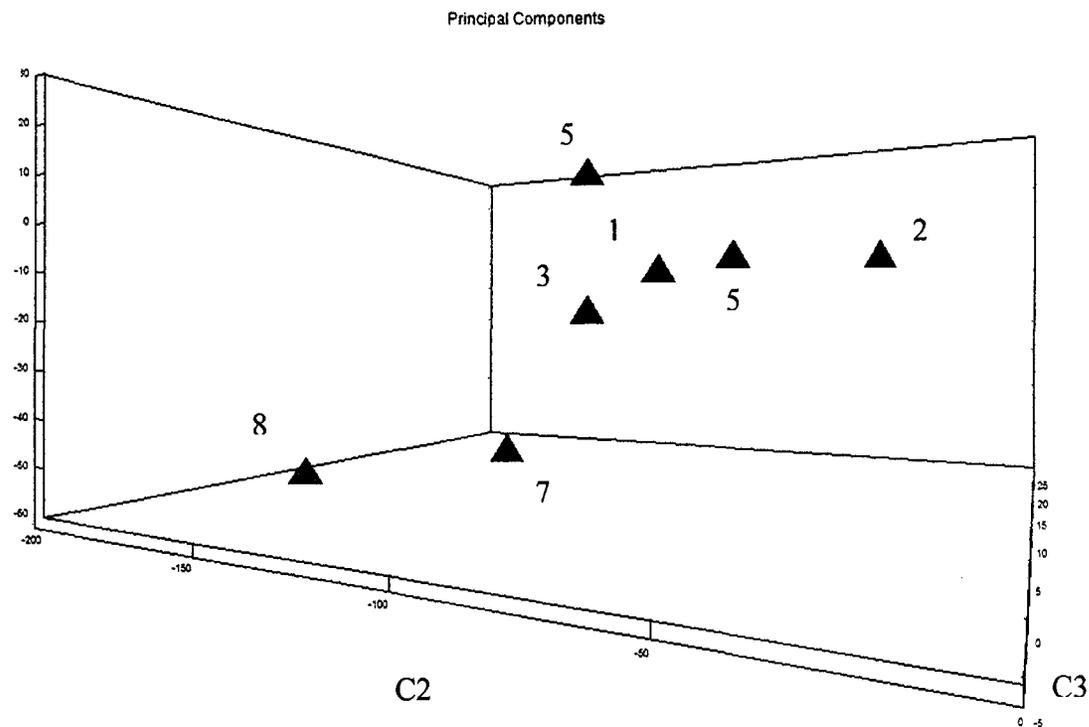
	Atlacomulco (5.1)	Chupícuaro (5.2)	P. Nuevo (5.3)	Yurécuaro (5.5)	Ibarra (5.6)	Ajijic (5.7s)	Alacranes (5.8)
Atlacomulco (5.1) *		71.0533	74.8864	79.8667	58.059	59.0473	56.004
Chupícuaro (5.2) *	*		54.5157	59.9731	43.5461	41.7054	37.2148
P. Nuevo (5.3) *	*	*		86.1862	70.6584	81.7502	73.0316
Yurécuaro (5.5) *	*	*	*		72.0587	72.0975	62.5337
Ibarra (5.6) *	*	*	*	*		64.975	75.1432
Ajijic (5.7) *	*	*	*	*	*		89.0419
Alacranes (5.8) *	*	*	*	*	*	*	

Análisis de Componentes Principales para las variaciones en los parámetros del agua (Mayo. 2003)

Tabla 3.3.20. Descriptores de los componentes.

Proportions			
Eigenvalue	3.66295	2.39753	1.59809
Proporción	0.47828119	0.31305191	0.20866689
Acumulativa	0.47828119	0.79133311	1
Componentes			
Variable	PC1	PC2	PC3
pH	0.42594	0.00959	0.21218
T (°C)	-0.35089	0.08789	0.51944
Cond.	-0.45956	-0.27023	-0.04679
Eh	0.01659	-0.56935	-0.01136
O2 Dis.	0.09615	-0.30012	0.68158
SO42-	-0.3417	-0.42437	-0.0121
COT	-0.33763	0.39355	-0.12724
MS	0.05514	-0.39989	-0.448
Na	-0.49086	0.10026	0.03535
Nvas.Variables	PC1	PC2	PC3
Atacomulco (5.1)	-61.29522	-11.44825	-0.09289
Chupícuaro (5.2)	-28.09772	-7.64223	6.4614
P. Nuevo (5.3)	-108.3484	-16.94079	10.25964
Yurécuaro (5.5)	-88.11982	-0.35094	20.68443
Ibarra (5.6)	-141.24135	27.30942	20.72114
Ajijic (5.7s)	-153.03139	-56.4656	15.05667
Alacranes (5.8s)	-188.60956	-58.63565	6.31591

C1



1. Atacomulco 2. Chunicuaro 4. La Calle 5. Yurécuaro 7. Aiiic 8. Alacranes

Figura 3.3.19. Relación espacial de los componentes principales obtenidos a partir del análisis de las variaciones en los parámetros del agua (Mayo 2003).

Discusión:

Se observa que en efecto, el análisis de componentes principales es una herramienta muy útil para la detección de irregularidades, y al mismo tiempo, constituye un análisis confirmatorio de los agrupamientos obtenidos por el análisis de cluster, coincidiendo en la mayoría de los casos ambas agrupaciones gráficas. En el único caso en el que no es evidente esta concordancia fue para el periodo de lluvias (Jul-Ago 2002), dónde en apariencia se percibe una mayor similitud entre las estaciones en el análisis de componentes principales, en relación al cluster correspondiente, donde no coinciden del todo tampoco las agrupaciones obtenidas, sin embargo, en ambos se corrobora el comportamiento fuera de rango de la estación de Pueblo Nvo.(3), la cual, presentó durante este periodo, un incremento sustancial en el valor de la KD del Cu, presumiblemente debido a un mayor aporte de materia orgánica, a la cual este metal es muy afín.

La estación de Chupicuaro (2) es también un caso aislado durante el periodo posterior a las lluvias (Oct-Nov 2002), debido a un incremento significativo en la KD del Cr, con respecto al resto de las estaciones durante este periodo, presumiblemente por la precipitación del mismo a partir de la columna de agua, por el aumento de concentración dada la disminución de la precipitación pluvial.

En los periodos correspondientes a la misma época, previo a las lluvias (Mayo 2002 y 2003), contrario a lo que se esperaría, no se observaron similitudes entre ambas agrupaciones, lo que manifiesta la dinámica cambiante de los equilibrios de reparto en el sistema.

Con respecto a las variaciones en las agrupaciones obtenidas a partir de los parámetros evaluados en agua, tampoco se observa una concordancia destacada con las obtenidas para las agrupaciones con base en las constantes de reparto, lo que da indicios de que éstas dependen en mayor proporción del comportamiento del material particulado, lo cual se ve apoyado por el hecho de que en la totalidad de las agrupaciones respecto a los parámetros fisicoquímicos del agua, las estaciones correspondientes al Lago, Ajijic (7) y Alacranes (8), permanecen ligadas en los diferentes periodos analizados, mientras en las obtenidas a partir de las constantes de distribución no se conserva esta misma relación. En este sentido, con base en la variabilidad observada en los sedimentos, se puede esperar que los cambios de afinidad de los metales evaluados por el material en suspensión y consecuentemente la variabilidad en las correspondientes KDs, se deban principalmente a constantes cambios en la composición del mismo, dado que los diferentes componentes tendrían afinidades distintas por los metales y otros posibles contaminantes presentes en el sistema.

3.4. SEDIMENTOS

Caracterización granulométrica de los sedimentos.

En esta sección se presentan y comparan las características granulométricas de los sedimentos recolectados durante los dos periodos correspondientes, esto es, los colectado durante las salidas que se realizaron en la misma época del año, (Mayo-Junio 2002 y Mayo 2003), con miras a estimar la influencia del transporte y el intemperismo natural, en la variabilidad de su composición elemental.

La obtención de los parámetros granulométricos, que se presentan a continuación, así como su interpretación, se efectuó con base en las definiciones propuestas por Folk (2002).

Tabla. 3.4.1. Parámetros granulométricos obtenidos para los sedimentos recolectados durante Mayo-Junio del 2002.

No.	Estación	Mz Φ	$\sigma_i \Phi$	Sk1	K _G
1	Atlacomulco	0.59-1.85	0.94-2.74	0.3-0.38	1.93-2.18
2	Chupicuaro	2.31	2.26	0.36	1.95
3	Pueblo Nvo.	5.58	2.81	-0.06	0.9
4	La Calle	1.76	1.8	0.46	1.25
5	Yurécuaro	4.86	2.73	0.13	0.92
6	Ibarra	4.04	2.54	0.18	0.76
7	Ajijic	5.13	2.51	0.09	1.07
8	Alacranes	5.63	2.48	-0.02	1.07

Interpretación física de los parámetros granulométricos:

1. Arenas de muy gruesas a medianas; sedimento muy mal clasificado, de distribución asimétrica hacia los finos, muy leptocúrtica.
2. Arenas finas; muy mal clasificadas, de distribución asimétrica hacia los finos y muy leptocúrtica.
3. Limos gruesos; mal clasificado, con una distribución simétrica y platicúrtica.
4. Arena media; mal clasificada, de distribución asimétrica hacia los finos y leptocúrtica.
5. Limos gruesos; muy mal clasificados, de distribución asimétrica hacia los finos y mesocúrtica.
6. Arena muy fina; muy mal clasificada, de distribución asimétrica hacia los finos y platicúrtica.
7. Limos gruesos; muy mal clasificados, de distribución simétrica y mesocúrtica.
8. Limos gruesos; muy mal clasificados, de distribución simétrica y mesocúrtica.

Tabla 3.4.2 Parámetros granulométricos obtenidos para los sedimentos recolectados durante Mayo del 2003.

No.	Estación	Mz Φ	σ Φ	Sk1	K _G
1	Atlacomulco a	3.55	2.89	0.41	0.89
2	Chupicuaro	6.28	2.12	-0.13	1.01
3	Pueblo Nvo.	7.03	1.69	0.11	0.93
4	La Calle	1.80	1.29	-0.10	1.95
5	Yurécuaro	-0.98	0.73	0.11	0.77
6	Ibarra	4.87	1.89	0.11	1.34
7	Ajjic	4.06	1.93	0.24	1.34
8	Alacranes	5.70	2.39	0.01	1.07

Interpretación física de los parámetros granulométricos:

1. Arena muy fina; muy mal clasificada, de distribución muy asimétrica hacia los finos y platicúrtica.
2. Limos finos; muy mal clasificada, de distribución asimétrica hacia gruesos y mesocúrtica.
3. Limos muy finos; mal clasificado, de distribución asimétrica hacia los finos y mesocúrtica.
4. Arena media; mal clasificada, de distribución asimétrica hacia los gruesos y muy leptocúrtica.
5. Arena muy gruesa; moderadamente clasificada, de distribución asimétrica hacia los finos y platicúrtica.
6. Limos gruesos; mal clasificados, de distribución asimétrica hacia los finos y leptocúrtica
7. Limos gruesos; mal clasificados, de distribución asimétrica hacia los finos y leptocúrtica.
8. Limos medios; mal clasificados, de distribución simétrica y mesocúrtico.

A continuación se presentan las variaciones en la composición granulométrica de los sedimentos para los periodos evaluados.

Tabla 3.4.3. Variación en la composición de los sedimentos según su tamaño de partícula (Mayo-Junio 2002)

Mayo-Junio 2002				
No.	Estación	% Arena	% Limo	% Arcilla
1	Atacomulco	95.7 - 78.8	3.3 - 16	1 - 5.2
2	Chupicuaro	89.9 - 93.4	7.3 - 4.6	2.8 - 2.0
3	Pueblo Nvo.	31.6	47.8	20.7
4	La Calle	88.3	8.8	2.9
5	Yurécuaro	57.2 - 33.1	32.9 - 45	9.9 - 21.9
6	Ibarra	52.7	40.3	7.1
7	Ajjic	32.5	54	13.5
8	Alacranes	24.4	59.2	16.4
Mínimo		24.40	4.80	2.40
Máximo		91.65	59.20	20.70

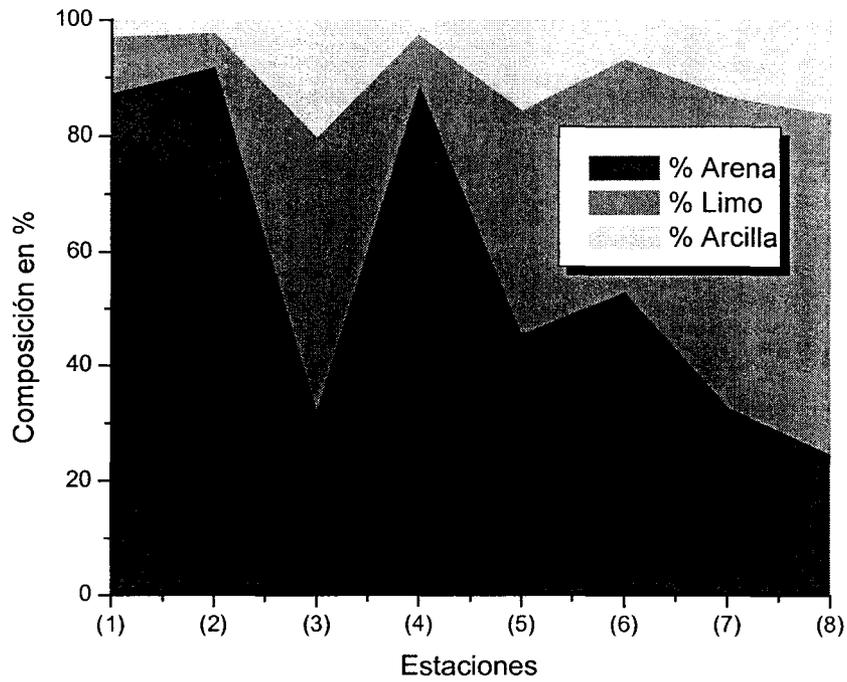


Fig. 3.4.1 Variación espacial de la composición granulométrica de los sedimentos (Mayo-Jun 2002).

Tabla 3.4.4 Variación en la composición de los sedimentos según su tamaño de partícula (Mayo de 2003)

Mayo 2003				
No.	Estación	% Arena	% Limo	% Arcilla
1	Atlacomulco	66.1	24.7	9.3
2	Chupicuaro	15.9	63.6	20.5
3	Pueblo Nvo.	2.59	69.12	28.2
4	La Calle	Todo es arena		
5	Yurécuaro	Todo es arena		
6	Ibarra	31.45	61.25	7.3
7	Ajjic	56.9	37.6	5.5
8	Alacranes	23.3	60.3	16.4
Mínimo		2.59	0.00	0.00
Máximo		100.00	100	100

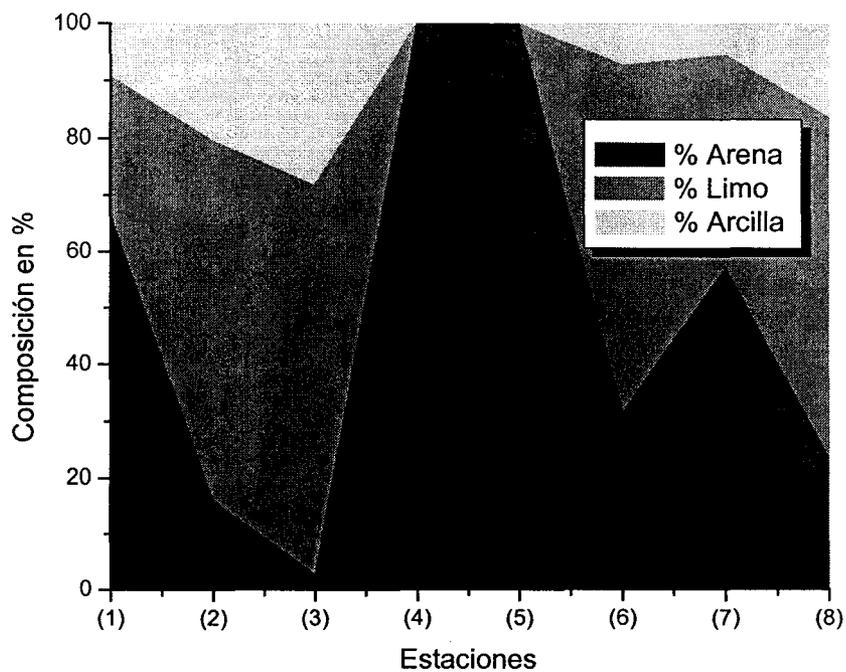


Fig. 3.4.2 Variación espacial de la composición granulométrica de los sedimentos (Mayo 2003).

Discusión:

Se observó una gran variación de los distintos parámetros granulométricos evaluados, pese a la cercanía y correspondencia en tiempo de ambos muestreos analizados. En general, se tienen sedimentos mal clasificados, siendo el intervalo de variación en el tamaño de partículas mayor durante el muestreo realizado en mayo del 2003, lo que es un reflejo del aumento en la competencia por el incremento en la precipitaciones que se presentaron de manera anómala en este año.

La estación 4, la de *La Calle*, correspondiente a la porción media del Río Lerma, fue la que presentó la mayor concordancia para ambos muestreos, si bien con una dominancia absoluta de las arenas en el periodo del 2003. El resto de las estaciones no mostraron grandes similitudes, salvo la estación de *Alacranes* (8), ubicada dentro del Lago de Chapala, la cual mostró prácticamente la misma composición en ambos periodos, dejando de manifiesto el carácter léntico de este cuerpo de agua. En contraste, la otra estación del Lago, la de *Ajijic* (7), tuvo una variación importante en su composición granulométrica en ambos periodos, lo que evidencia una dinámica de sedimentación distinta para la región central del Lago y su ribera.

Durante el primer periodo, en el 2002, se observó una distribución espacial más cercana a lo que cabría esperarse para el comportamiento natural de una cuenca, con un aumento de las fracciones más finas hacia las partes más bajas, por su acumulación debida al mayor transporte de las mismas, mientras que las arenas predominarían en las porciones más altas de la misma. Un comportamiento “anómalo” de acuerdo a esta tendencia, se presenta en la estación de Pueblo Nuevo (3) en la porción media de la Cuenca, con un porcentaje importante de partículas finas, el cual se acentúa al año siguiente, cuando también la estación previa de Chupicuaro (2), presenta un incremento absoluto de las fracciones finas.

En este segundo periodo, no se observa una tendencia general evidente para la distribución de las fracciones sedimentarias, lo que pudiera ser un reflejo del control antópico del flujo y la consecuente competencia del río, debido al manejo controlado de las presas ubicadas a lo largo de toda la Cuenca, dadas las precipitaciones abundantes que se presentaron durante este periodo. En este sentido, destaca el hecho de que las estaciones de La Calle (4) y Yurécuaro (5) hayan presentado un contenido total de arenas, durante este periodo, lo que es un indicio del incremento sustancial en la energía de la corriente en estas estaciones durante este segundo periodo dada el incremento en la precipitación pluvial y el presumible aporte de fracciones gruesas por parte de los ríos Turbio y Angulo.

En general, los sedimentos del río mostraron un predominio de arenas, seguido de los limos y una menor proporción de arcillas en los dos periodos evaluados. En contraste, las estaciones del Lago mostraron un predominio de limos sobre las arenas lo que sugiere mayor transporte de fracciones más finas. La estación que presentó el mayor contenido de arcillas fue la de Pueblo Nuevo, para ambos

periodos lo que sugiere ya sea un intemperismo químico efectivo en esta estación o una acumulación de las fracciones finas por la disminución relativa en la altitud (Tabla 1.4.3.).

Se obtuvieron también importantes variaciones en las formas de las curvas de distribución del tamaño de partículas aunque la más frecuente fue la asimétrica hacia los finos. La curtosis de las curvas varió desde las netamente platicúrticas a las leptocúrticas, con una predominancia de las mesocúrticas, lo que indica una dinámica de transporte sumamente cambiante en el sistema, debido por una parte a la natural variabilidad de toda cuenca riparia, aunada a la complejidad particular de la Cuenca en estudio, con el aporte de diversos ríos afluentes, y el manejo antrópico de su caudal, tanto por efectos del represamiento, como por los desvíos importantes de agua hacia los distintos distritos de riego.

Caracterización química de los sedimentos

Dada la variabilidad en la composición granulométrica observada, se consideró necesario efectuar un procedimiento de normalización para poder evaluar el grado de influencia o impacto antrópico en los sedimentos analizados. Para tal efecto y debido a que no se cuenta con un valor de fondo de la región, se decidió emplear el índice de geoacumulación, y calcular el factor de enriquecimiento con base en las concentraciones promedio de los esquistos, debido a que éstos se forman durante el metamorfismo derivados de procesos orogénicos (Tarbuck y Lutgens, 1999), dado que la Cuenca Lerma-Chapala es una cuenca de origen tectónico, que presenta tanto volcanes monogénicos y una litología predominantemente andesítica, como incluso, actividad hidrotermal remanente en algunas regiones del Lago (Figuras 1.4.2. y 1.4.3.).

Con la finalidad de establecer al elemento más conveniente para la normalización se efectuó un análisis comparativo de las variaciones de cada uno de los elementos conservativos, elementos mayores, con base en los valores del coeficiente de variación calculados para la variabilidad que presentaron a lo largo del estudio en las diferentes estaciones de muestreo.

Para estimar el grado de alteración mineral de los sedimentos, se calcularon además los índices químicos de alteración (ICA) de las muestras de sedimentos.

Dado que una de las características que debe tener un elemento *normalizante*, es además de ser un componente mayoritario, y consecuentemente con una variabilidad menor, deberá presentar también una correlación lineal importante con el elemento a evaluar, con una pendiente significativa, así como ser un reflejo de las posibles variaciones granulométricas, por tales motivos, el Al es el elemento que más comúnmente se emplea en la normalización geoquímica sedimentaria (Salomons y Föstner, 1984, Loring y Rantala, 1992, Covelli y Fontolan, 1997).

Si no se cuenta con el valor esperado para la roca madre, una alternativa es hacer una evaluación visual de la desviación de la linealidad de los puntos presumiblemente impactados, al relacionar los elementos conservativos indicativos del tamaño de grano, esto es, que se asocien preferentemente a una fracción sedimentaria en particular, con los elementos pesados a evaluar. Una desventaja de esta técnica es el que se requieran correlaciones de al menos el 95% de significancia y preferentemente del 99% (Loring y Rantala, 1992).

Para este tipo de análisis se emplea comúnmente al Li, por ser un elemento litófilico, que se asocia preponderantemente a las fracciones finas, pero puede usarse cualquier otro que cumpla con las características antes indicadas.

Para conocer el grado de relación de los diferentes metales mayores con respecto a los distintos metales analizados, se efectuó un análisis de correlación entre ambos, obteniéndose los coeficientes de correlación de Pearson para los diferentes parámetros evaluados en los sedimentos.

Cabe señalar que aún cuando este coeficiente presupone una relación lineal entre las variables, también se calcularon los coeficientes de Spearman, el estadístico análogo no paramétrico, obteniéndose las mismas relaciones significativas al mismo nivel de confianza, si bien con valores algo distintos. En este sentido, dado que una relación lineal puede ser comparada más directamente, se prefirió emplear el coeficiente de Pearson para el análisis de las distintas interrelaciones.

Por último, se calcularon también los índices de geoacumulación correspondientes, con base en los valores promedio de referencia reportados en la literatura para los esquistos, así como los factores de enriquecimiento respecto al Al, por haber resultado éste menos variable que el Ti, de dónde se presume un posible impacto antrópico sobre este último. A continuación se muestran los resultados que se obtuvieron de estas evaluaciones.

Tabla 3.4.5. Comparación de la composición química (contenido relativo de elementos mayores*) para las diferentes estaciones de muestreo.

Estación	Atzacmulco (1)	Chupicuaro (2)	Pueblo Nvo. (3)	La Calle (4)	Yurécuaro (5)	Ibarra (6)	Ajijic (7)	Alacranes (8)
SiO ₂	57.9-60.03 (0.99)	61.9-71.19 (4.24)	57.24-76.55 (8.41)	63.78-76.19 (5.15)	55.56-71.17 (7.0)	57.42-67.13 (4.59)	51.08-57.41 (3.05)	49.87-50.72 (0.48)
TiO ₂	0.85-1.67 (0.37)	0.73-1.94 (0.56)	0.42-0.8 (0.17)	0.39-0.79 (0.18)	0.6-0.78 (0.09)	0.72-0.81 (0.04)	0.67-0.75 (0.04)	0.74-0.74 (0.0)
Al ₂ O ₃	18.27-18.95 (0.3)	12.14-16.67 (1.93)	11.49-15.92 (1.93)	11.02-14.28 (1.41)	11.44-15.54 (1.81)	12.59-17.64 (2.08)	15.43-16.39 (0.44)	16.44-16.78 (0.17)
Fe ₂ O _{3t}	4.56-6.29 (0.83)	2.66-5.02 (1.07)	1.68-5.23 (1.6)	2.08-4.28 (0.91)	4.63-5.87 (0.53)	3.04-6.07 (1.36)	5.93-6.4 (0.22)	5.91-6.44 (0.27)
MnO	0.09-0.11 (0.01)	0.05-0.09 (0.02)	0.02-0.14 (0.05)	0.02-0.06 (0.02)	0.06-0.16 (0.04)	0.05-0.15 (0.04)	0.08-0.13 (0.02)	0.1-0.14 (0.02)
MgO	1.54-1.80 (0.11)	0.85-1.27 (0.17)	0.49-1.52 (0.45)	0.52-1.11 (0.24)	1.24-2.78 (0.74)	1.02-2.73 (0.74)	1.41-1.91 (0.22)	1.81-1.88 (0.03)
CaO	2.93-5.09 (0.91)	2.54-2.58 (0.09)	1.47-2.25 (0.37)	1.50-2.02 (0.25)	2.42-3.37 (0.48)	1.73-4.54 (1.18)	3.15-4.69 (0.68)	5.43-5.51 (0.04)
Na ₂ O	2.43-4.35 (0.79)	1.93-3.10 (0.52)	1.3-2.54 (0.53)	1.77-2.63 (0.35)	1.26-2.84 (0.71)	0.91-2.65 (0.78)	1.01-6.83 (2.64)	0.72-0.99 (0.14)
K ₂ O	0.91-1.15 (0.10)	1.23-2.62 (0.65)	1.5-3.45 (0.86)	2.08-3.33 (0.51)	1.42-2.40 (0.45)	1.29-1.77 (0.23)	1.19-1.46 (0.15)	1.09-1.14 (0.03)
P ₂ O ₅	0.13-0.18 (0.02)	0.04-0.11 (0.03)	0.04-0.26 (0.1)	0.07-0.14 (0.03)	0.15-0.28 (0.06)	0.07-0.22 (0.07)	0.17-0.23 (0.03)	0.24-0.25 (0.005)
MO	0.64-1.74 (0.56)	0.28-1.16 (0.4)	0.15-4.37 (2.38)	0.34-2.12 (0.81)	0.2-5.4 (2.66)	0.31-3.44 (1.42)	2.12-3.65 (0.67)	3.01-3.35 (0.18)

*Los valores indicados corresponden al intervalo de concentraciones en %, observado para una misma estación durante los diferentes periodos de muestreo. Entre paréntesis se indica la desviación estándar.

Discusión:

En todas las estaciones, el componente mayoritario fue el silicio, seguido por el aluminio, habiéndose presentado la mayor variabilidad de estos dos componentes en las estaciones de la cuenca media. Les siguen en proporción el Fe, Ca, y Na, los cuales presentan una variación algo disímil entre sí. El Fe presenta una variación muy similar a lo largo de casi toda la cuenca, disminuyendo hacia la parte baja. El Ca por su parte, presenta una variación mayor en la cuenca alta, una menor en la media y algo mayor en la parte baja, salvo en la última estación, la de Alacranes (8), en la cual se presentaron en general las menores variaciones para la totalidad de los componentes, lo que destaca su dinámica sedimentaria limitada. El sodio presentó la mayor variación en la estación de Ajijic (7), correspondiente al Lago de Chapala, lo que pone de manifiesto la alteración antrópica de este parámetro. Para el resto de los componentes mayores, tanto sus concentraciones como sus variaciones, resultaron menores, salvo para la materia orgánica, la cual presenta fluctuaciones importantes en las estaciones 3 y 5, correspondientes a la cuenca media, lo que pudiera deberse en el primer caso a la continua descarga de aguas de drenaje provenientes de las ciudades aledañas, y en el segundo, a la destacada actividad agrícola que se presenta en esta región (Figuras 1.4.6. y 1.4.7.).

Para encontrar los elementos mayores más cambiantes a lo largo de la cuenca, se comparan a continuación sus correspondientes desviaciones estándar relativas.

Estación	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O _{3t}	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	MO
Atlacomulco (1)	1.7	27.8	1.6	14.3	7.4	6.5	22.2	23.6	9.7	15.5	45.1
Chupicuaro (2)	6.2	50.5	13.6	25.3	31.3	16.2	3.5	19.5	29.6	41.7	62.4
Pueblo Nvo. (3)	13.1	25.9	13.5	39.5	61.6	39.5	18.9	29.1	39.7	62.9	103.9
La Calle (4)	7.4	28.3	11.0	27.5	41	29	13.3	15.9	19.1	26.0	55
Yurécuaro (5)	11.5	12.1	12.9	10.5	35.4	43.8	16.6	39.6	25.8	25.8	87.3
Ibarra (6)	7.6	4.9	13.8	27.8	38.5	39.3	36.0	51.6	15.7	50.1	62.8
Ajijic (7)	5.6	5.6	2.8	3.6	20.5	12.7	16.4	90.1	11.0	14.3	25.0
Alacranes (8)	1	0.2	1.0	4.4	16.8	1.9	0.7	17.5	2.3	1.9	5.8
Mínimo	1 (8)	0.2 (8)	1.0 (8)	3.6 (7)	7.4 (1)	1.9 (8)	0.7 (8)	15.9 (4)	2.3 (8)	1.9 (8)	5.8 (8)
Máximo	13.1 (3)	50.5 (2)	13.8 (6)	39.5 (3)	61.6 (3)	43.8 (5)	36.0 (6)	90.1 (7)	39.7 (3)	62.9 (3)	103.9 (3)
Rango	12.1	50.3	12.8	35.9	54.2	41.9	35.3	74.2	37.4	61.0	98.1

* Los valores indicados son los coeficientes de variación o desviación estándar relativa, obtenidos para las muestras de sedimentos colectadas en una misma estación durante los diferentes periodos de muestreo.

Discusión:

Según el rango obtenido para los valores de los coeficientes de variación para los sedimentos evaluados en cada estación, se observa que la variación temporal es en general sumamente importante, como cabría esperar a partir de las variaciones texturales observadas aún para los periodos hidrológicamente correspondientes. Se observa sin embargo, una tendencia que coincide con lo obtenido por Middelburg et al. (1988), con las menores variaciones para el Si, y el Al. El Ti y el Fe se presumen afectados por efectos antrópicos, dada su variación comparativamente elevada, lo mismo se aplica para el caso del sodio, el cual presentó una mucho mayor variación en comparación del potasio, ambos elementos considerados móviles por Middelburg et al. (1988). La materia orgánica fue la que presentó la mayor variación, por tal motivo se analizan estas en detalle más adelante.

Espacialmente, las menores variaciones fueron consistentemente para la estación de Alacranes, debido esto a su carácter léntico, así como a su baja tasa de sedimentación (Fernex et al., 2001), con una mínima variación en el Ti, lo que apoya la idea de aportes antrópicos a lo largo del río. El Mn y el Na por su parte, fueron los elementos más variables, lo que estaría en relación a un aporte importante por parte del río (ver capítulo de agua), contrastando este hecho con lo mencionado antes para el Ti, lo cual dejaría de manifiesto la baja movilidad de este último, como lo sugirieran Middelburg et al (1988), siendo un elemento útil para efectos de normalización en los casos en que no se encuentren afectadas sus concentraciones por aportes antrópicos directos, como se presume sucede en este caso.

La estación de Ajijic, muestra un comportamiento muy distinto, con una variabilidad más parecida a la última estación del río, lo cual sería el efecto combinado de un aporte directo por parte de las poblaciones ribereñas y de la dinámica de sedimentación distinta a las orillas del lago, mucho más activa que en la parte central.

En este análisis queda de manifiesto el diferente comportamiento químico del río con respecto al del Lago, por un lado debido a su dinámica natural, el primero un cuerpo de agua lótico y el segundo correspondiente a uno léntico, así como de la región central del Lago y su ribera, lo cual se reflejaría en las variaciones granulométricas previamente analizadas, y por el otro, el impacto antrópico directo sobre el río, y la ribera del Lago, si bien ésta última podría estar siendo también afectada por las emanaciones hidrotermales que se han reportado cerca de la región (Figura 1.4.3.), así como uno indirecto para la porción central del Lago.

A continuación se presentan los valores obtenidos del ICA en los sedimentos evaluados.

Tabla 3.4.7 Variación en el índice de alteración química (ICA) de los sedimentos analizados.

Estación	ICA				Para cada estación				
	2º viaje	3er viaje	4to viaje	5to viaje	Intervalo	Rango	Promedio	Desv.est.	C.V.
Atlacomulco (1)	57.4	55.5	51.1	64.8	51.1-64.8	13.6	57.2	5.7	9.95
Chupicuaro (2)	53.8	52.5	49.6	64.4	49.6-64.4	14.8	55.1	6.5	11.75
Pueblo Nuevo (3)	64.9	52.0	65.5	63.5	52.0-65.5	13.5	61.5	6.4	10.35
La Calle (4)	55.2	61.8	56.9	50.8	50.8-61.8	10.9	56.2	4.5	8.03
Yurecuaro (5)	63.9	61.5	61.4	46.5	46.5-63.9	17.4	58.3	7.9	13.62
Ibarra (6)	55.7	74.5	62	49.3	49.3-74.5	25.2	60.4	10.7	17.80
Ajijic (7)	59.9	53.7	46.2	55.1	46.2-59.9	13.7	53.7	5.7	10.57
Alacranes (8)	57.3	57.2	-	56.6	56.6-57.3	0.7	57.1	0.4	0.66
Intervalo	53.8-64.9	52.0-74.5	46.20-65.52	46.53-64.76					
Rango	11.1	22.4	19.3	18.2					
Promedio	58.5	58.6	56.1	56.4					
Desv.est.	4.1	7.4	7.3	7.2					
C.V.	6.9	12.7	12.9	12.8					

Para estimar el grado de influencia del intemperismo físico en dicho valor, se graficó el mismo respecto a la velocidad de la corriente observada al momento del muestreo. La gráfica correspondiente se muestra a continuación.

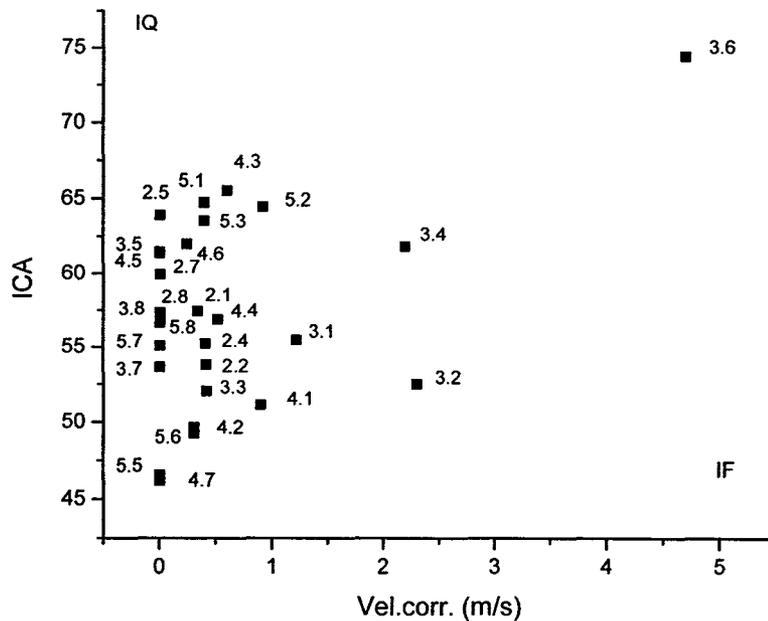


Fig. 3.4.3. Influencia de la velocidad de la corriente en el valor del ICA de los sedimentos analizados. El número indicado corresponde al periodo de muestreo y la estación respectivamente (Periodos: 2. Mayo-Junio 2002, 3. Jul-Ago 2002, 4. Oct.-Nov 2002, 5. Mayo 2003). IQ-región dónde el intemperismo químico es el dominante. IF-región donde predomina el intemperismo físico.

Discusión:

Las variaciones observadas en el índice de alteración química de los sedimentos durante los distintos periodos evaluados, muestra un predominio del intemperismo químico a lo largo de la Cuenca, ya que aún en las estaciones del río, sólo para la estación de Ibarra (6) durante la época de lluvias (Jul-Ago 2002) se pudo observar un intemperismo físico importante, dado el valor de la corriente observado, presentando no obstante, el valor del ICA más elevado. En este sentido, llama la atención el que habiéndose obtenido un porcentaje de la fracción fina mayor para la estación de Pueblo Nuevo (3) durante este periodo (Tabla 3.4.4.), ésta presente un índice químico de alteración menor que el correspondiente a la estación de Ibarra (6), lo que indicaría que en ésta última, aún las fracciones gruesas están siendo alteradas químicamente de modo eficiente. Destaca también el hecho de que las dos estaciones correspondientes al Lago de Chapala presenten un comportamiento del ICA muy distinto, pues mientras en la estación de Atlacomulco (8) en el interior del Lago, éste se mantiene prácticamente constante, en la estación de Ajijic (7), las fluctuaciones son importantes, siendo más similares a las que se observaron a lo largo del río. El resto de las estaciones tuvieron un comportamiento semejante, habiéndose presentado la menor variación durante el primer periodo de muestreo previo a las lluvias (May-Jun 2002), y una variación mayor y muy similar para el resto de los periodos. En resumen, se puede decir que la intemperización es muy similar a lo largo de la Cuenca, y

que los casos extremos se presentaron en las estaciones de Alacranes (8), con la menor variación tanto en su composición granulométrica (Figuras 3.4.1 y 3.4.2.) como en el ICA (Tabla 3.4.7), y la estación de Ibarra (6), la cual presentó valores elevados y una variación importante en este último parámetro. Debe considerarse sin embargo, la posibilidad de que se tengan desviaciones en el comportamiento natural del ICA debido al presumible aporte antrópico del Na, que al incrementar sus concentraciones en los sedimentos, podría abatir el correspondiente valor del ICA.

Dadas las variaciones destacadas en el contenido de materia orgánica, se presenta a continuación un análisis más detallado de las mismas.

Tabla 3.4.8. Variación en el contenido de materia orgánica en los sedimentos

Estación	% M.O.				Intervalo	Para cada estación			
	May-Jun 02	Jul-Ago 02	Oct-Nov 02	May 03		Rango	Promedio	Desv.est.	C.V.
Atlacmulco (1)	0.9	1.7	0.6	1.7	0.6-1.7	1.1	1.2	0.56	45.1
Chupicuaro (2)	0.3	0.4	0.8	1.2	0.3-1.2	0.9	0.7	0.40	62.4
Pueblo Nuevo (3)	4.4	0.2	4.4	0.3	0.2-4.4	4.2	2.3	2.38	103.9
La Calle (4)	1.4	2.1	2.0	0.3	0.3-2.1	1.8	1.5	0.81	55
Yurecuaro (5)	5.2	1.4	5.4	0.2	0.2-5.4	5.2	3.1	2.66	87.3
Ibarra (6)	0.3	3.4	3.2	2.1	0.3-3.4	3.1	2.3	1.42	62.8
Ajjic (7)	3.7	2.4	2.5	2.1	2.1-3.7	1.5	2.7	0.67	25.0
Alacranes (8)	3.0	3.4	3.4	3.1	3.0-3.4	0.3	3.2	0.18	5.8
Intervalo	0.3-5.2	0.15-3.44	0.6-5.4	0.2-3.07					
Rango	4.95	3.29	4.76	2.86					
Promedio	2.40	1.87	2.77	1.38					
Desv.est.	1.92	1.22	1.66	1.05					
C.V.	80.2	65.4	59.7	76.2					

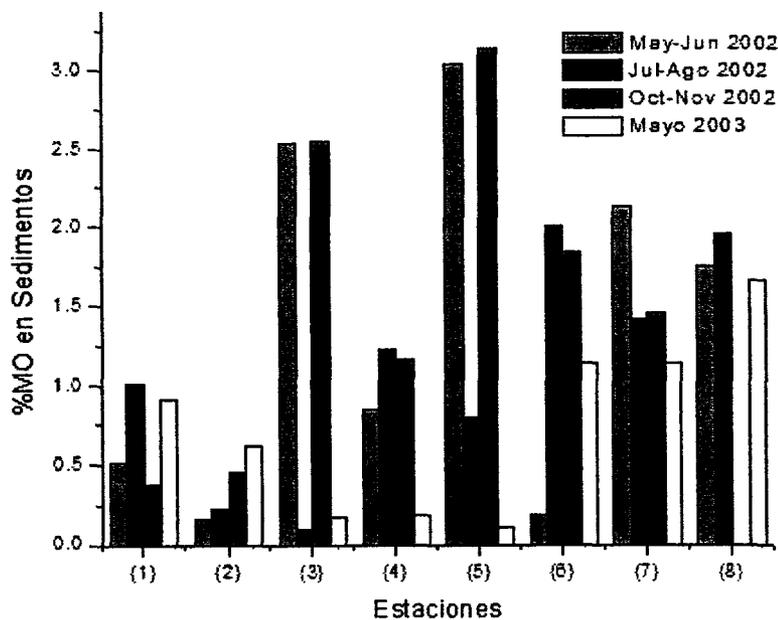


Figura 3.4.4. Variación espacio-temporal del contenido de materia orgánica en los sedimentos.

Discusión:

En general se observa un incremento de las concentraciones de la materia orgánica asociada a los sedimentos durante la época posterior a las lluvias, lo que sugiere un aporte importante de ésta a los sedimentos por efecto de las abundantes precipitaciones, que posteriormente incrementaría su concentración al flocular y precipitarse hacia los sedimentos al disminuir el aporte pluvial. Lo que explicaría por otra parte, que los periodos correspondientes a mayo del 2002 y del 2003 hayan presentado un comportamiento diferentes, al haber sido éste último un año anómalo y haber presentado lluvias abundantes durante este periodo, lo que produjo valores de concentración más bajos durante esta época debido al efecto combinado de dilución y disolución. Sin embargo, esta “disolución” sólo se refleja en el aumento de la concentración de carbono disuelto durante la época de lluvias, lo que sugeriría que buena parte podría haber formado posteriormente complejos coloidales que al flocular habrían sido retenidos en las membranas como materia suspendida, aumentando su contenido, lo que efectivamente se observa en la gráfica correspondiente. Durante el periodo de lluvias también habría sucedido este fenómeno, pero probablemente por la mayor fuerza de la corriente se habría evitado una eficiente floculación, por lo que su efecto en las concentraciones de materia suspendida habría sido algo menor, como se puede observar en la gráfica respectiva. Lo anterior pone en evidencia, la preponderancia del contenido de materia orgánica en la materia suspendida, aún cuando no se haya determinado directamente el mismo, lo cual concuerda con las hipótesis planteadas en el capítulo previo sobre la dinámica de reparto agua-materia suspendida. Una evidencia adicional del aporte constante de materia orgánica a los sedimentos del Lago por parte del río Lerma, se tiene al comparar los valores reportados por Rosales-Hoz y col. (2000) para el contenido de materia orgánica en los sedimentos superficiales del lago, en la región oeste (1.53%) y en la región este (1.96%), correspondiente ésta última a la desembocadura del río Lerma, durante el mes de mayo, las cuales, son menores a las obtenidas para el mismo periodo en el presente estudio, (~3%) en la porción oeste.

Para tratar de relacionar las variaciones de los componentes mayores observadas en los sedimentos, con sus posibles causas, se efectuó como se mencionó, el cálculo del índice de alteración química para las muestras de sedimentos colectadas durante los diferentes periodos de muestreo.

En el presente estudio se determinaron también las concentraciones de V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, y Pb en los sedimentos superficiales de las diferente estaciones y periodos de muestreo.

A continuación se muestran los resultados de dichas evaluaciones, así como los del análisis de correlación efectuado para la totalidad de los parámetros evaluados en los sedimentos. Con la finalidad de comparar el posible efecto en el valor del coeficiente de correlación y su significancia, debido al aumento de “n”, se realizó también una nueva tabla para los parámetros evaluados en la totalidad de los

periodos. Se destacan así los valores que fueron consistentes en ambos análisis y se discuten posteriormente tanto éstos, como los que presentaron variaciones importantes.

Se presentan a continuación las variaciones espaciales en el contenido de elementos traza en los sedimentos estudiados correspondientes a cada periodo de muestreo.

Tabla 3.4.9. Concentración de metales pesados asociados a los sedimentos superficiales recolectados en Mayo-Junio del 2002

Estación	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Pb
Valor de referencia*	145	60	13	35	56	92	22
Atacomulco (1)	133	84	23	26	18	81	14
Chupicuaro (2)	62	43	39	15	12	39	16
Pueblo Nuevo (3)	110	65	21	<0.5	42	375	25
La Calle (4)	68	40	16	15	24	76	93
Yurécuaro (5)	109	63	29	15	69	207	24
Ibarra (6)	94	61	22	23	13	77	19
Ajijic (7)	115	63	22	30	49	105	20
Alacranes-La Isla (8)	108	55	26	34	41	109	22
Min	62 (2)	40 (4)	16 (4)	15 (2)	12 (2)	39 (2)	14 (1)
Max	133 (1)	84 (1)	39 (2)	34 (8)	69 (5)	375 (3)	93 (4)
Prom.	99.9	59.3	24.8	22.6	33.5	133.6	29.1
Desv.est.	24.1	13.8	6.9	7.9	20.2	109.1	26.1

* Valor promedio para sedimentos de aguas someras (Salomons y Förstner, 1984)
- Las concentraciones se indican en ppm.

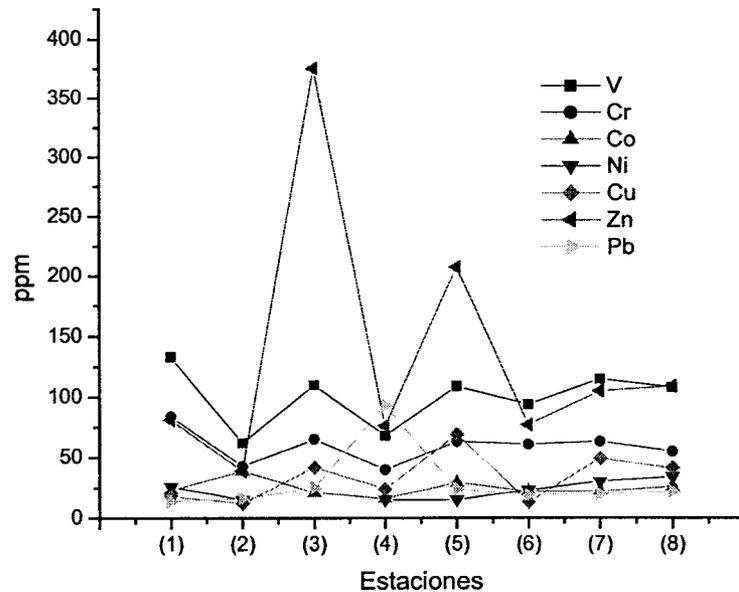


Fig. 3.4.5. Variación espacio-temporal de los metales pesados asociados a los sedimentos superficiales recolectados en Mayo-Junio de 2002

Tabla 3.4.10. Concentración de metales pesados asociados a los sedimentos superficiales recolectados en Julio-Agosto del 2002

Estación	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Pb
Valor de referencia	145	60	13	35	56	92	22
Atlacomulco (1)	132	77	22	22	14	69	16
Chupicuaro (2)	112	57	22	16	165	43	16
Pueblo Nuevo (3)	39	14	62	8	6	42	18
La Calle (4)	87	57	17	18	24	125	22
Yurecuaro (5)	95	63	28	26	33	118	22
Ibarra (6)	110	75	31	22	52	168	25
Ajjic (7)	103	51	33	28	38	90	19
Alacranes-La Isla? (8)	115	65	22	29	40	107	25
Min	39 (3)	14 (3)	17 (4)	8 (3)	6 (3)	42 (3)	16 (1)
Max	132 (1)	77 (1)	62 (3)	29 (8)	165 (2)	168 (6)	25 (8)
Prom.	99.1	57.4	29.6	21.1	46.5	95.3	20.4
Desv.est.	27.8	19.7	14.1	7.0	50.1	43.3	3.7

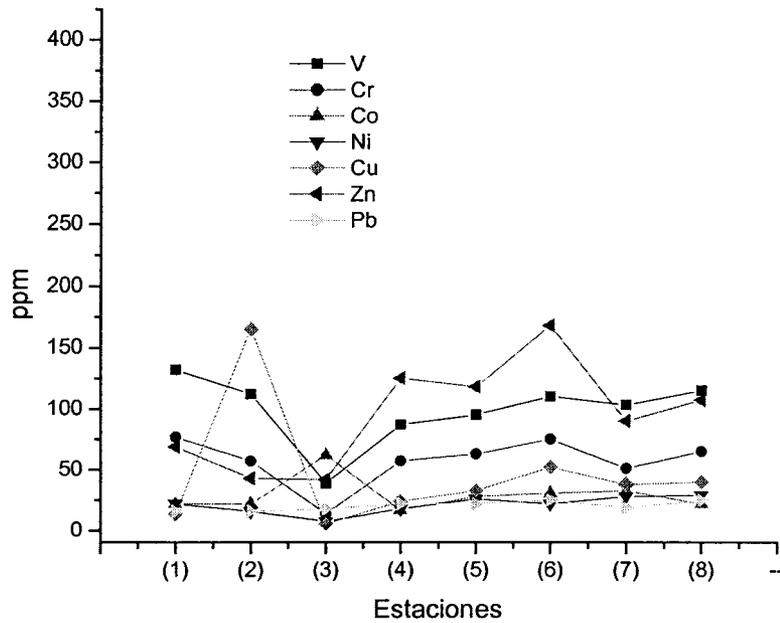


Fig. 3.4.6. Variación espacio-temporal de los metales pesados asociados a los sedimentos superficiales recolectados en Julio de 2002

Tabla 3.4.11. Concentración de metales pesados asociados a los sedimentos superficiales recolectados en Oct-Nov del 2002

Estación	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Pb
Valor de referencia	145	60	13	35	56	92	22
Atacomulco (1)	95	60	33	19	11	53	15
Chupicuaro (2)	92	39	45	12	10	50	16
Pueblo Nuevo (3)	97	75	28	14	61	216	23
La Calle (4)	71	42	22	13	21	102	21
Yurecuaro (5)	106	71	26	14	60	205	25
Ibarra (6)	103	65	28	24	36	116	17
Ajijic (7)	112	52	23	24	35	85	20
Alacranes (8)	-	-	-	-	-	-	-
Min	71 (4)	39 (2)	22 (4)	12 (2)	10 (2)	50 (2)	15 (1)
Max	112 (7)	75 (3)	45 (2)	24 (6)	61 (3)	216 (3)	25 (5)
Prom.	96.6	57.7	29.3	17.1	33.4	118.1	19.6
Desv.est.	13.2	13.9	7.8	5.2	21.1	67.5	3.7

- No se contó con muestra de la estación durante este periodo.

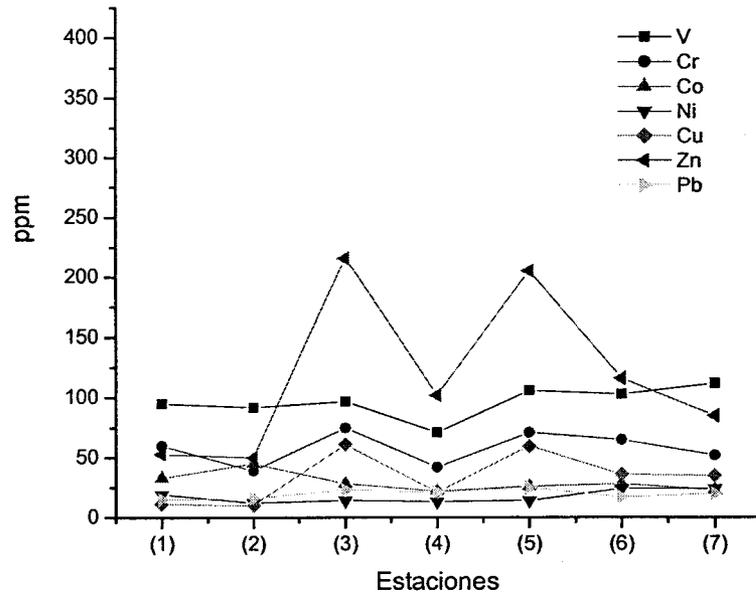


Fig. 3.4.7. Variación espacio-temporal de los metales pesados asociados a los sedimentos superficiales recolectados en Noviembre de 2002

Tabla 3.4.12. Concentración de metales pesados asociados a los sedimentos superficiales recolectados en Mayo del 2003

Estación	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Pb
Valor de referencia	145	60	13	35	56	92	22
Atlacmulco (1)	101	96	20	25	19	88	16
Chupicuaro (2)	86	64	22	22	17	74	15
Pueblo Nuevo (3)	71	37	18	15	17	99	20
La Calle (4)	40	17	44	9	6	49	21
Yurecuaro (5)	100	35	57	18	12	68	14
Ibarra (6)	66	57	25	13	13	56	13
Ajjic (7)	108	53	33	35	40	93	24
Alacranes (8)	117	61	27	35	36	107	21
Min	40 (4)	17 (4)	18 (3)	9 (4)	6 (4)	49 (4)	13 (6)
Max	117 (8)	96 (1)	57 (5)	35 (7)	40 (7)	107 (8)	24 (7)
Prom.	86.1	52.5	30.8	21.5	20.0	79.3	18.0
Desv.est.	25.7	23.7	13.5	9.7	11.9	20.8	4.0

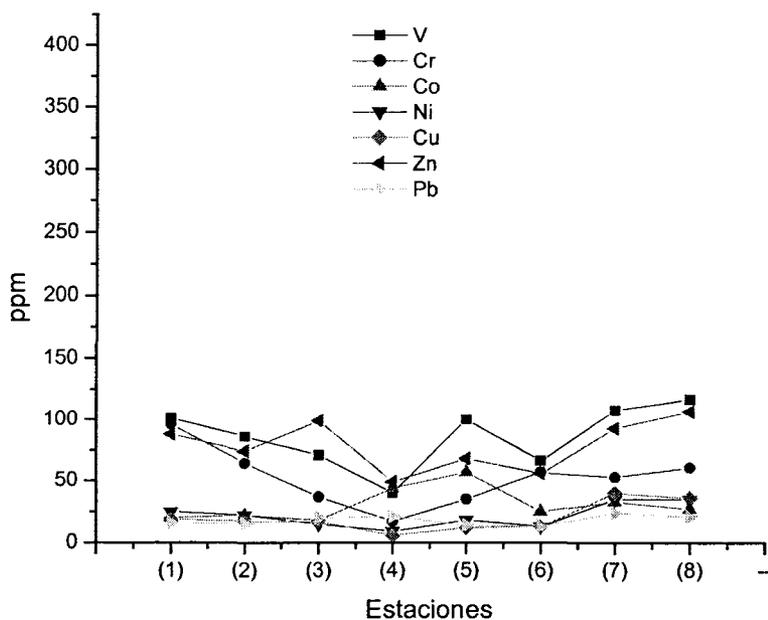


Fig. 3.4.8. Variación espacio-temporal de los metales pesados asociados a los sedimentos superficiales recolectados en Mayo de 2003.

Para encontrar los metales pesados más variantes a lo largo de la cuenca, se comparan a continuación sus correspondientes desviaciones estándar relativas.

Tabla 3.4.6. Variación espacial de los metales pesados asociados a los sedimentos superficiales, expresada como CV*

Estación	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Pb
Atlacomulco (1)	17.4	19.0	23.7	13.7	23.9	21.1	6.3
Chupicuaro (2)	23.4	23.1	36.9	25.8	149.1**	30.4	3.2
Pueblo Nvo. (3)	39.6	57.9	62.9	30.7	78.6	80.4	14.5
La Calle (4)	29.4	42.3	52.9	27.5	46.0	37.3	91.3**
Yurécuaro (5)	6.1	27.2	42.1	29.8	59.7	45.7	23.5
Ibarra (6)	20.7	12.0	14.6	24.7	66.9	47.2	27.0
Ajjic (7)	4.7	10.2	21.9	15.6	14.9	9.1	10.7
Alacranes (8)	4.2	8.3	10.6	9.8	6.8	1.1	9.2
Minimo	4.2 (8)	8.3 (8)	10.6 (8)	9.8 (8)	6.8 (8)	1.1 (8)	3.2 (2)
Máximo	39.6 (3)	57.9 (3)	62.9 (3)	30.7 (3)	149.1(2)	80.4 (3)	91.3 (4)
Rango	35.4	49.6	52.3	20.9	142.3	79.3	88.1

* Los valores indicados son los coeficientes de variación o desviación estándar relativa, obtenidos para las muestras de sedimentos superficiales colectadas en una misma estación durante los diferentes periodos de muestreo.

** Se presentó un único valor extremo sumamente elevado que aumentó drásticamente el valor del coeficiente de variación.

Discusión:

De las figuras 3.4.5 a 3.4.8 se puede afirmar que el elemento más variables resultó ser el Zn,, seguido por el Cu, y el Co, lo cual se comprueba con el rango de los coeficientes de variación respectivos (Tabla 3.4.6.). En esta tabla, el Pb también presenta un rango elevado, sin embargo, éste es debido a un valor extremo presentado en la estación 4 durante el primer periodo previo a las lluvias (Mayo-Junio 2002). En contraste, los elementos menos variables fueron el Ni y el V, con valores reiteradamente menores al de referencia.

Espacialmente, la estación que presentó la menor variación para casi la totalidad de los metales pesados evaluados, con excepción del Pb, fue la de *Alacranes* (8), mientras que para éste último fue la estación de *Chupicuaro* (2). En tanto que la estación que presentó las mayores variaciones fue repetidamente la de *Pueblo Nuevo* (3), excepto para el cobre y el plomo, los cuales presentaron una variación mayor en las estaciones de *Chupicuaro* (2) y *La Calle* (4) respectivamente. En este sentido, las variaciones observadas en la estación de Pueblo Nuevo (3), pudieran relacionarse con la mayor variación de la materia orgánica en los sedimentos superficiales que se presentó en esta estación durante el periodo de estudio. Por su parte, también pudieran relacionarse las menores variaciones en la estación de Alacranes con la menor variación observada en este mismo parámetro (Tabla 3.4.6.), lo cual se ve también apoyado por la falta de relación con las velocidades de corriente que se presentaron en tales estaciones (Tabla 1.4.4.).

A continuación se muestra una tabla comparativa de los rangos de valores de concentración observados y los correspondientes para diferentes tipos de rocas y sedimentos empleados comúnmente como referencia, así como los valores encontrados por otros autores, para algunas de las regiones y periodos evaluados.

Tabla 3.4.13. Concentraciones promedio en $\mu\text{g}/\text{Kg}$ de los metales asociados a los sedimentos superficiales, valores esperados, en contraste con los obtenidos en estudios previos y el presente.

Metal	CT	PE	PS	SEL/USEPA	RLy S ^{AF}	LCh ^{Az}	O-LCh ^{RCL}	E-LCh ^{RCL}	RL	LCh
Si*	27.7	27.3	25	-	-	57.3	-	-	55.6-76.5	49.9-57.4
Al*	8.2	8.0	8.4	-	-	16.9	2.47	5.55	11-19	15.4-16.8
Fe*	4.1	4.7	6.5	-	-	6.2	3.36	3.29	1.7-6.3	5.9-6.4
Ca	4.1	2.2	2.9	-	-	2.4	-	-	1.5-5.1	3.2-5.5
Mg*	2.3	1.5	2.1	-	-	1.9	-	-	0.5-2.8	1.4-1.9
Na*	2.3	1.0	4.0	-	-	1.8	-	-	0.9-4.3	0.72-6.8
K*	2.1	2.7	2.5	-	-	1.5	-	-	0.9-3.5	1.2-1.5
Ti*	0.6	0.5	0.5	-	-	1.2	-	-	0.4-1.9	0.67-0.75
Mn	950	850	850	1100/-	550	340	-	-	200-1600	800-1400
V	160	130	145	-	-	103	-	-	39-133	103-117
Cr	90	90	60	110/75	52.5	32-58	58.24	52.13	14-96	51-65
Ni	50	68	35	75/50	32.8	32-35	33.28	32.58	8-26	24-35
Zn	70	95	92	820/200	160.8	67-96	99.83	97.75	39-375	85-109
Cu	40	45	56	110/50	145.3	16-80	24.96	32.58	6-165	35-49
Co	20	19	13	-	27.5	17-25	29.96	40.73	16-62	22-33
Pb	15	20	22	250/60	32.1	19	74.87	73.31	13-93 ¹	19-25

* Concentraciones en % del óxido, el resto en ppm ; 1- Sólo una estación al principio del estudio.

CT : Corteza Terrestre (Salomons y Föstner, 1984, Merian, 1991)

PE: Promedio en esquistos¹ (Salomons y Föstner, 1984).

PS: Promedio para sedimentos superficiales de aguas someras (Salomons y Föstner, 1984).

SEL: Criterio de daño severo al ambiente bentónico (Hansen y Van Afferden, 2001).

USEPA: Criterio de contaminación elevada de la Environmental Protection Agency (Nicols et al. 1991)

AF: Rango referido por Hansen y Van Afferden (2001) para los ríos Lerma y Santiago.

Az: Rango referido por Zarate y col. en Hansen y Van Afferden (2001) para el lago de Chapala.

RCL: Valores reportados por Rosales-Hoz et al. (2000), para la porción este (E) y oeste (O) del Lago de Chapala.

RL: Intervalo de concentraciones observado para las estaciones evaluadas en el río Lerma

LCh: Intervalo de concentraciones observado para las estaciones evaluadas en el Lago de Chapala.

- Los valores faltantes no son presentados por estos autores.

¹ Tipo de roca metamórfica asociada comúnmente a procesos orogénicos, usada comúnmente como referencia.

Discusión:

En la tabla se puede observar, que los elementos mayores Si y Al se encuentran en general más concentrados en la Cuenca respecto a los valores promedio, lo que es nuevamente un reflejo del activo intemperismo de los feldespatos originales. El Fe por su parte, se presenta en valores similares al esperado para sedimentos de aguas someras, si bien, con valores bastante menores en algunas estaciones dentro del río. El Ca, presentó un rango amplio tanto en el río como en el lago, con los mayores valores en el lago de Chapala, lo que pudiera derivarse de la precipitación de carbonatos de este metal a efectos del hidrotermalismo activo remanente. En contraste, el Mg presenta valores dentro del rango esperado para el caso del lago, y valores extremos para el caso del río. Por su parte, el Na presenta valores ligeramente incrementados en el lago, debido presumiblemente, al aporte continuo de este metal por parte del río, que al disminuir la energía, podría incorporarse más efectivamente a los sedimentos. El K en cambio, no presenta este efecto. El Ti se ve también incrementado ligeramente, debido presumiblemente a las descargas industriales. El Mn es otro metal que se encuentra en mayor concentración respecto a los niveles esperados, llegando en algunos casos a sobrepasar los límites de seguridad ambiental. El V se puede considerar dentro de rango, si bien, en algunas ocasiones resultó bastante menor al valor esperado, por lo que se presume puede estar siendo movilizado por las condiciones ambientales particulares de la Cuenca, este mismo fenómeno ocurre para el caso del Cr y el Ni, en la cuenca del río Lerma, y en menor grado en la correspondiente al lago de Chapala. El Zn presenta un rango de variación sumamente grande en la porción del Lerma, lo que constituye una evidencia de su impacto antrópico, por un lado, en los niveles menores estaría siendo movilizado de los sedimentos, mientras que en otros, muy por encima de los valores esperados, estaría siendo incorporado activamente en los sedimentos. En contraste, los niveles de este metal dentro del Lago de Chapala, son muy similares a los valores de referencia, lo que indica que el impacto del Zn es más de carácter local que regional. El Co presenta un comportamiento similar a los dos anteriores, pero con un rango de variación menor, lo que es un indicio de su uso poco extendido en la Cuenca, lo que apoya el hecho de que el principal aporte de metales en la Cuenca lo constituyen tanto la aplicación de agroquímicos, como las descargas de aguas residuales (Tabla 1.2.2). Por último, el Pb presenta valores similares a los de referencia en el lago de Chapala, con un rango de concentración mayor en el río Lerma, lo que nos habla, por un lado de la baja movilidad del Pb, y por otro del aporte menor de este metal sobre la cuenca local del Lago de Chapala, presumiblemente por el control reciente respecto a sus aportes, como se puede apreciar de la considerable disminución respecto a lo encontrado en años anteriores (2000), para la misma región del Lago en la misma época del año.

Se presenta a continuación el análisis de correlación para los diferentes parámetros evaluados en los sedimentos, así como su discusión.

Tabla 3.4.14. Coeficientes de correlación de Pearson obtenidos para los parámetros químicos y granulométricos analizados en las muestras de sedimentos correspondientes a los dos periodos equivalentes (mayo 2002 y 2003).

	Arena	Limo	Arcilla	Mz	ICA	Nb*	Zr*	Ti	Fe	Mn	MO	Mg	Ca	Si	Al	Na	K	V*	Cr*	Cu*	Co*	Ni*	Zn*	
Arena	1.000																							
Limo	0.090	1.000																						
Arcilla	0.011	0.145	1.000																					
Mz	0.873	0.935	0.512	1.000																				
ICA	0.317	0.478	0.765	0.415	1.000																			
Nb*	-0.524	0.551	0.373	0.470	0.095	1.000																		
Zr*	-0.080	0.034	0.208	0.085	0.375	-0.016	1.000																	
Ti	0.035	-0.047	0.009	-0.120	0.364	-0.218	0.320	1.000																
Fe	-0.361	0.355	0.337	0.220	0.420	0.414	-0.076	0.544	1.000															
Mn	-0.467	0.459	0.437	0.418	0.523	0.559	0.037	0.369	0.704	1.000														
MO	-0.451	0.438	0.439	0.478	0.458	0.535	0.003	0.328	0.524	0.524	1.000													
Mg	-0.431	0.453	0.317	0.326	0.314	0.586	-0.212	0.403	0.856	0.799	0.210	1.000												
Ca	-0.296	0.377	0.024	0.178	-0.178	0.779	-0.382	0.184	0.729	0.579	0.169	0.775	1.000											
Si	0.528	0.565	0.528	0.565	-0.509	0.668	0.009	-0.378	0.855	0.680	0.370	0.859	-0.789	1.000										
Al	-0.430	0.402	0.461	0.412	0.335	0.120	0.063	0.737	0.770	0.693	0.233	0.687	0.417	-0.799	1.000									
Na	0.891	0.003	0.245	-0.700	-0.415	0.574	0.118	0.284	-0.437	0.602	0.572	-0.481	0.717	-0.279	0.717	1.000								
K	0.905	0.595	-0.444	-0.469	-0.516	-0.414	-0.064	0.014	0.911	-0.385	-0.853	0.983	0.890	-0.054	0.464	0.464	1.000							
V*	-0.235	0.229	0.227	0.091	0.352	0.446	0.147	0.634	0.826	0.164	0.511	0.700	0.646	0.752	0.752	-0.382	0.776	1.000						
Cr*	-0.249	0.253	0.213	0.206	0.557	0.101	0.393	0.825	0.817	0.512	0.369	0.589	0.335	0.808	0.808	-0.128	0.045	0.434	1.000					
Cu*	-0.395	0.371	0.421	0.420	0.471	0.471	0.354	-0.028	0.435	0.700	0.920	0.338	0.227	0.281	0.281	-0.855	-0.397	0.384	0.282	1.000				
Co*	0.577	0.562	0.563	0.563	0.677	-0.258	-0.334	-0.376	-0.289	-0.356	-0.301	-0.362	-0.070	0.478	0.561	0.403	0.503	-0.204	0.526	-0.239	1.000			
Ni*	-0.192	0.248	0.006	0.125	-0.008	0.384	-0.505	0.257	0.730	0.497	0.058	0.722	0.843	-0.710	0.571	-0.389	0.543	0.347	0.228	-0.095	1.000			
Zn*	-0.340	0.271	0.503	0.358	0.650	0.334	0.595	0.008	0.182	0.220	0.713	0.087	-0.212	-0.281	0.113	-0.380	-0.147	0.400	0.251	0.608	-0.258	-0.393	1.000	

* Concentraciones en ppm

Valores críticos para n=16 (14 grados de libertad) y nivel de confianza del:

99% t = 2.977	(r mayor o igual que 0.652)
98% t = 2.624	(r mayor o igual que 0.604 y menor que 0.652)
95% t = 2.145	(r mayor o igual que 0.527 y menor que 0.604)

Nota: Se muestran sin relleno y en color más claro los coeficientes que a pesar de haber presentado una significancia $\leq 90\%$ sugieren relaciones interesantes

Tabla 3.4.15. Coeficientes de correlación de Pearson para los parámetros químicos analizados en la totalidad de las muestras de sedimentos.

	Ti	Fe	Mn	Mg	MO	Ca	Si	Al	Na	K	V*	Cr*	Cu*	Co*	Ni*	Zn*	Pb*	Nb*	Zr*	MS	Cu _p	Ni _p	Cr _p	
	1.000																							
g	0.298	1.000																						
n	0.032	0.774	1.000																					
g	0.087	0.729	0.794	1.000																				
O	-0.198	0.677	0.674	0.285	1.000																			
a	0.084	0.177	0.160	0.639	0.124	1.000																		
	-0.046	-0.021	0.156	-0.708	-0.644	0.626	1.000																	
	0.374	0.694	0.389	0.591	0.193	0.422	-0.721	1.000																
la	0.217	-0.149	-0.456	-0.313	0.421	-0.065	0.206	-0.028	1.000															
	-0.240	-0.835	-0.732	-0.712	-0.458	-0.621	0.397	-0.801	0.100	1.000														
	0.521	0.890	0.874	0.585	0.709	0.553	-0.723	0.656	-0.033	-0.743	1.000													
r*	0.543	0.689	0.677	0.504	0.458	0.260	-0.637	0.750	-0.153	-0.805	0.557	1.000												
u*	0.198	0.213	0.055	0.314	-0.065	-0.176	-0.049	-0.162	-0.047	0.167	0.214	1.000												
o*	-0.348	0.155	-0.312	-0.257	-0.314	-0.112	0.420	-0.480	0.108	0.405	-0.322	-0.636	-0.249	1.000										
i*	0.050	0.787	0.545	0.719	0.227	0.763	-0.769	0.300	-0.245	-0.713	0.643	0.404	0.050	-0.273	1.000									
r*	-0.189	0.305	0.606	0.253	0.859	-0.168	-0.425	0.163	-0.489	-0.340	0.297	-0.429	0.296	-0.256	0.039	1.000								
b*	-0.243	-0.177	-0.096	-0.181	0.096	-0.218	0.134	-0.232	-0.135	0.261	-0.206	-0.173	0.011	-0.274	-0.089	0.102	1.000							
b*	0.357	0.244	0.154	0.338	0.620	0.039	0.221	-0.023	0.587	-0.155	0.147	0.062	0.280	0.001	0.265	0.585	0.086	1.000						
r*	0.589	-0.054	0.001	-0.179	0.171	0.371	0.146	-0.138	-0.191	0.126	0.163	0.310	0.764	0.356	-0.288	0.275	0.077	0.069	1.000					
IS	-0.164	0.116	0.318	0.536	0.255	-0.146	-0.169	0.106	-0.093	-0.118	0.038	0.132	0.023	0.077	0.011	0.252	-0.069	0.084	-0.080	1.000				
u _p	0.706	0.098	-0.179	-0.119	-0.253	-0.064	0.179	0.031	0.144	0.036	0.350	0.198	0.372	-0.104	-0.090	-0.211	-0.108	-0.126	0.632	-0.180	1.000			
i _p	-0.104	0.051	-0.152	-0.044	-0.163	0.092	0.043	-0.019	-0.077	-0.003	0.011	-0.183	-0.260	-0.003	0.115	-0.113	0.042	-0.102	-0.116	-0.344	0.202	1.000		
r _p	0.203	-0.086	-0.344	-0.195	-0.200	0.071	0.157	-0.029	0.089	0.088	0.003	-0.072	-0.222	0.017	-0.049	-0.303	-0.024	-0.103	0.015	-0.289	0.206	0.658	1.000	

* Concentraciones en ppm.

Valores críticos para n=31 (29 grados de libertad) y nivel de confianza del:

R	99% t = 2.756	(r mayor o igual que 0.456)
r	98% t = 2.462	(r mayor o igual que 0.416 y menor que 0.456)
r	95% t = 2.045	(r mayor o igual que 0.356 y menor que 0.416)

Nota: Se muestran sin relleno y en color más claro los coeficientes que a pesar de haber presentado una significancia ≤ 90% sugieren relaciones interesantes.

Discusión:

Se obtuvieron en general diversas correlaciones entre las variables evaluadas en los sedimentos, como en el caso de los parámetros texturales, los cuales mostraron una correlación inversa significativa al 99% para las fracciones gruesa (arena) y fina (limos y arcillas), teniéndose una correlación positiva elevada de los limos y las arcillas (Tabla 3.4.14). Se observa también que el Mz, es un buen indicador lineal del tamaño de partícula, presentando una correlación inversa con el tamaño, dado que se encuentra en unidades phi las cuales se definen como el menos logaritmo base 2 del diámetro de la partícula expresado en milímetros (Briggs, 1981). El ICA por su parte, muestra también una correlación directa con el Mz, con el contenido de arcillas y en menor medida con los limos, así como una correlación inversa con el contenido de arenas, lo que evidencia que la formación de arcillas se favorece por el intemperismo químico, el cual no afecta por otro lado de modo importante a las partículas de mayor tamaño como las arenas. Por la relación del Co con estos mismos parámetros, se puede decir que éste se relaciona preferentemente con las fracciones gruesas y menos intemperizadas, lo que sugiere un origen litogénico, presumiblemente debido a la naturaleza volcánica de la región.

En general fueron bajas las correlaciones de los diferentes elementos respecto al tamaño de partícula, probablemente debido a la gran variabilidad de composición y al reducido valor de "n". No obstante, elementos como el Nb se asocian preferentemente a los limos, mientras que el Si lo hace con las arenas, lo que nos sugiere una proporción importante de cuarzos, hipótesis que se ve apoyada por la asociación negativa del mismo con los limos y las arcillas, así como por su relación inversa con el Mz.

El sodio se asocia también preferentemente a las fracciones gruesas e inversamente a las finas, lo que nos habla de una liberación a partir de éstas últimas, un comportamiento análogo pero en menor proporción se observa para el potasio, mientras que para el resto de los elementos se obtuvieron correlaciones más pobres.

En el caso del aluminio, aún cuando presentó correlaciones algo menores (al 90% de significancia) con los parámetros relativos al tamaño de partícula, se observó una relación negativa con las fracciones gruesas y una positiva con las finas, lo que junto con su relación positiva con el ICA, indica claramente que su proporción se incrementa con el grado de intemperismo químico, por lo que se empleó como elemento normalizante. Un comportamiento similar presentó el Nb, pero con una relación menor para las arcillas. Este elemento también se asocia con la materia suspendida (98%) lo que evidencia en ésta la presencia de limos y arcillas terrígenas (al ser el Nb un elemento litofílico), siendo entonces también un agente de normalización potencial.

Por su parte el titanio, no presentó una relación definida con el tamaño de partícula, en cambio se asocia de modo importante con el Fe, Al, Cr y V, elementos como se mencionó, de baja movilidad en el medio acuático, y negativamente con el K, un elemento altamente móvil, no obstante, con el sodio

no presenta esta misma relación, lo que sugiere nuevamente, una alteración en el comportamiento geoquímico natural de éste último, presumiblemente por aportes antrópicos.

El hierro presentó correlaciones significativas, ($p \leq 0.05$) con casi todos los metales, positivas con el Mn, Mg, Ca, Al, V, Cr y Ni, y negativas, con el Si y el K, lo que sugiere la formación de coprecipitados oxihidróxidos (Fe, Mn, Mg, Cr, Al, V, de acuerdo con la clasificación de Goldsmith), los cuales servirían a su vez de matrices a las que se asociarían distintos metales del grupo I (Ca, Ni y Zn), en tanto que el Cr podría comportarse como uno u otro dependiendo de su estado de oxidación, así, en sus estado oxidado serviría de matriz, mientras que en su estado más reducido, sería análogamente retenido por la materia orgánica y las arcillas. Favoreciéndose el primer caso en los ambientes oxidantes como los observados, dados los valores de potencial registrados.

Estas asociaciones se confirman al comparar los coeficientes de correlación que presentaron estos metales entre sí, los cuales resultaron elevados y positivos (Tabla 3.4.15), si bien con ligeras variaciones entre ellos, ya sea por las posibles diferencias en sus afinidades respectivas o por las diferencias en su disponibilidad en las distintas estaciones y periodos de muestreo.

La materia orgánica, presenta una relación significativa ($p \leq 0.02$) negativa con el Si, y el Na, probablemente reflejo ambas de la presencia de cantidades importantes de cuarzo, al cual no es frecuente que se asocie la materia orgánica, pues aún cuando ésta puede formar recubrimientos superficiales, éstos no suelen ser muy estables para el caso del cuarzo. El sodio como se mencionó viene asociado a estas fracciones más gruesas, de dónde se explica su falta de asociación con la materia orgánica. En contraste, correlaciones positivas elevadas se tuvieron para el caso del Cu y el Zn, que, como se discutió anteriormente, se presume formarían complejos orgánicos estables con la materia orgánica disuelta, que al flocular se tornaría material en suspensión y posteriormente pasaría a formar, al precipitarse, parte de los sedimentos. No obstante, no se obtuvo una correlación significativa de la materia orgánica en los sedimentos y la materia suspendida, esto posiblemente por una parte debido a la composición heterogénea de ésta última, y por la otra, dada la gran movilidad de la materia orgánica en suspensión, respecto de la retenida en los sedimentos, lo cual limitaría la relación de la segunda "atrapada" en los sedimentos con la primera, "libre" en la columna de agua, lo mismo se puede decir de la falta de correlación de la materia orgánica disuelta con el contenido respectivo en los sedimentos.

El Si por su parte, presenta una correlación negativa importante ($p \leq 0.01$) con el Al, lo que evidencia el intemperismo químico de los feldspatos iniciales, con la correspondiente formación de arcillas y cuarzos, minerales secundarios más resistentes al intemperismo, los cuales presentarían proporciones decrecientes de aluminio y un concomitante aumento en el Si.

Este elemento presenta también una correlación positiva elevada con el Na y K ($p \leq 0.01$) lo que también podría interpretarse como efectos del intemperismo químico, ya que los tres disminuirían sus proporciones conjuntamente. Con el resto de los metales, el Si presenta correlaciones negativas

importantes, lo que de nuevo sugiere su presencia en forma de cuarzos, los cuales no tienen la capacidad de asociar metales en su superficie como sucede con los silico-aluminatos.

Contrario a lo que sucede con el Si, el Al si presenta algunas correlaciones positivas significativas ($p \leq 0.01$) con metales como el V, Cr, y Ni (Tabla 3.4.15), ya antes mencionadas y discutidas, lo que sugeriría una predominancia de este metal en forma de hidróxidos complejos. Este hecho se ve apoyado por la correlación significativa elevada y negativa de este metal con el K, presumiblemente liberado a partir del intemperismo químico de los feldespatos. El K presenta correlaciones negativas significativas con casi todos los metales pesados estudiados, lo cual estaría indicando un reemplazo del mismo por éstos, los cuales se “fijarían” de este modo a los sedimentos. La única correlación positiva y significativa ($p \leq 0.01$) de este metal, fue con el Si, presentando también una negativa ($p \leq 0.01$) con el Al (Tabla 3.4.15), lo que se contrapone a la idea de la intemperización de los feldespatos, ya que la formación de cuarzos, estaría asociada a la liberación y disminución de potasio en los sedimentos, dado que éste suele formar sales bastante solubles, por lo que estas correlaciones son, por el momento, difíciles de interpretar.

El vanadio presenta una correlación positiva significativa con el Cr, Cu, y el Ni, las cuales fueron ya previamente discutidas. Por último, el Cu y el Zn presentan una correlación positiva significativa elevada ($p \leq 0.05$; Tabla 3.4.14), indicando que estos dos elementos se mueven juntos, tal como se sugirió por su afinidad elevada con la materia orgánica, los cuales entonces serían no sólo más móviles sino más biodisponibles lo que podría traer repercusiones a futuro en la biota acuática, así como en los cultivos y los suelos regados con agua residual. En general, se puede decir que ambos metales presentan un comportamiento muy similar en el análisis de correlación, debido presumiblemente por un lado a su naturaleza química semejante (Figura 1.2.4), y por otro, a un presumible aporte simultáneo dadas las fuentes similares para ambos metales (Tabla 1.2.2).

El níquel y el cobre *particulados* se correlacionan positivamente ($p \leq 0.02$); con el Cr particulado (Tabla 3.4.15), pero no se relacionan entre sí, lo que sugiere nuevamente que éste último está sirviendo de acarreador de los otros dos, los cuales tendrían entonces diferentes orígenes. Sin embargo, la correlación del Cr *particulado* con la materia suspendida es negativa y no alcanza el 90% de significancia, lo que sugiere que éste no es un componente minoritario de la misma, sino que se encuentra presumiblemente en forma de hidróxidos y cromatos (dados los valores de pH y Eh) que si bien, asociarían eficientemente al Ni y Cu, hipótesis que se ve apoyada por la correlación positiva y significativa ($p \leq 0.01$) del LogKD_{Ni} y el LogKD_{Cr} (Tabla 3.3.4), no se presenta como constituyente del material en suspensión de forma consistente.

Por otro lado, la correlación significativa positiva y elevada ($p \leq 0.01$) del Ni con el Ca y el Mg en los sedimentos sugiere que este se encuentra también relacionado a los carbonatos.

Para tratar de estimar el grado de influencia o impacto antrópico sobre las variaciones en las concentraciones observadas, se calcularon los índices de geoacumulación y los factores de enriquecimiento de los metales pesados estudiados, tomándose como referente para el primero al valor promedio para los esquistos, tipo de rocas metamórficas que se asocian comúnmente a procesos orogénicos, por ser la cuenca en estudio de origen tectónico, mientras que para el segundo, se empleo para la normalización geoquímica al Al, por presumirse una contribución antrópica sobre las variaciones de concentración del Ti.

A continuación se muestran los resultados obtenidos. Adicionalmente, para su mejor comprensión y análisis, se incluyen también las concentraciones observadas de los metales pesados evaluados en los sedimentos superficiales recolectados en los diferentes periodos estudiados, así como los valores de referencia respectivos sugeridos por Wedepohl (1978), citado por Salomons y Föstner (1984), para sedimentos de aguas someras.

Tabla 3.4.16. Comparación entre el nivel de referencia y las concentraciones de metales pesados en los sedimentos superficiales observadas en el presente estudio, así como de los índices de geoacumulación y factores de enriquecimiento respectivos (Mayo-Junio 2002).

Estación	V	Igeo	EF	Cr	Igeo	EF	Co	Igeo	EF	Ni	Igeo	EF	Cu	Igeo	EF	Zn	Igeo	EF	Pb	Igeo	EF
Valor de referencia*	145	-0.43	1.06	60	-1.17	0.13	13	-1.13	0.65	35	-1.54	0.49	56	-0.27	1.19	92	-0.63	0.92	22	-0.45	1.05
Atlacomulco (1)	133	-0.55	0.45	84	-0.68	0.19	23	-0.31	0.53	26	-1.97	0.17	18	-1.91	0.18	81	-0.81	0.37	14	-1.10	0.31
Chupicuaro (2)	62	-1.65	0.26	43	-1.65	0.10	39	0.45	1.13	15	-2.77	0.12	12	-2.49	0.15	39	-1.87	0.23	16	-0.91	0.44
Pueblo Nuevo (3)	110	-0.83	0.46	65	-1.05	0.14	21	-0.44	0.60	<0.5	-7.67	0.01	42	-0.68	0.50	375	1.40	2.13	25	-0.26	0.68
La Calle (4)	68	-1.52	0.34	40	-1.75	0.09	16	-0.83	0.54	15	-2.77	0.14	24	-1.49	0.34	76	-0.91	0.52	93	1.63	3.00
Yurécuaro (5)	109	-0.84	0.45	63	-1.10	0.14	29	0.03	0.83	15	-2.77	0.12	69	0.03	0.83	207	0.54	1.18	24	-0.32	0.65
Ibarra (6)	94	-1.05	0.40	61	-1.15	0.14	22	-0.37	0.63	23	-2.15	0.18	13	-2.38	0.16	77	-0.89	0.44	19	-0.66	0.52
Ajijic (7)	115	-0.76	0.43	63	-1.10	0.14	22	-0.37	0.57	30	-1.77	0.22	49	-0.46	0.53	105	-0.44	0.54	20	-0.58	0.49
Alacranes-La Isla (8)	108	-0.85	0.40	55	-1.30	0.12	26	-0.13	0.65	34	-1.58	0.24	41	-0.72	0.43	109	-0.39	0.55	22	-0.45	0.52

Tabla 3.4.17. Comparación entre el nivel de referencia y las concentraciones de metales pesados en los sedimentos superficiales observadas en el presente estudio, así como de los índices de geoacumulación y factores de enriquecimiento respectivos (Julio-Agosto 2002).

Estación	V	Igeo	EF	Cr	Igeo	EF	Co	Igeo	EF	Ni	Igeo	EF	Cu	Igeo	EF	Zn	Igeo	EF	Pb	Igeo	EF
Valor de referencia*	145	-0.43	1.06	60	-1.17	0.63	13	-1.13	0.65	35	-1.54	0.49	56	-0.27	1.19	92	-0.63	0.92	22	-0.45	1.05
Atlacomulco (1)	132	-0.56	0.44	77	-0.81	0.37	22	-0.37	0.50	22	-2.21	0.14	14	-2.27	0.14	69	-1.05	0.32	16	-0.91	0.35
Chupicuaro (2)	112	-0.80	0.52	57	-1.24	0.38	22	-0.37	0.69	16	-2.67	0.14	165	1.29	2.19	43	-1.73	0.27	16	-0.91	0.48
Pueblo Nuevo (3)	39	-2.32	0.21	14	-3.27	0.11	62	1.12	2.27	8	-3.67	0.08	6	-3.49	0.09	42	-1.76	0.31	18	-0.74	0.63
La Calle (4)	87	-1.16	0.38	57	-1.24	0.35	17	-0.75	0.50	18	-2.50	0.15	24	-1.49	0.30	125	-0.19	0.74	22	-0.45	0.62
Yurécuaro (5)	95	-1.04	0.38	63	-1.10	0.36	28	-0.03	0.76	26	-1.97	0.20	33	-1.03	0.38	118	-0.27	0.64	22	-0.45	0.57
Ibarra (6)	110	-0.83	0.38	75	-0.85	0.38	31	0.12	0.74	22	-2.21	0.15	52	-0.38	0.52	168	0.24	0.80	25	-0.26	0.57
Ajijic (7)	103	-0.92	0.41	51	-1.40	0.29	33	0.21	0.90	28	-1.87	0.21	38	-0.83	0.44	90	-0.66	0.49	19	-0.66	0.49
Alacranes-La Isla (8)	115	-0.76	0.43	65	-1.05	0.35	22	-0.37	0.56	29	-1.81	0.21	40	-0.75	0.43	107	-0.41	0.55	25	-0.26	0.61

* El valor de referencia corresponde al valor medio en sedimentos de aguas someras, según Wedelpohl (1978). Se resaltan los valores anómalos encontrados en el presente estudio, tanto por exceso como por defecto, para éstos últimos se consideraron sólo los valores con un déficit de más del 50% con respecto al valor de referencia.

Tabla 3.4.18. Comparación entre el nivel de referencia y las concentraciones de metales pesados en los sedimentos superficiales observadas en el presente estudio, así como de los índices de geoacumulación y factores de enriquecimiento respectivos (Octubre-Noviembre 2002).

Estación	V	Igeo	EF	Cr	Igeo	EF	Co	Igeo	EF	Ni	Igeo	EF	Cu	Igeo	EF	Zn	Igeo	EF	Pb	Igeo	EF
Valor de referencia*	145	-0.43	1.06	60	-1.17	0.63	13	-1.13	0.65	35	-1.54	0.49	56	-0.27	1.19	92	-0.63	0.92	22	-0.45	1.05
Atzacmulco (1)	95	-1.04	0.32	60	-1.17	0.29	33	0.21	0.75	19	-2.42	0.12	11	-2.62	0.11	53	-1.43	0.24	15	-1.00	0.33
Chupicuaro (2)	92	-1.08	0.47	39	-1.79	0.29	45	0.66	1.56	12	-3.09	0.12	10	-2.75	0.15	50	-1.51	0.35	16	-0.91	0.53
Pueblo Nuevo (3)	97	-1.01	0.40	75	-0.85	0.45	28	-0.03	0.79	14	-2.87	0.11	61	-0.15	0.73	216	0.60	1.22	23	-0.38	0.62
La Calle (4)	71	-1.46	0.32	42	-1.68	0.28	22	-0.37	0.69	13	-2.97	0.11	21	-1.68	0.28	102	-0.48	0.64	21	-0.51	0.62
Yurécuaro (5)	106	-0.88	0.45	71	-0.93	0.43	26	-0.13	0.75	14	-2.87	0.11	60	-0.17	0.73	205	0.52	1.18	25	-0.26	0.69
Ibarra (6)	103	-0.92	0.42	65	-1.05	0.38	28	-0.03	0.78	24	-2.09	0.19	36	-0.91	0.42	116	-0.30	0.64	17	-0.82	0.45
Ajijic (7)	112	-0.80	0.44	52	-1.38	0.29	23	-0.31	0.62	24	-2.09	0.18	35	-0.95	0.40	85	-0.75	0.46	20	-0.58	0.51
Alacranes (8)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 3.4.19. Comparación entre el nivel de referencia y las concentraciones de metales pesados en los sedimentos superficiales observadas en el presente estudio, así como de los índices de geoacumulación y factores de enriquecimiento respectivos (Mayo del 2003).

Estación	V	Igeo	EF	Cr	Igeo	EF	Co	Igeo	EF	Ni	Igeo	EF	Cu	Igeo	EF	Zn	Igeo	EF	Pb	Igeo	EF
Valor de referencia*	145	-0.43	1.06	60	-1.17	0.63	13	-1.13	0.65	35	-1.54	0.49	56	-0.27	1.19	92	-0.63	0.92	22	-0.45	1.05
Atzacmulco (1)	101	-0.95	0.33	96	-0.49	0.45	20	-0.51	0.44	25	-2.03	0.16	19	-1.83	0.18	88	-0.70	0.39	16	-0.91	0.34
Chupicuaro (2)	86	-1.18	0.32	64	-1.08	0.34	22	-0.37	0.56	22	-2.21	0.16	17	-1.99	0.18	74	-0.95	0.37	15	-1.00	0.36
Pueblo Nuevo (3)	71	-1.46	0.27	37	-1.87	0.21	18	-0.66	0.48	15	-2.77	0.11	17	-1.99	0.19	99	-0.53	0.52	20	-0.58	0.50
La Calle (4)	40	-2.29	0.22	17	-2.99	0.14	44	0.63	1.68	9	-3.50	0.10	6	-3.49	0.10	49	-1.54	0.37	21	-0.51	0.76
Yurécuaro (5)	100	-0.96	0.54	35	-1.95	0.27	57	1.00	2.10	18	-2.50	0.19	12	-2.49	0.19	68	-1.07	0.50	14	-1.10	0.49
Ibarra (6)	66	-1.56	0.32	57	-1.24	0.40	25	-0.19	0.84	13	-2.97	0.12	13	-2.38	0.18	56	-1.35	0.37	13	-1.21	0.41
Ajijic (7)	108	-0.85	0.43	53	-1.35	0.30	33	0.21	0.90	35	-1.54	0.27	40	-0.75	0.46	93	-0.62	0.51	24	-0.32	0.62
Alacranes (8)	117	-0.74	0.43	61	-1.15	0.33	27	-0.08	0.68	35	-1.54	0.25	36	-0.91	0.38	107	-0.41	0.54	21	-0.51	0.51

* El valor de referencia corresponde al valor medio en sedimentos de aguas someras, según Wedelpohl (1978). Se resaltan los valores anómalos encontrados en el presente estudio, tanto por exceso como por defecto, para éstos últimos se consideraron sólo los valores con un déficit de más del 50% con respecto al valor de referencia.

Discusión:

Para el análisis de los índices de geoacumulación y de los factores de enriquecimiento, se calcularon éstos también, con fines comparativos, para los valores de referencia, dado que no se contaba con un valor base de la región en estudio. Tomándose en el primer caso, los valores propuestos por Wadelpohl (1978) para sedimentos superficiales de aguas someras, y para el segundo, al valor correspondiente al promedio del metal en los esquistos, por ser éstos rocas metamórficas asociadas comúnmente a procesos orogénicos, ya que como se mencionó, la Cuenca Lerma-Chapala es de origen tectónico-volcánico y el Lago de Chapala se formó a partir de un graven, en la región geográfica denominada Eje Neovolcánico Transmexicano (Morán-Zenteno, 1994).

Al calcularse el factor de enriquecimiento para las concentraciones de referencia en sedimentos de aguas someras según Wadelpohl (1978), respecto de la composición media de los esquistos, se obtuvieron en general, factores de enriquecimiento cercanos a la unidad para la mayoría de los metales, lo que indicaría que para la mayoría de los metales, pueden usarse indistintamente como valores de referencia, salvo en el caso del Cr (0.13), Co (0.65) y Ni (0.49), en los que dichos valores fueron bastante menores a la unidad, lo que indicaría una deficiencia aparente de estos metales en los sedimentos superficiales promedio con respecto a los esquistos. Por tal motivo, se decidió comparar, para una mejor interpretación y análisis de los valores así obtenidos de los factores de enriquecimiento para los sedimentos en estudio, los valores correspondientes calculados para los niveles de referencia sugeridos por Wadelpohl (1978). Todos estos valores se incluyen en las tablas precedentes.

En cuanto al análisis de dichos parámetros calculados para los valores experimentales, se puede decir que en general se observaron deficiencias más que acumulaciones de metales en los sedimentos analizados, las cuales se evidencian tanto por los valores del Igeo, los cuales resultaron ser en su mayoría negativos, y en algunos casos incluso en más del 50% menores que los correspondientes a los valores de referencia. Solo en casos aislados se pudieron observar enriquecimientos, pero cercanos a la unidad, lo que en apariencia estaría indicado un “estado saludable del sistema”, sin embargo, por los valores puntuales elevados observados para algunas estaciones y periodos de muestreo, respecto de los niveles de referencia respectivos, (Fig 3.4.5. a 3.4.8. y Tablas 3.4.9. a 3.4.12), parece poco probable.

También los factores de enriquecimiento calculados, resultaron análogamente, en su mayoría, menores a los calculados para los valores de referencia correspondientes, nuevamente en ocasiones incluso menores al 50% del correspondiente calculado para el valor de referencia. Lo anterior pudiera ser debido ya sea a) a que se trate de sedimentos detríticos y más bien de origen orgánico que mineralógicos, sin embargo, el contenido de materia orgánica en los mismos no es consistentemente elevado (Fig. 3.4.4.), lo que pudiera indicar, por el método empleado para su determinación, un elevado contenido de material orgánico resistente a la oxidación química, sin embargo, las concentraciones de los elementos mayores menos móviles, fueron en general, similares a las de una roca ígnea intermedia

según se puede apreciar en el apéndice C, b) a que se tiene una acumulación o fijación deficiente de metales por la activa dinámica física del sistema, lo cual sin embargo, no se apoya por una “mejor fijación” en las estaciones del lago, c) porque esté ocurriendo una removilización de metales pesados a partir de los sedimentos, d) por consumo directo debido a la eutroficación para el caso de elementos micronutrientes como el Cu, y el Zn, no obstante se pudieron observar en algunas ocasiones “deficiencias” también en otros metales netamente tóxicos como el Ni y el Pb, lo que se contrapone a esta hipótesis de consumo biológico masivo, e) una probable removilización de los mismos a partir de los sedimentos por efectos de la actividad hidrotermal remanente, la cual no obstante, afectaría preferentemente a las estaciones cercanas, en este caso, la de *Ajijic* (7), lo que no sucede.

Para tratar de encontrar una explicación más fidedigna a las deficiencias encontradas, se efectuó un análisis de correlación de los parámetros calculados, con el contenido de materia orgánica, ya que se ha sugerido que ésta tiene una fuerte influencia en la movilización de metales a partir de los sedimentos (Föstner y Wittman, 1989; Calmano y Föstner, 1996), así como con los valores del índice de alteración química calculados previamente. Los resultados se muestran y discuten a continuación.

Tabla 3.4.20. Coeficientes de correlación de Pearson para los parámetros calculados a partir de las concentraciones de metales pesados y materia orgánica oxidable en los sedimentos superficiales colectados durante el periodo de estudio.

	%MO	ICA	Igeo V	Igeo Cr	Igeo Co	Igeo Ni	Igeo Cu	Igeo Zn	Igeo Pb	EF V	EF Cr	EF Co	EF Ni	EF Cu	EF Zn	EF Pb
%MO	1.000															
ICA	0.518	1.000														
Igeo V	0.468	0.264	1.000													
Igeo Cr	0.498	0.498	0.839	1.000												
Igeo Co	-0.262	-0.406	-0.379	-0.588	1.000											
Igeo Ni	-0.112	-0.087	0.282	0.244	-0.053	1.000										
Igeo Cu	0.671	0.431	0.632	0.585	-0.411	0.103	1.000									
Igeo Zn	0.841	0.709	0.463	0.499	-0.369	-0.295	0.591	1.000								
Igeo Pb	0.304	0.226	-0.086	-0.072	-0.345	-0.110	0.277	0.350	1.000							
EF V	0.387	-0.029	0.830	0.518	-0.108	0.088	0.598	0.356	-0.049	1.000						
EF Cr	0.550	0.477	0.717	0.922	-0.514	0.081	0.576	0.530	-0.051	0.546	1.000					
EF Co	-0.378	-0.488	-0.567	-0.781	0.919	-0.192	-0.513	-0.431	-0.221	-0.173	-0.630	1.000				
EF Ni	0.023	-0.120	0.441	0.266	-0.054	0.834	0.252	-0.099	-0.009	0.320	0.093	-0.195	1.000			
EF Cu	0.285	0.129	0.337	0.238	-0.198	-0.025	0.817	0.176	0.102	0.491	0.344	-0.205	0.019	1.000		
EF Zn	0.731	0.539	0.245	0.271	-0.198	-0.657	0.462	0.899	0.325	0.297	0.392	-0.194	-0.420	0.218	1.000	
EF Pb	0.022	-0.030	-0.260	-0.228	-0.241	-0.129	0.038	0.041	0.909	-0.124	-0.158	-0.045	-0.094	0.021	0.099	1.000

Para n=31 (29 grados de libertad) y un nivel de confianza de :

R	99% t = 2.7564	(r mayor o igual que 0.456)
R	98% t = 2.462	(r mayor o igual que 0.416 y menor que 0.456)
R	95% t = 2.0452	(r mayor o igual que 0.356 y menor que 0.416)

Discusión:

En efecto, se obtuvieron correlaciones importantes ($p \leq 0.05$) para casi la totalidad de los valores tanto del índice de geoacumulación, como de los factores de enriquecimiento, con el contenido de materia orgánica en los sedimentos, sólo en el caso del Ni, y el Pb no se obtuvo para ninguno, en tanto que para el Cu fue significativa y elevada para el índice de geoacumulación, mientras que en el caso de su factor de enriquecimiento, la correlación no alcanzó este nivel de significancia.

También se obtuvo una correlación positiva significativa del contenido de materia orgánica en los sedimentos y el índice químico de alteración, lo que ya antes se había mencionado, pudiera indicar que ésta en efecto ayuda a la movilización de metales, en este caso, de los involucrados en el cálculo de dicho índice (Ca, Na y K), lo que en el caso del Na, se ve apoyado por una correlación negativa y significativa del contenido de éste metal en los sedimentos y el de la materia orgánica (Tabla 3.4.14).

Probablemente por las dos correlaciones anteriores, se obtuvieron también correlaciones significativas, positivas y elevadas ($p \leq 0.02$) del índice de alteración química y los índices de geoacumulación y los factores de enriquecimiento del Cr y el Zn, en tanto que para el Cu solo para el caso del índice de geoacumulación, se tuvo una correlación significativa. En contraste, para el Co, estas mismas correlaciones fueron significativas pero negativas, lo que nuevamente sugiere un comportamiento distinto de este metal con respecto a los demás.

Entre los diferentes índices de geoacumulación y factores de enriquecimiento de los distintos metales evaluados, también se observaron correlaciones significativas, nuevamente positivas para la mayoría, en tanto que negativas para el caso del Co. También el Ni presentó una correlación significativa negativa ($p \leq 0.02$) tanto de su índice de geoacumulación como de su factor de enriquecimiento con el factor de enriquecimiento del Zn, más no así con el de su correspondiente índice de geoacumulación, lo cual por el momento resulta difícil de interpretar.

Finalmente, se observaron en efecto correlaciones significativas, positivas y elevadas ($p \leq 0.01$) entre los diferentes índices de geoacumulación y los respectivos factores de enriquecimiento para la totalidad de los metales evaluados, lo que pone de manifiesto la posibilidad de usar uno u otro en la evaluación del grado de impacto antrópico sobre un sistema dado, sin embargo, deberán evaluarse los casos de excepción e inconsistencias particulares, para evitar aseveraciones prematuras en este sentido.

Cabe señalar, que al haber resultado valores negativos para el índice de geoacumulación, una correlación positiva de éstos con la materia orgánica, indicaría que ésta influye para su disminución, esto es, limitaría la acumulación del metal en los sedimentos. En contraste, se esperaría entonces, un comportamiento contrario para el caso de los factores de enriquecimiento, cuyos valores fueron positivos, disminuyendo por tanto, al disminuir el enriquecimiento, sin embargo, para el V, Cr, y el Zn, estos factores presentaron también una correlación positiva significativa del mismo con la materia orgánica, lo que implicaría una aparente contradicción, lo mismo que para el caso del Co, en los que ambas correlaciones fueron significativas pero negativas. El caso del Cu en contraste, es el único con una interpretación más directa, ya que presentó una correlación significativa y elevada de su Igeo y el

contenido de materia orgánica, lo cual, como se explicó, indicaría una movilización del mismo a partir de los sedimentos promovida por la materia orgánica. El factor de enriquecimiento en cambio, en este caso, no presenta una correlación significativa, lo que probablemente debido a las fluctuaciones del contenido de este metal en los sedimentos a lo largo del estudio, que no obstante, debieran afectar en mayor proporción al Zn, cuyas variaciones fueron mayores, lo cual no es evidente. La interpretación de los coeficientes de correlación obtenidos para este segundo metal, es aún más complicada que en los casos anteriores, ya que éstos son significativos y positivos en su mayoría, con excepción de los valores referentes al factor de enriquecimiento de éste con los del Ni y nuevamente con los del Co, siendo negativos en estos casos los respectivos coeficientes de correlación.

IV. INTEGRACIÓN

4.1. ANÁLISIS CONJUNTO Y DISCUSIÓN GENERAL

A continuación se hace un análisis global del comportamiento observado de los parámetros evaluados en las distintas entidades consideradas en el presente estudio.

Parámetros Fisicoquímicos del Agua

Temperatura

En general, se observaron en promedio rangos aceptables para un buen desarrollo de la vida acuática en regiones templadas (19.6-26.1°C), con oscilaciones menores de la misma. Las mayores variaciones fueron para las estaciones correspondientes al Lago de Chapala, por lo que se suponen asociadas a los procesos hidrotermales que todavía se presentan, así como a variaciones en la humedad relativa por las diferencias en las tasas de evaporación del propio lago.

pH

También esta variable tuvo un comportamiento aceptable, con un rango promedio de 7.3 a 7.6. Las variaciones mayores fueron para las estaciones del río, en particular las de *Atlacomulco* (1), *Chupicuaró* (2) e *Ibarra* (6), con una desviación a lo largo del estudio de alrededor de media unidad.

Oxígeno disuelto

En contraste a los dos anteriores, este parámetro resultó muy variable a lo largo del estudio, con promedios que van desde los 3.7 mg/L para la estación de Pueblo Nuevo (3), a los 8.9 mg/L para la estación de Yurécuaro (5), siendo ésta última la que presentó la mayor variación (de 4.2 a 14.6 mg/L), lo que indica una dinámica biológica y física importante asociada a este parámetro.

Eh

El Eh mostró un ambiente ligeramente oxidante, en aereobiosis, en concordancia con el tipo de muestras recolectadas, ya que éstas fueron de agua superficial. No obstante, este parámetro y el anterior no mostraron una correlación apreciable, como comúnmente sucede en los cuerpos de agua naturales, donde el oxígeno suele imponer los valores de potencial, lo que sugiere influencias adicionales en sus variaciones, como lo evidencia la correlación inversa que aunque de una relativamente baja significancia (90%) se obtuvo para el mismo con la materia orgánica disuelta.

Conductividad

La conductividad se incrementa apreciablemente en las estaciones del lago, por una parte debido probablemente al acarreo de sales a lo largo de la Cuenca y por otro, al aporte adicional derivado de la actividad hidrotermal remanente. Adicionalmente, el haberse encontrado reiteradamente valores similares para las dos estaciones del lago, ubicadas al centro (8) y en su ribera (7), evidencia un buen mezclado y homogenado de las sales disueltas para esta región del lago, en cada uno de los periodos evaluados, si bien, por la cercanía de ambas estaciones, no se puede hacer una generalización a este respecto para la totalidad de la superficie del lago.

Otros parámetros

Sodio

Se observaron variaciones importantes en este parámetro a lo largo del estudio, así como niveles relativamente elevados, con un intervalo promedio de 70 a 454 mg/L. Las estaciones que mostraron las mayores variaciones fueron: Atlacomulco (1), Yurécuaro (5), Ibarra (6) y Ajijic (7). Las primeras correspondientes al Río Lerma y la última a la ribera del Lago de Chapala. Tales variaciones evidencian el aporte antrópico de aguas de drenaje, las cuales presentan en general, altos contenidos de este metal (Cleseri et al., 1989). Lo anterior es consecuencia en el caso de (1) y (7), a que se encuentran asociadas a importantes centros de población, mientras que las estaciones (5) y (6) se ubican en regiones de productividad agrícola y ganadera.

Sulfatos

Los sulfatos se encuentran también en niveles elevados, mayoritariamente en las estaciones del lago, por una parte debido a la alta movilidad de esta especie, acumulándose preferentemente en las partes más bajas de la cuenca, y por distintos aportes, como los derivados de las emanaciones gaseosas de las industrias, o bien, de las emanaciones hidrotermales prevaletientes.

Materia orgánica disuelta

También en este parámetro se pudieron observar concentraciones mayores en las estaciones del Lago de Chapala, nuevamente debido presumiblemente a su movilidad, ya que se observaron las mayores concentraciones durante la época de lluvias, lo que supone un acarreo efectivo hacia el lago a

partir de las partes más altas. Atlacomulco (1) e Ibarra (6), también presentan tanto concentraciones como variaciones elevadas, apoyando lo discutido anteriormente para el sodio.

Se resumen y discuten a continuación el comportamiento general, durante el presente estudio, de los elementos considerados comúnmente como potencialmente tóxicos, dada su movilidad y toxicidad elevadas en el medio acuático (Cuadro 2.1.1)

Cobre y Cinc

Se comprobó en este estudio la movilidad elevada del Cu, ya que en agua se le encontró elevado tanto en la fase disuelta como en la suspendida, variando sus considerablemente sus proporciones según la estación y el periodo de muestreo, lo que manifiesta la variabilidad en su afinidad por el material en suspensión. En la parte baja de la Cuenca se observaron en general, niveles mayores a los encontrados previamente por otros autores en el Lago de Chapala, lo que indica que su aporte continua siendo elevado. Sin embargo, este metal se encuentra todavía dentro de los límites USEPA para un daño crónico al ambiente. El cinc por su parte, no fue evaluado en agua, pero se presume un comportamiento similar al del Cu, por su ubicación en el diagrama de Goldsmith (Fig.2.3.5), y dadas las correlaciones comunes presentadas en los sedimentos, tanto por sus similitudes químicas, como por un presumible aporte conjunto de acuerdo a las fuentes antrópicas probables (Tabla 2.3.12).

El Cu particulado presentó una destacada relación con la materia orgánica disuelta (Tabla 3.3.4), corroborando su relación con ésta, lo que puede asociarse al mismo tiempo con la relación de éste y la materia suspendida, y su posterior incorporación a los sedimentos, en donde también se encontró una relación importante del contenido de cobre y la materia orgánica. Lo anterior puede explicarse por dos mecanismos: por una asociación directa con la materia en suspensión ya que se ha observado que las partículas minerales tienden a recubrirse de materia orgánica la cual puede entonces asociar diversos metales. Esta hipótesis se ve apoyada por las correlaciones significativas y positivas que mostró el cobre *particulado* con elementos terrígenos como el Zr, y así como la correspondiente a la materia suspendida con el Nb, igualmente litogénico, mas por la relación negativa del contenido de materia orgánica en los sedimentos con el de Si en los mismos, se presume más bien la formación de precipitados complejos, compuestos de materia orgánica particulada y óxidos de metales como el vanadio y principalmente manganeso, elemento este último con el que la materia organica mostró igualmente una relación positiva y significativa en los sedimentos (tabla 3.4.14.).

La constante de distribución para el reparto agua-materia suspendida del Cu, fue elevada, pero muy variable, lo que pudiera deberse a posibles variaciones en el tamaño de partícula de dichos agregados coloidales, los cuales unas veces habrían podido ser de tamaño coloidal, y atravesar los poros de las membranas de filtración, formando parte de la fracción “disuelta”, mientras que otras, se habrían agregado en cúmulos mayores, pudiendo ser entonces retenidos en las membranas de filtración.

Los niveles encontrados de este metal en los sedimentos, fueron en general mayores a los referidos por estudios previos, en el año 2000, encontrándose algunas estaciones por encima del límite USEPA de daño crónico al ambiente (tabla 3.4.13); en contraste, en algunas estaciones y periodos de muestreo, se presentaron valores por debajo del promedio en sedimentos, lo que indicaría que el metal estaría siendo removilizado a partir de éstos, posiblemente asociado con el alto contenido de materia orgánica disuelta, dada la gran afinidad que se ha observado, presenta este metal por la misma.

En general, tanto las concentraciones como las variaciones del Zn en los sedimentos fueron reiteradamente mas elevadas que las respectivas al Cu, sugiriendo un probable exceso en las aplicaciones de este metal, presumiblemente como fertilizante dado que las estaciones que mostraron las mayores variaciones, Pueblo Nuevo (3) y Yurécuaro (5), se relacionan con una importante actividad agrícola. Sin embargo el contenido de Zn en los sedimentos no rebasó nunca el límite de la USEPA de daño crónico, debido a que para este metal, este límite es bastante más elevado (tabla 3.4.13).

Niquel y Cobalto

El niquel disuelto presentó una disminución con respecto a los valores encontrados por otros autores para el Lago de Chapala indicando una mejoría en el manejo de este metal en la cuenca local del Lago, debido presumiblemente a la reciente aplicación de medidas de control del mismo. En contraste, se observó un incremento relativo en el río. Para este metal, el límite USEPA de daño crónico al ambiente, es sumamente elevado, por lo que ninguna estación estuvo por arriba de éste, sin embargo, los valores observados fueron significativamente mayores respecto a los esperados para aguas de río sin problemas de contaminación, en la totalidad de las estaciones (tabla 3.4.13).

En los sedimentos, las concentraciones de Ni, tanto en el río como en el lago, fueron menores a las observadas en estudios previos, siendo en algunas estaciones incluso menores al valor promedio esperado para sedimentos, lo que indicaría de nuevo una posible removilización del metal a partir de los mismos. Este metal se asocia también efectivamente a la materia suspendida, presentando en algunas estaciones, variaciones destacadas. Cabe señalar que el niquel ha sido considerado por lo general, preferente asociado a la fase disuelta, debido a la gran variedad de sales y complejos solubles que comúnmente forma en medios acuosos, por lo que el haberlo encontrado en algunas ocasiones, preferentemente asociado a la materia suspendida, pone de manifiesto la disponibilidad de ligantes que favorecerían su incorporación a la misma (materia orgánica, carbonatos, oxi-hidróxidos, etc.), en este sentido, a diferencia del cobre, el niquel no se asocia tan efectivamente con la materia orgánica, en contraste, lo hace más eficientemente con los oxi-hidróxidos de hierro y manganeso, como lo demuestran las correlaciones respectivas observadas en los sedimentos (tabla 3.4.14.). También presenta una alta correlación positiva con el Ca y el Mg, lo que nos hablaría de una asociación efectiva de estos metales, presumiblemente debida a su coprecipitación con los carbonatos de estos últimos.

En contraste, el Co, presentó un incremento relativo de sus concentraciones tanto en agua como en los sedimentos de ambas entidades, lo que puede relacionarse al hecho de que este metal no ha sido considerado comúnmente en los estudios ambientales, lo cual se considera poco adecuado, dado que su comportamiento geoquímico resulta muy similar al del Ni, siendo tan móvil y tan tóxico como éste.

Es posible que la falta de interés en el monitoreo de este metal se deba al hecho de que es un metal cuyo aporte antrópico es principalmente de origen industrial, por lo que presumiblemente podría tenerse un mayor control en sus contribuciones, los cuales constituirían entonces fuentes puntuales, más fácilmente identificables y regulables, sin embargo, dado los incrementos observados en el presente estudio, es evidente que éste no se ha logrado en la cuenca, posiblemente debido al hecho de que el límite máximo recomendado para este metal en agua es sumamente elevado (1000 µg/L), por lo que ninguna de las estaciones lo sobrepasa. Por su parte, el límite del mismo en los sedimentos no es siquiera contemplado en las evaluaciones ambientales regulares.

Cromo

El cromo presentó en agua niveles comparables a los encontrados por otros autores en la década pasada para el caso del río Lerma, y algo menores para el Lago de Chapala (Tabla 3.1.9.), lo que probablemente indicaría la aplicación de medidas de control a nivel de la cuenca local del lago.

El límite USEPA de daño crónico al ambiente para este metal en agua es sumamente elevado (250 µg/L), por lo que no fue sobrepasado por ninguna estación.

Este metal fue el que presentó las menores variaciones en sus constantes de reparto, siendo éstas elevadas en todos los periodos evaluados, lo que pone de manifiesto la diferencia en su interacción con la materia suspendida, encontrándose preferentemente precipitado en forma de oxi-hidróxidos, los cuales podrían en un momento dado asociarse con los diferentes precipitados en la columna de agua para posteriormente depositarse conjuntamente en los sedimentos, como lo sugieren las correlaciones encontradas de este metal en los sedimentos.

Para el caso de los sedimentos, las concentraciones fueron similares a las encontradas por otros autores en el 2000 y el 2001 (Tabla 3.4.13), con un ligero incremento durante la época de lluvias.

El río Lerma presenta un rango amplio de variación, con algunas estaciones por debajo de las concentraciones promedio para sedimentos, lo que nuevamente sería un indicio de una posible removilización de este metal a partir de los sedimentos.

Cadmio y Plomo

El cadmio disuelto presenta una disminución importante en su concentración respecto a los valores obtenidos por otros autores en estudios previos durante la década pasada (tabla 3.1.9.), pero continúa siendo elevado respecto del rango esperado para aguas de río libres de contaminación.

Los valores de concentración del cadmio disuelto obtenidos en el presente estudio, se encontraron no obstante, dentro del límite USEPA para un daño crónico al ambiente. La evaluación del cadmio en los sedimentos no fue contemplada en el presente estudio.

El plomo por su parte, no fue detectado en disolución en ninguna de las estaciones evaluadas, mientras que en los sedimentos presentó también una disminución importante respecto a los valores referidos por otros autores en el 2000 y el 2001, estando sus concentraciones ya muy cercanas al promedio esperado para sedimentos en ambas entidades (Tabla 3.4.13.). Ambos resultados ponen de manifiesto la eficiencia de las medidas de control aplicadas recientemente en la cuenca, a partir de la denuncia de niveles peligrosos de estos metales, presentados con anterioridad.

En general, se puede decir que la Cuenca presenta un intemperismo activo a lo largo de la misma, provocando una gran heterogeneidad espacio-temporal en las características del agua y los sedimentos, como lo indican las variaciones observadas en los elementos mayores y en la granulometría de los sedimentos. El intemperismo dominante según lo encontrado, es de tipo químico, dado que predominan las fracciones finas y velocidades relativamente bajas de corriente (Fig. 3.4.3.).

Este intemperismo se ve incrementado en la parte media de la Cuenca, de acuerdo con los mayores valores de ICA obtenidos para esta porción de la misma, donde presumiblemente se tiene una movilización de diferentes metales, ya que en algunos de los periodos muestreados, se obtuvieron valores del factor de enriquecimiento para Cu, Zn y Cr, incluso menores que los calculados para el promedio en sedimentos de aguas someras (tablas 3.4.16 a 3.4.19). Proceso presuntamente favorecido por el contenido elevado de materia orgánica disuelta en el agua, la cual, por un lado puede asociar de manera eficiente diferentes metales formando complejos estables y por otro, evitar la oxidación y precipitación de los mismos, al funcionar como agente reductor, como lo indican las correlaciones observadas de la misma con el manganeso disuelto,

Esta misma asociación puede producir también el efecto contrario y favorecer la precipitación del metal, en lugar de su disolución, como lo indican las correlaciones positivas observadas del COD con el cobre particulado y el logaritmo de su constante de distribución (tabla 3.3.4.), lo que sugiere que al asociarse este metal con la materia orgánica disuelta y formarse dichos complejos, éstos pueden flocular cuando la concentración de dichos complejos solubles se incrementa. Un mecanismo complementario, lo constituyen los procesos de *sorción* que se presentan entre las partículas en suspensión, las cuales se componen tanto de óxidos metálicos como de materia orgánica.

Las correlaciones positivas significativas del contenido manganeso y de materia orgánica en los sedimentos con el correspondiente al Cu (tabla 3.4.14.), indican en efecto, que es a través de éstos

como dicho metal es integrado a los sedimentos. Lo mismo puede aplicarse en el caso del Zn, dadas las similitudes observadas de sus correlaciones en los sedimentos (tabla 3.4.15). Sin embargo, este comportamiento no resultó ser consistente para los coeficientes de correlación calculados empleando los resultados obtenidos para la totalidad de los sedimentos, como para los calculados al emplear únicamente los valores correspondientes a los sedimentos recolectados en épocas del año similares (Mayo-Junio 2002 y Mayo del 2003), debido presumiblemente a las importantes diferencias en la variación del contenido de ambos metales en los sedimentos que presentaron ambos periodos.

4.2. CONCLUSIONES

1. De acuerdo a los resultados obtenidos en la presente investigación, se puede afirmar que el impacto de los metales móviles como el Mn, Cr, V, Ni, Cu y Zn, los cuales se asocian eficientemente al material en suspensión, es de carácter regional, y afecta mayormente a las porciones bajas de la cuenca, donde tienden a acumularse al ser arrastrados por las corrientes y disminuir posteriormente su energía. En contraste, el correspondiente a los elementos menos móviles como el Ti, resulta más de carácter local, como lo indican las variaciones menores observadas de este elemento en la porción baja de la cuenca (tabla 3.4.6.).
2. Los altos contenidos de materia orgánica disuelta encontrados, así como de sodio y sulfatos en el agua, evidencian la eutroficación extendida a lo largo de la Cuenca, resultado del aporte constante de aguas de drenaje, las cuales son empleadas con escaso o nulo tratamiento para el riego de cultivos, pudiendo generarse en un futuro problemas de salinización de los suelos cultivados.
3. Se observaron enriquecimientos sumamente variables para los diferentes metales evaluados en los sedimentos superficiales a lo largo del periodo de estudio, con valores del factor de enriquecimiento, por encima y por debajo de la unidad, en tanto que los valores del índice de geoacumulación fueron predominantemente negativos y en algunos casos bastante menores al calculado para el valor de referencia, lo cual indicaría una deficiencia de los metales en cuestión más que un enriquecimiento. Lo anterior puede explicarse si se piensa en una removilización de metales a partir de los mismos, ya que Merrington G. et al (2002) afirman que el empleo de aguas residuales para el riego de cultivos, trae como consecuencia una disgregación de los materiales sedimentarios, lo cual explicaría también, la dominancia de las fracciones finas en los sedimentos superficiales que se pudo observar a lo largo del estudio.
4. En este sentido, se considera recomendable, el trabajar las comparaciones de los diferentes índices, factores y algoritmos comúnmente usados para la evaluación del impacto antrópico, respecto de los niveles base en lo posible, o bien de valores de referencia aplicables a nuestro sistema en estudio, para tener una idea más fidedigna del comportamiento esperado de nuestra variable, ya que como en este caso, el índice de geoacumulación correspondiente al valor de referencia resultó negativo y mayor a la unidad para algunos metales evaluados, por lo que valores cercanos a cero para los sedimentos de un sistema tan dinámico como el estudiado, podrían no ser despreciables.
5. Por la dinámica elevada del sistema estudiado, una buena alternativa para la comparación de niveles cambiantes y extremos así como de sus variaciones, es el empleo de medianas, rangos y la sugerida *variación relativa*, como medidas de tendencia central y dispersión, respectivamente.

6. De acuerdo con la disminución observada del contenido de Cd y Pb disueltos, como en los sedimentos superficiales, respecto a los valores referidos por otros autores durante la década pasada, se puede decir que su condición ha mejorado. Sin embargo, el Cd disuelto continúa siendo relativamente elevado, respecto a los niveles esperados para ríos sin problemas de contaminación.
7. A nivel regional, se observaron también concentraciones elevadas de Co disuelto y enriquecimientos importantes de este metal en los sedimentos durante el periodo de estudio, lo que pudiera representar un riesgo ambiental potencial, por su presunta movilidad y toxicidad (Cuadro 1.2.1), siendo necesario la valoración de si este enriquecimiento es de tipo natural, como lo sugieren las relaciones del mismo con las fracciones más gruesas (arenas) y menos intemperizadas (Tabla 3.4.14), o si son debidas, en algún grado, también a influencias antrópicas.
8. En cuanto a la temporalidad, el periodo más crítico, con las concentraciones más altas de metales disueltos, resultó ser el posterior a las lluvias, cuando el aporte pluvial disminuye, y se incrementa la evaporación, concentrándose así, los contaminantes previamente movilizados durante el periodo de lluvias. Una excepción sin embargo, la constituye el manganeso disuelto, el cual presentó su mayor concentración durante el periodo de lluvias, cuando también la concentración de materia orgánica disuelta fue mayor, de donde se presume una relación con los afloramientos microbianos.
9. En este último sentido, se puede afirmar que los altos contenidos de materia orgánica, promueven la movilización de metales en la Cuenca por diferentes vías:
 - a. Al formarse complejos coloidales estables del metal con la materia orgánica disuelta.
 - b. Limitando su oxidación y precipitación hacia los sedimentos, al funcionar como agente reductor, aún en medios oxidativos. Lo cual, al mismo tiempo, limitaría la coprecipitación de otros metales que suelen asociarse eficientemente con tales óxidos; como en el caso de los óxidos de hierro y manganeso, acarreadores comunes de metales pesados, en el medio acuático.
 - c. Al asociarse directamente a la materia orgánica *particulada*, la cual es arrastrada y dispersada aún a velocidades bajas de corriente.
 - d. Al promover florecimientos microbianos que influirían en la asociación al material *particulado* de diferentes metales, así como a la modificación bioquímica de los mismos por parte de los primeros.
10. Si se compara el contenido de metales (Fe, Zn, Cu, Cr, Mn y Pb) en los sedimentos superficiales del río Lerma durante el presente estudio, con los referidos por Ekpo e Ibok (1998) para el río Calabar en Nigeria, por corresponder ambos a una latitud similar, se tienen variaciones mayores para el río Lerma, no así la totalidad de las concentraciones. Para el Fe, por ejemplo la concentración fue algo menor en el río Lerma (1.7-6.3 µg/g), respecto a la del río Calabar (4.0-5.4 µg/g), pero su variación

fue mayor, mientras que el Mn tubo concentraciones mucho mayores en el río Lerma al igual que sus variaciones (200-1600 µg/g), respecto a las del río Calabar (510-625 µg/g).

El Zn tambien presentó un rango de variación bastante mayor (con un rango de más de 5 veces el del río Calabar), lo mismo que el resto de los metales. Las concentraciones también fueron mayores para el río Lerma, lo que manifiesta una dinámica más activa de los sedimentos en el río Lerma, y podría deberse al hecho de que Ekpo e Ibok (1998), afirman que la mayor proporción de estos metales en los sedimentos superficiales del río Calabar, se encuentran asociados preferentemente a la fase detrítica resistente a la oxidación ácida, mientras que para el caso del río Lerma, se suponen asociados mayormente a los materiales orgánicos lábiles.

11. Debido a la fuerte influencia de la materia orgánica en la removilización de metales, se puede decir, que las estaciones más críticas son las que reciben los mayores aportes de aguas de drenaje y las derivadas de granjas agrícolas (1, 3, 5 y 6). Los metales que son más fuertemente afectados en estas regiones son justamente los relacionados a las descargas orgánicas (Na, Cu y Zn).
12. El manganeso por su parte, también presentó importantes fluctuaciones a lo largo del estudio, presumiblemente por las variaciones fisicoquímicas del agua, así como al hecho de que se ha demostrado que hay una fuerte influencia biológica en la formación y estabilización de los óxidos de este metal, por lo que al variar las poblaciones microbianas, principalmente de bacterias provenientes de las aguas de descarga, éstas podrían tener una repercusión importante tanto en la precipitación como en la redisolución de dichos óxidos, que, por otro lado, también pueden asociar de manera eficiente diferentes metales, modificando su movilidad.
13. Un caso similar es el del Cr, el cual sin embargo, presentó variaciones menores comparadas con el anterior, lo que apoya la hipótesis bioquímica de los óxidos de manganeso, ya que la dinámica de ambos metales se ve fuertemente influenciada por las variaciones en el potencial red-ox, en tanto que no se tienen evidencias de una afectación biogénica en la estabilización o producción de óxidos de cromo. También se obtuvieron resultados que sugieren una eficiente asociación de los oxi-hidróxidos de este metal con el Ni, el cual, de manera natural se encuentra comúnmente en su forma soluble, y en este estudio se pudo detectar en algunas ocasiones, preferentemente asociado al material en suspensión, presuntamente enriquecido en oxi-hidróxidos de cromo.
14. De acuerdo con los análisis de agrupación efectuados, se puede decir que la variación tanto del contenido como presuntamente de la composición del material en suspensión, tiene una influencia mucho mayor con respecto a las variaciones en la química del agua sobre la dinámica de distribución entre la fracción disuelta y la asociación de los metales estudiados con la materia suspendida, de dónde se considera relevante el estudio de tales variaciones.

4.3. RECOMENDACIONES

Con base en lo obtenido en el presente estudio, se evidencia la necesidad de estudiar los efectos que la eutroficación extendida de la cuenca puede tener sobre la toxicidad y distribución de contaminantes nocivos tanto para la flora y fauna de la región como para el mismo hombre, ya que al ser empleadas las aguas residuales para el riego de cultivos de consumo humano, pudiera existir un riesgo para el mismo, que debe ser valorado. En este sentido, la evaluación de la biodisponibilidad de los metales pesados asociados al material suspendido se vuelve relevante, ya que es en éste donde se concentra la mayor proporción de los mismos en el agua.

En cuanto a los metales en los sedimentos, es también de suma importancia el evaluar el grado de movilidad que los diferentes contaminantes pueden tener según las condiciones cambiantes del sistema, ya que tradicionalmente se ha considerado a los mismos como poco activos a este respecto, sin embargo, en el presente trabajo se obtuvieron resultados que indican una activa dinámica de los metales incluso de los asociados a los sedimentos.

Dada la escasez de agua que se tiene en algunas regiones del país, el empleo de aguas residuales para el riego de cultivos supone importantes ventajas, como lo es el que constituya una fuente de nutrientes adicional que produce un mejor desarrollo de los mismos (Merrington et al. 2002), además de permitir el empleo del agua de mayor calidad para su consumo directo. Sin embargo, ésta es una práctica que debe manejarse con cautela ya que como se evidencia en el presente estudio, es causa de diferentes afectaciones y grado de impacto en el ambiente, incrementando de manera importante las concentraciones de algunos metales, que aunado a la aplicación de diversos agroquímicos, generan un desbalance importante de las concentraciones naturales o ecológicamente aceptables.

Adicionalmente, el estudiar el tipo de materiales orgánicos en las descargas se vuelve relevante al suponer afectaciones tanto directas como indirectas en el sistema, ya que por un lado, promueven la eutroficación y el afloramiento de diferentes especies muchas veces indeseables, el abatimiento de los niveles de oxígeno disuelto, al emplearse éste para su descomposición química, y por otra, ayudan a una movilización efectiva de otros contaminantes, como los metales potencialmente tóxicos estudiados, pudiendo incluso incrementar su toxicidad al interactuar con éstos y formarse así compuestos más activos que los originales (Chapman, 1992, Calmano y Föstner, 1996), además de inducir una disgregación de los sedimentos que a su vez incrementa entonces las concentraciones de materiales en suspensión, eficientes acarreadores de diferentes tipos de contaminantes (Föstner y Wittman, 1989).

De lo anterior se deriva que para poder lograr un uso eficiente del agua, es necesario valorar tanto los costos de su tratamiento a diferentes niveles, como los riesgos derivados de la falta del mismo. Es así, como en la actualidad, se deben tener claros los requerimientos de cada tipo de agua, para aplicar el método de tratamiento más efectivo que permita un óptimo aprovechamiento del recurso. En este sentido, tanto Hammer y Hammer (2001) como Merrington et al. (2002), proponen diferentes estrategias para el mejor aprovechamiento de las aguas residuales.

4.4. CONSIDERACIONES FINALES

Se tiene claro que la conservación y el manejo sustentable de Cuenca Lerma-Chapala es un asunto prioritario para nuestro país; afortunadamente a últimas fechas se han desarrollado planes y programas dirigidos a su recuperación, sin embargo, falta mucho por conocer todavía para poder plantear programas de manejo óptimos que permitan un verdadero desarrollo sostenible a largo plazo.

Son muchos los países que persiguen esta meta, por lo que la promoción de un intercambio eficiente de información, tanto a nivel local como a un nivel global, es no sólo deseable, sino constituye una verdadera necesidad, dado que la velocidad del deterioro ambiental es en la mayoría de los casos, muy superior a la de la aplicación de medidas de saneamiento y remediación, que, por otra parte, no pueden ser desarrolladas y aplicadas eficientemente sino se tienen en cuenta los posibles efectos de su aplicación y mantenimiento a largo plazo.

Para lograr un óptimo desarrollo y empleo de medidas de saneamiento es indispensable entonces pedirle “su opinión” a la naturaleza, esto es, considerar los procesos naturalmente favorecidos, para evitar gastos innecesarios en medidas que nunca han de funcionar a largo plazo, simplemente porque no es el proceso más estable. Son diversas las estrategias que se han planteado para el control del impacto ambiental, desde el aislamiento de regiones altamente contaminadas con recubrimientos poliméricos impermeables, proceso conocido como “capping”, el uso de organismos resistentes, concentradores de contaminantes como el lirio acuático, así como el empleo de microorganismos para el tratamiento tanto *in situ* como *ex situ* de regiones impactadas, pero todavía no se ha llegado a un consenso para la aplicación óptima de estas medidas, derivando en muchas ocasiones en problemas secundarios como el desarrollo de plagas o las pérdidas económicas por la “intromisión” de la naturaleza en distintos puntos del proceso. Es necesario por tanto, promover el desarrollo de estudios integrales, que contemplen simultáneamente tanto observaciones en campo, como experimentos de laboratorio, para una misma región, época, y condiciones particulares, que permitan a su vez proyecciones a futuro más realistas. Estando consiente del enorme costo y trabajo que tal empresa pudiera representar, es inminente la necesidad de una interrelación más eficiente entre los diferentes grupos de investigación dedicados a un mismo tema de estudio, aún cuando esto, en la mayoría de los casos, y por la naturaleza compleja de los seres humanos, haya podido resultar inoperante con frecuencia. Tales niveles de cooperación deben buscarse e insistir, hasta lograrse una mejoría sustancial en la eficiencia de los estudios ambientales, pues nuestro planeta es único y para todos.

Referencias:

Albarède F. (2003) *Geochemistry, An introduction*. Cambridge University Press U.K. 248p.

Aldama-Rodríguez A.A. (2001) *Ciencia, Tecnología, Educación y Cultura del Agua* Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Documento electrónico.

Anda J., Quiñones-Cisneros S., French R., y Guzmán M. (1998) Hydrologic Balance of Lake Chapala (México) *J.Amer.Wat.Res.Asoc.* 34(6):1319-1331

Anton D y Díaz-Delgado C. editores (2000) *Sequía en un Mundo de Agua* Piriguazú y CIRA-UAEM. Costa Rica. 410p.

Arreguín F. (1997) El uso Eficiente del Agua y la Tecnología *Ingeniería Hidráulica en México*. 12 (1):91-98

Bahena-Manjarrez J.L.(1999) *Evaluación Espacial y Temporal de metales pesados en la parte baja del Río coatzaacoalcos*. Tesis Maestría Ingeniería ambiental FI-UNAM.

Berner E.K. y Berner R. A. (1996) *Global Environment: water, air, and geochemical cycles*, Prentice-Hall, New Jersey, USA. 377p.

Boehm-Schoendube B., Durán-Juárez J. y Sánchez-Rodríguez M. editores (2002) *Los estudios del agua en la Cuenca Lerma-Chapala-Santiago*. Universidad de Guadalajara

Boehm Schoendube B., Durán-Juárez J.M., y Sánchez-Rodríguez M. Coords. (2002) *Los estudios del agua en la Cuenca Lerma-Chapala-Santiago*. El Colegio de Michoacán A.C., Universidad de Guadalajara.

Briggs D. (1981) *Sources and methods in geography SEDIMENTS*. Butterworths. England. 190p.

Burton T. (1997) ¿Se podrá salvar el mayor lago de México?, Un esfuerzo internacional de rehabilitación viene en camino. *Ecodecisión* Vol.23 Invierno.

Byung-Gi H., Kwan-Soo J., Young-Dae L. y Wu-Seng L.(1998) Importance of DOC in Sediments for Contaminant Transport Modelling. *Wat. Sci. Tech.* 38(11):193-199

Calmano W. y Föstner U. Eds. (1996) *Sediments and toxic substances: Environmental effects and ecotoxicity*. Springer Germany 335p.

Carabias J., Landa R., Collado J. y Martínez P. (2005) *Agua, Medio Ambiente y Sociedad; Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México*. Universidad Nacional Autónoma de México, El Colegio de México y Fundación Gonzalo Río Arronte, I.A.P. México. 219p.

Cardona-Carlin N. (2005) *Definición del área de influencia y análisis de la dinámica socioeconómica de la cuenca Lerma-Chapala*. Artículo electrónico; Publicaciones del Instituto Nacional de Ecología.

CEM (1994) *Microwave Sample Preparation System Manual*. CEM Corporation.

Acuerdo CE-CCA-001/89 por el que se establecen los criterios ecológicos de calidad del agua, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 2 de diciembre de 1989.

Ceron-Alvarado J. (2003) *Evaluación de metales en material suspendido del área costera inmediata a la desembocadura del Río Pánuco*. Tesis Licenciatura Química de alimentos Facultad de Química-UNAM.

Chapman D. Ed. (1992) *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Chapman y Hall. England. 585p.

Cleseri L.S., Greenberg A.E., Trussell R.R. y Franson M:A.H. (1989) *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Diaz de Santos Editores.

Consejo Estatal de Ecología, COEECO (2002) Programa para la sustentabilidad de la Cuenca Lerma-Chapala. Recomendación No. 16-2002. Morelia, Michoacán, México.

Covelli S. y Fontolan G. (1997) Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. *Environ. Geol.* 30 (1/2) : 34-45

Dallas E.J. (2000) *Métodos multivariados aplicados al análisis de datos*. International Thomson Editores. México. 566p

Daniel W. (1985) *Bioestadística: Base para el Análisis de las Ciencias de la Salud*. Limusa México 485p.

Davide V., Pardos M., Diserens J., Ugazio G., Thomas R., y Dominik J. (2003) Characterisation of bed sediments an suspensión of the river Po (Italy) during normal an high flow conditions. *Water Research* 37: 2847-2864.

De la Lanza-Espino G. y Calderón-García J.L. compiladores (1995) *Lagos y Presas de México*. Centro de Ecología y Desarrollo. México D.F.320p.

Dirección de Manejo Integral de Cuencas Hídricas (DMICH)(2003) *Diagnóstico bio-físico y socio-económico de la Cuenca Lerma-Chapala*. INE México.

Doménech X. (1995) *Química de la Hidrósfera; Origen y destino de los contaminantes*. Miraguano Ediciones. Madrid España 175p.

Ekpo B.O. e Ibok U.J. (1998) Seasonal variation and partition of trace metals (Fe, Zn, Cu, Mn, Cr, Cd and Pb) in surface sediments: relationship with physico-chemical variables of water from the Calabar River, South Eastern Nigeria. *Environ. Geochem. and Health* 20:113-121

Estrada-Faudón E., Flores-Tritscher E., Micher J.E., Vázquez-del Mercado A., Briceño-Muñiz J. y Sepúlveda-Mejía J. (1983) *Lago de Chapala: Investigación actualizada 1983*. Instituto de Geografía y Estadística, Intstituto de Astronomía y Meteorología; Universidad de Guadalajara, Jalisco, México. 67p.

Fernnex F., Zárate-del Valle P., Michaud F., Parron C., Dalmasso J., Barci-Funel G., y Guzmán-Arroyo M. (2001) Sedimentation rates in Lake Chapala western México; posible active tectonic control. *Chem. Geol.* 177: 213:228

Fifield F.W. y Haines P.J. (1995) *Environmental Ananalytical Chemistry* Chapman & Hall. USA. 425 p.

Folk, R.L. (2000) *Petrology of Sedimentary rocks*. Hemphill Publishing Company. USA. 498p

Ford T. y Ryan D.K. (1992) *Evaluation of Heavy Metals in Water, Sediment and Organisms in Lake Chapala*. Final Report to the State of Jalisco. Division of Applied Science. Harvard University. USA.

Föstner, U. y Wittman G.T.W. (1989) *Metal Pollution in the Aquatic Environment* Springer-Verlag Germany 486

Föstner, U. (1989) *Contaminated Sediments: Lectures on Environmental aspects of particle associated chemicals in aquatic systems*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 150p.

García, E. (1981) Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarla a las condiciones de a República Mexicana) Instituto de Geografía, UNAM 42p.

González-Bonorino F., (1982) Introducción a la Geoquímica. 144p.
Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington. D.C.

Gueguen C. y Dominik J. (2003) Partitioning of trace metals between particulate, colloidal and truly dissolved fractions in a polluted river: The Upper Vistula River (Poland)
Appl. Geochem. 18: 457-470

Guzman-Arroyo M., Peniche-Campos S., y Valdes-Zepeda A. (2003) La Cuenca del Rio Lerma y el Lago de Chapala. Artículo electrónico.

Guzmán-Arroyo M., García-López M., y Ramírez-Sanchez H. (2002) Los manantiales del Lago de Chapala. Artículo electrónico.

Hair J.F., Anderson R.E. Tatham R.L., y Black W.C. (1999) Análisis Multivariante.
Prentice Hall. España 799p.

Hammer M.J. y Hammer M.J. Jr., (2001) Water and Wastewater Technology.
Fourth Ed. Prentice-Hall USA 536p.

Hamilton-Taylor J., Davison W. y Morfett K. (1996) A laboratory study of the biogeochemical cycling of Fe, Mn, Zn and Cu across the sediment-water interface of a productive lake.
Aquatic Sciences 58(3): 191-209

Hansen A. (1992) Metales pesados en el sistema Lerma-Chapala: distribución y migración.
Ingeniería Hidráulica en México. mayo/diciembre: 92-98

Hansen A., León-Zavala A. y Bravo-Inclán L. (1995) Fuentes de Contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala.
Ingeniería Hidráulica en México. 10(3):56-69

Hansen A. y Van-Afferen M. editores (2001) The Lerma-Chapala Watershed. Evaluation and Management Watershed. Kluwer Academic-Plenum . USA. 382p.

Hauer F.R. y Lamberti G.A. (1996) Methods in Stream Ecology Academic Press. USA 675p.

Hernández-Hernández H. (2005) Análisis Geoquímico de Núcleos de Sedimentos Adyacentes a la Desembocadura del Río Pánuco. Tesis Maestría Geología Ambiental IG-UNAM.

Holchleitner R. (1978) Minerales y Rocas; Una guía de Identificación
Ediciones Omega. Barcelona España 250p.

Horowitz J.A. (1991) A primer on Sediment-Trace Element Chemistry Lewis Publishers USA 145p.

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua -IMTA-, Comisión Nacional del Agua-CNA y Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales-SEMARNAT (2002) Estudio Técnico para la Reglamentación de la Cuenca Lerma-Chapala.

Knight C., Kaiser J., Lalor G.C., Robotham H. y Witter J.V. (1997) Heavy Metals in surface water and stream sediments in Jamaica. *Environ. Geochem. Health* 19:63-67

Krumbein, W.C. y Garrels, R.M. (1952) The Origin and Clasification of Chemical Sediments in Terms of pH and Oxidation-reduction Potentials, *J. Geol.* 60:1-33

- Kuang-Chung Y., Tsai L., Chen S. y Ho S. (2001) Chemical Binding of Heavy Metals in Anoxic River Sediments. *Wat.Res.* 35(17):4086-4094
- Literáthy P. y Laszlo F. (1999) Micropollutants in the Danube River Basin. *Wat.Sci.Tech.* 40(10):17-26
- López-Ramos, E. (1979) Geología de México. Edición privada. México. Tomo 3, 446p.
- López-Ramos, E. (1993) Geología General y de México. Trillas, México. 288p.
- Loring D.H. y Rantala R.T.T. (1992) Manual for the geochemical analyses of marine Sediments and suspended particulate matter. *Earth Science Reviews*, Vol 32.
- Loska K. y Wicula D. (2003) Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemosphere* 51:723-733
- Lugo-De la Fuente J., Hernández-Silva G. y Marin L.E. (2000) *Heavy metal concentration in the sediments of the Upper Lerma Basin, México* en Munawar M., Lawrence S.G., Munawar I.F. y Malley D.F. Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope. *Ecovision World Monograph Series*. Backhuys Publishers. Netherlands. pp 15-27.
- Lvovich M. (1985) *El agua en el Mundo*, Cartago, Buenos Aires, Argentina. 192p.
- Maass M. (2003) Los ecosistemas: la complejidad gota por gota. *Cómo ves?* Edición Especial sobre el Agua 5(54):13-16.
- MAFF (2000) *Towards Sustainable Agriculture: Pilot Set of Indicators*. Ministry of Agriculture Fisheries and Food. London. E.
- Mansour S.A. y Sidky M.M. (2002) Ecotoxicological Studies 3. Heavy metals contaminating water and fish from Fayoum Governorate Egypt. *Food Chemistry* 78: 15-22.
- Margaleff R. (1983), LIMNOLOGÍA Ediciones Omega S.A., Barcelona, España. 1007p.
- Martín, J.M. y Meybeck, N. (1979) Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Mar. Chem.* 7:173-206.
- Martínez-Arias R. (1999) *El Análisis Multivariante en la Investigación Científica* La Muralla. España. 143p.
- Mazari-Hiriart M. (2003) El Agua como recurso. *Cómo ves?* Edición Especial sobre el Agua 5(54):10-12
- Merian E. (1991) *Metals and their Compounds in the Environment: Occurrence, Analysis, and Biological Relevance*. VCH Germany.
- Merrington G., Winder L., Parkinson R. and Redman M. (2002) AGRICULTURAL POLLUTION: Environmental Problems and Practical Solutions. Spon Press, G.B., USA, Canada. 243p.
- Middelburg J., Vanderweijden C. y Woittiez J. (1988) Chemical Processes affecting the mobility of major, minor, and trace elements during weathering of granitic rocks. *Geochem. Geol.* 68: 253-273

- Miller J.C. y Miller J.N. (1993) Estadística para Química Analítica. 2ªEd. Addison-Wesley Iberoamericana USA 212p.
- Morán-Zenteno D. (1994) Geology of the Mexican Republic AAPG Studies in Geology #39 The American Association of Petroleum Geologists, USA. 160p.
- Murray K.S. (1996) Statistical comparison of heavy metal concentrations in river sediments *Environ. Geol.* 27: 54-58
- Navarro A., López M. y Caire G. (2004) Estudio, análisis y propuestas para el fortalecimiento de los programas municipales de saneamiento ambiental existentes en la Cuenca Lerma-Chapala. DGMCH y DGIOEy CE-INE
- Nesbitt H.W. y Young G.M. (1982) Early Proterozoic climates and plate motions inferred from major element chemistry of lutites. *Nature* 299:715-717.
- Nicols S.J., Manny B.A., Schloesser D.W. y Edsall T.A. (1991), Heavy metal contamination of sediments in the Upper Connecting Channels of the Great Lakes. *Hydrobiología* 219:307-315
- Nguyen H.L., Leermakers M., Elskens M., De Ridder F., Doan T.H. y Baeyens W. (2005); Correlations, partitioning and bioaccumulation of heavy metals between different compartments of Lake Balaton *Sci. Total. Environ* 341: 211-226
- Ong M.C., Kamaruzzaman B.Y, Shazzili A.M. y Rosnan Y. (2006) Distribution and Normalization of Lead, Copper and Zn in Terengganu Mangrove Surface Sediment, Malaysia. *Journal of Sustainability Science and Management* 1(1):74-84
- Ortiz-Rendón G. (1997) La Política de Agua en México en el Marco del Desarrollo Sustentable. *Ingeniería Hidráulica en México.* 12(3):59-70
- Ortiz-Rendón, Castro-Ramírez J.C., Piña-Sánchez R. y Cruz-Gutierrez F. (2001) La Política Hidráulica Mexicana, apoyada en su legislación e instituciones, avances y retrocesos. ANEI-S80101.
- Paez-Osuna F.(1999) La contaminación y polución costera. *Ciencia y Desarrollo* 144:60-64
- Peregrina K. (2003) El regreso de las aguas perdidas *Cómo ves?* Edición Especial sobre el Agua 5(54):24-27
- Rivera A. (1997) Aspectos hidrogeológicos en el manejo de desechos tóxicos. *Ingeniería Hidráulica en México.* 12(1):77-90
- Riley J.P. y Chester R. 1990, Introducción a la Química Marina AGT Editor, S.A.
- Rodríguez J. (1997) Modelación unidimensional y bidimensional del transporte de contaminantes en cursos de agua. *Ingeniería Hidráulica en México.* 12(1):5-14
- Rosales-Hoz L. y Carranza-Edwards A. (1998) Heavy Metals in Sediments from Coatzacoalcos River, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60:553-561
- Rosales-Hoz L., Carranza-Edwards A. y López-Hernández M. (2000) Heavy Metals in sediments of a large, turbid tropical lake affected by anthropogenic discharges. *Environ. Geol.* 39(3-4): 378-383

- Ruiz-Fernández A.C., Paez-Osuna F., Hillaire-Marcel C., Soto-Jiménez, y Ghaleb B. (2001) Principal Component Análisis Applied to the Assesment of Metal Pollution from Urban Wastes in the Culiacán River Estuary. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 67:741-748
- Rump H. y Krist H. (1992) *Laboratory Manual for the Examination of water, waste water and soil*, VCH, Weinhem, Alemania. 190p.
- Salomons W. y Förstner U. (1984) *Metals in the Hydrocycle* Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany. 349p.
- Santiago-Pérez S. (1989) Estudio químico de sedimentos de una porción de la plataforma continental de Baja California Norte, México. Tesis Profesional FQ-UNAM
- Scott C. y Silva-Ochoa P. (2001) Collective action for water harvesting irrigation in the Lerma-Chapala Basin Mexico. *Water Policy* 3 (2001): 555-572
- SEMARNAT, CAN, IMTA (2002) Estudio Técnico para la Reglamentación de la Cuenca Lerma-Chapala.
- Siegel F. (1992) *Geoquímica Aplicada* 170 p. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington. D.C.
- Sinex S.A. y Helz G.R. (1981) Regional geochemisty of trace elements in Chesapeake Bay sediments. *Environ. Geol.* 3: 315 – 323.
- Singh M., Ansari A.A., Müller G., y Singh I.B. (1997) Heavy metals in freshly deposited sediments of the Gomati River (a tributary of the Ganga River): effects of human activities. *Environ. Geol.* 29(3/4): 246-252.
- Singh M. (2001) Heavy metal pollution in freshly deposited sediments of the Yamuna River (the Ganges River tributary): a case study from Delhi and Agra urban centres, India. *Environ. Geol.* 40(6): 664-671
- Soto-Jiménez M.F. y Páez-Osuna F. (2001) Distribution and Normalization of Heavy Metal Concentration in Mangrove and Lagoonal Sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53:259-274.
- Tarback E. y Lutgens F. (1999) *Ciencias de la Tierra: Una introducción a la Geología Física*. Prentice-Hall Madrid, España. 616p.
- Tebbutt T.H.Y. (1990) *Fundamentos de Control de la Calidad del Agua*, Limusa, México D.F.. 240p.
- Vaca-Paulin R. (1999) Especiación de metales pesados en suelos y sedimentos de la Cuenca alta y media del Río Lerma. Tesis de Maestría en Edafología, Facultad de Ciencias UNAM.
- Valdez-Zepeda A., Guzmán-Arroyo M., y Peniche-Campos S.(2000) Chapala en Crisis: Análisis de su Problemática en el marco de la gestión pública y la sustentabilidad. Universidad de Guadalajara, Guadalajara-Jalisco, México. 177p.
- Van Ryssen R., Alam M., Goeyens L. y Baeyens W. (1998) The use of Flux-Corer Experiments in the Determination of Heavy Metal Re.distribution in and of potencial leaching from the sediments. *Wat. Sci. Tech.* 37(6-7):283-290
- Vernet J.P. editor (1991) *Heavy Metals in the Environment*. Elsevier Science Publishers. Netherlands. 405p.

Vesely J., Majer V., Kucera J. y Havránek V. (2001) Solid-water partitioning of elements in Czech freshwaters. *Appl. Geochem.* 16(2001):437-450

Vignati D., Pardos M., Diserens J. Ugazo G., Thomas R., y Dominik J. (2003) Characterisation of bed sediments and suspension of the river Po (Italy) during normal and high flow conditions. *Water Research* 37: 2847-2864

Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., y Melillo J.M. (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems *Science* (277):494-499

Wedepohl, K.H. (Ed) (1978) Handbook of geochemistry, vol. 1-4. Springer-Verlag, Berlin.

Wicander R. y Monroe J.S. (2000) Fundamentos de Geología. International Thomson Editores, México 112p.

Yuefeng L. y Herbert E. (2001) Partitioning of copper onto suspended particulate matter in river waters. *Sci.Total. Environ.* 277:119-132

Zarate-del Valle P.F. y Simoneit B. R. T. (2005) La generación de petróleo hidrotermal en sedimentos del Lago de Chapala y su relación con la actividad geotérmica del rift Citala en el estado de Jalisco, Mex. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 22(3):358-370.

Zoumis T., Schmidt A., Grigorova L. y Calmano W. (2001) Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *Sci.Total. Environ.* 266:195-202

APÉNDICE A

Parámetros fisicoquímicos e hidrométricos registrados durante el periodo de muestreo.

2° viaje	May-Jun-02					Observaciones	
Localidad	T °C	pH	O2	Eh	Cond.	vel.Corr.(m/s)	Ancho (m)
Atlacomulco (1)	19.4	6.8	4.45	0.195	0.461	0.34	40
Chupícuaro (2)	23.5	6.8	4.6	0.182	0.144	0.42	49
P. Nuevo (3)	22.6	7.1	3.4	0.121	0.538	0.95	28
La Calle (4)	24.5	7.1	9.7	0.14	0.567	0.41	40
Yurécuaro (5)	28.1	7.5	14.6	0.125	0.446	Estancada	35
Ibarra (6)	26.6	6.2	8.8	0.145	0.33	Estancada	42
Ajijic (7)	23.75	7.5	8.7	0.131	1.46	L.Ch	L.Ch
Alacranes (8)	22.91	7.5	6.5	1.27	1.49	L.Ch	L.Ch
Min.	19.4 (1)	6.2 (6)	3.4 (3)	0.121 (3)	0.144 (2)		
Max.	28.1 (5)	7.5 (7)	14.6 (5)	1.27 (8)	1.49 (8)		
Prom.	23.312	7.016	7.101	0.2564	0.705		
Desv.est.	2.63	0.46	3.66	0.40	0.51		
3er viaje	Jul-Ago-02					Observaciones	
Localidad	T °C	pH	O2	Eh	Cond.	vel.Corr.(m/s)	Ancho (m)
Atlacomulco (1)	21.5	7.4	4.6	0.166	0.198	1.22	33
Chupícuaro (2)	22.4	7.6	3.1	0.165	0.214	2.3	11
P. Nuevo (3)	25.9	7.5	2.7	0.161	0.643	0.42	34
La Calle (4)	25.6	7.4	7.3	0.163	0.219	2.2	45
Yurécuaro (5)	25.7	7.4	4.2	0.166	0.478	Estancada	35
Ibarra (6)	24.4	7.4	4.7	0.053	0.332	4.7	30
Ajijic (7)	29.7	7.7	7.9	0.067	1.31	L. Ch	L. Ch
Alacranes (8)	29.7	7.7	8.8	0.115	1.296	L. Ch	L. Ch
Min.	21.5	7.4	2.7	0.053	0.198		
Max.	29.7	7.7	8.8	0.166	1.31		
Prom.	25.6125	7.5125	5.4125	0.132	0.586		
Desv.est.	2.98	0.14	2.29	0.05	0.47		
4° viaje	Oct-Nov-02					Observaciones	
Localidad	T °C	pH	O2	Eh	Cond.	vel.Corr.(m/s)	Ancho (m)
Atlacomulco (1)	16.87	6.9	4.9	0.186	0.299	0.9	38
Chupícuaro (2)	20.75	7	2.8	0.187	0.53	0.31	18
P. Nuevo (3)	23.42	7.1	3.69	0.182	1.25	0.6	23
La Calle (4)	22.32	7	4.67	0.205	1.147	0.52	45
Yurécuaro (5)	22.8	7	5.43	0.221	0.735	Estancada	38
Ibarra (6)	21.32	7.2	7.16	0.208	0.311	0.25	45
Ajijic (7)	23.79	7.5	7.64	0.142	1.089	L. Ch	L. Ch
Alacranes (8)	23.24	7.5	7.1	0.168?	0.983	L. Ch	L. Ch
Min.	16.87 (1)	6.9 (1)	2.8 (2)	0.142 (7)	0.311 (6)		
Max.	23.79 (7)	7.5 (7)	7.64 (7)	0.221 (5)	1.25 (3)		
Prom.	22.18	7.30	5.18	0.18	0.85		
Desv.est.	2.25	0.23	1.75	0.03	0.38		
5° viaje	May-03					Observaciones	
Estación	pH	T°C	[O2]	Eh	Conduct.	vel.Corr.(m/s)	Ancho (m)
Atlacomulco (1)	8.1	20.78	4.2	0.208	0.827	0.4	40
Chupícuaro (2)	8	18.23	8.24	0.234	0.418	0.92	70
Pueblo Nuevo (3)	7.8	23.8	4.8	0.14	0.59	0.4	30
La Calle (4)	-	-	-	-	-	-	30
Yurecuaro (5)	8.2	27.8	11.6	0.193	0.684	Estancada	40
Ibarra (6)	7.6	25	4.4	0.173	1.065	0.31	35
Ajijic (7)	8.2	23.45	6.5	0.236	1.52	L. Ch	L. Ch
Alacranes (8)	8.1	22.17	5.7	0.231	1.51	L. Ch	L. Ch
Min.	7.6 (6)	18.23 (2)	4.2 (1)	0.14 (3)	0.418(2)		
Max.	8.2 (5)	27.8 (5)	11.6 (5)	0.236 (7)	1.52 (7)		
Prom.	7.97	22.43	6.21	0.19	0.88		
Desv.est.	0.22	3.06	2.65	0.04	0.44		

APÉNDICE B

Composición elemental* de los sedimentos colectados durante los diferentes periodos evaluados.

Mayo-Junio 2002

Estación	M.O.	P x C	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃ t	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	Suma
Atacomulco (1)	0.52	5.2	58.63	1.66	18.27	6.29	0.11	1.8	3.94	3.19	1.05	0.13	100.27
Chupicuaro (2)	0.16	2.77	70.5	0.73	14.52	2.66	0.06	0.85	2.55	3.1	2.52	0.05	100.31
Pueblo Nuevo (3)	2.53	11.56	60.99	0.76	14.81	4.66	0.07	1.26	1.83	1.61	1.87	0.2	99.62
La Calle (4)	0.84	4.89	70.83	0.6	12.42	3.41	0.05	0.85	1.92	2.18	2.76	0.1	100.01
Yurécuaro (5)	3.04	13.59	59.05	0.78	14.79	4.63	0.15	1.37	2.42	1.41	1.51	0.25	99.95
Ibarra (6)	0.18	10.97	59.78	0.72	14.64	4.74	0.11	2.21	4.54	1.21	1.29	0.07	100.28
Ajijic (7)	2.12	14.83	53.46	0.75	16.39	5.94	0.13	1.82	4.39	1.01	1.22	0.23	100.17
Alacranes (8)	1.75	16.54	50.67	0.74	16.78	5.91	0.14	1.86	5.51	0.77	1.11	0.25	100.28
Min	0.16 (2)	2.77 (2)	50.67 (8)	0.6 (4)	12.42 (4)	2.66 (2)	0.05 (4)	0.85 (2)	1.83 (3)	0.77 (8)	1.05 (1)	0.05 (2)	99.62
Max	3.04 (5)	16.54 (8)	70.83 (4)	1.66 (1)	18.27 (1)	6.29 (1)	0.15 (5)	2.21 (6)	5.51 (8)	3.19 (1)	2.76 (4)	0.25 (5) y (8)	100.31
Prom.	1.39	10.04	60.49	0.84	15.33	4.78	0.10	1.50	3.39	1.81	1.67	0.16	100.11
Desv.est.	1.12	5.12	7.16	0.33	1.77	1.27	0.04	0.50	1.38	0.92	0.66	0.08	0.24
C.V.	80.16	51.01	11.84	39.74	11.57	26.60	37.15	33.24	40.78	51.09	39.43	51.43	0.24

Julio-Agosto 2002

Estación	M.O.	PXC	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃ t	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	Suma
Atacomulco (1)	1.01	5.08	57.892	1.615	18.4	6.278	0.109	1.706	4.436	3.364	1.09	0.148	100.12
Chupicuaro (2)	0.22	1.66	68.494	1.942	13.375	4.674	0.05	1.058	2.535	2.963	2.428	0.042	99.22
Pueblo Nuevo (3)	0.09	1.28	76.551	0.417	11.49	1.683	0.019	0.49	1.469	2.544	3.446	0.041	99.43
La Calle (4)	1.23	7.56	63.777	0.793	14.276	4.276	0.063	1.11	2.017	1.774	2.082	0.135	97.86
Yurecuaro (5)	0.79	9.81	57.794	0.772	15.542	5.865	0.156	2.78	3.37	1.264	1.418	0.152	98.92
Ibarra (6)	2	12.16	57.47	0.812	17.637	6.073	0.126	1.593	1.733	0.911	1.293	0.223	100.03
Ajijic (7)	1.42	9.4	57.155	0.666	15.429	6.399	0.102	1.911	4.694	1.953	1.46	0.227	99.4
Alacranes (8)	1.95	15.32	49.87	0.737	16.435	6.441	0.118	1.813	5.459	0.717	1.089	0.242	98.24
Min	0.09 (3)	1.28 (3)	49.87 (8)	0.417 (3)	11.49 (3)	1.683 (3)	0.019 (3)	0.49 (3)	1.469 (3)	0.717 (8)	1.089 (8)	0.041 (3)	97.86
Max	2 (6)	15.32 (8)	76.551 (3)	1.942 (2)	18.4 (1)	6.441 (8)	0.156 (5)	2.78 (5)	5.459 (8)	3.364 (1)	3.446 (3)	0.242 (8)	100.12
Prom.	1.09	7.78	61.13	0.97	15.32	5.21	0.09	1.56	3.21	1.94	1.79	0.15	99.15
Desv.est.	0.71	4.93	8.25	0.52	2.26	1.64	0.05	0.69	1.51	0.96	0.82	0.08	0.79
C.V.	65.40	63.28	13.50	53.88	14.74	31.48	48.57	44.06	46.86	49.68	45.87	52.11	0.80

Oct-Nov. 2002

Estación	M.O.	PXC	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃ t	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	Suma
Atacomulco (1)	0.37	3.13	60.032	0.852	18.459	4.564	0.094	1.537	5.088	4.345	1.148	0.133	99.38
Chupicuaro (2)	0.45	2.44	71.189	0.893	12.138	4.651	0.048	1.073	2.731	2.743	2.619	0.105	100.63
Pueblo Nuevo (3)	2.54	12.64	57.237	0.801	14.905	5.225	0.136	1.335	2.25	1.295	1.497	0.257	97.58
La Calle (4)	1.16	5.57	68.607	0.729	13.51	3.419	0.043	0.858	2.024	2.274	2.607	0.104	99.75
Yurecuaro (5)	3.14	12.72	55.562	0.777	14.577	4.981	0.138	1.331	2.539	1.697	1.628	0.275	96.24
Ibarra (6)	1.84	9.53	57.418	0.773	15.178	5.738	0.147	2.727	3.133	1.257	1.423	0.136	97.46
Ajjic (7)	1.45	12.56	51.084	0.695	15.674	6.101	0.078	1.414	3.152	6.829	1.186	0.168	98.94
Alacranes (8)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Min	0.37 (1)	2.44 (2)	51.084 (7)	0.695 (7)	12.138 (2)	3.419 (4)	0.043 (4)	0.858 (4)	2.024 (4)	1.257 (6)	1.148 (1)	0.104 (4)	96.24
Max	3.14 (5)	12.72 (5)	71.189 (2)	0.893 (2)	18.459 (1)	6.101 (7)	0.147 (6)	2.727 (6)	5.088 (1)	6.829 (7)	2.619 (2)	0.275 (3)	100.63
Prom.	1.56	8.37	60.16	0.79	14.92	4.95	0.10	1.47	2.99	2.92	1.73	0.17	98.57
Desv.est.	1.03	4.59	7.22	0.07	1.96	0.88	0.04	0.60	1.02	2.03	0.63	0.07	1.53
C.V.	65.79	54.86	12.00	8.63	13.12	17.68	44.58	40.85	34.02	69.43	36.20	41.80	1.55

Mayo-2003

Estación	M.O.	PXC	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃ t	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	Suma
Atacomulco (1)	0.91	8.09	57.96	1.27	18.95	6.06	0.1	1.67	2.93	2.43	0.91	0.18	100.55
Chupicuaro (2)	0.62	8.04	61.9	0.87	16.67	5.02	0.09	1.27	2.58	1.93	1.23	0.08	99.68
Pueblo Nuevo (3)	0.17	8.01	63.04	0.71	15.92	4.59	0.09	1.52	2.21	1.86	1.9	0.11	99.96
La Calle (4)	0.18	2.55	76.19	0.39	11.02	2.08	0.02	0.52	1.5	2.63	3.33	0.07	100.3
Yurécuaro (5)	0.11	1.89	71.17	0.6	11.44	4.92	0.06	1.24	3.23	2.84	2.4	0.19	99.98
Ibarra (6)	1.14	6.83	67.13	0.77	12.59	3.04	0.05	1.02	3.68	2.65	1.77	0.1	99.63
Ajjic (7)	1.14	9.87	57.41	0.67	15.5	5.93	0.11	1.8	4.35	1.92	1.45	0.23	99.91
Alacranes (8)	1.65	15.07	50.72	0.74	16.63	6.11	0.1	1.88	5.43	0.99	1.14	0.25	100.01
Min	0.11 (5)	1.89 (5)	50.72 (8)	0.39 (4)	11.02 (4)	2.08 (4)	0.02 (4)	0.52 (4)	1.5 (4)	0.99 (8)	0.91 (1)	0.07 (4)	99.63
Max	1.65 (8)	15.07 (8)	76.19 (4)	1.27 (1)	18.95 (1)	6.11 (8)	0.11 (7)	1.88 (8)	5.43 (8)	2.84 (5)	3.33 (4)	0.25 (8)	100.55
Prom.	0.74	7.54	63.19	0.75	14.84	4.72	0.08	1.37	3.24	2.16	1.77	0.15	100.00
Desv.est.	0.56	4.14	8.16	0.25	2.84	1.47	0.03	0.45	1.24	0.61	0.79	0.07	0.30
C.V.	76.16	54.94	12.91	33.52	19.10	31.16	40.07	33.10	38.43	28.08	44.77	46.27	0.30

*Concentración en por ciento del oxido correspondiente. MO: Materia orgánica en %, PXC: Pérdida por calcinación.

APÉNDICE C

Tipo de Roca	Pteridotita	Gabro-basalto	Diorita-andesita	Granito-riolita	Rocas Igneas	
	(Ultrabásica)	(Básica)	(Intermedia)	(ácida)	Promedio	Desv. est.
Componente	%	%	%	%		
Si O ₂	43.5	48.4	54.5	72	54.60	12.44
TiO ₂	0.8	1.3	1.5	0.4	1.00	0.50
Al ₂ O ₃	4	16.8	16.4	13.9	12.78	5.99
Fe ₂ O ₃	2.5	2.6	3.3	0.9	2.33	1.01
FeO	9.8	7.9	5.2	1.7	6.15	3.52
MnO	0.2	0.2	0.1	0.1	0.15	0.06
MgO	34	8.1	3.8	0.5	11.60	15.25
CaO	3.5	11.1	6.5	1.3	5.60	4.24
Na ₂ O	0.6	2.3	4.2	3.1	2.55	1.52
K ₂ O	0.2	0.6	3.2	5.5	2.38	2.47
H ₂ O	0.8	0.6	0.8	0.5	0.68	0.15
P ₂ O ₅	0.05	0.2	0.3	0.2	0.19	0.10

Tipo de Roca	Areniscas	Graywackes	Lutitas	Tillitas	Arcillas pelágicas	Rocas Sedimentarias	
	%	%	%	%	%	Promedio	Desv. est.
Si O ₂	73.4	66.7	54.8	58.9	54.9	61.74	8.12
TiO ₂	0.4	0.6	0.8	0.8	0.8	0.68	0.18
Al ₂ O ₃	6.5	13.5	15.9	15.9	16.6	13.68	4.18
Fe ₂ O ₃	1.8	1.6	3.6	3.3		3.60	2.46
FeO	0.9	3.5	2.9	3.7	7.7	2.75	1.28
MnO	0.05	0.1	0.1	0.1	2	0.47	0.86
MgO	1.5	2.1	2.9	3.3	3.4	2.64	0.82
CaO	4.9	2.5	4.7	3.2	0.7	3.20	1.72
Na ₂ O	0.5	2.9	1.2	2.1	1.3	1.60	0.92
K ₂ O	1.7	2	3.5	3.9	2.7	2.76	0.94
H ₂ O+	2.2	2.4	5	3	9.2	4.36	2.92
P ₂ O ₅	0.1	0.2	0.15	0.2	0.7	0.27	0.24
CO ₂	4.4	1.2	3.7	0.6	-	2.48	1.86
S/SO ₃	0.5	0.3	0.3	0.1	-	0.30	0.16