



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

DINÁMICA HIDROLÓGICA DE
LA PRESA DE ATLANGATEPEC, TLAXCALA.
ANÁLISIS DE INDICADORES BACTERIANOS.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

PRESENTA

YAMEL NACIF OSORIO

DIRECTOR DE TESIS:
M. en C. JOSÉ ROMÁN LATOURNERIÉ CERVERA

MÉXICO, D. F.

MAYO, 2007



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer el apoyo económico concedido por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) (No. de becario 189366) y a la Dirección General de Estudios de Posgrado (DGEP), ya que fue fundamental para el desarrollo de este proyecto.

También al apoyo parcial recibido por FOMIX- CONACYT, Gobierno de Tlaxcala, clave de registro TLAX -2002-CO1-4214 “Evaluación del estado actual de los Recursos Naturales y su potencial de manejo del sistema: Presa Atlangatepec, en el Estado de Tlaxcala”.

Y quiero expresar mi sincero agradecimiento a los miembros de mi Comité Tutoral: M. en C. José Román Latournerié Cervera, Dra. Yolanda López Vidal y al Dr. René de Jesús Cárdenas Vázquez, de quienes obtuve apoyo, palabras de aliento y tiempo para la realización y revisión de este trabajo.

AGRADECIMIENTOS

A mis profesores:

Agradezco al *M. en C. José R. Latournerié Cervera*, quien no solo fue el director de esta tesis, sino parte fundamental de mi formación académica y personal durante los últimos años y espero algunos más.

Al *M. en C. Jorge Romero Jarero* y al *Dr. René Cárdenas Vázquez*, quienes abrieron las puertas de sus laboratorios y me brindaron la confianza de trabajar ahí, aún con el riesgo de terminar con hoyos producidos por ácido sulfúrico o con bacterias entero patógenas desplazando a las “petroleras”.

A la *Dra. Yolanda López Vidal*, que sin conocerme no dudo jamás en dar su apoyo y comentarios durante la realización de este proyecto y se convirtió para mí, en un ejemplo a seguir.

A la *Dra. Patricia Bonilla Lemus* y la *M. en C. Elizabeth Ramírez Flores*, por mostrarme que vale la pena viajar dos horas para una clase, ser parte de mi formación académica y otorgar sus comentarios para esta tesis.

A todos los investigadores y académicos que tuvieron alguna relación con este proyecto y me inculcaron de una u otra forma el amor a la biología y la investigación.

A mi familia:

A mis padres *Olvia* y *Marcelino*, que aún cuando no estuvieron muy seguros de mi vocación me apoyaron y me han motivado a seguir siempre hacia delante, sin importar como salgan los “números”.

A mi hermano *Oscar (Melin)* que sin entender una sola palabra me escuchaba y ayudaba, aún cuando solo era cuestión de despertarme si me quedaba dormida sobre algún artículo o revisión.

A *Froy (Chango)* que se quedó largas noches haciéndome compañía para que no desistiera o solo para hacerme perder más el tiempo.

A mis padrinos *Esther* y *René*, que sin importar lo lejos que a veces están, se han interesado en mi y en mis proyectos de vida.

A *Tey* y *Reno*, espectadoras obligadas de mis presentaciones e histerias nocturnas, gracias por apoyarme y consentirme.

A mis amigos:

A los de siempre que me han acompañado en cada proyecto que emprendo, *Tina*, *Ana Lilia*, *Carlitos*, *Salvador*, *Wen*, *Sybyl*; a *Nubia*: -gracias por los equipos en clase, los viajes y por acompañarme en los muestreos (¡ahora si lo logramos!)-.

A los nuevos, *Berenice, Ricardo, Prof. Ignacio Morales*, y todos los involucrados en el laboratorio de Acuicultura y Microbiología, esas personas que dentro del salón de clases o el laboratorio, se involucraron en mi trabajo, ya fuera haciendo compañía, en la mudanza del laboratorio, ayudando a buscar reactivos, probando técnicas, lavando material o cualquier cosa que se necesitara.

Por último (pero no menos importante), a esa persona que me acompañó desde el inicio de la maestría, sin saber que el día de la entrevista sería el primero de muchos días maravillosos a su lado. -*Víctor* jamás olvidaré el amor, el apoyo, el consejo y el consuelo que me has brindado, gracias por ser parte de mi vida y dejar que yo lo sea de la tuya-

A la Universidad de mis amores!

¡GOOYA! ¡GOOYA! CACHUN CACHUN RA RA, CACHUN CACHUN RARA ¡GOYA!

¡¡¡UNIVERSIDAD!!!

“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÌRITU”

*Si uno pudiera correr sin cansarse,
no creo que deseara a menudo hacer algo distinto,
pero podría haber un motivo especial para detenerse.
C. S. Lewis*

INDICE

RESUMEN Y ABSTRACT

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	4
3. OBJETIVOS	
3.1 Objetivo general.....	10
3.2 Objetivos particulares.....	10
4. AREA DE ESTUDIO.....	11
5. METODOLOGÍA	
5.1 Localidades de muestreo.....	14
5.2 Frecuencia de muestreo.....	14
5.3 Caracterización físico-química de las localidades.....	15
5.4 Análisis de los sedimentos.....	15
5.5 Indicadores de contaminación.....	15
5.6 Análisis de degradación de detritus vegetal.....	16
5.7 Análisis estadístico.....	17
6. RESULTADOS	
6.1 Localidades de muestreo.....	18
6.2 Caracterización fisicoquímica de las localidades.....	20
6.3 Análisis de los sedimentos.....	34
6.4 Análisis de Indicadores de contaminación.....	35
6.5 Análisis de degradación de detritus vegetal.....	37
6.6 Análisis bioquímico.....	39
6.7 Análisis estadísticos.....	40
7. DISCUSIÓN	
Dinámica hidrológica.....	44
Eutrofización y nutrientes.....	47
Dinámica bacteriana.....	49

Macrófitas y detritus.....	51
Cadena del detritus en actividades acuícolas.....	53
Calidad de agua.....	54
8. RECOMENDACIONES.....	56
9. CONCLUSIONES.....	57
LITERATURA CITADA.....	58
APENDICE I.....	63
APENDICE II.....	64
APENDICE III.....	67

RESUMEN

La mayoría de los cuerpos de agua de nuestro país están sometidos al impacto humano, debido a que son los receptores principales de desechos urbanos, agrícolas, mineros e industriales, generando una aceleración de los procesos de eutrofización, alterando la biodiversidad y la calidad del agua. En el caso de las presas, cuando se construyen, se transforman las características físicas, químicas y biológicas del ecosistema, ya que se modifican las tramas tróficas y los ciclos biogeoquímicos, en los cuales los microorganismos, en particular las bacterias, desempeñan un papel importante.

En virtud de la importancia de las bacterias como indicadoras de calidad de agua en los sistemas acuáticos, en este proyecto se analizan los componentes principales de la comunidad microbiana presente en la presa Atlangatepec, el cual es el cuerpo de agua más importante del estado de Tlaxcala, con una capacidad de 54, 430,000 m³, con la finalidad de delimitar la cargas bacterianas existentes en este embalse, sus grupos más representativos, así como inferir el estado de la calidad del agua de este sistema acuático y los posibles impactos ecológicos en el mismo.

El clima imperante en el embalse es el templado subhúmedo. Esta presa presenta altos valores de nitrógeno y fósforo, por lo que se puede considerar un ambiente hipereutrófico y con signos apreciables de contaminación, utilizando como indicadores coliformes fecales y totales.

Se consideró también la tasa de degradación de la macrófita *Typha latifolia in situ* y en laboratorio con la finalidad de valorar su posible aporte a la ruta del detritus y su uso potencial como fuente de alimento para especies acuáticas omnívoro detritívoras.

ABSTRACT

Most of the aquatic habitats of Mexico are subjected to human impact, because they are the main receivers of urban, agricultural, mining and industrial waste products, generating an acceleration of the eutrofizacion processes, altering the biodiversity and the water quality. When dams are constructed, the physical, chemical and biological characteristics of the ecosystem are changed, since food chain and the bio-geo-chemical cycles are modified, into which microorganisms especially bacteria carry out a central role.

Bacteria have been used as water quality indicators. In this study the main components of the microbial community were analyzed in Atlangatepec dam, which is the most important water body of the Tlaxcala state, with a volume of 54.3 million cubic meters. The prevailing climate in the dam is the sub-humid temperate. Objectives were focused to determine the existing bacterial loads, its more representative groups, as well as to infer the state of water quality and the possible ecological impacts using fecal and total coliforms as indicators.

This embankment presents high values of total solids, nitrogen and phosphorous, by which is considered and hipereutrophic environment with appreciable signs of pollution and fecal and total coliforms are above standard ecological values.

It was also considered the degradation rate of macrophyte *Typha latifolia* both *in situ* and at the laboratory, with the purpose to evaluate its possible contribution to detritus and its potential use as a food source for omnivorous and detritivorous aquatic species.

1. INTRODUCCIÓN

La mayoría de los sistemas acuáticos proveen de servicios a la humanidad y en los cuerpos de agua relativamente conservados la calidad es mantenida por diversos mecanismos que actúan a diferentes escalas de espacio y tiempo. En estos embalses, los impactos de las fluctuaciones del clima o ecosistemas terrestres, provocan cambios drásticos en muchos aspectos de su dinámica (Carpenter y Lathrop, 1999). Los servicios naturales, vistos como componentes generadores de funciones y estructuras, deben tener un manejo adecuado para que el ecosistema los provea de forma continua. Sin embargo, esto casi nunca es así y en el caso de ríos y lagos, la perturbación y el deterioro son percibidos de una forma muy común.

Las alteraciones que se producen, durante la construcción de presas o reservorios artificiales, no solo afectan el embalse sino a toda la cuenca, incluyendo a los ecosistemas situados corriente abajo y lugares adyacentes. De acuerdo con Torres y Calva (2003) se han construido 800,000 lagos y reservorios artificiales que cubren un área cercana al 3% de la superficie terrestre. Estas presas tienen un impacto global sobre las fuentes de agua dulce, ya que implica el represamiento de ríos y de lagos naturales con la finalidad de proporcionar diversos servicios. Sin embargo, durante su construcción se transforman las características físicas, químicas y biológicas del ecosistema. Estos cambios incluyen el aumento en el tiempo de la residencia del agua, estratificación y disminución de la turbulencia en algunos casos; acaeciendo a su vez una alteración en los niveles de oxígeno, modificaciones en el balance de nutrientes y el flujo de carbono orgánico. Al alterarse dicho flujo, se modifican las tramas tróficas y los ciclos biogeoquímicos, en los cuales los microorganismos, en particular las bacterias, desempeñan un papel importante (Friedl y Wuest, 2002). Por lo tanto, se deben implementar estudios de las diversas comunidades bacterianas en los ecosistemas dulceacuícolas, haciendo una revisión de su función e impacto en los reservorios, los cuales presentan características intermedias entre ríos y lagos, para potencializar su uso dentro de la acuicultura.

Las comunidades bacterianas se adaptan muy rápidamente a estos cambios, debido a su corto tiempo de generación y gran adaptabilidad genética y por ende pueden ser indicadores relevantes del status ecológico de los sistemas acuáticos (Montuelle *et al.*, 2003). Además de que las bacterias contribuyen también a la calidad química de los sistemas acuáticos, a través del control de la dinámica de los ciclos biogeoquímicos y los procesos de autopurificación. Bianchi (1998) ha señalado que para entender el papel de las bacterias en estas fluctuaciones, se requiere que muchos parámetros sean tomados en consideración, por ejemplo medidas precisas de las densidades bacterianas, estados fisiológicos, actividades metabólicas y factores reguladores. También es importante conocer la diversidad taxonómica y/o funcional, así como la abundancia relativa de las principales cepas de la comunidad bacteriana.

Hay ciertamente, muchas bacterias en los sedimentos. No hay un método sencillo capaz de dar un estimado absoluto de sus números, pero estimaciones relativas sugieren grandes concentraciones en el sedimento. No es de sorprenderse que el detritus orgánico de la columna de agua este concentrado en solo unos milímetros, el cual se vaya depositando cada año. El número total de bacterias en el plancton de la columna de agua sobre un área de sedimento es probablemente mucho mayor al número total de bacterias que se localizan en la superficie del sedimento y donde hay gran cantidad de materia orgánica, éstas últimas se encargan de procesar dicha materia antes de incorporarse al suelo. Las bacterias sedimentarias por ende reciben relativamente más material orgánico que las presentes en el plancton, y son especies que pueden hidrolizar polímeros de carbohidratos y otros componentes como la celulosa, la lignina y la quitina (Moss, 1980).

México ocupa el séptimo lugar en términos de instalaciones para el uso y manejo del recurso hídrico a nivel mundial. De acuerdo con Tortajada (2002), nuestro país cuenta con 130 grandes presas, más de 1200 presas de tamaño medio y 1,090 de recreación. Las presas han desempeñado un papel importante para promover el desarrollo económico del país, pero igualmente el

territorio nacional se vería más beneficiado si las prácticas del manejo de agua fueran más eficientes, equitativas y modernas.

A escala nacional, el 22% de la población recibe agua para usos domésticos proveniente de presas. Cerca del 40% del agua utilizada en la industria proviene de algún aprovechamiento superficial, donde una presa regula el flujo y donde los principales usuarios son los ingenios azucareros, la industria petroquímica y de alimentos. Actualmente se cuenta con una superficie de aproximadamente 500,000 ha de embalses, las cuales representan un gran potencial para el desarrollo de la acuicultura, actividades recreativas y turísticas (CNA, 1994b).

Por otro lado, la rápida transformación de las tierras para uso agrícola y el incremento de la población en las grandes ciudades, han conducido a la eutrofización de los ecosistemas acuáticos, como ha sucedido en el caso de la Presa de Atlangatepec Tlaxcala, Méx., debido al aumento y aporte continuo de nutrientes depositados en los cuerpos de agua. Madgwick (1999) señala que con la finalidad de ofrecer bases robustas para proveer de acciones prioritarias para la conservación y restauración de dichos sistemas se han realizado estudios de los parámetros físicos, químicos y biológicos de las comunidades, para hacer aproximaciones y guías posibles sobre comunidades de animales y plantas, para asociarlos con sistemas acuáticos de diferentes condiciones ambientales y agregando información de monitoreo, con la idea de formular historias de estos ecosistemas.

La degradación del medio ambiente es un problema que se presenta a nivel global. Cada país posee sus propios problemas ambientales de acuerdo a su estado de desarrollo. Con respecto a México, dos de los grandes problemas ambientales nacionales son la deforestación y a nivel urbano, la contaminación. El estado de Tlaxcala, a pesar de ser el más pequeño de la República Mexicana, no está exento de esta problemática, principalmente: la erosión, deforestación, contaminación de cuerpos de aguas y mantos freáticos, desechos de residuos sólidos tóxicos y la pérdida de la biodiversidad (Rodríguez *et al.*, 1999).

2. ANTECEDENTES

Los ríos, lagos, y presas son la base para la vida de un gran número de organismos y han estado asociados con la aparición y florecimiento de todas las civilizaciones. De la cantidad y calidad de estos recursos hídricos depende la supervivencia de la humanidad y la ejecución de las actividades económicas (De la Lanza y García, 2002). Sin embargo, la mayoría de los cuerpos de agua de nuestro país están sometidos al impacto humano, ya que son receptores de desechos urbanos, agrícolas, mineros e industriales. A medida que crece la población, el impacto se magnifica acelerando con ello los procesos de eutrofización, alterando la biodiversidad y la calidad del agua (Arredondo, 2003).

El acelerado proceso de industrialización ocurrido en nuestro país en las últimas cinco décadas ha incrementado los problemas en los ecosistemas debido a la emisión de contaminantes. Estos estresores pueden variar debido a su composición y grados de toxicidad, algunos son originados como residuos de extracciones minerales, subproductos de procesos industriales, generados como desechos de incendios forestales y derrames de petróleo, pesticidas y fertilizantes químicos utilizados en las actividades agrícolas (Albert y Osorio, 1988), así como los biosólidos derivados de las actividades pecuarias como las excretas de animales, que constituyen el 33% de la materia orgánica aportada a los sistemas acuáticos lóticos y lénticos (Zepeda, 1998). También las aguas residuales generadas en las poblaciones son vertidas generalmente de forma directa en ríos, sin recibir ningún tipo de tratamiento. En las ciudades, a éstas descargas se suman los afluentes industriales, las cuales tienen como destino los ríos, sistemas como lagos, lagunas y presas (IMTA, 1998).

Las secuelas que los contaminantes dentro de los sistemas acuáticos son críticos, debido al efecto sinérgico que pueden tener con otro tipo de factores ambientales y los daños severos que ocasionan en la calidad del agua, dado que impiden su uso de manera directa, afectando la productividad de estos sistemas (Figueroa, 2004). Estos impactos repercuten en las actividades de tipo económico que se realicen en los cuerpos receptores abatiendo a las

poblaciones, sobre todo si dentro de estos sistemas se efectúan prácticas acuícolas.

Desde hace algunas décadas para el abastecimiento público de agua se dispone tanto de recursos superficiales como subterráneos, los cuales han sido contaminados por las actividades del hombre o bien por algunas causas naturales, originando daños en la salud de los seres humanos y de especies animales alterando también la calidad del agua potable así como aquella de uso agrícola. Uno de los principales problemas que muestran los sistemas fluviales del país es la elevada contaminación a que están expuestos ya sea por las descargas industriales y municipales o bien por las aguas de drenaje procedentes de escurrimientos de zonas urbanas y / o de campos agropecuarios, provocando con ello alteraciones en el ecosistema acuático (Weibel *et al.*, 1979; Rodríguez-Santiago y Botello, 1987).

El uso de indicadores biológicos o bioindicadores para determinar la calidad del ambiente data desde hace más de 100 años. Estos pueden ser de varios tipos, dependiendo del nivel de organización que se quiera estudiar. A principios del siglo XX se realizaron las primeras investigaciones en ríos y lagos, utilizando a los organismos que habitaban en los cuerpos de agua como indicadores, estudiaron los sistemas lóticos y propusieron una lista de especies como indicadores de las características del agua, en relación con su carga orgánica. Posteriormente, Margalef en 1983, propuso el concepto de saprobiedad, representando un modelo donde en una corriente de agua hay sectores que presentan diferentes concentraciones de materia orgánica y carga bacteriana, lo que determina que se establezcan distintos grupos de organismos, siendo el factor limitante el oxígeno disuelto (Figuroa, 2004).

La construcción, en los últimos sesenta años, de un gran número de embalses ha cambiado no sólo el paisaje, sino también las condiciones económicas y sociales de diversas regiones, ya sea que los propósitos hayan sido por irrigación, generación de energía eléctrica, para controlar flujos o para fines económicos tales como la acuicultura (De la Lanza y García, 2002).

En este último caso, los sistemas extensivos en acuicultura dependen completamente de la producción natural que se recibe de forma paulatina, sin ningún aporte alimenticio extra, aquí los organismos son dependientes de las cadenas alimenticias naturales (microorganismos y/o detritus) para satisfacer sus necesidades nutricionales. Estas cadenas y los procesos microbiológicos pueden ser considerados para incrementar el rendimiento y abatir costos en los productos de acuicultura. Aunque es escaso el conocimiento que se tiene en relación a la productividad y la relativa importancia de las variables de estas cadenas alimenticias, se debe tomar en cuenta la importancia potencial del detritus y los microbios asociados en las bases de las redes alimenticias como fuentes de recursos energéticos para los organismos (Pruder, 1987).

Las comunidades bacterianas también se adaptan fácilmente a los cambios físico – químicos que experimentan los sistemas acuáticos, por lo que pueden ser indicadores relevantes del estatus ecológico de estos sistemas (Servais *et al.*, 1999). Además, los ambientes acuáticos contienen una enorme variedad de bacterias, incluyendo una gran diversidad fisiológica y taxonómica. Estas bacterias desempeñan diversos roles en la naturaleza y su ocurrencia y distribución son controladas principalmente por las condiciones ambientales de un hábitat en particular. Por lo tanto, debería considerarse una revisión de los roles funcionales de las bacterias al igual que otros organismos, el hábitat, las condiciones físicas y químicas. El tamaño y la actividad de las poblaciones bacterianas en el agua y sedimentos no permanecen constantes pero mantienen un equilibrio dinámico con el ambiente (Fry, 1987).

Las características de estos microorganismos son las que determinan su importancia dentro del ecosistema, y por lo cual representan un factor clave en la ecología de sus comunidades, permitiéndoles ocupar más hábitat que los eucariontes y efectuar más funciones ecológicas (Pedrós-Alió y Guerrero, 1994).

La hidrósfera es un hábitat adecuado para el crecimiento microbiano. En aguas continentales, como lagos, estanques, marismas, arroyos, fuentes y ríos, se encuentran grandes poblaciones microbianas. Encontrándose a los

microorganismos fotosintéticos como miembros destacados del neuston y la columna de agua hasta donde penetra la luz; algunas algas y cianobacterias se distribuyen cerca de la superficie, mientras que bacterias anaerobias fotosintetizan a mayores profundidades. Los microorganismos fotosintéticos también se encuentran en los sedimentos de la zona litoral, donde la luz penetra hasta el fondo. En aguas más profundas, domina la actividad descomponedora. Los microorganismos desempeñan un papel clave tanto en la productividad como en la transformación de los compuestos orgánicos de los lagos. Así, hongos y bacterias de los sistemas acuáticos son los principales responsables de la descomposición de la materia orgánica alóctona (Atlas y Bartha, 1998).

En los ecosistemas dulceacuícolas existen dos componentes microbianos muy importantes, la comunidad bacteriana de la cadena del detritus asociada a los sedimentos y aquella relacionada con el “circuito bacteriano” del plancton (bacterioplancton). Hader *et al.* (2003) han encontrado que la productividad del bacterioplancton, es mucho mayor que la que previamente se pensó y desempeña un papel central en el flujo de carbono en los ecosistemas acuáticos, al captar el carbono orgánico disuelto (COD) y remineralizar el carbono en la columna de agua.

El detritus es materia orgánica muerta que se encuentra en todos los hábitats acuáticos, los animales muertos hacen una pequeña contribución a esta poza. Sin embargo, el mayor aporte al detritus es aportado por las plantas (Parson y Tinsley, 1975). Los ecólogos han considerado, en las últimas décadas, que el detritus particulado es el soporte de las cadenas alimenticias (directa o indirectamente), ya que muchos animales y plantas muertas en proceso de descomposición son usados como alimento (Wetzel, 1975).

El detritus representa una fuente de alimento susceptible de ser utilizada por una gran variedad de consumidores, dando lugar a la cadena del detritus; en ésta participan los organismos que se alimentan del detritus dentro de los que se incluyen grupos taxonómicos como protozoarios, artrópodos (principalmente insectos y crustáceos), moluscos, anélidos, peces y anfibios,

tanto en climas templados como en tropicales. Por ende, debemos entender el flujo de energía en la cadena del detritus como un importante aporte en la nutrición de los detritófagos. La biomasa de las poblaciones bacterianas planctónicas generada es consumida (pastoreada) intensamente por ciliados y nanoflagelados heterótrofos y en menor grado por el zooplancton. Los nanoflagelados consumen bacterias, disminuyendo su abundancia y manteniendo su producción, contribuyendo al reciclamiento del fósforo y nitrógeno orgánicos que están incorporados a la biomasa bacteriana. Los flagelados a su vez son alimento para invertebrados de mayor tamaño y cierran el ciclo microbiano, a través del cual la producción bacteriana puede reingresar a la cadena planctónica (Torres y Calva, 2003).

Existen mecanismos potenciales de alimentación en la cadena del detritus, ya que el desarrollo de estas relaciones está determinado por las capacidades digestivas de los detritófagos, los cuales dependen de sus hábitos alimenticios y de su movilidad. Durante este proceso de descomposición, se realiza la degradación de la planta mediante procesos físicos, agentes químicos y biológicos que alteran su composición y por lo tanto su valor nutricional; los efectos de los procesos de descomposición sobre estos valores son complejos y dependen del tipo de detritus y de las habilidades digestivas de los organismos detritívoros. En la parte inicial de este proceso, los valores nutricionales pueden incrementarse por la descomposición de los remanentes de las plantas. Posteriormente la remoción selectiva de las fracciones orgánicas lábiles puede suministrar menor valor nutricional al detritus para los detritívoros. Sobre una escala biológica de tiempo, el último producto de la descomposición debería tener una limitación en su valor nutricional porque el detritus acumulado como capa de sedimentos se encontraría en la parte más profunda del sistema (Bowen, 1987).

Dado que la flora y la fauna acuáticas crecen y se desarrollan en condiciones físicas y químicas particulares, las alteraciones naturales o antropogénicas del marco ambiental repercutirán también en la distribución y supervivencia de los organismos. Las descargas de aguas residuales, industriales y domésticas que se vierten directamente a las presas y lagos,

junto con el proceso de deterioro de las cuencas hidrográficas que por lavado y escurrimiento de su superficie acarrear mayores aportes de materia orgánica y sedimentos, han provocado que estos sistemas se encuentren en un proceso acelerado de envejecimiento. Este fenómeno, mejor conocido como eutrofización, implica un incremento de elementos químicos en los cuerpos de agua, especialmente nitrógeno y fósforo (De la Lanza y García, 2002).

3. OBJETIVOS.

3.1. OBJETIVO GENERAL

En virtud de la importancia de las bacterias en los sistemas acuáticos, en este proyecto se analizan algunos componentes principales de la comunidad microbiana presente en la presa Atlangatepec, Tlaxcala, con la finalidad de establecer las cargas bacterianas existentes en este embalse, sus grupos más representativos, así como inferir el estado de la calidad del agua de este sistema acuático y los posibles impactos ecológicos en el mismo.

3.2. OBJETIVOS PARTICULARES

- Conocer la dinámica hidrológica de la Presa Atlangatepec, Tlaxcala.
- Evaluar la posible variación espacio-temporal de los indicadores bacterianos.
- Evaluar la asociación de los indicadores bacterianos con la cadena del detritus.
- Delimitar la posible influencia antropogénica sobre el sistema, empleando a las bacterias como indicadoras de la calidad del agua.
- Determinar los principales componentes del proceso de descomposición aeróbica de la macrófita *Typha latifolia* presente en el hábitat natural del acocil, como fuente potencial de alimento para estos organismos.

4. AREA DE ESTUDIO

El estado de Tlaxcala se encuentra dentro de las coordenadas Al norte 19°44', al sur 19°06' de latitud norte; al este 97° 38', al oeste 98°43' de longitud oeste (INEGI, 2000), presentando el 0.2% de la superficie del país y colindando al norte con Hidalgo y Puebla; al este y sur con Puebla; al oeste con Puebla, México e Hidalgo (INEGI, 1999).

El estado se ubica en la región hidrológica del Balsas (RH-18), la cual presenta una población de 10.36 millones de personas, de las cuales alrededor de un millón corresponden al estado de Tlaxcala (CONAPO, 2003), esta región hidrológica, tiene estaciones de monitoreo de la calidad del agua, y reporta que el 51% no está contaminada, el 14.3% es de buena calidad, el 30.6% tiene indicadores de contaminación y el 4.1% presenta una contaminación severa. El área total de irrigación de la región RH- 18 es de 333.5 millones de hectáreas, de estas, 4.2 mil hectáreas, pertenecen al Río Atoyac-Zahuapan. El acuífero Alto Atoyac, se encuentra en el centro de Tlaxcala y pertenece a la región del Balsas, dentro de los municipios que lo conforman, está el de Atlangatepec, su principal corriente es el río Zahuapan cuya cuenca de drenaje tiene una superficie de 1493.9 km²; en este acuífero se concentra aproximadamente el 55% de la infraestructura hidráulica de todo el estado, ya que aquí se ubican la mayoría de las actividades socioeconómicas del mismo (CNA, 2002).

Presenta una temperatura promedio que oscila entre los 15.9 y 17.1° C (CNA, 1999), mostrando los niveles más altos en Julio y Agosto. El clima imperante es Cb(w₂)(w')(i)g, que corresponde un clima templado subhúmedo con lluvias de verano (INEGI, 2000), y se considera con poca oscilación térmica. La precipitación total anual es de 745.8 mm, diciembre es el mes más seco con 7.3 mm y agosto el más lluvioso con 135 mm; tiene régimen de lluvias en verano. La Presa se construyó en el período 1957-1959 con el objeto de aprovechar las aguas del Río Zahuapan para uso potencial de riego de 4,000 ha; la cuenca de escurrimiento es de 275 km² y el volumen máximo que alberga es de 54.7 millones de m³. (Leal, 1978; CNA, 1993).

La Presa de Atlangatepec, la más importante del Estado y con una capacidad de 54, 430,000 m³; se utiliza en la actualidad para irrigar 1,600 has; se ubica en la Región Balsas dentro de la Cuenca del Río Atoyac (INEGI, 2000), este nace unos 40 Km al norte de la ciudad de Tlaxcala, Tlax., en los límites de éste estado con el de Puebla, en sus orígenes, se llama Río Zahuapan, y al confluir con el Atoyac, unos 10 Km al norte de Puebla, toma este último nombre (CNA, 2002). En esta región hidrológica se ubica la mayoría de los almacenamientos de Tlaxcala (Fig.1).

Por su ubicación geográfica y clima, corresponde al municipio de Atlangatepec una vegetación compuesta principalmente por bosque de junípero, el cual en la mayoría de los casos se encuentra fuertemente perturbado o bien ha sido desplazado por la agricultura. Sin embargo, lo que más se encuentra en las zonas aledañas a la presa son pastizales. El pastizal inducido no está determinado por algún factor ecológico en especial, es más bien, producto de la intervención del hombre al eliminar la cubierta original con fines agropecuarios o forestales, que aunado al inadecuado uso del terreno provoca con frecuencia la erosión del suelo, que representa un grave problema en el área.

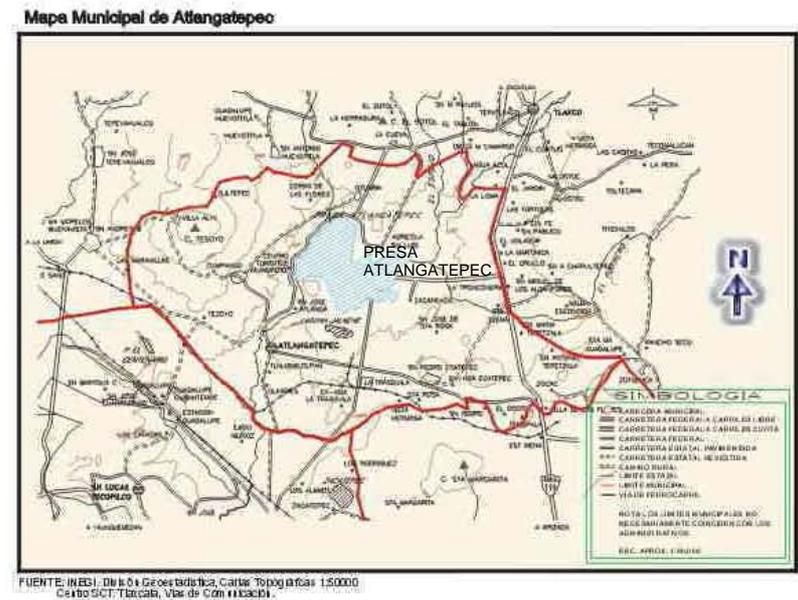


Figura 1. Mapa municipal de Atlangatepec, Tlaxcala. INEGI. División Geoestadística. Cartas Topográficas 1:50,000.

Algunos de los factores que han limitado el desarrollo del estado de Tlaxcala son, además de su reducida extensión superficial y lo adverso de sus condiciones topográficas, sus escasos recursos hidráulicos. Las aguas subterráneas son la principal fuente de abastecimiento para todo tipo de uso, pues la única corriente de importancia en la entidad es el río Zahuapan, que llega a la presa de Atlangatepec, la cual presenta altos valores de nitrógeno y fósforo, por lo que se puede considerar un ambiente eutrófico y con signos apreciables de contaminación comparado con lo reportado por Bronmark y Hansson (2000) y acorde a los niveles promedio reportados para P-PO₄ (862µg/L) y N-NO₃ (1468 µg/L) durante un ciclo anual (Latournerié y Maldonado, 2004).

5. METODOLOGÍA

5.1. Localidades de muestreo. Las localidades de muestreo de la presente investigación se delimitaron a partir de un estudio previo (Latournerié, 2004), donde se consideraron cinco de las estaciones de monitoreo tomando en cuenta los principales rasgos fisiográficos, del embalse y las actividades e impactos antropogénicos en el mismo, siendo estas:

Río Zahuapan. Se consideró esta estación en el sitio donde el río se une a la presa, siendo éste el principal aporte de agua al sistema.

Área Central. Esta fue tomada como la parte central de la presa, además de ser la zona más profunda del sistema.

Cortina. Es la principal salida de agua del sistema.

Isla – Loma. Este es un islote localizado frente a la localidad llamada San José, en la cual se ha observado actividad ganadera y constituye una barrera física para el movimiento de la masa de agua.

Cooperativa. Esta estación se ha considerado debido a la actividad acuícola que se realiza en la zona, basada principalmente en el confinamiento de carpas en jaulas dispuestas entre las orillas de la presa y el tular.

Las estaciones de muestreo fueron georeferenciadas con un GPS¹ y ubicadas en un mapa batimétrico (Fig. 2).

5.2. Frecuencia de muestreo.-Con la finalidad de contrastar la posible variación temporal de los componentes, estos fueron medidos en Junio, Septiembre y Diciembre de 2004, Marzo y Septiembre de 2005, considerando las épocas climáticas más contrastantes de este embalse.

¹ GPS. III. Garmin Internacional, 1200E.

5.3. Caracterización físico-química de las localidades.- Se midieron los principales factores relacionados con la calidad del agua en los estratos superficie y fondo de cada estación en los sitios de muestreo.

Se midió *in situ* la profundidad² temperatura, pH, conductividad y potencial redox³, oxígeno disuelto⁴, además de la transparencia empleando un disco de Secchi. Se tomaron muestras de agua de cada estación y estrato por medio de una botella tipo Van Dorn. Dureza total y calcio se midieron de acuerdo al método del EDTA (APHA, 1992) y el magnesio se calculó por diferencia (APENDICE I).

Para los nutrientes se tomaron en cuenta Nitratos (NO₃)⁵, Nitritos (NO₂)⁶ y Fosfatos (PO₄)⁷.

5.4. Análisis de los sedimentos.- En las estaciones referidas se tomaron muestras de sedimento en bolsas de plástico para trasladarlas al laboratorio. Ahí se caracterizó la textura de los sedimentos por el método de Bouyoucous, el contenido de materia orgánica (M. O.), y minerales totales (Ce), se determinó quemando una muestra en un horno⁸ a temperatura de 550° durante 3.5 horas, por diferencia de peso seco y el peso seco libre de ceniza.

5.5. Indicadores de contaminación.- Se realizó un dragado⁹ de los sedimentos para la obtención de las muestras, éstas fueron tomadas en todas las estaciones en los diferentes meses de muestreo, se obtuvieron núcleos que fueron colocados en condiciones de esterilidad y baja temperatura (4 °C), hasta su análisis.

² Profundímetro Depthmate Portable Sounder. Cole Palmer Instrument Co.

³ Analizador múltiple marca Cole – Palmer Instrument Co.

⁴ Oxímetro YSI modelo 51 B (± 0.05 mg O₂ / L).

⁵ Equipo Hach DR/870 Colorimeter. NitraVer 5 Nitrate.

⁶ Equipo Hach DR/870 Colorimeter. NitriVer 3 Nitrite.

⁷ Equipo Hach DR/870 Colorimeter. Phosphate Reagent.

⁸ Horno marca Lindberg.

⁹ Draga de fondo duro.

Se consideró la influencia antropogénica sobre el sistema, empleando el conteo de coliformes totales y fecales como indicadores de la calidad del agua.

Dentro del estudio microbiológico se realizaron ensayos para determinar el número de coliformes totales y fecales, por medio filtros de membrana y medio Eosina – Azul de Metileno (EMB) y Coli - counts¹⁰, a través de un conteo total viable, obteniendo así unidades formadoras de colonias (UFC). Posteriormente fueron cultivadas en medio EMB y medio nutritivo para su aislamiento y determinación. Además de la determinación de coliformes se realizó la identificación de otros grupos bacterianos como *Pseudomonas*, *Vibrio*, *Salmonella* y *Shigella*. Para lo cual se utilizaron medios de enriquecimiento, selectivos (APENDICE II) y el sistema API 20 - E¹¹.

5.6. Análisis de degradación de detritus vegetal.- Esta fase de la investigación se realizó en dos modalidades, *in situ* y en el laboratorio, empleando *Typha latifolia* que fue cortada en trozos pequeños y confinada en bolsas que contenían en promedio 46.9 ± 5.2 g de la especie vegetal predominante en los manchones de vegetación ubicados en la zona litoral del embalse y 50 mL de sedimento proveniente del mismo lugar que la planta; las bolsas se depositaron en estrecha asociación con el sustrato y fueron retiradas a tiempos definidos, en el caso de las muestras *in situ* fue de catorce días durante un lapso de ocho semanas (en la época cálida) y para las de laboratorio fueron siete semanas, lo anterior con la finalidad de evaluar los cambios en: peso seco, peso húmedo del vegetal, fracción orgánica e inorgánica del tejido remanente, contenido calórico del mismo, así como análisis de composición de nitrógeno total, carbohidratos y lípidos.

a) Las muestras fueron pesadas (peso húmedo) en balanza digital (± 0.01 g) y secadas¹² a 60° C durante 10 días para la obtención de peso seco y su posterior procesamiento.

¹⁰ Coli - counts millipore.

¹¹ API 20E Biomereux.

¹² Estufa de laboratorio Cole Parmer, Mod. 05015-58

b) Se tomó una alícuota de cada muestra (1g), las cuales fueron colocadas en crisoles para su incineración¹³ a 550° C durante tres horas y media para la obtención por diferencia de peso, materia orgánica y minerales totales.

c) La obtención del contenido calórico se obtuvo a partir del procesamiento de la muestra en una bomba calorimétrica¹⁴ estandarizada con ácido benzoico.

d) Para la extracción de lípidos se utilizó el método Cloroformo – Metanol, por medio del cual se obtiene la cantidad de lípidos totales y se reportan por gramo de muestra (APENDICE III).

e) La cantidad de nitrógeno total se realizó por medio del reactor del equipo Hach mediante la técnica de Nitrógeno Total¹⁵ (APENDICE III).

f) La proporción de carbohidratos fue obtenida por el método de fenol (APENDICE III).

5.7. Análisis estadístico.- Se realizó un análisis exploratorio de datos considerando como variables los diferentes parámetros físico – químicos, los meses de muestreo y las cinco estaciones consideradas en el estudio, esto con la finalidad de ver la posible variación espacio – temporal en la dinámica hidrológica.

Se empleo ANOVA- MANOVA como análisis confirmatorio de la influencia de las épocas, localidades de muestreo y estratos en la variación físico – química de la calidad del agua del embalse. Además se usó la técnica de Cluster de análisis multivariado para establecer las posibles relaciones entre los factores medidos, las épocas y estaciones de muestreo. Todos los análisis se efectuaron con el software STATISTICA versión 7.0.

¹³ Horno marca Lindberg.

¹⁴ Bomba calorimétrica Parr Instrument Company Mod. 1341EB.

¹⁵ Equipo Hach DR/870 Colorimeter.

6. RESULTADOS

6.1. Localidades de muestreo.- A partir de diez estaciones que fueron georeferenciadas (Tabla 1) y ubicadas en un mapa batimétrico (Fig.2) (Latournerié 2004), se consideraron solo cinco de ellas para este estudio y fueron: Río Zahuapan, Área Central, Cortina, Isla – Loma y Cooperativa, tomando en cuenta la información disponible sobre los principales rasgos fisiográficos y posible influencia antrópica sobre este cuerpo de agua (Latournerié y Maldonado, 2004).

Tabla 1. Coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo en la presa Atlangatepec, Tlax.

Estación	Latitud	Longitud
E-1 Río Zahuapan	19°33.622´	98°10.202´
E-2 Área Central	19°33.934´	98°11.160´
E-3 Cortina	19°33.371´	98°11.948´
E-4 Isla – Loma	19°33.435´	98°11.456´
E-5 Cooperativa	19°33.043´	98°10.505´

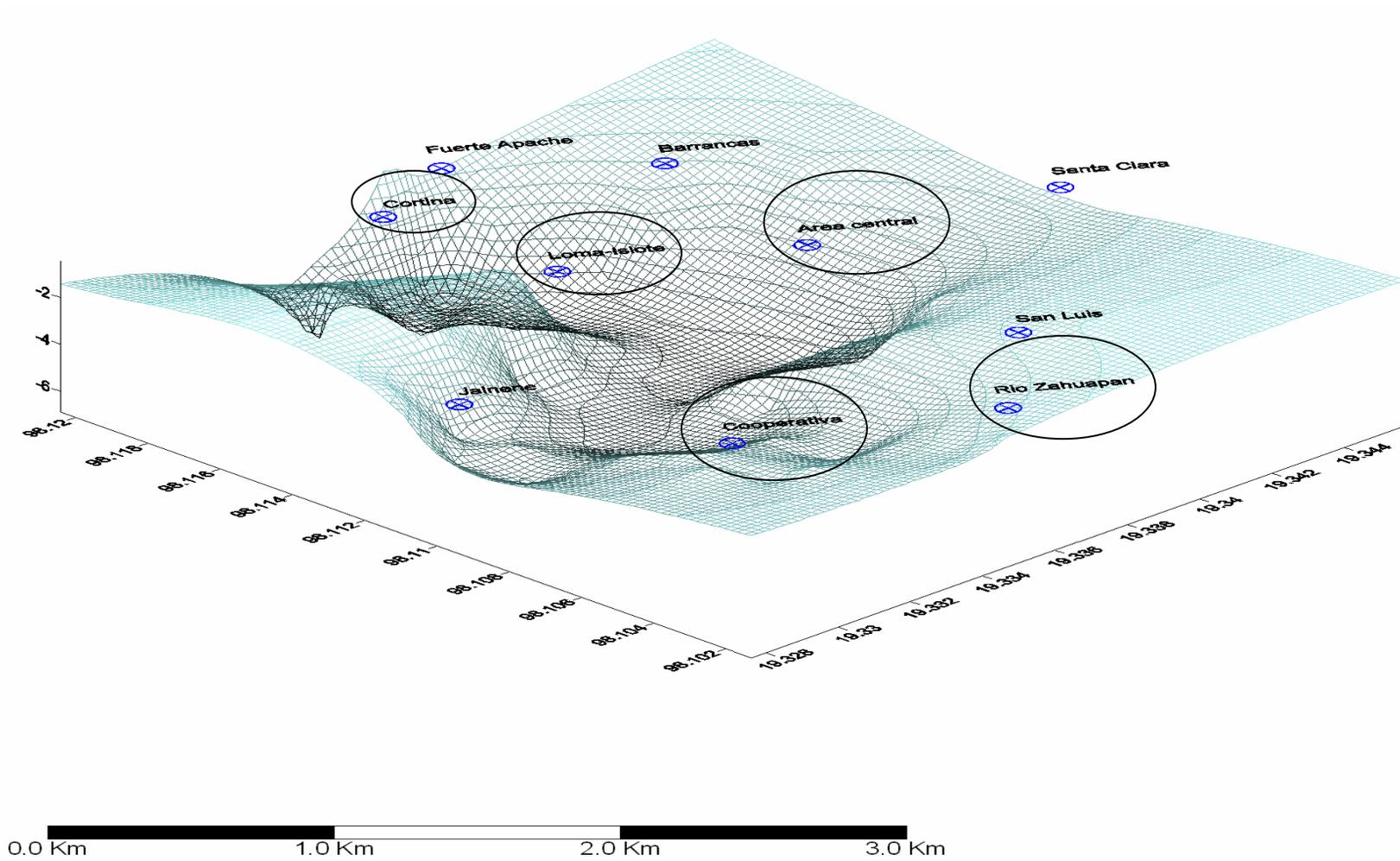


Figura 2. Mapa batimétrico de la Presa Atlangatepec Tlaxcala. Estaciones de muestreo. (Latournerié, 2004).

6.2. Caracterización físico-química de las localidades.- La caracterización físico-química (Tabla 2) durante el periodo de estudio indica que algunos parámetros no muestran diferencias significativas entre los estratos de superficie y fondo del sistema, aunque esto no se generaliza para todas las variables, por lo tanto, estas diferencias se analizaron en cada uno de ellos de forma particular.

Profundidad. La presa es un cuerpo de agua relativamente somero (Tabla 3), la estación de Área Central, fue la más profunda durante el año de muestreo con una media de 5.8 ± 1.3 m. y la estación menos profunda fue el Río Zahuapan (1.2 ± 0.3 m)

Tabla 3. Medidas de Profundidad (m) en las diferentes estaciones de muestreo.

MESES	ESTACIONES DE MUESTEO				
	ZAHUAPAN	AREA CENTRAL	CORTINA	ISLA Y LOMA	COOPERATIVA
Jun-04	0.94	5.73	5.85	1.92	5.58
Sep-04	1.43	3.69	4.66	3.05	2.87
Dic-04	1.31	6.83	4.11	2.32	1.01
Mar-05	0.79	6.68	3.90	2.50	2.50
Sep-05	1.31	6.19	4.18	2.35	2.44
Media	1.1582	5.8216	4.5415	2.4262	2.8773
Des.Std.	0.2743	1.2683	0.7839	0.4081	1.6681

Temperatura. La temperatura presentó un promedio de 17.9 ± 4.1 ° C en superficie y de 16.8 ± 3.2 ° C de fondo, ambos estratos presentan diferencias significativas entre ellos (Fig. 3). En promedio y considerando las 5 estaciones, las cuales son diferentes entre los meses de muestreo, las temperaturas más altas se registraron en Septiembre de 2004 con 22.5° C y las más bajas fueron de 12.5° C en Diciembre del mismo año. También se pudo observar una clara estacionalidad en los meses de Diciembre – Marzo como época fría y Junio – Septiembre como época cálida (Fig. 3).

Tabla 2. Parámetros físico – químicos en las diferentes localidades y estaciones de muestreo.

PARAMETROS	2004															2005									
	JUNIO					SEPTIEMBRE					DICIEMBRE					MARZO					SEPTIEMBRE				
FISICOS	E1	E2	E3	E4	E5	E1	E2	E3	E4	E5	E1	E2	E3	E4	E5	E1	E2	E3	E4	E5	E1	E2	E3	E4	E5
Profundidad (m)	0.94	5.73	5.85	1.92	5.58	1.43	3.69	4.66	3.05	2.87	1.31	6.83	4.11	2.32	1.01	0.79	6.68	3.9	2.5	2.5	1.31	6.19	4.18	2.35	2.44
Transparencia (cm)	14	15	14	14	13	14.5	21	21.5	12.5	23	11.5	19	8	7	18.5	13	19	20	19	19	12.5	12.5	12	11	12.5
Temperatura (°C)																									
Superficie	23.7	20.7	18.4	19.8	19.3	21.9	21.2	23.4	25.4	20.5	10.8	12	12.7	12.7	12.3	15	15	15.1	15	15.3	19.5	22.1	18.7	19.1	19.2
Fondo	21.4	18.4	18.2	18.3	19.4	19.3	19	19.3	20.2	18.2	10.3	12	12.6	12.3	12.4	14.8	14.4	14.4	14.5	14.4	19.3	19	19.4	18.4	19.1
QUIMICOS																									
Oxígeno (mg/L)																									
Superficie	7.5	5.9	6.4	7.4	6.6	3.4	6	6.5	7.4	6.4	7.2	8	8	7.5	7.4	6.2	7.1	6.4	7.2	6.6	6.5	6.6	6.2	6.8	6.3
Fondo	5.5	5.8	5.4	6.4	6.6	3.4	5	5.9	3.5	5.7	7	7.8	7.7	7.4	7.1	6.3	5.6	4.4	4.8	6.2	5.6	1.1	3.2	4.6	4
pH																									
Superficie	7.8	8.3	7.4	7.8	7.6	7.6	8	7.8	7.5	7.5	7.5	7.8	7.5	7.1	8	7.4	8	7.7	7.3	7.8	7.7	7.9	7.1	7.7	7.5
Fondo	7.3	7.8	7.3	7.3	7.5	7.4	7.9	7.6	7.5	6.2	6.9	7.1	7.6	7.4	8.3	6.8	7.8	7.6	7.2	7.6	7.5	7.5	7.3	7.5	7.5
Potencial Redox (mV)																									
Superficie	86	146	172	165	131	38	52	142	145	155	111	42	68	131	87	119	62	88	93	71	17	25	99	112	121
Fondo	137	161	171	156	120	76	86	161	146	171	110	108	124	120	92	114	74	118	98	126	41	104	99	120	126
Conductividad (µS)																									
Superficie	254	230	212	220	204	243	200	218	227	198	183	185	187	189	190	218	208	208	211	211	234	261	234	240	235
Fondo	239	183	209	204	205	193	190	198	200	185	182	184	183	187	187	210	203	203	204	204	232	237	273	231	233
Dureza																									
Total	194	166	170	156	172	169	222	215	234	226	256	231	236	247	247	192	173	200	204	171	96	112	100	108	116
Calcio	8.8	20.88	28.9	28.1	20.8	98.6	73.2	78.4	78.4	74.6	38.9	22.5	19.4	56.6	47.6	67.9	22.4	89.4	36.1	57.7	33.66	32	35.27	33.66	36.87
Magnesio	45	35.3	34.3	31.1	36.7	14.5	36.5	33.5	36.7	38.5	52.4	50.6	52.6	47.3	49.1	153.9	150.6	110.6	167.9	112.6	87.81	104	91.81	99.81	88.2
Nitratos (mg/L)	1.5	4.9	5.2	5.3	5.3	69.1	52.3	40.5	36	18.6	105.9	86.3	74.7	117	110.5	8.5	5.9	4.6	5.2	4.5	44.6	22.2	8.5	10.2	7.9
Nitritos (mg/L)	0.009	0.121	0.082	0.009	0.088	0.009	0.103	0.094	0.005	0.138	0.004	0.12	0.087	0.006	0.008	0.007	0.088	0.088	0.007	0.012	0.004	0.09	0.08	0.007	0.008
Fosfatos (mg/L)	0.054	0.440	0.340	0.370	0.530	2.750	2.180	1.630	2.170	1.630	1.250	1.400	1.350	1.350	1.340	0.180	0.370	0.390	0.470	0.500	1.780	1.390	0.680	0.800	0.960

E1: Rio Zahuapan; E2: Area Central; E3: Cortina; E4: Loma e Islote; E5: Cooperativa.

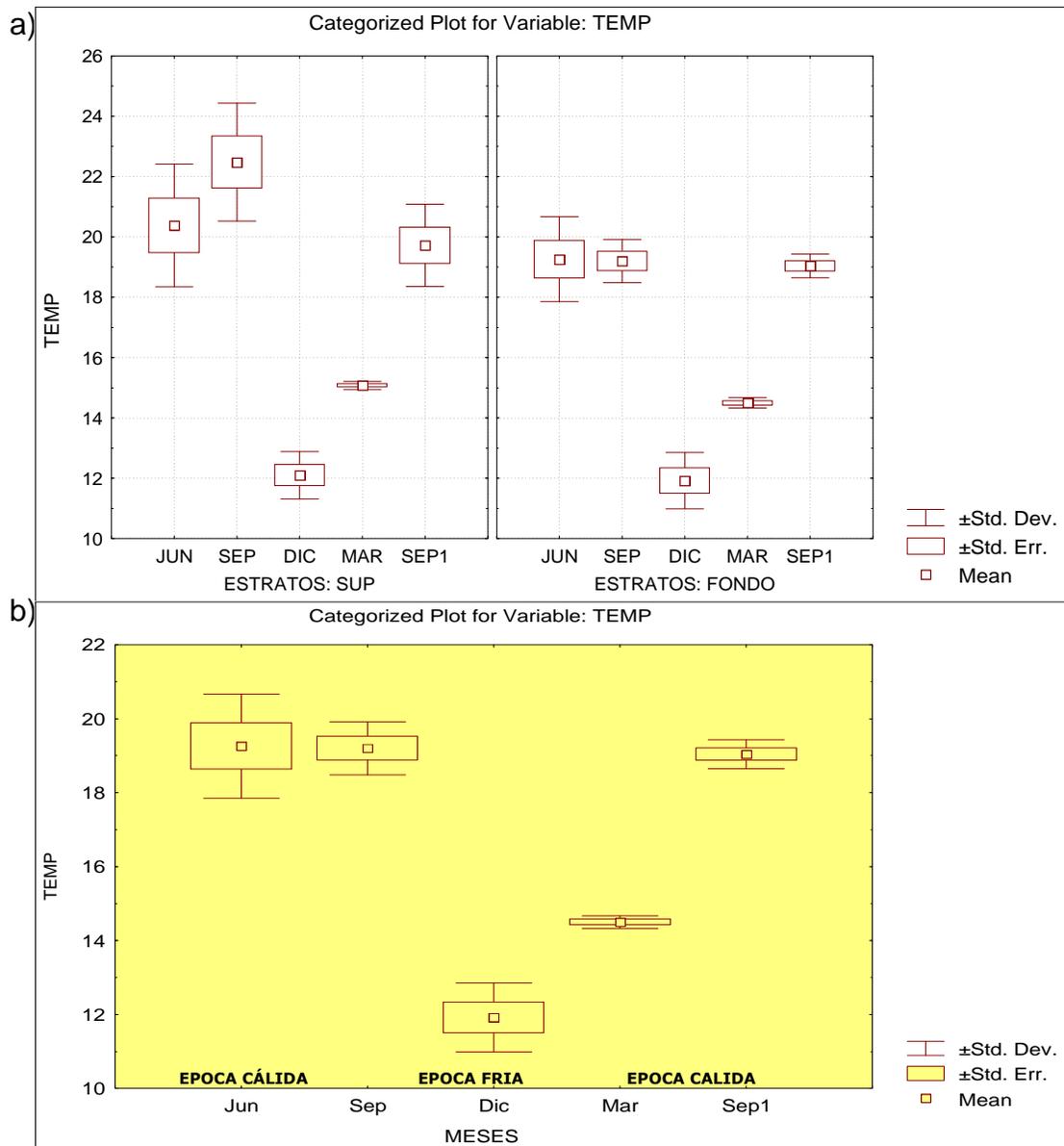


Figura 3. Variación de temperatura a) estratos superficie y fondo b) en los diferentes meses de muestreo.

Sin embargo entre las cinco diferentes localidades de muestreo no se encontraron diferencias significativas (Fig 4).

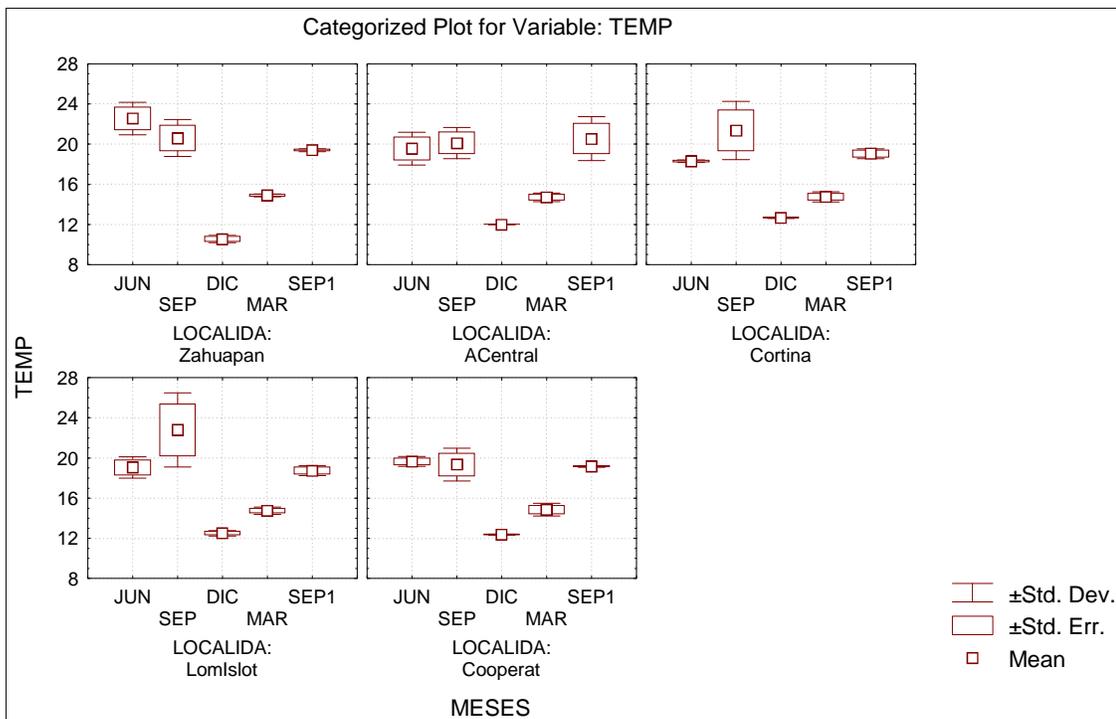


Figura 4. Variación de temperatura en las localidades de muestreo (ciclo 2004 – 2005). Presa Atlangatepec Tlax.

Transparencia. Este parámetro no mostró diferencias significativas con respecto a las estaciones de muestreo ni en cuanto a su variación estacional (Fig. 5), sus valores siempre se encontraron por debajo de los 22 cm. (Tabla 2).

pH. Se consideró un parámetro que presentó diferencias entre los estratos considerados, con un promedio de 7.65 ± 0.28 para superficie y de 7.41 ± 0.39 de fondo (Fig. 6), en el caso de los meses y estaciones de muestreo no se observaron diferencias (Fig.7) por lo que se considera un parámetro que dentro del sistema y en el tiempo es relativamente homogéneo. Los valores más dispares se observaron en septiembre de 2005 con el valor más bajo en el Área Central con 6.2 y la Cortina presentó el valor más alto con 8.3 para el fondo, en el caso de los valores de superficie estos fueron el más bajo en diciembre de 2004 con 7.1 y septiembre de 2005 el más alto con 8.0. (Tabla 2).

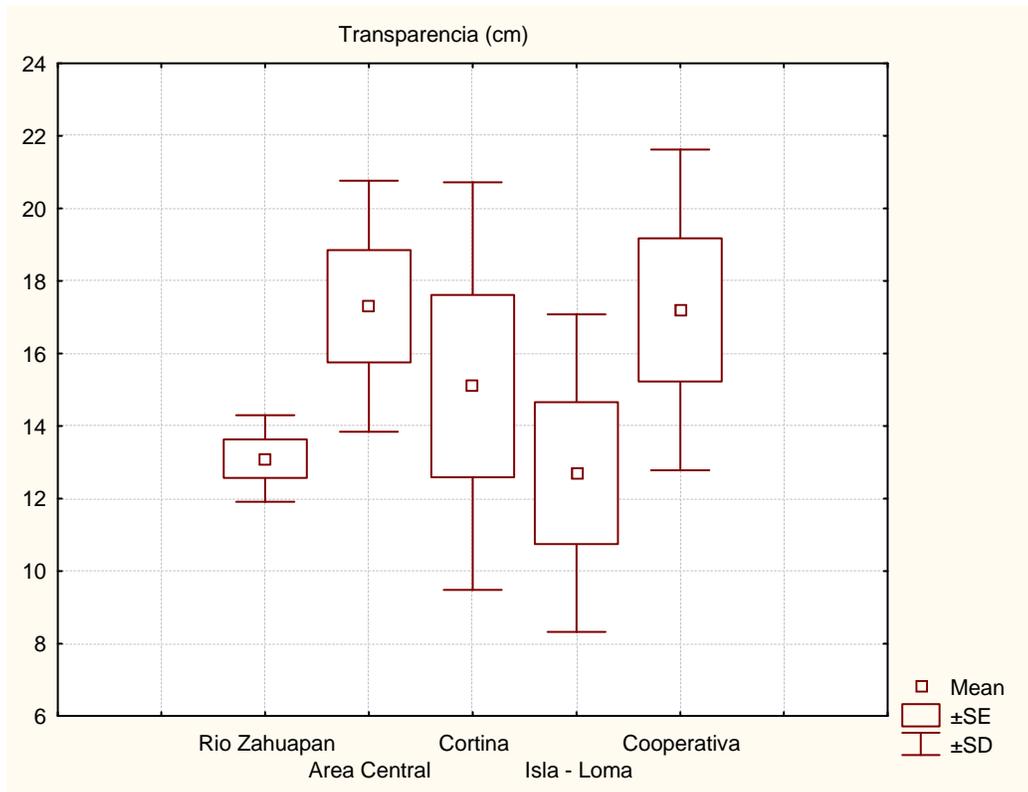


Figura 5. Transparencia (cm) en las diferentes estaciones durante los cinco muestreos del ciclo 2004-2005.

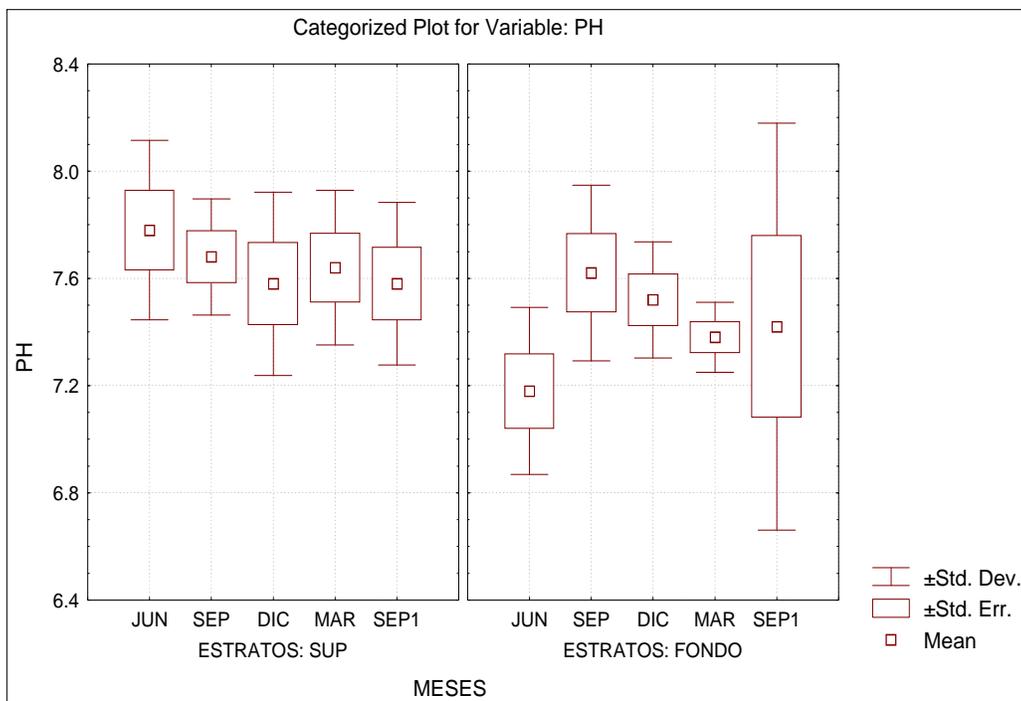


Figura 6. Diferencias de pH entre los estratos superficie y fondo.

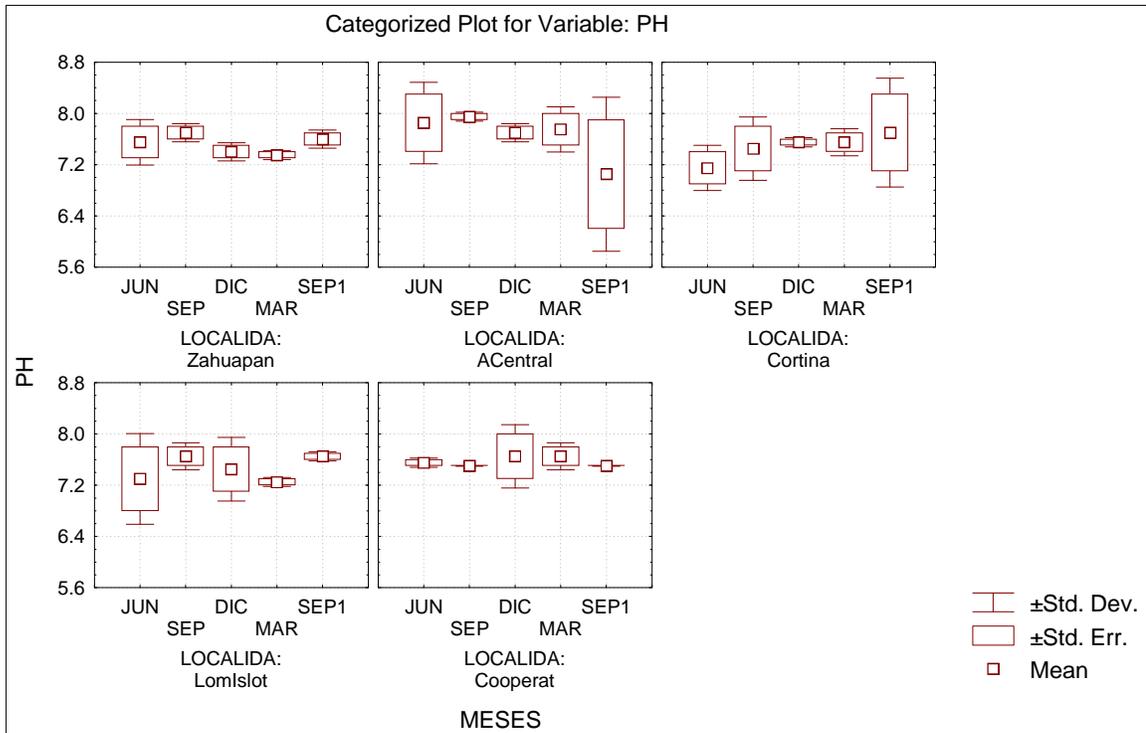


Figura 7. pH por meses y localidades de muestreo.

Conductividad. El promedio de superficie fue de $216 \pm 21.7 \mu\text{S}$ y para fondo de $206.4 \pm 22.7 \mu\text{S}$, el análisis de los datos, mostró que si hay diferencias significativas entre los estratos (Fig.8). Los valores más bajos fueron medidos en Diciembre de 2004 tanto para superficie y fondo con 183 y 182 μS , respectivamente, ambos en el Río Zahuapan, los más altos fueron registrados en septiembre de 2005 para el Área Central, 261 μS en superficie y 273 μS para fondo en la estación Cortina (Tabla 2). Las diferencias significativas solo se ubicaron entre los diferentes meses de muestreo, no así para las localidades (Fig.9).

Potencial Redox. Este parámetro mostró diferencias durante los distintos meses de muestreo y localidades (Fig. 10). Se registraron en promedio $99.1 \pm 44.3 \text{ mV}$ para superficie y $118.4 \pm 32.0 \text{ mV}$ para fondo (Fig. 11), por otro lado, se presentó una mayor heterogeneidad de los resultados en la estación de Río Zahuapan, aquí se ubicaron los valores más bajos en Septiembre de 2005 con 17 mV para superficie y 41 mV para fondo, y los valores más altos son 172 y 171 mV en superficie y fondo, en el mes de

junio de 2004 para la estación Cortina, además de la Cooperativa donde en Septiembre de 2004 se registró 171 mV en el fondo (Tabla 2).

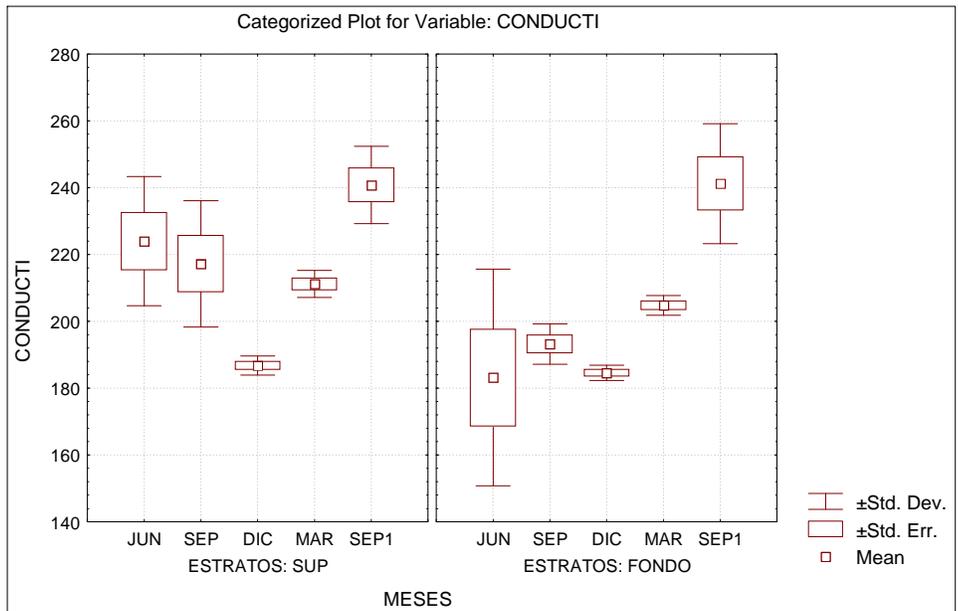


Figura 8. Conductividad (μS). Variación entre superficie y fondo.

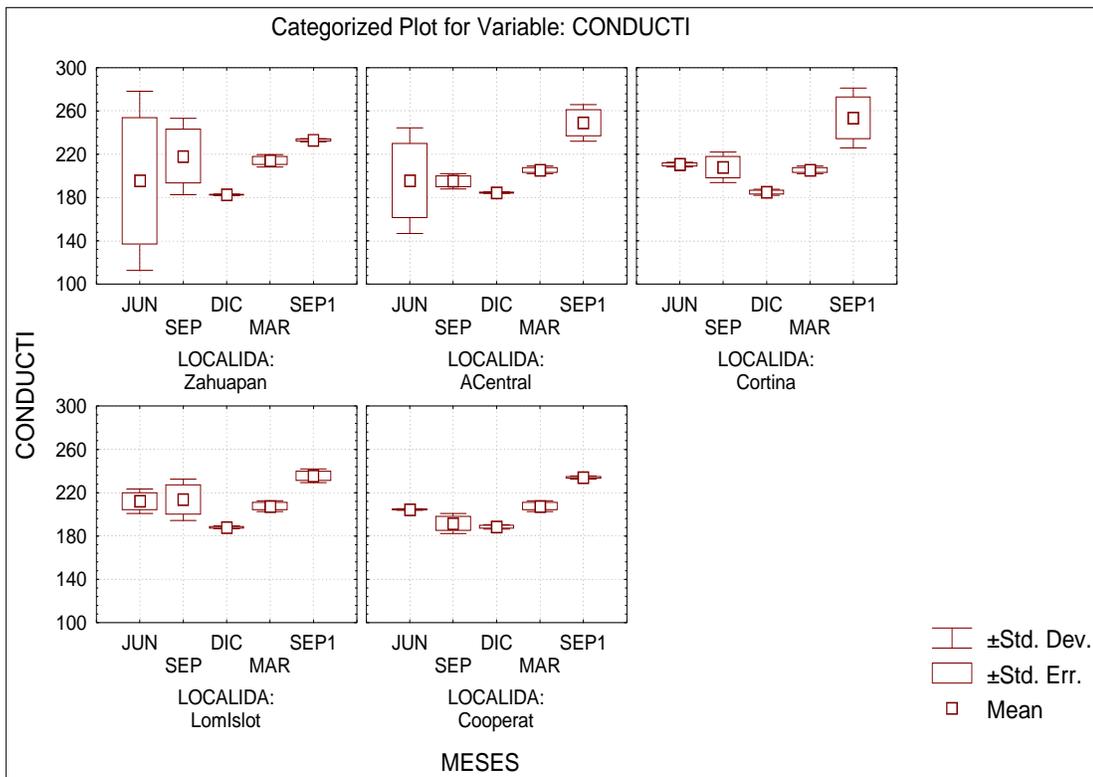


Figura 9. Conductividad (μS) en los diferentes meses y localidades de muestreo

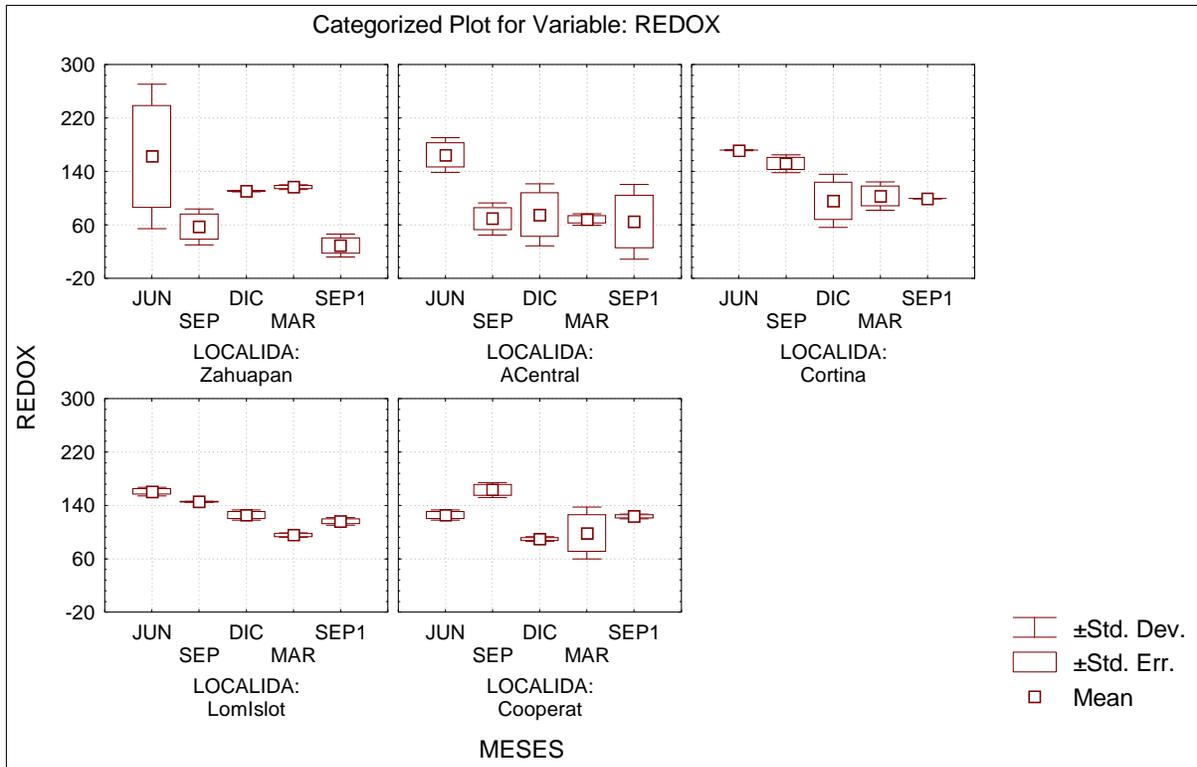


Figura 10. Potencial Redox (mV). Diferencias entre meses y localidades de muestreo.

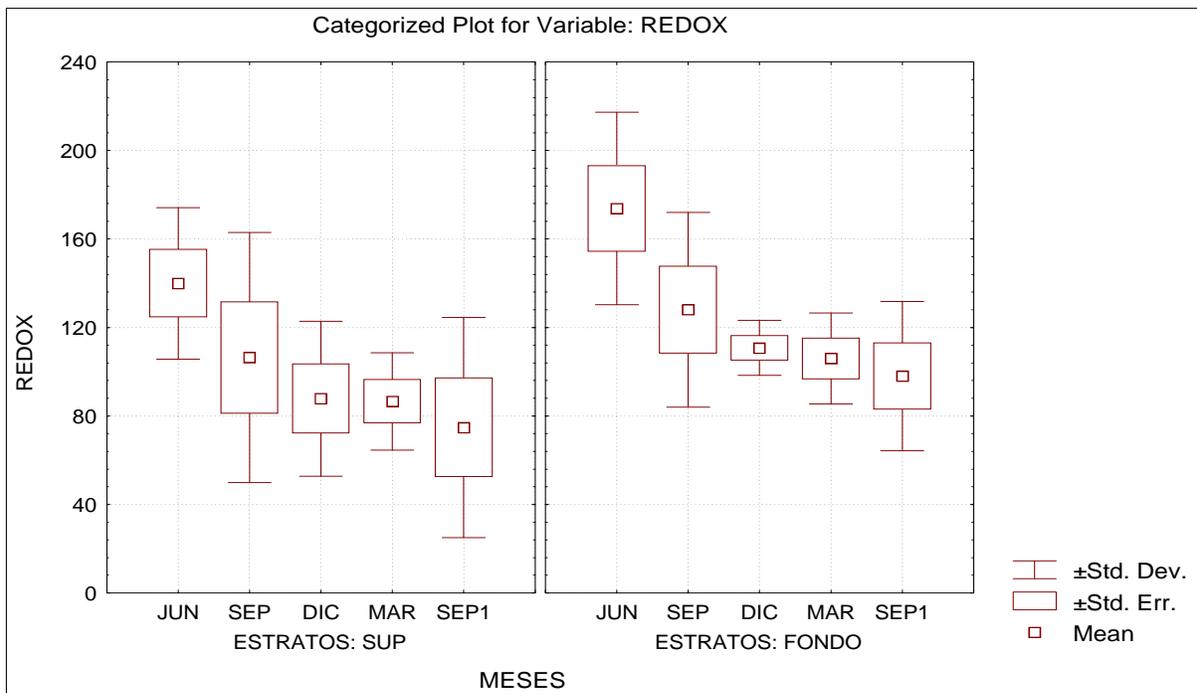


Figura 11. Potencial redox (mV). Superficie y Fondo.

Oxígeno disuelto. El oxígeno disuelto no se presentó como factor limitante para el sistema ya que el promedio para superficie fue de 7.2 mg/L y en fondo de 5.4 mg/L, los cuales si muestran diferencias entre estratos (Fig. 12).

El análisis indicó también que hay diferencias significativas entre los diferentes meses y localidades de muestreo; observándose una clara disminución de este factor en los meses de Septiembre de 2004 y 2005 y para el Área Central. En el año 2005 tuvo su valor más bajo el cual fue de 1.1 mg/L (Fig. 13).

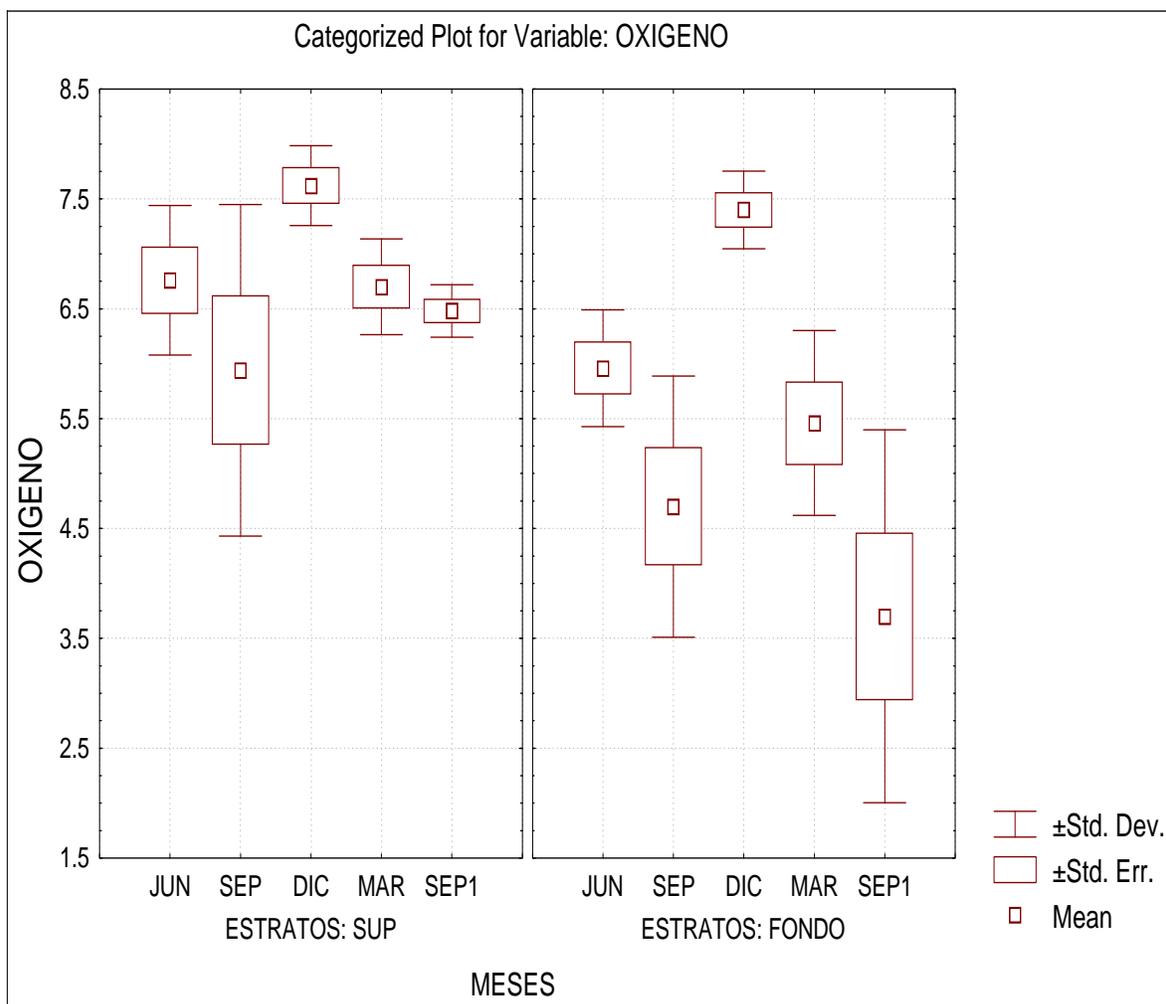


Figura 12. Oxígeno disuelto (mg/L) en superficie y fondo del embalse.

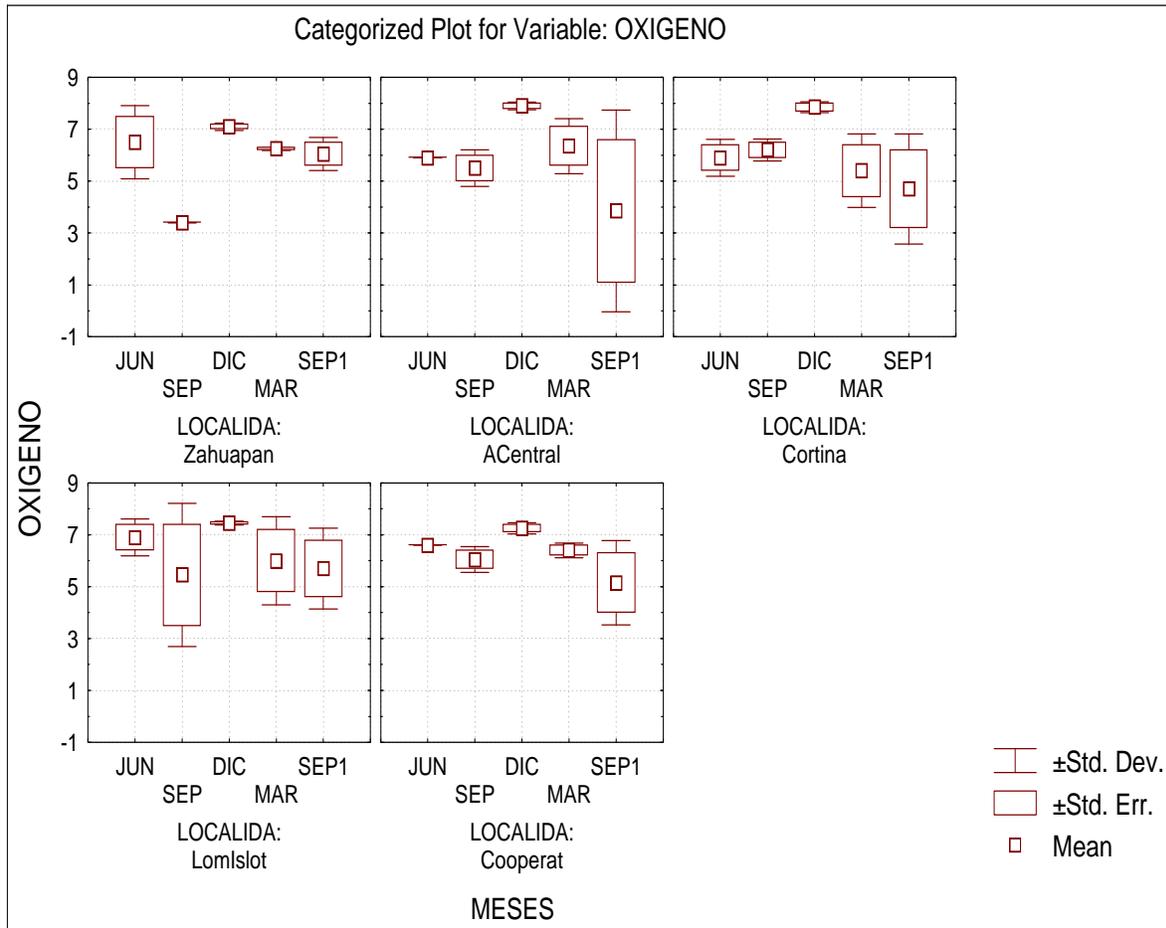


Figura. 13. Variación del oxígeno (mg/L) en los diferentes meses de muestreo y localidades dentro de la presa.

También se midieron los perfiles mensuales de oxígeno y temperatura en la estación más profunda del embalse (Área Central) (Fig. 14). Donde la mayor estratificación se observa en la época cálida hacia los meses de septiembre, para ambos parámetros, temperatura y oxígeno.

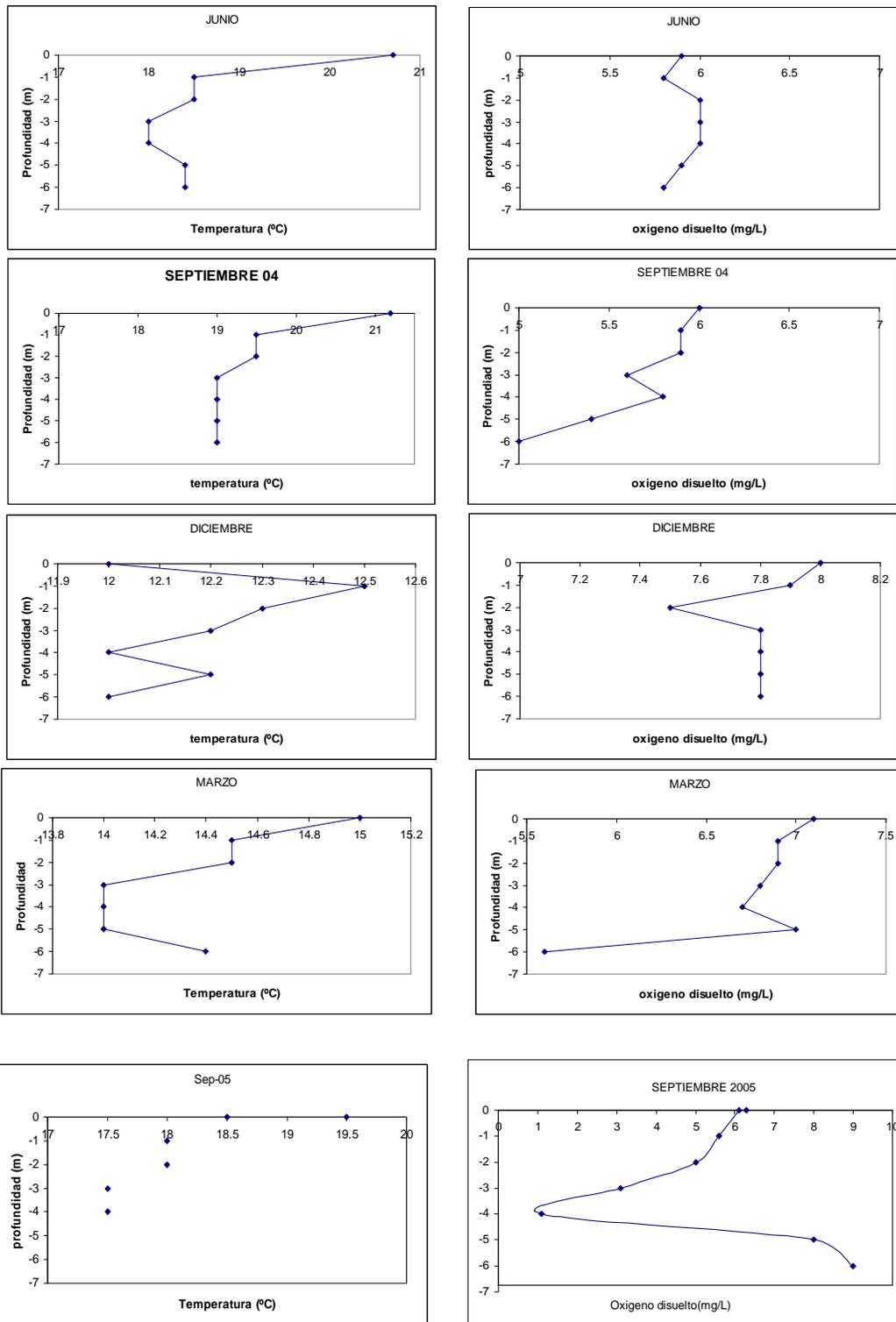


Figura 14. Perfiles de oxígeno y temperatura de la estación Área Central, Presa Atlangatepec, Tlax. (Ciclo 2004-2005).

Dureza total, de calcio y magnesio. Estos parámetros muestran promedios de 185 mg CaCO₃/L, 45.6 mg Ca/L y 70.5 mg Mg/L respectivamente, para todas las estaciones en todo el periodo de muestreo. Sin embargo, hay una variabilidad por estación y mes de muestreo, siendo para el caso de dureza total, el mes de septiembre de 2005, en el Río Zahuapan donde se presentan los valores más bajos y el mínimo medido de 96 mg CaCO₃/L; para las estaciones de La Cooperativa y Loma – Islote en el mes de diciembre el valor más alto de 247 mg CaCO₃/L, y aunque se muestra un incremento de los valores para el mes de diciembre y un decremento en la época cálida (Tabla 2), solo los valores registrados en los meses de septiembre entre 2004 y 2005 son significativamente diferentes (Fig.15).

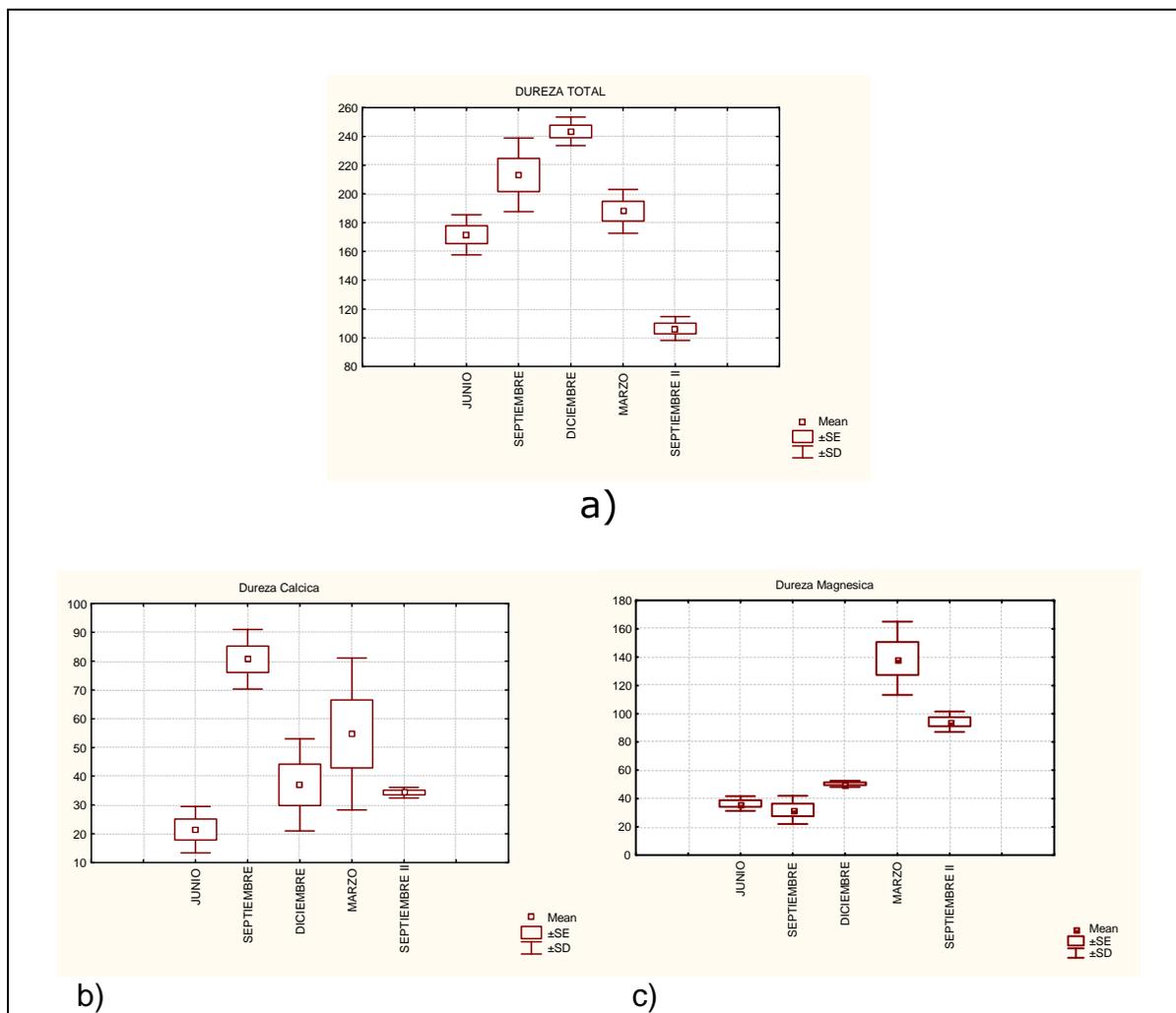


Figura 15. a) Dureza Total (mg CaCO₃/L), b) Dureza de Calcio (mg Ca/L) y c) Dureza de magnesio (mg Mg/L).

La dureza de calcio muestra diferencias en los diferentes meses de muestreo. Los valores más bajos obtenidos fueron registrados en Junio en el Río Zahuapan (8.8 mg Ca/L) y los valores más altos registrados en marzo en la estación de La Cortina (89.4 mg Ca/L), sin embargo este mes presentó una amplia variabilidad entre estaciones (Fig.15).

La dureza de magnesio es homogénea los primeros tres muestreos (junio, septiembre y diciembre de 2004), sin embargo muestra un incremento para los meses de marzo y septiembre de 2005, siendo en la estación Loma – Islote donde se midió el valor más alto en el mes de marzo (167.9 mg Mg/L) (Fig.15).

Nutrientes. El promedio total para cada uno de los nutrientes medidos en las cinco estaciones de muestreo durante el año del mismo fue de 1.05 mg/L para fosfatos, 34.2 mg/L para nitratos y 0.051 mg/L para nitritos (Figura 16). El mes de septiembre de 2004 presentó los valores promedio más altos de fosfatos y nitritos, 2.07 mg/L y 0.103 mg/L, respectivamente, el mes de junio del mismo año presenta los valores promedio mínimos para fosfatos 0.35 mg/L y 0.007 mg/L de nitritos. Las concentraciones más altas de nitratos fueron medidas en diciembre de 2004 de 98.9 mg/L y la más bajas de 4.4 mg/ L en junio de 2004 (Tabla 2).

El Río Zahuapan presentó las concentraciones más altas de fosfatos y nitratos con 1.20 mg/L y 45.9 mg/L, los valores promedio más bajos de los mismos parámetros se observaron en La Cortina con 0.88 mg/L y 26.7 mg/L, respectivamente.

Los nitritos en concentraciones promedio menores se midieron en el Área Central y en el Río Zahuapan (0.069 y 0.062 mg/L) y los valores más altos en la Cooperativa (0.037 mg/L) (Tabla 2).

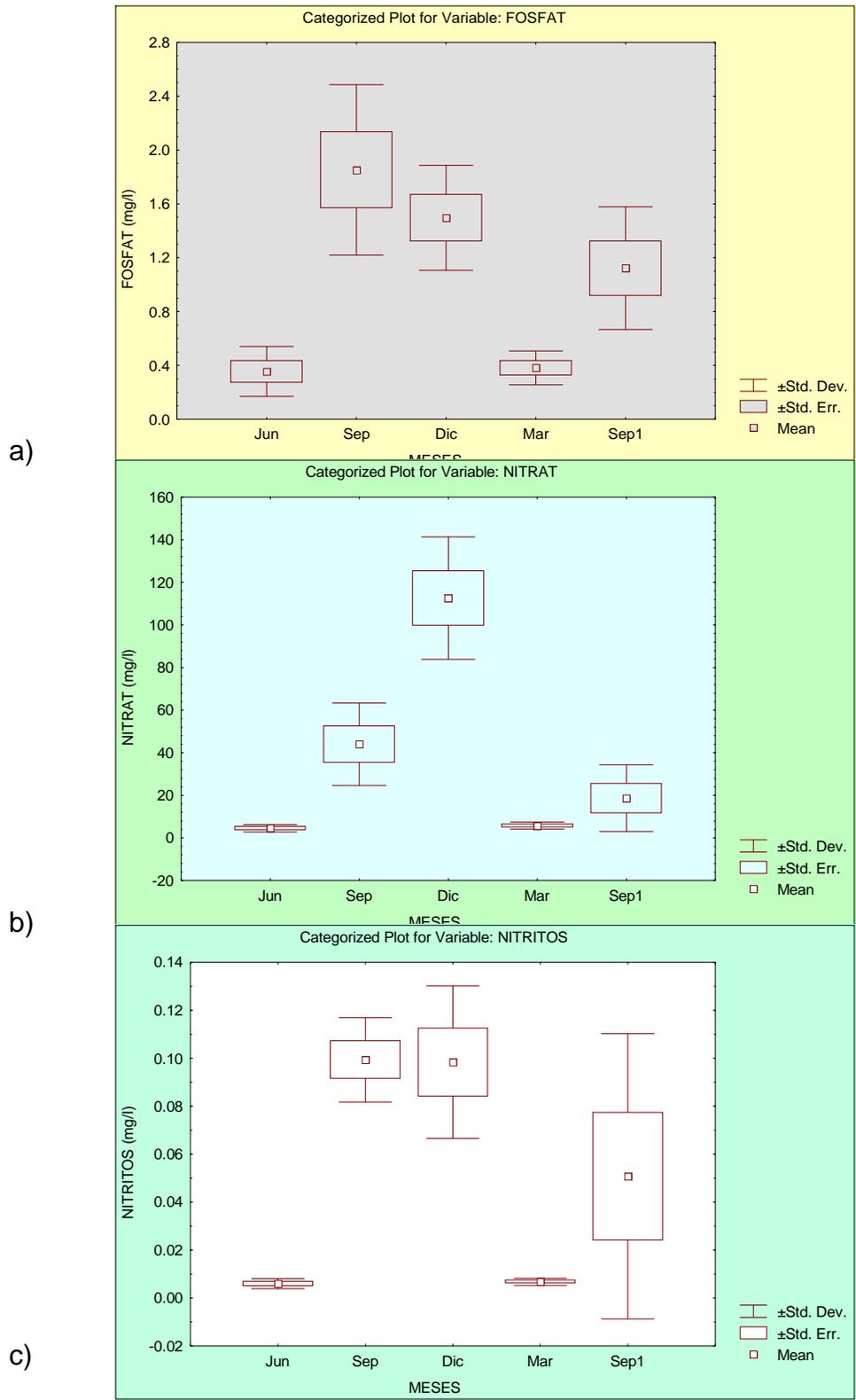


Figura 16. Variaciones en las concentraciones de nitrógeno y fósforo durante el ciclo 2004- 2005 en la presa Atlangatepec, Tlax.

6.3. Análisis de los sedimentos.

Tipo Textural. En este análisis se obtuvieron los porcentajes de la cantidad de Arenas, Limos y Arcillas, por localidad (Tabla 4). En donde puede observarse que los valores para arenas son mayores que para el resto de los tipos texturales.

Tabla 4. Análisis Textural. Porcentaje de Arenas, Limos y Arcillas, en las cinco estaciones de muestreo de la Presa Atlangatepec, Tlaxcala.

ESTACION	Sedimentos (%)		
	ARENAS	LIMOS	ARCILLAS
Río Zahuapan	56.24	25.81	14.30
Área Central	60.86	24.86	14.29
Cortina	65.99	22.20	13.45
Isla – Loma	83.33	3.16	13.51
Cooperativa	83.51	7.28	11.39

La composición de materia orgánica y minerales. Para este análisis se puede observar un menor porcentaje de materia orgánica que de minerales en las muestras de sedimentos colectados (Tabla 5).

Tabla 5. Porcentaje de materia orgánica (M.O.) y minerales (Min.) por meses de muestreo en las diferentes localidades.

ESTACION	Jun-04		Sep-04		Dic-04		Mar-05		Sep-05	
	M. O.	Min.								
Río										
Zahuapan	8	92	4.5	95.5	7	93	6	94	15.7	84.3
Area Central	4	96	6.9	93.1	4.5	95.5	23.6	76.4	23.6	76.4
Isla y Loma	3	97	55.6	44.4	0	100	27.1	72.9	40.1	59.9
Cortina	7	93	6.1	93.9	1.9	98.1	23.5	76.5	34	66
Cooperativa	9	91	4.7	95.3	5	95	85.2	14.8	25.4	74.6

6.4. Indicadores de contaminación.

Como indicadores de contaminación se consideraron a las bacterias coliformes, éstas en conteos de coliformes totales presentaron para el Río Zahuapan los valores promedio más altos junto con la estación Cooperativa, 30,888 y 35,060 UFC/ 100mL, respectivamente. El valor más bajo promedio se registró en la Cortina, donde el conteo fue de 4,778 UFC/ 100 mL. También se observaron diferencias entre épocas de muestreo, el mes donde se encontró un mayor número de coliformes fue para marzo con 67,200 UFC/ 100mL en promedio, y el menor número en los meses de septiembre de 2004 y 2005 con 2708 y 6840 UFC/ 100 mL (Fig. 17).

El conteo de coliformes fecales indicó diferencias entre los meses de diciembre de 2004 y marzo de 2005 a los de junio de 2004 y septiembre de 2004 y 2005, siendo estos últimos considerados dentro de la época cálida y los primeros como de época fría (Fig. 17). La estación que mayor problema presentó en cuanto a coliformes fecales fue La Cooperativa puesto que en promedio se contabilizaron 7235 UFC/ 100mL y los valores más bajos se registraron en el Área Central durante todo el periodo de muestreo, el promedio fue de 2720 UFC/100 mL.

También se realizó un conteo de bacterias del genero *Pseudomonas* el cual no denotó diferencias significativas entre los diferentes meses de muestreo. Sin embargo es evidente una mayor heterogeneidad por localidades en los meses de septiembre de ambos años (Fig. 18). De manera cualitativa se encontraron bacterias de los géneros *Vibrio*, *Salmonella*, *Proteus*, *Aeromona*, además de *Enterobacter cloacae*, *Escherichia coli*.

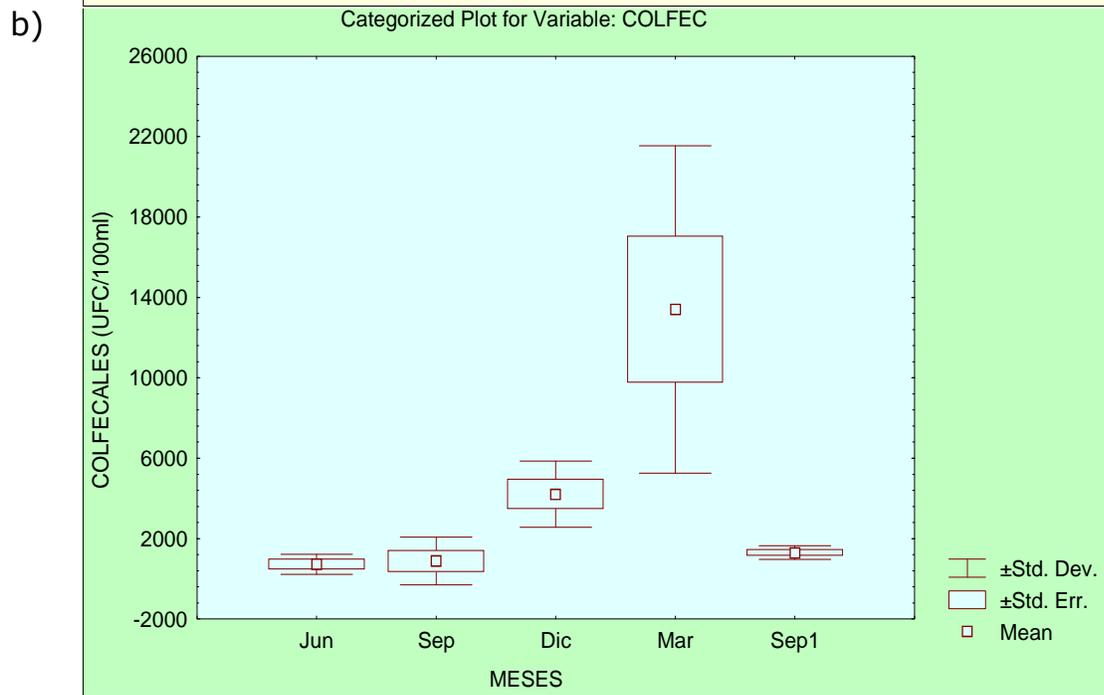
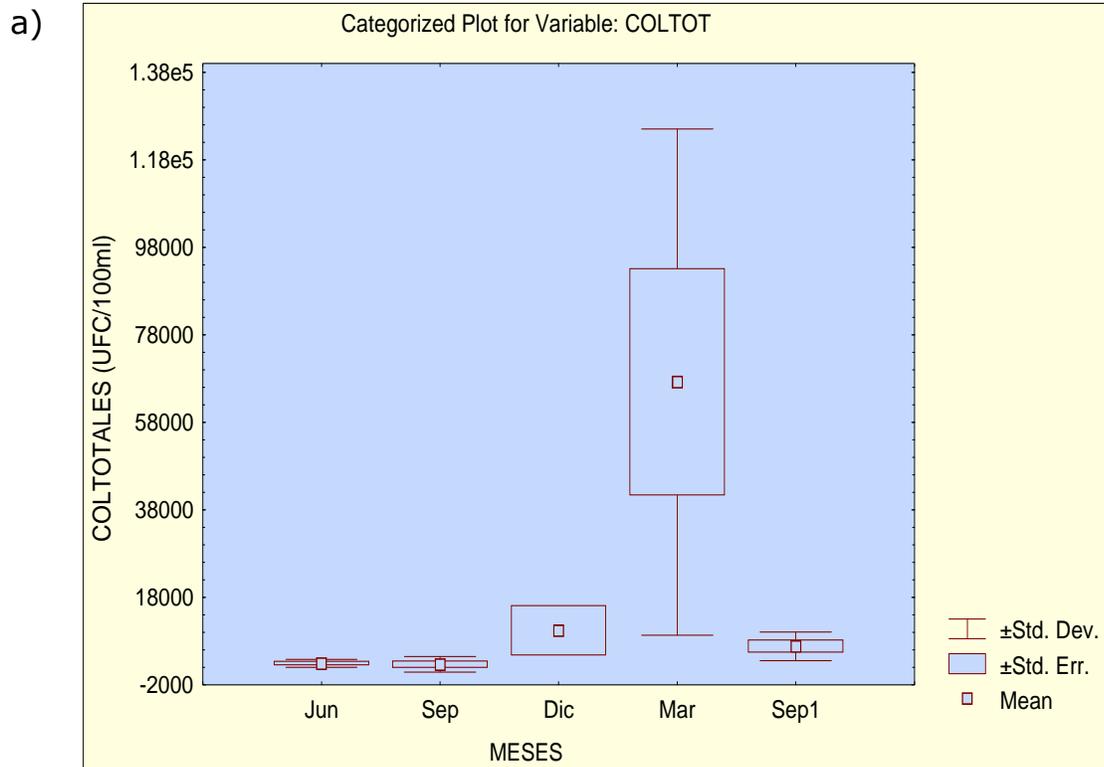


Figura 17. Coliformes Totales y Fecales.

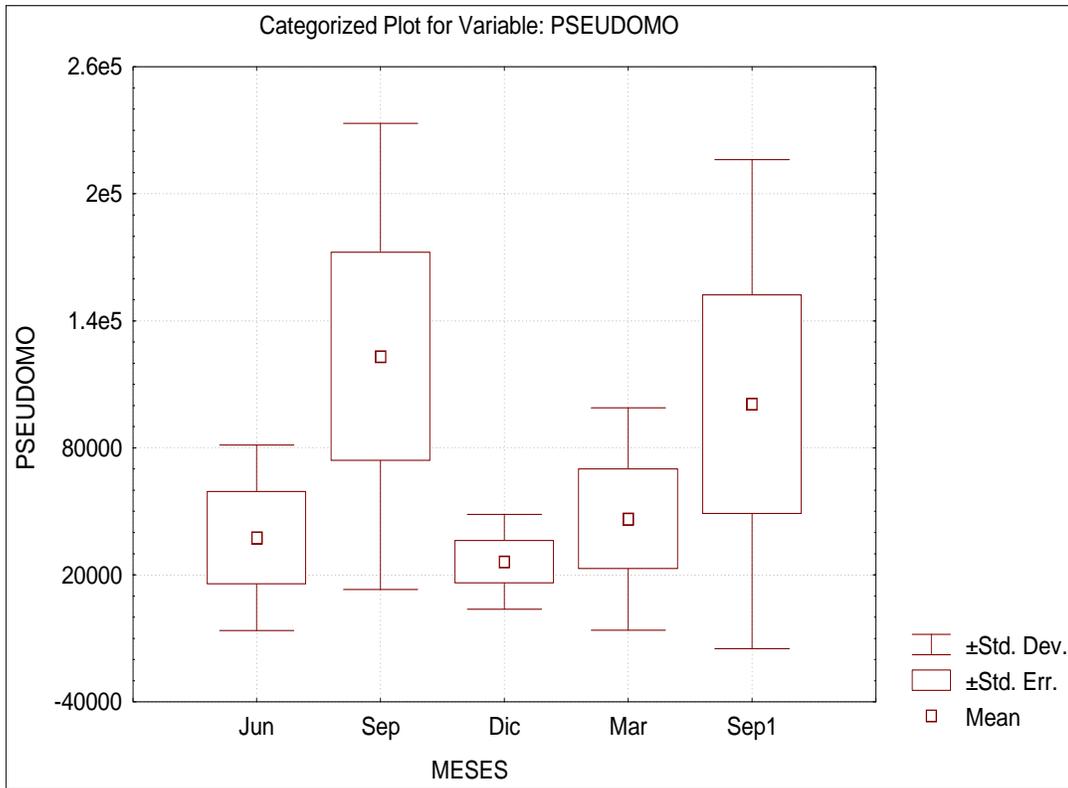


Figura 18. Bacterias del género *Pseudomonas* en los diferentes meses de muestreo.

6.5. Análisis de degradación de detritus vegetal. Para los dos diseños experimentales (*in situ* y en el laboratorio) se consideraron los parámetros físico – químicos, que fueron tomados en cuenta para el análisis de las estaciones de muestreo (Tabla 6). Al igual que los parámetros físico – químicos, también se evaluaron los posibles cambios en los nutrientes tales como nitratos, nitritos y fosfatos, durante la fase en que se llevo a cabo el experimento de degradación (Tabla 7).

La obtención del contenido calórico se obtuvo a partir del procesamiento de la muestra en una bomba calorimétrica, dando como resultado el contenido de energía de un gramo de muestra en cada caso (Tabla 8).

Tabla 6. Parámetros físico – químicos del experimento de degradación, medidos en el laboratorio y en la Presa Atlangatepec, Tlax.

		en lab				
Muestra		Oxígeno (mg/L)	Temperatura (°C)	pH	conductividad (µS)	Potencial Redox (mV)
Semana	1	6.5	18.5	7.7	261	99
	2	4.2	18.9	8.2	420	95
	3	3.9	19.1	8	433	111
	4	3.7	19.1	7.9	443	119
	5	4.8	20.5	8	435	100
	6	4.5	19.6	8.1	419	109
	7	5.2	19.5	8.1	425	5.2
	8	2.8	20.6	7.7	443	106
	9	3.8	19	7.8	429	113
	10	3.8	19	7.8	429	113
	11	0.8	18.6	7.4	447	246
		in situ				
Muestra	1	6.6	21	10.6	24	147
catorcena	2	7	24.2	7.9	308	135
	3	6.8	19.8	7.9	268	134
	4	6.6	20.6	7.8	248	127

Tabla 7. Nutrientes medidos en los diferentes experimentos de degradación de *Typha latifolia*

		Nutrientes (mg/ L)		
		Nitritos	Nitratos	Fosfatos
en lab	1	0.13	12.4	1.65
Muestra	2	0.111	13.3	2.01
Semana	3	0.074	17.6	2.75
	4	0.021	12.6	0.175
	5	0.061	12.4	2.75
	6	0.019	11.9	2.75
	7	0.037	17.5	2.01
	8	0.03	12.9	2.3
	9	0.078	13.6	1.94
	10	0.163	12.7	1.3
	11	0.197	10	1.02
			in situ	
Muestra	1	0.009	5.6	2.04
Catorcena	2	0.008	8.9	2.25
	3	0.015	9.6	1.41
	4	0.009	14.6	2.33

Tabla 8. Contenido calórico de las muestras obtenidas durante los dos experimentos de degradación de *Typha latifolia*. Mostrando el equivalente a un gramo de muestra en calorías.

Tipo de experimento	Tiempo (semanas)	Contenido de energía cal/g P.s.
Laboratorio	Inicial	1275.0
	1	819.1
	2	810.4
	3	1852.4
	4	1136.6
	5	1355.5
	6	1417.6
	7	1439.6
	8	341.7
	9	963.1
	10	1125.4
<i>In situ</i>	11	1048.0
	Inicial	1308.8
	1	1209.8
	2	1057.7
	3	1045.4
	4	1439.7

6.6 Análisis bioquímico

Para este análisis, se tomaron en cuenta los lípidos totales los cuales para el experimento *in situ* muestran su valor más alto al inicio del experimento y en el experimento del laboratorio en la tercera semana proceso de degradación (Tabla 9). En cuanto a los carbohidratos se pudo observar un ligero incremento en la quinta semana del experimento *in situ* y en la octava semana en el laboratorio, sin embargo los valores para ambos experimentos no presenta grandes fluctuaciones en el tiempo. En el caso del Nitrógeno total, este presentó sus valores más altos al inicio de ambos experimentos y se observó una disminución conforme avanzó el proceso de degradación.

Tabla 9. Lípidos totales, Carbohidratos y Nitrógeno total (mg/g) medidos en los dos tipos de experimento.

Tipo de experimento	Tiempo (semanas)	lípidos totales (mg/1g muestra)	Carbohidratos (mg/1g muestra)	Nitrógeno total m(g/1g muestra)
<i>in situ</i>	1	259	0.201	495
	3	73	0.151	220
	5	115	0.252	153
	7	92	0.212	163
<i>Laboratorio</i>	1	23	0.235	543
	2	308	0.147	463
	3	496	0.138	360
	4	333	0.124	238
	5	453	0.124	225
	6	75	0.160	200
	7	186	0.223	208
	8	378	0.291	165
	9	4	0.223	178
	10	8	0.239	175
	11	148	0.178	150

6.7. Análisis estadísticos.

Análisis multivariado. Ahora bien, de acuerdo con el análisis multivariado puede observarse que existen relaciones entre algunas de las variables consideradas de las localidades en los diferentes meses de muestreo, aunque no se observó en las variables de conductividad, potencial redox y el análisis bacteriano dentro del cual si se encontró una relación entre coliformes fecales y totales, no así para el grupo de *Pseudomonas*, siendo estas variables un grupo aparte del resto (Fig. 19). Este análisis también se realizó para comparar los diferentes sitios de muestreo en los meses de muestreo y se puede observar solo una clara asociación con los meses de septiembre, diciembre y marzo, sin mostrar asociaciones significativas en las estaciones (Fig. 20).

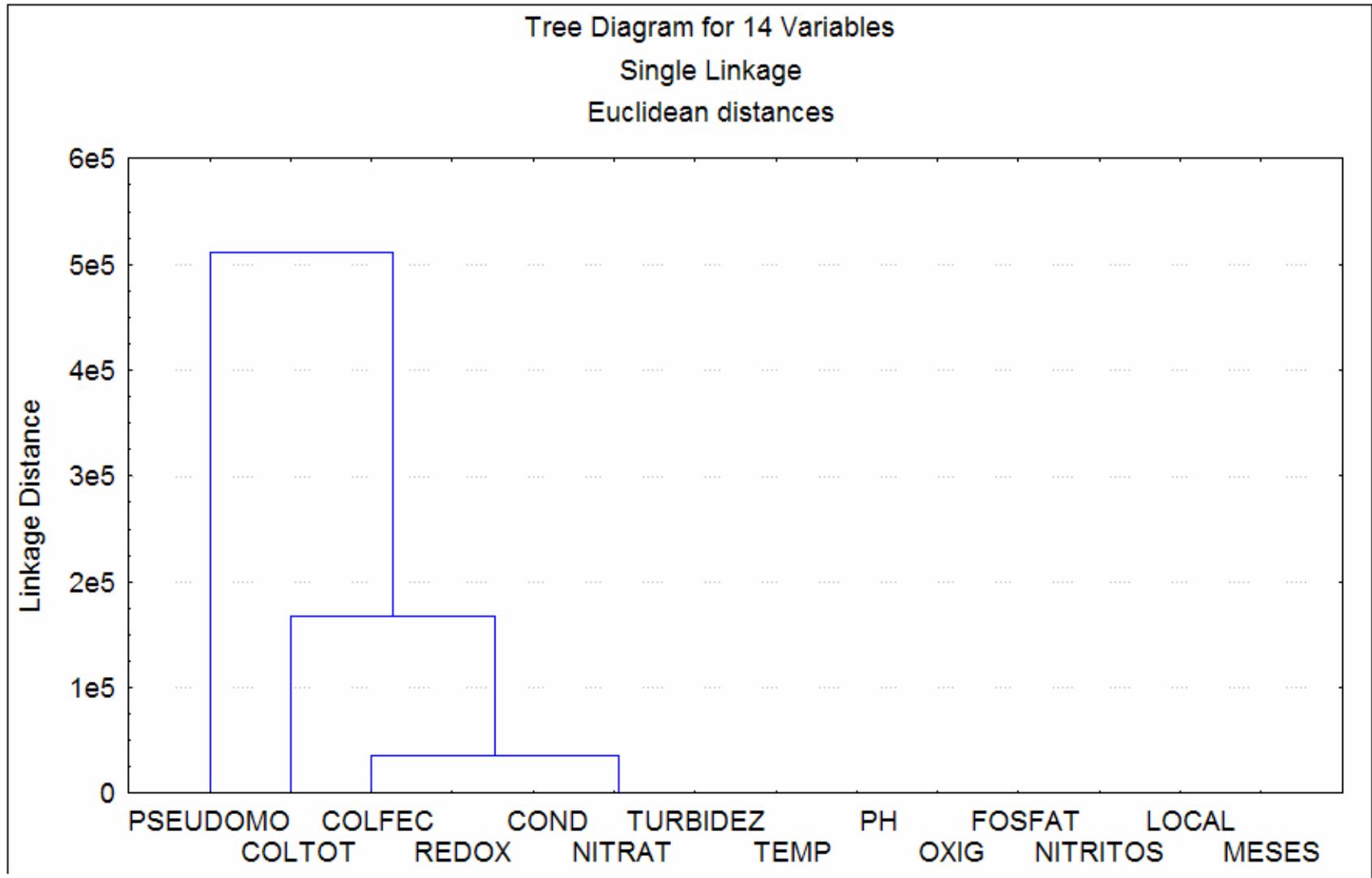


Figura 19. Dendrograma de las diferentes variables consideradas.

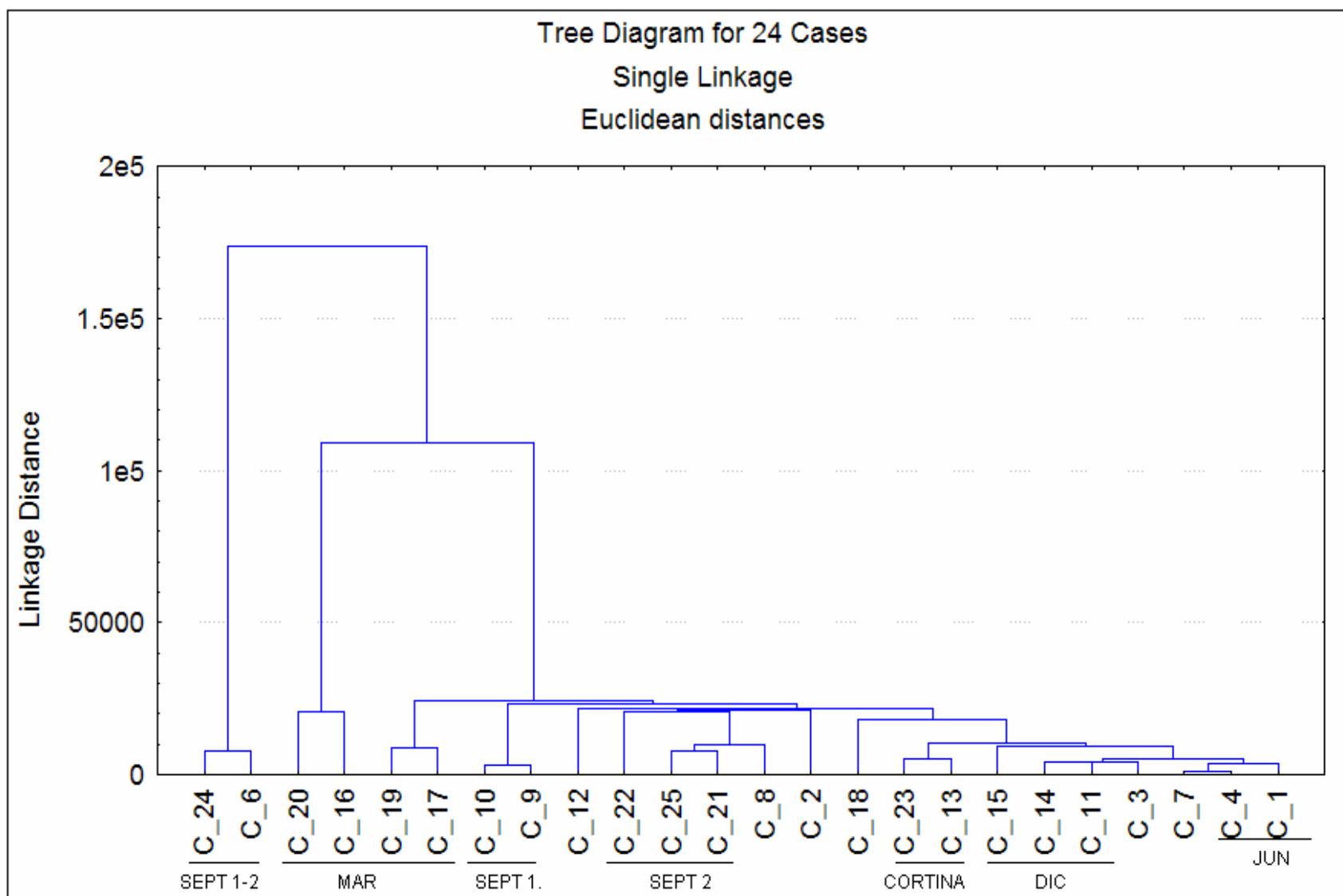


Figura 20. c1 – c5: Junio, c6 - c10 : Sep, c11 - c15 : Dic, c16 - c20 : Mar, c21 - c25 : Sep1.
1 – 5 : Zah/ A.Cent/ Cort/ Lomals/ Coop.

7. DISCUSION

En México, la disponibilidad media natural de agua es de 476 km³ y su infraestructura incluye 667 grandes presas, en cuanto a los usos del agua, ésta se distribuye de la siguiente manera: agricultura y ganadería 7.7%, servicios públicos 13% y para la industria 10%. (Statistics on Water in Mexico, 2004). Según datos del INEGI, en el año 2006 el país, con una tasa de crecimiento anual de 1%, contaba con 108 millones de habitantes, de los cuales cerca de 12 millones no tenían acceso a agua potable. Además de acuerdo con un estudio hecho por el UNEP (United Nations Environmental Programme), en el cual a cada país se le evaluó en términos de indicadores de calidad de agua, México ocupó el lugar 106 de 122.

Debido a la escasa disponibilidad de aguas superficiales que existen en la zona, el constante incremento de la población, así como los crecientes requerimientos de agua; la Presa de Atlangatepec es un recurso estratégico para el estado de Tlaxcala. Por ende, resulta de vital importancia conocer su dinámica hidrológica, así como las condiciones ecológicas en las que se encuentra. Los sistemas acuáticos reflejan la situación ambiental de la cuenca de drenaje, y los impactos ocasionados por los patrones de uso de la tierra (Hernández, 1999). De esta forma, a partir del análisis de las características de salud de un ecosistema acuático (Shaeffer *et al*, 1988) se puede conocer con cierta precisión los impactos producidos por los manejos que se dan en una cuenca determinada (descargas residuales municipales o industriales, tierras con diversas actividades productivas agrícola, pecuaria, acuícola, entre otras.

Por las características actuales de explotación de los bosques en el Estado, es importante mencionar que su aprovechamiento debe hacerse en forma ordenada, con base a cortes selectivos del material maderable para tratar de evitar, al máximo, los desmontes indiscriminados; a la vez, son indispensables prácticas de manejo y conservación de los recursos con los que aún se cuenta, que tengan como fin prioritario la reforestación de los terrenos sobreexplotados, los cuales muestran claros procesos de degradación y pérdida de suelo. Ya que la erosión no solo afecta la zona de los

Bosques y las comunidades que se encuentran dentro de la Cuenca, sino que el arrastre de suelo por ríos y viento han comenzado a azolvar la Presa y suscitar una mayor turbidez del agua, incrementando así los problemas del sistema.

Dinámica hidrológica

La evaluación espacio – temporal de la dinámica hidrológica de la presa Atlangatepec para el ciclo (2004-2005) (junio – septiembre), denotó que el sistema presenta variaciones estacionales y heterogeneidad en la columna de agua.

La temperatura fue un parámetro que mostró una estacionalidad marcada pudiendo establecerse dos épocas climáticas contrastantes, la época fría que en un inicio tiene cierta precipitación, por influencia de los “nortes” y al final es seca y la época cálida con dos modalidades una seca y una lluviosa. Se observó una diferencia significativa entre los estratos superficie y fondo, además de la estratificación parcial de la masa de agua en época cálida, cuando hay mayor crecimiento microbiano. En algunos trabajos como el de Bahadur *et al*, (2002) se sugiere además que el descenso de la temperatura incide en la disminución de la actividad bacteriana la cual es sustancial en los diferentes flujos de consumo de materia orgánica, ya que estos microorganismos se encuentran asociados al metabolismo del carbono en el hábitat pelágico. Por ende se consideró a la temperatura como uno de los factores controladores de la dinámica del embalse por su relación e impacto con otros parámetros y en la actividad del sistema.

Se observó una ligera estratificación en la columna de agua de la zona más profunda de la presa (Área Central) que es más o menos constante a lo largo del año a excepción de los meses más fríos. En la época cálida la estratificación fue más marcada existiendo la mayor diferencia entre la superficie y el fondo de la columna de agua.

La presa de Atlangatepec se ubica dentro de una zona inestable, en la cual la temperatura ambiente es la variable que registra la menor variabilidad. Esto se

explicaría por el efecto amortiguador que la capacidad térmica del agua le brinda a la presa. Sin embargo, dicho efecto se ve disminuido por la gran frecuencia de heladas que se reportan en la localidad, posiblemente como consecuencia de la amplia deforestación que existe alrededor de la zona de estudio, en donde las áreas boscosas han sido sustituidas por tierras de cultivo (Sánchez- Santillán *et al.*, 2004)

El oxígeno disuelto presentó una distribución heterogénea para los diferentes meses, localidades y estratos, esto se pudo deber a la escasa profundidad de la presa, al movimiento de la masa de agua por efecto del viento y a la estratificación de temperatura de la columna de agua, lo que fue más evidente en las partes más profundas de la presa.

Los niveles de oxígeno no son limitantes dentro del sistema para la vida acuática, solo en la localidad Área Central, se detectaron bajos niveles sin llegar a ser anóxica, esto debido sobre todo a la dinámica atmosférica ya que los niveles más altos de oxígeno se registraron en el mes de diciembre, siendo este el mes en el que se notó una mayor fuerza en los vientos y menor nubosidad. Por lo tanto, el oxígeno más que ser un producto de actividad biológica es debido a un proceso físico, ya que gran parte de esta actividad esta limitada por la temperatura y la transparencia, debido a que la zona fótica esta reducida solo a 50 cm. También hay una relación directa con las precipitaciones de la época lluviosa.

Es también en la época fría que la transparencia del agua es menor, dado que los vientos erosionan las áreas adyacentes a la presa, debido a la carencia de vegetación y acarrearán sedimentos al embalse, efecto que se magnifica por la descarga del Río Zahuapan a fines de la época de lluvias, donde las estaciones más afectadas son el Área Central y la Cortina, y que si bien, no afecta a los sistemas de riego que toman agua del embalse, si pueden tener un impacto en las actividades piscícolas.

El sistema es somero con tendencia a disminuir su profundidad debido al arrastre excesivo de sedimentos resultantes de las actividades humanas principalmente, que

tienden a disminuir la profundidad de la cuenca, como lo reportado por Velasco (1982). Además del impacto que tienen las zonas deforestadas de los alrededores, con lo cual el arrastre de sedimentos puede incrementarse.

Los cambios en la calidad del agua, principalmente de oligotrofia a eutrofia, invariablemente ocasionan el decremento en la penetración de la luz, lo cual se refleja claramente en los bajos niveles de transparencia durante todo el ciclo. También se ha reportado que la transparencia del agua de las presas y otros cuerpos de agua, se ven afectados en gran medida por el material inorgánico suspendido, el detritus orgánico y microorganismos en suspensión, (Clarke, 1939, en Bellinger, 1979; Velasco, 1982). En este estudio se registró durante los periodos de muestreo una transparencia reducida, de tal forma que la visibilidad máxima alcanzada con el disco de Secchi fue de 17.3 ± 3.45 cm en el Área Central. Mostrando un claro proceso de eutrofización, el cual origina un aumento en la producción autotrófica y el incremento del fitoplancton, pudiendo dar origen al decremento en la penetración de la luz. El incremento en la turbidez o color del agua resultante de los cambios en la calidad del agua, da lugar a una reducción marcada de la zona eufótica, y por lo tanto, de la penetración de la luz y de la temperatura (Hickmann, 1979).

El pH, aunque fue un parámetro homogéneo en el embalse, también fue afectado por la precipitación, sobre todo el estrato de superficie donde se observó una ligera disminución en la época de lluvias. En este mismo estrato se pudo observar que en la época cálida, hubo un incremento de pH, esto debido a que con la elevación de la temperatura, se da un aumento de la productividad en el embalse (Flores, 2005). Este parámetro deberá ser tomado en cuenta, sobre todo para fines acuícolas dentro del embalse, ya que la productividad natural, está limitada por este factor y el de la temperatura.

Otro factor importante es la dureza del agua, en general los lagos con dureza total alta, presentan una relación directa con los sólidos disueltos, la conductividad, el calcio y el magnesio, sin que se presenten concentraciones altas de fósforo o nitrógeno.

Los intervalos de la dureza total como carbonato de calcio obtenidos en este trabajo y comparados con los reportados por Miller *et al.*, (1974), indican que el agua de la presa, que para dureza total en promedio fue de 185 mg/L, se ubica en la categoría de agua moderadamente dura y agua dura (76 – 150 mg/ L y (151-300mg/ L). De acuerdo con la clasificación antes mencionada y considerando los valores de pH encontrados, los sólidos disueltos, el calcio y el magnesio, son particularmente importantes, ya que intervienen en la formación de sales y pueden limitar de alguna forma, los procesos biológicos (Velasco, 1982).

Eutrofización y nutrientes.

El fenómeno de eutrofización se debe principalmente al enriquecimiento del agua con nutrientes, llega el momento en el que ya no es posible la mineralización completa de la materia orgánica producida, ya que la descomposición del exceso de esta materia hace disminuir la concentración de oxígeno en el fondo de la presa (Velasco, 1982), tal y como pudo observarse durante la fase de estratificación del Área Central principalmente en la época cálida. Desechos domésticos y descargas industriales vertidas a los sistemas acuáticos, causan incremento en las concentraciones de fósforo y nitrógeno. Estos elementos han sido considerados como los principales nutrientes responsables de la eutrofización (Miller, 1974; Vanderhoef *et al.*, 1972 en Stoermer, 1978), los cuales se encuentran de manera constante en la presa. Así, el rápido cambio de las tierras para agricultura y el incremento de la población en las grandes ciudades, han conducido a la eutrofización de los sistemas, debido al aumento y aporte continuo de nutrientes depositados en los cuerpos de agua (Madgwick, 1999). La degradación de lagos es resultado de una entrada excesiva de nutrientes, sustancias tóxicas, pérdida de hábitat, pesca excesiva, invasión y pérdida de especies (Carpenter y Lathrop, 1999).

En contraste con el proceso natural de enriquecimiento de los lagos, el hombre ha acelerado este cambio con el aporte de nutrientes, derivados de sus actividades. Este es un fenómeno de eutrofización cultural o artificial, causado por varios factores, entre los que se encuentran, el incremento de los aportes de agua de desecho de

poblados y ciudades, el constante vertimiento de desechos industriales, el uso intensivo de detergentes así como el mayor uso de fertilizantes en agricultura (Bachmann, 1980).

En el caso de los niveles de fosfatos dentro de la presa, se pudo observar que la principal fuente contaminante es la entrada de agua al sistema por el Río Zahuapan, debido quizá a detergentes y otros compuestos, siendo mayor el impacto durante el mes de septiembre y disminuyendo paulatinamente durante la época fría.

Además, las altas concentraciones de fosfatos pueden deberse a una circulación continua del agua, lo que ocasiona que este se remueva de los sedimentos hacia la superficie y sea reincorporado a la columna de agua con rapidez, el enriquecimiento de nutrientes en este cuerpo de agua, se puede atribuir principalmente, a los desechos orgánicos autóctonos y alóctonos, así como al aporte de sedimentos que son tratados con fertilizantes y arrastrados por la lluvia y el viento hacia la presa. El aporte de fósforo a los sistemas es un factor que debe considerarse con respecto al control de la eutrofización y actividades de remediación (Kleebeerg *et al.*, 2002).

El principal aporte en del ciclo del fósforo es la vía fluvial, que resulta de procesos de intemperización natural de tierras aledañas; el sedimento representa el aporte más importante, así como los desechos urbanos, agrícolas y en especial los poli fosfatos de los detergentes. La distribución del fósforo en cuerpos de agua interiores depende de la estacionalidad, que implica variaciones anuales de mezcla con cierta definición local, además de la composición edáfica de las tierras adyacentes, de la forma de la cuenca y del clima, entre otros. En aguas interiores el incremento de fosfato inorgánico ha conducido a condiciones eutróficas, como lo han observado diferentes autores. (Martínez, 1998, Barbieri y Simona, 2001). Los alrededores de la presa, se han visto sujetos a la deforestación, lo cual ocasiona la erosión del suelo por la acción del viento y la lluvia, los cuales arrastran sedimentos hacia la presa, incrementando el azolve del cuerpo de agua.

En aguas naturales y bajo condiciones aeróbicas, como es este el caso, el amonio puede oxidarse a nitritos y nitratos, debido al proceso de nitrificación, esta última forma es la preferencial por los productores primarios y fotosintetizadores en la asimilación biológica, el cual es utilizado para la elaboración de aminoácidos y proteínas. (Martínez, 1998).

En latitudes tropicales con cambios climáticos extremos (lluvias, sequías y algunos lugares un intermedio como por ejemplo nortes), se presentan diferencias heterogéneas que incluso pueden ser en periodos cortos o diurnos debidos a cambios térmicos, especialmente en aguas interiores. (Martínez, 1998). También, en los meses fríos, es cuando el agua se enriquece con nitratos y nitritos, debido quizás a un incremento en las poblaciones de diatomeas u otras especies fitoplanctónicas (Velasco, 1982), época en la que la transparencia también se ve considerablemente disminuida. Es importante señalar que el aporte de este nutriente puede ser la vía fluvial, que resulta de procesos de intemperización natural tierras adentro (Martínez, 1998) y que podría ser también la causa del incremento de este en la presa durante la época de lluvias. En el caso de los nitratos, su incremento en la época de lluvias se puede deber al acarreo ya que, como se había mencionado antes, los vientos se presentan con mayor frecuencia en diciembre, y en el caso de septiembre puede ser por descargas de agua, al igual que con los fosfatos.

Dinámica bacteriana

Los sistemas acuáticos reciben descargas de aguas negras sin ningún tratamiento, agua de lluvia, así como desperdicios orgánicos e industriales, por lo que pueden contener una elevada concentración de microorganismos patógenos (Evans *et al.*, 1968; Geldreich, 1974; Rodríguez y Botello, 1987). Algunos de estos organismos fueron encontrados en la presa de manera cuantitativa y cualitativamente.

Los conteos de coliformes fecales y totales realizados en los diferentes meses de muestreo, muestran una clara contaminación fecal, incrementándose en la época

calida, existiendo en esta las condiciones más favorables para el crecimiento de las mismas, además de que la afluencia de visitantes a la presa se incrementa por las actividades de pesca y recreativas que se realizan en el lugar. Ahora bien, si consideramos los valores obtenidos en este estudio y los comparamos con la NORMA Oficial Mexicana NOM-CCA/032-ECOL/1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales de origen urbano o municipal para uso de mediante riego agrícola, entonces pudimos observar que estos conteos están por arriba de los reportados aceptables en la norma, ya que el límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente.

Por otro lado, se puede considerar que el agua se encuentra expuesta a diversas fuentes de contaminación, las cuales no operan de manera continua ya que, por ejemplo, el agua de un río puede recibir contaminación fecal de los animales vecinos a su curso, pero solamente cuando defecan y eso sí lo hacen directamente sobre el agua.

Aunado a lo anterior, la Comisión Nacional del Agua (2002), detectó en algunas zonas de esta región hidrológica, principalmente donde existe una gran actividad agrícola y tiraderos de basura fuera de control, que el agua de ciertos pozos, rebasó ligeramente el parámetro de nitritos y coliformes.

También es indudable que las descargas de aguas sin tratamiento representan un peligro potencial para la salud, ya que además de bacterias indicadoras de contaminación fecal pueden contener bacterias patógenas tales como *Salmonella*, *Shigella*, y *Vibrio*, causantes de enfermedades gastrointestinales (Kampelmacher, 1970, Blake *et al.*, 1980; Rodríguez y Botello, 1987).

En el caso del género *Pseudomonas* no se detectó un patrón definido que indicará un aporte directo a los sitios de muestreo. Sin embargo se puede considerar

una influencia de origen antropogénico, o por influencia del ganado o lavado de la zona de potreros debido a la actividad ganadera que se realiza en las zonas aledañas.

La problemática referida en la presa podría estarse reflejando en las tasas de mortalidad por enfermedades diarreicas ya que en niños menores de cinco años, para el estado de Tlaxcala, se ubica en el 4º lugar a nivel nacional, lo cual esta por arriba del promedio (INSP y SSA, 2000).

Macrófitas y detritus

Las macrófitas acuáticas han servido como claros indicadores de contaminación acuática en los lagos (Melzer, 1999); estas también reflejan el estatus de nutrientes en el habitat, dependiendo de su presencia o ausencia y abundancia, por lo que son usadas como indicadores biológicos (p. ej. Suominen, 1968; Uotila, 1971; Melzer, 1999, Khan *et al*, 2004). En el caso del género *Typha*, los estudios se relacionan comúnmente a los efectos que pueda tener la composición de estas comunidades en los hábitat de organismos invertebrados (Burton *et al.*, 2002)

Las actividades de microorganismos tales como bacterias y hongos, son también relevantes debido al papel que desempeñan en los procesos de descomposición y mineralización de materia orgánica en ambientes acuáticos. Estas actividades influyen en la productividad de diversos organismos acuáticos en distintos niveles tróficos (Sorokin y Kadota, 1972) además del efecto de la producción del bacterioplancton en la columna de agua (Bahadur *et al.*, 2002). En cuanto al detritus, al ser este, el potencial más alto de energía disponible, para especies consumidoras (Delgadillo, 1986), debe ser considerado no solo como una parte fundamental del sistema acuático que ofrece información relativa a la productividad del ambiente, sino como un componente que debe ser considerado para su aprovechamiento y explotación debido a su potencial como alimento para especies detritivoras en sistemas extensivos, como es el caso de la Presa Atlangatepec.

Ahora bien, si consideramos que la materia orgánica en el sedimento no sólo es una fuente importante de compuestos nitrogenados y fosforados, sino que su presencia acelera los cambios diagenéticos y sostiene a una población heterótrofa que a su vez es consumida por una comunidad béntica, la que contribuye con sus excretas que contienen estos nutrientes y los difunde por su acción excavadora (Martínez, 1998), entonces el detritus que se encuentra dentro del sistema puede proveer de un alimento sólido para organismos detritívoros como *Cambarellus montezumae*, siendo esta una especie encontrada en la Presa y que ha sido capturada durante muchos años por los pescadores del lugar, como parte de la pesca extensiva que se realiza en el lugar.

El detritus orgánico siempre está presente en el plancton, y probablemente la materia orgánica coloidal también. El detritus tiene un origen interno de organismos muertos y desechos de zooplancton y peces, y externo de la descomposición y arrastre de desechos que se encuentran en el área circundante. Las partículas inorgánicas también tienen una variación cuantificable. Los efectos de estas se ven claramente en la reducción de la penetración de la luz, por materia orgánica suspendida. Otra forma de afectar al sistema es cuando es formada autóctonamente como partículas coloidales de carbonatos de calcio y magnesio (Moss, 1980) las cuales también se encuentran presentes de manera constante en la presa.

Dentro del estudio de la degradación de *Typha latifolia in situ* y en laboratorio, se pudo observar que la mayor cantidad de lípidos y nitrógeno total se dan a partir de la segunda y hasta la quinta semana del proceso de degradación en condiciones de laboratorio, para el caso del experimento *in situ*, esto se da al inicio del experimento en la primera semana, y en cuanto a su contenido de energía (cal/g. P.s.), para el diseño en el laboratorio sus valores más altos fueron entre la tercer y séptima semana, en el caso del experimento montado en el embalse se dio en el inicio del proceso.

Este diseño experimental es propuesto como una alternativa de alimento vegetal que puede ser probado en organismos detritívoros tal como *Cambarellus montezumae* o la carpa a través de índices fisiológicos, que pueden ser posteriormente usados para el

desarrollo de sistemas acuícolas extensivos dentro de la presa, ya que ambos organismos se encuentran en dicho embalse.

Cadena del detritus en actividades acuícolas

No existen datos cuantificables sobre la demanda de agua superficial para la acuicultura. Sin embargo, se sabe que su manejo ha sido ineficiente y con grandes costos ambientales. El potencial acuícola se ha reducido debido a la contaminación y desecación de los cuerpos de agua (Aguilar, 2003).

En las prácticas acuícolas, la alimentación constituye uno de los principales componentes en los costos de una explotación comercial y teniendo en cuenta los problemas planteados por el alimento y los requerimientos nutricionales, en los sistemas extensivos, el desarrollo de una dieta efectiva y económica son requisitos esenciales. El papel crucial representado por los organismos que constituyen el alimento vivo natural, en la nutrición de peces y crustáceos mantenidos bajo sistemas de cultivo extensivo, como es el caso de esta presa, y semiintensivo en estanques, contrasta marcadamente con los sistemas de explotación intensivo donde la densidad de siembra es tal, que el alimento natural representa un papel mínimo, si es que lo tiene, en la nutrición de especies cultivadas (AQUILA II).

Dentro del embalse se llevan a cabo procesos de degradación de materia orgánica, como es el caso de la parte profunda, donde se encuentra el reservorio de restos de vegetación terrestre, aquí se constituye la fuente de energía para la cadena alimenticia del detritus, que en la mayoría de las ocasiones no está disponible de forma directa para las comunidades acuáticas debido a su complejidad estructural, siendo entonces necesaria su degradación a compuestos más simples, función que es efectuada por los hongos y las bacterias (Torres y Calva, 2003).

Así, el detritus representa una fuente potencial de energía para los ecosistemas, la cual estará disponible para el mismo a partir de su degradación, ya que en el medio acuático la descomposición biológica del detritus abarca una simplificación mecánica y

una bioquímica. Basado en esto y retomando el caso de la macrófita *Typha latifolia* la cual se encuentra comúnmente en la presa, se consideró a esta especie como una posible fuente vegetal de alimento para los organismos detritívoros que se encuentran en el embalse, ya que se ha visto (Nacif, 2004) que el nivel de descomposición que presentan los vegetales al ser ingeridos determina su contenido nutritivo. Ya que la cantidad de proteínas aumenta a través del tiempo, al igual que la glucosa y los lípidos, y aunque el porcentaje de estos constituyentes bioquímicos no presentó cambios notables, podemos encontrar que las dietas comerciales para crustáceos tienen como base principal diversos productos vegetales como aporte energético (Aguilar, 1991), así, la cantidad de proteínas, glucosa y lípidos presentes en esta planta pueden funcionar como fuentes proteicas y de alimentación, que al ser enriquecidos microbiológicamente, se vuelven de gran importancia como fuente de nutrientes, principalmente para los acociles inmaduros, y así, el sistema del detritus se vuelve importante en el cultivo del acocil.

Calidad de agua.

La calidad del agua y la ecología de los sistemas acuáticos, pueden verse afectadas por la intervención humana, ya sea por la agricultura realizada alrededor del sistema, el drenaje de las tierras y el uso de fertilizantes en las zonas aledañas, siendo esto observado en diferentes regiones del mundo (Harper 1999; Anasa-Asare y Kwadwo, 1998; Khan *et. al.*, 2004; Hubble y Harper, 2005). En el caso de la presa de Atlangatepec se puede ver una clara relación del aumento de nutrientes en los meses donde termina la cosecha y se hace un lavado, el cual arrastra estos nutrientes hasta el sistema, por lo que los cambios en concentraciones de fósforo y nitrógeno pueden repercutir en el embalse, revelando signos de eutrofización (Barbieri y Simona, 2001).

Ahora bien, el incremento de la población, la creciente industrialización y desarrollo agrícola del estado de Tlaxcala en el área del acuífero Alto Atoyac, han generado fuentes potenciales de contaminación que ponen en riesgo los recursos naturales. Los acuíferos, cada día se ven más amenazados por los efectos contaminantes de las descargas de aguas residuales, de las zonas agrícolas en donde

se ocupan estas aguas y se emplean sin control, fertilizantes, herbicidas, pesticidas. Aunado a lo anterior, se ha determinado que debido a las características de los suelos, constituidos predominantemente por rellenos aluviales los acuíferos presentan una alta vulnerabilidad a la contaminación (CNA, 2002). Por ende, el agua de la presa de Atlangatepec no es un recurso que pueda ser aprovechado a futuro para consumo humano, a menos que se revierta el proceso de deterioro actual.

8. RECOMENDACIONES

El estatus de deterioro ambiental que presenta la Presa de Atlangatepec, debido a la presión antropogénica, procesos de eutrofización, el impacto de la agricultura y deforestación en los alrededores, permite señalar que la estrategia a seguir sería la restauración y manejo del sistema, tomando en consideración los siguientes puntos:

1.-Los resultados obtenidos no determinaron que existiera un ciclo anual definido por lo que se propone un monitoreo del embalse en lapsos prolongados de medición para definir tendencias más claras dentro de la dinámica hidrológica del sistema.

2.-Considerar la importancia de la relación que existe entre el espacio, la temporalidad de la dinámica hidrológica y sus componentes microbianos.

3.- Proponer nuevas estrategias de reforestación de las zonas aledañas a la presa, que reduzcan el acarreo de sedimentos que influye directamente en el embalse y acelera el proceso de azolvamiento de la presa.

4.-Mantener las macrófitas, ya que no solo son parte importante de los ciclos de nutrientes, sino que vuelven eficiente la remoción de minerales dentro del sedimento, combaten la contaminación (Khan *et. al.*, 2004) y además pueden ser consideradas como un aporte alimenticio para especies detritivoras, que pudieran ser explotadas para el consumo humano dentro de un sistema de cultivo extensivo.

5.-Control de descargas contaminantes, uso de plantas de tratamiento de agua con un manejo eficiente.

6.-Programas educativos públicos, considerando roles ecológicos y socioeconómicos para involucrar no solo a investigadores y científicos en el cuidado de la presa sino también al público en general.

9. CONCLUSIONES

En la dinámica hidrológica de la presa se observó una estacionalidad dividida en época cálida y fría, ambas con períodos de lluvias y seca.

El oxígeno no es limitante en el sistema y la transparencia esta muy afectada. Existe también una estratificación térmica durante la época cálida.

Los valores de coliformes se encuentran por encima de las Normas Oficiales para el recurso en usos agrícolas.

La calidad de agua demuestra un deterioro ambiental reflejado en los diferentes factores analizados.

Se puede hacer un manejo del detritus presente en el embalse para actividades acuícolas de sistema extensivo.

Y por último, debido a la creciente explotación del acuífero Alto Atoyac, se destaca la importancia de la presa Atlangatepec como recurso estratégico de uso de agua para el estado de Tlaxcala.

LITERATURA CITADA

- Aguilar, V. 2003. Aguas Continentales y Diversidad biológica de México: Un recuento Actual. *Biodiversitas*. 48:2-15 pp.
- Albert, A. L. y L. S. Osorio (Eds.). 1988. *La Toxicología en México. Estado Actual y Perspectivas*. Sociedad Mexicana de Toxicología, México: 197-210.
- Anasa-Asare, O. D. y A. A. Kwadwo. 1998. A comparative study of the nutrient status of two reservoirs in southeast Ghana. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 3: 205-217.
- APHA. 1992. *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. 17ª ed. Ediciones Díaz Santos. Madrid España.
- AQUILA II. 1989. Programa cooperativo gubernamental FAO-Italia. *Nutrición y Alimentación de Peces y Camarones Cultivados*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Brasilia, Brasil. 572 pp.
- Arredondo-Figueroa, J. L. 2003. *Caracterización Limnológica*. Diplomado Bases Teóricas y Prácticas del Manejo Limnológico de las Presas Mexicanas. Hacia un Manejo Sustentable del Agua. (2003). PEXPA- Univ. Autónoma Metropolitana Iztapalapa.
- Atlas, R. M. y R. Bartha. 2001. *Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental*. 4a. ed Addison-Wesley. España. 677pp.
- Bachmann, R.W., 1980. The role of agricultural sediments and chemicals in eutrophication. *J. Water Poll. Contr. Fed.* 10:2425-2431
- Bahadur, T. G., Jotaro U., Kentaro, N., Chikage y Masami N. 2002. Bacterioplankton production in a water column of Lake Biwa. *Lakes & Research and Management*. 7:317-323.
- Barbieri, A. y M. Simona. 2001. Trophic evolution of Lake Lugano related to external load reduction: Change in phosphorus and nitrogen as well as oxygen balance and biological parameters. *Lakes & Reservoirs: Research and management*. 6:37-47.
- Bellinger, E. G., 1979. The response of algal populations to changes in lake water quality. En: *Biological Indicators of Water Quality*. James, A. y L. Evison eds. 9-27 pp.
- Bianchi, M., 1998. Nouvelles approches d'étude des réseaux microbiens. *Annl. Limnol.*, 34(4) :465-473.
- Blake P.A., Weaver R.E. y Hollis D.G. 1980. Diseases of human (other than cholera) cause by vibrios. *Ann. Rev. Microbiol.* 34, 341-367.
- Bowen, S. H. 1987. Composition and nutritional value of detritus, p. 192-216. En D. J. W. Moriarty y R. S. V. Pullin (eds.) *Detritus and microbial ecology in aquaculture*. ICLARM Conference Proceedings International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines. 420 pp.
- Bronmark, Ch y Lars-Anders Hansson. 2000. *The Biology of Lakes and Ponds*. Oxford Univ. Pres. London.
- Burton, T. M., C. A. Stricker y D. G. Uzarski. 2002. Effects of plant community composition and exposure to wave action on invertebrate habitat use of Lake Huron coastal wetlands. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 7:255-269.

- Carpenter S. R. y Richard C. Laphrop. 1999. Lake restoration: capabilities and needs. *Hydrobiologia*. 395/396: 19-28.
- Chow P. S. y Landh usser S M. 2004. A method for routine measurements of total sugar and starch content in woody plant tissues. *Tree Physiology*. 24:1129-1136.
- CNA. 1993. Presas de México. SARH. Vol. VI, 1737-1745 pp.
- CNA. 1994b. El agua y su Aprovechamiento múltiple. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General de Infraestructura Hidroagrícola. México. 320 p.
- CNA. 1999. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General de Infraestructura Hidroagrícola. México.
- CNA. 2002. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Alto Atoyac, Estado de Tlaxcala. 19pp.
- CONAPO, 2003. En *Statistics on Water in Mexico, 2004. Vision and Objectives of the Water Sector*. 130 pp.
- De la Lanza, E. G., y García-Calderón, J. L. (Compiladores). 2002. *Lagos y presas de México*, AGT Editor, México. 320 pp.
- Delgadillo, E. C. 1986. Evaluación de la materia orgánica particulada en la laguna de Coyuya de Benites, Gro., durante el ciclo otoño 1983 – verano 1984 y su relación con percepción remota. Tesis de licenciatura. UNAM. pp. 1-7.
- Evans, F. L., E. E. Geldrich, S. R. Weibel y G. G. Robecl. 1968. Treatment of Urban stormwater runoff. *J. Water Pollut. Control Fed.* 40:162-170.
- Figueroa, S. S. 2004. Indicadores biológicos en los sistemas acuáticos. *Limnología de Presas Mexicanas*. Universidad Autónoma Metropolitana, Iztapalapa. México D.F., pp 1- 41.
- Friedl, G. y A. W est. 2002. Disrupting biogeochemical cycles. Consequences of damming. *Aquatic Science*. 64:55-65.
- Fry, J. C. 1987. Functional roles of major groups of bacteria associated with detritus, p. 83-122. En D. J. W. Moriarty y R. S. V. Pullin (eds.). *Detritus and microbial ecology in aquaculture*. ICLARM Conference Proceedings Internacional Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines. 420 pp.
- Geldreich E. E. 1974. Microbiological criteria concepts for coastal bathing waters. *Ocean Management*.3, 225-248.
- Hader, D. P. et al. 2003. Effects on Aquatic Ecosystems. <http://www.gcric.org/UNEPI1998/ UNEP98p32.html>
- Hernández Avilés. 1999. Nuevos enfoques para la evaluación limnológica y de contaminación de lagos y embalses. Memorias de la IV Reunión Nacional de Redes de Investigación en Acuicultura. Cuernavaca, Morelos, del 19 al 21 de octubre 1999. Instituto Nacional de Pesca-SEMARNAP.
- INEGI-DGG. Superficie de la República Mexicana por Estados. 1999.
- INEGI. Marco Geoestadístico, 2000.
- INEGI. Carta Hidrológica de Aguas Superficiales. 2002.
- IMTA. 1998. Programa de Manejo de Cuencas Hidrológicas 2000.

- INSP y SSA. 2000. En Statistics on Water in Mexico. 2004. Vision and Objectives of the Water Sector. 130 pp.
- Kampelmacher E. y Van Noorle Jansen L. 1970. Salmonella its presence in and removal from a waterwater system. J. Water Pollut. Control Fed. 42, 2069-2073.
- Khan, M. A., M. A. Shah, S. S. Mir y S. Bashir. 2004. The environmenal status of a Kashmir Himalayan wetland game reserve: Aquatic plant communities and eco-restoration measures. Lakes & Reservoirs: Research and Management. 9:125-132.
- Latournerié-Cervera, J.R. 2004. Mapa batimétrico de la Presa Atlangatepec Tlaxcala.
- Latournerié-Cervera, J. R. y R. Maldonado-Rodríguez. 2004. 1er Informe del Proyecto. FOMIX- CONACYT- Tlaxcala. Evaluación del estado actual de los recursos naturales y su potencial de manejo productivo del sistema: presa Atlangatepec en el Estado de Tlaxcala. Clave. TLAX-2002-C01-4214.
- Leal, A. 1978. Agua y suelo en Tlaxcala. Tesis Doctoral. Facultad de Filosofía y Letras. UNAM, 241 p.
- Madgwick, F.J. 1999. Strategies for conservation management of lakes. Hydrobiologia.395/396: 309-323. En: Harper D. M., B. Brierley, A. J. D. Ferguson y G. Phillips (eds.). 1999. The Ecological Bass for Lake and Reservoir Management. Kluwer Academic Publisher. Netherlands.
- Madgwick, F.J. 1999. Restoring nutrient-enriched shallow lakes: integration of theory and practice in the Norfolk Broads,U.K. Hydrobiologia. 408/409; 1-12.
- Margalef, R. 1983. Limnología. Editorial Omega, S.A. Barcelona. 1010 pp.
- Martínez C., L.R. 1998. Ecología de los sistemas Acuícolas. AGT Editor, S.A., México. 27-63 p.
- Melzer, A. 1999. Aquatic macrophytes as tools for lake management. Hydrobiologia. 395/396: 181-190.
- Miller, W. E., T. E. Maloney y J. C. Greene, 1974. Algal productivity in 49 lake waters as determined by algal asays. Water Research. 8:667-679.
- Montuelle, B. C. Féray, y A. Cebrón. 2003. Changes in the microbial communities of freshwater sediments after a wastewater discharge: from a functional approach to the taxonomic level. Aquatic Ecosystem Health and Management Society. http://www.achms.org/abstract_montuelle.html
- Moss, B., 1980. Further studies on the palaeolimnology and changes in the phosphorus budget of Barton Broad. Norfolk. Freshwat. Biol. 10:261-279.
- Nacif-Osorio, Y. 2004. Evaluación del proceso de descomposición aeróbica de la macrófita Egeria densa presente en el hábitat de Cambarellus montezumae y su potencial como alimento para esta especie. Tesis de Lic. en Biología. Facultad de Ciencias UNAM.
- Parson, J. W. y J. Tinsley. 1975. En Mc. Harly D.J.W. y R. S. V. Pullin (eds.) 1987. Detritus y Microbial Ecoogy in Aquaculture. ICLARM. Manila 420 p.
- Pedrós- Alio, C. y R. Guerrero. 1994. Prokaryotology for the limnologist. En. R. Margalef (ed.). Limnology Now: A Paradigm of Planetary Problems. Elsevier Science. The Netherlands 37-57.

- Pruder G. D. 1987. Detrital and algal based food chains in aquaculture: a perspectiva, p. 296-308. En D. J. W. Moriarty y R. S. V. Pullin (eds.) *Detritus and microbial ecology in aquaculture*. ICLARM Conference Proceedings Internacional Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines. 420 pp.
- Rodríguez, J., Carrasco, E. F., Roca, E., Lema, J. M. 1999. Monitoring and diagnosis system for an anaerobic wastewater treatment plant. 8th Mediterranean Congress of Chemical Engineering, 10th-12th November, Barcelona (Spain).
- Rodríguez, H. y Botello, A., 1987. Contaminación enterobacteriana en la red de agua potable y en algunos sistemas acuáticos del sureste de México. *Contaminación Ambiental*. 3:37-53.
- Sánchez-Santillán N., S. R. Guzmán, R. Sánchez-Trejo, W. R. Ortiz y E. L. Mancilla. 2004. La influencia de la oscilación de la temperatura del aire sobre el ecosistema de la Presa de Atlangatepec, Tlaxcala, Méx. *Hidrobiológica*. 14 (1): 75-84.
- Schaeffer, D. J., E. E. Herricks y H. W. Kerster. 1988. Ecosystem Health I. Measuring Health. *Environmental Management*. 12(4): 445-455.
- Servais P., Garnier J., Demarteau N., Brion N., Billen G., 1999. Suplie of organic matter bacteria to aquatic ecosystems through wastewater effluents, *Wat. Res.*, 33: 16, 3521.
- Sorokin, Y.I. y H. Kadota. 1972. *Techniques for the Assessment of Microbial Production and Decomposition in Fresh Waters*. IBP. 23. Blackwell Sci. Publ. Oxford.
- Statistics on Water in Mexico. 2004. *Vision and Objectives of the Water Sector*. 130 pp.
- Stoermer, E. F. 1978. Phytoplankton assemblages as indicators of water quality in the Laurentian Great Lakes. En *Symposium on plankton and periphyton as indicators of water quality*. Weber, C. I. y J. O. Corliss ed. *Trans. Amer. Soc.* 1:2-16.
- Suominen, J. 1968. Changes in the aquatic macroflora of the polluted Lake Rautavesi, SW-Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 5:65-81.
- Tortajada, C. 2002. *Environmental impact assessment of water projects in México*. Third World Centre for Water Management. 15pp.
- Torres-Alvarado, R. y Calva B. L. 2003. *Importancia de las Bacterias en las Presas. Diplomado Bases Teóricas y Prácticas del Manejo Limnológico de las Presas Mexicanas. Hacia un Manejo Sustentable del Agua*. G. PEXPA- Univ. Autónoma Metropolitana Iztapalapa.
- Uotila, P. 1971. Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S- Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 8:257-295.
- Velasco, P. A. 1982. *Evaluación de la calidad del agua con base en algunos aspectos de la comunidad fitoplanctonica del Lago Pátzcuaro, Mich. México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. 84 pp.
- Weibel S.R., Anderson J.R. y Woodward R.L. 1979. Relationships of microbial indicator to health marine beaches. *Am. J. Publ. Health* 69, 690-696.
- Wetzel, R. G. 1975. *Limnology*. Saunders, Philadelphia. 743 pp.
- Zepeda, P. R., 1998. *Uso de la lombriz de tierra (Eisenia fetida) en el tratamiento de excretas animales* En: Tercer Foro Nacional sobre Agricultura Orgánica. Del 5 al 7 de noviembre de 1998, Guadalajara Jal.

APENDICE I

Para el caso de dureza se siguió el método de acuerdo a APHA (1992). Basado en el método titulométrico de EDTA, se tomaron 25 mL de muestra se le agregó 1 mL de solución tampón (16.9g de NH_4Cl en 143 mL de NH_4OH , 1.25g de sal de magnesio de EDTA, y diluido en 250mL de agua) además de Negro de eriocromo T y se tituló con EDTA 0.1M. A partir de la formula

$$\text{Dureza (EDTA) mg CaCO}_3 / \text{L} = (\text{A} * \text{B}) (1000) / \text{C}$$

Donde:

A: mL de EDTA gastado

B: mg CaCO_3 / L eq. a 1.0 mL de reactivo de titulación EDTA

C: mL de muestra

El calcio contribuye a la dureza total del agua por lo que también fue tomado en cuenta (APHA, 1992). Para el calcio se utilizaron 25 mL de muestra al cual se le agregó 1 mL de Hidróxido de sodio (NaOH), más negro de eriocromo T, se tituló con EDTA 0.01M y se calculó

$$\text{Ca (EDTA) mg Ca/L} = (\text{A} * \text{B}) (400.8) / \text{C}$$

Donde:

A: mL EDTA gastado

B: mg de Ca /L eq. a 1.0 mL de reactivo de titulación EDTA

C: mL de muestra

En el caso del magnesio se calculó como diferencia entre la dureza y el calcio, como CaCO_3 , (APHA, 1992), por lo que se consideró

$$\text{mg Mg /L} = (\text{mg Ca CO}_3 / \text{L dureza} - \text{mg Ca/L}) (0.243).$$

APENDICE II

Para el caso de Coliformes totales y fecales, se llevó a cabo un filtrado de membrana, la cual fue después colocada sobre Agar E. M. B., el cual se prepara de la siguiente manera:

Agar Eosina Azul de Metileno. (E. M. B.).

36 g. de agar comercial o:

Peptona	10g
Lactosa	5g
Sacarosa	5g
Fosfato dipotásico	2g
Agar	13.5g
Eosina	0.4g
Azul de metileno	0.065g

Adicionar todos los ingredientes en 1L de agua destilada, se calienta agitando frecuentemente y se hierve durante un minuto aproximadamente. Esterilizar a 121° C durante 15 minutos.

Posteriormente, se incubaron a 35 y 45° C respectivamente, y después se realizó el conteo de las unidades formadoras de colonias.

Para su aislamiento se utilizó el Agar Nutritivo* hasta obtener cepas puras que fueron sometidas al API 20E (Análisis Profile Index).

*Agar Nutritivo.

23g de agar comercial o:

Extracto de carne	3g
Peptona	5g

Adicionar todos los ingredientes en 1L de agua destilada, se calienta hasta disolverse completamente. Esterilizar a 121° C durante 15 minutos.

En algunos casos se utilizaron diferentes medios selectivos, posterior a un enriquecimiento de las muestras para determinar diferentes grupos bacterianos, estos medios fueron:

Se utilizó el caldo tetrionato. Base destinada a la preparación del medio selectivo de enriquecimiento para el aislamiento de *Salmonella* de las heces, orina, alimentos y otros materiales.

Agar Salmonella-Shigella (SS)

60g de agar comercial o:

Extracto de carne	5g
Peptona proteasa	5g
Lactosa	10g
Sales Bilis	8.5g
Citrato de sodio	8.5g
Tiosulfato de sodio	8.5g
Citrato Férrico	1g
Agar	13.5g
Verde Brillante	0.00033g
Rojo Neutro	0.025g

Adicionar todos los ingredientes en 1L de agua destilada, calentar hasta disolverse completamente, ajustar el pH a 7.0. No usar autoclave.

El enriquecimiento de la muestra se realizó en caldo peptonado con 3% de cloruro de sodio posterior a esto se sembró en:

Agar TCBS

88 g de agar comercial o:

Agar	14g
Azul de Bromotimol	0.04g
Azul de Timol	0.04g
Bilis de Buey	5g
Citrato de Hierro	1g
Citrato de Sodio	10g
Cloruro de Sodio	10g
Colato de Sodio	3g
Extracto de Levadura	5g
Polipeptona	10g
Sacarosa	20g
Tiosulfato de Sodio	10g

Disolver los ingredientes en 1L de agua destilada. Calentar agitando constantemente hasta su ebullición y completa disolución. No esterilizar en autoclave.

Agar Sulfito Bismuto (BS)

52g de agar comercial o:

Extracto de carne	5g
Peptona	10g

Dextrosa	5g
Fosfato disódico	4g
Sulfato Ferroso	0.3g
Indicador Sulfito Bismuto	8g
Agar	20g
Verde Brillante	0.025g

Otra técnica utilizada fue la de filtro de membrana para *Pseudomonas aeruginosa*, la cual se realizó para llevar a cabo la contabilización de este grupo bacteriano, basado en el método propuesto por APHA (1992).

Se utiliza el medio Agar M-PA: Si no se dispone en forma deshidratada, se prepara con los siguientes ingredientes básicos:

L- lisina HCL	5g
Cloruro de sodio	5g
Extracto de levadura	2g
Xilosa	2.5g
Sacarosa	1.25g
Lactosa	1.25g
Rojo fenol	0.08g
Citrato de amonio y hierro	.8g
Tiosulfato de sodio	6.8g
Agar	15g
Agua destilada	1L

Se lleva un filtrado de 100mL a través de una membrana esteril, se coloca la membrana sobre una placa con agar M-PA, se incuba a $41.5 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$ durante 72 horas (APHA, 1992.).

APENDICE III

1.- Lípidos totales.

Para la obtención de lípidos totales, se realizó una extracción de Cloroformo – Metanol; (CHCl_3 – MeOH), 2:1.

Se hace un homogeneizado con 0.5g de muestra previamente molida y 21 mL de cloroformo – metanol (14:7). Posteriormente se filtra y lava con otros 21 mL de cloroformo – metanol. Se agregan 5 mL de solución salina al 0.9% y se centrifuga a 3000 rpm durante 3 minutos, se separa la fase acuosa y se desecha, el sobrante se evapora y se obtiene el peso en seco de los lípidos totales.

2.-Proteínas y compuestos nitrogenados.

Para este caso, se obtuvo la cantidad de Nitrógeno Total, del equipo Hach DR/870 Colorimeter.

Este método está basado en una digestión alcalina de persulfato, el cual convierte todas las formas de nitrógeno a nitrato. Posteriormente se adiciona metabisulfato de sodio para eliminar halógenos oxidantes que pudieran interferir en el resultado. Entonces el nitrato reacciona con un ácido cromo trófico bajo una fuerte condición de acidificación formando un complejo amarillo con una absorbancia máxima de 410 nm.

3. Carbohidratos totales solubles.

Esta técnica está basada en la de *Total Ethanol Soluble Carbohydrates* (Chow y Landhâusser, 2004).

Procedimiento.

Se colocan 0.5 mL de etanol al 80% y se le añade 1mL de fenol al 2% más 2.5mL de Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) CONCENTRADO rápidamente y se incuba durante 10 minutos en oscuridad y 30 minutos de enfriamiento en baño a 22° C. Leer absorbancia a 490 nm.

Se realiza una curva patrón utilizando Glucosa como estándar (50 μ /mL).

Para la muestra se colocan 100mg de esta, más 5mL de etanol al 80% y se centrifuga. Se colecta el etanol y se repite el procedimiento dos veces más, esta muestra se puede almacenar a -20° C para su posterior tratamiento.