UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

Evaluación de la concentración de metales pesados (Cd, Cr, Pb y Zn) tanto en la columna de agua como en tres especies de macrofitas acuáticas: lirio (Elchhornia crassipes), lentejilla (Lemna gibba) y elodea (Egeria densa) en el lago de Xochimilco.

Director de Tesis: Biol. Arcos Ramos Raúl.





UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

CONTENIDO

Índice de figuras	ii
Índice de tablas y cuadros	ii
Índice de gráficas	iii
Índice de fotos	iii
Índice de abreviaturas	iii
Índice de anexos	iv
1 RESUMEN	1
2 INTRODUCCIÓN	2
3 MARCO TEÓRICO	4
3.1Reseña histórica de Xochimilco	4
3.2Importancia de la calidad del agua	5
3.2.1Transparencia y Profundidad	9
3.2.2 Temperatura	9
3.2.3 Potencial de Hidrógeno (pH)	11
3.2.4 Oxígeno Disuelto	12
3.2.5 Bióxido de Carbono	13
3.2.6 Potencial Óxido-Reducción	13
3.2.7 Alcalinidad	14
3.2.8 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	15
3.2.9 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ⁵)	16
3.3 Efecto de metales pesados en la calidad del agua	16
3.3.1 Cromo	21
3.3.2 Plomo	24
3.3.3 Cadmio	28
3.3.4 Zinc	32
3.4 El rol de las macrofitas acuáticas en un sistema lacustre	34
3.4.1 Lirio acuático (Eichhornia crassipes)	38
3.4.2 Elodea (Egeria densa)	41
3.4.3 Lentejilla (Lemna gibba)	43
3.5 Espectrofotometría de absorción atómica	44
3.6 Análisis estadístico multivariado	46
3.7 Análisis de correlación lineal	49
4 PROBLEMÁTICA	50
5 JUSTIFICACIÓN	52
6 LOCALIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	53
7 HIPÓTESIS	55
8 OBJETIVOS	55
8.1 Objetivo general	55
8.2 Objetivos particulares	55
9 MÉTODOS	56
9.1 Selección de los sitios de muestreo	56
9.2 Trabajo de campo	56
9.3 Trabajo de laboratorio	57

9.4 Trabajo de gabinete 10 RESULTADOS 10.1 Discusión de parámetros físicos y químicos en agua 10.2 Discusión de metales pesados en macrofitas acuáticas 10.3 Discusión del análisis estadístico multivariado de componentes principales y de correlación lineal 11 CONCLUSIONES 12 RECOMENDACIONES 13 BIBLIOGRAFÍA 14 ANEXOS	57 58 58 79 85 98 101 103 116
Índice de Figuras	
Mapa de la zona lacustre de Xochimilco	53
Diagrama de red de parámetros físicos y químicos	87
Diagrama de red de parámetros físicos, químicos y metales	90
pesados disueltos Diagrama de red de parámetros físicos, químicos y metales pesados particulados	94
Diagrama de red de parámetros físicos, químicos y metales pesados disueltos y particulados	97
Índice de Tablas y Cuadros	
Metales de mayor interés en el agua	18
Fuentes de metales pesados en el agua residual doméstica	
Porcentaje de contribución en metales en los desechos	20
líquidos industriales por giro industrial	
Usos del plomo en la industria	25
Principales características del lirio	40
Principales características de la elodea	42
Principales características de la lentejilla	44
Parámetros de campo	56
Parámetros de laboratorio	57 85
Componentes principales del grupo de los parámetros físicos y químicos	63
Componentes principales de los parámetros físicos, químicos	88
y metales pesados disueltos	-5
Componentes principales de los parámetros físicos, químicos	92
y metales pesados particulados	
Componentes principales de los parámetros físicos, químicos, metales pesados particulados y disueltos	95

Índice de Gráficas

Transparencia y profun	ıdidad	59
Temperatura		61
Potencial de hidrógeno	í.	63
Oxígeno disuelto		64
Bióxido de carbono		66
Potencial de óxido-redu	acción	67
Alcalinidad		68
	xígeno y Demanda bioquímica de oxígeno	69
Conductividad		71
Metales pesados disuel	(2017년 - 120년 3 - 인전화 ★. J.(C.2027년 - 110년)	75
Metales pesados disuel		76
Metales pesados partic		78
Metales pesados partic		79
	des pesados en Macrofitas	81
	entes principales de parámetros físicos y	85
químicos		00
200	entes principales de parámetros físicos,	89
químicos y metales pes		92
	entes principales de parámetros físicos,	94
químicos y metales pes	entes principales de parámetros físicos,	95
	idos disueltos y particulados	93
quimicos, metales pesa	dos disueitos y particulados	
	5	
	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	
	Índice de Fotos	
	* ne	
Elchhornia crassipes		38
Egeria densa	497 1 7	41
Lemna gibba		43
Í	ndice de Abreviaturas	
NOM-001-ECOL-1996	Norma Oficial Méxicana	
LMP	Limite Máximo Permitido	
DGCOH	Dirección General de Control y Opera Hidráulica	ación
OMS	Organización Mundial de la Salud	
EPA	Environmental Protection Agency	
SARH		ursos
	Hidráulicos	
FAO	The Food and Agriculture Organization of	of the

United Nations UNESCO Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y Desarrollo Instituto Nacional de Estadística Geografia e INEGI Información. **AEMV** Análisis Estadístico Multivariado Análisis de Componentes Principales ACP Análisis de Correlación Lineal ACL Componentes Principales CP Físicos y Químicos FQ MPD **Metales Pesados Disueltos** MPP **Metales Pesados Particulados** Variables Originales VO VR Variables Robustas Var Varianza Cov Covarianza

Índice de Anexos

Determinación de CO ₂	116
Demanda Bioquímica de oxígeno	117
Demanda Química de oxígeno	118
Determinación de la alcalinidad	119
Determinación de metales pesados en planta	120
Determinación de metales pesados disueltos	120
Diagrama general de flujo del método	121
Mapa de la zona chinampera	122
Laguna de regulación	123
Tlilac	123
Trancatitla	124
Apampilco	124
Tezhuiloc	125
Tlicuili	125
Zona Urbana	126
Club España	126
Toma de muestras	127
Toma de parámetros en Campo	127
Toma de parámetros en campo	128
Análisis de muestras en laboratorio	129
Análisis de muestras en laboratorio	130
Deshidratación de macrofitas	131
Digestión de metales pesados	131
Determinación de metales pesados disueltos	132

DEDICATORIAS

A Dios por haberme dado el privilegio de estar vivo.

A mis Padres Carlos Díaz Hernández y María del Consuelo Rodríguez Gaucín por su sacrificio, su apoyo, confianza, por su infinito amor que me alienta a seguir adelante y lo más importante por enseñarme a luchar y salir adelante. Los amo.

AGRADECIMIENTOS

A mis hermanos Carlos, Edgar y Joseline por el cariño que me han dado, por que siempre me apoyaron y han estado conmigo.

A Alejandra Domínguez Rosas por el amor que me das, pero sobre todo por darme la mano cuando la necesito, por todos esos buenos y malos momentos que has estado conmigo. Te amo.

A mi abuela Josefina Gaucín por que fue fundamental en el logro de esta meta y por soportarme durante la carrera.

A mis amigos de carrera por haber compartido conmigo experiencias buenas y malas.

A mis maestros que me ayudaron y apoyaron durante mi formación académica, en especial a mi asesor de tesis Biol. Raúl Arcos Ramos.

1. RESUMEN.

El presente trabajo se realizó en el periodo 2001-2002, en el cual se llevaron acabo determinaciones de parámetros físicos y químicos (FQ) para poder establecer la calidad del agua en el lago de Xochimilco, de acuerdo a la NOM-ECOL-001-1996. También se evaluó la concentración de los metales pesados (Cr, Pb, Cd y Zn) en tres especies de macrófitas acuáticas (Elchhorna crassipes, Egeria densa y Lemna gibba), para establecer la eficiencia de absorción de cada una. De acuerdo al tipo de descargas y a las características del agua se ubicaron ocho puntos de monitoreo los cuales fueron canal nacional, tlilac, trancatitla, apampilco, tezhuiloc, tlicuili, zona urbana y club españa.

Se realizaron los siguientes análisis estadísticos: univariado y multivariados de los parámetros Físicos y químicos, así como de metales pesados en columna de agua; en macrofitas acuáticas se realizo únicamente análisis univariado.

De los resultados obtenidos se establece: a) el sitio que presenta un mayor impacto, es la zona urbana en la cual los parámetros como la DBO, DQO y el pH rebasan los límites establecidos por la NOM-ECOL-001-96. b) de los cuatro metales analizados el cromo total se encontró en mayor concentración, sin embargo, no rebasa el LMP. c) el lirio acuático es el que presenta el mayor poder de bioacumulación de metales pesados.

Los componentes principales, explican el mayor porcentaje de la varianza entre datos de los ocho sitios de monitoreos. Dando como resultado que las variables robustas son las mismas que en el análisis univariado. De lo anterior, según la NOM-ECOL-001-1996, se establece que la calidad del agua no es la adecuada para riego de vegetales consumibles en crudo.

Palabras clave: Xochimilco, Calidad del agua, Metales Pesado, Macrofitas acuáticas y Análisis estadístico multivariado.

2. INTRODUCCIÓN.

El agua ha sido para el ser humano fuente de alimento, medio de transporte y sanidad; esto explica porque desde tiempos remotos las grandes civilizaciones se desarrollaron en sitios en donde predominó el elemento agua (Rodier J., 1981).

La zona lacustre se encuentra presionada por problemas tan diversos como el avance de la mancha urbana, la sobreexplotación de los mantos acuíferos y la desecación de los manantiales que abastecían al Lago de Xochimilco (Aguilar J., 1978; Avita H., 1994).

En Xochimilco se vierte una red importante de drenajes provenientes de las microcuencas del Ajusco, requiriendo un tratamiento en el que la diversidad vegetal, así como la lacustre y de fauna rehabilite en plazos medios y amplios la dinámica ecológica (Acevedo L. S., 1972). La complejidad de los problemas de la zona lacustre define proyectos para resolver las dificultades más urgentes, como los niveles y calidad del agua (Calderón B. J., 1982; Dirección General de Ordenamiento Ecológico e Impacto Ambiental, 1983).

En la zona chinampera se tienen detectados 19 asentamientos irregulares que presentan un total aproximado de 2,600 familias las cuales descargan al lago de manera directa. La falta de una infraestructura sanitaria adecuada, provoca una severa contaminación por materia orgánica, dando como resultado la eutrofización del lago, disminuyendo

las poblaciones de fauna lacustre y creando graves riesgos de la salud pública (Balanzario Z. J., 1992; Arcos R. y Cabrera M., 1995).

Esta escasez de agua se ha contrarrestado con el aporte de agua proveniente de las Plantas de Tratamiento del Cerro de la Estrella y San Luis Tlaxialtemalco, pero los diferentes niveles del lecho lacustre hacen que esta fluya rápidamente hacia las partes más bajas, inundándolas y dejando sin agua al resto (Báez P. y Belmont R., 1975; López D., 1975; Avita H., 1994). Otro de los problemas de la zona chinampera, es el aumento de sales y metales tóxicos presentes en el agua. Aún después del proceso secundario de la planta de tratamiento Cerro de la Estrella, el agua contiene en promedio anual 0.069 y 0.056 mgL-1 de plomo y cromo totales, respectivamente; 75.72 mgL-1 de sodio, 165.96 mgL-1 de carbonatos y 57.16 mgL-1 de cloro, en los 149.8 m³/dia liberados a los canales que circundan a la zona chinampera (DGCOH, 2001). Durante su paso por los canales, el agua recibe contaminación adicional por descargas domesticas, desechos de ganado de traspatio y de actividades turísticas (Aguilera H. M. 1987; Chapa S., 1987).

Por otra parte dentro del sistema existen diferentes especies de macrofitas acuáticas las cuales pueden absorber elementos inorgánicos tóxicos lo que las convierte en organismos indicadores de la acumulación de contaminantes inorgánicos (Bernd M., 1993; Ramos B. y Cajuste J., 2001), por lo cual la importancia de este trabajo radica en poder establecer

la relación de los metales pesados dentro de la columna de agua con tres especies de macrofitas acuáticas.

3. MARCO TEÓRICO.

3.1 Reseña Histórica de Xochimilco.

El viejo lago de Xochimilco decretado por la FAO UNESCO, como patrimonio de la humanidad, existe desde hace 200,000 años. En sus mejores tiempos llego a tener una extensión que lo hacía mantener un mismo nivel de agua, interconectado naturalmente con los lagos de Chalco y Texcoco. Sin embargo la mayor parte del tiempo, el lago de Xochimilco llegó a un nivel más alto y de mejor calidad de agua, en relación a los otros lagos, debido a los manantiales que lo surtían con toda la captación de la Sierra del Chichinautzin (Acevedo L. S., 1972)

En los albores del siglo XX el lago de Xochimilco sufre una de sus más amargas experiencias, debido al aumento poblacional y al comienzo de la etapa industrial. Por lo que al poner en funcionamiento un nuevo conjunto de pozos de extracción, al final de los años cuarenta, prácticamente se desecó el lago y sólo gracias a la defensa popular que hicieron los campesinos de su ambiente hidroagrícola pudo atenuarse el efecto de extracción del agua del área. El gobierno disminuyó la extracción y prometió reintegrar agua de drenaje adecuadamente tratada para restablecer el equilibrio hidráulico en la cuenca del lago (Dirección General de Ordenamiento Ecológico e Impacto Ambiental, 1983). Prometiéndolo

pero no lo ha cumplido, dando como consecuencia un abatimiento considerable en los niveles del lago, afectando la agricultura y turismo de la región, lo que provocó abandono de las chinampas, que ya eran de mala calidad por ensalitramiento, otra parte de ella fue urbanizada, con lo cual aumentaron los desechos orgánicos en el lago y cuya autodepuración disminuyó gravemente, por lo que empezó a desaparecer la fauna lacustre, y la proliferación de malezas acuáticas, así como la difusión de plagas y enfermedades en los árboles y cultivos (Moneada H., 1989).

3.2 Importancia de la Calidad del Agua.

Bajo presión de las considerables necesidades de la civilización moderna, se está pasando del empleo de las aguas de manantiales y pozos, a una utilización cada vez más intensa de las aguas superficiales. Paralelamente se desarrollan las investigaciones sobre las aguas subterráneas, los métodos de recuperación, existiendo una preocupación cada vez mayor por la desalinización del agua de mar. Simultáneamente, las causas de contaminación son muy extensas; ésta se hace cada vez más masiva, variada y perjudicial, por lo que se ha escrito que "el tiempo de los ríos ha terminado, el de las alcantarillas comienza" (Rodier J., 1981; Fair G., 1981).

El factor más grave, el cual es derivado por el acelerado crecimiento de la mancha urbana, es la gran degradación de la calidad del agua por la contaminación. Como resultado de esto tenemos la disminución de la

cantidad de agua para otros fines, como por ejemplo, riego, acuacultura, piscicultura, recreativos, etc., (Harper D., 1992; Wetzel R., 2001).

Se entiende por contaminación a toda alteración de las características físicas, químicas y biológicas del medio ambiente, lo cual provoca trastornos para la vida humana, animal y vegetal; y por tóxico a cualquier sustancia química capaz de causar daño, debilitar o matar a cualquier organismo vivo. Los efectos que producen son en función del tipo de sustancia, concentración y metabolismo. En general, estas sustancias son teratogénicas, mutagénicas, carcinogénicas o venenosas; su característica relevante es que son acumulables y su efecto se manifiesta solo después de un cierto periodo de exposición (Wilrber, G., 1971; Jiménez C. B., 2001).

La contaminación puede ser de origen natural o artificial, en la primera, el agua de mar, ríos y lagos exceden ciertos limites establecidos por las normas de calidad; las alteraciones artificiales son provocadas por el hombre al usar las aguas de ríos, lagos y océanos en forma directa o como receptora de los desechos de sus actividades domésticas, agrícolas o industriales, esto provoca problemas de deterioro en la calidad de los cursos o masas de agua, debido a que contienen sustancias nocivas como microorganismos patógenos, materia orgánica, productos tóxicos y metales pesados (Legnaud G., 1979; Rodier J., 1981).

De acuerdo a su naturaleza, los contaminantes del agua se clasifican en: químicos, biológicos y físicos.

- ❖ Químicos. Los compuestos químicos provienen de los drenajes de minas, desechos solubilizados de la agricultura, derrames de petróleo, pesticidas, aguas residuales municipales y desechos líquidos industriales. Producen efectos diversos y pueden ser de origen natural y sintético. Algunos son desechados directamente, otros se forman por la reacción entre diferentes compuestos en el agua y una pequeña fracción se forma durante el procesamiento del agua.
- ❖ Biológicos. Son seres vivos que provocan enfermedades en el hombre u otras especies. Las más comunes en el hombre son la tifoidea, salmonelosis, disentería, cólera y helmintiasis. Los agentes que las causan entran al agua a través de las heces fecales de humanos o animales.
- Físicos. Son alteraciones de las propiedades físicas del agua, temperatura, color, etcetera. Su origen y efectos son diversos.

De acuerdo con el tamaño existen tres tipos de contaminantes:

- Materia suspendida. Corresponde a moléculas en fase dispersa con diámetro equivalente entre 1 y 100 μm.
- * Material coloidal. Es materia suspendida con características similares a la materia disuelta. Tiene diámetro equivalente entre 10-3 y 1 μm y se caracteriza por ser de sedimentación muy lenta.

Materia disuelta. Son moléculas o iones disueltos con diámetro equivalente entre 10-5 y 10-3 μm.

En general, la dificultad para eliminar los contaminantes es de mayor a menor en este orden: disueltos, coloidales y suspendidos. (Romero R. R., 1999; Jiménez C. B., 2001).

El problema de la contaminación, no solo es cuestión de que los investigadores den alguna solución, si no que además, es necesario que las autoridades del gobierno, las industrias y los diversos organismos tengan la posibilidad y también la voluntad de participar en los programas que se establezcan para la disminución de la misma.

El control de la calidad del agua, como parte de la administración de los recursos hidráulicos necesita un apoyo público y tecnológico que normalmente puede obtenerse solo en una sociedad bien disciplinada e industrialmente madura. Además debe existir una información adecuada sobre la naturaleza y capacidad de las fuentes naturales de agua, entre ella su hidrológía y geología, y algo que es aún de mayor importancia, su calidad física, química y biológica (Fair G. et al., 1981; Adams D. V., 1990).

Entre las propiedades físicas del agua de mayor importancia en el aspecto del control hidráulico y de calidad están: la temperatura, transparencia, Potencial de hidrógeno (pH), Conductividad, Alcalinidad, Potencial de oxido reducción (pOR), Profundidad y Transparencia (Tebbutt, T. h. y. 1990; Gómez S., 2002). Es importante tener en cuenta la calidad del agua del lago de Xochimilco para poder definir su comportamiento y

según la NOM-ECOL-001-1996 establecer el grado de contaminación del sistema.

3.2.1 Transparencia y Profundidad.

La Transparencia en un sistema acuático es fundamental, los valores bajos de este parámetro indican la presencia de materia orgánica implicando una inadecuada operación en el tratamiento presentándose, partículas inorgánicas principalmente en aguas subterráneas, permitiendo un crecimiento bacteriano. Tanto la transparencia como el color están determinados por la presencia de sólidos en suspensión los cuales absorben la radiación solar, por lo que hay una disminución de la actividad fotosintética por la vegetación acuática. Del mismo modo la importancia de la Profundidad radica en que al ser un parámetro importante dentro de la morfología de un lago ejerce efectos en el comportamiento de la mayoría de los parámetros físicos, químicos y biológicos en el sistema. Según la profundidad podemos conocer tanto su origen, como el grado de eutrofización de un lago, ya que diversos autores relacionan a los lagos profundos con lagos oligotróficos y a los lagos poco profundos con lagos eutróficos (Wetzel R., 2001).

3.2.2 Temperatura.

Es uno de los factores ambientales más importantes para todos los organismos acuáticos: influye en la oxigenación de las aguas, en la

productividad primaria, fuente de alimento para cultivos y reproducción, además, del crecimiento de las especies. El aumento de la temperatura del agua conlleva a un incremento del metabolismo de los organismos acuáticos y de sus necesidades energéticas. Estas últimas se satisfacen mediante la materia orgánica particulada presente en el medio natural. Además, el fitoplancton dentro de un lago no es constante a lo largo del año y para desarrollarse requiere condiciones climáticas favorables, entre las cuales la temperatura del agua juega un papel determinante (Winkler A., 1996).

La importancia de la temperatura radica en la difusión de los gases, solubilidad de los minerales y por lo tanto en la distribución espacial y temporal de los organismos acuáticos. Cabe mencionar que los cambios bruscos en la temperatura suelen ser causados por vertidos industriales, agrícolas o urbanos; la temperatura elevada, como la que puede haber en verano, agrava los problemas de oxigenación, disminuye la densidad del agua, ocasionando de esta manera la eutrofización de un lago (Frank A. P. y John A., 1992). De lo anterior se puede decir que casi todas las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua dependen de la temperatura y sus variaciones son tan grandes que frecuentemente se habla de la temperatura misma, en vez de las propiedades dependientes de ésta, como factores que controlan el comportamiento del agua (Jerome O. U. y Lakshminarayanal S., 1989).

3.2.3 Potencial de Hidrógeno (pH).

Los límites establecidos por la NOM-001-ECOL-1996 de pH son de 6.5 a 8.5 en sistemas naturales, los valores menores implican un agua ácida y sumamente corrosiva mientras que valores mayores implican un agua alcalina. En el caso de aguas residuales el límite varia de 5.5 a 10 siendo el control de este parámetro necesario debido a su influencia en la productividad del ecosistema, ya que afectan al desarrollo normal de las bacterias, hongos, algas y vida acuática en general, además, la eutrofización hace que el pH aumente a causa de la falta de nitrógeno, esto se debe a que el plancton nitrófilo agota el nitrógeno que la descomposición microbiana libera, consumiendo oxígeno. La evaluación del pH se emplea para caracterizar el agua, dar seguimiento a un proceso (neutralización, biológico anaerobio, corrosión), o bien, para controlar las condiciones de operación (precipitación, floculación, sistemas biológicos anaerobios, desinfección) ya que la velocidad de las reacciones dependen de él. El pH de los cuerpos de agua y el agua residual doméstica, en general, es ligeramente alcalino por la presencia de bicarbonatos y carbonatos y metales alcalinos. En descargas industriales es posible encontrar pH ácido o básico, debido al uso de reactivos químicos (Jiménez C. B., 2001; Voet D. et al., 2002).

El pH influye en la solubilidad de muchas sustancias. Elementos químicos como Zinc, Estaño, Cromo, Arsénico, Antimonio por ejemplo son

fácilmente solubles en un ambiente ácido y precipitan en forma de sal o hidróxido en un ambiente más alcalino.

3.2.4 Oxígeno Disuelto.

Un parámetro de gran importancia dentro de un sistema acuático es el Oxígeno disuelto, este se origina principalmente por las turbulencias del medio acuático en la interfase aire-agua, y por la producción fotosintética.

La determinación de este parámetro sirve como base para cuantificar la DBO, aireación de los procesos de tratamiento, taza de aireación en los procesos de tratamiento aerobio y grado de contaminación de ríos. El contenido del oxígeno disuelto depende de la concentración y estabilidad del material orgánico presente y es, por ello, un factor muy importante en la autopurificación de los ríos y lagos (Romero R. R., 1999).

La solubilidad del oxígeno en el agua se debe a varios factores, en particular a la temperatura, a la presión atmosférica y a la salinidad. Cuando la temperatura se incrementa el contenido de oxígeno disminuye en razón de su pequeña solubilidad, pero también a causa del consumo aumentado por los seres vivos y las bacterias que se multiplican. Estas modificaciones pueden ocasionar olores desagradables.

La disminución del oxígeno dentro de un sistema se debe principalmente al proceso de degradación de materia orgánica, reduciendo la capacidad de depuración de un río o lago. Cuando se ha consumido

todo el oxígeno disuelto, la degradación se torna anaeróbica, desapareciendo la vida animal y apareciendo compuestos típicos de la putrefacción, generalmente mal olor, como el ácido sulfhídrico, la putrescina, etcetera. (Margalef R., 1983; Wanielista R. y Eaglin R., 1997).

3.2.5 Bióxido de Carbono.

El Bióxido de Carbono constituye el 0.03% de la atmósfera lo cual contribuye a las bajas concentraciones de este gas en las aguas naturales a pesar de que su solubilidad es mucho mayor que la del oxígeno. Su importancia radica en que constituye uno de los nutrimentos principales del metabolismo fotosintético del fitoplancton y macrófitas acuáticas. Dentro de un sistema acuático el nivel de concentración de CO₂ esta determinado por procesos como la fotosíntesis y la respiración, por lo cual sus valores varían durante el día en forma inversa al oxígeno. Ya que el CO₂ se utiliza para la fotosíntesis y el oxígeno se obtiene como producto fotosintético por lo que la concentración de CO₂ es menor al medio día y mayor a media noche cuando solamente se efectúa el proceso de respiración (Viessman, W. y Mark J., 1993; Fair G. *et al.*, 1995).

3.2.6 Potencial Óxido Reducción (pOR).

El Potencial Óxido Reducción proporciona una información útil sobre los medios contaminados. Permite apreciar el grado de aerobiosis o

anaerobiosis del medio, de lo cual se desprende su interés para el estudio de los lodos y de los procesos de depuración (Wilber G., 1971).

El Potencial Óxido Reducción mide la relación entre las actividades de las sustancias oxidadas y reducidas, existentes en solución en el agua. Los eléctrodos permiten detectar el potencial neto encontrado en la solución y determinar así la habilidad para oxidar o reducir sustancias en el medio. El pOR de una solución acuosa es sensible a las variaciones de pH cuando la reacción de oxidación–reducción involucra iones hidrógeno o hidróxido. El pOR tiende generalmente a incrementarse con el aumento de iones hidrógeno y a disminuir con el aumento de iones hidróxido durante la reacción (Romero R. R., 1999).

En presencia de oxígeno libre, las bacterias aerobias utilizan este gas como agente oxidante en el proceso de biodegradación. En la ausencia de este elemento, son las bacterias anaerobias las que intervienen utilizando el oxígeno combinado, principalmente a partir de los nitratos, primero y de los sulfatos, después (Legnaud G., 1979).

3.2.7 Alcalinidad.

La alcalinidad expresa la capacidad que tiene el agua de mantener su pH a pesar de recibir una solución ácida o alcalina.

La Alcalinidad tanto en agua natural como tratada, usualmente es causada por la presencia de iones carbonatos (CO₃=) y bicarbonatos (HCO₃-), asociados con los cationes Na+, K+ Ca+2 y Mg+2. Además, de

referirse a la cantidad de bases titulables en agua, expresada en miligramos por litro de equivalentes (Annual Book of Standard; 1994). Ocasionalmente, los iones fosfato y silicato u otras bases agregadas, pueden contribuir en forma importante a la alcalinidad. Concentraciones elevadas de alcalinidad pueden tener efecto negativo en cultivos, según sea su composición química. La alcalinidad se emplea como parámetro de seguimiento en potabilizadoras y depuradoras. El agua residual doméstica tiene, por lo general, alcalinidad menor o cuando mucho ligeramente superior a la del abastecimiento; es del orden de 50 a 200 mg de CaCO₃L-1. El principal efecto de la alcalinidad es la reacción de ésta con ciertos cationes en el agua, lo que conduce a la formación de precipitados (Legnaud G., 1979; Margalef R., 1983).

3.2.8 Demanda Química de Oxígeno (DQO).

La DQO es un parámetro analítico de contaminación que mide el material orgánico contenido en una muestra líquida mediante oxidación química. La determinación es una medida de la cantidad de oxígeno consumido por la porción de materia orgánica existente en la muestra y oxidable por un agente químico el cual es un oxidante fuerte.

El valor de la DQO es usado extensivamente en el análisis de aguas residuales; junto con el valor de DBO permite determinar las condiciones de biodegradabilidad y el contenido de sustancias tóxicas de la muestra, así como la eficiencia de las unidades de tratamiento (Romero R. R., 1999).

Las aguas no contaminadas tienen valores de DQO de 1 a 5 mgL⁻¹, o ligeramente superiores. Las aguas residuales domésticas suelen contener entre 250 y 600 mgL⁻¹, y en las residuales industriales la concentración depende del proceso de fabricación (Lind O., 1985; Bernabé G., 1991).

3.2.9 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5).

La DBO⁵ indica la cantidad de oxígeno disuelto requerido por los microorganismos para la oxidación aerobia de la materia orgánica biodegradable presente en el agua, la cual se mide a los cinco días y su valor nos permite conocer, la calidad del agua desde el punto de vista de la materia orgánica presente y permite establecer cuanto oxígeno será necesario para la depuración de esas aguas, así mismo ir comprobando la eficacia del tratamiento depurador en un sistema, si es que lo hay (Goldman C. y Home A., 1983).

Cabe mencionar que la DBO⁵ solo evalúa la demanda ejercida por la fracción carbonada, de sulfuros y del ion ferroso; excluye la fracción nitrogenada (Jiménez, C. B., 2001).

3.3 Efectos de los Metales Pesados en la Calidad del Agua.

Existen diversos factores que ocasionan la contaminación en cuerpos de agua, dentro de estos tenemos a los pesticidas, detergentes, aguas residuales de casa habitación e industrias, entre otros (Dickson T. R., 1997).

Los residuos que causan una mayor toxicidad y que son portadores de efectos perjudiciales, son los llamados contaminantes no biodegradables, la mayoría de estos son desechos principalmente de industrias, dentro de las principales sustancias vertidas están: los fenoles, petróleo, ácidos, álcalis, metales pesados, detergentes, plaguicidas, etc. (Fair G. et al, 1995; Rigola L., 1999)

Algunos metales son necesarios para los seres vivos, pero pueden llegar a ser tóxicos si rebasan ciertas concentraciones, a estos últimos se les llama con frecuencia metales pesados. Químicamente los metales pesados se definen, como aquellos elementos cuya densidad es mayor a 5 gmL-1. Según Nieboer y Richardson (1980), los metales pueden dividirse en tres clases de acuerdo con su reactividad con los grupos funcionales de la biomoléculas, los cuales son: Clase A, aquellos que reaccionan más con el oxígeno (reactividad O>N>S), como Al, Ca, Sr, Ba y La; Clase B, son los que reaccionan más con el azufre (S>N>O), como Cu(I), Hg y Ag; en la Clase C, se encuentran metales con afinidad intermedia como Fe, Co, Ni, Zn, As, Cd, Pb y Cu (II), (Cervantes C. y Moreno R., 1999).

La tabla 3.1 muestra los metales de mayor importancia en el agua, en la que se encuentran en forma iónica, se clasifican en prioritarios y no prioritarios, según la EPA.

Alejandra Domínguez Rosas. Gerardo Díaz Rodríguez.

	oritarios, pero de en el agua	Metales prioritarios	
Nombre	Densidad g/m ³	Nombre	Densidad g/m ³
Aluminio	2.70	Antimonio	6.62
Bario	3.50	Arsénico	5.53
Calcio	1.55	Berilio	1.85
Fierro	7.86	Cadmio	8.64
Manganeso	7.30	Cromo	6.93
Magnesio	1.74	Cobre	8.89
Potasio	0.86	Mercurio	13.60
Sodio	0.97	Níquel	8.80
Vanadio	6.10	Plomo	11.40
		Selenio	4.82
		Talio	16.60
		Zinc	7.14

Tabla 3.1 Metales de mayor interés en el agua.

Fuente: Jiménez C. B., 2001.

Algunos metales pesados tienen un alto grado de toxicidad, tanto en ambientes acuáticos como terrestres, la concentración de metales en agua residual doméstica es generalmente baja y proviene de compuestos específicos (Tabla 3.2), mientras que en algunas descargas industriales es elevada (Tabla 3.3). Hoy en día se han incrementado investigaciones referentes a los daños que causan estos contaminantes, ya que anteriormente no se les daba gran importancia, por que eran escasos en los cuerpos de agua, actualmente este panorama ha cambiado y se tiene una gran preocupación sobre los efectos que se pueden tener, ya que el acelerado desarrollo industrial ha provocado la presencia de estos elementos en diversos sitios, y por sus características o alta concentración, resultan ser dañinos tanto para los organismos como para el ambiente donde estos se desarrollan (Osuna L. y Páez O., 1984).

La acción tóxica de los contaminantes está determinada tanto por su accesibilidad al organismo, como por las series de reacciones bioquímicas y fisiológicas que provocan, y que en última instancia se manifiestan como signos y síntomas de intoxicación (Fergusson J. E., 1990).

Dentro de los metales con muy alto potencial de contaminación tenemos: Ag, Au, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Sb, Sn, Te y Zn; dentro de los de potencial alto de contaminación tenemos: Ba, Bi, Ca, Fe, Mn, Mo, Ti y V; y los que son moderadamente contaminantes son: Al, As, B, Be, Co, Ge, K, Li, Na, Ni, Rb, U y W (Osuna L. y Páez O., 1984).

Los metales en ambientes acuáticos se les puede encontrar en diferentes formas por ejemplo, disuelto como iones libres o formando complejos, participando como precipitado inorgánico de alto peso molecular, absorbido o mezclado en los sedimentos o incorporado dentro de la biomasa de organismos vivos (Demanyo A., 1978).

Actividad	Porciento del metal			Participación en el gasto				
	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	Zn	
Bienes no perecederos	< 1	9	<1	7	2	22	2	<1
Alimentos	3	14	11	25	25	12	17	51
Eléctricos y electrónicos	<1	3	17	3	3	<1	2	6
Fabricación de metálicos	25	4	13	12	•	27	5	<1
Metalurgia	<1	39	1	<1	9	1	2	4
Papel	<1	3	n 👱	9	9	4	55	14
Químicas	<1	10	19	10	4	7	19	16
Ropa	<1	-	<1	<1	-	-	27	<1
Servicios	59	2	13	15	32	5	12	1

Tabla 3.3 Porcentaje de contribución en metales en los desechos líquidos industriales por giro industrial. Fuente: Lester J., 1987

El gran problema de este tipo de contaminantes es que no se pueden degradar ni biológica, ni químicamente. Para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados estos se dividen en solubles e insolubles, ya que los metales que se presentan en forma insoluble son fácilmente eliminados por sedimentación primaria (aprox. Entre el 36 y 62%); sin embargo los solubles son difíciles de remover y requieren etapas específicas de tratamiento, aunque son parcialmente eliminados durante el tratamiento secundario de tipo biológico cuando están en bajas concentraciones. Es por eso que las técnicas para la recuperación de aguas muy contaminadas por metales pesados requieren de una tecnología avanzada, conllevando a un alto costo económico (Fergusson J. E., 1990; Cervantes C. y Moreno R., 1999).

3.3.1 Cromo (Cr).

Propiedades físicas y químicas.

El cromo es un elemento blanco azuloso, muy duro. Pertenece al grupo VI B de los elementos de transición con un número atómico de 24 y sus valencias son +2, +3, +6, y un peso atómico de 51.996. Su máximo estado de oxidación es +6; los compuestos de cromo (VI), son en general agentes oxidantes, que reducen con facilidad al estado +3, el más estable. El estado de oxidación +2 es muy reductor y se oxida con facilidad al estado +3; el cromo presenta un punto de fusión de 1875 °C, P. eb. 2200 °C y una densidad de 7.19 gcm-3 (Gillespie R. J. y Colín N. B., 1990; Hawley G. G., 1993).

El cromo hexavalente es más tóxico que el trivalente, éste último se encuentra en la cromita pero al entrar en contacto con el oxígeno del aire, se oxida y se convierte en Cr⁺⁶. Finalmente forma compuestos ácidos y sales de cromo (Albert, A., 1995).

Fuentes industriales.

Su utilización industrial se hace principalmente con el objetivo de obtener protección por el revestimiento de los metales, fines estéticos y decoración, cambios de color en varios tipos de materiales; además, es un agente importante en los procesos de curtido de pieles. El contenido de cromo en la superficie del suelo se debe a varias fuentes contaminantes, uno de los principales son los desperdicios industriales, por ejemplo, se produce en procesos de recubrimiento electrolítico y de manufacturados,

así como en la combustión del carbón, fabricación de colorantes, pigmentos y plaguicidas (García, M., 1992; Albert, A., 1995).

Dinámica y concentración en agua.

En los procesos industriales se utilizan mucho las sales de cromo y pueden pasar al suministro de agua a través de los desechos industriales. Frecuentemente se añaden cromatos al agua de refrigeración para el control de la corrosión o para otros procesos industriales como el cromado de piezas metálicas y la curtiduría.

El cromo puede encontrarse en los suministros de agua en estado hexavalente (Cr+6) y trivalente (Cr+3), aunque este último rara vez aparece en el agua. Por su baja solubilidad los niveles naturales de cromo en las aguas son bajos, las actividades y efluentes son los principales contaminantes de las aguas, llegando a elevar las concentraciones sobre los 25 mgL-1 (Ornella, A. et al., 2002).

Los cromatos son solubles en agua, el ion hexavalente es el más tóxico y debe reducir al estado trivalente para formar productos insolubles antes que los residuos de cromo pasen al ambiente. La norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996, limita la concentración de cromo en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales a un máximo de 1.5 mgL⁻¹ para ríos; 1.5 mgL⁻¹ para embalses naturales y artificiales; 0.5 mgL⁻¹ para aguas costeras.

Dinámica y concentración en plantas.

Los mecanismos que intervienen en la absorción y translocación del cromo en las plantas no son bien conocidos debido, en gran medida al desconocimiento de las formas iónicas presentes en los diferentes sistemas. Hay pruebas que indican que el Cr+6 es reducido a Cr+3 entre la superficie de las raíces y la parte aérea y que independientemente de la forma que se aplique la mayor parte es retenido en las raíces (Fog C. D., 1978; Duflus H., 1983).

La tolerancia a retener cromo es común para todas las raíces de plantas, también existen diferencias cuantitativas entre especies de plantas, en donde las que tienden a absorber hierro parece ser que también tienden a acumularlo (Glenn C. K. et al., 1986).

Toxicidad del cromo.

Aún cuando se sabe que el cromo inhalado provoca cáncer, el efecto por su consumo es aún desconocido. La toxicidad esta en función de su estado de oxidación, el cromo hexavalente es más tóxico, que el trivalente. Además el Cr⁺⁶ se absorbe más fácilmente a través del tracto gastrointestinal y puede atravesar las membranas celulares (Ferguson J. E., 1990).

3.3.2 Plomo (Pb).

Propiedades físicas y químicas.

Número atómico 82, peso atómico 207.19, valencia +2, +4; es un sólido gris blando, p. f. 327.4 °C, y una densidad de 11.4 gmL⁻¹, p. eb. 1755 °C, insoluble en agua (García M., 1992; Hawley G. G., 1993).

Se encuentra en el grupo IV B de la tabla periódica, sus estados de oxidación son +2, +4. Su número de valencia generalmente es de +2, pero también reacciona con valencia +4, sobre todo en compuestos orgánicos (Albert A., 1995).

Fuentes industriales.

El plomo en su forma natural tiene poca importancia como fuente de contaminación. Al contrario con el crecimiento de las actividades industriales las fuentes de contaminación con éste y otros metales han aumentado de forma importante. El plomo está presente en muy diversas actividades industriales, ya sea como componente de la materia prima, como es el caso de las industrias de baterías, pigmentos y cables, o como parte de los subproductos del proceso, como es el caso de la imprenta y el uso de la soldadura. Se utiliza principalmente en la producción de acumuladores e insecticidas, explosivos, reactivos químicos, soldaduras, aditivos antidetonantes para la gasolina, alfarería decorativa vidriada en hoja metálica y en cubiertas para proteger tuberías (González P. y Esquivel H., 1981).

Usos	Pb usado.	
Acumuladores	43.1 ton.	
Productos metálicos (municiones, recubrimiento de cables, tuberías y aplicaciones de fontanería, soldadura y metal de imprenta).	26.2 ton.	
Alquilo de plomo (compuestos antidetonantes).	20.0 ton.	
Pigmentos para pintura	7.5 ton.	
Diversos (compuestos químicos y vidriados de cerámicas).	3.2 ton.	

Tabla 3.6 Usos del plomo en la industria.

Fuente: Lester J., 1987

Dinámica y concentración en el agua.

El plomo de un suministro de agua puede ser de origen industrial, minero, de descargas de hornos de fundición y de calderas viejas. El agua en áreas no contaminadas presenta naturalmente concentraciones bajas de Pb 1μgL⁻¹ en subterráneas, y alrededor de 8 μgL⁻¹ en los ríos. En la lluvia se puede encontrar por arrastre de contaminantes atmosféricos y en el agua para beber por disolución de la tubería cuando es suave y ácida. En zonas de alta densidad automovilística, el agua de lluvia puede contener hasta 40 mgL⁻¹ y la bruma 300 mgL⁻¹. En los grandes lagos se ha demostrado que muchas de las fuentes de este metal se ubican entre 500 y 1000 Km de distancia y que se alojan en los sedimentos. En las fuentes de abastecimiento rara vez se excede 5 mgL⁻¹, en los océanos ha aumentado de 0.01 mgL⁻¹ a 0.07 mgL⁻¹ en 75 años.

El agua al igual que el aire se transforma en una fuente de contaminación para la flora y la fauna acuáticas y para el hombre en la medida que ambos se han contaminado por actividades antropogénicas (Herber E. y David J., 1996).

La exposición al plomo a través del agua es mínima debido a que forman esencialmente compuestos insolubles del tipo de los carbonatos y sulfatos; además el agua potable tiende a poseer menor contenido que la no tratada, debido a que es en parte removido por las plantas convencionales de tratamiento.

La norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996 limita la concentración de Pb en las descargas de aguas residuales, en aguas y bienes nacionales a un máximo de 1 mgL⁻¹ para ríos, 0.4 mgL⁻¹ para embalses naturales y artificiales, 0.4 mgL⁻¹ para aguas costeras.

La norma oficial mexicana NOM-CCA-031-ECOL-1993 limita las concentraciones en las descargas de aguas residuales industriales a un máximo de 10 mgL⁻¹.

Dinámica y concentración en plantas.

El plomo en su forma soluble es captado por las raíces, donde se almacena, debido a su escasa movilidad, mientras que la contaminación atmosférica daña directamente a las partes aéreas de las plantas, especialmente las hojas.

La captación por parte de la raíz de una planta esta determinado principalmente por sus propiedades físicas y químicas; el comportamiento general indica que el contenido en la planta aumenta con el incremento de la fracción disponible en el suelo, cuando el pH es elevado aumenta la

solubilidad y la movilidad del metal disminuye, por el contrario la entrada de plomo a la raíz se incrementa cuando el pH es ácido (Broger T. C. et al., 1972).

A temperaturas de 20 a 25 °C la raíz absorbe mayores cantidades de este metal que a temperaturas de 5°C, y probablemente este incremento es consecuencia de la actividad metabólica de la raíz. En general, las plantas con raíces poco profundas captan más plomo, que los vegetales de enraizado profundo. La reacción de los vegetales con este metal es diferente en cada especie y aún en cada variedad. En las plantas llega a restringir la síntesis de clorofila y reduce la fijación de CO₂ por inhibición de la fosforilación fotosintética; esto se atribuye a que induce el cierre estomático. Disminuye el crecimiento al inferir en la producción y mecanismo del ácido indol-3-acético (IAA), que funciona quelando al calcio, proceso en el que compite el plomo, lo que genera en conjunto una disminución de la productividad.

El peligro estriba en el fenómeno de acumulación en otros seres vivos a través de otras cadenas tróficas, ya que solo una pequeña parte es absorbido por la planta y el resto forma depósitos sobre su superficie, lo que constituye una grave amenaza de contaminación para los herbívoros al ingerir estos depósitos superficiales en las hojas (Verkleij J. et al., 1991).

Toxicidad del plomo

Las fuentes comunes de su ingestión son: la comida, el aire, el humo del tabaco y el empleo de lozas de barro vidriado. Este se considera como

un veneno fuerte y acumulativo. Afecta a los sistemas hematopoyético y nervioso. Fácilmente llega a causar la muerte. Se puede ingerir durante varias semanas aguas que contengan de 2 a 4 mgL⁻¹ sin presentar ningún síntoma, pero su empleo durante tres meses resultaría dañino. El consumo de 15 mgL⁻¹ durante varias semanas puede ser fatal. Concentraciones de 0.05 mgL⁻¹ se consideran fisiológicamente seguras para el hombre, pero en concentraciones tan bajas como 0.010 mgL⁻¹ son tóxicas para los peces. Como se considera que los lactantes son en su grupo los más sensibles, el valor guía de 0.01 mgL⁻¹ fue establecido con base en ellos (Ferguson, J. E., 1990).

3.3.3 Cadmio (Cd).

Propiedades físicas y químicas.

Pertenece al grupo II B de la tabla periódica y se encuentra en el subgrupo que incluye también al zinc y mercurio. Su valencia es +2 y presenta un número atómico de 48. Masa atómica 112.40, densidad de 8.65 gcm⁻³, punto de fusión de 320.9°C (García M., 1992; Hawley G. G., 1993).

La solubilidad de las sales de cadmio en agua es muy variable, ya que los halogenuros, sulfatos y nitratos son relativamente solubles, mientras que los óxidos, hidróxidos y carbonatos son prácticamente insolubles en agua.

Fuentes industriales.

El cadmio esta presente en las actividades industriales, ya sea como componente de la materia prima, como es el caso de las industrias de baterías y colorante, o como parte de los subproductos del proceso, como es al caso de la obtención del Zinc. En algunos casos está presente como materia prima, suele generar concentraciones ambientales muy elevadas. Industrialmente, se utiliza como agente antifriccionante, antioxidante y en aleaciones, también se usa en semiconductores, en las varillas de control para los reactores nucleares y en las bases de electrodeposición (Sawyer C. y McCarty, 1978).

Dinámica y concentración en el agua.

El Cd es muy tóxico y se le han atribuido algunos casos de intoxicación con otros elementos. Una concentración de cadmio de 200 mgL-1 es toxico para ciertos peces.

La Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 limita su concentración en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales a un máximo de 0.1 mgL⁻¹ para ríos, 0.4 mgL⁻¹ para embalses naturales y artificiales, 0.2 mgL⁻¹ para aguas costeras.

La contaminación por este metal llega al agua a través de ciertos vertidos industriales como resultado de la presencia de impurezas en las tuberías galvanizadas de zinc o en la soldadura, en los calentadores de agua, grifos, etc., (Albert A., 1995).

La importancia de estas concentraciones en el agua varían según el uso que se le de. En las aguas superficiales se presenta como ion libre y en su solubilidad influye la dureza, el pH, complejos solubles y sulfuros coloidales; en este medio se une a la materia particulada. Cuando las aguas dulces llegan al mar, el cadmio al igual que los iones de otros metales pesados, tienden a depositarse en los sedimentos y así queda limitado a las aguas de las costas y los estuarios. Esta inmovilización es potencialmente peligrosa, ya que puede llegar a disolverse de nuevo si ocurre una disminución del pH (Cervantes C. y Moreno R., 1999).

Dinámica y concentración en plantas.

Las plantas carecen de mecanismos para excretar el cadmio, y una vez que lo absorbieron, lo retienen en sus tejidos. Sin embargo, la acumulación generalmente es mayor en las raíces que en la parte aérea de las plantas y esto tiende a restringir el movimiento del catión a las cadenas alimenticias (Rangsayatorn N. et al., 2002; Youn-Joo An 2003).

Aunque el mecanismo de translocación no se ha estudiado del todo, se sabe que por lo general, las semillas y los granos tienen concentraciones más bajas que las hojas (Albert A, 1995). Como ocurre con otros metales pesados un incremento en el pH del suelo suprime en cierta forma su captación. Los efectos perceptibles de la toxicidad dependen de la especie; algunos de los más comunes son la clorosis, que incluye una reducción en el contenido de clorofila, provocando la marchitez y en ocasiones necrosis.

Este tipo de efectos se debe principalmente a que las altas concentraciones inhiben la fotosíntesis y la fijación del CO₂ (García M., 1992).

Toxicidad de cadmio.

La ingesta diaria por vía oral es de 10 a 35 μgL⁻¹, el hábito de fumar también es una fuente adicional importante. Se ha demostrado que la ingestión cotidiana de agua con 0.047 μgL⁻¹, durante un largo periodo no provoca alteraciones. Concentraciones superiores a 37 μgL⁻¹ son tóxicas para ciertos peces. Es peligroso para el ser humano a partir de 1 mgL⁻¹, por lo que se ha establecido un valor guía para el agua de consumo humano de 0.003 mgL⁻¹ (Souza V. *et al.*, 1996).

El cadmio es un compuesto sumamente tóxico que ataca principalmente a los riñones, destruye el tejido testicular y los glóbulos rojos, la absorción de sus compuestos depende de su solubilidad. Este elemento se acumula principalmente en los riñones y tiene una vida media biológica prolongada de 10 a 35 años en los seres humanos. La concentración critica es aproximadamente de 200 mgkg¹ y se alcanza con una ingesta alimentaria diaria de alrededor de 175 μgL¹ por persona durantes 50 años. Los primeros síntomas que provoca son parecidos a los del reumatismo y de la neuritis. Los huesos se ablandan y duelen mucho. Con frecuencia ocurren fracturas y los pacientes se ven limitados a permanecer en cama (Díaz-Barriga F., 1991; Souza V. *et al.*, 1996).

3.3.4 Zinc (Zn).

Propiedades físicas y químicas.

Elemento metálico con número atómico 30, grupo II B de la tabla periódica y peso atómico 65.37, valencia +2, metal blanco brillante, insoluble en agua, P. f. de 419°C, p eb. 907°C, fuertemente electropositivo (Hawley G. G., 1993). Adopta una estructura de empaquetamiento compacto hexagonal algo distorsionada, la distorsión indica cierto carácter covalente, y en consecuencia propiedades no metálicas débiles. Presenta un radio iónico de 0.74 Å, y una densidad de 7.14 gcm-3 (García M., 1992).

Fuentes industriales.

Este se utiliza para galvanizar el hierro, la combinación del Zn con el acero forma un compuesto que protege al acero de la acción de ambientes corrosivos. El sulfuro de zinc se utiliza como emisor de luz de los tubos fluorescente (Fergusson J. E., 1990).

Dinámica y concentración en agua.

Este es un elemento esencial y un metal anfótero cuya solubilidad se incrementa a pH elevado y bajo. Concentraciones de 5 mgL⁻¹ puede ser causa de un gusto astringente, amargo y opalescencia en aguas alcalinas. La forma más común de introducirse en el suministro de agua es por deterioro de hierro galvanizado y dezinficación del latón. En el agua puede tener su origen por residuos industriales (Demanyo A., 1978).

La norma oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, limita su concentración en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales a un máximo de 10 mgL⁻¹ para riego agrícola.

Dinámica y concentración en plantas.

El Zn⁺² es la forma que absorben la plantas por medio de sus raíces, también puede ser absorbido en forma hidratada y varias formas de complejos y quelatos orgánicos. En las plantas actúa de dos formas diferentes, como componente de enzimas y como producto esencial del carbono, alcohol deshidrogenasa y peroxido dismutasa. Este se involucra en el metabolismo de proteínas y carbohidratos, por lo que es requerido para la síntesis de triptófano (Dubka S., 1992).

Los signos permanentes de su deficiencia son: clorosis entre las nervaduras, reducción del tamaño y una malformación de los brotes y hojas, también altera el metabolismo de auxinas e inhibe la síntesis de ARN, perjudicando el desarrollo normal de los cloroplastos (Duflus H., 1983).

El exceso de zinc se traduce en contenidos superiores a los 400 ppm, sin alcanzar el umbral de toxicidad. Se pueden producir desequilibrios en la nutrición y se ha demostrado que las concentraciones de los tejidos vegetales en fósforo y hierro se ven disminuidas. La forma disponible para las plantas incluye fracciones pequeñas, como la que es soluble en agua, es intercambiable y es parte de la fracción en quelatos.

Su disponibilidad disminuye con el aumento del pH, del carbonato de calcio y como consecuencia de las amplias aplicaciones de abonos fosfatados. El efecto combinado de estos factores comúnmente se traduce en deficiencia del elemento (Cottemie A. R., 1979).

Toxicidad del zinc.

En los humanos es requerido entre 4 y 10 mgdía-1 según la edad y sexo. Proviene generalmente de alimentos, al parecer dosis superiores no tienen efectos en la salud. La OMS llegó a la conclusión que no es necesario establecer un valor guía basado en criterios sanitarios. No obstante, el agua para beber que contiene concentraciones superiores a 3 mgL-1 puede no ser aceptada por los consumidores, pues valores superiores a 5 mgL-1 le da un sabor desagradable, apariencia iridiscente y produce una película grasosa cuando hierve (Osuna L. y Páez O., 1984).

3.4 El Rol de las macrofitas acuáticas en un sistema lacustre.

Las macrofitas son plantas acuáticas, crecen dentro o cerca del agua (pantanos, marismas, ciénegas y lagos) pueden ser emergentes, sumergidas o flotantes. Producen oxígeno ayudando al buen funcionamiento de un lago, proveen comida para algunos peces y otro tipo de fauna acuática. Una de las peculiaridades estructurales más sobresalientes que comparten la mayoría de las macrófitas consiste en la esponjosidad de sus tejidos. Debido a la separación de grupos celulares para formar grandes espacios intercelulares, se desarrollan cavidades las

cuales permanecen llenas de gases. El parénquima con cavidades se denomina tejido lagunar; el peridermo que contiene espacios intercelulares es denominado aerénquima (Saldaña Ch. y Guadiana J., 1976). Las cavidades en las plantas emergentes o con hojas flotantes, por lo general forman un sistema continuo de conductos de aire por medio de los cuales los órganos sumergidos pueden intercambiar gases con el aire vía las estomas en los órganos emergentes. Estos conductos permanecen abiertos por medio de diafragmas perforados que cruzan a intervalos, y así las plantas son esencialmente inmunes a los efectos directos de las bajas concentraciones de oxígeno alrededor de sus partes sumergidas; además de la esponjosidad, los órganos de las plantas que normalmente crecen por debajo de la superficie del agua son muy diferentes de aquellos que están sobre el agua, por lo general, carecen de cutícula o peridermo y que cualquiera de los estomas que tengan, no realizan ninguna función. A causa de cutina y suberina, los órganos sumergidos deben ser capaces de absorber agua y nutrimentos directamente, en lugar de obtenerlos indirectamente por medio de la absorción de las raíces. Sin embargo se ha observado que el poder de transpiración funciona débilmente en la mayoría de las plantas vasculares acuáticas, y existen pruebas experimentales de que la absorción de las raíces es esencial para el crecimiento óptimo (Daubenmire R. F., 1982).

Con un criterio artificial estas malezas pueden ser agrupadas de acuerdo al lugar de su desarrollo dentro del agua, de la manera siguiente: especies flotantes, especies sumergidas, plantas emergentes y algas.

El papel que las plantas juegan en la vida de un río, lago o embalse es altamente importante en virtud de que convierten en alimento la energía química almacenada por ellas. Algunas de estas plantas son útiles para los peces y otros animales que constituyen la fauna del ambiente acuático y son esenciales como parte de un sistema ecológico bien balanceado. Estas forman la reserva alimenticia básica para todas las formas de vida animal acuática y les proveen de protección en el ambiente en que se desarrollan. Sin embargo, una especie de planta puede considerarse nociva en una situación determinada y útil en otra. La mayoría de malezas que se encuentran en México han sido introducidas. Su competencia y su explosivo crecimiento, en algunos casos, las han convertido en plantas nocivas (Glenn C. et al., 1986; Bernd M., 1993).

Por otro lado su ausencia en un sistema acuático puede indicar problemas en la calidad del agua debido a la excesiva turbiedad, herbicidas o salinización. Sin embargo, la gran abundancia de estas plantas da como resultado niveles altos de nutrientes y pueden interferir en los procesos del lago, actividades recreativas (natación, pesca y remo) y la estética del sistema.

Como ya quedó dicho, las malezas acuáticas del país son de origen aloctono y se han establecido en México debido a lo siguiente: 1) por su

habilidad para ocupar un lugar libre de cualquier otra planta acuática. 2) Su éxito para competir con otras plantas. 3) El clima. 4) Por el incremento de los nutrientes en muchos de los cuerpos de agua. 5) Y por la ausencia de controles naturales en el ambiente invadido (Saldaña Ch y Guadiana J., 1976; Duflus, H. 1983).

La técnica de su sembrado en lagunas, se empezó a utilizar como técnica de depuración cuando buscando métodos alternativos de tratamiento terciario, se comprobó que estas daban un buen rendimiento en la eliminación de nutrientes tales como el fósforo y el nitrógeno.

Por su propiedad de eliminar nutrientes se pueden utilizar para controlar la población de algas de la laguna. Por un lado, compite con el fitoplancton por los nutrimentos, mientras que por otro, limitan la luz que llega a las algas produciendo la muerte y la desaparición de estas. Como resultado, disminuye los sólidos en suspensión del efluente y por tanto su turbidez. Se ha comprobado que son muy eficaces en la coagulación de coloides que producen color en el agua, lo cual también contribuye a la clarificación del efluente. Por ultimo, se ha observado la efectividad de estas plantas en la eliminación de metales pesados (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidrulicos, 1984; Costa C. A. et al., 2001).

El uso de macrófitas tiene una serie de desventajas que es necesario ponderar a la hora de emplearlas como sistema alternativo de depuración. Las desventajas más relevantes son las siguientes:

- ❖ El oxígeno que se produce durante la fotosíntesis escapa a la atmósfera y no contribuye a la oxígenación del sistema, ni al proceso de oxidación que tiene lugar en este. Esto trae consigo una disminución del oxígeno disuelto que puede llegar a afectar al proceso cuando el sistema recibe mucha carga orgánica. En estas condiciones, puede aparecer anaerobiosis y como consecuencia malos olores, solubilidad de fosfato, etc.
- Es necesario controlar el crecimiento de las plantas y hacer una recolección periódica aunque esto repercuta sobre los costos de operación (Bernd M., 1993).

3.4.1 Lirio (Elchhornia crassipes)

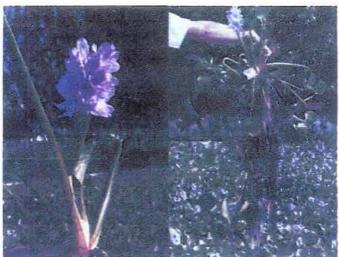


Foto 3.1 Elchhornia crassipes

El Lirio es originario de América del Sur (Brasil), se distribuye ampliamente en las regiones tropicales y subtropicales del mundo. Fue introducida a México a principio de este siglo. Es una planta que flota

sobre la superficie de arroyos y lagos de agua dulce; se considera libre ya que sus raíces no están fijas a ningún substrato. Posee una raíz de tipo plumosa, fibrosa y con muchas ramificaciones. El tallo es delgado, de él parten los pecíolos que son esponjosos e inflados y se encuentran rodeándolo. Las hojas son lobuladas de un color verde característico por ser muy brilloso; muchas veces el pecíolo y las hojas pueden estar sumergidas o no; las inflorescencias parten de una espiga central. Su tasa de reproducción es muy elevada; además, parece no tener depredadores naturales en México, y numerosos intentos de controlarla han fracasado (Sánchez S., 1979; Díaz G. y Olvera V., 1989).

Las infestaciones de lirio acuático ocasionan graves problemas, que interfieren con los usos benéficos del agua. Se puede citar, entre los más notables:

- Incrementa la tasa de evapotranspiración entre 1.3 y 16 veces su magnitud normal, dependiendo de las condiciones ambientales.
- Entorpece la navegación y obstruye los cauces de las corrientes.
- ❖ Degradan la calidad del agua para diferentes usos, además devalúan las propiedades ribereñas al impedir el uso recreativo de los cuerpos de agua infestados (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidrulicos, 1984).

Además el lirio acuático abate la temperatura, pH, oxigeno y alcalinidad de bicarbonatos del agua, e incrementa notablemente el contenido de bióxido de carbono, según investigaciones extranjeras. Todos los cambios que el lirio produce en el agua alteran la flora y fauna acuática (Glenn C. et al., 1986).

Se ha considerado un buen elemento en el tratamiento de las aguas residuales por su alta capacidad de remoción de nutrientes debido a: 1) su sistema reticular tan extenso, 2) su crecimiento vegetativo, 3) su tolerancia a altas concentraciones de la mayoría de los contaminantes. Sin embargo, solo se eliminan los contaminantes si se extrae y se cosecha, cuya consecuencia es tener que depositar el lirio cosechado en un sitio adecuado. También es capaz de concentrar cantidades importantes de metales pesados, como Cd, Pb y Hg, que se llegan a almacenar en un 70% a 80% en la raíz, reintegrándose al agua cuando la planta envejece y se deterioran sus tejidos (Díaz G. y Olvera V., 1989).

Familia	Pontederiaceae
Lugar de origen	América del Sur
Alto	5 a 40+ cm.
Ancho	6 a 25+ cm.
Iluminación	media-alta
Temperatura	15 a 30°C
рН	5.5 a 9
Dureza	suave-duro
Dificultad	Fácil
Reproducción	Sexual-vegetativa

Tabla 3.8 Principales características del lirio.

Fuente: Díaz G. y Olvera V., 1989.

3.4.2 Elodea (Egeria densa).



Foto 3.2 Egeria densa

Es una planta acuática enraizada sumergida, perenne; con tallo sin ramificaciones o con algunas divisiones dicotomicas, a veces con raíces adventicias; hojas básales del tallo opuestas o en verticilo de tres hojas; Es nativa de Brasil, Argentina y Uruguay, ha sido introducida a Norteamérica, Europa y Australia, es posible encontrarla en casi todos los países, excepto en zonas boscosas donde la falta de luz no crea condiciones apropiadas para su adaptación. En México se ha colectado en Chapultepec, a una altura de 2250 msnm. Vive en lugares perturbados de agua dulce, en sitios tranquilos y de poca profundidad. En México como en todos los países donde ha sido introducida, no se han encontrado individuos femeninos y aparentemente solo un genotipo ha invadido el habitat en los que se halla viviendo (Sánchez S., 1979). Su tallo puede medir hasta tres metros de largo y sus raíces tienen utilidad al solo efecto de fijarse en el suelo para

evitar ser arrastradas por la corriente. Su capacidad de absorber sales minerales en el proceso nutricional, la convierte en una verdadera "ablandadora" de agua. Esta planta es fácil de mantener, no es exigente en materia de agua, crece rápidamente si recibe luz suficiente y es una gran productora de oxígeno y produce muy poco anhídrido carbónico cuando está a oscuras. Sus hojas sirven de alimento a muchos peces y su aspecto es muy decorativo (Duflus H., 1983). Además tiene la facilidad de absorber metales pesados por lo que se convierte en una alternativa para la remoción de estos (Dubka S., 1992).

Familia	Hydrocharitaceae	
Lugar de origen	Cosmopolita	
Alto	40-100 cm. Se adapta a un amplio rango de temperaturas, pero su forma de agua fría produce plantas más tupidas, robustas y con más colorido que cuando se les mantiene en aguas tropicales.	
Ancho	3-5 cm.	
Iluminación	media – muy alta	
Temperatura	10°C - 26°C	
рН	5-10	
Dureza	40-100	
Dificultad	Fácil	

Tabla 3.9 Principales características de la elodea.

Fuente: Sanchez S., 1979.

3.4.3 Lentejilla (Lemna gibba).

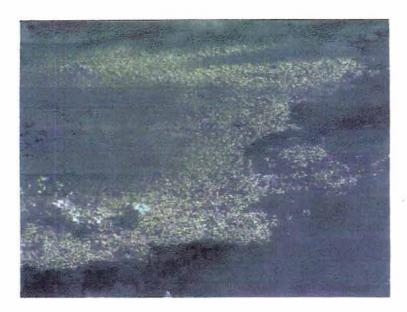


Foto. 3.3 Lemna gibba

Lemna gibba es una planta flotante verde constituida por dos estructuras ovales en forma de hoja, su raíz es larga y sin color, algunas veces las hojas se agregan como resultado de la reproducción vegetativa de la planta, pero en general la planta puede permanecer agregada o solitaria. Se encuentra ampliamente distribuida en el Valle de México a alturas de 2240 a 3050 msnm (Sánchez S., 1979; Daubenmire R. F., 1982).

La Lemna gibba se adapta bien a cualquier condición del agua e iluminación, las encontramos desde aguas eutróficas hasta mesotróficas, en orillas de charcas, lagos y arroyos de aguas muy tranquilas. Su tamaño es de alrededor de 2 a 4 mm de longitud, se reproduce rápidamente, además, al crecer demasiado es perjudicial para el resto de las plantas, por que las tapa dejándola sin luz y elimina la mayoría de nutrientes del agua dejando al resto sin alimento (Glenn C. et al., 1986).

Por otra parte la biomasa obtenida después de cultivarla en efluentes municipales, puede utilizarse para la alimentación animal, aportando un contenido de proteína del 40%. Esta planta ha sido cultivada con efluentes de digestión anaerobia de excretas de cerdo, para ser reciclada como fuente de proteína en la alimentación animal.

Se ha descrito el uso de otras lemnáceas para la remoción de nutrientes de las aguas contaminadas y para remover plomo y zinc. Investigaciones sobre la cinética de absorción y acumulación de cadmio y talio han llevado a proponer a la *Lemna gibba* como un material útil en bioensayos que permitan conocer la toxicidad de metales y en el monitoreo de cuerpos de agua contaminados (Fog C. D., 1978).

Familia	Lemnáceas	12
Lugar de origen	Cosmopolita	
Altura	0.2 cm	
Ancho	0.2 a 0.7 cm	
Iluminación	Amplia	
Temperatura	15 a 26 °C	
pH	Amplio	
Reproducción	Vegetativa	

Tabla 3.10 Principales características de la lentejilla.

Fuente: Sánchez S., 1979.

3.5 Espectrofotometría de absorción atómica.

El fenómeno de espectrofotometría de absorción atómica puede ser dividido en dos procesos principales: 1) la producción de átomos libres a partir de una muestra, 2) la absorción de la radiación de una fuente externa por estos átomos libres.

La absorción de radiación por átomos libres en la flama implica una transición de estos átomos, desde el estado basal sumamente poblado a un estado excitado electrónico (Dass C., 2001).

La absorción depende de la presencia de átomos libres no excitados y, en general, la relación entre átomos no excitados y átomos excitados, en un momento determinado, es muy alta. Como la longitud de onda del rayo de luz es característica solamente de cada metal por determinar, la energía luminosa absorbida por la llama es una medida de la concentración del metal en la muestra. Cuando a un átomo se le suministra energía suficiente para que sus electrones de la capa externa salten a un nivel de mayor energía, se produce una absorción de luz que le permite permanecer en un estado llamado excitado.

La fuente de luz emite un rayo de luz estable de una longitud de onda determinada; cada elemento que se analiza posee una longitud de onda característica, la cual absorberá fácilmente; por ello, para cada elemento debe utilizarse una fuente diferente de luz, lo cual constituye una desventaja del método.

Inicialmente se hace pasar el rayo de luz a través de la llama sin muestra y posteriormente con la solución a analizar. Como la absorción de luz es proporcional a la concentración del metal, la disminución en intensidad observada por el instrumento permite medir la concentración del metal en la muestra, ya sea directamente o por comparación con

curvas de calibración preparadas previamente. (Dass, C., 2001; Winkler A., 1996)

3.6 Análisis estadístico multivariado.

Los objetivos pertenecientes a la explicación de un fenómeno social o físico se pueden especificar y después examinar por la unión y análisis de datos. En cambio, un análisis de conjuntos de datos de experimentación u observación podría usualmente sugerir una explicación modificada del fenómeno. En todo este proceso, las variables frecuentemente se suman o eliminan desde el estudio. De esta manera los aspectos de la mayoría de fenómenos requieren un investigador para colectar observaciones en muchas variables diferentes. Cuando los datos incluyen mediciones simultáneas de muchas variables, la metodología de análisis utilizada es llamada análisis multivariado (Pérez C., 2000).

Un análisis de componentes principales está vinculado con la explicación de la varianza-covarianza a través de combinaciones lineales de las variables originales. Sus objetivos generales son 1) reducción de datos e 2) interpretación.

Los componentes principales (p) son requeridos para la variabilidad total del sistema, la mayoría de las veces muchas de sus variables pueden ser contadas por un pequeño número (k), de los componentes principales. Si es así hay tanta información en el componente (k) como hay en las variables originales (p). El componente principal (k) puede entonces

reemplazar las variables iniciales (p), y el grupo original de datos, consistiendo de (n) mediciones en variables (p), es reducido para una consistente de (n) mediciones en el componente principal (k).

Un análisis de componentes, la mayoría de las veces revela relaciones que no fueron previamente sospechadas y con eso permite interpretaciones que no podrían resultar ordinarias (Johnson D. E., 2000).

Un análisis de componentes principales puede intervenir en regresiones múltiples o en análisis de cluster. Además los componentes principales son una factorización de la matriz de covarianza del modelo de análisis de factores.

Algebraicamente los componentes principales, son combinaciones lineales particulares de (p) valores al azar de X₁, X₂, ..., Xp. Geométricamente estas combinaciones lineales representan la selección de un nuevo sistema coordinado obtenido por la rotación del sistema original con X₁, X₂, ..., Xp, como los ejes de coordenadas. Los nuevos ejes representan las direcciones con una variabilidad máxima y proveen una simple y más parsimoniosa descripción de la estructura de covarianza.

Los componentes principales dependen únicamente de la matriz de covarianza Σ (o de la matriz de correlación [p]) de X₁, X₂, ..., Xp. Su desarrollo no requiere una suposición normal multivariada. Por otro lado los componentes principales derivados, de grupos normales multivariados tienen útiles interpretaciones en términos de los elipsoides de la constante

densidad. Además, las suposiciones pueden estar hechas desde la muestra de componentes cuando el grupo es multivariado normal.

Suponiendo que el vector X'= (X_1 , X_2 , ..., X_p) tiene la matriz de covarianza Σ con eigenvalores $\lambda_1 \ge \lambda_2 \ge ... \ge \lambda p \ge 0$. Considerando las combinaciones lineales.

$$Y_1 = \{ \hat{}_1X = \{ \hat{}_{11}X_1 + \ell_{21}X_2 + \dots + \ell_{p1}X_p \}$$

$$Y_2 = \{ \hat{}_2X = \{ \hat{}_{12}X_1 + \ell_{22}X_2 + \dots + \ell_{p2}X_p \}$$

$$Yp = \ell Px = \ell_{1P}X_1 + \ell_{2P}X_2 + \dots + \ell_{pp}X_p$$

Entonces usando.

Los componentes principales están correlacionados en combinaciones lineales Y₁, Y₂, ..., Yp. Cuya varianza en la ecuación es tan grande como sea posible.

El primer componente principal es la combinación lineal con máxima varianza, esto es, su máximo $Var(Y_1) = \ell'_1 \Sigma \ell_1$. Esta claro que $Var(Y_1) = \ell'_1 \Sigma \ell_1$ puede ser incrementado por multiplicación de cualquier ℓ por alguna constante. Para eliminar esta indeterminación es conveniente limitar la atención de vectores de coeficientes de una unidad de longitud (Cervantes A. y Rivera P., 1993; Rencher A., 1995)

3.7 Análisis de correlación lineal

El análisis de correlación lineal se refiere a la medida de la intensidad de la relación entre variables. Cuando se calculan mediciones de correlación a partir de un conjunto de datos el interés recae en el grado de correlación entre las variables.

Este análisis se limita a la exploración de la relación entre dos variables. El modelo clásico de regresión que ha sido el modelo fundamental en el estudio hasta este punto, solo (Y), llamada variable dependiente es aleatoria. La variable (X) se define como una variable fija (no aleatoria o matemática) y recibe el nombre de variable independiente. También es necesario recordar que se han descrito las observaciones como se obtienen mediante la preselección de los valores de (X) y determinando los valores correspondientes de (Y).

Cuando (X) y (Y) son variables aleatorias se tiene lo que se conoce como modelo de correlación. Típicamente bajo el modelo de correlación, se obtienen observaciones de la muestra mediante la selección de una muestra al azar de las unidades de asociación (que pueden ser personas, lugares, animales, puntos en el tiempo o cualquier otro elemento sobre el cual se toman las dos medidas) y al tomar una medida de (X) y una de (Y). En este procedimiento, los valores de X no se preseleccionan, si no que son al azar, según la unidad de asociación seleccionada en la muestra (Richard A. y Dean W., 1992).

La correlación, que comprende dos variables, implica una correlación entre las variables que ponen a ambas sobre un mismo terreno y no las distingue, refiriéndose a una como la variable dependiente y a la otra como la variable independiente. De hecho, en los procedimientos básicos de cálculo que son los mismo para el modelo de regresión, puede ajustarse una recta a los datos, ya sea minimizado $\sum (yi - \hat{y})^2$, o bien, minimizado $\sum (xi - x)^2$.

Si el objetivo es únicamente obtener una medida de la intensidad de la relación entre dos variables, no importa que recta se ajuste, ya que la medida que por lo general se calcula será la misma en cualquier caso (Rencher A., 1995; Wayne W., 2000).

4. PROBLEMÁTICA.

El lago de Xochimilco mantuvó hasta finales de los años 40's del siglo pasado, una muy buena calidad del agua, sin embargo, ante el aumento de la población humana y la actividad industrial, fue necesario implementar un sistema de bombeo de agua de los pozos y manantiales de la zona, lo que ocasionó graves problemas ecológicos a la zona entre los cuales podemos establecer los siguientes:

- Se redujo el nivel de agua de los canales.
- Como consecuencia de esto, algunas especies autóctonas desaparecieron o vieron disminuidas sus poblaciones,

como ejemplo podemos citar, al acocil, ranas, tortugas y aves migratorias.

Disminuyó el cultivo de hortalizas y flores de ornato (Moneada H., 1989).

En 1957 el Departamento del Distrito Federal, estableció un programa de recuperación de la zona tratando de recargar el manto acuífero con aguas residuales tratadas provenientes de las plantas de tratamiento del Cerro de la Estrella y San Luis Tlaxialtemalco. Sin embargo, la problemática se acrecentó en virtud de que las aguas residuales, presentan un tratamiento deficiente. Otro de los problemas de la zona chinampera, es el aumento de sales y metales tóxicos presentes en el agua. Aún después del proceso secundario de la planta de tratamiento Cerro de la estrella, el agua contiene en promedio anual 0.069 y 0.056 mgL-1 de plomo y cromo totales, respectivamente; 75.72 mgL-1 de sodio, 165.96 mgL⁻¹ de carbonatos y 57.16 mgL⁻¹ de cloro, en los 149.8 m³/día liberados a los canales que circundan a la zona chinampera (DGCOH, 2001). Durante su paso por los canales, el agua recibe contaminación adicional por descargas domesticas, desechos de ganado de traspatio y de actividades turísticas (Aguilera H. M, 1987; Chapa S., 1987).

5. JUSTIFICACIÓN.

En la zona chinampera de Xochimilco se han realizado diversos estudios, los cuales se han enfocado principalmente a la evaluación de parámetros físicos y químicos tanto en agua como en suelo.

Las macrófitas acuáticas al ser plantas vasculares flotantes, tienen la peculiaridad de tomar sus nutrimentos directamente del agua, del mismo modo pueden absorber elementos inorgánicos tóxicos (Plomo, Cadmio y Cromo), lo cual las convierte en organismos indicadores de la contaminación por metales pesados.

Por lo anterior, la importancia de este trabajo radica en poder establecer la concentración de los metales pesados en la columna de agua y compararlos con las concentraciones de metales pesados absorbidos por las macrofitas acuáticas.

6. LOCALIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.

Xochimilco se encuentra situado geográficamente en la parte sureste del Distrito Federal; a los 19°16'30" de latitud Norte y a los 99°06'20" de latitud Oeste, partiendo del meridiano de Greenwich, con una altura en términos medios de 2240 msnm. Encontrándose en la región Panuco dentro de la cuenca del Río Moctezuma (INEGI, 2002).



http://www.maps-of-mexico.com/

- ❖ Clima: El clima en la cuenca es predominantemente templado con variaciones de humedad, mismas que sus propios valores en el área rural. En tanto la parte urbana el clima seco del noreste de la cuenca del valle de México, esta extendiéndose hacia esta zona debido a la modificación del paisaje natural por otro artificial (Aguilera H. M., 1987).
- Hidrografía: Las características principales de la hidrografía de la cuenca se encuentra en condiciones regionales por

la permeabilidad de los suelos y por las variaciones climáticas que se registran zonalmente, en esta correlación de establecer la densificación del escurrimiento superficial que corresponde a redes de arroyos intermitentes que se presentan de mayo a octubre (Rodríguez G., 1980).

- ❖ Suelo: Los sedimentos lacustres están principalmente constituidos por material parental, representado por una alteración de materiales piroclásticos y orgánicos, con diferente grado de descomposición. Los sedimentos lacustres han dado lugar a suelos profundos, de color café oscuro negro, texturas franco arcillosas, franco limosas, arcillo-limosas, franco arcillo arenosas y franco arcillo limosas; son ricos en materia orgánica y calcio, pobre en fósforo y potasio, medios en fierro y magnesio con altos contenidos en sales solubles y sodio intercambiable. Así mismo, presentan estratos de alófano y caolin (Domínguez, R. I., 1985).
- ❖ Vegetación: La vegetación propia de esta zona lacustre, esta principalmente formada por ahuejotes típicos de la región que fueron sembrados con el fin de fijar las chinampas al fondo del lago, bordeando los canales se ven Atiles, recientemente se han sembrado árboles de *Cuasarinan causarían*, Sauce llorón, Alcanfor y Eucalipto (Ramos B. y Cajuste J., 2001).

7. HIPÓTESIS.

Al comparar la absorción de metales pesados tóxicos por las macrófitas acuáticas (Lirio, Lentejilla y Elodea); con la concentración de estos contaminantes (Cd, Cr, Pb y Zn) dentro de la columna de agua del lago de Xochimilco, se podrá establecer la eficiencia de absorción de las macrófitas, así como el grado de contaminación del sistema.

8. OBJETIVOS.

8.1 Objetivo General.

Evaluar la contaminación por metales pesados en columna de agua y su relación con las macrofitas acuáticas dentro del lago de Xochimilco.

8.2 Objetivos Particulares.

- ❖ Evaluar los siguientes parámetros físicos y químicos en la columna de agua: Temperatura, Transparencia, Profundidad, pH, Oxigeno Disuelto, Bióxido de Carbono, Alcalinidad, Potencial Redox, Conductividad, DQO, DBO y metales pesados (Zn, Pb, Cr y Cd).
- Evaluar la concentración de metales pesados (Zn, Pb, Cr,
 Cd) en Macrófitas acuáticas: lirio, elodea y lentejilla.
- Establecer la relación entre los resultados obtenidos de metales pesados en la columna de agua y las macrófitas acuáticas

mediante análisis estadísticos univariados y multivariados (componentes principales, correlación lineal).

9. MÉTODOS.

9.1 Selección de los Sitios de Muestreo.

Los ocho puntos de monitoreo (canal nacional, tlilac, trancatitla, apampilco, tezhuiloc, tlicuili, zona urbana y club españa) se seleccionaron de acuerdo a la localización de núcleos poblacionales y al uso del suelo, ya que hay sitios donde se practica la agricultura siendo el agua del lago la utilizada para riego.

9.2 Trabajo de Campo.

El trabajo de campo consistió en medir los parámetros que se muestran en la tabla 9.1 en cada punto de monitoreo a dos niveles (superficie y fondo). Además se tomaron muestras de lirio, elodea y lentejilla, así como muestras de agua, para el análisis químico en laboratorio, utilizándose una botella Van Dorn con una capacidad de 3 litros, vertiendo su contenido en botellas de plástico de 250 y de 500 mL (Lind O., 1979).

PARÁMETROS	TÉCNICAS
Transparencia	Disco de Secchi
Temperatura	Físico- visual
pH	Método Potenciométrico
Potencial Redox	Método con Electrodo Óxido- Reducción
Oxígeno Disuelto	Método Oxímetro Digital

Tabla 9.1 Parámetros de Campo.

9.3 Trabajo de Laboratorio.

Consistió en la evaluación de los siguientes parámetros: Bióxido de Carbono, Alcalinidad, DQO, DBO y Metales pesados tanto en columna de agua como en las tres especies de macrofitas acuáticas. Las técnicas utilizadas se muestran en la tabla 9.2. (APHA, 1996; Annual Book of Standards, 1994)

PARÁMETROS	TÉCNICAS y MÉTODOS
Bióxido de Carbono	Método Volumétrico
Alcalinidad	Método de Titulación
Demanda Química de Oxígeno	Reflujo Cerrado, método colorimétrico.
Demanda Bioquímica de Oxígeno	Técnica de la DBO ₅
Metales Pesados (Pb, Cr, Cd y Zn)	Espectrofotometría de Absorción Atómica con llama Aire Acetileno

Tabla 9.2 Parámetros de Laboratorio.

9.4 Trabajo de Gabinete.

Consistió en el manejo de los resultados a través de análisis estadísticos univariados en la obtención de promedios, así como de análisis multivariados del cual se obtuvieron resultados de componentes principales y análisis de correlación lineal. (Salgado S., 1978; Spiegel M., 1991)

10. RESULTADOS

10.1 Discusión de Parámetros Físicos y Químicos en Agua.

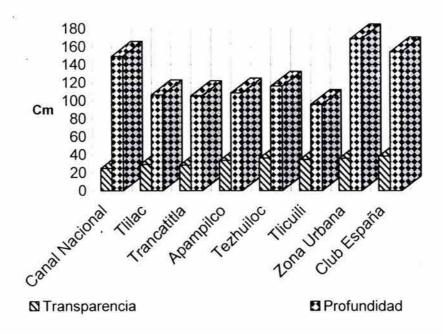
Transparencia y Profundidad: la transparencia depende de la temperatura y de las descargas de aguas residuales en un sentido inverso, ya que el aumento de cualquiera de estas variables o ambas provoca una disminución de ésta (Fair G. et al., 1995).

Los valores a lo largo del tiempo han oscilado entre los 25 y 40 cm. (Ver gráfica 1) Los valores más bajos de transparencia se presentan en estaciones en donde se visualiza crecimiento fitoplanctónico, como zonas donde hay descargas de aguas provenientes de las plantas de tratamiento Cerro de la Estrella (Canal Nacional), por otro lado, en las zonas donde hay actividad agrícola, también se observan valores bajos de transparencia. Cabe mencionar que la zona urbana presenta descargas domésticas además de gran crecimiento fitoplanctónico y es de las estaciones que tiene bajos niveles de transparencia y una mayor profundidad. En cuanto a la época del año dichos niveles mostraron una disminución en los meses de otoño, especialmente en noviembre y diciembre. Por lo tanto los niveles bajos de transparencia indican la presencia de materia orgánica implicando una inadecuada operación en el tratamiento y así mismo la presencia de mayor cantidad de sólidos en suspensión, los cuales

absorben la radiación solar y la mayoría de las veces disminuyen la transparencia del agua (Gray N. F., 1996; Wetzel R., 2001).

Los promedios de profundidad varían de una zona a otra y de la época del año ya que en temporadas de lluvias el nivel del agua llega a aumentar en algunas zonas hasta 50 cm. Lo anterior puede deberse a que el sistema no cuenta con un aporte natural considerable de agua (Gráfica 1). Cabe recordar que el sistema tiene como principales aportes; las aguas provenientes de las plantas de tratamiento del Cerro de la Estrella y San Luis Tlaxialtemalco y de aguas domesticas de la zona Urbana.

La NOM-001-ECOl-1996 no considera a estos dos parámetros para aguas de embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola.



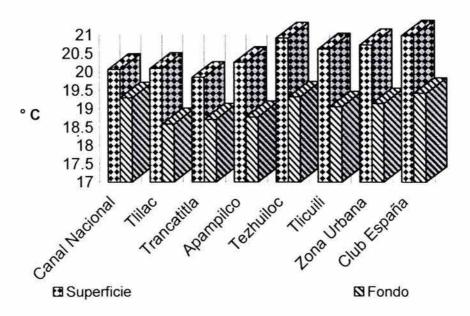
Gráfica 1. Transparencia y Profundidad.

Temperatura: Se puede observar que este parámetro presenta un comportamiento directamente relacionado con la estación del año, ya que

durante los 12 meses que se realizó el estudio se presentaron gradientes de temperatura más elevados durante la primavera, tanto en el nivel superficial como en el fondo; de esta manera el comportamiento de la temperatura tanto espacial como temporalmente a lo largo de los diferentes muestreos establece claramente una diferencia en el gradiente térmico entre superficie y fondo alrededor de 2 a 3 °C entre ambos niveles, teniendo una consecuencia directa en el comportamiento del oxígeno disuelto. Esto se puede explicar basándose en la transparencia la cual es en promedio de 30 cm dentro del sistema, lo cual impide el paso de luz hacia el fondo.

Los valores de temperatura se observan en la gráfica 1, según la NOM-001-ECOL-1996 estos valores no rebasan el límite máximo permisible (LMP) el cual es de 40°C, para embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola.

Además, la importancia de la determinación de este parámetro radica en que influye en las propiedades físicas, químicas y biológicas del lago de Xochimilco como son, disminución de la solubilidad de algunos gases, acelera reacciones químicas y puede acelerar o disminuir el metabolismo de microorganismos presentes en el sistema (Schwoerbel J., 1975; Margalef R., 1983) de esta manera influye en la distribución y solubilidad de los metales pesados dentro del sistema (Wetzel R., 2001).



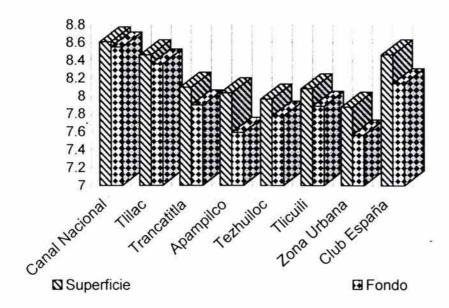
Gráfica 2. Temperatura.

Potencial de Hidrogeno: En lo concerniente a los niveles de pH se observa que durante los meses de primavera, la tendencia fue disminuir sus valores, mientras que para el verano se presenta un incremento.

Lo anterior se explica al considerar que el pH guarda una estrecha relación con el CO₂, a su vez que este compuesto esta íntimamente relacionado con la fotosíntesis presente en el sistema; de esta manera en los meses de mayor intensidad luminosa y mayor productividad fotosintética se presenta una mayor concentración de CO₂ al aumentar el balance respiratorio del fitoplancton y el metabolismo de los microorganismos por lo cual en estos meses el pH presenta concentraciones de iones H₃O⁺ (Snoeyink V. y Jenkins D., 1987). Por el contrario el pH se observó con elevados niveles de iones OH⁻ en los meses restantes, en la gráfica 3, se indican valores superiores a 8 en superficie y

Alejandra Domínguez Rosas. Gerardo Díaz Rodríguez.

los valores menores en fondo y en zonas de descargas domesticas, debido a los procesos de respiración y degradación de materia orgánica por microorganismos lo que provoca un pH de 7.5; estos valores se mantuvieron constantes a pesar de la época donde se eleva la concentración de CO₂ (mayor respiración) esto se debe a la capacidad de amortiguamiento establecido por los carbonatos y bicarbonatos. La alcalinidad presente en el sistema puede explicar este fenómeno ya que alcanza concentraciones de hasta 450 mgL-1, por lo tanto no existe una diferencia apreciable entre superficie y fondo, pero es ligeramente más básico en superficie. Cabe mencionar que los valores de pH sobrepasan el límite máximo permisible (6.5) para agua de riego de cultivos para consumir crudos según la NOM-001-ECOL-1996. Entre los valores promedios presentados en la gráfica 3 se observa que en la zona urbana es donde se presenta el pH menos básico debido principalmente a la gran cantidad de CO2, que se encuentra en este punto sobretodo en fondo, sin embargo este valor también rebasa el LMP, afectando el óptimo desarrollo de los cultivos y además altera el proceso natural de depuración del sistema.

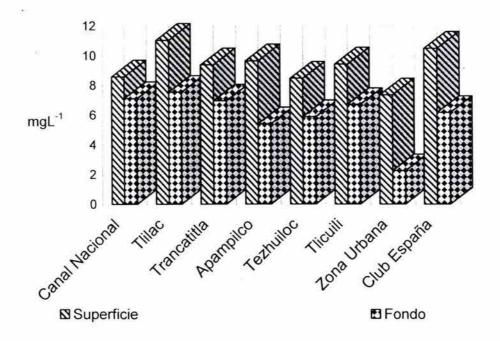


Gráfica 3. Potencial de Hidrogeno.

Oxígeno Disuelto: Se puede observar que este gas presentó una relación inversa con el CO₂ y con la temperatura; esto se debe al hecho que durante la primavera se presenta una mayor actividad fotosintética motivada por el incremento de la intensidad luminosa a nivel superficial, alcanzando una concentración mayor de oxígeno disuelto (Wetzel R., 2001). Los valores promedio presentados en la gráfica 4, en la relación superficie fondo nos señala que la mayor concentración de este gas se encuentra en superficie con valores hasta de 15 mgL⁻¹ en la zona de descargas de aguas residuales con tratamiento (Canal Nacional), esto se debe a que en este nivel hay más comunidades fitoplanctonicas y por lo tanto una elevada actividad fotosintética, además de una elevada transferencia aire-agua. Por otro lado, se observa que los valores más bajos de este gas se presentan en fondo debido principalmente a que en

este nivel se llevan a cabo los procesos metabólicos de materia orgánica y respiración provocando la disminución del oxígeno disuelto, no obstante durante los meses de otoño se alcanzaron concentraciones de oxígeno disuelto en el nivel profundo de hasta 12 mgL⁻¹, pero la zona que destaca por su baja concentración de oxígeno, independientemente de la época del año es la zona urbana, en donde se presenta gran cantidad de descargas domésticas y por tanto mayor concentración de materia orgánica.

La NOM-001-ECOl-1996 no considera a este parámetro para aguas de embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola.



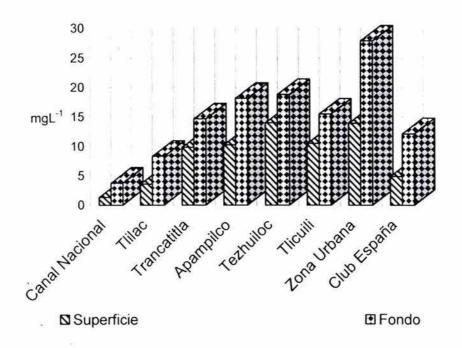
Gráfica 4. Oxígeno Disuelto.

Bióxido de Carbono: El comportamiento del CO₂ por su gran relación con el oxígeno siguió un comportamiento similar con este, pero en sentido inverso. De esta manera se encontró que los mínimos de CO₂ coincidieron con los máximos de oxígeno, para posteriormente aumentar en los meses de invierno. En cambio las concentraciones más elevadas de CO₂ del fondo coinciden con las mínimas del oxígeno, lo cual concuerda con lo discutido anteriormente del oxígeno sobre el proceso metabólico de degradación de materia orgánica y respiración. En cuanto a las zonas de monitoreo las concentraciones más elevadas se presentan en la zona de descargas residuales domesticas (Zona Urbana) como se puede observar en la gráfica 5.

Por otro lado las concentraciones elevadas de CO₂ se presentan en fondo, debido a que en este nivel no se llevan acabo procesos fotosintéticos; ya que la transparencia obtenida indica que la luz solo alcanza a penetrar en niveles superficiales (30 cm), por ello los procesos respiratorios se incrementan en relación con la superficie; de esta manera se encuentran potenciales de hidrógeno menos básicos en el nivel profundo.

Por lo tanto dentro del sistema la concentración del CO₂ esta determinada por procesos como la fotosíntesis y la hora del día en que se realiza el muestreo, por lo que las muestras tomadas a medio día presentan menor concentración de este gas, ya que el mismo se utiliza para la fotosíntesis (Pesson P., 1979; Metcalf - Eddy, 1981).

La NOM-001-ECOl-1996 no considera a este parámetro para aguas de embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola.

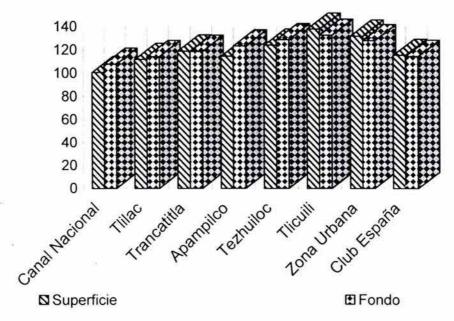


Gráfica 5. Bióxido de Carbono.

Potencial óxido-reducción (pOR): espacialmente el potencial óxidoreducción se presentó muy oxidativo tanto en superficie como en fondo
(Gráfica 6), debido a la elevada concentración de oxígeno en todo el
sistema, las zonas que presentaron el pOR menos oxidativo son: Canal
Nacional, Tlilac y Club España; ya que en estos puntos de monitoreos el
pH (Gráfica 3) se presenta más básico, y debido a que el pOR tiende a
incrementarse con el aumento de iones hidrogeno y a disminuir con el
aumento de iones hidróxidos dichos puntos de monitoreos tienden a

valores reductivos. Temporalmente el pOR se presentó más oxidativo en los meses de invierno, lo cual corresponde a un aumento en la concentración de oxígeno (Wetzel R., 2001).

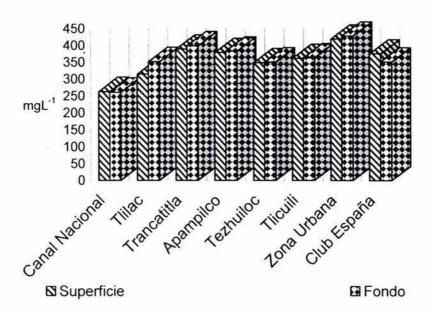
La NOM-001-ECOl-1996 no considera a este parámetro para aguas de embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola.



Gráfica 6. Potencial de óxido reducción.

Alcalinidad: en la gráfica 7 se observa el comportamiento de este parámetro en los diferentes puntos de monitoreo, estos resultados son elevados pero no rebasan el LMP de 500 mgL-1 para embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola. Además no existen diferencias significativas entre la superficie y el fondo del sistema. Aunque, existe homogeneidad, la Zona Urbana y Club España presentan un ligero incremento, lo cual se puede deber a los residuos arrojados por los

asentamientos humanos. En las estaciones de la Zona Agrícola se presenta un comportamiento muy homogéneo estacional y temporalmente.

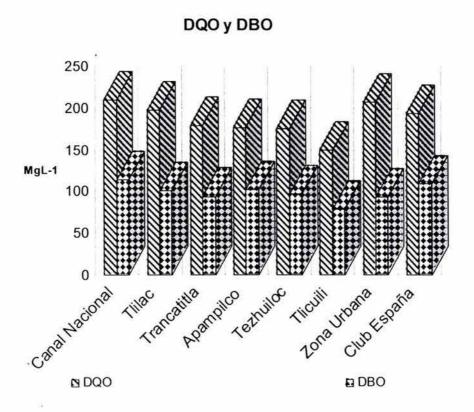


Gráfica 7. Alcalinidad.

Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): Los valores máximos de DQO se observan en los meses de verano oscilando entre los 180 y 240 mgL⁻¹ de O₂, lo cual refleja la existencia de aproximadamente 50% de materia dificilmente biodegradable que se acumula en los canales chinamperos en este periodo del año (Ramalho R. S., 1996; Leslie G. *et al.*, 1999).

En la gráfica 8 se establece el comportamiento de este parámetro, presentando valores elevados los cuales rebasan el LMP de 50 mgL⁻¹ para agua de riego de cultivos para consumir crudos. Las concentraciones más elevadas se presentaron en los sitios de descargas residuales tratadas, seguidos de los sitios de descargas domésticas, esto se debe a la presencia

de compuestos orgánicos e inorgánicos no biodegradables por microorganismos presentes en el sistema.



Grafica 8. DQO y DBO

En cuanto a la DBO⁵ se observa que los meses con mayor influencia de materia orgánica biodegradable fue otoño alcanzándose concentraciones estacionales por arriba del LMP oscilando entre los 150 y 80 mgL⁻¹. No obstante, en el resto de las estaciones del año, las concentraciones se mantuvieron constantes entre los 50 y los 100 mgL⁻¹.

En la gráfica 8 se presenta el comportamiento de la DBO⁵ el cual en términos generales se puede mencionar que los valores son elevados rebasando los 75 mgL⁻¹ establecidos por la NOM-001-ECOL-1996 para agua de riego de cultivos para consumir crudos. Esto debido a que existe

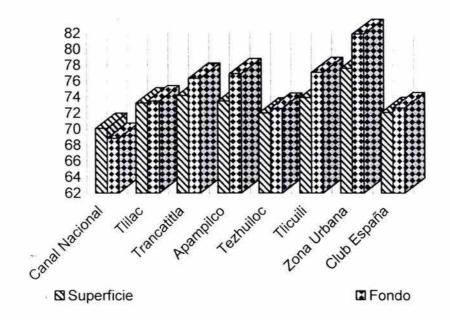
Alejandra Domínguez Rosas. Gerardo Díaz Rodríguez.

demasiada materia orgánica (Leslie G. *et al.*, 1999; Avita H., 1994). Además a través del tiempo se ha establecido que los valores más elevados de la DBO⁵ se encuentran en los sitios con influencias de descargas residuales tratadas y domesticas (Canal Nacional, Zona Urbana y Club España).

Al realizar un análisis comparativo entre la DQO y DBO⁵ se puede observar que dentro del sistema se tiene una mayor cantidad de materia orgánica e inorgánica no biodegradable, es decir, hay una mayor influencia de este tipo de contaminantes que de aquellos que son biodegradables por microorganismos. Por otro lado, las zonas que presentan una mayor cantidad de materia no biodegradable son aquellas donde se presentan descargas de aguas residuales, tanto crudas (Zona Urbana) como tratadas (Canal Nacional), por lo que en este último punto probablemente se deba a que el tratamiento que reciben las aguas en la planta de tratamiento Cerro de la estrella sea deficiente o no sea el adecuado, en cuanto a la Zona Urbana esta se encuentra rodeada de una área donde se localizan grandes asentamiento humanos así como drenajes y establos clandestino influyendo en gran medida a este comportamiento.

Conductividad: Con respecto a este parámetro los valores máximos fueron durante los meses de otoño tanto en superficie como en fondo, específicamente en las zonas de cultivos así como en las zonas de descargas domesticas (Zona urbana) gráfica 10, esto se puede deber al

empleo de fertilizantes en las Chinampas (Ramos B. y Cajuste J., 2001) y a la gran cantidad de materia inorgánica en forma de partículas suspendidas las cuales forman compuestos iónicos a lo largo de la columna de agua (Snoeyink V. y Jenkins D., 1987). Este parámetro no rebasa el LMP de 3000 mV para agua de riego de cultivos para consumir crudos.



Gráfica 10. Conductividad.

Discusión de Metales Pesados Disueltos y Particulados en Columna de Agua.

Los metales pesados disueltos (gráficas 11 y 12) se presentaron en el siguiente orden decreciente Cr>Pb>Cd>Zn, con concentraciones promedios de 0.0421, 0.0116, 0.00879 y 0.00782 mgL-1 respectivamente. Por otro lado los metales pesados particulados (Gráficas 13 y 14) se presentaron en el siguiente orden Cr>Zn>Pb>Cd con concentraciones promedio de 0.0860,

0.0321, 0.006 y 0.002 mgL⁻¹ respectivamente. De lo anterior se establece que el cromo es el metal que presenta una mayor concentración tanto en su forma particulada como disuelta, este se encontró a nivel superficial, en las zonas de Tlilac, Texhuiloc y Club España. Este comportamiento puede deberse a diversos factores físicos y químicos del metal y del sistema, entre ellos tenemos, la formación de enlaces de coordinación con las particulas suspendidas en la columna de agua, al pH dentro del sistema, ya que según Wilber G. (1971), si este metal está en contacto con aguas residuales solo precipita del 50 al 70 %. Además, menciona que con un pH ácido hay una marcada disminución de cromo el cual es precipitado. Por lo que en estos puntos de monitoreo se presentaron las mayores concentraciones de Cr, además en Tlilac hay una elevada concentración de partículas disueltas que fácilmente interaccionan formando complejos solubles, esto se debe a la cercanía que tiene esta zona con la laguna de regulación la cual recibe las descargas de aguas provenientes de la planta de tratamiento del Cerro de la Estrella y San Luis Tlaxhialtemalco, además de que esta zona presenta un pH superior a 8.

En la estación Club España se presentan las mismas condiciones que en Tlilac debido a la cercanía con el canal nacional Cuemanco al cual se vierten aguas residuales domesticas e industriales con elevada concentración de cromo, según la DGCOH (2001), la planta de tratamiento Cerro de la Estrella vierte en promedio anual 0.056 mgL⁻¹ de Cr. Además en esta zona se presenta un pH superior a 8.5 favoreciendo a la

solubilidad del cromo. Sin embargo, estas concentraciones del Cr, a pesar de ser las más elevadas de los metales analizados, no rebasan la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, en la cual se establece el límite máximo permisible de 1 mgL⁻¹ para embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola.

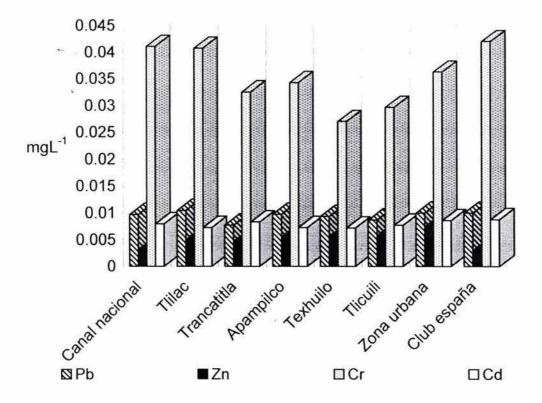
En cuanto al plomo ocupó el segundo lugar en forma disuelta con una concentración de 0.011 mgL-1 (Gráficas 11 y 12) y el tercer lugar en forma particulada con un valor de 0.0069 mgL-1 (Gráficas 13 y 14), el Pb demostró un comportamiento homogéneo dentro del sistema, el cual presentó las concentraciones más elevadas en fondo, tanto en particulados como disueltos en los puntos de monitoreo de Zona Urbana, Tlicuili, Texhuiloc y-Tlilac (Gráfica 12 y 14). La forma disuelta predomina debido al pH menos básico en fondo lo cual facilita la formación de compuestos solubles, además el Pb puede formar complejos con ligandos orgánicos e inorgánicos como OH-, HCO3, NH3 y Cl- (Osuna L. y Páez O., 1984; Páez O., 1989); por otra parte, según un estudio realizado en la Laguna de Términos, Campeche (Ponce-Vélez G. y Botello A., 1991), existe afinidad entre el plomo con los niveles de carbonatos favoreciendo la solubilidad de este metal. Lo cual potencialmente puede estar ocurriendo en el lago de Xochimilco.

Sin embargo, estas concentraciones son bajas en comparación con los niveles de plomo que entran anualmente (0.069 mgL⁻¹) según la DGCOH (2001) y según el límite máximo permisible (NOM-001-ECOL-

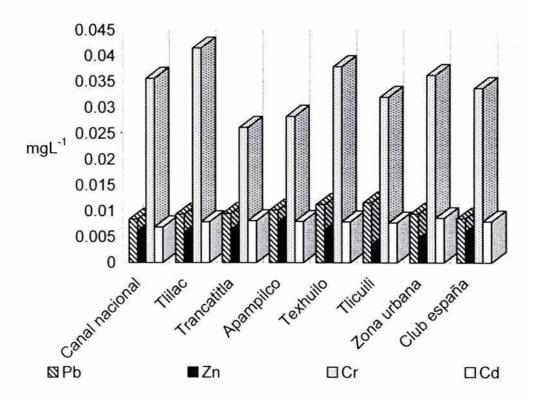
1996) el cual establece 0.5 mgL¹ para embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola. Las bajas concentraciones de este metal en el resto del sistema puede deberse a diversos factores: según un trabajo realizado en el suelo de Xochimilco (Ramos B. y Cajuste J., 2001) existe gran cantidad de arcillas, silicatos y feldespatos, además dentro de la columna de agua existe una gran cantidad de materia orgánica, por lo cual el plomo es absorbido por todos los materiales mencionados anteriormente; así mismo el pH dentro del sistema influye en la concentración de plomo, ya que según Mance G. (1987), un pH básico promueve la precipitación de compuestos insolubles, también la laguna de regulación puede incrementar la precipitación de este metal, disminuyendo las concentraciones de plomo en forma disuelta y particulada.

El cadmio encontrado dentro del sistema en forma disuelta ocupó el tercer lugar, y el ultimo lugar en forma particulada en razón de su concentración, este metal en forma disuelta alcanzo su mayor nivel en la zona de Club España con 0.0879 mgL¹ en superficie y en forma particulada presentó un comportamiento homogéneo dentro del sistema a lo largo de la columna de agua con concentraciones que oscilan entre 0.0018 y 0.0022 mgL¹ (Gráfica 11, 13 y14). El comportamiento en forma disuelta puede deberse a que este punto se encuentra cercano a la zona de influencia urbana y al Canal Nacional Cuemanco en donde hay un aporte significativo de este metal elevando así su concentración en Club España. Sin embargo, debido al pH básico que prevalece en el sistema la mayoría

de este metal precipita rápidamente y su concentración en forma disuelta disminuye en la columna de agua y se favorece en su forma particulada, aunque en bajas concentraciones (Mance G., 1987; Xose L. y Felipe M., 2002). Además, estudios de Bruland K. W. (1980), han demostrado que el cadmio está estrechamente relacionado con la materia orgánica y este elemento se fijan por el fitoplancton y después se transporta hacia el fondo con los remanentes de estos organismos. Al igual que los metales anteriores el Cd no rebasa el límite máximo permisible para embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola el cual establece 0.2 mgL de Cd según la NOM-001-ECOL-1996.



Gráfica 11. Metales pesados disueltos en superficie.



Grafica 12. Metales pesados disueltos en fondo.

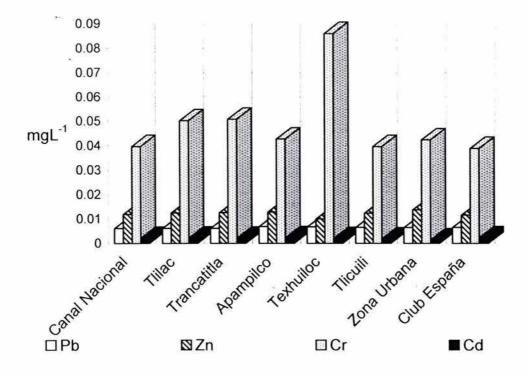
El Zinc presentó el segundo lugar en forma particulada con 0.0321 mgL⁻¹ en Canal Nacional y el cuarto lugar en forma disuelta con 0.00782 mgL⁻¹ en Apampilco, ambos fueron encontrados en fondo (Gráfica 13 y 14). La razón por la que el Zinc en forma particulada tuvo una mayor concentración se debe a que este metal se encuentra formando complejos orgánicos e incorporado a la materia orgánica particulada (Nuffield, 1974; Petruzzelli G., 1989), por lo tanto se localiza en mayor proporción como partícula suspendida dentro de la columna de agua. Además, en Canal Nacional es una zona donde se observó una gran cantidad de factores que incrementan este comportamiento entre ellos se tiene: un pH básico, la cercanía con la laguna de regulación, así como el continuo movimiento del

agua debido al embarcadero de trajineras y la actividad de canotaje, lo cual provoca que haya una mayor remoción de este metal del sedimento y por lo tanto también se encuentran en mayor cantidad en el fondo. Sin embargo, la forma disuelta del Zinc se encontró en menor concentración debido a que esta forma hace al metal mucho más biodisponible para los organismos acuáticos, siendo este un elemento esencial se facilita su incorporación a la cadena trófica del sistema, y por lo tanto es aprovechado por peces, algas, macrófitas, microorganismo y plantas autóctonas del sistema (Bryan G. M., 1976; Zhi D. et al., 2002). En cuanto al límite máximo permisible establecido por la NOM-001-ECOL-1996 para embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola, el cual es de 10 mgL⁻¹, el Zn al igual que los otros metales también se encuentra por debajo de este límite.

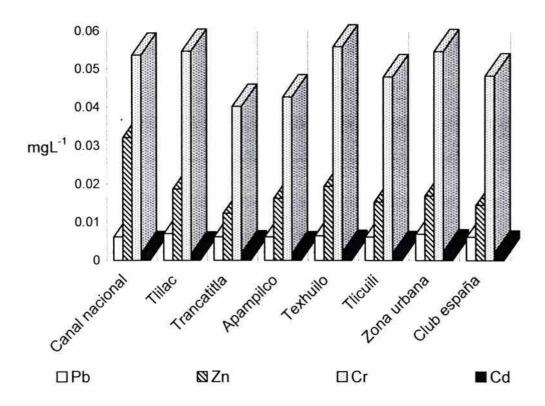
De lo anterior se deduce que el comportamiento de estos metales es muy relativo, ya que en el agua no se realiza un proceso unitario, si no que son varios los que tienen lugar simultáneamente. Por este motivo en los canales chinamperos de Xochimilco los metales pesados tuvieron concentraciones muy bajas debido a la naturaleza de los sitios y al pH básico. Las ventajas de un pH superior a 6.0 y un alto nivel de materia orgánica y arcilla, son conservar una baja actividad de los iones de los metales en solución. Además con un pH elevado no se tendrán problemas de toxicidad por la acelerada precipitación de los metales, ya que dichos iones son totalmente sedimentados (Ornella A. et al., 2002). La actividad

biológica también puede alterar la solubilidad de los metales en la columna de agua por causas que directa o indirectamente cambian el estado de oxidación de los metales.

Según la NOM-001-ECOL-1996 los resultados anteriores no rebasan los límites máximos permisibles para embalses naturales y artificiales para uso de riego agrícola, pero cabe mencionar que los metales pesados son biorefractarios, es decir, tienden a persistir en el medio ambiente indefinidamente, por lo que presentan un problema actual. Además, aunque la concentración del metal pesado en el agua suele ser muy pequeña, el mayor problema que presenta al medio ambiente, en general, es la posibilidad de que se bioacumule.



Grafica 13. Metales pesados particulados en superficie.



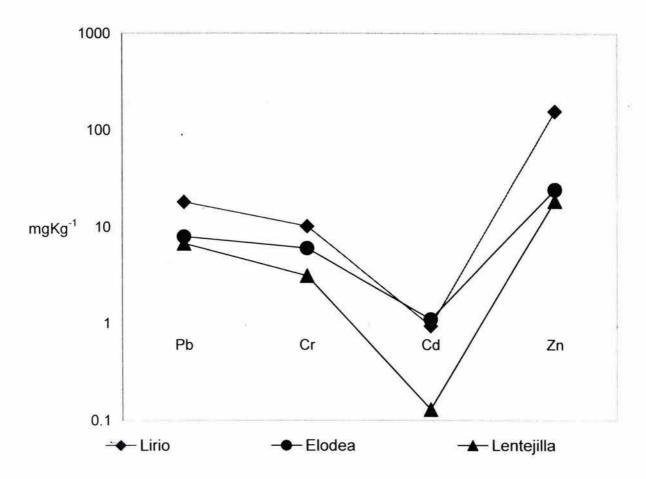
Grafica 14. Metales pesados particulados en fondo.

10.2. Discusión de Metales Pesados en Macrofitas Acuáticas.

La absorción de metales pesados por las macrofitas acuáticas presentó diferencias entre una especie y otra.

El plomo presentó el siguiente comportamiento; la mayor absorción se dio en el lirio, con un valor medio de 18.135 mg.Kg-1, como se observa en la grafica 15. En la zona urbana se encontró la macrofita con mayor concentración de este metal. Por otro lado la elodea presentó una menor concentración de Pb, siendo su media de 7.97 mg.Kg-1; y la concentración menor de este metal se presento en la lentejilla con una media de 6.735 mg.Kg-1. El comportamiento del plomo dentro de las tres diferentes

especies de macrófitas puede deberse a que el Lirio es la macrofita de mayor tamaño teniendo una mayor superficie de contacto. Además, se ha demostrado que la productividad de esta planta acuática está en función de la disponibilidad de nutrimentos (Bock J. H., 1969; Díaz G. y Olvera V., 1989) y como el sistema es muy eutrófico la cantidad de nutrimentos es elevada y se encuentran formando complejos orgánicos con el plomo, favoreciéndose aún más la absorción de este metal, con la cantidad de bacterias asociadas a la raíz (Otte M., 1991); según Bernd M. (1993), la absorción de plomo es probablemente pasiva y la translocación desde las raíces a otras partes de la planta es baja, por otro lado, la depositación absorción foliar pueden favorecer significativamente aérea concentraciones elevadas dentro de la planta. También se ha observado que en el sistema radicular del lirio se concentran los metales absorbidos, además las cargas eléctricas que dependen del pH en esta zona tiene gran influencia en la absorción de metales (Otte M., 1991). Sin embargo, la concentración de plomo en la macrofita acuática es elevada con respecto a la concentración de plomo disuelto y particulado en agua, esto puede deberse a la permanencia de la planta dentro del sistema, así como al sitio de colecta, ya que la absorción es promovida por condiciones anaeróbicas y pH bajos (Bernd M., 1993), tales condiciones prevalecen en la zona urbana.



Gráfica 15. Concentración de metales pesados en macrofitas.

Con respecto al cromo también se observó una diferencia de concentraciones entre una especie y otra, el lirio presentó una media de 10.235 mg.Kg⁻¹ el cual se encontró en la Zona Urbana seguido de la elodea con una media de 6.025 mg.Kg⁻¹ y la lentejilla con una media de 3.135 mg.Kg⁻¹ encontrándose estas concentraciones en tres diferentes zonas Tlicuili, Apampilco y Trancatitla. La concentración elevada de cromo en lirio se debe principalmente a dos factores: A) a las elevadas concentraciones de este metal tanto en su forma disuelta como particulada

en columna de agua, en este sentido, varios autores (Wolverton B y McDonald R., 1978; Díaz G. y Olvera V., 1989) señalan que existe una relación directa entre la eficiencia de remoción de metales pesados por lirio y la concentración de dichos metales dentro de la columna de agua. B) La absorción ocurre más fácilmente como cromo hexavalente (CrO₄-2), el cual es rápidamente reducido al entrar en contacto con el oxígeno a cromo (III). La forma trivalente es menos absorbida por las raíces, además de que la translocación del cromo desde la raíz a otra parte de la planta es baja (Bernd M., 1993). Por lo cual el cromo (VI) es más fitotóxico que el cromo (III), sin embargo, también influye la permanencia de la planta dentro del sistema y de que el Cr (III) es poco móvil en medios ligeramente ácidos, pero a un pH de 5.5 precipita casi completamente. La absorción del Cr (VI) disminuye al aumentar el pH y la absorción del cromo (III) aumenta con pH elevados (Benoit D., 1976; Albert A., 1995;). Con respecto a lo anterior, en todos los puntos de monitoreo se presentaron pH básicos (ver gráfica 3), por otro lado, el lirio no tuvo diferencias significativas de una zona a otra con respecto a la concentración de este metal.

En cuanto al cadmio, la elodea presentó la mejor afinidad hacia este metal con una media de 1.11 mg.Kg⁻¹ encontrándose en Apampilco, el lirio se presentó con una media de 0.944 mg.Kg⁻¹, como se observa en la gráfica 15 y la lentejilla tuvó la concentración menor de este metal con una media de 0.13 mg.Kg⁻¹, el cual fue colectado en Tlicuili. Lo anterior puede deberse, como ya se mencionó, a la afinidad de la planta hacia el metal.

Además, el Zn parece reducir la absorción de este metal (Bernd M., 1993; Kaijun W. y Baoshan X., 2003). Por esta razón el lirio no presenta la concentración más elevada de cadmio, ya que tuvó la concentración promedio más alta de Zn, como se describirá más adelante. Otra de las características que favoreció la concentración elevada de cadmio en la elodea se debe a que es una planta sumergida flotante y esta condición facilita la absorción del Cd, tanto disuelto como particulado. Su absorción es promovida por valores de pH menores a 6 y restringida por pH mayores de 7 (Dubka S., 1992). En este sentido, la concentración de Cd en la elodea guarda una relación con las concentraciones encontradas en columna de agua, ya que los valores en forma disuelta son bajos al igual que en forma particulada, presentándose éstos últimos más constantes en toda la zona agrícola incluyendo Apampilco. De esta manera la absorción puede ocurrir pasivamente, así como metabolicamente dentro de las plantas y éste metal es fácilmente transportado a diferentes partes de la planta (Duflus H., 1983; Bernd M., 1993).

Por último, el valor máximo del Zn fue encontrado en el lirio con una media de 155.491 mg.Kg⁻¹, el cual se colecto en la Zona urbana, la elodea presentó una media de 24.485 mg.Kg⁻¹ y la lentejilla presentó una mayor concentración de Zn que de los 3 metales anteriores teniendo una media de 18.691 mg.Kg⁻¹. Como se puede apreciar en la grafica 15. El Zn es el único metal que se encuentra en mayor concentración en las tres macrófitas acuáticas y especialmente en el lirio, debido a que es un

elemento esencial para todos los organismos vivos, involucrándose en el metabolismo de las proteínas y carbohidratos. Este metal actúa dentro de la planta de dos maneras: como componente de enzimas y es fundamental para el metabolismo del carbono (Marschner H. et al., 1986). Sin embargo, comparando estas concentraciones con las encontradas en agua, éstas son mucho más elevadas, esto puede deberse a que en la forma disuelta el zinc se encontró en mucho menor cantidad gracias a que esta forma hace al metal mucho más biodisponible para los organismos acuáticos, y como se mencionó, éste es un elemento esencial facilitándose la incorporación de éste metal a la cadena trófica del sistema, por lo tanto es aprovechado por peces, algas, macrófitas, microorganismo, plantas autóctonas, etc. (Bryan G. M., 1976; Petruzzelli G., 1989). En este sentido, el zinc es más fácilmente absorbido por las plantas como Zn (II) hidratado, quelatos orgánicos y también como óxido de hierro y manganeso, así mismo es fácilmente depositado en diferentes partes de la planta (Bernd M., 1993). Por lo tanto, debido a las características del lirio antes mencionadas, así como las condiciones del sistema, y de la zona de colecta (zona urbana) alcanzó concentraciones elevadas.

De lo anterior se puede confirmar lo citado en la diferente literatura, por ejemplo, según Díaz G. y Olvera V. (1989), comprobaron que el lirio puede absorber con rapidez una amplia variedad de metales pesados. En sólo 24 hrs, el 97% de Cd presente en el sistema puede ser concentrado en las raíces de esta planta, también se ha demostrado que 0.4 ha. de lirio

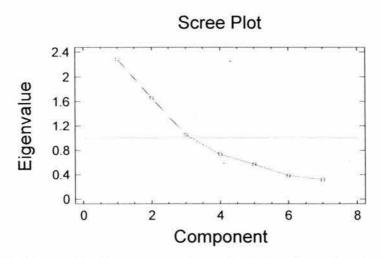
puede potencialmente extraer 120 g de metales pesados cada 24 hrs. Por el contrario este mismo autor menciona que la concentración de metales (Pb y Zn) en muestras de lentejilla, indican bajas concentraciones y bajos efectos de bioacumulación. En este sentido el lirio se presenta como un bioacumulador eficiente por lo antes mencionado y por las concentraciones que se obtuvieron en esta investigación.

10.3 Discusión del análisis estadístico multivariado de componentes principales y de correlación lineal (AEMV de CP y CL).

Análisis estadístico multivariado de componentes principales de parámetros físicos y químicos.

СР	Eigenvalor	Varianza	Varianza acumulada
1	2.28	32.65	32.65
2	1.65	23.71	56.36
3	1.04	14.99	71.36

Tabla 10.1 CP. Del grupo de los parámetros físicos y químico.



Gráfica 16. Dispersión de componentes principales de parámetros físicos y químicos (FQ).

En la gráfica 16, se muestra la dispersión de 7 Componentes principales (CP) formados a partir de las variables (parámetros o indicadores) físicos y químicos. El mayor % de varianza se encuentra en los primeros 3 CP, que representan el 71.36 % de la varianza de todos los 192 datos de observaciones, que a su vez están representados con eigenvalores mayores a 1. Los CP fueron definidos de la siguiente manera; el CP₁ por el CO₂, el CP₂ por la conductividad y el CP₃ por el pOR. En conjunto, estas tres variables resultan fundamentales en el comportamiento del sistema acuático y proporcionan información sobre las condiciones físicas y químicas a lo largo de la columna de agua, como sabemos el lago de Xochimilco es muy eutrófico y una de las principales características de estos sistemas es una elevada concentración de CO2 debido a la respiración y metabolismo de los microorganismos presentes, así como la presencia de gran cantidad de materia orgánica; por lo que se aumenta el número de partículas suspendidas, también incrementadas por la acción dinámica de la interfase sedimento-agua, esto explica el aumento de la conductividad, marcando las diferencias entre los valores de superficie y fondo (Arredondo J. et al., 1982).

Por lo tanto el análisis de estos tres parámetros únicamente para estudios periódicos y para sistema acuático similares al lago de Xochimilco se podría explicar la dinámica del sistema y así obtener un panorama general del mismo.

Análisis de correlación lineal de parámetros físicos y químicos.

Dentro del Análisis Estadístico Multivariado (AEMV) se realizó Análisis de Correlación Lineal (ACL) para reforzar el Análisis de Componentes Principales (ACP). Obteniéndose una matriz de correlación lineal. De la matriz se señalaron aquellas correlaciones que presentaron una significancía menor de 0.05, con un nivel de confianza del 95 %. Estas correlaciones se representaron mediante un diagrama de red, el cual indica que los parámetros están representados en un solo grupo figura 10.4.1.

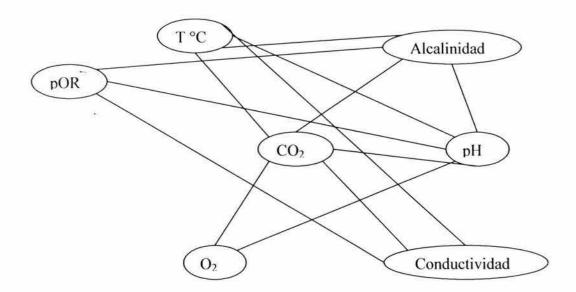


Figura 10.4.1 Diagrama de red de parámetros FQ.

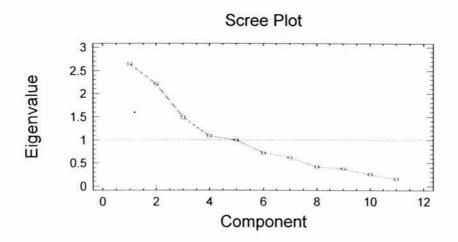
Este grupo representa a los elementos que están relacionados directamente con la calidad del agua y el comportamiento de sistema, en el cual se muestra que los dos parámetros más significativos para la calidad del agua de acuerdo al ACL, es el pH y CO₂ esto se debe a que cada uno presento cinco correlaciones hacia los otros parámetros físicos y químicos, sin embargo, los demás parámetros presentan correlaciones elevadas confirmando que dentro del sistema, la calidad del agua se ve afectada por todos los parámetros.

Análisis estadístico multivariado de componentes principales para parámetros físicos, químicos y MPD.

Con respecto al AEMV realizado a los parámetros físico y químicos y metales pesados disueltos, se encontró que a partir de once variables originales (VO), se obtuvieron cinco CP, definidos cada uno por variables mas robustas (VR) que el resto de las variables originales, estos cinco CP explican el 76.75 % de la varianza entre todos los datos de los 54 sitios de observación.

CP	Eigenvalor	Varianza	Varianza acumulada
		%	
1	2.64	24.03	24.03
2	2.21	20.09	44.12
3	1.49	13.58	57.71
4	1.08	9.88	67.59
5	1	9.15	76.75

Tabla 10.2 CP de los parámetros físico, químicos y metales pesados disueltos (FQ y MPD).



Gráfica 17. Dispersión de los CP de los parámetros FQ y MPD

En la gráfica 17 se muestra la dispersión de 11 CP formados a partir de las variables (parámetros o indicadores) FQ y MPD. El mayor % de varianza entre los datos se encuentra representado en los cinco primeros CP que a su vez tienen eigenvalores mayores o iguales a 1. Los CP se definen de la siguiente manera; el CP₁ por el pH, el CP₂ por la Temperatura, el CP₃ por el Zn, el CP₄ por el Cr, y el CP₅ por el Cd. Como se sabe una de la características de la solubilidad esta en función de la temperatura, ya que esta es directamente proporcional, es decir, a mayor temperatura mayor solubilidad (Voet D. et al., 2002). En este caso esta variable, así como el pH juegan un papel determinante en el proceso de solubilidad de los metales pesados, ya que la acidez o la basicidad del sistema aumentara la disolución de estos iones o la precipitación de los mismos en forma de complejos insolubles, de esta manera se corrobora el orden de dos metales pesados en función a la concentración dentro de la columna de agua (Cr>Cd), como se explicó anteriormente en la discusión Alejandra Domínguez Rosas. Gerardo Díaz Rodríguez.

univariada. Sin embargo el Zn se presenta como el CP tres en el orden de importancia cuando en forma disuelta se encontró en menor concentración.

Análisis de correlación lineal de parámetros físicos, químicos y metales pesados disueltos.

Dentro del AEMV se realizo análisis de correlación lineal (ACL) con parámetros FQ y MPD, para reforzar el ACP. Obteniéndose una matriz de correlación lineal con 54 observaciones. De la matriz se señalaron aquellas correlaciones que presentaron una significancía menor de 0.05, con un nivel de confianza del 95 %. Estas correlaciones se representaron mediante un diagrama de red, el cual indicó que los parámetros se encuentran en un solo grupo figura 10.4.2.

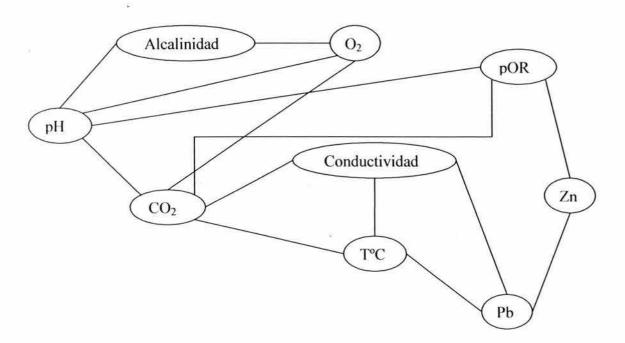


Figura 10.4.2. Diagrama de red de parámetros FQ y MPD.

Alejandra Domínguez Rosas. Gerardo Díaz Rodríguez.

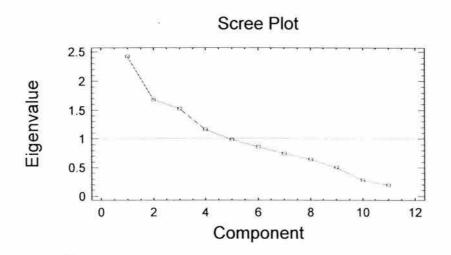
Con respecto al Análisis de Correlación Lineal (ACL) se observa que las variables que presentan mayor influencia dentro del sistema y en la distribución de los MPD, son el CO₂ con cinco correlaciones y el pH con 4 correlaciones, corroborando lo mencionado en el análisis de CP y en la discusión univariada, sin embargo, el Pb aunque no se presento como CP, se encuentra más relacionado con la conductividad y la temperatura; en cuanto al Zn se encuentra relacionado al pOR, proporcionando información de acuerdo al número de correlaciones que presenta cada uno de los metales, es decir, el Pb que presenta el segundo lugar, en cuanto a su concentración dentro de la columna de agua, está influido directamente con dos parámetros y el Zn está afectado por un solo parámetro y ocupa el último lugar en cuanto a su concentración.

Análisis estadístico multivariados de componentes principales de los parámetros físicos, químicos y metales pesados particulados.

De la misma forma se realizó un AEMV para los parámetros FQ y MPP, a partir de once VO, de las cuales dieron como resultado cuatro CP, que a su vez son las VR, estos CP son los siguientes: el CP₁ es el CO₂, el CP₂ Temperatura, el CP₃ el Zn, el CP₄ el Cr, que en conjunto explican el 61.78 % de la varianza entre todos los datos de los 46 sitios de observación (cuadro 3).

CP	Eigenvalor	Varianza	Varianza acumulada
		%	
1	2.426	22.06	22.06
2	1.686	15.33	37.39
3	1.52	13.84	51.23
4	1.16	10.55	61.78

Tabla 10.3 CP de los parámetros FQ y MPP.



Gráfica. 18. Dispersión de los CP (FQ y MPP)

En la gráfica 18. Se muestra la dispersión de 11 CP formados a partir de las variables (parámetros o indicadores) FQ y MPP. El mayor % de varianza entre los datos se encuentran en los primeros 4 CP (eigenvalores mayores a 1). De los cuales los dos primeros parámetros están determinados por la actividad primaria del sistema, es decir, la temperatura favorece a este proceso, mientras el CO₂ es el resultado de dicho proceso, esto es provocado por la respiración y procesos metabólicos de los microorganismos (Arredondo J. et al, 1982) también definen el comportamiento, la distribución y la concentración de los metales pesados particulados (Zn y Cr) en la columna de agua e influyen directamente en el

Alejandra Domínguez Rosas. Gerardo Díaz Rodríguez.

pH del sistema, haciendo que este parámetro disminuya hacia valores ácidos, cuando el bióxido de carbono aumenta. Según Ornella A. et al., (2002) menciona que con un pH ácido disminuye la concentración de Cr disuelto y aumenta su precipitación, de esta forma el Zn también se vío favorecido en relación a la elevada concentración que presenta en forma particulada dentro del sistema, como se explica en la discusión univariada, ocupando el primero y segundo lugar en sus niveles de concentración de los metales pesados particulados.

Análisis de correlación lineal de parámetros físicos, químicos y metales pesados particulados.

Dentro del AEMV se realizó análisis de correlación lineal (ACL) con parámetros FQ y MPP, para reforzar el ACP. En este sentido se obtuvó una matriz de correlación lineal con 46 observaciones. De la matriz se señalaron aquellas correlaciones que presentaron una significancía menor de 0.05, con un nivel de confianza del 95 %. Estas correlaciones se representaron mediante un diagrama de red, el cual indicó que los parámetros se presentaron en dos grupos figura 10.4.3.

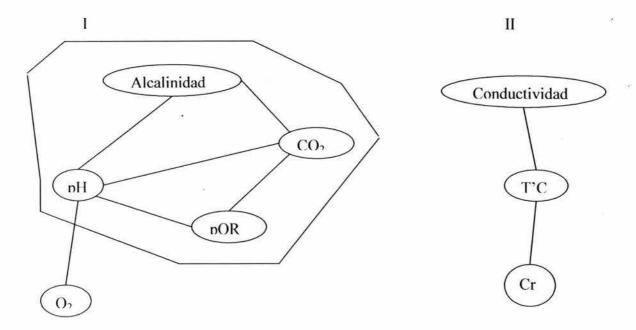


Figura 10.4.3 Diagrama de red de parámetros FQ y MPP.

El diagrama de red muestra dos grupos de parámetros de los cuales, el primer grupo se encuentra determinado por los parámetros con mayor peso dentro del sistema y una mayor correlación entre sí (pH, Alcalinidad, Potencial Redox y Bióxido de Carbono) y fuera de este grupo se encuentra el oxígeno disuelto con un menor peso pero no menos importante ya que este solo señala la calidad del agua en cuanto a su productividad. En el segundo grupo tenemos a los parámetros que únicamente se encuentran influyendo directamente al metal cromo.

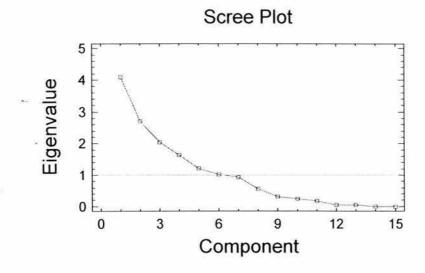
Análisis estadístico multivariado de parámetros físicos, químicos, metales pesados disueltos y particulados.

En cuanto al AEMV de los parámetros físicos y químicos, metales pesados disueltos y metales pesados particulados (FQ, MPD Y MPP). Se obtuvieron seis CP, a partir de 15 VO, el CP₁ tiene como VR al pH, el CP₂ la

conductividad, el CP₃ al Pb disuelto, el CP₄ al Pb particulado, el CP₅ al Pb particulado, y el CP₆ la temperatura, estos CP explican el 84.60 % de la varianza entre todos los datos de los 14 sitios de observación (Tabla 10.4).

CP	Eigenvalor	Varianza	Varianza acumulada
		%	
1	4.086	27.24	27.24
2	2.705	18.03	45.28
3	2.039	13.59	58.87
4	1.630	10.87	69.74
5	1.214	8.099	77.84
6	1.014	6.761	84.60

Tabla 10.4 CP del grupo de los parámetros FQ, MPD y MPP.



Gráfica 19. Dispersión de los CP de los parámetros FQ, MPD y MPP.

En la gráfica 19. Se muestra la dispersión de 15 CP formados a partir de las variables (parámetros o indicadores) FQ, MPD y MPP, de los cuales el mayor % de varianza se encuentra en los primeros seis CP, con eigenvalores superiores a 1. De lo cual se establece y se confirma lo mencionado en la discusión univariada, es decir, los parámetros que

Alejandra Domínguez Rosas. Gerardo Díaz Rodríguez.

influyen de forma importante en la distribución de los metales pesados particulados y disueltos dentro de la columna de agua, es el pH, la temperatura y la conductividad, pero en el caso de éste último parámetro, el ACP lo define como una VR, con respecto a los metales particulados, sin embargo el CP₄ y el CP₅ (plomo particulado) es el que menos se encontró en las zonas de monitoreo dentro del sistema. Por lo cual el ACP lo define como una variable robusta en el comportamiento del sistema.

Análisis de correlación lineal de parámetros físicos, químicos, metales pesados disueltos y particulados.

Dentro del AEMV se realizó un análisis de correlación lineal (ACL) con parámètros FQ, MPD y MPP para reforzar el ACP. En este sentido se obtuvó una matriz de correlación lineal con 14 observaciones. De la matriz se señalaron aquellas correlaciones que presentaron una significancía menor de 0.05, con un nivel de confianza del 95 %. Estas correlaciones se representaron mediante un diagrama de red, el cual indicó que los parámetros se presentan en dos grupos figura 10.4.4.

Alejandra Domínguez Rosas. Gerardo Díaz Rodríguez.

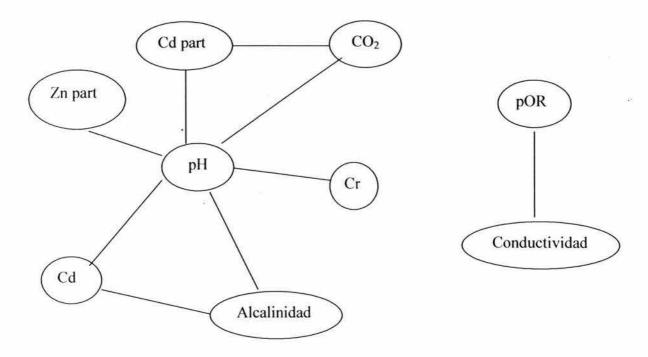


Figura 10.4.4 Diagrama de red de parámetros FQ, MPD Y MPP.

El diagrama de red muestra dos grupos de parámetros de los cuales, el primer grupo se encuentra determinado por los parámetros con mayor peso dentro del sistema y una mayor correlación entre sí (pH, Alcalinidad y Bióxido de Carbono) y el segundo grupo se encuentra representado por el pOR y la Conductividad, éstos son dos parámetros que se relacionan ya que uno depende del otro. Nuevamente el parámetro que influye directamente en el sistema para la solubilidad y distribución de los metales es el pH con seis correlaciones, seguido del CO₂ y la alcalinidad con iguales correlaciones corroborándose los análisis anteriores.

11. CONCLUSIONES.

De acuerdo a los objetivos propuestos y con base en los resultados se concluye lo siguiente:

- Los parámetros físicos y químicos determinados en el lago de Xochimilco se estableció que el sistema presentó un comportamiento homogéneo a lo largo de la columna de agua, algunos parámetros, rebasan los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-ECOL-1996, confirmando que el sistema se encuentra actualmente muy eutrófico.
- Si las condiciones actuales del sistema prevalecen (mala calidad del agua tratada, vertimientos de desechos domésticos, establos clandestino y usos de fertilizantes), se incrementara el grado de eutrofización del lago de Xochimilco.
- La calidad del agua de este sistema según la NOM-001 ECOL-1996 para agua de riego de vegetales consumibles en crudo indica que esta no debe ser considerada para la utilización de dicha actividad ya que el pH, DBO y DQO rebasan los LMP.
- Considerando las concentraciones promedio de los metales pesados analizados (Pb, Cd, Zn, Cr) dentro de los canales de Xochimilco se estableció el siguiente orden decreciente en los metales pesados disueltos: Cr>Pb>Cd>Zn; y en los metales pesados particulados: Cr>Zn>Pb>Cd. Encontrándose que ninguno de estos

metales pesados rebasan los límites máximos permisibles dentro de la columna de agua establecidos por la NOM-001-ECOL-1996, por lo que la contaminación por metales pesados en el lago de Xochimilco, no es considerable.

- De las 8 estaciones de monitoreo estudiadas, parece haber una clara tendencia del sistema a diferenciarse en virtud de las descargas presentes en estas zonas, las cuales son: industrial, agrícola y urbana, siendo ésta última la más impactada dentro del sistema, en cuanto a la calidad del agua, debido a que presentó los parámetro físicos y químicos más significativos y las concentraciones más elevadas de metales pesados.
- De las tres especies de macrófitas acuáticas estudiadas, se concluye que el lirio es el que más absorbió metales pesados, ya que presentó concentraciones elevadas de Pb, Cr y Zn. Por lo cual se considera una macrofita útil para estudios similares.
- Las tres especies de Macrófitas presentaron concentraciones elevadas de Zinc, por lo que se concluye que este metal es el más biodisponible para los organismos dentro del sistema.
- Las macrófitas acuáticas que presentaron una bioacumulación menor a lo reportado en la literatura, fueron elodea y lentejilla para los metales Pb, Cr y Cd.

Alejandra Domínguez Rosas. Gerardo Díaz Rodríguez.

- De acuerdo a los resultados de análisis multivariado de componentes principales el CO₂, pH, Temperatura y conductividad, son los parámetros físicos y químicos que están determinando el comportamiento del sistema y que a su vez influyen en la solubilidad y distribución del Cr, Pb y Zn.
- En cuanto a los resultados de análisis de correlaciones se concluye, al igual que en el de componentes principales que el pH y CO₂ son los que determinan el comportamiento del sistema, además, incluyendo a la alcalinidad, estos determinan la distribución y solubilidad de los metales pesados.
- De acuerdo a la hipótesis propuesta para este trabajo se concluye que se logró establecer la eficiencia de absorción de las macrófitas acuáticas siendo el mejor el Lirio Acuático; además se conoció la calidad del agua dentro del lago de Xochimilco.

12. RECOMENDACIONES.

De acuerdo a los resultados, se deberán realizar evaluaciones físicas, químicas y biológicas, periódicas y permanentes en todo el sistema, las cuales permitan conocer el estado de la contaminación del mismo.

A pesar de que las concentraciones de metales pesados tóxicos dentro del sistema se encontraron por debajo del límite máximo permisible se debe considerar que estos tienden a persistir y acumularse dentro de los organismos presentes en el sistema, por lo tanto deberán evaluarse periódicamente las concentraciones de estos metales en flora y fauna de Xochimilco.

Se deben tener relaciones bien claras y concretas en cuanto al agua, sedimento y suelo, de parámetros físicos, químicos y biológicos para que sea más fácil establecer estrategias específicas para la recuperación de esta zona; y si la calidad del agua sigue siendo deficiente esto repercutirá en el deterioro del suelo y la mala calidad de las cosechas.

Para tener un máximo de eficiencia en la remoción de metales pesados por las macrófitas acuáticas deberán tenerse en sistemas controlados, además de considerar las características de las especies a emplear, como son: rápido crecimiento y propagación, así como tener en cuenta que se deberá cosechar periódicamente para que no se reincorporen nuevamente los contaminantes al sistema.

El lirio acuático no causa daños al suelo en el corto plazo, pero es necesario realizar estudios a largo plazo, con aplicaciones frecuentes que lo comprueben, ya que por su capacidad de absorber metales pesados podría afectar de algún modo al suelo o a las plantas acuáticas.

No hay que olvidar que Xochimilco fue declarado por la UNESCO como patrimonio de la humanidad, así mismo todos los estudios que se realicen en este Lago ayudaran a salvar uno de los últimos sistemas acuáticos de la cuenca del valle de México

13. BIBLIOGRAFIA.

- Acevedo, L. S. 1972. Monografía histórica de Xochimilco. Boletín de la Delegación del Distrito Federal. pp. 8-15
- Adams V. Dean. 1990. Water & Wastewater examination manual. Ed. Lewis Publishers. INC, USA. 240 pp.
- Aguilar, J. 1978. Descripción del sistema de chinampas. Grupos de Estudios Ambientales. 1:205-215
- Aguilera, H. M. 1987. Rehabilitación de suelos de chinampas y su relación con las plantas cultivadas. Boletín del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. pp. 1-28
- Albert, A. 1995. Curso básico de toxicología ambiental. 2ª Edición. Limusa. México. 311 pp.
- Analytical Methods Manual. 1979. Metals general: atomic absorption. inland waters directorate water quality brarch. Ottawa Canadá.
- Annual Book of Standards. 1994. American society for testing and materials: Método ASTM D. pp 234- 254
- A. P. H. A. 1996. Propiedades físicas y de agregados. Pp.2-1 2-105. Determinación de metales. pp. 3-1 3-181. y Determinación de compuestos organicos. pp. 5-1 5-94. en Standard methods for the examination of water and waste water.17ª Edición. Ed. American Public Health Association. New York.

- Arcos Ramos y Cabrera Marcilla E. 1995. Evaluación de la calidad del agua de los canales chinamperos de Xochimilco, posibles alternativas de uso y tratamiento. II Seminario Internacional de Investigadores de Xochimilco. México. pp. 76-88
- Arredondo J., Ochoa R. M. y Ponce J. 1982. Aplicación de técnicas de análisis multivariado en el estudio de embalses temporales. Instituto de Investigación de Matemáticas Aplicadas y en Sistemas. UNAM. Ed. IIMAS, Instituto de Biología. México. pp. 8 27
- Avita, H. 1994. Contribución al estudio de la contaminación del agua proveniente de algunas descargas industriales de la ciudad de México. Instituto de ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 93 pp.
- Baez, P. y Belmont, R. Modificación de la calidad de las aguas del lago de Xochimilco, por el uso de aguas negras en su recarga. México. I Congreso Iberoamericano del Medio Ambiente. 1975. pp 67-73.
- Balanzario, Z. J 1992. Contaminación de los canales de Xochimilco y su repercusión en las actividades económicas. Boletín de la Sociedad Mexicana de Geografía y Estadística. Archivo Histórico de la Delegación Xochimilco. México.
- Bernabé Gilbert. 1991. Acuicultura I. Ed. Omega. Barcelona. pp 488-493.
- Bearg R. D. 1979. Concepts instrumentation and techniques for atomic absorption spectroscopy. Ed. Pekin Elmer Corp. England. 223 pp.

- Benoit, D. 1976. Toxic effects of hexavalent chromium on brook trout (soluchius fontinalis) and rainbow trout (salmo gairdieri). Water 10, 3:476-500.
- Bernd Markert. 1993. Plants as biomonitors, indicators for heavy metals in the terrestrial environment. Ed. VCH Alemania. pp. 348-366
- Bock J. H. 1969. Productivity of the water hyacinth elchhornia crassipes (mart) solms. Ecology. 50:3-11
- Broger, T. C., Johnson C. M. y Poull R. E. 1972. Some aspect of lead in plant nutritio. Plant and Soil. 20:12-23
- Bruland, K. W. 1980. Oceanographic distributions of Cd, Zn, Ni y Cu in the north pacific. Earth Planet Science Lett. 47:15-22
- Bryan, G. M. 1976. Some aspects of heavy metal tolerance in aquatic organism. A. P. M. Jackwood, Cambridge University Press Sondon. pp. 268-319
- Calderón, B. J. 1982. Evaluación de la calidad del agua y control de la contaminación. Ed. Trillas, México. pp. 34-38.
- Cervantes, S. A. y Rivera, G. P. Estadística multivariado en biología (Apuntes, Curso). Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Universidad Nacional Autónoma de México. 1993.
- Cervantes, C. y Moreno R. 1999. Contaminación ambiental por metales pesados. Ed. AGT Editor, S. A. México. 157 pp.

- Chapa, S. San Gregorio Atlapulco Xochimilco. México D.F. Ed. Quetzalcoatl. 1987. 84 pp.
- Costa, C. A., Ribeiro, T. H, Schneder, I. A. y Ruvio J. 2001. Absorption of pollutants by aquatic plant biomasses. Laboratorio de Tecnología Mineral y Ambiental. Universidad Federal de Río Grande de Sul, Brasil.
- Cottemie, A. R. 1979. Fractionation and determination of trace elements in plants and sediment. Pure Appl. Chem. 52, 6:120-128.
- Dass, Chhabil. 2001. Principles and practice of biological mass spectrometry. Department of Chemistry. University of Memphis. Memphis Tennesse. WILEY-INTERSCIENCE. USA. pp 11-25.
- Daubenmire, R. F. 1982. Ecología vegetal, tratado de autoecología de plantas: 3ª Edición. Ed. Limusa, México. 496 pp.
- Demanyo, A. 1978. Forms of metals in water. 3^a Edicion. Scientific Series. Ottawa.
- Díaz-Barriga, F. 1991. Principios de la toxicidad de cadmio. Ciencia y Desarrollo. 27, 98:61-68.
- Díaz Guillermo y Olvera Víctor. 1989. Control y aprovechamiento del lirio acuático. Ed. IMTA. México. 151 pp.
- Dickson, T. R. 1997. Química con enfoque ecológico. Ed. Limusa. México. 406 pp.

- Programa microregional para la zona de canales de Xochimilco. 1983.

 Anales de la Dirección General de Ordenamiento Ecológico e impacto

 Ambiental. México. 18: 137-164.
- Domínguez, R. I., 1985. Contaminación de suelos y aguas en la Ciénega Grande, Xochimilco, y su recuperación mediante el uso de mejoradores químicos y orgánicos (lavado), a nivel de invernadero. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. pp. 18-20.
- Dubka, S. 1992. Effect elevated concentrations of Cd and Zn in soild on spring wheat yield and the metals contents of the plants. Trent University Environmental and Resource Studies. Water, Air and Soil Pollution. 76, 2: 333-341.
- Duflus, H. 1983. Metabolismo de las sustancias tóxicas en las plantas. Pp 216-240, en Toxicología ambiental. Ed. Omega, España. 380 pp.
- Fair, G., Geyer, J. y Okun, D. 1981. Purificación de agua y tratamiento y remoción de aguas residuales. Ed. Limusa, México. 764 pp.
- Fair G., Séller J., Okun D. 1995. Abastecimiento de agua y remoción de aguas residuales. Ed. Limusa México. D. F. 547 pp.
- Fergusson, J. E. 1990. The heavy elements: chemistry environmental impact and health effects. Ed. Pergamon Press, USA. 614 pp.
- Fog. C. D. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. Amm, Rev. Plant. Physiol. 29, 2:77-84.
- Frank A. P., John A. 1992. Chemical dynamics in fresh water ecosystems. Ed. Lewis Publishers. México D. F. 247 pp.

- García M. Ma. del Rosario. 1992. Contaminantes tóxicos prioritarios en agua. Ed. Aurora González Calderón. México. 185 pp.
- Gillespie R. J. y Colín N. B. 1990. Química. Ed. Reverte. Barcelona España. 268 pp.
- Glenn C. Klingman, Floyd M. Ashton y Lyman J. Noordhaff. 1986.
 Estudios de las plantas nocivas. Principios y Prácticas. Ed. Limusa
 S. A de C. V. México. pp. 389-411.
- Goldman C. y Home A. 1983. Limnology. Ed. McGraw-Hill. Inc. New York. 464 pp.
- Gómez S. 2002. El Valor del Agua: Los derechos por explotación, uso y aprovechamiento de aguas nacionales. Ingeniería Ambiental 13:53-58.
- González, P. Y Esquivel, H. 1981. Cuantificación de metales pesados en suelos y plantas del D.F. Rev. Soc. Quim. Mex. 25,45:483-487
- Gray N. F 1996. Calidad del agua potable, problemas y soluciones. Ed. Acriba. España. 357 pp.
- Harper. D. 1992. Eutrophication Freshwater, principles, problems and restoration. Ed. Chapman & Hall Londo. Great Britan. pp. 2-31
- Hawley G. 1993. Diccionario de química y productos químicos. Ed. Omega. Barcelona. 1170pp.
- Herber E., David J. 1996. The Importance of trace metal speciation to water quality criteria. Water Environment Research. 68:35-42

http://www.inegi.gob.mx/entidades/español/fdf.html. (2002)

- Informe anual del contenido de sólidos, metales alcalinos y alcalinos térreos, metales pesados del agua de la planta de tratamiento de agua residual cerro de la estrella, Subdirección de Desarrollo Tecnológico. Anales de la Dirección General de Control y Operación Hidráulica. 2001. México D. F.
- Interactive & Panoramic maps of México [en línea] Distrito Federal México Map, S. E. section 11/16. 2003. Fotos y Mapas Virtuales, S. A. de C. V. [Fecha de consulta: 5 de abril 2004] Disponible en: http://www.maps-of-mexico.com/
- Jerome O. Uriagu, Jr., Lakshminarayanal S. 1989. Aquatic toxicology and water quality management. Ed. Willey. USA. pp. 154-198
- Jiménez C. Blanca E. 2001. La Contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. Ed. Limusa. México. 926 pp.
- Johnson, D. E. 2000. Métodos multivariados aplicados al análisis de datos. Thompson Editores. México. 556 pp.
- Kaijun W. y Baoshan X. Mutual effects of cadmium and phosphate on their adsorption and desorption by goethite. [en linea] University of Massachusetts USA. Department of Plant and Soil Sciences. 2003. Disponible en: http://www.sciencedirect.com
- Legnaud, G. 1979. Modificación del medio acuático por influencia de la contaminación en: las aguas continentales. 4ª edición. Mundi-Prensa, Madrid. 385 pp.

- Leslie G., Glen T., Henry C. 1999. Biological wastewater treatment. 2^a. Edición. Ed. Marcel Decker. USA. 1076 pp.
- Lester, J. 1987. Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes I. sources, analysis and legislation, Ed. CRC Press. Estados Unidos. 183 pp.
- Lind, O. 1985. Handbook of common methods in limnology. 2° edición. TheC. V. Mosby Company. London. 199 pp.
- López, D. 1975. Estudios de la calidad del agua del lago de Xochimilco para fines de irrigación y recreación. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Nacional Autónoma de México. 87pp.
- Mance, G. Pollution threat of heavy metals in aquatic environments [en linea] Elsevier Applied Science Publishers LTD. New York. 1987.

 Disponible en:http://www.sciencedirect.com
- Margalef, R. 1983. Limnología. Ed. Omega S. A. Barcelona. 1010 pp.
- Marschner, H., Römheld V., Horst W. y Martín P. 1986. Root-Induced Changes in the Rhizosphere: Importance for mineral nutrition of plants. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149: 441–456.
- Metcalf Eddy. 1981. Tratamiento y depuración de las aguas residuales. 2ª. Edición. Ed. LABOR, S.A. Barcelona. 837 pp.
- Moneada, H. 1989. Recuperación ecológica de Xochimilco. Revista Mexicana Ecológica. 4:20-25.

- Norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación. 1997.
- Nuffield Foundation 1974. Química avanzada: Intercambio iónico. Ed. Reverté, S. A, Barcelona. 146 pp.
- Ornella, A., Mauricio A., Mery M. 2002. Distribution and mobility of metals in contaminated sites. chemometric investigation of pollutant profiles. Environmental Pollution.119, 2:177-193.
- Osuna, L. y Páez, O. 1984. Metales tóxicos. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología 6, 2:46-98.
- Otte, M. 1991. Contamination of coastal wetlands with heavy metals: factors affecting uptake of heavy metals by salt marsh plants. Ecological Responses to Environmental Stresses. Netherlands. 45:25-32
- Páez, O. 1989. Acumulación de metales pesados en Mitla: una laguna costera tropical. Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. 13, 3: 97-111.
- Pérez, C. 2000. Métodos multivariados aplicados al análisis de datos: Técnicas Avanzadas. International Thomson. México. 556 pp.
- Pesson, P. 1979. La Contaminación de las aguas continentales. 2ª Edición. Ed. Mundial Presa. España. 764 pp.

- Petruzzelli, G. Recycling wastes in agricultura: heavy metal bioavailability [en línea] Amsterdam. Ed. Elsevier Science Publisher B. V. 1989.

 Disponible en: http://www.sciencedirect.com
- Ponce Vélez, G. y Botello, A. 1991. Aspectos geoquímicos y de contaminación por metales pesados en la Laguna de Términos, Campeche. Hidrobiología. 1, 2:5-14
- Ramalho, R. 1996. Tratamiento de aguas residuales. Ed. Reverté, S. A. Barcelona. 705 pp.
- Ramos B., Cajuste J. 2001. Metales pesados, sales y sodio en suelos de chinampas en México. Agrociencia. 35, 4: 385-395
- Rangsayatorn N., Upatham E. y Kruatrachuea, M. 2002. Phytoremediation potential of spirulina (Arthrospira) platensis: biosorption and toxicity studies of Cd. Environmental Pollution. 119, 1:45-53
- Rencher, A. C. 1995. Methods of multivariate analysis. Ed. John Wiley and sons. USA. 627 pp.
- Richard, A. y Dean, W. 1992. Applied Multivariate Statistical Analysis. 3^a Edición. Prentice Hall. New Jersey. 642 pp.
- Rigola, L. 1999. Tratamiento de aguas industriales, aguas de proceso y residuales. Ed. Alfa Omega. México. 157 pp.
- Rodier, J. 1981. Análisis de agua, aguas naturales, aguas residuales, aguas de mar. Ed. Omega; Barcelona, España. pp 5- 20

- Rodríguez, G. 1980. Estudio de la calidad sanitaria del agua de la Delegación de Xochimilco. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas Instituto Politécnico Nacional. México. 105 pp.
- Romero, R. R. 1999: Calidad del agua. 2ª. Edición. Ed. Alfa Omega, S. A. México D. F. 273 pp.
- Saldaña, Ch. y Guadiana J. 1976. El lirio acuático en México, problemas y soluciones. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 4: 590-603.
- Salgado, S. 1978. Control de la calidad estadística de análisis de laboratorio. (CIECA), (SARH). pp. 125-142
- Sanchez S. 1979. La Flora del Valle de México. 5ª Edición. Ed. Herrero, S. A. México. pp. 1172-1199.
- Sawyer C. y McCarty. 1978. Trace inorganics: chemistry for environmental, enginnering. 3^a. Edición, Mcgraw-Hill. New York. 532 pp.
- Schwoerbel, J. 1975. Métodos de hidrobiología. Ed. Blume, Madrid. 262 pp.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos 1984. Estudio de la calidad del agua e interfectación de bioindicadores de contaminación en los canales de Xochimilco y Cuemanco. 89 pp.
- Souza, V., Bucio, O., Sánchez, I., López, I., Antuana, B., Rondán, Z., Gutiérrez, M. y Fortoul T. 1996. El cadmio: mecanismos básicos de toxicidad. Ciencia y Desarrollo. 126:39-45

- Snoeyink V. y Jenkins D. 1987. Química del agua. Ed. Limusa. México. 508 pp.
- Spiegel, M. 1991. Estadística. 2° Edición. Ed. McGraw-Hill. México. Madrid. 556 pp.
- Tebbutt T. h. y. 1990. Fundamentos de control de calidad del agua. Ed. Limusa. México. 239 pp.
- Verkleij J. A., Lolkema P. C., De Neeling A. L. y Harmens H. 1991. Heavy metal resistance in higher plants: Biochemical and genetic aspects. Rozema J. And Verkleij J. A. C. Eds. Ecological Responses to Environmental Stresses. Kluwer Academic Publishers. 311:45-58.
- Viessman W., y Mark, J. 1993. Water supply and pollution control. 5^a Edición. Ed. Harpercollins New York. 860 pp.
- Voet D., Judith G. y Charlotte W. 2002. Fundamentals of biochemistry. UPGRADE. New York. 931 pp.
- Wanielista, R. y Eaglin R. 1997. Hydrology: water quantity and quality control. 2ª Edición. Ed. Wiley USA. 567 pp.
- Wayne, W. 2000. Bioestadística; Base para el análisis de la ciencia de la salud. 3ª. Edición. Ed. Alfa Omega, S.A. México D. F. 878 pp.
- Wetzel, R. 2001. Limnology: lake and river ecosystems. 3^a. Edición. Ed. Academic Press. 319 pp.
- Winkler, A. 1996. Tratamiento biológico de agua de desecho. Ed. Limusa. México. pp. 22-91.

- Wilber, G. 1971. The biological aspects of water pollution. 2^a. Edición. Ed. Charles E. Thomas Publisher, USA. 296 pp.
- Wolverton B. y McDonald R. 1978. Nutritional composition of water hyacinths grown on domestic sewage. Economic Botany. 32:4-10
- Youn Joo An. Soil ecotoxicity assessment using cadmium sensitive plants [en línea] Ed. School of Earth and Environmental Sciences, Seoul National University. South Korea. 2003.Disponible en: http://www.sciencedirect.com
- Xose L. y Felipe M. 2002. Spatial and seasonal variation in heavy metals in intertsitial water of salt marsh soils. Environmental Pollution. 120, 2:183-190.
- Zhi D., Congqiang L. y Martin J. 2002. mobility of heavy metals associated with the natural weathering of coal mine spoils. Environmental pollution. 118, 3:75-86.

14. ANEXOS.

Técnicas Empleadas en Laboratorio.

DETERMINACIÓN DE CO2

(Método Tritrimétrico)

REACTIVOS:

* Solución Indicadora de fenolftaleina.

Disolver 5 gr. de fenolftaleína en 500 ml de alcohol etílico o isopropílico al 95% y se agregan 500 ml de agua destilada libre de CO₂. A continuación se agrega NaOH 0.02N gota a gota hasta la aparición de una ligera coloración rosa.

* Solución Valorada de NaOH 0.0227N.

Se prepara una solución patrón de NaOH 1N disolviéndose 40 gr. de NaOH en agua destilada libre de CO₂ y se afora a un litro. Para preparar la solución 0.0227N se toman 22.7 ml de la solución 1N y se diluye a 11 con agua destilada libre de CO₂. Esta solución debe guardarse en un frasco ámbar, preparándose al momento de utilizarse.

* Agua Libre de CO2.

Hervir agua destilada por un tiempo no menor de 15 minutos y enfriar a temperatura ambiente.

PROCEDIMIENTO:

- * Tomar 100 ml de agua de la muestra y colocarlos en un matraz Erlen-Meyer.
- * Agregar de 5 a 10 gotas de solución indicadora de fenolftaleína, (si la muestra se torna rosa o rojiza el CO₂ esta ausente, 0.0 mg. CO₂/l).
- * Se titula, si la muestra esta incolora, con la solución valorada de NaOH 0.0227, agitando suavemente, hasta que persista 30 seg. un color rosa.

REACCIONES:

$$CO_2 + Na_2CO_3 + H_2O \longrightarrow 2NaHCO_3$$

CALCULOS:

mg. de
$$CO_2/1 = \frac{\text{(ml tit) (N Tit) (44) (1000)}}{\text{ml de muestra}}$$

DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO

REACTIVOS:

* Solución amortiguadora de fosfatos.

Disolver 8.5g de KH2PO4, 21.75g de K2HPO4, 33.4g de Na₂HPO₄·7H₂O y 1.7g de NH₄Cl en 500ml de agua destilada y diluir hasta 1L. El pH de la solución deberá ser de 7.2 sin ajustes adicionales.

- Solución de sulfato de magnesio.
 Disolver 22.5g de MgSO₄ · 7H₂O en 1L de agua destilada.
- Solución de cloruro de calcio.
 Disolver 27.5g de CaCl₂ en 1L de agua destilada.
- Solución de cloruro ferrico.
 Disolver 0.25g de FeCl₃ . 6H₂O en 1L de agua destilada.

PROCEDIMIENTO.

* Preparación de agua para dilución:

Colocar el volumen deseado de agua y añadir 1mL de la solución amortiguadora. Antes de usar el agua de dilución debe ponerse a una temperatura de 20°C saturada con oxígeno disuelto.

- * Preparación de la muestra
- Añadir el volumen de muestra deseado a frascos de DBO de capacidad conocida.
- * Añadir cantidades adecuadas del material de siembra a los frascos de DBO. Llenar los frascos con suficiente agua de dilución de forma que la inserción del tapón desplacer todo el ai9re sin dejar burbujas.
- Determinar el OD inicial.
- * Incubar durante 5 días a 20°C en un lugar oscuro.
- Después de 5 días de incubación determinar el OD en las diluciones de la muestra y de los blancos.

CALCULOS:

La DBO₅ se calcula según la siguiente formula:

$$DBO_5 \text{ mg/dm}^3 = \underbrace{OD_1 - OD_F}_{\text{\% de dilución}}$$
 en donde 100% = 1; 10% = 0.1

DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO

REACTIVOS:

Preparación de la solución A:

Pesar 10.216 gr. de K₂Cr₂O₇, 33.3 gr. de HgSO₄ y 167 ml de H₂SO₄ concentrado, mezclar lo anterior y aforar a 11.

Preparación de la solución B:

Pesar 10.12 gr. de AgS04 y aforar en un litro de H₂S0₄ concentrado.

PROCEDIMIENTO:

- * Tomar 1.5 ml de la solución A, 3.5 ml de la solución B y 2.5 ml de la muestra, mezclar lo anterior en tubo de ensaye con tapa de rosca.
- * Poner a digerir en una placa de aluminio a 150°C por 2 horas, dejar enfriar a temperatura ambiente para posteriormente leer a 600nm.
- * Para la curva de calibración es necesario tener una solución stock de biftalato de potasio. Para la cual se pesan 850 gr. KHP y aforar a un litro, esto nos dará una concentración de 1000 mg. O₂/l. De esta solución se tomaran los intervalos que de se en manejar, esto se hace por diluciones que tengan los intervalos de 20 a 900 mg. de O₂/l.

DETERMINACIÓN DE LA ALCALINIDAD

(Método de Indicadores)

REACTIVOS:

* Solución indicadora de fenolftaleina.

Disolver 0.5 gr. de fenolftaleína en 50 ml de alcohol etílico y aforar a 100 ml con agua destilada. Adicionar NaOH 0.02N gota a gota hasta aparición de una ligera coloración rosa.

* Solución indicadora de anaranjado de metilo.

Disolver 0.5 gr. de anaranjado de metilo y aforar a un litro con agua destilada.

* Solución de H₂SO₄ 0.02N.

Preparar una solución de H_2SO_4 0.1N por dilución de 2.8 ml de H_2SO_4 concentrado a 1l con agua destilada libre de CO_2 . A continuación diluir 200 ml de H_2SO_4 0.1N a un litro con agua destilada libre de CO_2 .

* Valoración del H₂SO₄ 0.02N con Na₂CO₃.

Disolver 1.060 gr. de Na₂CO₃ anhidro (secado en la estufa a 150° durante 2 hrs.) y aforar a un litro con agua destilada libre de CO₂ para obtener una solución de Na₂CO₃ 0.02N.

Colocar 10 ml de Na₂CO₃ 0.02N en un matraz, adicionar 90 ml de agua destilada libre de CO₂ y realizar la titulación típica de alcalinidad utilizando el mismo volumen que se agrega a las muestras de tiosulfato de sodio, indicadores de fenolftaleína y anaranjado de metilo.

Solución de tiosulfato de sodio 0.1N. Disolver 2.5 gr. de $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ en 100 ml de agua destilada libre de CO_2 .

PROCEDIMIENTO:

* Alcalinidad a la fenolftaleína.

Se toman 100 ml de muestra y se vierten a un matraz de 250 ml, se decolora si es necesario con una gota de Na₂S₂O₃ 0.1N (para remover cloro libre residual. Se adicionan dos gotas de solución de fenolftaleína, si la muestra se torna rojiza es que contiene carbonatos y se valora con una solución H₂SO₄ 0.02N, hasta vire del color rojizo a incoloro. Se conserva la muestra para la determinación de la alcalinidad al anaranjado de metilo.

* Alcalinidad total o al anaranjado de metilo.

Agregar a la muestra de 3 a 5 gotas de solución indicadora de anaranjado de metilo. Valorar con H₂SO₄ 0.02N hasta que cambie de color naranja a color coral o mamey.

CALCULOS:

	Alcalinidad total en $mg/l = (volumen del titulante) (Normalidad del titulante) (50) (1000)$
	ml de muestra.
Alc	calinidad a la fenolftaleina en mg CaCO ₃ /l = (volumen del tit) (Normalidad del tit) (50) (1000)

DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS EN PLANTA

(Digestión HNO₃-HClO₄)

REACTIVOS:

- Ácido Nítrico concentrado.
- Ácido Perclórico concentrado.

PROCEDIMIENTO:

Tomar 1g de muestra seca y añadir 10 ml de HNO₃ concentrado en un matraz Kendal, calentar hasta ebullición, hasta que no haya desprendimiento de vapores café-amarillo y reducir el volumen de 2 a 5 ml. Posteriormente agregar 5 ml de HClO₄ concentrado y refluir hasta el aclaración de la solución. Diluir a 50 ml con agua desionizada y filtrar con papel wattman No. 2. Aforar a 50 ml con agua desionizada y almacenar en frascos de plásticos. Para su posterior lectura.

DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS DISUELTOS

REACTIVOS:

- Ácido clorhídrico.
- Pirrolidin ditiocarbamato de amonio (APDC), disolver 4 gr. en 100ml de agua desionizada.
- Metil isobutil cetona (MIBC)

PROCEDIMIENTO:

Extracción orgánica de metales pesados disueltos: tomar una muestra de 100ml previamente filtrada, ajustar a un pH de 3 con HCl, transferir a un embudo de separación agregando 2 ml de APDC y 25 ml de MIBC, agitar durante 30seg y dejar reposar durante 2hrs, separar las dos fases. La fase acuosa y la fase orgánica.

Desechar la fase acuosa; transferir la fase orgánica a tubos de ensaye para centrifugar. Lavar el embudo con 5 ml de MIBC y centrifugar durante 5min a 2500rpm, posteriormente aforar a 50 ml y transferir a envases de plástico para su posterior lectura.

DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS PARTICULADOS

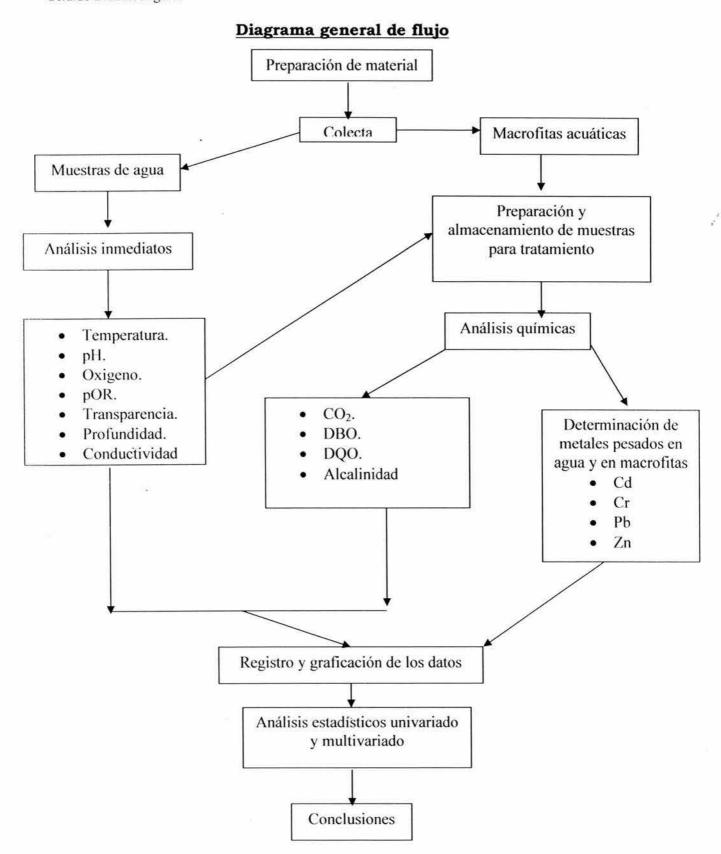
(Digestión HNO₃)

REACTIVOS:

- Ácido Nítrico concentrado.
- · Naranja de metilo.

PROCEDIMIENTO:

Tomar el papel filtro Millipore de la filtración anterior, colocarlo en un matraz kendal, añadir 3 gotas de naranja de metilo y agregar 5 ml de ácido nítrico concentrado, calentar de 50 a 60°C hasta emisión de vapores transparentes, enfriar y aforar a 50ml con agua desionizada y transferir a envases de plástico para su posterior lectura.



Fuente	A1	Sb	As	Be	Bi	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Pb	Mn	Hg	Mo	Ni	Se	Ag	Sn	Ti	V	Zn
Aceites				х					х		х										х
Combustibles				х					х		х										
Cosméticos	x			х	х	х		х	x	х	х	х	х		х	х	х	х	х		х
Desinfectantes													х								
Extinguidotes	x						х			х											х
Fotografía	x						x			х	х		х				х	х			
Limpiadores	х						х		x	х									х		x
Llenadotes	х																				x
Lubricantes				x			x				x			x							х
Lustradores	x			х					x								х				х
Medicinas	х	х	х		х			х	x	x							12/2				x
Papel	х			x			x	х		x	x								x		x
Pesticidas	х		х			х	x		x	х	x	x	х	x							x
Pigmentos	х	x	x	x	х	x	x	х	x	x	x	x	x		x	x		x	x		x
Pinturas	х		x	x			x	х		x	x	x	x						x		x
Polvos	х									x											х
Preservativos										х	x										х
Productos automotrices	х		х	х			x	х		x	x			х					х		х
Secadores	х																			х	
Supositorios					х																х
Tintas	х								x										х		х
Ungüentos	х				x			x	x				x								х
Tratamiento de agua	x								х	х		x									x

Tabla 3.2 Fuentes de metales pesados en el agua residual domestica.

Fuente: Lester J., 1987



Laguna de regulación



Tlilac



Trancatitla



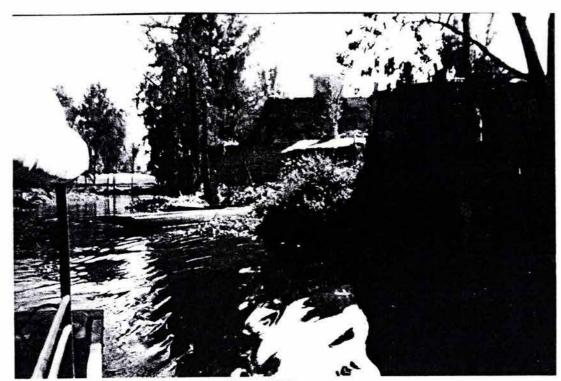
Apampilco



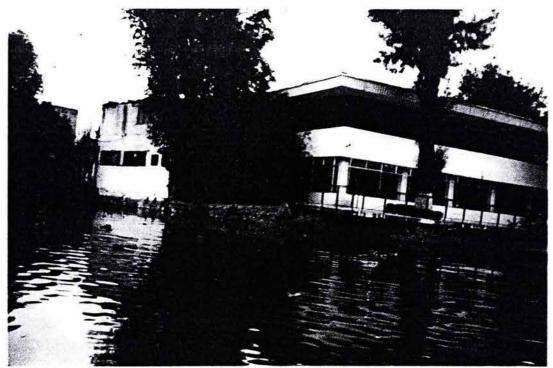
Tezhuiloc



Tlicuili



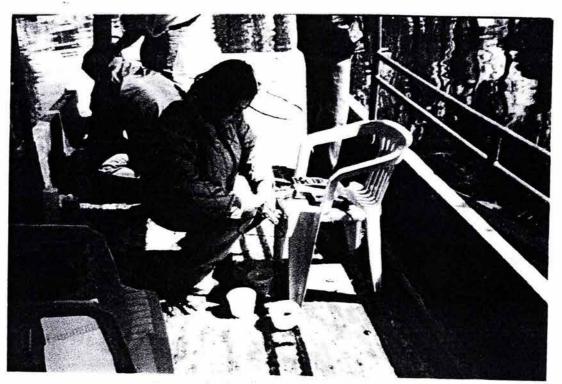
Zona Urbana



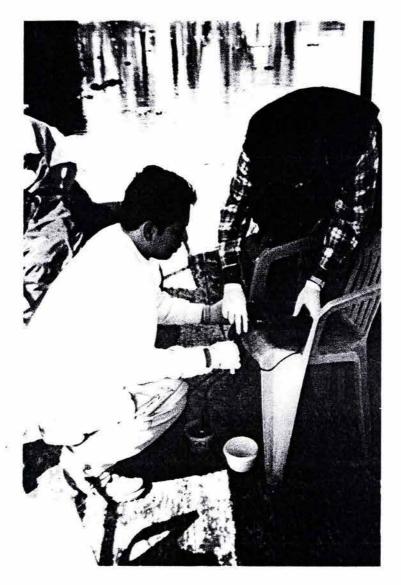
Club España



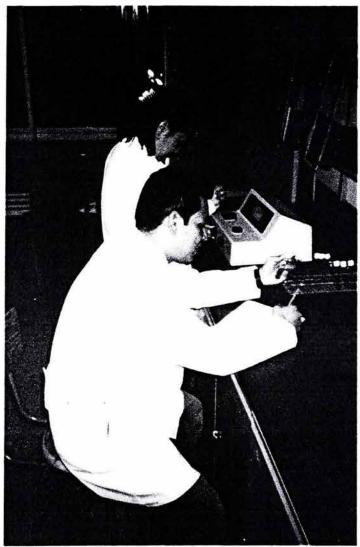
Toma de Muestras



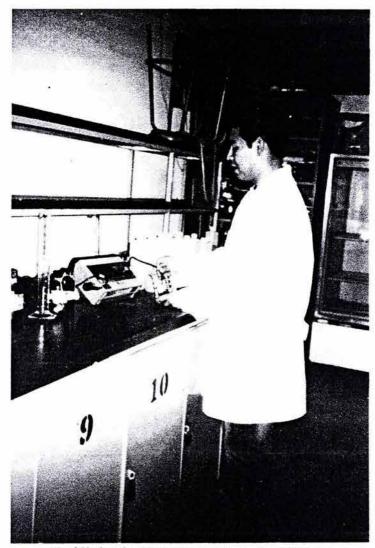
Toma de Parámetros en Campo



Toma de Parámetros en Campo



Análisis de Muestras en Laboratorio



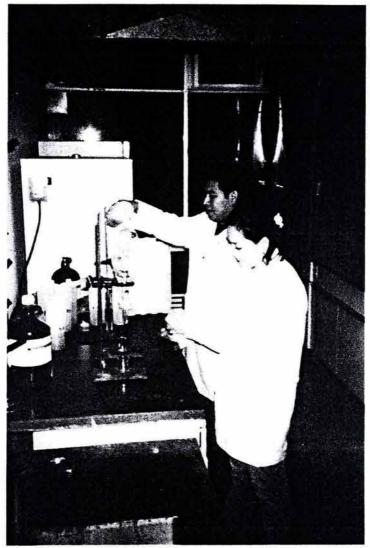
Análisis de Muestras en Laboratorio



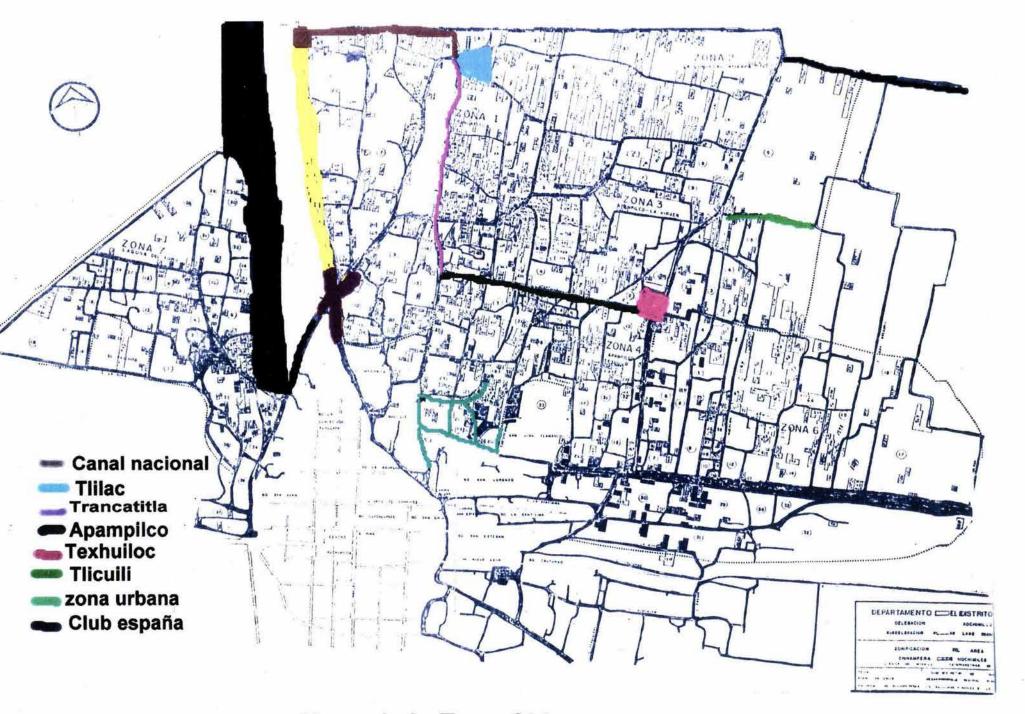
Deshidratación de Macrofitas



Digestión de Metales Pesados



Determinación de Metales Pesados Disueltos



Mapa de la Zona Chinampera (ubicación de puntos de monitoreo)