

00361

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO



**ESTUDIO LIMNOLOGICO DE LA PRESA MADIN, MEX. CON
ENFASIS EN SU ESTADO TROFICO Y EN
EL MANEJO DE CUENCA**

FALLA DE ORIGEN

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS
(BIOLOGIA)**

P R E S E N T A

LUIS ALBERTO BRAVO INCLAN

DIRECTOR DE TESIS: M. en C. VICTOR OLVERA VIASCAN

1995



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis está 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.

*A tí Ana Cecilia, por tu amor, desvelos y penalidades
para que yo alcanzara este objetivo.*

I

*A la memoria de mi Padre, Don Jaime, mi hermano, Jaime Antonio,
y mi hijita Gabriela, por la añoranza de pensar lo que
podiera haber sido si sólo estuvieran con nosotros.*

*A mi madre, Doña María Teresa y a mi padre, como un tributo
a su incondicional amor y porque supieron inculcarme los
principios que han dirigido mi vida.*

*A mis hijas, Mariana y Adriana, por su alegría que
me motiva a seguir adelante.*

*A mis hermanas Aurora y María Teresa, con todo mi
amor fraternal.*

*A toda mi familia por todos los
buenos momentos*

A todos los ex-compañeros del CIECCA.

AGRADECIMIENTOS

II

La investigación que aquí se presenta, se realizó en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), Coordinación de Tecnología de Tratamiento y Calidad del Agua, Subcoordinación de Calidad del Agua. Deseo agradecer a las autoridades del IMTA y de la Comisión Nacional del Agua (CNA) el apoyo para la realización del presente trabajo.

A la Subcoordinadora de Calidad del Agua, Dra. Anne M. Hansen por las facilidades otorgadas para la culminación de esta tesis.

Al Ex-jefe de Proyecto de Control de la Eutroficación y Malezas Acuáticas, Biol. Guillermo Díaz Zavaleta, por su intervención en el arranque y desarrollo de esta investigación.

Al personal del Laboratorio del Centro de Investigación y Entrenamiento para el Control de la Calidad del Agua (CIECCA) por efectuar los análisis físicos y químicos, así como a la Q.F.B. Juana Enriqueta Cortés Muñoz, por encargarse de los análisis bacteriológicos y su asesoría en dicho tema.

Me complace poder expresar mi gratitud al M. en C. Víctor Olvera Viascán, Director de la presente tesis. Reconozco ampliamente la instrucción que he recibido él, ya que mediante su guía, he conocido una línea de investigación apasionante; pero, sobre todo, por las palabras de aliento que siempre ha tenido para mí.

Hago extensiva mi gratitud a los profesores miembros del jurado:

*Dr. Jorge Carranza Fraser
Dra. Marisa Mazari Hiriart
M. en C. José Luis García Calderón
M. en C. Pedro Magaña Melgoza
Dr. Víctor Luna Pabello
M. en C. Martín López Hernández.*

Por el lapso invertido en la revisión de este trabajo y por sus atinados comentarios.

Doy las gracias a las siguientes personas, por su tiempo y desinteresada ayuda:

- Ing. Othón Cervantes Sánchez
Jefe del Proyecto de Climatología, Servicio Meteorológico Nacional.*
- Ing. Leonor Berrones González
Jefa de la Planta de Tratamiento Madín,
Gerencia de Aguas del Valle de México, CNA.*
- Ing. Roberto Sánchez Arias
Jefe de Proyecto del centro de Entrenamiento de Admon. del Agua,
CNA.*
- Ing. León del Castillo
Ex-Jefe del Centro de Protección y Seguridad Hidráulica
CNA.*
- Ing. Gabriel Elizalde
del Departamento de Hidrometría
Gerencia Regional del Valle de México, CNA.*

Agradezco también al Ing. Felipe Pérez Nájera y a toda la guardia de IDECA, por el apoyo incondicional que me han brindado.

Por último, deseo incluir unas palabras de reconocimiento a la Universidad Nacional Autónoma de México, por la educación otorgada.

La cuenca del Río Tlalneantla y la Presa Madín tienen un importante propósito social de abastecimiento de agua potable para una parte del Edo. de México. Sin embargo, existen varios impactos antropogénicos en la cuenca que afectan la calidad del agua del embalse y, por tanto, alteran el tratamiento de este recurso. La Presa Madín fue estudiada con el uso de metodologías simplificadas para evaluar la eutroficación de lagos cálidos tropicales. Asimismo se estimaron las cargas de nutrientes de acuerdo con dos metodologías. La frecuencia de muestreo fue realizada mensualmente, de mayo a octubre de 1988. El embalse es de tipo cálido monomítico con termoclina somera (entre los 4-5 m de profundidad). De julio a agosto, se presentó una transparencia de 32 cm, el oxígeno disuelto por debajo de los 6 m de profundidad fue cercano a cero. La alta concentración de sólidos en los ríos y en el hipolimnio durante la época de lluvias, denota una alta tasa de erosión en la cuenca. Los altos valores de fósforo, nitrógeno, la concentración clorofila *a* (promedio de 56 µg/L), los bajos valores de transparencia, y las esporádicas infestaciones de chichicastle (*Lemna gibba*) y, desde 1994, de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), claramente indican que el embalse es eutrófico. El crecimiento fitoplanctónico se ve limitado por la luz y no por nutrientes. Se encontró que las fuentes no puntuales, la liberación de P del fondo del embalse y la descarga de la Planta de Tratamiento Madín aportan un total de 87% de la carga de P. La tercera fuente es más factible de ser controlada, pero también se requiere controlar los nutrientes en la fuente de origen para restaurar la calidad del agua del embalse.

INDICE

1 INTRODUCCION	1
2 ANTECEDENTES	2
2.1 <u>Marco teórico</u>	3
2.2 <u>Evaluación de la eutroficación</u>	7
2.2.1 Lagos templados	7
2.2.2 Lagos tropicales	8
2.2.3 Lagos y embalses en la República Mexicana	11
2.2.4 Modelo de cuenca (predicción y administración del estado trófico)	12
2.3 <u>Indices de Calidad del Agua (ICA)</u>	20
2.4 <u>Manejo y restauración de cuerpos de agua y cuencas</u>	21
2.4.1 Medidas de reducción de las cargas de fósforo y nitrógeno en la cuenca	24
2.4.2 Estrategias de control interno en el cuerpo de agua	25
3 OBJETIVOS	28
4 AREA DE ESTUDIO	29
4.1 <u>Características de la cuenca de la Presa Madín</u>	29
4.2 <u>Características de la Presa Madín</u>	34
4.3 <u>Usos y calidad del agua en la zona</u>	34
5 METODOLOGIA	38
5.1 <u>Limnología del embalse</u>	38
5.1.1 Morfología e hidrología	38
5.1.2 Estaciones y frecuencia de muestreo	40
5.1.3 Muestreo y análisis de campo en afluentes y efluente	40
5.1.4 Muestreo y análisis de campo en el embalse	42
5.1.5 Análisis físico y químico en el laboratorio	43
5.2 <u>Clasificación trófica del embalse</u>	43
5.2.1 Estimación de usos del suelo	44
5.2.2 Carga atmosférica	45
6 RESULTADOS Y DISCUSION	46
6.1 <u>Limnología del embalse</u>	46
6.1.1 Hidrología y morfología	46
6.1.2 Perfiles de temperatura, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica	52

6.1.3	Calidad del agua	55
6.1.4	Índices de Calidad del Agua (ICA)	61
6.1.5	Clorofila <i>a</i>	65
6.1.6	Análisis bacteriológico	67
6.1.7	Densidad, cobertura y biomasa de <u>Lemna gibba</u> (Linn.)	67
6.2	<u>Clasificación trófica del embalse</u>	69
6.2.1	Cálculo de la carga de nutrimentos por el método puntual	69
6.2.2	Cálculo de la carga de nutrimentos por el método no puntual	72
6.2.3	Estimación del estado trófico	78
6.3	<u>Manejo y restauración de la cuenca y el embalse</u>	81
6.3.1	Control externo de la carga de fósforo	83
6.3.2	Control interno de la carga de fósforo	87
7	CONCLUSIONES	93
	LITERATURA CITADA	97

1 INTRODUCCION

El manejo inadecuado de los recursos naturales favorece la degradación de las cuencas hidrográficas, esta situación junto con las crecientes descargas de aguas residuales, tanto domésticas y agrícolas como industriales, provocan un incremento en el vertido de nutrientes y contaminantes a los ríos y, posteriormente, a lagos y presas. Esto propicia el deterioro de la calidad del agua de estos cuerpos, lo cual limita su aprovechamiento. Recientemente, este fenómeno se ha relacionado con el término eutroficación.

La eutroficación es la respuesta del sobre-enriquecimiento por nutrientes necesarios para las plantas (principalmente fósforo y nitrógeno) que ocurre por condiciones naturales y/o por actividades humanas. Sin embargo, en las últimas décadas, con la explosión demográfica en las ciudades, dicho fenómeno se ha acelerado, por lo que se denomina eutroficación cultural o antropogénica. Con frecuencia, esta fertilización provoca costos económicos extras.

Es importante entender las relaciones cualitativas y cuantitativas que existen entre el abastecimiento de nutrientes y el grado de eutroficación, con el fin de desarrollar estrategias para el manejo de lagos y embalses, y controlar la contaminación a un costo mínimo (Vollenweider y Kerekes, 1981).

Si bien, en términos generales, el recurso hídrico puede considerarse abundante, el hecho de su distribución geográfica heterogénea lo hace escaso en muchas regiones del planeta y, por ende, para una parte importante de la población. Esta situación es particularmente cierta en nuestro país, ya que se presenta una progresiva concentración demográfica y económica en grandes asentamientos humanos e industriales.

En 1988 se investigó la Presa Madín en el estado de México. Se escogió esta presa debido a su importancia como obra de abastecimiento para la ciudad de México y, al mismo tiempo, por ser receptora de aguas residuales.

Resulta prioritaria la atención a embalses destinados al abastecimiento de agua potable, ya que cada vez es más difícil cumplir con los costosos requerimientos de este recurso, sobre todo en la Cuenca de México que por su altura y creciente demanda, ha necesitado extraer agua de lugares cada vez más lejanos. Cabe recalcar la importancia de realizar estudios limnológicos de los cuerpos de agua, así como de las cuencas receptoras, con la finalidad de sugerir medidas de conservación, manejo y en su caso, de restauración.

En este trabajo se realizaron dos actividades, primera, se caracterizó la calidad del agua del embalse de acuerdo con parámetros físicos, químicos y biológicos y segunda, se estimaron las cargas de nutrientes. Con la información generada, se utilizó el modelo simplificado para evaluar el estado trófico en lagos tropicales propuesto por el CEPIS/OPS/OMS.

Esta información servirá para proponer alternativas de protección y rehabilitación del cuerpo de agua y así permitirá un desarrollo sustentable del recurso hídrico en el sistema cuenca/embalse.

2 ANTECEDENTES

A principios de siglo, los términos oligotrófico y eutrófico -en el sentido de poco alimentado y muy alimentado o fértil-, se aplicaron a prados (Margalef, 1987). En 1919, el sueco Einar Naumann introdujo a la limnología los términos eutrofia y oligotrofia. La distinción de las aguas fue hecha con base a las poblaciones fitoplanctónicas y con un sentido regional; las áreas montañosas de rocas antiguas y con escasa cantidad de algas se asociaban a lagos oligotróficos; las llanuras aluviales de zonas bajas y con fitoplancton en abundancia pertenecían a lagos eutróficos; en esta última zona, las actividades humanas proveen un mayor aporte de nutrimentos. Pronto se vió que los lagos oligotróficos podían pasar a eutróficos bajo la influencia humana, al recibir una gran variedad de fertilizantes (Limón, 1982a; Wetzel, 1983; Margalef, 1987).

En 1925, el limnólogo alemán August Thienemann reunió la información disponible y caracterizó el estado trófico de los lagos basándose en características geológicas, físicas, químicas y biológicas. Con esto se destacó la complejidad del fenómeno y, en consecuencia, la ordenación de los lagos según el eje oligotrofia-eutrofia deja de considerarse una manifestación solamente relacionada con la ubicación geográfica para convertirse en un fenómeno relacionado con la composición química de sus aguas (equilibrio biogeoquímico) (Margalef, 1983). Thienemann encontró que en los lagos alpinos y subalpinos las larvas de agua, principalmente del género *Tanytarsus*, eran características de lagos profundos y poco productivos donde el agua hipolimnética perdía poco contenido de oxígeno durante la estratificación en el verano. Los lagos eutróficos eran más someros, más ricos en plancton y dominaba la fauna propia de aguas con poco oxígeno hipolimnético, tales como la larva *Chironomus* que puede sobrevivir con bajas concentraciones de oxígeno. Los estudios extensivos y las conceptualizaciones de estos tempranos investigadores formaron junto con trabajos posteriores, el fundamento en el que se basó gran parte de la limnología regional de la década de los treinta (Wetzel, 1983).

Posteriormente surgieron intentos de clasificación de lagos. Estos esfuerzos se enfocaron a: especies indicadoras; parámetros físicos y químicos; parámetros geomorfológicos e hidrográficos del lago y su cuenca; e inclusive, se elaboraron claves taxonómicas para diferenciar los tipos de lagos (Wetzel, *op. cit.*).

Como un gran número de ciencias, la limnología se vió afectada por las dos Guerras Mundiales. Sin embargo, después de la Segunda Guerra la actividad limnológica se reemprendió con enorme ímpetu, en parte por el reconocimiento mundial de la importancia de la limnología y de sus aplicaciones prácticas, ante la extensión de los problemas de eutroficación, contaminación de las aguas y las crecientes necesidades de agua potable (Margalef, *op. cit.*).

En los primeros estudios limnológicos se pensó que la eutroficación era un fenómeno irreversible, es decir, que todos los lagos pasaban de oligotrófico a eutrófico, pero sin la posibilidad de dar marcha atrás. Actualmente, se cuenta con información convincente que desmiente esta creencia, como el caso del lago Washington, en Seattle. De 1941 a 1953, éste lago fue enriquecido con volúmenes crecientes del efluente de una planta de tratamiento secundario de aguas residuales. La producción se incrementó marcadamente, y las algas

llegaron a ser más abundantes. La concentración de fosfato también se incrementó proporcionalmente mucho más que la de nitrato o dióxido de carbono. En 1963, el aporte de aguas residuales fue desviado y, durante 1969, el fosfato disminuyó al 28% del registrado seis años antes; la concentración de clorofila se abatió aproximadamente un porcentaje similar. En cuanto al fitoplancton y fósforo continuó reduciéndose hasta la década pasada (Wetzel, 1983).

A principios de la década de los 60, muchos lagos cambiaron rápidamente de estado trófico debido a la adición de nutrientes originados por las actividades humanas (aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas). Este fenómeno de aceleración de la eutroficación es provocado esencialmente por tres razones interrelacionadas y encadenadas a los amplios cambios demográficos, así como al incremento en la producción (Vollenweider, 1981; En: Olvera et al., 1993): a) Incremento de la población que repercute en una fuerte tendencia a la urbanización, así como incremento de detergentes que contienen polifosfatos; b) Rápido crecimiento de las industrias, con el consiguiente aumento en los desechos de todo tipo; c) Intensificación del sector agrícola-ganadero, tendencia al monocultivo e incremento en el uso de agroquímicos (fertilizantes y pesticidas).

Por lo anterior, la eutroficación de origen cultural se ha ido convirtiendo en un tema central de la limnología, y su control se ha convertido en una de las aplicaciones más directas de esta rama (Margalef, 1983). El incremento de la actividad y el desarrollo dentro de la cuenca, casi siempre resulta en cambios desfavorables dentro del mismo cuerpo de agua. El desarrollo cultural se refleja en crecientes entradas de nitrógeno y fósforo, los dos nutrientes que, encontrándose en exceso, pueden acelerar el crecimiento de plantas acuáticas y algas, logrando "envejecer" artificialmente un lago (Reckhow y Simpson, 1980).

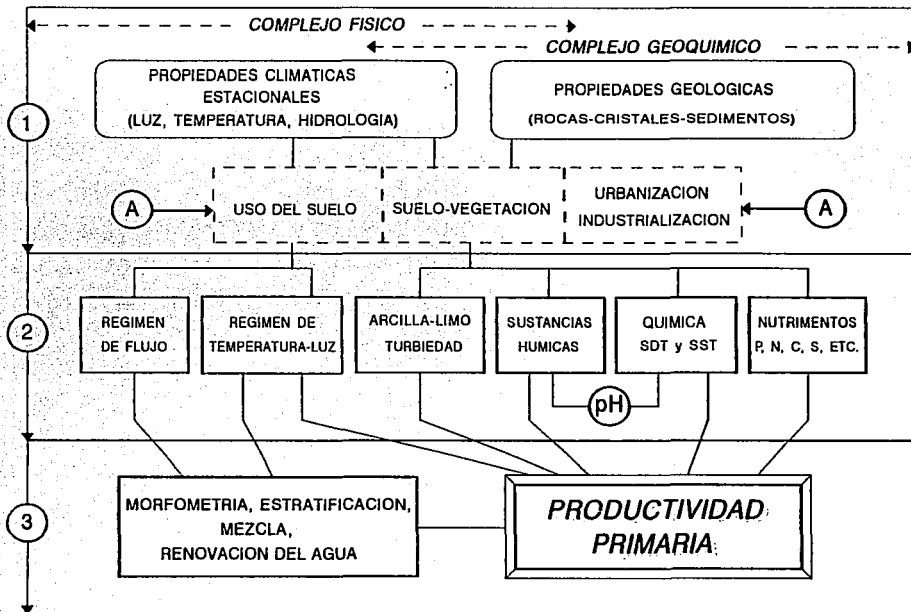
A partir de mediados de la década de los 70, ha surgido una técnica para la restauración de lagos. Esta técnica consiste en disminuir la concentración del nutriente limitante, que es responsable de la productividad biológica en un lago. A pesar del éxito probado en la rehabilitación de lagos, esta actividad es una disciplina todavía joven (Limón, 1982b); actualmente se revisan un cúmulo de datos, tanto de lagos templados como de lagos tropicales. Este análisis permitirá obtener una base potencial cada vez más sólida, para poder predecir las variaciones en la calidad del agua, a partir de los cambios en las cargas de fósforo y/o nitrógeno en el cuerpo de agua. En la actualidad, la investigación limnológica aplicada se enfoca en gran medida a las actividades de protección, manejo y restauración de lagos, embalses y sus cuencas de captación.

2.1 Marco teórico

Según Rawson (1939; En: Olvera, 1990), la productividad en el agua se da por la expresión de características fisiográficas externas de un sistema desde un punto de vista holístico, así como por la dinámica física, química y biológica interna del cuerpo de agua en cuestión. De acuerdo con esto, las propiedades tróficas de un lago son el resultado de la interacción secuencial de factores geográficos, geoclimáticos, climáticos e hidrológicos.

Vollenweider y Kerekes (1981) proponen un esquema (Figura 1) de procedimiento casi deductivo derivado de las relaciones causa-efecto, que determinan cualquier situación

Figura 1 Niveles y relaciones que determinan la productividad de los cuerpos de agua



1.- Propiedades de la cuenca 2.- Propiedades del agua 3.- Propiedades limnológicas A.- Alteraciones antropogénicas.
Fuente: Vollenweider y Kerekes, 1981.

limnológica específica observada, proveniente de las características de la cuenca, por progresión de las propiedades generales del sistema a las condiciones específicas del cuerpo de agua considerado. Así las propiedades específicas del complejo físico-geoquímico (nivel 1) controlan las propiedades hidrológicas, geológicas cualitativas y características del agua (nivel 2), las que, a su vez, determinan las características morfométricas e hidrológicas; así como la productividad primaria (nivel 3).

La eutroficación es uno de los principales temas de calidad del agua reportado en todos los países del mundo (Vollenweider y Kerekes, 1981). Este fenómeno se ha acelerado en las últimas décadas por actividades humanas inapropiadas, que generan una creciente degradación ambiental por medio de los procesos de erosión, deforestación, desertificación, pérdida de la fertilidad de suelos y de la diversidad de los recursos bióticos. Todo esto representa un serio obstáculo para el aprovechamiento del limitado recurso hídrico.

Factores limitantes

*La fotosíntesis en las algas es controlada principalmente por factores como luz, nutrientes y temperatura y, en menor grado, por pH y salinidad. La incorporación de nutrientes es claramente un proceso clave en el crecimiento fitoplanctónico. En 1840, Liebig postuló una regla para conocer el efecto de varios factores en la producción primaria (fotosíntesis neta). Postuló que "el crecimiento de una planta es dependiente de la mínima cantidad de nutriente presente", este enunciado es conocido como la Ley del Mínimo de Liebig. En 1905, Blackman sugirió que aparte de los materiales nutritivos también se podían considerar como factores limitantes la luz y la temperatura. Afirmó que la tasa fotosintética se incrementa al aumentar cualquiera de estos factores, pero siempre y cuando el valor particular sea limitante de dicha tasa (Parsons *et al.*, 1977).*

*A principios de los 70, Schindler *et al.* (En: Bachmann, 1980) realizaron una serie de investigaciones en el Área Experimental de Lagos (en inglés, Experimental Lake Area, ELA) en Canadá. Aquí, varios cuerpos de agua, como el Lago 227 y el Lago 304 -casi prístinos (sin asentamientos humanos ni industriales), oligotróficos (lagos pequeños, profundos y sin influencias) y con cuencas protegidas-, fueron usados en diez experimentos de eutroficación. Se añadieron varios nutrientes (fósforo, nitrógeno y carbono) a algunos de los lagos, dejando a otros como control. Se demostró que las adiciones de fósforo y nitrógeno inorgánico eran suficientes para provocar florecimientos algales, característicos de lagos eutróficos.*

*En el centro de Suecia y de 1984 a 1987, el lago oligotrófico Hecklan fue fertilizado con fósforo y nitrógeno (usando una dosis relativamente baja de fertilizante comercial) durante el periodo de estratificación termal. Antes de la fertilización, la biomasa de fitoplancton en el lago era baja; pero durante el periodo de fertilización, la biomasa de fitoplancton fue de cinco a diez veces mayor que durante el año de prefertilización (de 0.1 mm³/L a un máximo de 2 mm³/L). Las algas crisofitas y clorofitas dominaron a lo largo de todo el experimento. El desarrollo en la biomasa de fitoplancton permitió un aumento en la biomasa de zooplancton, indicado por los grupos de Cladoceros y Copépodos, así como un incremento en la fecundidad de zooplancton herbívoro (Olsson *et al.*, 1992).*

El nitrógeno ocasionalmente se puede considerar como limitante, por la existencia de la reserva gaseosa del planeta. Por tanto, el elemento realmente limitante es el fósforo, si bien en ciertas condiciones, el ciclo del nitrógeno se llega a retrasar con respecto a la del fósforo, lo que puede favorecer el desarrollo de ciertos organismos, como las cianofitas y las bacterias. El fósforo en el agua se recicla en forma de orto fosfato. Este compuesto es absorbido por las algas con gran rapidez, sin embargo, todos los organismos lo ceden también con facilidad considerable (Margalef, 1983).

El fósforo absorbido dentro de la célula se convierte en parte estructural de la célula (esto es, en el poli-P-ARN), pero es primordialmente una parte importante del proceso energético de los organismos (como adenosín di y tri-fosfato). Es en este sentido, que el papel del fósforo como metabolito es bastante diferente a la del nitrógeno, ya que el segundo es un componente estructural primario de las células (Parsons *et al.*, 1977).

La utilización del concepto de nutrimento limitante supone que el crecimiento algal en un cuerpo de agua es proporcional a la cantidad de nutrimentos (asumiendo que ya existen condiciones apropiadas de luz y temperatura). En 1934, Redfield (*En: Parsons et al., op. cit.*) investigó la tasa de asimilación de carbono, nitrógeno y fósforo tanto del fitoplancton como del zooplancton marino; concluyó que tanto en cultivos como en poblaciones naturales la tasa atómica promedio es de 106C:16N:1P. Según Ryding y Rast (1989), esta tasa ha llegado a ser un valor de referencia para evaluar el nutrimento limitante en cuerpos de agua dulceacuicolas (Benndorf *et al.*, 1981; Margalef, *op. cit.*). En la práctica para calcular el nutrimento limitante resulta más sencillo utilizar la tasa de peso ó carga de las formas disponibles de nitrógeno y fósforo, que la tasa atómica. Para lagos templados, la tasa de peso corresponde aproximadamente a 40C:7N:1P. Sin embargo, para lagos tropicales, Vollenweider sugiere una tasa de 9N:1P (Salas y Limón, 1986; Salas y Martino, 1988). Por tanto, si la tasa de las concentraciones medidas es menor a 9:1, el nitrógeno es el nutrimento potencialmente limitante; si la tasa es mayor que 9:1, el fósforo es el limitante.

Desde un punto de vista práctico, la disminución del fósforo se destaca como la mejor estrategia de control de la eutroficación. Esto es debido a que es fácilmente removido de las aguas residuales por métodos convencionales de tratamiento relativamente más baratos, comparado con otros nutrimentos (Dillon, 1975; Benndorf, *et al.*, *op. cit.*; Olvera, 1990). Inclusive, Golterman y de Oude (1991), indicaron que no es importante si el fósforo es el nutrimento limitante en una situación dada. El hecho es que es el único elemento esencial que puede ser fácilmente controlado con el fin de limitar el crecimiento algal. Esta conclusión está soportada por consideraciones tanto técnicas como económicas (Dillon, *op. cit.*, Benndorf, *et al.*, *op. cit.*; Garman *et al.*, 1986).

Benndorf *et al.* (*op. cit.*) reportan que el nitrógeno inorgánico no causa problemas de eutroficación en los embalses de la República Democrática Alemana (RDA), pero, para el caso de cuerpos de agua que se utilizan para abastecimiento de agua potable, el nitrato ($N-NO_3$) representa un factor de riesgo a la salud, al provocar la metahemoglobinemia (en el estómago de los niños, principalmente, parte del nitrato se convierte en nitrito, el cual interactúa con componentes de la sangre, interfiriendo con el transporte de oxígeno) o la formación de nitrosaminas en el tracto gastrointestinal; mientras en la RDA manejan un límite máximo permisible para nitratos de 9 mg/L, en México se indica un límite de 5 mg/L (SEDUE, 1990).

2.2 Evaluación de la eutroficación

Existen infinidad de factores internos y externos en un cuerpo de agua, que pueden determinar su productividad (estado trófico), entre los que destacan: formación geológica, topografía, latitud, longitud, morfología, clima, características de la cuenca e impactos humanos. No obstante, existen tres factores principales que son: el clima, la disponibilidad de nutrientes y la profundidad del lago. Para rehabilitar y/o mantener un determinado cuerpo de agua y debido a que el clima no es una variable controlable, se le presta más atención a la profundidad promedio y a los nutrientes (Bachmann, 1980).

Por mucho tiempo la eutroficación ha sido un problema para las instituciones de regulación ambiental. No es fácil valorar las complejas interacciones que se presentan en un lago o embalse, así como el impacto de las descargas puntuales y difusas de aguas residuales en el medio acuático. A lo largo de los años han surgido modelos sofisticados que aproximan adecuadamente las interacciones de un cuerpo de agua y el medio; sin embargo, este acercamiento tiene serios inconvenientes prácticos y financieros, ya que se necesita recabar gran número de mediciones y se requiere de un intenso trabajo (consumidor de tiempo) para la captura y procesamiento de la información (Olvera, 1986).

El modelo pionero y el de mayor impacto en la evaluación de la eutroficación fue el desarrollado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD) que utilizó la información de un gran número de lagos templados. Por este motivo, se va a describir de forma general la evolución y los resultados de este modelo para comentar posteriormente el trabajo que el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) desarrolló para lagos tropicales.

2.2.1 Lagos templados

En 1967, un grupo de expertos bajo la dirección del Prof. O. Jaag recomiendan que se realice una investigación a fondo de la información contenida en la literatura existente sobre los procesos de eutroficación (Vollenweider y Kerekes, 1981).

En la década de los 60, el Dr. Richard Vollenweider desarrolló las bases de un modelo relativamente simple, que relaciona la concentración de fósforo con las propiedades físicas del cuerpo de agua. En esencia, la metodología consiste en cuantificar, mediante un balance de masas, la concentración del nutriente limitante en un lago. Esta información, junto con la profundidad media y el tiempo de retención hidráulico, entre otros, ha permitido el trazado de gráficas -con curvas límite-, que caracterizan el estado trófico de un embalse dado (Olvera, 1986). En dichas gráficas se presenta el criterio de carga de fósforo de Vollenweider. En 1968, éste investigador propuso una relación simple que puede ser usada para determinar cuando un cuerpo de agua está recibiendo demasiado fósforo. La transición a la zona de fósforo excesivo, se denominó como "peligrosa". Si se disminuye el aporte de fósforo al lago, la condición del cuerpo de agua cambia a una zona "permisible" (Reckhow, 1992).

En Uppsala, Suecia, se efectuó un Simposio sobre "Eutroficación en grandes lagos y embalses"; éste evento fue publicado por la OECD en 1970. En él se destacó la necesidad de ampliar la base de datos limnológica para realizar comparaciones válidas entre los cuerpos de

agua y que incluyera un espectro ambiental amplio. En 1971, la OECD establece un grupo directivo sobre la evaluación y control de la eutroficación, con la meta de conocer su efectividad, costo y factibilidad. Con el fin de considerar la variabilidad geográfica el programa se organizó en cuatro proyectos principales: proyecto Alpino; proyecto del Norte; proyecto de embalses y lagos someros; y, un proyecto conjunto para Norteamérica (Vollenweider y Kerekes, 1981; Martino, 1989).

En 1973, se publicó un informe de los proyectos de monitoreo sobre la eutroficación de las aguas "Summary Report of the Agreed Monitoring Projects on Eutrophication of Waters", que proporcionaron procedimientos estandarizados de mediciones, pautas para la toma de datos base y comentarios sobre los métodos de muestreo existentes. También se sentaron las bases para el desarrollo de un programa internacional de monitoreo de aguas, que se realizó por países miembros de la OECD. Este programa de cooperación internacional concluyó en 1980, se entregaron los resultados de los cuatro proyectos regionales sobre eutroficación y un informe global sintetizado (Vollenweider y Kerekes, *op. cit.*: OECD, 1982; *En*: Ryding y Rast, 1989).

De 1972 a 1974, la Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU. (en inglés, "Environmental Protection Agency", EPA) realizó una investigación nacional sobre eutroficación, denominada "National Eutrophication Survey" (NES). A lo largo de éste país se recabó información básica de acuerdo con los lineamientos establecidos por el Programa Internacional de la OECD. De un total de 574 lagos, 4.5% fueron clasificados como oligotróficos; 17.8% como mesotróficos; y el restante 77.8% fueron considerados eutróficos. Esta investigación reforzó la preocupación sobre la eutroficación en lagos (Bachmann, 1980).

2.2.2 Lagos tropicales

La OECD dirigió 121 investigaciones en Europa y América del Norte que, de acuerdo con los cuatro proyectos, se dividieron en (Vollenweider y Kerekes, *op. cit.*): Alpino con 39 lagos; Nórdico con 15 lagos; Embalses y lagos someros con 32 cuerpos de agua; y Norteamérica con 35 lagos de los EE. UU. y Canadá. Sin embargo, no se tomaron en cuenta los cuerpos de agua de zonas cálidas, los cuales presentan diferencias fundamentales en la productividad y disponibilidad de nutrientes.

Según Salas (1983), las diferencias básicas encontradas entre los lagos tropicales (o "cálidos") y templados son:

- El criterio para definir un lago tropical se basa en una temperatura mínima de 10°C y un promedio anual mínimo de 15°C;
- En general, para los lagos tropicales las estaciones del ciclo anual se limitan a épocas secas y lluviosas;
- Procesos biológicos acelerados por la alta temperatura;
- Diferente régimen de mezcla y estratificación;
- Tasas de evaporación y precipitación altas;
- Ocasionalmente el nitrógeno es limitante e incluso el carbono; y,
- Las hidrofitas son características en lagos tropicales, pudiendo ser más importantes que las algas.

La concentración de fósforo total de 20-30 $\mu\text{g P/L}$, que se usa con frecuencia como el valor límite mesotrófico-eutrófico en lagos y embalses de zonas templadas, puede resultar bajo para sistemas tropicales (Tabla 1). Se ha sugerido una concentración de 50-60 $\mu\text{g P/L}$ como un valor límite más realista (Ryding y Rast, 1989).

Thornton *et al.* (1982; *En:* Ryding y Rast, *op. cit.*) hicieron una comparación entre 309 lagos naturales y 107 embalses localizados principalmente en la región templada de los EE. UU. Los embalses generalmente tienen una mayor cuenca de drenaje y área superficial que los lagos. Las profundidades medias y máximas son generalmente mayores en los embalses que en los lagos. Los embalses tienen una mayor carga superficial de nutrimentos y tiempos de retención hidráulica más cortos. Sin embargo, y sobre todo, por los tiempos de retención hidráulica más cortos y la mayor profundidad media, el promedio en la concentración de clorofila y P en los embalses son generalmente más bajas que las reportadas en los lagos.

Por lo anterior y siguiendo las bases teóricas y la logística de la OECD, el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), de la Organización Panamericana de la Salud (OPS) perteneciente a la Organización Mundial de la Salud (OMS), coordinaron el "Proyecto Regional para el Desarrollo de Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales". Este evento contó con la colaboración de quince países latinoamericanos, con un total de 40 lagos y embalses. Este proyecto se desarrolló en la década de los 80 y se presentaron cuatro informes e igual número de encuentros internacionales (Castagnino, 1982; Salas, 1983; Salas y Limón, 1986 y Salas y Martino, 1988). Castagnino (*op. cit.*) concluye que la metodología y resultados obtenidos para lagos templados -principalmente en relación a la tasa de sedimentación de fósforo-, no son comparables a las características de lagos y embalses tropicales; Grobler (1985; *En:* Martino, *op. cit.*) obtuvo una conclusión similar al tratar de utilizar el modelo de fósforo del proyecto de la OECD en lagos tropicales sudafricanos.

En el tercer encuentro del Proyecto Regional, desarrollado en Guadalajara, Jal., en 1985 (Salas y Limón, *op. cit.*), se propuso una ecuación empírica que mostró un alto coeficiente de correlación ($r^2 = 0.90$, con un nivel de significancia de 95% y $n = 38$ (26 lagos)):

$$P_{\lambda} = \frac{L(p)}{\bar{z}} \cdot \frac{T_w^{\frac{3}{4}}}{3} \quad (1)$$

donde:

P_{λ}	Concentración de fósforo promedio en el lago, en g P/m^3
$L(p)$	Aportación superficial de fósforo por año, en $\text{g P/m}^2 \cdot \text{año}$
T_w	Tiempo de retención hidráulica en años
\bar{z}	Profundidad media en metros.

En la ecuación 1 se incluye (de modo implícito) el valor de la tasa de sedimentación de fósforo (K_s , en años^{-1}), el cual es muy difícil de calcular, y que fue:

$$K_s = 2 \sqrt{\frac{1}{T_w}} \quad (2)$$

Tabla 1 Comparación de los valores límite para varios indicadores del estado trófico

INDICADOR TRÓFICO	LÍMITE MEDIO DE VALORES ENTRE CONDICIONES MESOTRÓFICAS Y EUTRÓFICAS		
	LAGOS TEMPLADOS	LAGOS TROPICALES	REFERENCIAS
Productividad primaria media (g C/m ² ·día)	1.0	2-3	Robarts (1982)
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	10-15	10-15	Walmsley y Butty (1980)
Fósforo total (µg P/L)	30	50-60	J.A. Thornton y Nduku (1982)
Nitrógeno total (µg N/L)	50-100	20-100	Wood (1975)
Limitación de nutrientes casi siempre por	fósforo	nitrógeno	Toerien <i>et al.</i> (1975)
Tipos de algas dominantes	diatomeas	algas verde- azules	J.A. Thornton (1985)
Eficiencia fotosintética	< 1%	> 2-3%	Wetzel (1975)

Fuente: Ryding y Rast, 1989.

Vollenweider y Kerekes (1981) concluyeron que no es posible definir valores límite fijos entre las categorías tróficas. Ya que la evolución de oligotrofia a eutrofia es progresiva (o de tipo "deslizante"), la clasificación trófica sólo puede usarse en un sentido probabilístico. Por tanto, para la gráfica presentada por Vollenweider, se propusieron los límites de fósforo de 30 y 70 µg/L (con un nivel de probabilidad del 50%), con relación a la profundidad media y al tiempo de retención hidráulica, para establecer los límites inferiores de mesotrófico y eutrófico, respectivamente (Salas y Martino, 1988).

La metodología para lagos tropicales fue utilizada en México y formó parte de la información utilizada por el CEPIS, para los lagos de Tequesquitengo, Mor. (Olvera y Díaz, 1986); Chapala, Jal.; Zirahuén, Mich. y la laguna de Cajititlán (estos tres últimos cuerpos de agua fueron estudiados por el Centro de Estudios Limnológicos (CEL), sin publicar); y en la presa Requena, Hgo. (Díaz y Gutiérrez, 1988).

2.2.3 Lagos y embalses en la República Mexicana

Según Olvera (1984), los inventarios de los cuerpos de agua epicontinentales no se deben considerar definitivos, ya que el ambiente se transforma constantemente y, a su vez, se modifican la cantidad, superficie y distribución geográfica de los lagos y embalses; por lo tanto, es importante actualizar éste tipo de información periódicamente. Los datos que se mencionan en la **Tabla 2**, fueron estimados por el personal de la Secretaría de Pesca.

Tabla 2 Inventario de cuerpos de agua epicontinentales en México de acuerdo con su superficie

Intervalo de superficie (ha)	Número de cuerpos de agua	Superficie total (ha)
> 10,000	17	512,916
1,001 - 10,000	68	191,801
101 - 1,000	299	88,837
11 - 100	1,420	41,895
1 - 10	<u>10,127</u>	<u>25,978</u>
TOTAL:	11,991	861,426

Fuente: Cadena et al. 1979; En: Olvera, 1984.

A principios de la década de los 80, se calculó un almacenamiento total de 130 mil millones de m³; el 95% del almacenamiento total se encontraba en 59 presas y el 5% restante en 1,220 embalses, aproximadamente (Vidal et al. 1985).

En 1981, la SARH reporta un total de 1,264 embalses con capacidad de almacenamiento mayor que 0.5 millones de m³ y un almacenamiento total de 124.7 mil millones de m³. En éste trabajo mencionan la importancia del estado de Chiapas con los embalses más grandes de la República, como Chicoasén, La Angostura y Nezahualcōyotl; y Michoacán con la presa de

Infiernillo. Según la SARH (1981), de 1500 a 1940 se contruyó el 14% del total de presas. El número de embalses se incrementa significativamente en la década de los 40 (9.7%); durante los 50, este crecimiento se duplica (22%) y se mantiene con ligeras variantes durante las décadas de los 60 (29.0%) y los 70 (25.2%). Cabe destacar el impulso por construir grandes presas destinadas principalmente a la generación de energía eléctrica.

En 1985, Vidal et al. realizaron otro inventario de los cuerpos de agua epicontinentales en México. Estimaron un total de 703 cuerpos de agua con capacidad de almacenamiento mayor que 0.5 millones de m³, con una superficie de 998,008 hectáreas. De éstos 703 cuerpos de agua, había 92 lagos (13%) y 612 presas (85.3%). Los estados con un mayor número de presas fueron Jalisco (107), Michoacán (59), Guanajuato (58), Nuevo León (50) y Veracruz (45), que juntas tenían un 52 porciento. El Edo. de México ocupaba el sexto lugar con 35 presas.

Por otro lado, el 82% de los cuerpos de agua estaban ubicados por abajo de los 500 m sobre el nivel del mar (Vidal et al., op. cit.). Antiguamente, los lagos y lagunas nacionales eran abundantes; ahora sólo se limitan a pequeños cuerpos de agua -con excepción del lago de Chapala, con 6,800 millones de m³ de capacidad-, localizados en su mayoría en el centro del país (Olvera, 1984).

A partir de 1986, el Centro de Investigación y Entrenamiento para el Control de la Calidad del Agua (CIECCA) perteneciente al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua de la SARH, inició el estudio de eutroficación en lagos y presas mexicanos. Además de Tequesquitengo y Requena, se han estudiado lugares como el lago Nabor Carrillo, Méx. (Bravo, 1987); así como las presas Valle de Bravo, Méx. (Olvera, 1990; Olvera et al., 1993), Madín, Méx. (Bravo, 1988), Villa Victoria, Méx. (Olvera, 1988), Cerro de Oro, Oax. (Olvera, 1991) y Tamazcal, Oax. (Sánchez, 1991).

Los modelos para estimar la eutroficación en los cuerpos de agua, entre ellas, las metodologías simplificadas, se exponen in extenso en Olvera (1990). Un tema complementario al anterior y que falta por desarrollar, consiste en utilizar el modelo simplificado del CEPIS, pero en lugar de calcular la carga de fósforo y nitrógeno como el producto de las mediciones del gasto de sus ríos y sus concentraciones de nutrimentos, ésta carga se estimará en función de las propiedades de la cuenca. Dicha metodología se expone a continuación.

2.2.4 Modelo de cuenca (predicción y administración del estado trófico)

Las descargas de contaminantes que llegan a un lago, se pueden dividir en dos grandes ramas: fuentes puntuales y fuentes no puntuales o difusas. Como ejemplos de fuentes puntuales en el suministro de nutrimentos se pueden mencionar: plantas de tratamiento, corrales de animales, fábricas de fertilizantes y detergentes, silos, molinos textiles y destilerías; como ejemplos de fuentes dispersas se encuentran: terrenos agrícolas, paisajes naturales, áreas urbanas, bosques, pantanos y la precipitación atmosférica (Walmsley y Butty, 1980; En: Martino, 1989).

Una forma de estimar la carga de fósforo (P) y nitrógeno (N) que llega a un cuerpo es por medio del uso de coeficientes de exportación de nutrimentos. Esta metodología se basa en que

-para un régimen climatológico dado, así como tipos específicos de uso del suelo (p. ej., agrícola, urbano o forestal)-, se producirán o exportarán durante un ciclo anual, cantidades características de esos nutrimentos a un cuerpo de agua. Esta exportación de nutrimentos se asocia básicamente al escurrimiento del suelo como resultado de la precipitación en la cuenca y es generalmente expresado en términos de área. Al conocer el área de un suelo en una cuenca dedicada a ciertos usos específicos, así como las cantidades de nutrimentos exportados por unidad de área de estos usos (esto es, los coeficientes de exportación de nutrimentos), es posible estimar la carga anual de P y N total que llega a un cuerpo de agua de fuentes no puntuales (Rast y Lee, 1983).

Para Reckhow y Simpson (1980) los coeficientes de exportación representan la cantidad de transporte anual esperado de P, por unidad de fuente (por ej., por metro cuadrado de tierra de cultivo), que llega a un cuerpo de agua.

La calidad del agua subterránea y superficial en una cuenca hidrológica depende de numerosos factores ambientales de dicho sistema y del uso del territorio circundante. Incluso, los datos físicos, químicos y biológicos toman un significado particular sólo en la medida de que se acompañen por una descripción de la cuenca y la localización exacta del lugar de muestreo. Por lo tanto, es necesario examinar el uso del suelo en una cuenca de modo que sea posible interpretar adecuadamente los datos de calidad del agua (Couillard y Cluis, 1980).

*En un estudio de uso de suelo y calidad del agua conducido en la cuenca de los grandes lagos de Norteamérica por los EE. UU. y Canadá (PLUARG, 1978; En: Ryding y Rast, 1989), se encontró una mayor correlación en la carga de nutrimentos con el incremento de uso del suelo urbano y agrícola; en contraste con la carga de nutrimentos de áreas forestales, relativamente sin perturbaciones. Asimismo, en las regiones templadas, se ha encontrado que la concentración de iones es generalmente más baja en arroyos provenientes de cuencas forestales; se presentan concentraciones intermedias en arroyos ubicados en cuencas con pastizal; y mayores en arroyos pertenecientes a zonas urbanas. La pérdida de iones en una cuenca sugiere que, en general, este fenómeno es proporcional al grado de perturbación de los procesos del ciclo químico en la cuenca. Por tanto, al tener otros factores iguales, los lagos localizados en cuencas con usos de suelo agrícolas o urbanos son generalmente más eutróficos, que los lagos localizados en cuencas con bosque (Ryding y Rast, *op. cit.*).*

*En general, las mayores entradas de nutrimentos a un cuerpo de agua son descargas de agua residual, escurrimientos del suelo, aportes atmosféricos (precipitación seca y húmeda), y el agua subterránea (principalmente aporta N). Las entradas de varias de estas fuentes, especialmente las fuentes no puntuales, son muchas veces difíciles de cuantificar confiablemente (Rast y Lee, *op. cit.*).*

*Sólo recientemente ha sido apreciada la importancia de la contribución de fuentes no puntuales a la carga de P total a los cuerpos de agua (Grobler y Silberbauer, 1985). La creencia de que la magnitud del abastecimiento de P y N externos es un factor primario en las diferencias observadas en la productividad de un cuerpo de agua, ha recibido una amplia aceptación en los últimos años (Ryding y Rast, *op. cit.*).*

La estimación de las cargas como una función de las propiedades de la cuenca puede ser realizada tanto por modelos complejos, como por medio de unidades de área de exportación

(coeficientes de exportación). Se ha recomendado que las técnicas más simples, esto es, los coeficientes de exportación, sean usadas debido a que existen modelos teóricos cuyos requerimientos de información son difíciles de cumplir (Grobler y Silberbauer, 1985).

El objetivo de los modelos de cuenca, como un esfuerzo para controlar la eutroficación, consiste en proveer estimaciones de carga de nutrimentos que llegan a un lago o embalse. Esto es muchas veces realizado por la identificación y cuantificación de la contribución de nutrimentos de subregiones o subcuencas. Dicho conocimiento es un prerequisite para el desarrollo de estrategias de control efectivas en cuanto a costo y basadas en la reducción de nutrimentos. Los modelos de cuenca pueden ser empíricos (o estáticos) y determinísticos (teóricos o de simulación). Como una herramienta inicial para controlar la eutroficación, se recomienda el uso de los modelos empíricos (o basados en el análisis estadístico de una base de datos). Los modelos determinísticos son generalmente más complejos cuando se comparan con los modelos empíricos; los primeros requieren un período más largo de observación para su calibración y es mayor el número de variables y de parámetros a medir. Debido a su complejidad -y también porque el conocimiento de los sistemas acuáticos es generalmente incompleto-, este tipo de modelos son utilizados con menor frecuencia que los modelos empíricos (Ryding y Rast, 1989; Chapman, 1992).

Modelos empíricos de cuenca

Los modelos para estimar la carga de nutrimentos a un cuerpo de agua son de las formas generales,

$$A = a_0 + a_1X_1 + a_2X_2 + \dots + a_mX_m \quad (3)$$

$$B = b_0 + b_1Y_1 + b_2Y_2 + \dots + b_nY_n \quad (4)$$

donde,

- A Carga de nutrimentos promedio anual a un cuerpo de agua (kg/año);
- X_1 Area (ha) de la cuenca con uso del suelo 1, 2, 3 ..., etc;
- B Concentración de nutrimentos promedio en arroyo (mg/L);
- Y_1 Fracción de la cuenca ocupada por el uso del suelo 1, 2, 3 ..., etc;
- a_0, a_1, b_0, b_1 , etc. Coeficientes de exportación.

Las Ecs. 3 y 4 son empíricas, ya que los valores de los coeficientes son inferidos de datos de muestreo de calidad del agua. En su más simple aplicación (esto es, $a_0=0$), X_n son las áreas de las diferentes categorías de uso de suelo, y las a_n son conocidas como coeficientes de exportación de nutrimentos o unidades de carga (Ryding y Rast, *op. cit.*).

Modelo A (Couillard y Cluis, 1980)

Un modelo de calidad del agua debe incluir características de los recursos de agua así como datos sociales y económicos de la región bajo estudio, así como poblaciones humanas y

animales y el porcentaje de uso de suelo urbano, forestal y agrícola. Couillard y Cluis (1980) proponen un modelo basado en un análisis de sistemas dentro del ciclo hidrológico. Si la cuenca de drenaje es vista como una caja negra, se pueden aplicar las siguientes definiciones:

- Entradas.- La cantidad y tipo de precipitación líquida y sólida, la temperatura, la cual gobierna los distintos usos de la cuenca los que determinan los distintos tipos de desechos;
- Salidas.- Los ríos, los flujos del suelo-agua y del agua subterránea y sus características cualitativas.

Entre las entradas y salidas, el sistema mismo consiste de funciones de transferencia que incluyen la producción y el transporte.

El modelo que se propone se divide en cuatro partes: 1) Zonificación de la cuenca y adquisición de datos; 2) Determinación de una función de producción; 3) Determinación de una función de transporte; y 4) Aplicación de un modelo de carga. El modelo establece anual o estacionalmente la cantidad de contaminante producido en cualquier punto de la red hidrológica y se puede evaluar las cantidades relativas producidas por cada factor contribuyente. Este permite un conocimiento del impacto de cambios producidos por el hombre en la evolución de las cargas transportadas río abajo de la zona afectada.

Para el estudio de caso, se propone la hipótesis de que la carga de nutrimentos es una propiedad conservativa. A pesar de la falta de exactitud de dicha hipótesis, el ejercicio permite el asociar causas y efectos y de influir en la decisión de posibles acciones correctivas.

Se concluye que la división en subunidades permite una evaluación preliminar de las responsabilidades relativas de los diferentes productores, tanto espacialmente como sobre la base de eventos hidrológicos.

Modelo B (Reckhow y Simpson, 1980)

El flujo de masa de P total anual a un lago es estimado por medio de la sumatoria de la contribución de P anual para cada una de las fuentes no puntuales, más cualquier entrada puntual dentro de la cuenca. La carga de masa total (M, en kg/año) puede ser expresada como (Reckhow y Simpson, *op. cit.*):

$$M = (Ec_f \times \text{área}_f) + (Ec_{ag} \times \text{área}_{ag}) + (Ec_u \times \text{área}_u) + (Ec_p \times A_p) + Ec_{is} \times \text{No. de indiv.} \cdot \text{año} \times (1 - S.R.) + PSI \quad (5)$$

donde

Ec_f	Coefficiente de exportación para suelo forestal (kg/10 ⁶ m ² ·año)
Ec_{ag}	Coefficiente de exportación para suelo agrícola (kg/10 ⁶ m ² ·año)
Ec_u	Coefficiente de exportación para área urbana (kg/10 ⁶ m ² ·año)
Ec_p	Coefficiente de exportación para precipitación (kg/10 ⁶ m ² ·año)
Ec_{is}	Coefficiente de exportación para un tanque séptico que impacte el lago (kg/(indiv.·año) - año)

área _f	Area de suelo forestal (10 ⁶ m ²)
área _{ag}	Area de suelo agrícola (10 ⁶ m ²)
área _u	Area de suelo urbano (10 ⁶ m ²)
A _o	Area del lago (10 ⁶ m ²)
No. de indiv. · año	No. de individuos que tienen servicio anual por tanque séptico dentro de la cuenca
S.R.	Coefficiente de retención del suelo (adimensional)
PSI	Entrada de fuente puntual (kg/año).

Coefficientes de exportación de nutrientes

En 1983, Rast y Lee presentaron un resumen de coeficientes de exportación de P y N medidos en varios cuerpos de agua de los EE. UU., estos datos se presentan en la **Tabla 3**.

Con el fin de desarrollar coeficientes de exportación de nutrientes que puedan llegar a ser aplicados a extensas partes de los EE. UU., y a partir de la información de las tres primeras columnas de la tabla anterior, Rast y Lee (*op. cit.*) proponen los datos de la última columna, y sugieren que pueden ser aplicables en general para varios lagos de dicho país. Al usar una base de datos de 38 cuerpos de agua norteamericanos, los autores encontraron una concordancia al aplicar los coeficientes de exportación propuestos junto con la distribución del uso de suelo en las cuencas, contra las cargas de nutrientes calculadas. En general, se observó que la mayoría de las cargas estimadas se encontraban dentro de un factor de ± 2 con relación a las cargas medidas.

Con base en la amplia revisión de la literatura estos autores concluyen que, en el presente, existe poca justificación para la clasificación del uso del suelo más allá de las cuatro amplias categorías de urbano, agrícola, forestal y de pantano.

Se ha encontrado que las cantidades de P que entran y salen de una zona pantanosa sobre un ciclo anual son esencialmente iguales, por lo que estas zonas actúan como una trampa de sedimentos con alto contenido de nutrientes. Inclusive, el P que sale de las áreas pantanosas se encuentra generalmente en una forma particulada, la cual es menos disponible para las plantas acuáticas que el P que entra en estos terrenos (Rast y Lee, *op. cit.*; Garman *et al.*, 1986). Garman *et al.* (*op. cit.*) añade que el ortofosfato es la forma más importante de P en términos de disponibilidad inmediata para las algas y macrofitas. El P disuelto es predominantemente ortofosfato. El P particulado es importante debido a su disponibilidad potencial. La disponibilidad potencial significa que una porción del P particulado (50% o menos) puede ser convertido a ortofosfato.

Uttormark *et al.* (1974; En: Reckhow y Simpson, 1980) propusieron coeficientes de exportación divididos en estimación alta, baja y de intervalo medio (Tabla 3). De este modo, la asignación de un coeficiente de exportación de P a una categoría en particular debe ser dependiente de las condiciones presentes en la cuenca de estudio. Se propone un intervalo de valores para los coeficientes de exportación de P, debido a la amplitud de las categorías fuente se presenta cierto grado de libertad para tal variación, relacionada con la geología de la cuenca, los patrones de erosión y la intensidad y tipos de uso del suelo.

Tabla 3 Valores típicos y clasificación para coeficientes de exportación de nutrimentos en cuencas de EE. UU.

USO DE SUELO EN LA CUENCA	FUENTE			
	Sonzogni y Lee (1974)	Uttormark et al. (1974)	U.S.EPA ('74) Omernik (1976)	Rast y Lee 1/ (1983)
a) Fósforo total (g P/m²·año)				
Urbano	0.1	0.15	0.03	0.1
Rural/agrícola	0.07	0.03	0.03 (0.02)	0.05
Forestal	---	0.02	0.01 (0.02)	0.005-0.01
Pantanos	0	0	0	0
Atmosférico:				
Precip. húmeda	0.02	---	---	0.025 2/
Precip. seca	0.08	---	---	
b) Nitrógeno total (g N/m²·año)				
Urbano	0.5	0.5	0.8	0.5 (0.25)
Rural/agrícola	0.5	0.5	1.0 (0.6)	0.5 (0.2)
Forestal	---	0.25	0.4 (0.4)	0.3 (0.1)
Pantanos	0	0	0	0
Atmosférico:				
Precip. húmeda	0.8	---	---	2.4 2/
Precip. seca	1.6	---	---	

1/ Con base en los datos de los autores anteriores, Rast y Lee proponen datos de uso "general".

2/ La carga atmosférica consiste en la precipitación húmeda y seca que cae directamente a la superficie del cuerpo de agua, en g/m² del cuerpo de agua/año.

() Coeficientes de exportación usados para calcular cargas de N y P para el proyecto OECD de los cuerpos de agua del oeste de E.U.A. (por ej.: los lagos Tahoe, Waldo, Sammamish y Washington).

USO DE SUELO EN LA CUENCA	CLASIFICACION		
	ALTA	MEDIA	BAJA
Fósforo total (g P/m²·año)			
Urbano	0.5	0.8 - 0.3	0.05
Entrada por tanque séptico (kg/indiv·año)	1.8	0.4 - 0.9 3/	0.3
Agrícola	0.8	0.4 - 0.17	0.01
Precipitación	0.06	0.02 - 0.05	0.015
Forestal	0.045	0.015 - 0.03	0.002

3/ El valor seleccionado dependerá al uso permitido o no de los detergentes fosfatados.

Fuentes: Modificado de Rast y Lee, 1983. Uttormark et al., 1974 y Reckhow et al., 1980; En: Reckhow y Simpson, 1980.

Por otro lado, Castagnino (1982) propone que para lagos tropicales se utilicen los datos de P y N para uso de cuenca urbano, agrícola/rural y de bosque, dados por Rast y Lee en la Tabla 3. Añade que dichos valores han sido ratificados por estudios en Brasilia, Brasil (sin cita). Hace la aclaración que, para regiones secas o semisecas, se reduzcan a la mitad los valores de N; que los valores propuestos valen para pendientes menores a 5%. Para pendientes mayores se usarán valores incrementados en un 50% para cada 5% de incremento de pendiente. Por último, se deberá hacer distinción de la cantidad de población que tenga o no servicio de alcantarillado y que cuenten con algún tipo de tratamiento de sus aguas residuales.

Limón (1986) compara las cargas de P y N estimadas con información hidrológica y de calidad del agua ($L(P) = 276.8$ ton/año y $L(N) = 1447.4$ ton/año) con las obtenidas con coeficientes de exportación para lagos templados ($L(P) = 362$ ton/año y $L(N) = 3917.4$ ton/año) para un proyecto en construcción denominado presa La Zurda, Jal. Encontró que las cargas de P se aproximaron razonablemente bien, la diferencia de las cargas de N las atribuyeron a variaciones en la aportación real de éste nutriente por el ganado.

En un estudio de un año, Olvera et al. (1993) identificaron las subcuencas más contaminadas de la cuenca del Río Amanalco, este sistema es el principal aporte de nutrientes a la presa Valle de Bravo, Méx. Las cargas de P y N más significativas en ton/año respectivamente, son aportadas por tres regiones en la cuenca de dicho río: A. Becerra (4.9-47.2), Pipioltepec (8.6-61.9) y Candelaria (8.5-69.5). Por primera vez en México se obtuvieron coeficientes de exportación de nutrientes (Tabla 4).

Tabla 4 Coeficientes de exportación de nutrientes en la cuenca del río Amanalco, México, 1993.

USO DEL SUELO	Fósforo total (g P/m ² ·año)	Nitrógeno total (g N/m ² ·año)	Area (km ²)	Porcentaje de cobertura
BOSQUE	0.01	0.12	99.1	43.1
AGRICULTURA	0.03	0.32	114.0	49.5
PASTIZAL	0.22	1.40	14.8	6.4
URBANO	0.54	3.30	1.3	0.6

Fuente: Olvera et al. (op. cit.).

Cabe mencionar que los usos de suelo para bosque y agricultura fueron más representativos para las subcuencas de los arroyos La Cascada y Garrapata, respectivamente. Lo que permitió estimarlos de forma más precisa. Estos usos de suelo concuerdan con los reportados por Rast y Lee (1983). Sin embargo, los valores para pastizales y zona urbana son elevados.

Información de fuentes no puntuales

Couillard y Cluis (1980) proponen que para manejar los datos, se puede dividir la cuenca en subcuencas de drenaje secundarias -esto es, en ríos y arroyos de diversos ordenes-, para

mejorar la representación de la distribución de la precipitación y de la ruta que el agua sigue. Las subcuencas pueden tener su propia superficie expresada como un porcentaje del área total. Esta segunda división en subcuencas hace posible el evaluar más exactamente el área y otras características físicas de la cuenca de drenaje.

Las características fisiográficas de la zona pueden definirse, de acuerdo con: altitud media, pendiente media, porcentaje de cobertura forestal, índice de cobertura de la vegetación, porcentaje del área de lagos, pantanos y rocas (sedimentarias, ígneas y metamórficas) e índice pedológico; por otro lado, las características socioeconómicas se pueden definir con: población urbana con y sin alcantarillado, población rural, tecnología agrícola empleada, población de animales de granja por especies, actividades industriales por sector, actividades recreativas y producción (Couillard y Cluis, 1980).

Con el fin de estimar fuentes de carga de nutrientes no puntuales usando coeficientes de exportación, la cuenca de un embalse particular puede definirse con el uso de mapas topográficos. Castagnino (1982) recomienda el uso de planos a escala 1:50,000, o mayor.

Por otro lado, el uso del suelo puede ser determinado con la utilización de fotografía aérea. Si la fotografía aérea de la cuenca tiene más de cinco años, se deben obtener fotos nuevas con la suficiente resolución para definir los tipos dominantes de uso del suelo. Otro acercamiento de utilidad potencial para identificar el uso de suelo dentro de una cuenca es el uso de imágenes de satélite. A principios de la década de los 90, Chacón (1994) realizó un estudio de calidad del agua y estado trófico del Lago de Pátzcuaro, Mich. En el lago, se evaluó la distribución horizontal de clorofila a y sólidos suspendidos totales, utilizando imágenes del satélite francés Spot. Las imágenes indicaron que la clorofila a estaba distribuida en el norte con concentraciones promedio máximas (120 $\mu\text{g/L}$) y con los valores promedio mínimos (25 $\mu\text{g/L}$) en el sur. La distribución de sólidos suspendidos totales mostraban un patrón similar, con las concentraciones más altas en el norte y las menores en el sur (Chacón, 1993). El autor menciona que, para el estudio de los recursos acuáticos, el uso de imágenes de satélite se ha enfocado a la evaluación de la calidad del agua, a los problemas de contaminación y en la creación de inventarios y clasificación de los cuerpos de agua. A nivel de cuenca/lago y sobre todo en grandes extensiones, se enfatiza el costo-beneficio-eficiencia del uso de la percepción remota, comparada con evaluaciones limnológicas convencionales, o con éste tipo de evaluaciones complementadas con fotografía aérea (Chacón, 1994).

Como otro ejemplo del uso de nueva tecnología, se puede mencionar que cerca de la ciudad de Dallas, Texas, se han utilizado imágenes de satélite para desarrollar un Sistema de Información Geográfico (SIG) para estudiar 14,760 km^2 de tierra, que comprenden sus ocho cuencas de abastecimiento de agua. Se utilizaron imágenes del satélite Landsat para determinar el cambio histórico (de 1974 a 1986) del uso del suelo en cuencas; con el uso del SIG -este sistema se basa en el uso de la computadora para el análisis geográfico de la información-, estos datos fueron combinados con otras variables tales como tipo de suelo y precipitación para predecir la pérdida de suelo en cada cuenca. Las cargas de N y P fueron también calculadas usando coeficientes de exportación de nutrientes. Por lo tanto, se recomienda el uso de las aplicaciones Landsat/GIS para su incorporación a programas de manejo de recursos acuáticos (Del Regno y Atkinson, 1988).

Según Rast y Lee (1983), Castagnino (1982) y Reckhow y Simpson (1980) las categorías de uso de suelo pueden restringirse a urbana, rural/agrícola (incluyendo sembradíos y pastos), forestal y pantanos. Esto es debido a que una mayor subdivisión no ha sido de utilidad, ya que los coeficientes de exportación de otras categorías no se conocen bien (Rast y Lee, 1983). Castagnino (1982) añade que es deseable que se busque información sobre áreas deforestadas y zonas mineras de explotación a cielo abierto.

El área de cada una de éstas grandes categorías es multiplicada por el coeficiente de exportación de nutrientes apropiado de la Tabla 3 para obtener la carga anual de P y N de estas fuentes no puntuales. Los coeficientes de exportación sólo se deben usar para estimar cargas de nutrientes anuales, ya que están basados en la exportación anual de nutrientes en cuencas (Rast y Lee, *op. cit.*).

Con el fin de estimar las cargas totales de P y N a una cuenca, también es necesario realizar una estimación de las cargas de fuentes puntuales de nutrientes, así como de las cargas de fuentes no puntuales. Las fuentes puntuales más significativas son generalmente los efluentes de plantas de tratamiento doméstico descargadas directamente a la cuenca, o, más comúnmente, a un tributario de un lago o embalse, con frecuencia dicho impacto se expresa en kg P/año (Rast y Lee, *op. cit.*; Reckhow y Simpson, 1980; Ryding y Rast, 1989). Otras fuentes de nutrientes potencialmente significativas en la cuenca son los criaderos de animales.

2.3 Índices de Calidad del Agua (ICA)

Un Índice de Calidad del Agua (ICA) es un indicador obtenido al agrupar varias mediciones de calidad del agua en un número. Esta expresión "simplificada" de un conjunto de variables puede ser utilizada para una variedad de propósitos, incluyendo: a) Comunicar información de calidad del agua al público y al personal encargado en la toma de decisiones; b) Contar con una herramienta para la administración de los usos del agua; c) Asesorar en la evaluación de cambios en la calidad del recurso agua, así como el desempeño de los programas de control de la contaminación del agua (Chapman, 1992).

Horton (1965; *En*: León, 1991 y Dojlido y Best, 1993) fue el pionero en el desarrollo de una metodología para el cálculo de los ICA. Brown *et al.* (1970; *En*: Dojlido y Best, *op. cit.*) utilizaron un método con siete parámetros y presentaron expresiones matemáticas para cada parámetro y así, obtener los índices. La selección de los parámetros de calidad del agua más importantes fue realizada con base a encuestas de 142 expertos en la administración de calidad del agua. Dinius (1987; *En*: León, *op. cit.*) usó una idea similar, ya que agrupó a siete expertos internacionales en cuestiones ambientales de calidad del agua y, a partir de la evaluación e interacción de éstos expertos, incluyó la asignación de pesos específicos para cada parámetro escogido.

Brown *et al.* (1970; *En*: Dojlido y Best, *op. cit.*) propusieron el método multiplicativo y de tipo ponderado para calcular los ICA. La ecuación se basa en una media geométrica ponderada, dada por:

$$ICA = \prod_{i=1}^n Q_i^{W_i}$$

(6)

donde,

n	Número de parámetros elegidos
Q_i	Calificación de la calidad del parámetro (i)
W_i	Peso unitario asignado al parámetro (i)
\prod	Operación multiplicativa de las variables Q elevadas a la W

De modo similar, León (1991) elaboró un ICA con la condición de que los W_i asignados a cada quince parámetros de calidad del agua tuvieran un valor ponderado entre 0 y 1 y en conjunto sumen uno. Los datos de calidad del agua se evalúan mediante ecuaciones matemáticas para obtener un índice de calidad (Q_i). El ICA que arroja la Ec. 6 es un número entre 0 y 100 que califica la calidad del agua. León (op. cit.) elaboró un programa de computación que permite introducir la información de campo y obtener los valores de los ICA.

A continuación se mencionan éstos quince parámetros y sus W_i (entre paréntesis) (León op. cit.): oxígeno disuelto (0.103), DBO (0.096), DQO (0.053), pH (0.063), SST (0.033), coliformes totales (0.083), coliformes fecales (0.143), nitratos (0.053), N amoniacal (0.043), P total (0.073), fenoles (0.033), diferencia entre la temperatura ambiental y la del agua (0.043), alcalinidad total (0.055), dureza total (0.058) y cloruros (0.068).

Por último, los valores de ICA se pueden comparar con criterios de uso de agua, detectando con la calificación obtenida los límites aconsejables de acuerdo al uso (Tabla 5).

2.4 Manejo y restauración de cuerpos de agua y cuencas

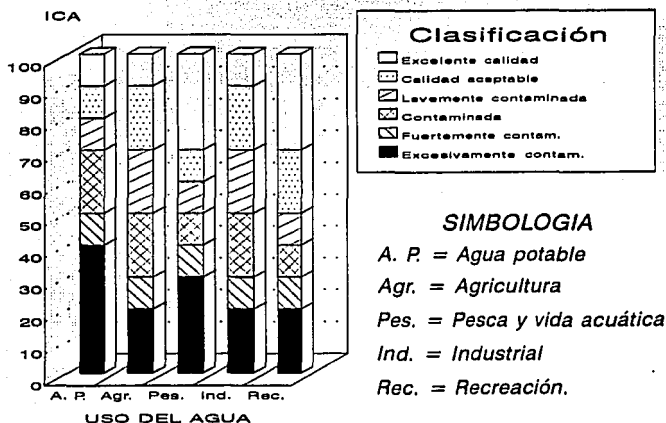
En el pasado, el manejo de lagos estuvo fundamentalmente enfocado a la siembra de peces. No obstante, del modo como se realiza ésta actividad actualmente, la restauración de lagos tiene unos 50 ó 60 años. Durante las décadas de los 60 y los 70, éstos términos (el manejo y la restauración) se relacionaron con el control de P en la cuenca y con la reducción del P en el lago mismo. Desde la década de los 80 hasta la fecha, para realizar la restauración de lagos y embalses se ha considerado no sólo la calidad del agua o el manejo de nutrimentos, sino que se ha incorporado el concepto de restauración de cuenca, debido a su relación directa con el cuerpo de agua (McComas, 1994). Las tecnologías y medidas para combatir la eutroficación en el sistema cuerpo de agua/cuenca pueden ser curativas, preventivas o ambas. El control de la carga de nutrimentos es la medida más deseable para reducir la eutroficación, sin embargo, no siempre es posible (Vollenweider, 1981).

El objetivo de mejorar la calidad del agua por medio del manejo del embalse/cuenca puede ser logrado a través de dos estrategias: a) Reducir la L(P) externa (tratamiento de agua y manejo de cuenca); y b) Utilizar los mecanismos ecológicos internos del embalse. La primera estrategia es la opción más recomendable, pero sólo puede ser útil en embalses con una baja o moderada carga de P. En muchos casos, cuando se presentan embalses altamente cargados

Tabla 5 Escalas de clasificación de los Índices de Calidad del Agua (ICA) en función al uso del agua

CLASIFICACION	USO DEL AGUA				
	Agua potable	Agricultura	Pesca y vida acuática	Industrial	Recreación
Excelente calidad	90-100	90-100	70-100	90-100	70-100
Calidad aceptable	80-90	70-90	60-70	70-90	50-70
Levemente contaminada	70-80	50-70	50-60	50-70	40-50
Contaminada	50-70	30-50	40-50	30-50	30-40
Fuertemente contaminada	40-50	20-30	30-40	20-30	20-30
Excesivamente contaminada	0-40	0-20	0-30	0-20	0-20

Fuente: León, 1991.



con P, la reducción de la carga de P del orden de 50 a 90% no dará por resultado una disminución del estado trófico tendiente a oligotrófico (Benndorf *et. al.*, 1981).

Olvera (1990) presentó una lista de las medidas más comunes para el manejo de cuenca/embalse:

a) Medidas de reducción de la carga de fósforo y nitrógeno en la cuenca:

1. Tratamiento de aguas residuales (eliminación de P y N) o la modificación de productos claves en la entrada de nutrimentos (p. ej., la reducción general de detergentes polifosfatados).
2. Desviación de las aguas residuales (construcción de canales que transporten el agua residual fuera de la cuenca);
3. Cuencas de sedimentación primaria (pre-embalses);
4. Precipitación directa de nutrimentos en afluentes.
5. Protección de la cuenca (reforestación, restricción en el uso de fertilizantes, restricción de establecimientos industriales y ganaderos, irrigación controlada y, en el caso de embalses destinados al abastecimiento de agua potable, designar zonas protegidas en donde se requieren medidas más estrictas de control).

b) Estrategias de control interno en el cuerpo de agua:

1. Disminución de la carga interna de sedimentos (aeración hipolimnética, sellado del fondo del lago, inyección de NO_3^- , dragado de sedimentos, agrandamiento del hipolimnión, conservación del oxígeno disuelto incrementando la profundidad media o por entrada de agua fría);
2. Aumento de la sedimentación de P (precipitación por medio de sales de Fe o de Al);
3. Extracción de P por efluentes (liberación de aguas profundas por compuertas en embalses y tubo de Olszewski en lagos);
4. Disminución del tiempo de retención de agua;
5. Incremento de la mezcla profunda (rompimiento artificial de la estratificación);
6. Aumento de la extinción de la luz (introducción de aguas ricas en sustancias húmicas o suspensión de minerales);
7. Manipulación biológica:
 - Incremento del crecimiento zooplanctónico (alimentación artificial del zooplancton durante el invierno).
 - Disminución de la mortalidad zooplanctónica (reducción de peces zooplanctófagos por altos niveles de depredación por otros peces, biomanipulación).
 - Cosechado mecánico de biomasa (hidrofitas, algas y peces).
 - Control químico de la biomasa (herbicidas y alguicidas).
 - Manipulación directa de la cadena alimenticia y control del ecosistema.

El primer conjunto de estrategias (inciso a) constituyen una medida efectiva y a largo plazo para reducir la carga externa de P y N a un cuerpo de agua. Como alternativa, se pueden

desviar las aguas residuales alrededor o lejos del lago o embalse. Este último método protegerá el cuerpo de agua de interés, pero provocará problemas de eutroficación en los ríos y lagos aguas abajo. El segundo grupo de estrategias (el control interno en el cuerpo de agua), consisten en programas de control que se relacionan con los síntomas o impactos de la eutroficación (Ryding y Rast, 1989). Los métodos que tratan con los síntomas son de valor limitado si no se reduce la carga externa (Martino, 1989).

Otra clasificación de las medidas para la restauración de presas y lagos fue propuesta por Limón (1982b), que las divide en tres grupos: a) Técnicas para reducir el ingreso de nutrimentos; b) Técnicas para romper el ciclo interno de nutrimentos; y c) Técnicas para acelerar la salida de nutrimentos.

Las estimaciones precisas de las cargas hidráulicas y de nutrimentos en lagos y embalses, son prerequisites esenciales para entender el funcionamiento de sistemas de cuenca de drenaje y cuerpo de agua y para la predicción y administración del estado trófico de los cuerpos de agua (Grobler y Silberbauer, 1985). Robbins *et al.* (1991) mencionan que en los sistemas que se enfrentan con la posibilidad de construir o mejorar las instalaciones de tratamiento y desinfección, los programas de protección de cuenca pueden jugar un importante papel en mantener y mejorar la calidad del agua y de proveer opciones económicamente viables para la aplicación de métodos de tratamiento de agua avanzados. Para obtener la mejor calidad del agua posible en un sistema de abastecimiento, se proponen tres acciones: 1) Manejo de la cuenca; 2) Administración del lago o embalse; y 3) Tratamiento de las aguas. En dicho trabajo se consideró que se requiere una combinación de estas tres acciones para lograr el nivel deseado de calidad del agua; no obstante, se añade que el control de contaminantes en la fuente de origen es el modo más fundamental para prevenir la degradación de la calidad del agua.

La experiencia en relación a programas de rehabilitación sugiere que la historia de la eutroficación, o el periodo que el lago estuvo eutroficado y la cantidad y tipo de sedimentos acumulados determinan el tiempo requerido para que el lago o embalse se recupere, una vez que se reduce la carga externa. La morfometría del lago también parece jugar un papel importante. En lagos de sedimento muy eutrófico se retrasa la recuperación; esta situación puede provocar que las medidas correctivas que se lleven a cabo en la cuenca/embalse no tengan los resultados esperados a corto plazo (Martino, 1989).

2.4.1 Medidas de reducción de las cargas de fósforo y nitrógeno en la cuenca

El tratamiento de las fuentes puntuales de aguas residuales es una acción prioritaria y que debe realizarse de modo continuo para lograr la rehabilitación de los cuerpos de agua (Vollenweider, 1981; Jorgensen y Vollenweider, 1989).

En Norte América, aproximadamente el 75% de las aguas descargadas a la cuenca de los Grandes Lagos recibían tratamiento primario y secundario definido como "adecuado". Con el Tratado entre Canadá y los EE. UU., la reducción de P total fue indispensable para las plantas de tratamiento cuya descarga excedía los 3,800 m³/día, con un límite máximo permisible de 1 mg/L (Vollenweider, *op. cit.*). Actualmente, éste límite tiende a ser más estricto (entre 0.5 y 0.1 mg/L).

En 1993 y como un ejemplo de restauración de embalses en México, se inició el desvío de las aguas residuales de los poblados de Valle de Bravo y Avándaro; con ésta medida se disminuyó la L(P) a la Presa Valle de Bravo, Edo. de México, en un 40% (Olvera, 1990; Olvera *et al.*, 1993). Actualmente, éstas aguas se trasladan fuera de la cuenca por medio de un sistema de cárcamos de bombeo.

Robbins, *et al.* (1991), resumen los resultados de 24 programas exitosos de manejo de cuenca -enfocados al abastecimiento de agua superficial-, realizados por la Fundación de Investigación de la "American Water Work Association" (AWWA) en los EE. UU. Para realizar un programa de manejo de cuenca, se recomiendan los siguientes pasos: a) Crear un inventario y caracterizar la cuenca en términos de sus características físicas, uso de la tierra, propiedad y calidad del agua; b) Identificar los contaminantes que requieran atención y sus fuentes (tanto naturales como humanas); c) Establecer los objetivos del programa de manejo de cuenca; d) Seleccionar medidas de control apropiadas para proteger la calidad del agua; e) Implementar el programa a través de los trámites legales, financieros e institucionales necesarios; y, f) Efectuar monitoreos para evaluar la efectividad del programa. Los autores reiteran la importancia de establecer y mantener programas de monitoreo para evaluar la calidad del agua en lagos, presas y arroyos.

Las estrategias de protección de cuencas se pueden dividir en cuatro categorías basadas en el uso del suelo (Robbins, *et al.*, *op. cit.*): a) Medidas generales que se aplican a la mayoría de las cuencas; b) Medidas de control para la agricultura; c) Medidas de control para el bosque; y d) Medidas de control para el desarrollo urbano.

El tema de manejo de cuenca se ha desarrollado por los siguientes autores: Loehr *et al.* (1980), Garman *et al.* (1986), Ryding y Rast (1989), Olvera *et al.* (1993), Candelas *et al.* (1993), Kortmann y Rich (1994) y Wruck (1994). Cabe mencionar que los primeros tres estudios, así como el de Kortman y Rich (*op. cit.*), describen las técnicas de control de fuentes no puntuales con base en el término de "mejores prácticas de manejo" (del inglés, "Best Management Practices" (BMP's)). Estas medidas se presentan en forma de listados y son, en su mayoría, resultado del proyecto de control de la eutroficación en la cuenca de los Grandes Lagos, realizado por Canadá y los EE. UU. durante la década de los 70 y principios de los ochenta.

2.4.2 Estrategias de control interno en el cuerpo de agua

A mediano y largo plazo, las estrategias de control interno no son tan efectivas como los métodos descritos en el inciso 2.4.1; estos métodos tienen que aplicarse repetidamente o, con frecuencia, presentan una serie de inconvenientes (o efectos secundarios negativos). No obstante, ofrecen medidas de control suplementarias en los casos donde las fuentes de nutrientes son difíciles de controlar. Estas técnicas que se utilizan para romper el ciclo interno de nutrientes, esto es, su objetivo consiste en restringir el suministro de P y N de la zona hipolimnética durante la época de mayor productividad (Limón, 1982b).

En la **Tabla 6** se presentan las variables de control interno más importantes y las medidas prácticas para controlar la eutroficación en los cuerpos de agua.

Tabla 6 Mecanismos ecológicos internos que se utilizan para controlar la eutroficación

VARIABLE DE CONTROL	TENDENCIA DESEADA PARA LOGRAR DISMINUIR EL NIVEL TROFICO	REALIZACION PRACTICA DE LA MEDIDA DE CONTROL
<i>L(P) interna del sedimento</i>	<i>Disminución</i>	<i>Aereación hipolimnética Sellado del fondo del lago Inyección de nitrato en el sedimento Dragado del sedimento Incremento del oxígeno hipolimnético al aumentar la profundidad media o la entrada de agua fría.</i>
<i>Exportación de P por descarga</i>	<i>Aumento</i>	<i>Liberación de agua profunda (embalses) Tubo de Olszewski (lagos).</i>
<i>Exportación de P hacia el sedimento</i>	<i>Aumento</i>	<i>Precipitación por medio de sales de Fe o Al.</i>
<i>Tiempo de retención</i>	<i>Disminución</i>	<i>Entrada de agua con baja concentración de P.</i>
<i>Profundidad de mezclado</i>	<i>Aumento</i>	<i>Desestratificación artificial.</i>
<i>Extinción de la luz</i>	<i>Aumento</i>	<i>Introducción de aguas ricas en sustancias húmicas. Uso de suspensiones minerales.</i>
<i>Sedimentación del fitoplancton</i>	<i>Aumento</i>	<i>Subdivisión del cuerpo de agua con separaciones ("bafles").</i>
<i>Crecimiento del zooplancton</i>	<i>Aumento</i>	<i>Alimentación artificial del zooplancton durante el invierno.</i>
<i>Mortalidad del zooplancton</i>	<i>Disminución</i>	<i>Reducción de los peces zooplánctófagos por medio de siembra de peces depredadores (biomanipulación).</i>

L(P).- Carga de fósforo.

Fuente: Benndorf *et al.* (1981).

Ryding y Rast (1989) ofrecen un listado de estudios de caso relacionados con experiencias prácticas en el control interno de cuerpos de agua. Las investigaciones relacionadas con el control interno en lagos y embalses se puede consultar en: Benndorf et al. (1981), Limón (1982b), Martino (1989) y Bravo et al. (1992). Cooke et al. (1993; En: Olem y Simpson, 1994) preparó la segunda edición de un libro de referencia para la restauración y manejo de lagos y embalses. Dedicado a limnólogos, ingenieros, administradores de lagos y otros, incluye el uso de técnicas específicas de restauración y manejo, incluyendo medidas de control de biomasa algal y de hidrofitas.

3 OBJETIVOS

- *Determinar la calidad del agua y características limnológicas de la Presa Madín, México;*
- *Evaluar la eutroficación de la Presa con base a un modelo simplificado, obteniendo las cargas de nutrimentos por dos métodos:*
 - a) *Por fuentes puntuales*
 - b) *Por fuentes no puntuales;*
- *Establecer las diferencias de las cargas de nutrimentos obtenidas por fuentes puntuales y no puntuales de contaminación; y,*
- *Dar alternativas de manejo, restauración y/o conservación de la Presa Madín y su cuenca.*

4 AREA DE ESTUDIO

La Cuenca de México tiene un área de 9,600 km² (SARH, 1960); está situada en el borde sur de la Mesa Central y ocupa la porción más baja de la región hidrológica Núm. 26, conocida como la cuenca del río Pánuco (SARH, 1977a). El Distrito Federal y los estados de México, Tlaxcala y Puebla tienen jurisdicción en esta zona.

Desde el punto de vista hidrológico, en la Cuenca de México se presenta lo siguiente: por una parte, para evitar las inundaciones que año con año ocurren, se construyeron grandes obras de desagüe para expulsar los excedentes de agua fuera de la Cuenca y, por la otra, se han edificado gigantescas obras de captación y conducción de agua a otras cuencas. Paralelamente, se ha incrementado la perforación de pozos y la extracción de agua, tanto por el sector público como el privado, que ha originado la sobreexplotación de los acuíferos en la zona (Cruickshank, 1984).

La cuenca de la Presa Madín tiene un área de 105 km² (SARH, 1986), se localiza en el Estado de México al oeste de la Cuenca de México, e incluye los municipios de: Jilotzingo, Atizapán de Zaragoza, Tlalnepantla y Naucalpan; se ubica entre las coordenadas 19° 33' y 19° 29' de latitud norte y 99° 33' y 99° 15' de longitud oeste, con elevaciones que van desde los 3,400 a los 2,300 m.s.n.m. y una altura promedio de 2,764 m.s.n.m. (Figura 2 y 3). La parte más elevada de la cuenca corresponde al Monte Alto, que junto con la Sierra de Las Cruces (al sur del primero) ofrecen, desde el fondo de la Cuenca, el aspecto de una cadena montañosa alargada y bastante uniforme (Rzedowski y Rzedowski, 1979; Athié, 1983).

Dentro de esta cuenca no hay ninguna industria establecida (SARH, 1979). En esta zona existen accesos pavimentados a los principales poblados como: San Luis Ayucan, Santiago Tepatlatxco y Nuevo Madín, así como el fraccionamiento y Club de Golf Chiluca y Condado de Sayaanvedra; sin embargo, se nota una ausencia de caminos interiores para otros poblados pequeños, los cuales se encuentran dispersos.

4.1 Características de la cuenca de la Presa Madín

- **Fisiografía.**- La cuenca se ubica en el Eje Neovolcánico, en la Subprovincia de Lagos y Volcanes de Anáhuac; se divide en dos zonas: a) Las áreas elevadas corresponden a la "Gran sierra volcánica compleja o grandes volcanes aislados"; y b) Las áreas bajas denominadas "lomerío suave" (SPP, 1981a). Según la fórmula de Nash, se estima que la pendiente media de la cuenca es de 20% (SARH, 1986); a principios de los 80, la erosión empieza a manifestarse, debido a la tala inmoderada de los bosques y el desmonte de los cerros para fines agrícolas (Athié, *op. cit.*). Rzedowski y Rzedowski (*op. cit.*), mencionan que se han construido numerosas presas de almacenamiento y de desviación en esta zona, sin embargo y a pesar de ser relativamente recientes, se están azolvando con gran rapidez.

- **Clima.**- El clima de la cuenca se divide en tres zonas de clima templado, siendo la zona media la que más extensión abarca: a) La zona alta, con clasificación C (E) (w2) (w), que corresponde a templado semifrío, con porcentaje de precipitación invernal menor de 5; b) La zona media, con clasificación C (w2) (w), clima templado con humedad estacional y el mismo

Figura 2.-Localización de la cuenca de la Presa Madín en el Valle de México

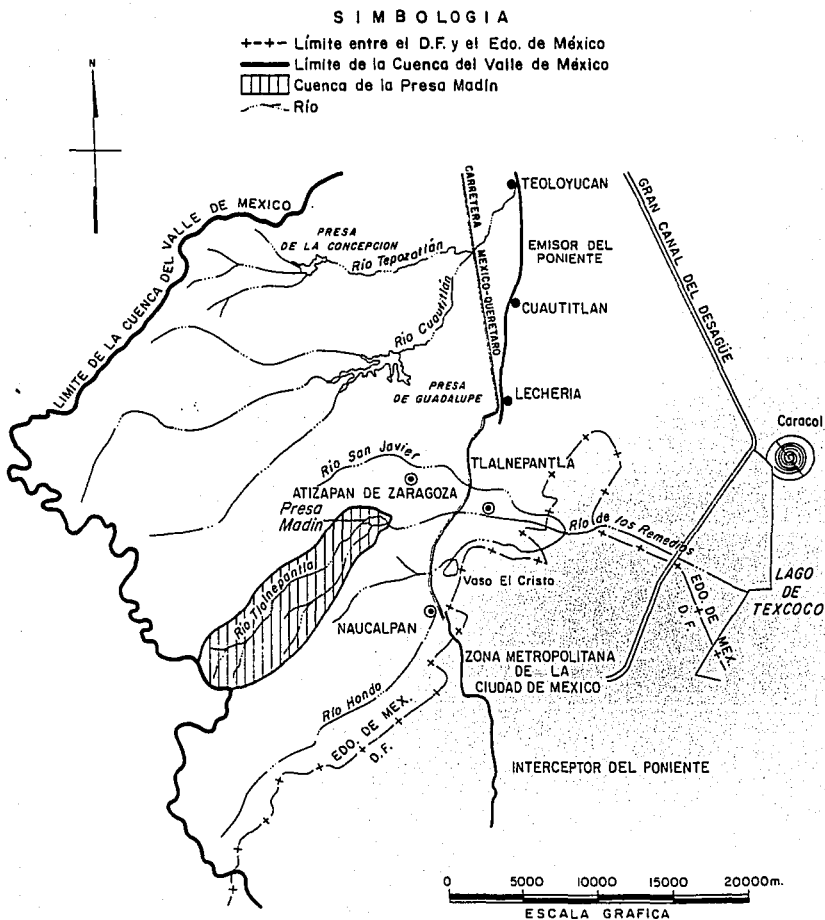
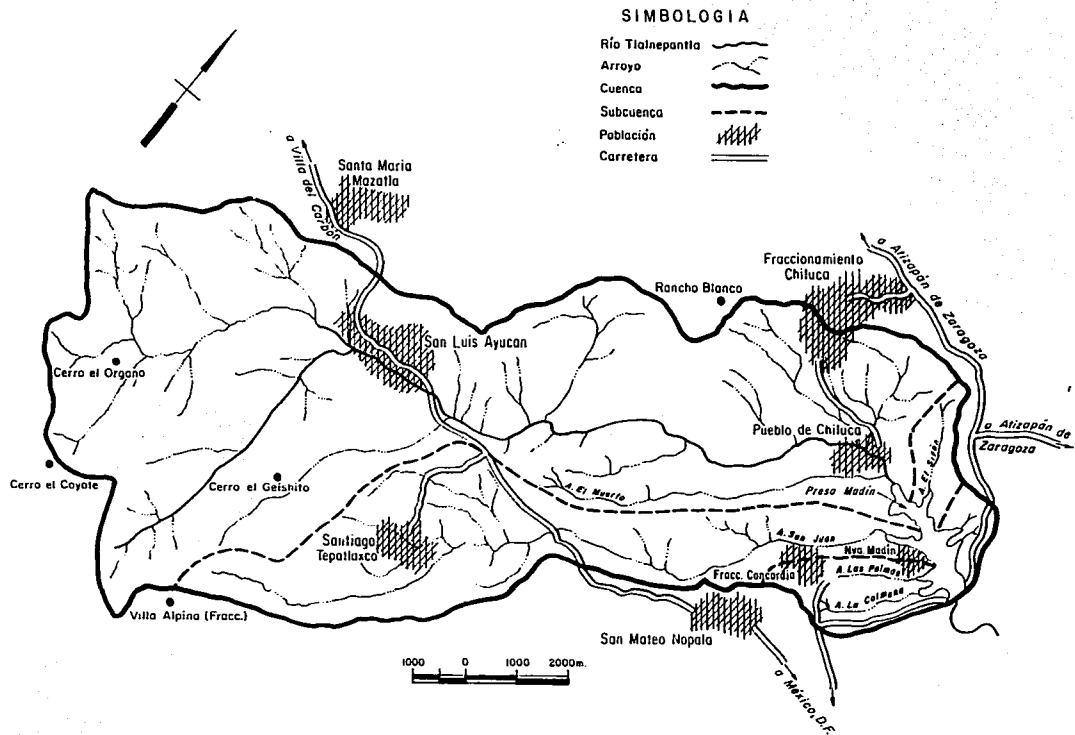


Figura 3:-Cuenca de la Presa Madín, México, 1988



porcentaje de precipitación invernal; y c) La zona baja, que corresponde a Cb (w1) (w) (i'), es decir, templado subhúmedo (menos frío) con lluvias en verano y la lluvia invernal es menor que el 5% de la anual (SPP, 1981a; García, 1988). La temperatura y la precipitación media anual fluctúan en la zona alta de 8 a 10° C y de 1,200 a 1,500 mm y en la zona baja de 14 a 16° C y de 700 a 800 mm (SPP, 1981a).

- **Geología.**- La zona pertenece a la Era Cenozoica del Período Terciario, su litología corresponde a rocas ígneas extrusivas. En las cercanías del embalse se presenta brecha volcánica, arenisca y toba, así como material aluvial ubicado sobre la corriente principal del río Tlalnepantla. No existen minas en el área (SPP, *op. cit.*). La zona de Monte Alto es una región particularmente afectada por la presencia de materiales tobáceos relativamente poco consolidados, que se erosionan con mucha facilidad, por lo tanto, el terreno presenta un gran número de barrancas y cañadas (Rzedowski y Rzedowski, 1979).

- **Edafología.**- En la parte media y baja de la cuenca se encuentra como suelo predominante el luvisol crómico y como suelo secundario el feozem háplico; en la zona media sur de la cuenca hay una delgada franja de feozem háplico y lúvico; por último en la zonas altas el suelo predominante es andosol húmico y el suelo secundario es andosol ócrico. Prácticamente en toda la cuenca -con excepción de la parte media sur-, el lecho rocoso se encuentra entre los 10 y 50 cm de profundidad (SPP, *op. cit.*).

- **Hidrología.**- En la cuenca de la Presa Madín existe un río primario y cuatro arroyos secundarios:

a) El Río Tlalnepantla es originado por varios manantiales en la zona más alta y boscosa de la cuenca, a pesar de no ser información reciente, la SARH (1979) y Athié (1983) mencionan que los manantiales importantes eran: El Endeca (187 L/s), Alameda (59 L/s), El Pantano (24 L/s) y Agua Buena (16 L/s). El recorrido aproximado que tiene este río desde su nacimiento hasta la Presa es de 21.7 kilómetros (Athié, *op. cit.*).

b) El Arroyo El Muerto el cual corre paralelo al río antes mencionado y se une con el mismo 500 m antes de llegar al embalse;

c) El Arroyo San Juan se ubica al sur de la cuenca;

d) El Arroyo Las Palmas; y,

e) El Arroyo La Colmena. Estos dos últimos arroyos son de poca extensión y se encuentran al sur del poblado Nuevo Madín; el Arroyo La Colmena pasa por debajo de la Planta Potabilizadora Madín y recibe las aguas de desecho de ésta Planta, la cual se encuentra en operación desde marzo de 1980 (Berrones, 1993).

Con relación a la hidrología subterránea, la zona baja de la cuenca presenta una alta permeabilidad y el resto del área presenta una permeabilidad media. Existe una veda rígida en

toda la zona para la extracción de agua subterránea, debido al abuso en la explotación de este recurso en toda la Cuenca de México (SPP, 1981a).

- Vegetación.- La pendiente del terreno provoca que la cuenca sea una zona de difícil aprovechamiento por parte del hombre. Con base a las características antes mencionadas, la cuenca se puede dividir en tres zonas siendo la parte baja la de menor extensión:

a) La zona alta tiene una gran zonificación de diferentes especies forestales, donde se mencionan el bosque de pino, de oyamel, de encino, junto con el pastizal inducido. Al norte se tienen posibilidades de uso forestal industrial con aptitud de explotación alta, pero con aptitud de extracción baja. En la zona sur, la aptitud de explotación y de extracción son medias, con algunas partes no aptas para la explotación (SPP, op. cit.).

Según Martínez y Matuda (1979), el bosque de Abies (oyamel o abeto) se localiza en altitudes superiores entre los 2,700 y 3,500 m.s.n.m., en suelos profundos, bien drenados, ricos en materia orgánica y húmedos durante todo el año. La especie dominante y con frecuencia exclusiva en el estrato superior es Abies religiosa; de otros árboles a veces presentes pueden mencionarse: Alnus firmifolia, Cupressus lindleyi, Quercus laurina, Salix oxylepis, Pseudotsuga macrolepis y Garrya laurifolia (Rzedowski y Rzedowski, 1979).

El bosque de Pinus son comunidades muy características de las montañas de México en altitudes entre 2,350 y 4,000 m.s.n.m.; crecen en suelos profundos o someros y a veces bastante rocosos. En general, aunque no siempre, los pinares tienen un sotobosque relativamente pobre en arbustos, pero con abundancia de gramíneas amacolladas. Tal condición está correlacionada con los frecuentes incendios que suceden en estas comunidades vegetales (Rzedowski y Rzedowski, op. cit.). Se han observado las siguientes especies en las cercanías de San Luis Ayucan (Martínez y Matuda, op. cit.): Pinus teocote, P. moctezumae, P. hartwegii y P. pseudostrobus.

Los bosques de encinares arbóreos (Quercus) son también frecuentes en la zona montañosa de la Cuenca de México. Prosperan en altitudes entre los 2,350 y 3,100 m.s.n.m. y ocupan habitats muy similares a los correspondientes al bosque de Pinus (Rzedowski y Rzedowski, op. cit.). En la localidad de San Luis Ayucan, a 2,600 m.s.n.m. se han reportado las especies de (Martínez y Matuda, op. cit.): Quercus affinis, Q. barbinervis, Q. crassipes y Q. laurina. Con relación al uso agrícola, el desarrollo de cultivos y de labranza es bajo en la zona norte y media en la parte sur. La parte norte no es apta para el aprovechamiento pecuario y en el sur el desarrollo de especies forrajeras y la movilidad en el área de pastoreo y la condición de la vegetación natural aprovechable es media (SPP, op. cit.).

b) La zona intermedia (al igual que la zona alta) presenta un clima húmedo estacional con zonas de pastizal inducido en toda su extensión, con zonas de erosión (cerca de la presa), bosque de oyamel y bosque de encino (en la parte media alta). La zona tiene posibilidades de uso forestal comercial con especies maderables y no maderables, pero con aptitud de explotación media y aptitud de extracción baja. Del mismo modo, hay posibilidades de agricultura manual continua pero con aptitud media para el desarrollo de cultivos y aptitud baja para la labranza. Por lo accidentado del terreno, la zona es apta para el aprovechamiento de la vegetación natural únicamente por ganado caprino (SPP, op. cit.).

c) A pesar de que la parte baja presenta un clima subhúmedo, esta zona no es apta para la explotación forestal y el desarrollo de cultivos y labranza. Se presenta vegetación natural (matorral) siendo lo más frecuente el pastizal inducido, el cual presenta erosión, y un poco de bosque de oyamel (SPP, 1981a). En la región de Tlalnepantla, el pastizal cubre grandes extensiones de terreno, existiendo además muchos manchones al pie y a lo largo del Monte Alto. El pastizal de *Hilaria cenchroides* es el más importante de todos, así mismo le acompañan a esta planta dominante otras especies como: *Abidoqardia mexicana*, *Bouteloua radicata*, *B. hirsuta* y *Stevia serrata* (Rzedowski y Rzedowski, 1979; Martínez y Matuda, 1979).

4.2 Características de la Presa Madín

La Presa Madín se ubica sobre el Río Tlalnepantla al poniente de Ciudad Satélite en el Edo. de México, entre las coordenadas 19° 31' 24" de latitud norte y 99° 15' 33" de longitud oeste con una altura de 2,335 m.s.n.m. Sus objetivos son el abastecimiento de agua potable y el control de avenidas, con el fin de proteger de posibles inundaciones a los municipios de Naucalpan de Juárez, Atizapán de Zaragoza y Tlalnepantla de Baz que se encuentran aguas abajo de la presa (Flores y Auvinet, 1979).

La antigua Presa Madín se terminó de construir en 1962 y tenía una capacidad de 650,000 m³ de agua, pero esta obra era insuficiente para el adecuado control de las fuertes avenidas del Río Tlalnepantla, por lo que fue necesario aumentar el volumen de almacenamiento (SARH, 1979). La construcción de la nueva presa se inició en septiembre de 1974, para ello, se aprovechó la estructura que se tenía de la antigua presa. El 15 de febrero de 1977 y durante el período de estiaje, se inició el llenado del embalse (Flores y Auvinet, *op. cit.*). La capacidad actual de dicha obra es de 14.8 millones de m³ de agua. Meses antes, se tuvo que desalojar a la población que se encontraba en las márgenes de la antigua presa, la cual se trasladó a un cerro que está en la margen derecha de la presa y que ahora forma el pueblo de Nuevo Madín.

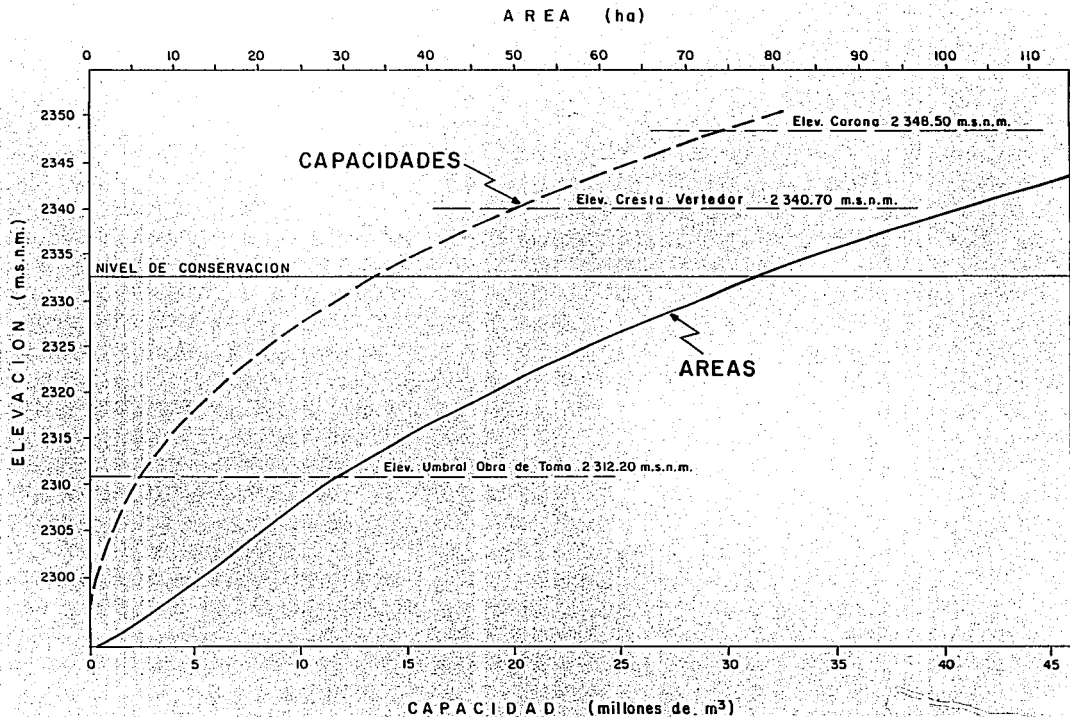
La cortina es de materiales graduados con una altura de 77 m y una longitud de corona de 250 m. La antigua presa tenía una altura de 15 m. Esta obra quedó integrada al cuerpo de la cortina de la nueva presa (Flores y Auvinet, *op. cit.*). En la Figura 4 se presenta la curva de áreas-capacidades, en la que se estima que el Nivel de Aguas Máximas Ordinarias (NAMO) fue de 2,335 m.s.n.m., que corresponde a un área de 85 ha y una capacidad de 14.803 Mm³.

4.3 Usos y calidad del agua en la zona

La SARH (1979) realizó un estudio de calidad del agua en la cuenca de la Presa Madín con el fin de clasificar el uso de agua en el embalse, así como la capacidad de asimilación de los influentes con relación a su Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅). Este trabajo menciona la presencia de cinco descargas de aguas residuales domésticas en la cuenca:

a) Descarga San Luis Ayucan.- Esta se vierte en la margen izquierda del pueblo del mismo nombre, a 10,800 m aguas arriba de la cortina de la Presa Madín. En 1979, el poblado contaba con 2,570 habitantes; de los cuales el 60% tenía fosas sépticas,

Figura 4.-Curva de área y capacidades, Presa Madín, México, 1988



30% alcantarillado y el 10% defecaba al aire libre. La descarga tuvo un gasto de 0.50 L/s.

b) Descargas de Santiago Tepatlaxco.- Las dos descargas se localizan en la margen izquierda del Arroyo San Juan, a 9,680 m aguas arriba del embalse. Este poblado contaba con 3,500 habitantes. Aproximadamente el 94% de la población tenía fosas sépticas y sólo 35 casas y los centros asistenciales contaban con alcantarillado. Dichas descargas presentaron un gasto de 10 y 3 L/s, respectivamente.

c) Descarga Fraccionamiento Club de Golf Chiluca.- Las obras de esta descarga -que en 1979 se encontraban en construcción así como dicho fraccionamiento-, se localizan en la margen izquierda de la barranca El Polvorín, a 4,900 m de su confluencia con el Río Tlalnepantla.

d) Descarga del Poblado Nuevo Madín.- Estas aguas llegan a la margen izquierda del Arroyo Las Palmas y a unos 700 m de la presa. Este poblado tenía 700 habitantes y el 100% de la población contaba con tomas domiciliarias de agua potable y sistema de alcantarillado. Esta descarga tenía un gasto de 1.5 L/s.

En el estudio ya antes citado (SARH, 1979), se realizó un muestreo en dos manantiales, uno sobre el Arroyo San Juan (40 m antes de llegar al embalse) y ocho estaciones a lo largo del Río Tlalnepantla, en las que se determinó el gasto del río, el oxígeno disuelto y la DBO₅.

El cálculo de la autopurificación de un río se basó en la estimación de la curva de oxígeno disuelto, que sucede cuando un arroyo recibe una carga de DBO₅. Se estimaron variables como: las constantes de oxigenación y reaereación, la concentración de saturación del oxígeno disuelto, la distancia y el tiempo de recorrido del agua entre una estación y otra. Los resultados calculados de DBO₅ y oxígeno disuelto de la primera sección proveen parte de los datos de entrada de la siguiente sección río abajo. El cálculo se realizó por secciones; se repitió las veces necesarias para realizar un modelo matemático predictivo de el río. Se concluyó que el agua desde los manantiales hasta el pueblo de Chiluca eran de buena calidad, pero de esta zona hasta la cortina se encontró que la carga orgánica que transportaba la corriente era mayor a la capacidad de asimilación de la misma, tomando como límite permisible un mínimo de 4 mg/L. Se clasificó la calidad del agua como "D1", o sea, para abastecimiento de agua potable con tratamiento convencional. Cabe añadir que se menciona que la calidad del agua podrá mantenerse siempre y cuando la descarga del fraccionamiento Chiluca no rebasara los 228 kg/día de DBO₅ (SARH, *op. cit.*).

Con el crecimiento demográfico del Área Metropolitana de la Ciudad de México y debido a la marcada tendencia de las comunidades suburbanas de asentarse en esta zona, fue necesario cambiar el uso que inicialmente tenía la presa (de controlar las avenidas del Río Tlalnepantla) por el de almacenamiento y potabilización del agua, con el fin de suministrarla a las zonas aledañas. Por tanto, a partir de marzo de 1980 se inició la extracción de agua hacia la Planta Potabilizadora Madín; en la actualidad realiza un tratamiento secundario a 600 Lps, de los cuales se obtienen 540 Lps de agua potable y el resto se vierte al Río La Colmena (Berrones, 1993).

En la Colonia Fuentes de Satélite, el agua de la presa se descarga al Río Tlalnepantla. Este cauce se bifurca mas tarde para el Emisor Central (en un 70%) y el Río de Los Remedios (en un 30%). En 1985, en una propuesta de proyecto del CIECCA, se menciona que durante abril la presa tenía una infestación de Lemna o "chichicastle" en un 30% del área total y una densidad promedio de $4.05 \pm 1.80 \text{ kg/m}^2$ (Díaz, 1985).

5 METODOLOGIA

Esta sección del estudio se basó en los requisitos mínimos propuestos por el CEPIS, Perú, en el Proyecto Regional de evaluación tráfca para lagos tropicales propuestos por Castagnino (1982), los cuales se resumen en la **Tabla 7** y se han modificado a las condiciones nacionales por Olvera (1986 y 1990) y Bravo (1987 y 1988).

5.1 Limnología del embalse

5.1.1 Morfología e hidrología

Los datos de almacenamiento, altura diaria de la superficie y gasto de salida fueron proporcionados por Elizalde (1993). Con esta información y con las curvas hipsográficas encontradas en un estudio de la SARH (1986), se calcularon los datos de volumen y área de la presa.

Las dimensiones del embalse fueron obtenidas de una carta urbana a escala 1:20,000 (SPP, 1981b), por medio de un planímetro.

Los gastos fueron medidos u obtenidos mensualmente con:

- Entradas

Río Tlalnepantla	molinete contrastado
Arroyo San Juan	método de flotador
Arroyo La Colmena	molinete contrastado
Arroyo Las Palmas	método de flotador
Descarga Nuevo Madín	técnica de cubeta.

- Salidas

Effluente	datos proporcionados por Elizalde (1993)
Obra de toma	datos proporcionados por Berrones (1993)
Infiltraciones	esta información se obtuvo por diferencia del balance de entradas y salidas de agua del embalse.

La técnica de cubeta se ha utilizado desde 1987 para medir pequeños arroyos (Olvera, 1990), consiste en encauzar la descarga con láminas o pedazos gruesos de cartón, con el fin de cronometrar el tiempo de llenado de una cubeta de volumen conocido.

La información climatológica fue obtenida de la estación Calacoaya, los datos fueron proporcionados por Cervantes (1993). Dicha estación se ubica en las proximidades del poblado del mismo nombre, a 1.5 km de la cortina de Madín, a 19° 32' de latitud norte y 99° 14' de longitud oeste y a una altitud de 2,265 m.s.n.m. (SARH, 1977a).

Tabla 7 Metodología mínima de muestreo y análisis para estudiar el estado trófico de lagos y embalses tropicales (modificado de Castagnino, 1982; Olvera y Díaz, 1986)

- MORFOLOGIA

a) Morfología del cuerpo de agua, que incluye datos de: volumen, batimetría, altura, largo, ancho y perímetro.

b) Datos de la cuenca

- área total y área de tributarios (planos a escala 1:50,000 o mayor)
- topografía y geología superficial
- vegetación
- uso del suelo, investigar:
 - zona boscosa/rural/agrícola/urbana
 - áreas deforestadas y/o erosionadas 1/
 - zonas mineras a cielo abierto 1/.

c) Curvas hipsográficas (volumen contra profundidad, área contra profundidad).

- HIDROLOGIA (balance hidráulico.- cuantificación de entradas contra salidas)

a) Gasto de afluentes y efluentes 2/

- molinete contrastado
- método de flotadores
- técnica de cubeta (para tributarios pequeños, volumen conocido del recipiente por el tiempo de llenado) 3/
- ubicación y cuantificación de escurrimientos 1/.

b) Climatología

- temperatura ambiente, precipitación y evaporación (elaborar climograma)
- vientos y nubosidad 1/.

- MUESTREO Y ANALISIS EN: 2/

a) Tributarios y salidas

- temperatura ambiente y del agua, pH
- muestra compuesta 4/
- oxígeno disuelto y conductividad eléctrica 5/
- coliformes fecales y totales; cuenta estándar (con frasco estéril de 250 mL) 1/.

b) Cuerpo de agua

- transparencia utilizando el disco de Secchi
- temperatura ambiente y del agua, pH y profundidad total
- muestra A 4/ 6/
- muestra B 4/ 7/
- muestra de un litro para análisis de clorofila a
- perfiles de 0.5 m y después a cada metro de: oxígeno disuelto y conductividad eléctrica 2/ 8/ 3/
- productividad primaria 1/, técnica de botellas claras y oscuras 3/
- obtener 0.5 kg de lodos, con draga Petersen, para análisis de materia orgánica 1/ 3/
- coliformes fecales y totales; cuenta estándar (con frasco estéril de 250 mL) 1/.

- CARGA ATMOSFERICA (muestreo quincenal) 1/

a) Medición del volumen y pH 3/

b) Análisis de: P-TOTAL, P-ORTO, N-ORG, N-NH₃ y N-NO₃.

1/ Opcional.

2/ Frecuencia mínima mensual en el muestreo, en época de lluvias (durante 2 o 3 meses) la frecuencia es quincenal.

3/ Técnica utilizada por el Centro de Investigación y Entrenamiento para el Control de la Calidad del Agua (CIECCA).

4/ Muestra de tres litros para análisis de: DBO₅, DQO, P-TOTAL, P-ORTO, N-ORG, N-NH₃, N-NO₃, dureza, alcalinidad, SSF, SSV y turbiedad (lecturar análisis de N-NO₃, si la muestra llega antes de 12 horas).

5/ Medición en campo por medio de un aparato eléctrico.

6/ Obtención de la muestra por el método de manguera, al doble de la profundidad de la transparencia (disco de Secchi); cuando las lecturas de transparencia son <0.25 m, es recomendable utilizar una botella Van Dorn vertical.

7/ Obtener con botella Van Dorn de plástico a 1 m del fondo.

8/ Medir a las siguientes profundidades: a 0.5 m de la superficie, a cada metro y a 1 m por arriba del fondo.

5.1.2 Estaciones y frecuencia de muestreo

Una vez conocida la cuenca y con el fin de caracterizar las principales subcuencas, así como las masas de agua dentro del embalse y sus efluentes, se estableció un total de ocho estaciones de muestreo:

a) Dos en el embalse, denominadas Poniente y Oriente, ubicadas de acuerdo a la influencia de los tributarios y a la cercanía de la cortina y la obra de toma, respectivamente (Figura 5).

b) Cinco en tributarios, que son:

- Río Tlalnepantla, a 200 m aguas arriba de su salida al embalse;
- Descarga Nuevo Madín, que es una descarga urbana al noreste del pueblo Nuevo Madín;
- Arroyo Las Palmas, situado a 30 m de su desembocadura;
- Arroyo La Colmena, a 50 m de su desembocadura y aguas abajo de la Planta Potabilizadora Madín.

Entre el Río Tlalnepantla y el Arroyo Las Palmas, se detectó posteriormente, el Arroyo San Juan el cual desemboca al este del pueblo Nuevo Madín. Este influente no fue contemplado en el muestreo de 1988, por su importancia, en 1993 se realizó un muestreo en época de secas (abril) y dos muestreos en época de lluvias (julio y agosto).

c) Una en el Efluente, ubicada detrás de la cortina a 43 m por abajo de la superficie del agua de la presa (2,293 m.s.n.m.).

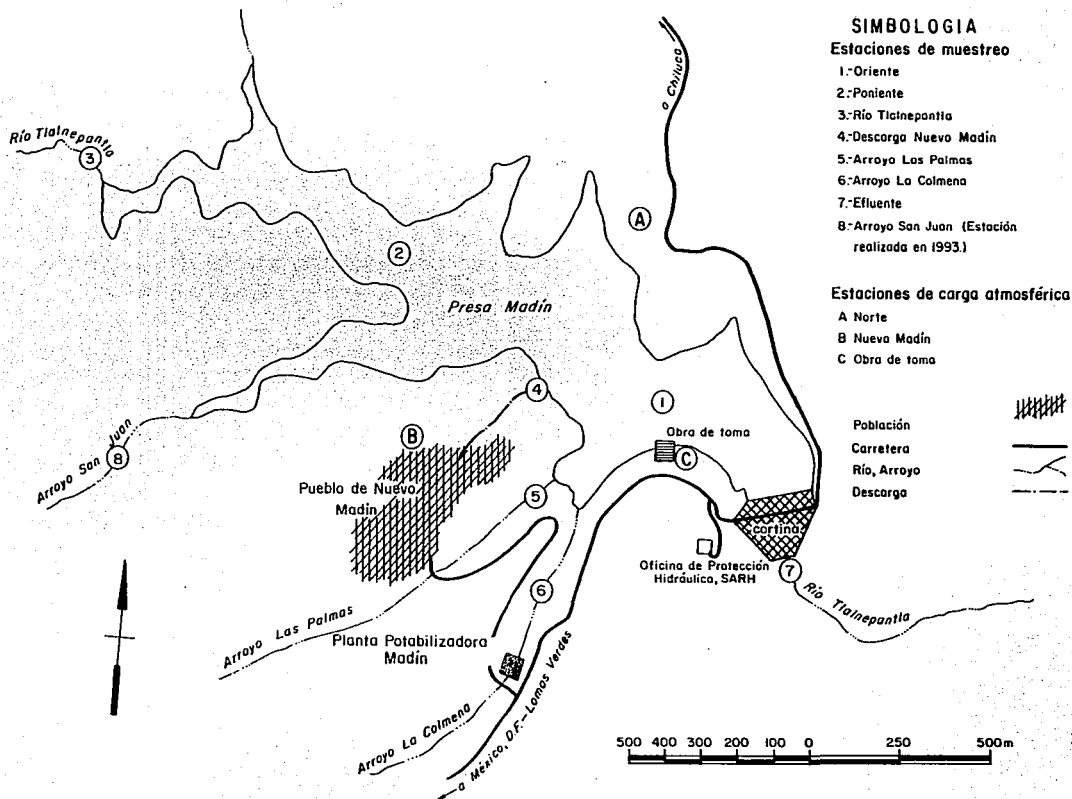
La obra de toma se ubica entre la cortina y la entrada del Arroyo La Colmena, este efluente está a unos 23 m de profundidad (2,312 msnm; SARH, 1977b); en este lugar no se estableció un punto de muestreo, ya que se consideró que por su cercanía a la estación Oriente -justo enfrente de esta obra-, se podía utilizar como representativa del agua que se extrae de la presa y se conduce a la Planta Potabilizadora Madín.

La frecuencia de muestreo fue mensual de abril a octubre de 1988, siendo estos los meses de mayor precipitación pluvial y temperatura (primavera-verano), se escogió esta temporada con la intención de contemplar la época de secas y lluvias así como de mayor influencia en el sistema. Para las estaciones del embalse no se realizó el muestreo del mes de agosto, por no contar con el servicio de lancha.

5.1.3 Muestreo y análisis de campo en afluentes y efluente

En todos los muestreos se midió la temperatura ambiente, la del agua y el pH. Con el fin de tener una muestra representativa de los tributarios y las salidas, se tomó una muestra compuesta de tres litros, es decir, que el agua se obtuvo en partes iguales de la sección transversal del río: arriba y abajo de la parte central del caudal y a ambos lados del mismo. Estas muestras se conservaron en hielo durante su transportación, para su posterior análisis físico y químico.

Figura 5.- Estaciones de muestreo de la Presa Madín, México, 1988



La temperatura del agua y el oxígeno disuelto (OD), se midió con un aparato YSI mod. 58, para la conductividad eléctrica (CE) se utilizó un aparato YSI mod. 33 STC. El pH se midió con un potenciómetro Cole-Parmer mod. 612.

Se obtuvieron muestras bacteriológicas *in situ* en frascos esterilizados de 250 mL.-tomando el frasco con guante de hule, sumergiendo la mano hasta la muñeca, y destapando éste recipiente dentro del agua y a contra corriente-, a las que se les determinó unidad formadora de colonia/mL (UFC/mL) por la técnica de conteo de placas heterotróficas (antes conocida como cuenta estándar en placa) por el método de extender un inóculo en una caja de petri con agar (Clesceri *et al.*, 1985). Este análisis no está incluido en la metodología del CEPIS, pero se decidió introducirlo con el fin de conocer los cambios de bacterias heterótrofas en los ríos tributarios y en el embalse. Esta técnica no es comparable con la determinación de coliformes fecales o totales por medio del Número Más Probable (NMP), ya que la segunda determina un grupo más específico de organismos (los coliformes). La técnica de conteo por placas heterotróficas consiste en (Clesceri *et al.*, *op. cit.*): a) Preparar placas (o sea, cajas de petri con agar) por duplicado para cada muestra examinada; b) Transferir a cada placa de 0.1 a 0.5 mL de muestra; c) Extender el inóculo con un agitador de vidrio; d) Invertir las cajas de Petri e incubarlas a 35 °C por 48 horas; e) Contar el número de colonias heterótrofas, por medio de un microscopio Quebec; y f) Reportar el número de UFC/mL.

5.1.4 Muestreo y análisis de campo en el embalse

En ambas estaciones se determinó la temperatura ambiente, la del agua, pH, OD y CE, a una profundidad de 0.5 m; la profundidad total y transparencia (la profundidad de visión del disco de Secchi). Además se tomó la muestra bacteriológica del modo antes descrito (ver inciso 5.1.3).

En la estación Oriente fue donde se encontraron las mayores profundidades en el embalse (hasta 36 m), en ellos se efectuaron perfiles de temperatura, OD y CE, a 0.5 m de la superficie, a cada metro y a 1.0 m por arriba del fondo.

Se colectaron tres muestras de agua: la A y B de tres litros, siendo la primera proveniente de una columna de agua tomada desde la superficie hasta el doble de la transparencia, lo que permitió abarcar toda la zona eufótica; la muestra B, se colectó con botella Van Dorn a 1.0 m por arriba del fondo; la tercera muestra fue de un litro, también se obtuvo de la zona eufótica, esta se fijó con 0.5 mL (cinco gotas) de carbonato de magnesio con el fin de conservar la muestra en condiciones básicas y analizar posteriormente la concentración de clorofila *a* (CLA). Para las muestras superficiales, si la transparencia era mayor que 25 cm, se utilizaba el método de manguera, que consiste en un tubo de plástico de 2 cm de diámetro por 1.50 m de largo, el cual se introduce verticalmente a una profundidad igual al doble del valor de la transparencia; el extremo superior de la manguera se sella con un tapón de hule, posteriormente la manguera se saca del agua rápidamente y el contenido se vacía en un recipiente previamente enjuagado con agua destilada y agua del sitio de muestreo. Por otro lado si la lectura era < 25 cm, se utilizaba la botella Van Dorn de plástico de 50 cm de largo, tomando la muestra con la botella en posición vertical. Los tres envases se transportaron en una temperatura de 4°C.

Se procesó e integró la información de calidad del agua y se comparó con los criterios de calidad del agua de normas mexicanas (SEDUE, 1990; SSA, 1988; y SARH, 1975). Así mismo, se utilizaron los Índices de Calidad del Agua, que fueron adaptados al programa de computación ICASIS por León (1991), el cual estima calificaciones de 0 a 100 para quince parámetros ponderados de calidad del agua (véase inciso 2.3).

El análisis de la concentración de CLA se realizó de acuerdo a la técnica espectrofotométrica de Lorenzen (1967), Clesceri *et al.* (1985) y modificado por Bravo (1989), en el que se usa acetona al 90% para la extracción y se lee la muestra antes y después de acidificar para evitar la interferencia de los feopigmentos (pigmentos degradados de organismos muertos).

Por último, durante 1992 y 1993, se realizaron cuatro mediciones de densidad y cobertura de *Lemna gibba* (Linn.), de acuerdo a la técnica de Gutiérrez, 1989 y Bravo *et al.*, 1992.

5.1.5 Análisis físico y químico en el laboratorio

Los análisis físicos y químicos de las muestras de agua se determinaron de acuerdo con los "Métodos estándar para el análisis de aguas y aguas de desecho" (APHA, AWWA y WPCF, citado como: Clesceri *et al.*, *op. cit.*). Los parámetros que se determinaron se mencionan en la Tabla 8.

Tabla 8 Parámetros determinados y técnicas empleadas en este trabajo

PARAMETRO	TECNICA DE ANALISIS
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	Modificado de Winkler
Demanda química de oxígeno (DQO)	Dicromato de potasio
Fósforo total (P-tot)	Cloruro estanoso
Ortofosfatos (P-PO ₄)	Cloruro estanoso
Nitrógeno total (N-tot)	Kjeldahl
Nitrógeno orgánico (N-org)	Kjeldahl
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃)	Kjeldahl
Nitratos (N-NO ₃)	Sulfato de brucina
Nitritos (N-NO ₂)	Diazotación
Sólidos suspendidos fijos (SSF)	Gravimétrico
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	Gravimétrico
Dureza total (CaCO ₃)	EDTA Eriocromo Negro T
Turbidez	Turbidímetro
Alcalinidad total	Volumétrico por neutralización con H ₂ SO ₄

5.2 Clasificación trófica del embalse

Se estimó el estado trófico de la Presa Madín de acuerdo con las metodologías simplificadas para lagos tropicales descritas por Castagnino (1982); Vollenweider (1983); Salas y Limón

(1986); Salas y Martino (1988) y Olvera (1990). Estas metodologías han sido adaptadas a las condiciones nacionales a través del proyecto de Limnología, del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).

La obtención de las cargas de fósforo y nitrógeno se realizó por dos métodos:

a) **Método puntual.**- Consiste en cuantificar periódicamente la concentración de P y N en el cuerpo de agua; realizar un balance de gastos de los principales ríos tributarios y salidas, así como analizar las concentraciones totales de P y N en estos afluentes y efluentes; y,

b) **Método no puntual.**- Se evalúa la superficie ocupada por los usos del suelo en la cuenca de drenaje y se utilizan los coeficientes de exportación correspondientes, con el fin de estimar los nutrimentos que se aportan al embalse por unidad de área.

Una vez que se obtuvieron las cargas de fósforo (L(P)) y nitrógeno (L(N)) por los métodos antes mencionados, se utilizó la ecuación número 1 la cual -junto con la profundidad media y el tiempo de retención hidráulico-, permitió estimar el estado trófico del embalse. Por último, se compararon ambos resultados al utilizar el método puntual como el no puntual, con el fin de delucidar las ventajas o desventajas que los mismos presentan.

Ya que la estimación de la L(P) por el método puntual se puede consultar en la literatura citada anteriormente, a continuación se describe el método de cálculo de la L(P) y la L(N) no puntual.

5.2.1 Estimación de usos del suelo

Se utilizó el modelo simplificado de cuenca propuesto -en buena parte- por Montheith *et al.* (1981; *En*: Ryding y Rast, 1989); para estimar la carga de nutrimentos por medio de esta técnica, se realizó lo siguiente:

- Definir los límites de la cuenca de drenaje;
- Subdividir la cuenca en subcuencas, basándose en los ríos y arroyos que alimentan directamente al embalse;
- Identificar las descargas y su localización;
- Estimar el área urbana; y,
- Evaluar el área rural, distinguir el uso del suelo en: áreas forestales, agrícolas, de pastizal y zonas erosionadas.

Se utilizaron los siguientes materiales: cartas topográficas y de uso del suelo del INEGI escala 1:50,000.- Villa del Carbón (E14A28), Tlalnepantla (E14A29), Toluca (E14A38) y Ciudad de México (E14A39); doce fotos aéreas a escala 1:20,000 en blanco y negro, fecha del vuelo enero-marzo de 1984, líneas 2, 3, 4 y 5 del vuelo especial del Edo. de México, de INEGI; y siete fotos aéreas de la misma escala, de un vuelo realizado por una empresa privada a principios de marzo de 1993.

Se evaluaron las áreas de las subcuencas y su correspondiente uso del suelo. La técnica de evaluación consistió en:

a) Dibujar los límites de la cuenca y de sus principales subcuencas, tomando como base las cartas topográficas, las curvas de nivel y la hidrología;

b) Asignar una clave a cada cuadrícula de un km^2 de superficie, que contara con la superficie del área de interés;

c) Estimar el área de cuenca y subcuencas.-

- Construir un cuadro de madera con las mismas dimensiones internas que el cuadrículado de un km^2 , correspondiente a la carta de INEGI (20 mm de lado para la escala 1:50,000). Se marcaron los lados del cuadro a cada 4 mm y se atravesó con alfileres en cada marca. Por último, se entrelazó hilo en estos alfileres hasta obtener un cuadrículado interno de 25 divisiones (5 x 5).

- Anotar el número de divisiones, o fracción, que se estimó que pertenecían al área de estudio, así como la clave correspondiente, con ayuda del cuadro de madera y la carta topográfica.

- Contabilizar las áreas de todas las subcuencas.

- Transformar la sumatoria a km^2 (cada división corresponde a $1/25$ de km^2).

d) Evaluar el uso del suelo de cada subcuenca, con base en las cartas de uso del suelo (del mismo modo que en el inciso anterior).

Se consultó la información -en formato compact disk-, del XI Censo general de población y vivienda, efectuado en 1990 (INEGI, 1992). Para el poblado de San Luis Ayucan, se obtuvieron datos de número total de viviendas particulares habitadas y número de viviendas conectadas a: drenaje, fosa séptica y descarga directa a río. Con estas cifras y con base en el área urbana, se estimaron las cantidades correspondientes a las poblaciones restantes.

Por último, se calculó la carga de nutrimentos total, utilizando los coeficientes de exportación propuestos por Rast y Lee (1983); Reckhow y Simpson (1980) y Castagnino (1982). Para esto, se multiplicó el área obtenida por el coeficiente de exportación correspondiente y se obtuvo la sumatoria.

5.2.2 Carga atmosférica

Debido a su cercanía con la zona metropolitana, se consideró que la precipitación húmeda y seca podía ser una fuente de aportación significativa en la Presa Madín (Bravo, 1987; Sánchez, 1987). Por lo tanto, se establecieron tres puntos de muestreo (Figura 5) cercanos al embalse y de acuerdo con la accesibilidad de los caminos que existen alrededor del embalse.

Los dispositivos de muestreo fueron del tipo "hielera", es decir, un recipiente de plástico de 3 L de capacidad, protegido por una hielera cilíndrica de unicel (de 5 x 33 cm). El recipiente se unió en la parte superior por un embudo de plástico de 15 cm de diámetro; el embudo se encontró de este modo, a la intemperie, pero cubierto de una red de tul a fin de evitar la entrada de organismos y partículas demasiado grandes. La frecuencia de muestreo fue quincenal, durante mayo y junio. En campo se midió el volumen acumulado y el pH. Estas muestras se conservaron en hielo y se analizaron del mismo modo que las otras muestras; los parámetros analizados fueron: P total, ortofosfato y N en todas sus formas.

6 RESULTADOS Y DISCUSION

6.1 Limnología del embalse

Las características principales del cuerpo de agua se muestran en la **Tabla 9**.

6.1.1 Hidrología y morfología

Durante 1988, por razones de seguridad y de revisión del comportamiento de la cortina, la elevación del embalse se mantuvo a 2,335 m.s.n.m. (llenado parcial), con ligeras variantes; el Nivel de Aguas Máximas Extraordinarias (NAME) es de 2,346. Por lo anterior, aunque la capacidad total del vaso es de 24.7 Mm³, el volumen para dicho año fue de 14.803 Mm³, con 6 Mm³ para azolves y 4.7 Mm³ de superalmacenamiento. Como ya se mencionó en el inciso 4.2 y de acuerdo con la curva de áreas-capacidades, se estima que el área de la presa fue de 85 ha (Figura 4).

Como se puede observar en el **Tabla 9**, el Río Tlalnepantla es el principal tributario de la presa, ya que dos tercios (67.2%) del agua que llega a la presa es aportada por el mismo, con un gasto promedio (Q Prom.) de 0.873 m³/s; en segundo término y con un Q Prom. = 0.247 m³/s, el Arroyo La Colmena descarga el 19.0% del total; el Arroyo San Juan tiene un Q Prom. = 0.148 m³/s y contribuye con un 11.4%. La lluvia que cae directamente al embalse aporta el 1.6%. Por último, existen dos pequeños tributarios que descargan aguas residuales domésticas en las cercanías del pueblo de Nuevo Madín: el Arroyo Las Palmas, con un 0.7% (Q Prom. = 0.0096 m³/s); y la Descarga Nuevo Madín, con sólo el 0.1% (Q Prom. = 0.0007 m³/s).

Las principales extracciones del embalse consisten en: la obra de toma con un Q Prom. = 0.611 m³/s (47.8%) y el Efluente que tuvo un Q Prom. = 0.588 m³/s (45.3%; Berrones, 1993).

El gasto promedio anual de agua que se incorporó al embalse por tributarios en 1988 fue de 39.8 Mm³ de agua y las extracciones promedio anuales -tanto del Efluente de la cortina como de la obra de toma-, ascendieron a 37.6 Mm³, obteniéndose un aumento de 2.2 Mm³ (**Tabla 10**).

El aporte por lluvias fue de 0.654 Mm³ de agua y la salida por evaporación fue de 1.388 Mm³, lo que representa una pérdida de 0.7 Mm³. La diferencia entre el volumen ganado y el perdido da un cálculo aproximado de 1.4 Mm³ lo que se adjudicó a infiltraciones principalmente.

La obra de toma se localiza sobre la margen derecha, a unos 250 m de la cortina. El agua que se extrae del embalse es conducida a la Planta Potabilizadora Madín. Dicha instalación está en operación desde marzo de 1980. A este caudal, se le da un tratamiento secundario y el agua de desecho se descarga al Arroyo La Colmena, junto con una parte de los lodos que se producen (Berrones, 1993). Cabe aclarar que unos metros antes, el arroyo recibe descargas

Tabla 9 Datos generales de la Presa Madín, México, 1988

LOCALIZACION

LATITUD	19° 31' 24"	latitud norte
LONGITUD	99° 15' 33"	longitud oeste
ELEVACION (NAME)	2,346	m.s.n.m.

MORFOLOGIA

VOLUMEN	14.803	$\times 10^6 \text{ m}^3$
AREA	0.85	km^2 (85 ha)
LARGO MAXIMO	1.86	km
ANCHO MAXIMO	0.76	km
PERIMETRO	8.91	km
PROFUNDIDAD MEDIA	17.4	m
PROFUNDIDAD MAXIMA	36.0	m
AREA DE LA CUENCA	105.0	km^2 (SARH, 1986)

CLIMATOLOGIA

TIPO DE CLIMA	Cb (w1) (w) (i)'g	Templado subhúmedo con lluvias en verano (García, 1988)
TEMPERATURA MEDIA ANUAL	15.9 °C	(información de 1961 - 1988, 1/)
PRECIPITACION MEDIA ANUAL	769.8 mm	(información de 1961 - 1988, 1/)
EVAPORACION MEDIA ANUAL	1,633.4 mm	(información de 1961 - 1988, 1/)

HIDROLOGIA

APORTACIONES:			PORCENT.
RIO TLALNEPANTLA	0.873 m^3/s	$27.154 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$	67.2
LA COLMENA	0.247 m^3/s	$7.683 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$	19.0
SAN JUAN	0.148 m^3/s	$4.603 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$	11.4
LLUVIA		$0.654 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$	1.6
LAS PALMAS	0.0096 m^3/s	$0.299 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$	0.7
NUEVO MADIN	0.0007 m^3/s	$0.022 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$	0.1
EXTRACCIONES:			PORCENT.
OBRA DE TOMA	0.611 m^3/s	$19.309 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$	47.8
EFLUENTE	0.588 m^3/s	$18.286 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$	45.3
EVAPORACION		$1.388 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$	3.4
INFILTRACIONES		$1.432 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$	3.5

Tiempo de retención hidráulico (T_w) 0.39 año

1/ FUENTE: Cervantes, 1993.

Tabla 10 Gasto del río y arroyos ubicados en la cuenca de la Presa Madín, México, 1988 y balance hidráulico

TRIBUTARIOS	Gasto medio anual (m³/s)	Gasto máximo anual (m³/s)	Gasto mínimo anual (m³/s)	Gasto anual (Mm³/año)
Tlaninepantla	0.873	2.795	0.373	27.154
La Colmana	0.247	0.276	0.198	7.683
San Juan 1/	0.148	0.207	0.125	4.603
Las Palmas	0.0096	0.0134	0.0053	0.299
Desc. Nvo. Madín	0.0007	0.0016	0.0000	0.022
TOTAL DE ENTRADAS:	1.278			39.761

SALIDAS	Gasto medio anual (m³/s)	Gasto máximo anual (m³/s)	Gasto mínimo anual (m³/s)	Gasto anual (Mm³/año)
Obra de toma 2/	0.611	0.653	0.122	19.309
Efluente 3/	0.588	1.426	0.000	18.286
TOTAL DE SALIDAS:	1.199			37.595

Balance hidráulico de la Presa Madín, México, 1988 (en Mm³/año)

Concepto	Entradas	Concepto	Salidas
Tributarios 4/	39.761	Obra de toma 2/	19.309
		Efluente 3/	18.286
Lluvia 5/	0.654	Evaporación 5/	1.388
		Infiltraciones 6/	1.432
TOTAL:	40.415		40.415

1/ El gasto de este arroyo fue medido durante 1993

2/ Datos proporcionados por Berrones, 1993

3/ Datos proporcionados por Elizalde, 1993

4/ Con base en los gastos promedio de 1988, excepto San Juan que fue medido en 1993

5/ Con base en el promedio de 1961 a 1988

6/ Calculado por diferencia.

urbanas del fraccionamiento La Concordia. Este arroyo cruza por debajo de la Planta Potabilizadora y desemboca en la presa a unos 350 m de la obra de toma.

En la **Tabla 11** se presentan los datos climatológicos de la estación Calacoaya, localizada a 1.5 km aguas abajo de la cortina. Para dicha estación, el promedio de los datos de precipitación anual de 1961 a 1988 fue de 769.8 \pm 110.6 mm, la temperatura promedio anual fue de 15.9 \pm 0.5°C y evaporación total anual de 1,633.4 \pm 138.4 mm (datos proporcionados por Cervantes, 1993). En la **Figura 6** se presenta el climograma de la misma estación en 1988.

La Presa Madín cumple con los requisitos de lagos tropicales propuesto por Salas (1983), ya que en el climograma se observa que las temperaturas mensuales sobrepasan los 10°C. También la temperatura promedio anual es mayor a 15°C. Cabe hacer notar que tanto la altura al nivel del mar (2,346 m.s.n.m), como la latitud norte (19° 31' 24") a la que se encuentra este embalse, provocan que los requisitos antes mencionados apenas se cumplan. La época de lluvias va de junio a septiembre, con precipitaciones mensuales mayores a 75 mm y el mes de agosto fue el mes más lluvioso, con 164.8 mm (García, 1988).

Se presenta la mayor evaporación mensual entre marzo y mayo (> 150 mm), la cual va disminuyendo conforme se incrementa la precipitación. Por último, en la **Tabla 11** se observa que la evaporación anual es elevada, ya que es dos veces mayor que la precipitación anual (1,633.4 y 769.8 mm, respectivamente).

Los parámetros morfológicos e hidrológicos que destacan son: longitud máxima, 1.86 km; ancho máximo, 0.76 km; volumen medio (V), 14.803 x 10⁶ m³; área superficial (A) de 0.85 km² (85 ha) y al que corresponde una profundidad media y máxima de

$$\bar{z} = \frac{V}{A} \quad (7)$$

$$\bar{z} = \frac{V}{A} = \frac{14.803 \times 10^6 \text{ m}^3}{0.85 \times 10^6 \text{ m}^2} = 17.4 \text{ m} \quad z_{\text{max}} = 36.0 \text{ m}$$

El tiempo de retención hidráulica (T_w) se calculó del volumen medio de agua del embalse y el total de salidas superficiales anuales (Q_s) de la **Tabla 9**, sin tomar en cuenta la evaporación e infiltraciones, con la siguiente fórmula:

$$T_w = \frac{V}{Q_s} \quad (8)$$

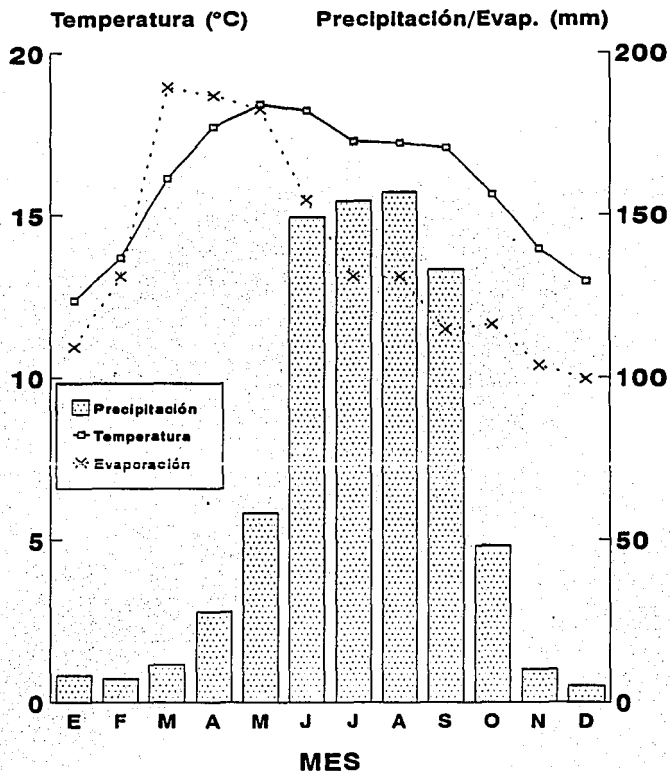
$$T_w = \frac{14.803 \times 10^6 \text{ m}^3}{37.595 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}} = 0.39 \text{ años}$$

Tabla 11 Datos climatológicos de 1961 a 1988 provenientes de la estación Calacoaya, México

AÑO	Temperatura promedio anual (°C)	Precipitación total anual (mm)	Evaporación total anual (mm)
1961	15.4	616.5	1,737.2
1962	15.6	584.1	1,711.1
1963	15.5	573.7	1,565.5
1964	15.9	605.9	1,644.6
1965	15.3	888.8	1,558.0
1966	15.4	811.9	1,566.1
1967	15.0	808.5	1,596.3
1968	15.2	754.4	1,509.6
1969	16.0	751.4	1,717.6
1970	15.5	613.3	1,479.5
1971	15.7	652.5	1,485.0
1972	15.9	855.7	1,483.2
1973	16.1	789.0	1,541.1
1974	15.4	811.1	1,449.2
1975	15.4	890.8	1,431.5
1976	15.4	1,034.6	1,440.4
1977	16.1	727.5	1,714.8
1978	16.4	918.3	1,497.8
1979	16.1	801.6	1,766.0
1980	16.2	825.4	1,764.0
1981	16.2	822.2	1,628.4
1982	16.8	703.0	1,786.7
1983	16.7	799.9	1,988.4
1984	16.3	851.6	1,730.0
1985	16.1	803.6	1,652.2
1986	16.2	815.7	1,723.3
1987	16.3	666.9	1,802.3
1988	16.2	775.8	1,765.4
PROMEDIO	15.9	769.8	1,633.4
DESVIACION EST.	0.5	110.6	138.4

Ubicación de la estación climatológica Calacoaya: Latitud N. 19°32' Longitud W. 99°14', altitud.- 2,265 m.s.n.m.
Fuente: Cervantes, 1993.

Figura 6 Climograma de la estación meteorológica Calacoaya, México, 1961-1988



Fuente: Cervantes, 1993.

6.1.2 Perfiles de temperatura, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica

La temperatura en la capa superficial presentó los valores más bajos durante abril y octubre (16.2 y 17.7°C, respectivamente) y valores mayores a los 20°C durante junio y julio (20.7 y 24.0°C, respectivamente). En general, el estrato de agua profundo tiende a estabilizarse entre los 10 y 15 m de profundidad (Figura 7), con temperaturas cercanas a los 12°C para los meses de abril, mayo y junio. De junio a julio se presenta un incremento de 2.5°C (15°C en total), que se mantiene durante septiembre y octubre.

La intensidad de la radiación solar, que es función de la latitud, altitud y la estación del año en la que se encuentra la Presa Madín, es relativamente baja lograr calentar el estrato superior (epilimnio) del cuerpo de agua; a pesar de esto, se forma un epilimnio delgado con una estratificación poco estable.

Durante junio y julio, el epilimnio abarcó desde la superficie hasta los 2 o 4 m de profundidad. A mediados de otoño (en octubre) se observó el rompimiento de la termoclina, con la homogenización de la columna de agua. Este evento coincidió con lo encontrado por Talling (1969; En: Lewis, 1983), el cual realizó en el Continente Africano la mayor cobertura de información termal para lagos tropicales, que incluyó un amplio intervalo de elevaciones. Esta investigación mostró que existe una fuerte tendencia en los lagos tropicales de que la estación de mezcla coincida con el invierno hemisférico, y sugirió que que la temperatura del aire es de gran importancia.

El viento no parece ser un factor importante en la Presa Madín, debido a la extensión relativamente pequeña (largo máximo igual a 1.86 km).

De abril a julio, el oxígeno disuelto superficial se presentó igual o mayor a 8.5 mg/L, con los mayores valores en los meses de abril y julio (9.5 y 9.4 mg/L, respectivamente; Figura 8). Como ya se mencionó con relación a la temperatura, la alta concentración de oxígeno se presenta en una delgada capa superficial, la cual presenta altos valores por múltiples factores como pueden ser: viento, corrientes superficiales y sobre todo en embalses eutróficos, por una alta población fitoplanctónica, la cual durante los días soleados genera oxígeno disuelto en la capa eufótica.

Por otro lado, en los meses de junio, julio y octubre se presentaron concentraciones de OD por debajo de 1 mg/L a profundidades mayores a los 10 m. En el mes de julio, la menor concentración de OD en el fondo fue de 0.1 mg/L. En verano, la característica anóxica en el fondo puede llegar a favorecer el desprendimiento de nutrientes a la columna de agua. La disminución de OD en la capa de agua-sedimento conduce a una mineralización incompleta de los compuestos orgánicos. En esas condiciones reductoras se propicia la liberación de sustancias, tales como: metano, ácido sulfhídrico, amoníaco, fósforo, hierro, manganeso y otros metales, lo que altera las características fisicoquímicas de la columna de agua (Martino, 1989).

Según Carranza-Fraser (1993), el concepto clásico de estratificación termal con un epilimnio, metalimnio e hipolimnio bien definidos no es aplicable a lagos tropicales de latitud baja. La temperatura por sí sola no debe ser usada para definir periodos de estratificación o circulación. Este autor propone que el régimen termal anual de tres embalses mexicanos tropicales

Figura 7: Perfiles de Temperatura en la Estación Oriente, Presa Madín, México, 1988

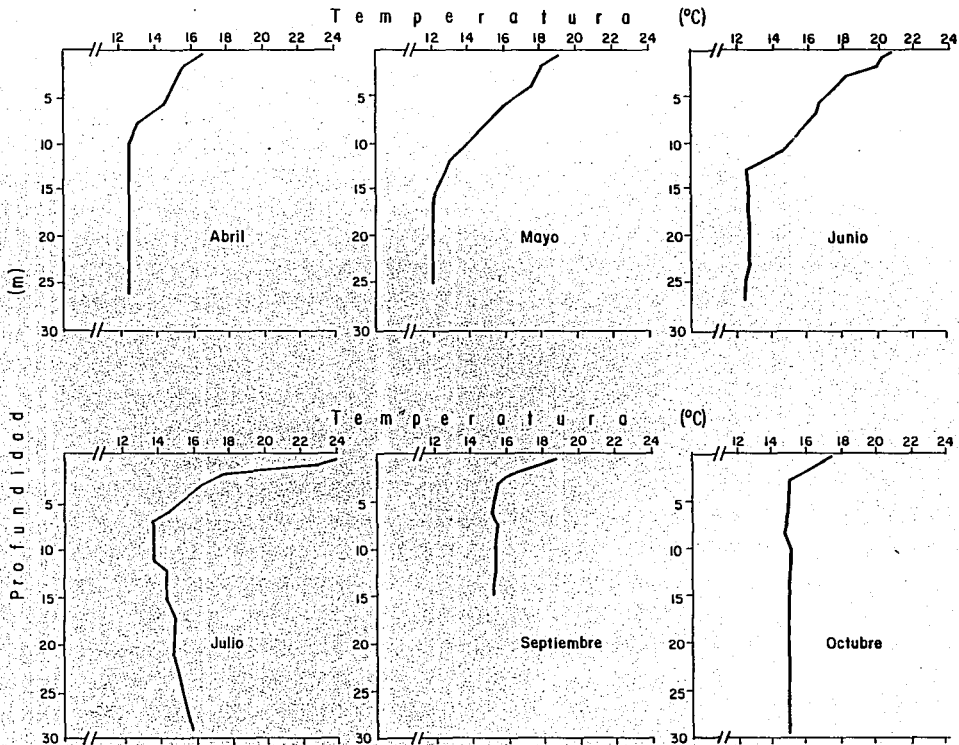
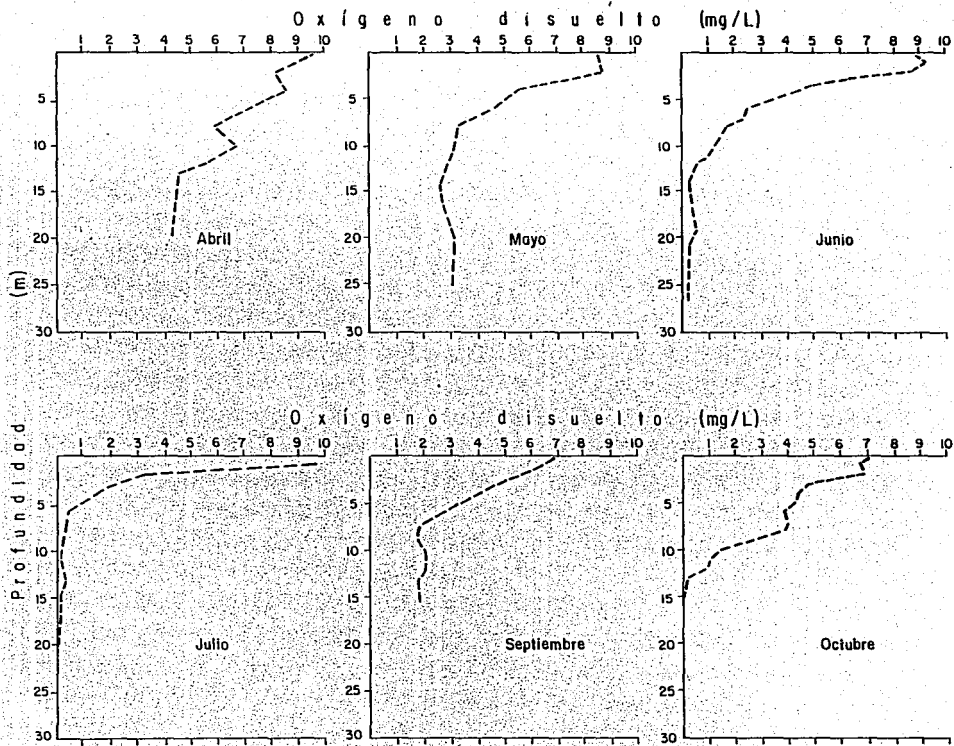


Figura 8: Perfiles de Oxígeno disuelto en la Estación Oriente, Presa Madín, México, 1988



monomícticos de baja altitud, está relacionado con la distribución vertical de OD. Añade que la oxiclina tiene una abrupta reducción de 1 a 0 mg/L en la capa superior durante el período de estratificación.

El perfil de la concentración de iones (sólidos y minerales) en el agua, cuantificada por medio de la CE, presenta valores relativamente más altos en la superficie que en el fondo (Figura 9). Esta situación concuerda con los tributarios que, por llegar al cuerpo de agua con temperaturas de 22.2 a 15.3°C, presentan una densidad equivalente a la capa superficial del embalse. La presencia de un metalimnion a unos 4-5 m de profundidad provoca que los sales disueltas por debajo de dicha zona se trasladen con rapidez a la capa profunda, en la que se aprecia una mayor CE con respecto a la capa de agua intermedia (entre los 4 y 10 m), sobre todo durante julio, septiembre y octubre.

Según estos resultados y de acuerdo con Hutchinson y Löffler (1956) y Lewis (1983), la Presa Madín se puede clasificar como holomíctica, o sea, que durante un momento del año (en el otoño y/o invierno) se mantiene completamente mezclada; y de tipo cálido monomíctico, en otras palabras, nunca está cubierta con hielo, se mezcla una vez al año y se mantiene establemente estratificada el resto del año. La ubicación geográfica del embalse no favorece que la temperatura del agua llegue a ser cercana a los 4° centígrados.

6.1.3 Calidad del agua

Los resultados promedio por estación tomados *in situ* y los análisis físicos, químicos y bacteriológicos se reportan en las Tablas 12 y 13, respectivamente; esta información se comparó con los límites máximos permisibles para agua potable, abastecimiento de agua potable y protección de la vida acuática (Tabla 14).

De los cinco tributarios y siguiendo un orden de mayor a menor caudal, el Río Tlalnepantla presenta una calidad del agua cercana a lo permisible, a excepción de lecturas ligeramente altas (comparense con la Tabla 14) de DQO y P-tot, y altas de N-NH₃ y N-NO₃. El Arroyo La Colmena descarga altas concentraciones de DQO, P-tot, N-NH₃, N-NO₃, SSV y turbidez. El Arroyo San Juan presenta altos valores de DBO₅, DQO, P-tot, N-NO₃, SSF y turbidez. En general, éstos tres cauces tienen un orden descendente con relación a su gasto y a la calidad del agua que presentan, esta relación se evidencia en la conductividad eléctrica (89, 131 y 157 µmhos/cm).

Las Palmas y la Descarga Nuevo Madín tienen una calidad mala, siendo la primera peor que la segunda, ya que presenta un oxígeno muy bajo y alta concentración de N amoniacal, que denota una contaminación reciente y es tóxico para la vida acuática. Ambas estaciones descargan aguas residuales urbanas con altas concentraciones de DBO₅, DQO, nutrimentos -se aportan más de 44 veces el límite permisible de P total-, dureza, alcalinidad y STV. Cabe hacer notar que el gasto de dichas estaciones es igual a 0.8% del total, que hace que éstos influentes no influyan drásticamente en la presa.

Es importante remarcar la elevada concentración de nutrimentos que se aportan a la presa, ya que con relación al P-tot, todos los afluentes rebasan el límite permisible para influentes a lagos o embalses de 0.05 mg/L (= 50 µg/L).

Figura 9: Perfiles de conductividad eléctrica en la Estación Oriente, Presa Madin, México, 1988

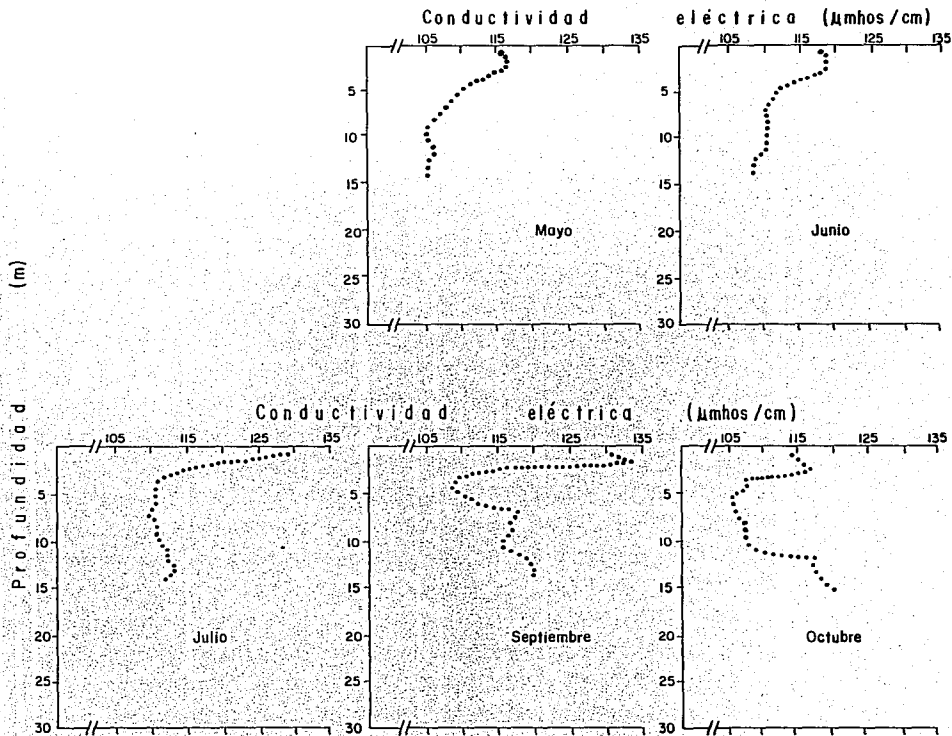


Tabla 12 Datos obtenidos *in situ*, Presa Madín, México, 1988

PARAMETRO (unidades)		RIOS Y ARROYOS			DESCARGA		EMBALSE		EFLUENTE	
		Tlahuapante	La Colmena	San Juan	Las Palmas	Nuevo Madín	A	B		A + B
Temp. ambiente (°C)	Prom.	22.1	22.1	15.2	23.0	23.6	24.4	NA	24.4	20.5
	D. Est.	2.7	5.3	0.8	3.9	3.2	2.2	NA	2.2	2.1
	Max/M.	25-20	27-12	16-15	28-15	26-19	29-20	NA	29-20	26-14
Temp. del agua (°C)	Prom.	17.2	16.6	15.3	19.7	22.2	19.4	13.8	17.5	14.8
	D. Est.	2.8	1.9	1.7	3.5	2.2	2.1	1.8	3.3	2.1
	Max/M.	21-15	19-14	17-14	23-13	25-20	24-16	16-12	24-12	18-13
Transparencia (m)	Prom.	NA	NA	NA	NA	NA	0.32	NA	0.32	NA
	D. Est.	NA	NA	NA	NA	NA	0.23	NA	0.23	NA
	Max/M.	NA	NA	NA	NA	NA	0.75-0.10	NA	0.75-0.10	NA
Oxígeno disuelto (mg/l)	Prom.	7.6	7.6	7.5	7.4	5.7	8.4	1.8	6.4	7.3
	D. Est.	0.7	0.8	0.6	0.8	0.7	1.4	1.8	3.4	0.7
	Max/M.	8.7-6.9	9.4-7.1	8.1-7.1	2.7-0	6.3-4.9	10.5-6.3	4.2-0.1	10.5-0.1	8.4-6.3
pH	Prom.	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	D. Est.	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	Max/M.	6.5-6.5	7.5-5.9	8.1-7.7	8.0-6.0	7.6-7.0	7.2-6.0	---	7.2-6.0	7.0-6.0
Conductividad eléctrica (microhm/cm)	Prom.	89	131	157	658	622	122	115	120	112
	D. Est.	17	11	39	72	21	8	6	8	6
	Max/M.	106-72	149-121	183-113	760-580	640-600	132-112	121-108	132-108	120-105

A Datos de la superficie del embalse

B Datos del fondo del embalse

Prom. Promedio

D. Est. Desviación estándar

Max./M. Valor máximo y valor mínimo

--- Ausencia de dato

NA No aplica.

Tabla 13 Datos físicos, químicos y bacteriológicos de la Presa Madín, México, 1988

PARAMETRO (unidades)	RIO Y ARROYOS				DESCARGA	EMBALSE			EFLUENTE	
	Tlalapantla	La Ciénega	San Juan	Las Palmas	Nuevo Madín	A	B	A + B		
DBO ₅ (mg/L)	Prom.	2.3	4.1	14.3	100.3	83.3	3.2	3.0	3.1	3.8
	D. Est.	0.5	4.7	11.2	29.0	75.6	0.9	1.4	1.2	1.7
	Max./M.	3.2	15.1	24.2	132.42	182.9	5.2	6.1	6.1	7.3
DQO (mg/L)	Prom.	6.7	22.1	43.7	233.1	326.5	15.3	16.5	15.9	12.5
	D. Est.	2.6	23.0	17.1	71.5	240.4	11.1	13.5	12.1	9.2
	Max./M.	10.5	76.5	55.24	340.147	250.101	42.5	42.5	42.5	30.5
Fosforo total (mg/L)	Prom.	0.158	0.225	0.260	5.607	4.468	0.150	0.329	0.249	0.257
	D. Est.	0.123	0.204	0.212	3.881	2.710	0.098	0.185	0.174	0.126
	Max./M.	0.340-0.01	0.560-0.01	0.410-0.110	10.48-1.90	7.330-1.610	0.340-0.01	0.720-0.140	0.720-0.01	0.390-0.100
Orto fosfato (mg/L)	Prom.	0.060	0.045	0.095	4.530	3.255	0.110	0.169	0.147	0.130
	D. Est.	NA	0.021	0.021	3.873	3.358	0.073	0.111	0.100	0.060
	Max./M.	0.060-0.01	0.060-0.01	0.110-0.080	10.31-0.97	6.680-0.100	0.190-0.01	0.310-0.01	0.310-0.01	0.220-0.01
Nitrógeno total (mg/L)	Prom.	1.001	1.358	1.535	28.941	27.383	0.985	1.114	1.111	1.156
	D. Est.	0.391	0.458	0.884	10.160	20.390	0.250	0.384	0.316	0.419
	Max./M.	1.510-0.349	1.943-0.574	2.160-0.910	46.17-17.62	45.17-0.920	1.494-0.675	1.601-0.110	1.601-0.110	1.714-0.524
Nitrógeno orgánico (mg/L)	Prom.	0.37	0.70	0.72	7.45	15.29	0.50	0.50	0.53	0.50
	D. Est.	0.23	0.23	0.31	2.23	13.55	0.21	0.18	0.19	0.17
	Max./M.	0.78-0.21	0.98-0.33	0.95-0.04	11.38-5.53	27.44-0.50	0.98-0.16	0.74-0.22	0.98-0.16	0.72-0.28
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	Prom.	0.18	0.18	<0.05	21.27	11.05	0.11	0.11	0.13	0.12
	D. Est.	0.09	0.18	NA	8.39	7.97	0.06	0.04	0.06	0.05
	Max./M.	0.22-0.05	0.44-0.05	<0.05-0.05	36.45-11.76	19.04-0.05	0.22-0.05	0.18-0.05	0.22-0.05	0.17-0.05
Nitrito (mg/L)	Prom.	0.451	0.478	0.763	0.221	1.043	0.375	0.534	0.451	0.596
	D. Est.	0.246	0.224	0.566	0.145	0.955	0.301	0.050	0.050	0.110
	Max./M.	0.730-0.089	0.783-0.074	1.163-0.362	0.362-0.001	1.721-0.001	0.979-0.018	0.976-0.074	0.979-0.018	0.890-0.074

A Datos de la superficie del embalse

B Datos del fondo del embalse

Prom Promedio

D. Est Desviación estándar

Max./M Valor máximo y valor mínimo

--- Ausencia de dato

NA No aplica.

Tabla 13 (Continuación)

PARAMETRO (unidades)		RIO Y ARROYOS				DESCARGA	EMBALSE		EFLUENTE	
		Tidáspantla	La Colmena	San Juan	Las Palmas	Nuevo Maño	A	B		A + B
Dureza total (mg/l)	Prom.	73	89	96	161	199	86	96	91	114
	D. Est.	12	28	17	34	21	38	38	37	63
	Max./M.	85-64	125-55	110-78	218-127	228-179	172-39	174-39	174-39	215-57
Alcalinidad (mg/l)	Prom.	48	22	71	273	267	38	46	42	46
	D. Est.	7	3	15	19	32	4	4	6	4
	Max./M.	55-44	25-20	88-66	310-254	306-230	46-31	51-42	51-31	50-40
SSF (mg/l)	Prom.	51	44	122	162	130	70	73	71	91
	D. Est.	32	44	6	54	82	63	34	49	98
	Max./M.	89-20	140-7	126-118	248-70	183-9	213-6	122-19	213-6	284-23
SSV (mg/l)	Prom.	23	51	6	32	53	10	22	16	20
	D. Est.	27	36	2	17	63	10	28	21	15
	Max./M.	56-1	84-2	7-4	66-16	146-4	26-1	92-2	92-1	40-3
Turbidez (ppm de SO ₂)	Prom.	31	59	79 *	44	61	40	116	62	96
	D. Est.	33	61	0	14	55	19	16	40	11
	Max./M.	75-5	126-8	79-79	65-31	130-8	61-12	139-100	139-12	107-86
Cuenta estándar (UFC/ml)	Prom.	9735	95	---	29088	21058	4897	---	4897	2711
	D. Est.	6389	101	---	24465	14980	9519	---	9519	2527
	Max./M.	15950-1090	315-20	---	>65000-4700	>65000-10465	33850-45	---	33850-45	7550-465

A Datos de la superficie del embalse
 B Datos del fondo del embalse
 Prom. Promedio
 D. Est. Desviación estándar
 Max./M. Valor máximo y valor mínimo
 --- Ausencia de dato
 ppm Partes por millón
 * Dato correspondiente a julio.
 UFC Unidad Formadora de Colonia.

Tabla 14 Criterios de calidad del agua, niveles máximos en mg/L, excepto cuando se indique otra unidad

PARAMETRO	AGUA POTABLE	FUENTE DE AGUA POTABLE	PROTECCION DE LA VIDA ACUATICA
Alcalinidad total 1/ 2/	400	400	250 3/
Conductividad eléctrica 2/	----	----	----
DBO ₅	----	----	6 3/
DQO	----	----	6 3/
Dureza total 2/	300	----	150 3/
Cuenta Est. (Col./mL) 2/	100	----	----
Fosfatos tot. (como PO ₄) 1/	----	0.1	0.1 ríos 0.05 infl. 0.025 emb.
Nitrógeno orgánico 2/	0.1	----	10.0 4/
N-amoniacal (N-NH ₃) 1/ 2/	0.50	----	0.06
Nitratos (N-NO ₃) 1/ 2/	5.0	5.0	0.025 5/
Oxígeno disuelto 1/ 4/ 6/	4.0	4.0	5.0
pH (unidades de pH) 1/ 2/	6.9-8.5	5-9	Var. <0.2
SST 1/	----	500	25 Luz
Temperatura (°C) 1/ 4/	----	Cond.Nat. + 2.5 °C y <30 °C	Cond.Nat. + 1.5 °C
Turbidez (ppm de SiO ₂ y UTJ) 1/ 2/ 4/	10	Cond.Nat.	Cond.Nat. 200 Luz

1/ SEDUE, 1990

2/ SSA, 1968

3/ Arrignon, 1979

4/ SARH, 1975

5/ Alabaster y Lloyd, 1982

6/ En éste caso, los valores son niveles mínimos permisibles.

----- = Información no reportada

ppm = Partes por millón

UTJ = Unidades de Turbidez Jackson

En las estaciones de la presa (Oriente y Poniente), existe una gran homogeneidad en los datos provenientes de la misma profundidad, por lo que en la Tablas 12 y 13 se promediaron los datos de A (superficial) y B (profunda) y, por último se incluyó el promedio de todos los datos de la presa. En general, la muestra A presenta mejores condiciones que la B, con excepción de la DBO₅ y la CE.

En la Figura 10, se presentan los valores mensuales de P-tot, N-tot, DBO₅ y DQO en el embalse; la gráfica de fósforo presenta valores relativamente bajos durante abril y mayo, sin embargo, mientras los valores de A se mantienen por debajo de los 0.200 mg/L, las concentraciones de B se incrementan de junio a octubre, presentando una concentración máxima en el mes de septiembre. Para el N-tot, las concentraciones de A y B en las estaciones Oriente y Poniente son semejantes, con excepción de un valor relativamente bajo en mayo, para la estación Poniente B (0.110 mg/L, que correspondió a N amoniacal).

Asimismo, las concentraciones de P-tot y N-tot promedio fueron de 0.249 ± 0.174 mg P/L y 1.111 ± 0.316 mg N/L, y los promedios de P-tot y N-tot de A fueron menores que los de B (0.150 y 0.329 mg P/L y 0.985 y 1.144 mg N/L, respectivamente). Según Ryding y Rast (1989), los límites de mesotrofia-eutrofia que se han encontrado para embalses tropicales son de 0.050-0.060 mg P/L (Tabla 1) hasta 0.070 mg P/L (Salas y Martino (1988) y de 0.020-0.100 mg N/L (Tabla 1). Las altas concentraciones de P-tot y N-tot son considerables lo que origina, como se verá más adelante, una elevada producción de biomasa de fitoplancton y macrófitas lo cual abate la calidad del agua contenida en el embalse; estos son los principales problemas de la presa, los cuales se manifiestan en una baja transparencia del agua, cuya magnitud es tal que sitúa al embalse en la categoría de eutrófico.

Para la DBO₅, todos los valores se presentan por debajo del límite máximo permisible para la protección de la vida acuática (6 mg/L). En la Figura 10 se observa que para A este parámetro tiende a disminuir durante el periodo de muestreo, mientras que para B la tendencia es inversa. Para la DQO (en la misma Figura), las concentraciones máximas de A y B se presentaron durante mayo y, sobre todo en octubre. Las concentraciones promedio de A y B fueron de 15.3 mg/L y 16.5 mg/L, respectivamente; cabe resaltar la amplia desviación estándar de dichas concentraciones, con 11.1 mg/L y 13.5 mg/L, respectivamente. Con base en los valores de DQO en la presa, se observa una mineralización de la materia orgánica, la cual rebasa el límite máximo permisible de 6 mg/L, para la conservación de la vida acuática.

La estación Efluente del embalse presenta una calidad de agua semejante a los parámetros de la estación Oriente en el hipolimnion. Durante la época de lluvias, en los meses de julio a octubre, se presentó una alta turbidez en la muestra B. Este incremento se reflejó en el sistema Planta Potabilizadora/Arroyo La Colmena así como en el Efluente del embalse. El Efluente presentó una baja eficiencia de remoción de materia orgánica (DBO₅, DQO y SSV) y por consiguiente de nutrientes (P-tot y N en todas sus formas).

6.1.4 Índices de Calidad del Agua (ICA)

Los resultados globales por mes de los ICA se presentan en la Figura 11. De los quince parámetros propuestos por León (1991; véase inciso 2.3), se realizó el análisis de once de ellos: OD, DBO₅, DQO, pH, SST, N-NO₃, N-NH₃, P-tot, la diferencia entre la temperatura

Figura 10 Variaciones mensuales de fósforo total, nitrógeno total, DBO_5 y DQO, Presa Madín, 1988

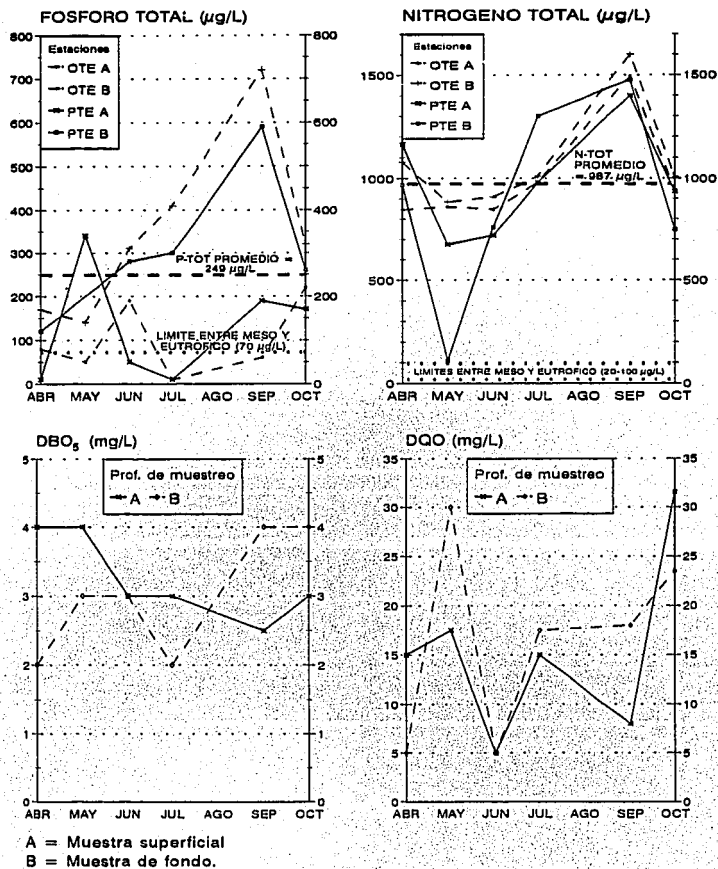
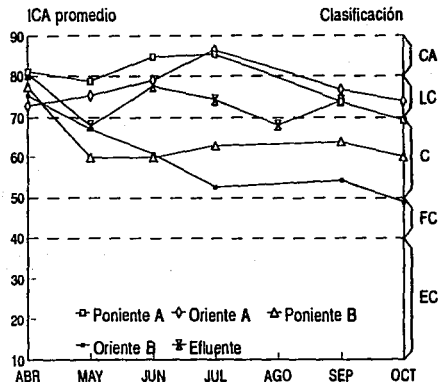
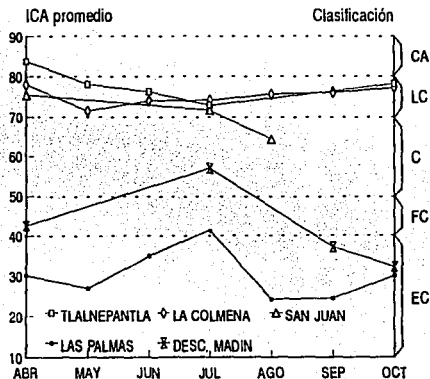


Figura 11 Promedio mensual de los Indices de Calidad del Agua (ICA) en tributarios y embalse, Presa Madín, México, 1988



Clasificación para agua potable

- CA = Calidad aceptable
- LC = Levemente contaminada
- C = Contaminada
- FC = Fuertemente contaminada
- EC = Excesivamente contaminada

- A.- Muestra superficial
- B.- Muestra profunda.

ambiente y la del agua, alcalinidad y dureza), ya que los otros cuatro (fenoles, cloruros y coliformes totales y fecales) no fueron incluidos en el análisis de laboratorio.

Los cauces tributarios Tlalnepantla, La Colmena y San Juan tienen una calificación ICA entre 64 y 84, que permitió clasificar su uso para consumo como agua potable de levemente contaminada a contaminada. Estos puntos de muestreo presentaron los más altos valores tanto en el mes de abril como en el de octubre; durante la época de lluvias, en los meses de julio y agosto, se presentaron los valores más bajos. Sin embargo, en La Colmena la calificación más baja fue poco antes de la época de lluvias, durante el mes de mayo (71.6). San Juan presentó su valor más bajo en agosto (64.3), esta fue la única calificación de éstas tres estaciones que se clasificó como contaminada con relación a su consumo como agua potable. Para San Juan no se puede admitir sin lugar a dudas, de que los meses de septiembre y octubre pudieran presentar una mejoría, sin embargo de acuerdo con los otros dos tributarios parece indicar que así es. Para estas tres estaciones el cambio temporal de la calidad del agua fue poco marcado (no mayor de 11.3 puntos).

La Descarga Madín y Las Palmas presentaron variaciones más acentuadas durante el período de muestreo y con un intervalo de ICA entre 24 y 57. La primera estación presentó una relación de calidad inversa a los ríos, ya que se observó la mejor calidad del agua en julio (57.1) y las calificaciones más bajas durante septiembre (37.3) y octubre (32.4). Las Palmas también presentó la mejor calificación durante julio pero, al igual que la estación San Juan, se notó una sensible baja durante la parte final de la época de lluvias, que fue de agosto y septiembre (con 24.3 y 24.6 puntos). Ya que la mayoría de las calificaciones fueron menores de 50, la Descarga Madín se encontró fuertemente contaminada y Las Palmas se clasificó como excesivamente contaminada.

Como ya se mencionó en el inciso 6.1.3, la calificación global de ICA en el embalse denota una mejor calidad del agua en las muestras superficiales con relación a las profundas, excepto para la estación Oriente en el mes de abril (con $A = 72.9$ y $B = 75.4$). Cabe añadir que éste mes presentó calificaciones muy cercanas entre sí, tanto en el embalse como en el Efluente (Figura 11). En las muestras superficiales se notó un gradual incremento que llegó a su mejor calificación en julio (85.5 la estación Poniente y 86.6 para la Oriente) de nuevo, la calificación disminuyó para septiembre y un aún más para octubre (con 69.3 y 73.8, respectivamente). Mientras que la estación Poniente B tuvo una sensible baja de abril a mayo (de 77.4 a 59.9), su calidad del agua tendió a mejorar levemente con el tiempo. Por otro lado, la estación Oriente B presentó una caída constante hasta el mes de julio con 52.7 hasta disminuir aún más en octubre con 48.9.

De acuerdo con el criterio de uso como agua potable (León, 1991), la muestra A se clasificó de aceptable a levemente contaminada y la muestra B de levemente contaminada a contaminada (tratamiento potabilizador necesario). Por otro lado, para el criterio de uso en pesca y vida acuática, la muestra superficial se clasificó como excelente (pesca y vida acuática abundante) y la profunda de aceptable (límite para peces muy sensitivos) a levemente contaminada (dudosa la pesca, riesgos a la salud).

El Efluente tuvo un valor de ICA semejante al promedio de las muestras A y B. Los valores más bajos se presentaron en mayo y agosto (68.1 y 68.2, respectivamente). Por su cercanía con la estación Oriente, se considera que la obra de toma extrae una calidad de agua igual a

la que se presenta en la muestra B, sin embargo y como ya se mencionó, la calidad de agua superficial es mejor; esta situación sugiere que se debe estudiar la posibilidad técnica de cambiar la altura de dicha extracción, con el fin de disminuir los costos de tratamiento.

Los ICA son una herramienta general para evaluar el uso del agua, sin embargo, al evaluar la concentración de P y N, ésta metodología no es lo suficientemente sensible a los cambios de estado trófico. En otras palabras, cuando el valor de P total en el agua tiene una concentración de 0.1 mg/L (eutrófico), la calificación del ICA da una calidad de 85, la cual es una calificación inadecuadamente alta. Por ello, existe un cierto grado de contradicción entre los datos analizados en el inciso 6.1.3 con los de éste inciso. Un parámetro que puede ser recomendable incluir en los ICA es la conductividad eléctrica. Además, cabe mencionar que este Índice sólo debe usarse para cuerpos de agua epicontinentales, ya que las condiciones de calidad del agua en agua salobre y marina son diferentes. Esta evaluación debe acompañarse con los límites máximos permisibles, tanto de los parámetros involucrados como de aquellos que no lo están.

Los ICA han sido utilizados por la CNA, como una herramienta para evaluar de modo unificado la calidad de los cuerpos de agua dulce del país. A pesar de varios refinamientos a nivel internacional (Alemania, Brazil, EE. UU., México, Reino Unido, etc.) para clasificar la calidad del agua por medio de índices de calidad del agua, éstas técnicas no han sido aún aceptadas formalmente (Dojlić y Best, 1993).

6.1.5 Clorofila a

Un Índice muy recomendado y relativamente sencillo para obtener el estado trófico de un lago o embalse consiste en la cuantificación de la concentración de clorofila a , ya que tiene relación directa con la biomasa fitoplanctónica presente, así como con la concentración de nutrimentos (Bravo, 1989). Olvera *et al.* (1993) proponen la medición de clorofila a -además de la transparencia, concentración del P total superficial, plancton y perfiles de CE Y pH-, como uno de los parámetros más significativos en un programa de monitoreo limnológico.

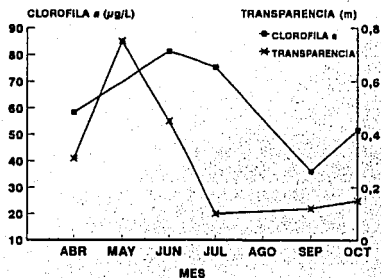
Las concentraciones de clorofila a se reportan en la **Tabla 15**, se presenta un promedio total de $56.1 \pm 16.4 \mu\text{g/L}$. Con un valor máximo de $81.2 \mu\text{g/L}$ en junio y mínimo de $32.2 \mu\text{g/L}$ en abril. La gráfica indica una mayor concentración de clorofila en la estación Poniente; también se observa un incremento en verano, aunque con una marcada disminución en julio para la estación Oriente y en septiembre para la estación Poniente.

Al analizar los valores establecidos por seis autores para la clasificación de el estado trófico de lagos, Bravo (1987) encuentra que el intervalo de clorofila a en el que se ubican los cuerpos de agua mesotróficos va de 4 a $9 \mu\text{g/L}$, por tanto un valor mayor a $9 \mu\text{g/L}$ es considerado como eutrófico. En la **Tabla 1** se menciona que para clorofila a -en lagos y embalses tropicales, así como templados-, el límite medio entre una condición mesotrófica y eutrófica es de 10 a $15 \mu\text{g/L}$ (Ryding y Rast, 1989). Entonces, la concentración promedio de clorofila a en la Presa Madín ($56.1 \mu\text{g/L}$) indica un estado eutrófico o hipereutrófico. Salas y Martino (1990) desarrollan un sistema de clasificación trófica de distribución probabilística para lagos/embalses tropicales basado en clorofila a . Para el embalse y según la concentración promedio de este pigmento, la evaluación trófica es de eutrófico.- 0.11 e hipereutrófico.- 0.89 .

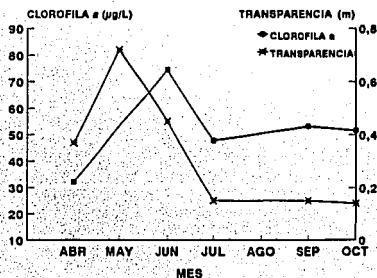
Tabla 15 Concentraciones de clorofila *a* en $\mu\text{g/L}$ y transparencia en m (entre paréntesis), Presa Madín, México, 1988

ESTACION				
MES	PONIENTE	ORIENTE	PROMEDIO	DESVIACION ESTANDAR
ABRIL	58.3 (0.31)	32.2 (0.37)	45.3 (0.34)	18.5 (0.04)
MAYO	----- (0.75)	----- (0.72)	----- (0.74)	----- (0.02)
JUNIO	81.2 (0.45)	74.5 (0.45)	77.8 (0.45)	4.8 (0)
JULIO	75.3 (0.10)	47.9 (0.15)	61.6 (0.13)	19.4 (0.04)
AGOSTO	---	---	---	---
SEPTIEMBRE	36.0 (0.12)	53.2 (0.15)	44.6 (0.14)	12.1 (0.02)
OCTUBRE	51.6 (0.15)	51.6 (0.14)	51.6 (0.15)	0 (0.01)
PROMEDIO	60.5 (0.31)	51.9 (0.33)	PROMEDIO ANUAL:	56.1 (0.32)
VALOR MAX.	81.2 (0.75)	74.5 (0.72)	VALOR MAX. ANUAL:	81.2 (0.75)
VALOR MIN.	36.0 (0.10)	32.2 (0.14)	VALOR MIN. ANUAL:	32.2 (0.10)
D. EST.	18.2 (0.25)	15.1 (0.23)	D. EST. ANUAL:	16.4 (0.23)

ESTACION PONIENTE



ESTACION ORIENTE



El valor promedio mínimo para clasificar el estado mesotrófico por medio de la transparencia se reporta como 1.5 m, resultando de 0.32 m para la presa, con un intervalo de 0.75 en mayo y 0.10 en julio. La transparencia se correlaciona inversamente con los valores de clorofila. En el caso de Madín, una buena parte de los bajos valores de transparencia son debidos al acarreo de terrígenos provenientes de la cuenca, por lo que de julio a octubre se observa una baja transparencia, así como una disminución en la concentración de clorofila a , ya que el crecimiento fitoplanctónico se ve más limitado por la luz que por los nutrimentos. Este fenómeno también ha sido reportado por Lind *et al.* (1992) en el Lago de Chapala; se encontró que realizando bioensayos algales con nutrimentos, se presentaba una respuesta positiva sólo cuando se les exhibía a un incremento artificial de la intensidad de la luz.

6.1.6 Análisis bacteriológico

La cuenta estándar de bacterias se presenta en la Tabla 13; de modo comparativo se presentan valores muy altos en tres tributarios: Las Palmas (29,088 UFC/mL), Descarga Nuevo Madín (21,058 UFC/mL) y en menor grado, el río Tlalnepantla (9,735 UFC/mL). Dentro de la presa, se encontró un promedio de $4,987 \pm 9,519$ UFC/mL, los máximos valores se presentan en el mes de septiembre, y en general se encontró una mayor concentración bacteriana en la estación Oriente, lo que hace notar la influencia contaminante de las descargas de Las Palmas y Nuevo Madín. La presencia de estas bacterias heterótrofas pueden indicar que otros organismos causantes de enfermedades esten presentes en el agua.

6.1.7 Densidad, cobertura y biomasa de *Lemna gibba* (Linn.)

A partir de diciembre de 1989, se presentó una infestación de *Lemna gibba* (Linn.) en el cuerpo de agua. En enero del siguiente año, se estimó una cobertura de 4 ha (5% de superficie infestada); durante enero y febrero de 1990, el personal de Protección y Seguridad Hidráulica extrajo manualmente -entre cinco y seis personas- un promedio de 4 ton/día. Del-Castillo (1990) informó que, por falta de recursos financieros, no fue posible contratar más gente para controlar el crecimiento del "chichicastle". En mayo, el agua que se extrajo de la obra de toma tenía una coloración más parda, esto provocó preocupación por parte del personal de la planta potabilizadora Madín.

Se identificó *L. gibba* por las siguientes características: la planta mide de 5 a 7 mm de diámetro en la parte superior. Se diferencia de otras especies por tener una raíz solitaria y la cara inferior es blanquecina y esponjosa (Sánchez, 1979).

En la Tabla 16, se presenta la información del desarrollo de esta planta durante 1992 y 1993. *L. gibba* presentó una densidad promedio de 7.69 ± 4.35 kg/m², con valores que van de 3.0 a 17.3 kg/m². El porcentaje de superficie infestada se ha incrementado de 15% en mayo de 1992 a 40% en febrero y abril de 1993, con un promedio de superficie infestada de 24.7 ha y que corresponde al 29% de la superficie del embalse. Cabe mencionar que en mayo de 1992 y por la influencia del viento del noreste, se encontró una densidad promedio relativamente elevada (15.6 kg/m²) con relación a los otros muestreos, en los cuales es menor a 6.2 kg/m². De acuerdo con la cobertura de 29% y la densidad promedio de la maleza, la biomasa promedio fue de 1,645 ton, con un intervalo de 988 a 1,977 toneladas.

Tabla 16 Resultados de densidad, cobertura y biomasa de *Lemna gibba* (Linn.), Presa Madín, México, 1992-1993

PARAMETRO	FECHA DE MUESTREO				PROMEDIO
	MAY/92	DIC/93	FEB/93	ABR/93	
DENSIDAD (kg/m ²)	13.849	3.357	3.944	2.998	
	17.266	7.614	5.618	7.794	
		7.554	6.825	7.746	
PROMEDIO:	15.558	6.175	5.462	6.179	7.69
D. EST.:	2.416	2.441	1.447	2.755	4.35
PORCENTAJE DE SUPERFICIE INFESTADA	15	20	40	40	29
BIOMASA (ton)	1,867	988	1,748	1,977	1,645

Resulta significativo que la planta potabilizadora Madín contrató una máquina cosechadora tipo "Aquatró", la cual trabajó en el mes de febrero y el pasado 22 de abril de 1993. Al igual que la cosecha manual efectuada a principios de 1990, esta máquina está dejando la maleza que recoge en la orilla del embalse. Se requiere transportar esta biomasa fuera de la cuenca de captación por dos razones: a) Si la misma se deja secar en la orilla, las plantas que se encuentran en el centro de los bultos se puede mantener con vida durante varios días. Existe la posibilidad de que la misma sea viable si se inunda dicho lugar; b) Es recomendable sacar estas plantas del sistema ya que se evita que esta biomasa se degrade y libere los nutrientes que contiene. Por otro lado, se debe conocer la velocidad de crecimiento de *L. gibba*, ya que la dinámica de crecimiento de esta macrófita -y sobre todo, en los meses con mayor luz y temperatura-, puede contrarrestar la eficiencia de cosecha de una sola máquina, lo que resultaría en un gasto inútil.

6.2 Clasificación trófica del embalse

6.2.1 Cálculo de las cargas de nutrientes por el método puntual

Con el fin de conocer cuantitativamente el estado trófico de la presa, se efectuó el cálculo de carga de nutrientes que son aportados por los cuatro tributarios; esta información, junto con el tiempo de retención hidráulica y la profundidad media permitió conocer el estado trófico del embalse, de acuerdo con la gráfica de Salas y Limón (1986) y Salas y Martino (1988).

De acuerdo con Vollenweider (1983), se estimó la carga total de P ($L(P)$) con la ecuación $L(P) = Q_i \cdot C_i$, donde Q_i es el gasto anual del afluente y C_i es la concentración media anual de P en el influente, del mismo modo se calculó la carga total de N, los resultados se mencionan en la Tabla 17.

Esta información da una idea clara de la magnitud de las cargas de nutrientes que entran al embalse, así por ejemplo, aunque la del Arroyo San Juan tuvo un mayor gasto que Las Palmas, la concentración promedio fue tan elevada en el segundo arroyo que provocó que la carga de P sea mayor (1.197 y 1.676 ton P/año, respectivamente). Inclusive, Las Palmas presenta una carga de P casi igual que La Colmena (ésta última con 1.729 ton P/año). El río Tlalnepantla aportó la mayor carga, siendo casi el 48% del total, le siguen La Colmena y Las Palmas con un porcentaje cercano a 19%, San Juan contribuye con un 13.3% y por último, la Descarga Nuevo Madín sólo tuvo un 1.1%. Con relación a las cargas de N los porcentajes fueron semejantes a las de P, excepto que se incrementaron ligeramente los porcentajes de aporte para Tlalnepantla y La Colmena (50.4 y 19.4%, respectivamente) y disminuyó la contribución de Las Palmas (16.0%).

De acuerdo con la relación de N:P para lagos tropicales de 9:1 (véase el tema de factores limitantes, p. 5 y 6), se observó la posibilidad de que el embalse esté limitado por N, ya que

$$\frac{L(N)}{L(P)} = \frac{53.936}{8.990} = 6.0 < 9$$

Tabla 17 Cálculo de las cargas de nutrimentos utilizando fuentes puntuales, Presa Madín, 1988

ENTRADAS	GASTO ANUAL Mm ³ /año	CONCENTRACION DE FOSFORO TOTAL mg/L	CARGA DE FOSFORO ton P/AÑO	%	CONCENTRACION DE NITROGENO TOTAL mg/L	CARGA DE NITROGENO ton N/AÑO	%
Tlahapanite	27.154	0.158	4.290	47.7	1.001	27.181	50.4
La Colmena	7.683	0.225	1.729	19.2	1.358	10.434	19.4
San Juan	4.603	0.260	1.197	13.3	1.535	7.066	13.1
Las Palmas	0.299	5.607	1.676	18.7	28.941	8.653	16.0
Desc: Nuevo Madín	0.022	4.468	0.098	1.1	27.383	0.602	1.1
TOTAL:			8.890			53.836	

SALIDAS	GASTO ANUAL Mm ³ /año	CONCENTRACION DE FOSFORO TOTAL mg/L	CARGA DE FOSFORO ton P/AÑO	%	CONCENTRACION DE NITROGENO TOTAL mg/L	CARGA DE NITROGENO ton N/AÑO	%
Obras de toma	19.309	0.329	6.353	57.5	0.988	19.077	47.4
Efluente	18.286	0.257	4.700	42.5	1.156	21.139	52.6
TOTAL:			11.053			40.218	

En la Tabla 1 (p. 10) se proponen valores límite entre las condiciones mesotróficas y eutróficas para P total de 60-70 $\mu\text{g/L}$ (el valor de 70 $\mu\text{g/L}$ es propuesto por Salas y Martino, 1988) y para N total de 20 a 100 $\mu\text{g/L}$. Por otro lado, en la tabla 13 se reportan los resultados promedio de P-tot y N-tot en el embalse con un orden mayor de magnitud (249 y 987 $\mu\text{g/L}$, respectivamente). Estos valores indican una eutroficación del embalse, por lo tanto, existe la posibilidad de que ninguno de dichos nutrientes se encuentren en condiciones limitantes. Por lo antes expuesto y por la importancia del P como nutrimento controlable, la estimación del estado trófico se va a realizar utilizando la L(P). Lo anterior concuerda con lo expresado por Margalef (1983): mientras los lagos oligotróficos suelen contener un exceso de N combinado inorgánico; recíprocamente, la eutroficación de los cuerpos de agua hace disminuir su relación N:P.

Con relación a las salidas de las cargas de nutrimentos (Tabla 17), se observó que la obra de toma tuvo un mayor gasto así como una mayor carga de nutrimentos. Cabe mencionar que la concentración de P extraída fue mayor en la obra de toma (0.329 mg/L) que en la salida (0.257 mg/L). El contenido promedio en la presa se estima como el producto de la concentración de P en el embalse por el volumen del mismo, tanto en el primer mes de muestreo ((MP)_i) como en el último mes ((MP)_f)

$$(MP)_i = 123.3 \text{ mg/m}^3 \quad (14.803 \times 10^6 \text{ m}^3) \quad (MP)_i = 1.83 \text{ ton P}$$

$$(MP)_f = 242.5 \text{ mg/m}^3 \quad (14.803 \times 10^6 \text{ m}^3) \quad (MP)_f = 3.59 \text{ ton P}$$

Por lo que el cambio en el almacenamiento (ΔS_p) es

$$\Delta S_p = (MP)_f - (MP)_i$$

(9)

$$\Delta S_p = 3.59 \text{ ton P} - 1.83 \text{ ton P} = 1.76 \text{ ton P}$$

El signo positivo indica un aumento del contenido de P a lo largo del tiempo. Dado que la concentración promedio de P en la presa subió de 0.123 a 0.243 g P/m³, se puede concluir que el cuerpo de agua no está en equilibrio dinámico, sino que está experimentando un aumento de P, lo que implica un incremento en el nivel actual de eutroficación y deterioro, si no se hace nada al respecto. La concentración cada vez mayor de P total en la columna de agua aumenta la tasa de sedimentación de P al fondo del embalse.

Por otro lado, la concentración media anual de \bar{P} en la presa se obtiene con la siguiente ecuación

$$\bar{P} = \frac{(MP)_i + (MP)_f}{2V}$$

(10)

$$\bar{P} = \frac{(1.83 + 3.59) \times 10^3 \text{ mg}}{2 (14.803 \times 10^6 \text{ m}^3)} = 183 \text{ mg/m}^3 = 0.183 \text{ mg/L}$$

El valor de \bar{P} es menor que la concentración promedio medida en el embalse (0.249 mg/L). La diferencia a estos valores se debe a que mientras el primero sólo toma en cuenta el primer y último mes de muestreo, el segundo se incrementa por los valores de meses intermedios, sobre todo de las muestras profundas de julio y septiembre (Figura 10).

6.2.2 Cálculo de las cargas de nutrimentos por el método no puntual

Las cargas de nutrimentos se calcularon de modo indirecto utilizando la metodología propuesta por Reckhow *et al.* (1980) y Reckhow y Simpson (1980), y los datos de la Tabla 3. La carga total de fósforo (L(P)) es estimada por la sumatoria de la contribución anual de P de cada una de las fuentes no puntuales (véase la Ec. 5). Esta metodología se basa en el uso de coeficientes de exportación de P obtenidos en otros países. Reckhow *et al.* (*op. cit.*) dedican una parte substancial de su documento para presentar coeficientes de exportación de nutrimentos cuidadosamente seleccionados de E.U., Canadá y algunos lugares de Europa, también presentan criterios para seleccionar los coeficientes de exportación apropiados a un caso particular.

La estimación de las áreas de las subcuencas de la Presa Madín y de su correspondiente uso de suelo se presenta en la Tabla 18. El área total de la cuenca es de 98 km², este dato concuerda aceptablemente bien con las superficie total reportada por SARH (1986) que es de 105 km². Del área total, 91 km² son ocupados por las subcuencas de Tlalnepantla y San Juan con 70 y 21 km², respectivamente. Las subcuencas restantes ocupan un terreno de 6.5 km², que se divide en las zonas de escurrimiento temporal (con 4.2 km²), La Colmena (1.6 km²) y Las Palmas (0.7 km²).

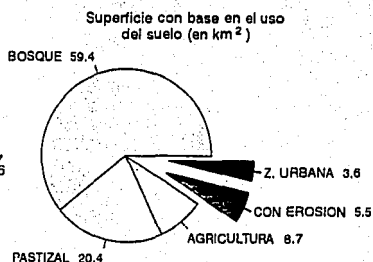
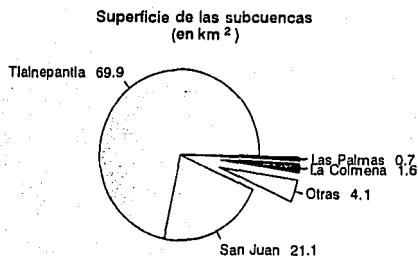
Con relación al uso del suelo, existe un predominio de tres tipos: bosque (60 km²), pastizal (20 km²) y agricultura (9 km²); la suma de los otros usos es menor a 10 km², que corresponde a zonas erosionadas (5.5 km²) y zona urbana (3.6 km²).

Las subcuencas de Tlalnepantla y San Juan las cuales ocupan las porciones altas, medias y bajas de la zona de estudio, cuentan con los porcentajes mas altos de bosque (70 y 46 %, respectivamente), por el otro lado, las subcuencas que ocupan las porciones bajas de la zona, presentan un porcentaje de pastizal entre el 56 y el 60%, mientras que las dos subcuencas más grandes tienen un porcentaje de pastizal entre el 17 y el 21%. La superficie de zona urbana es mayor en las subcuencas de Tlalnepantla y San Juan (con 2.2 y 0.7 km²), pero el porcentaje de dicho uso es marcado en La Colmena y Las Palmas (17 y 22%, respectivamente); la subcuenca Las Palmas incluye el arroyo del mismo nombre y la descarga Nuevo Madín. Por último, las principales zonas erosionadas corresponden a La Colmena (20%), San Juan (11%) y las áreas de escurrimiento temporal (10%; éstas zonas no fueron incluidas en la estimación de fuentes puntuales, inciso 6.2.1).

Tabla 18 Superficie de uso del suelo de las subcuencas (en km²) y sus porcentajes (entre paréntesis), Presa Madín, México

SUBCUENCA	USO DEL SUELO					TOTAL
	BOSQUE	PASTIZAL	AGRICULTURA	ZONA URBANA	ZONA EROSIONADA	
Tlalnep.	48.67 (69.6)	12.08 (17.3)	4.70 (6.7)	2.21 (3.2)	2.26 (3.2)	69.92
San Juan	9.65 (45.7)	4.52 (21.4)	3.81 (18.1)	0.71 (3.4)	2.41 (11.4)	21.10
Otras 1/	1.02 (24.3)	2.50 (59.7)	0.04 (1.0)	0.21 (5.0)	0.42 (10.0)	4.19
La Colmena	0.0 (0.0)	0.94 (58.7)	0.07 (4.3)	0.28 (17.3)	0.32 (19.7)	1.60
Las Palmas	0.06 (8.5)	0.40 (56.5)	0.04 (6.2)	0.15 (21.5)	0.05 (7.3)	0.71
TOTAL:	59.40	20.44	8.66	3.56	5.46	97.52

1/ Areas con escurrimiento temporal.



El procedimiento para estimar la carga de nutrimentos por el método no puntual se basa en el modelo empírico de cuenca de Reckhow y Simpson (1980) (véase el inciso 2.2.4). El aporte de nutrimentos a la Presa Madín es estimado como la suma de las contribuciones de P y N anual de cada una de las fuentes difusas mas cualquier fuente puntual adicional en la cuenca.

En la Tabla 19 se presenta el cálculo de la carga total de nutrimentos anuales. Para obtener esta información se tomaron en cuenta las siguientes consideraciones:

En aplicaciones prácticas se recomienda que se utilicen las clasificaciones de alta, más probable y baja para los coeficientes de exportación. La selección de coeficientes de exportación de P apropiados es una tarea difícil. Es importante reconocer la incertidumbre de aplicar coeficientes de exportación generados en una cuenca y aplicarlos a otro lugar. Mientras más incómodo se sienta el analista sobre un coeficiente de exportación seleccionado, se debe expresar ésta inquietud por medio del incremento de la incertidumbre y un mayor intervalo entre los coeficientes de exportación altos y bajos. Para que los coeficientes de exportación de nutrimentos contribuyan a una planeación confiable de la administración trófica de un lago, se deben comparar las características de las cuencas con los coeficientes de exportación conocidos con la cuenca de estudio. Para ello, se analiza la información con énfasis en características tales como ubicación geográfica, precipitación, tamaño de cuenca, tipo de suelo, pendiente, aplicación de fertilizantes (si aplica), tecnología agrícola empleada y otras propiedades importantes en el uso del suelo (Reckhow et al., 1980).

Para el caso de la cuenca Madín y como ya se mencionó en el inciso 4.1, la pendiente de la zona es intermedia y de difícil aprovechamiento (con un valor medio de 20%); el suelo predominante en la parte alta es de tipo Andosol húmico, con una textura de migajón limoso o más fina, con alta esponjosidad y porosidad que le permite tener un buen drenaje y una infiltración media del agua, cabe añadir que estos suelos son ricos en alófono, que les permite una alta capacidad para adsorber y fijar el P. En la parte baja de la cuenca predominan suelos de tipo Luvisol crómico y Feozem háplico, ambos con textura de migajón limoso o arcillo-limoso, con características de buen drenaje y son fácilmente erosionables. Por lo general, la presencia de Feozem y Luvisol promueven el desarrollo de pastizales (Fitzpatrick, 1987). Con base en esta evidencia, la exportación de nutrimentos de acuerdo con los suelos y su topografía tienden a estar en una posición media a media-alta.

Las especies forestales predominantes son el pino, oyamel y encino (Martínez y Matuda, 1979; Rzedowski y Rzedowski, 1979). Las zonas agrícolas son de pastizal inducido que, por lo accidentado del terreno, tienen una baja tasa de pastoreo; de manera limitada, se presenta agricultura con cultivos de surco, siendo fundamentalmente de maíz. Las áreas urbanas son de dos tipos: pueblos y rancherías con fosas sépticas y un bajo porcentaje de alcantarillado y zonas residenciales con drenaje que con frecuencia descarga directamente a un arroyo o con sistemas de tratamiento de aguas residuales que en el caso del fraccionamiento Chiluca, no se encontraba en operación. El fraccionamiento La Concordia cuenta con un sistema de drenaje que vierte una porción de sus aguas residuales fuera de la cuenca, no obstante, el Arroyo La Colmena presenta contaminación por detergentes, por lo que se estimó que el 25% de la población descarga sus aguas residuales directamente al suelo.

El éxito de un tanque séptico para prevenir que los nutrimentos se transporten a un lago o embalse depende básicamente del coeficiente de retención del suelo (R.S.), que provee una

Tabla 19 Cálculo de la carga de nutrimentos utilizando coeficientes de exportación en la cuenca Madín, México

SUBCUENCA	FUENTE	MAGNITUD (unidad)	COEF.DE EXPOR- TACION DE P (g P/Unidad/año)	1 - R.S. PRESA MADIN (ton/año)	COEF.DE EXPOR- TACION DE N (g N/Unidad/año)	CARGA DE N PRESA MADIN (ton N/año)
TLALNEPANTLA	BOSQUE	48.67 (10 ⁶ m ²)	.023		.250	12.168
	AGRICULTURA (pastizal)	12.08 (10 ⁶ m ²)	.040		.400	4.832
	AGRICULTURA (maíz)	4.70 (10 ⁶ m ²)	.130		1.000	4.700
	URBANA	2.21 (10 ⁶ m ²)	.110		.600	1.326
	EROSION	2.26 (10 ⁶ m ²)	.065		.500	1.130
	FOSA SEPTICA	1352 (indiv.)	800	.60	.649	3.245
	CON DESAGÜE AL SUELO	1577 (indiv.)	1000	.85	1.340	6.702
				TOTAL		34.103
SAM JUAN	BOSQUE	9.65 (10 ⁶ m ²)	.023		.250	2.413
	AGRICULTURA (pastizal)	4.52 (10 ⁶ m ²)	.040		.400	1.808
	AGRICULTURA (maíz)	3.81 (10 ⁶ m ²)	.130		1.000	3.810
	URBANA	.71 (10 ⁶ m ²)	.110		.600	1.206
	EROSION	2.41 (10 ⁶ m ²)	.065		.500	4.265
	FOSA SEPTICA	543 (indiv.)	800	.60	.261	1.303
	CON DESAGÜE AL SUELO	634 (indiv.)	1000	.85	.539	2.695
GRANJA PORCINA	400 (anim.)	3000		1.200	5.160	
				TOTAL		18.819
ZONAS CON ESCURRIMIENTO TEMPORAL	BOSQUE	1.02 (10 ⁶ m ²)	.023		.250	.255
	AGRICULTURA (pastizal)	2.50 (10 ⁶ m ²)	.040		.400	1
	AGRICULTURA (maíz)	.04 (10 ⁶ m ²)	.130		1.000	.040
	URBANA	.21 (10 ⁶ m ²)	.110		.600	.126
	EROSION	.42 (10 ⁶ m ²)	.065		.500	.210
	FOSA SEPTICA	0 (indiv.)	800	.60	.000	0
	CON DESAGÜE AL SUELO	0 (indiv.)	1000	.85	.000	0
				TOTAL		1.631
LA COLMENA	BOSQUE	0 (10 ⁶ m ²)	.023		.250	0
	AGRICULTURA (pastizal)	.94 (10 ⁶ m ²)	.040		.400	.376
	AGRICULTURA (maíz)	.07 (10 ⁶ m ²)	.130		1.000	.070
	URBANA	.28 (10 ⁶ m ²)	.110		.600	.168
	EROSION	.32 (10 ⁶ m ²)	.065		.500	.160
	FOSA SEPTICA	110 (indiv.)	800	.60	.053	.264
	CON DESAGÜE AL SUELO	130 (indiv.)	1000	.85	.111	.553
PLANTA POTABILIZADORA	133300 (indiv.)	25		3.333	7.998	
				TOTAL		9.589
LAS PALMAS	BOSQUE	.06 (10 ⁶ m ²)	.023		.250	.015
	AGRICULTURA (pastizal)	.40 (10 ⁶ m ²)	.040		.400	.160
	AGRICULTURA (maíz)	.04 (10 ⁶ m ²)	.130		1.000	.040
	URBANA	.15 (10 ⁶ m ²)	.110		.600	.090
	EROSION	.05 (10 ⁶ m ²)	.065		.500	.025
	FOSA SEPTICA	249 (indiv.)	800	.60	.120	.598
	CON DESAGÜE AL SUELO	291 (indiv.)	1000	.85	.247	1.237
				TOTAL		2.164
- - -	PRECIPITACION	.85 (10 ⁶ m ²)	.033		2.500	2.125
TOTAL HASTA LA PRESA MADIN:				11.936		68.431

R.S.- Retención del Suelo.

estimación de la capacidad de un sistema de tanque séptico para inmobilizar el N y el P en el suelo. Por ejemplo, un valor de R.S. de 0.5 describe que la mitad de los nutrientes que entran al sistema son retenidos. Si los nutrientes no llegan al cuerpo de agua, entonces $R.S. = 1.0$. El coeficiente de retención del suelo es dependiente de muchos factores, pero la estimación se basa principalmente en el tipo de suelo y su contenido de materia orgánica (Ryding y Rast, 1989; Reckhow *et al.*, 1980). Como regla general, los suelos arenosos permiten una rápida infiltración del agua, que se refleja en coeficientes de exportación bajos; los suelos arcillosos (arcillo-limosos, etc.) no poseen un buen drenaje y presentan una alta tasa de erosión, por tanto, en este caso los coeficientes de exportación vía escurrimientos son elevados; en una escala intermedia de valores se presentan los suelos limosos (migajón, migajón-limoso, etc.). Ryding y Rast (*op. cit.*), mencionan que para sistemas de tanque séptico los valores de R.S. para N y P son con frecuencia del orden de 0.20-0.55 y 0.25-0.40, respectivamente. Otra consideración importante consiste en considerar el uso de detergentes fosfatados en la zona; en el país no existen restricciones por parte del gobierno para limitar la comercialización de dichos productos.

Con el fin de calcular el aporte de nutrientes por vía atmosférica, se multiplica la superficie del embalse por el coeficiente de exportación obtenido de la Tabla 3 (p. 17). Las cargas altas de nutrientes atmosféricos son generalmente característicos de cuerpos de agua cercanos a zonas urbanas, como resultado de las emisiones de la combustión. En zonas agrícolas, la erosión de los suelos por viento parece ser la mayor fuente de P. En contraste, la depositación atmosférica en regiones boscosas contiene generalmente menos nutrientes que los observados en regiones agrícolas o urbanas (Ryding y Rast, *op. cit.*). Aunque el impacto de fuentes atmosféricas disminuye con la distancia, las fuentes de nutrientes presentes en el aire pueden ser el resultado de prácticas antropogénicas que ocurran en cuencas vecinas. En el caso de la Presa Madín, el impacto por esta vía puede deberse al municipio de Atizapán de Zaragoza y las colonias Lomas Verdes y Fuentes de Satélite; por tanto, se escogieron coeficientes de exportación relativamente altos para éste tipo de aporte.

Las cargas totales de P y N -sobre todo la más probable y la baja-, se aproximan razonablemente bien a la calculadas con el método puntual (MP) que fueron de 8.990 ton P/año y 53.936 ton P/año. Según Ryding y Rast (*op. cit.*), las estimaciones de las cargas de nutrientes más exactas son normalmente realizadas con datos de un monitoreo *in situ* del sistema, no obstante, aún cuando las fuentes de nutrientes se monitoreen, es raro que las muestras sean lo suficientemente precisas para estimar las cargas de nutrientes dentro de un ± 25 por ciento. Las cargas más probables de N y P estimadas por el método no puntual (MNP) se encuentran a un 33% y a un 27% por encima del método directo, de acuerdo con lo anterior, los resultados son relativamente aceptables.

Con el fin de establecer prioridades de atención a las subcuencas, se procedió a comparar las cargas de nutrientes estimadas por ambos métodos, de lo que se obtuvo la Tabla 20.

Tabla 20 Carga de nutrimentos utilizando fuentes puntuales y no puntuales, cuenca de la Presa Madín, México

SUBCUENCA	CARGA DE FOSFORO				CARGA DE NITROGENO			
	MP		MNP 1/		MP		MNP 1/	
	ton/año	%	ton/año	%	ton/año	%	ton/año	%
TLALNEPANTLA	4.290	47.7	4.593	38.5	27.181	50.4	34.103	49.8
LA COLMENA	1.729	19.2	3.594	30.1	10.434	19.4	9.589	14.0
SAN JUAN	1.197	13.3	3.132	26.3	7.066	13.1	18.819	27.5
LAS PALMAS	1.676	18.7	0.409	3.4	8.653	16.0	2.164	3.2
DESCARGA	0.098	1.1	----	----	0.602	1.1	----	----
NVO. MADIN 2/								
OTRAS 3/	----	----	0.179	1.5	----	----	1.631	2.4
PRECIPITACION	----	----	0.028	0.2	----	----	2.125	3.1

1/ Datos basados en la carga más probable.

2/ Esta descarga forma parte de la subcuenca Las Palmas.

3/ Zonas con escurrimiento temporal.

---- No aplica, o ausencia de dato.

En general, la comparación de las cargas de nutrimentos en las subcuencas que fueron generadas por el MP y el MNP difieren, en varios casos de manera importante.

Con relación a las cargas de P, el MP y el MNP concuerdan en que Tlalnepantla y en segundo término La Colmena son los tributarios que aportan una mayor carga. No obstante, las cargas de P de este último arroyo difieren de tal modo que la primera es la mitad del valor de la carga estimada en la segunda (1.729 y 3.594 ton P/año, respectivamente). Una situación semejante sucede para el Arroyo San Juan y por último el Arroyo Las Palmas tiene una relación inversa, ya que el primer valor es más de cuatro veces mayor que el segundo (1.676 y 0.409 ton P/año). Se aprecia que la Descarga Nuevo Madín no ejerce una influencia significativa, ya que contribuye con el 1.1% de la carga total. En el monitoreo se dejó de mostrar una zona al norte y noreste del embalse Madín, en la tabla anterior se aprecia que su contribución a la presa es mínima con menos del 2% del total de la carga de P. Otra contribución relativamente baja corresponde al aporte de P por precipitación, la cual sólo aporta el 0.2%; en gran medida, esto se explica debido a la baja extensión superficial del embalse.

De acuerdo con las cargas de N, el MP y el MNP le dan una mayor importancia al río Tlalnepantla con una carga aproximada del 50% (27.181 y 34.103 ton N/año, respectivamente); sin embargo, aún cuando las cargas de N son semejantes en La Colmena (10.434 y 9.589 ton N/año, respectivamente), el MNP le confiere una mayor importancia relativa al Arroyo San Juan ya que su valor es 2.7 veces mayor que el estimado por el MP (7.066 y 18.819 ton N/año). Las Palmas mantiene una relación semejante de 4:1 (8.653 y 2.164 ton N/año).

Los resultados obtenidos por el MP indican que, a corto plazo, se debe enfocar un mayor esfuerzo en disminuir las descargas puntuales, o sea, las descargas de aguas residuales

urbanas y municipales, la descarga de la planta potabilizadora y la granja porcina. Es importante confirmar que las plantas de tratamiento de aguas residuales existentes trabajen adecuadamente. Esto es válido para las cuatro subcuencas prioritarias que son: Tlalnepantla, La Colmena, Las Palmas y San Juan. No hay que pasar por alto que las subcuencas con mayor extensión, esto es, Tlalnepantla (69.9%) y San Juan (21.1%) presentan problemas logísticos mayores. Por lo que se puede, en primera instancia, concentrar mayor esfuerzo en las subcuencas bajas de La Colmena y Las Palmas. Se requiere de un programa de conservación del suelo y abatimiento de la erosión, sobre todo en los suelos de la parte baja de la cuenca, que por sus características requieren de métodos rigurosos de control (Fitzpatrick, 1987).

A pesar de la existencia de literatura en el tema, la selección de los coeficientes de exportación de P y N es aún una actividad inherentemente subjetiva. Esto, por supuesto, es la naturaleza de la técnica y en consecuencia afirma la importancia del análisis asociado a la incertidumbre (Reckhow *et al.* 1980). Tanto los métodos puntual como no puntual son herramientas útiles para determinar la carga de nutrimentos. El primer método permite realizar un presupuesto más preciso de las cargas de P y N. Conceptualmente, éste acercamiento es el mejor, pero resulta en programas de estudio de larga duración. Por otro lado, el método no puntual es un acercamiento empírico y se pueden obtener resultados con una mayor rapidez, pero con un probable incremento en el riesgo de planeación (Reckhow *et al.* 1980; Golterman y de Oude, 1991).

De acuerdo con Golterman y de Oude (*op. cit.*), se recomienda utilizar un acercamiento de tipo pragmático, combinando las fuerzas de los dos estrategias mencionadas en el punto anterior. Esto es, se inicia con un presupuesto burdo de las fuentes importantes de nutrimentos (método no puntual), con ésta información, se establece el programa de rehabilitación del sistema acuático y, durante éste programa, se realiza un presupuesto más exacto por medio del método puntual.

6.2.3 Estimación del estado trófico

De acuerdo con los incisos 6.2.1 y 6.2.2, las cargas de nutrimentos de los tributarios fueron:

Método puntual (MP)	Método no puntual (MNP)
L(P) = 8.990 ton P/año	L(P) = 11.936 ton P/año
L(N) = 53.936 ton N/año	L(N) = 68.431 ton N/año

La carga superficial de P-L(p)-, se obtiene dividiendo la L(P) entre el área del cuerpo de agua

$$L(p) = \frac{L^*(P)}{A}$$

(11)

$$L(p) = \frac{8.990 \times 10^6 \text{ g/año}}{0.85 \times 10^6 \text{ m}^2} = 10.58 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{año} \quad (\text{MP})$$

$$L(p) = \frac{11.936 \times 10^6 \text{ g/año}}{0.85 \times 10^6 \text{ m}^2} = 14.04 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{año} \quad (\text{MNP})$$

Según Barica (1981), la carga crítica superficial de P propuesta por Vollenweider fue de 0.5 g P/m²·año; en lagos hipereutróficos esta carga es con frecuencia varios órdenes de magnitud mayor, alcanzando niveles superiores a 20 g P/m²·año. Entonces, los valores de L(p) antes mencionados, tanto para el MP como para el MNP, se encuentran en un estado eutrófico.

Ahora se utilizó la Ec. 1 (véase inciso 2.2.2, p. 9) propuesta en el tercer encuentro del Proyecto Regional del OMS/CEPIS (Salas y Limón, 1986)

$$P_{\lambda} = \frac{L(p)}{z} \cdot \frac{T_w}{3}^{\frac{3}{4}}$$

$$P_{\lambda} = \frac{10.58 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{año}}{17.4 \text{ m}} \cdot \frac{0.39^{0.75} \text{ años}}{3} = 0.100 \text{ g P/m}^3 \quad (\text{MP})$$

$$P_{\lambda} = \frac{14.04 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{año}}{17.4 \text{ m}} \cdot \frac{0.39^{0.75} \text{ años}}{3} = 0.133 \text{ g P/m}^3 \quad (\text{MNP})$$

Las concentraciones de P esperadas en el embalse, las P(lambda), dan un valor bajo con respecto a la concentración promedio de P observada de 0.249 g P/m³. No obstante, ésta última concentración no sólo involucra el ingreso de los influentes al cuerpo de agua, sino también el desprendimiento de P por parte de los sedimentos del embalse. Esta situación se presenta durante la presencia de anoxia en la interfase agua-sedimento, presente durante los meses calurosos (véase los perfiles de OD de junio, julio y octubre, Figura 8; y el inciso 6.1.2). Esta entrada es significativa, pues representa entre el 47 a 60% del total de aporte de P. Como se verá posteriormente, esta conclusión es importante para decidir la estrategia de rehabilitación de la Presa Madín.

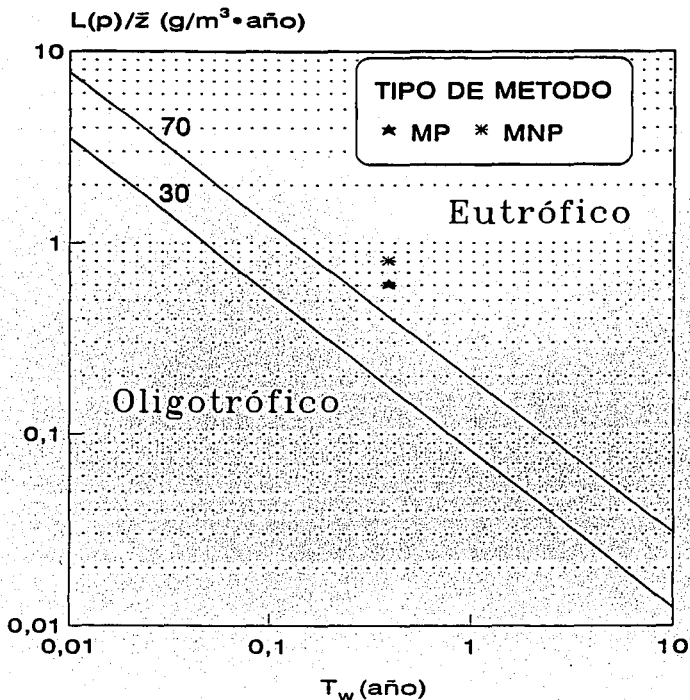
En la Figura 12, se calcula el estado trófico de la presa, con una L(p)/z = 0.608 g P/m³·año con el MP y de 0.807 g P/m³·año con el MNP y un T_w = 0.39 años. En dicha gráfica se ubica al embalse en la zona eutrófica. Se puede observar en esta figura dos líneas que delimitan el estado trófico entre los 30 y 70 mg P/m³, mientras que la P(lambda) da un valor de 100 mg P/m³ con el MP y de 133 mg P/m³ con el MNP.

El valor de la concentración media anual de fósforo promedio (véase pp. 71-72) es de 183 mg P/m³. Ahora bien, la diferencia entre éste valor menos el valor de P(lambda) con el MP, es igual a una P(lambda) de 50 mg P/m³; la cual no proviene de fuentes externas, sino que corresponde a la liberación de P por los sedimentos del embalse.

Esta P(lambda) se puede convertir a L(P) despejando con las Ecs. 1 y 11 (véase la p. 78), donde se obtiene que la L(P) liberada por los sedimentos es igual a 4.497 ton P/año. Por lo que, se atribuye un 27.3% de la L(P) a la carga interna por liberación de P proveniente de los sedimentos del embalse, y el restante 72.7% a las cargas externas de fósforo.

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

Figura 12 Clasificación trófica de la Presa Madín con el método puntual (MP) y el método no puntual (MNP) usando la gráfica de Salas (1986)



SIMBOLOGIA

$L(p)$ = Carga superf. de fósforo $g/m^2 \cdot \text{año}$

\bar{z} = Profundidad media, m

T_w = Tiempo de retención, años

P_λ = Concentración de fósforo promedio en el lago, g/m^3

$$P_\lambda = \frac{L(p)}{\bar{z}} \cdot \frac{T_w^{0.75}}{3}$$

6.3 Manejo y restauración de la cuenca y el embalse

En los incisos 6.1.3 y 6.1.4, se llegó a la conclusión de que la calidad del agua de la Presa Madín dista de ser la adecuada para cumplir con un adecuado abastecimiento de agua potable. En el inciso 6.2.1, se evaluó el nutrimento limitante y se encontró que aún cuando el N tiene la probabilidad de ser el factor limitante, en realidad no es así, ya que tanto éste elemento como el P se encuentran un orden de magnitud por encima de la concentración límite entre los estados mesotrófico y eutrófico. Así mismo, la concentración de nitrato en la columna de agua no representa un riesgo potencial a la salud humana, ya que no rebasa el límite máximo permisible de 10 mg/L (Benndorf *et al.*, 1981; Ryding y Rast, 1989) ó, inclusive, el de 5 mg/L (SEDUE, 1990).

Por lo anterior, el estudio se enfocó a identificar las L(P) significativas en la cuenca (por medio del MP y del MNP, incisos 6.2.1 y 6.2.3; de modo complementario también se incluyó la L(N)) y se calculó que la presa es eutrófica (inciso 6.2.3) con un 72.7% de las L(P) provenientes de fuentes externas (de la cuenca) y el otro 27.3% de la carga se atribuyó a la liberación de P del fondo del embalse.

Con base en la Tabla 19 y de acuerdo con Loehr *et al.* (1980), se realizó la Tabla 21 en la que se presentan los porcentajes de contribución de las L(P) a la Presa Madín, de acuerdo con las fuentes de origen y subdivididos como sigue:

- Descargas directas.- Descargas de plantas de tratamiento municipal, descargas de actividades industriales, descargas urbanas no puntuales cercanas al cuerpo de agua y carga atmosférica.
- Descargas de los tributarios.- Descargas puntuales de plantas de tratamiento municipales, descargas puntuales de actividades industriales, fuentes no puntuales urbanas, fuentes no puntuales agrícolas, forestales y otras fuentes difusas.
- Carga aguas arriba del embalse.
- Carga interna de fósforo, proveniente de la liberación de P del fondo del embalse.

El resultado de ésta subdivisión permitió establecer la importancia relativa de las fuentes (vease la última columna de la Tabla 21). Varios comentarios se generaron con ésta información. Como primera opción, destaca la estrategia de manejo de cuenca, ya que corresponde a cerca de un 40% de la L(P). Sin embargo, debido a la alta L(P) interna la estrategia de manejo de cuenca, por sí sola, no es suficiente para que el embalse cambie a un estado trófico a oligotrófico, ó por lo menos, a mesotrófico. Debido a que la Presa Madín abastece de agua potable a la zona, se requiere que su estado trófico sea oligotrófico, sin embargo, un estado mesotrófico aún puede ser tolerable.

En conjunto, las fuentes no puntuales ocupan el primer lugar (con 39.6% en total) con un orden de importancia mayor a menor de: descargas urbanas (17.3%), agrícolas (11.8%), forestales (8.3%) y zonas erosionadas (2.2%).

La estrategia de reducción de la L(P) convencional no necesariamente representa la solución óptima de calidad del agua en todos los casos (Benndorf *et al.*, 1981; Barica, 1981; Vollenweider, 1981; Kortmann y Rich, 1994). Si la alta concentración de nitratos en embalses que se utilizan para abastecer agua potable presenta problemas de salud o si un embalse o

Tabla 21 Cálculo de la carga de fósforo y sus porcentajes de acuerdo con las fuentes de origen, cuenca Madín, México

FUENTE DE ORIGEN	L(P) (ton/año)	%	Lugar de acuerdo con la importancia relativa de las fuentes
DIRECTA			
- Descargas de plantas de tratamiento 1/	3.333	20.3	3°
- Descargas urbanas no puntuales	0.071	0.4	
- Atmosférica	0.028	0.2	
SUBTOTAL:	3.432	20.9	
TRIBUTARIOS			
- Descargas de plantas de tratamiento municipales 1/	0.80	4.9	5°
FUENTES NO PUNTUALES			
- Suelo urbano	2.841	17.3	
- Suelo agrícola	1.943	11.8	
- Suelo forestal	1.365	8.3	
- Zonas erosionadas	0.355	2.2	
SUBTOTAL:	6.504	39.6	1°
CARGA AGUAS ARRIBA DEL EMBALSE 2/	1.200	7.3	4°
CARGA INTERNA 3/	10.430	27.3	2°
TOTAL:	22.366	100	

1/ Esta L(P) proviene de la Planta de Tratamiento Madín

2/ De los fraccionamientos Chiluca y Condado de Sayaaavedra

3/ Una granje porcina

4/ Liberación de P del fondo del embalse. Esta carga se estimó a partir de la concentración de P promedio en el embalse menos el resto de las L(P).

lago ya tiene una L(P) elevada, se puede lograr una menor proporción de costo/beneficio con el control de mecanismos ecológicos internos (Benndorf *et al.*, *op. cit.*). Barica (*op. cit.*) añade que en embalses hipereutróficos ya se presenta un exceso de nutrientes que se están reciclando en el sistema; así que se requieren de medidas correctivas drásticas dentro del cuerpo de agua mismo para lograr una mejora.

Como segunda opción y debido a la facilidad de control de las fuentes puntuales, conviene dirigir la gestión de la Presa Madín al saneamiento ambiental mediante el tratamiento de aguas residuales que llegan a la misma. La Planta Potabilizadora Madín se encontró en tercer lugar de importancia (Tabla 21) con una L(P) relativa de 20.3 por ciento. El tratamiento de fuentes puntuales ha avanzado rápidamente en las últimas dos décadas, por lo que hoy se dispone de una variada gama de métodos que cumplen con casi cualquier criterio de calidad del agua en la reducción de P y N (p. ej.: precipitación química con sulfato de aluminio, nitrificación, desnitrificación, intercambio iónico, ósmosis inversa, etc.; Jorgensen y Vollenweider, 1989).

Según Sánchez (1994), en las cercanías del Pueblo de Santiago Tepetlaxco se ubica una granja porcina con un total de 400 animales; esta fuente ocupa el cuarto lugar de importancia, con el 7.3 por ciento. Por último, cabe hacer notar que la Presa Madín ocupa el 0.8% de la superficie total de la cuenca, por lo que es lógico que la "descarga" atmosférica directa contribuya con una L(P) insignificante (0.2%).

6.3.1 Control externo de la carga de fósforo

Según Olvera, (1990), Robbins, *et al.* (1991) y Kortmann y Rich (*op. cit.*), los métodos para controlar las principales fuentes de nutrientes incluyen: el tratamiento de aguas residuales; otras medidas generales (desviación de las aguas residuales, pre-embalses y precipitación directa de nutrientes en los ríos tributarios); y, protección de la cuenca. Estos métodos deben llevarse a cabo de modo riguroso en todos los proyectos de manejo de cuenca y control de la eutroficación de lagos y embalses.

a) Tratamiento de aguas residuales. - Como ya se mencionó en el inciso 2.4.1, el tratamiento de las fuentes puntuales de aguas residuales es una acción prioritaria para lograr la rehabilitación de los cuerpos de agua (Vollenweider, 1981; Jorgensen y Vollenweider, 1989). Además, las fuentes puntuales que descargan directamente a un cuerpo de agua contienen generalmente los aportes más importantes de P biológicamente disponible (esto es, en forma de ortofosfato). Por ejemplo, en las plantas de tratamiento de aguas residuales de la cuenca de los Grandes Lagos, entre el 75- > 90% corresponde a ésta forma de P para, el cual se debe considerar en los programas de control de eutroficación (Ryding y Rast, *op. cit.*). Garman *et al.* (1986) añaden que, aunque un efluente puede ser inicialmente alto en ortofosfato, durante el tiempo que éste nutrimento es transportado río abajo, la L(P) puede ser convertida principalmente a P particulado. La distancia de transporte tiene un efecto determinante en la cantidad de P disponible que llega a un embalse. Por tanto, las descargas residuales directas a un cuerpo de agua contribuyen con grandes cantidades de P disponible.

Por lo anterior, se recomienda que, a corto plazo, se proporcione una mayor atención a las fuentes de P más cercanas a la Presa Madín. Del mismo modo (a corto plazo), se recomienda

rehabilitar y operar eficientemente las plantas de tratamiento de aguas residuales de los fraccionamientos de Chiluca y Condado de Sayaaavedra. Se debe establecer un programa de monitoreo para evaluar la calidad del agua de las descargas de éstas plantas, así como el efluente de la Planta Potabilizadora Madín a fin de no rebasar un límite máximo permisible de P total, como el propuesto en el inciso 2.4.1 (1 mg/L). El año pasado, Sánchez (1994) reportó que la planta del primer fraccionamiento no se encontraba en operación, por lo que el agua residual se descargaba directamente al río Tlalnepantla. Por otro lado, los poblados de Nuevo Madín y Chiluca y el fraccionamiento La Concordia descargaban sus aguas de desecho sin ningún tipo de tratamiento. A mediano y largo plazos, se recomienda monitorear y construir obras de alcantarillado y tratamiento de las aguas residuales de tanques sépticos y otras descargas residuales de los poblados de San Luis Ayucan y Santiago Tepetlaxco.

b) Medidas generales de control de nutrimentos.-

- **Desviación de las aguas residuales.-** Consiste en coleccionar el agua residual en una red de alcantarillado y transferirla a una planta de tratamiento localizada aguas abajo del cuerpo de agua de interés (Ryding y Rast, 1989). Esta una técnica es valiosa cuando la carga de nutrimentos proviene de fuentes puntuales muy cercanas entre sí. Si no es bien manejada, la desviación de aguas residuales tiene el inconveniente de transferir el problema de degradación de la calidad del agua a otras cuencas o, inclusive, a la zona costera. Sin embargo, Garman *et al.* (1986), considera preferible esta opción, antes de efectuar el tratamiento de las aguas municipales en una cuenca dada.

Esta medida ya se ha realizado en México (véase inciso 2.4.1). En la Presa Madín se puede realizar un estudio de factibilidad y de costo-beneficio de construir una obra del desvío de las aguas residuales provenientes de la Planta Potabilizadora Madín, del Pueblo Nuevo Madín y del fraccionamiento La Concordia.

- **Pre-embalses.-** Este tipo de cuencas retienen el agua con alta concentración de nutrimento por un corto periodo antes de entrar al cuerpo de agua principal; por lo tanto, el P se llega a fijar por la población algal creciente. Este nutrimento se capta en el fondo del pre-embalse por medio de la sedimentación, no sólo del fitoplancton, sino también por la acumulación de sedimentos en el pre-embalse. Se requiere un tiempo de retención lo suficientemente largo (unos tres días o más) en el pre-embalse para la remoción efectiva del material biogénico, así como un mantenimiento periódico de dragado del sedimento acumulado (Ryding y Rast, *op. cit.*).

Esta técnica se ha utilizado principalmente en la República Democrática Alemana. Benndorf *et al.* (1975; *En*: Ryding y Rast, *op. cit.*) reportan que durante el verano, el contenido de ortofostato se puede reducir hasta un 70-90%, debido principalmente a la sedimentación del fitoplancton. Durante el invierno, la remoción disminuyó a un 0-30%, debido principalmente a la baja disponibilidad de luz y la temperatura del agua, que limita el crecimiento algal. Por tanto, el proceso de eliminación en invierno consistió principalmente por la sedimentación de partículas inorgánicas.

A finales de 1992, se construyó un pre-embalse en la intersección del Arroyo La Colmena con el embalse, esta medida permite prever una mejora en la calidad del agua de este tributario.

Se recomienda dar mantenimiento constante a esta obra, así como estudiar la posibilidad de construir otros pre-embalses en los demás tributarios.

- Precipitación directa de nutrimentos en los ríos tributarios.- Esta técnica es una variante de la opción de exportación de P al sedimento (véase el inciso 6.3.1). Según Martino (1989) esta práctica se puede usar en la entrada de los tributarios al embalse, cuando el control de las fuentes difusas de nutrimentos se vuelve difícil. El inconveniente de esta acción es semejante al proceso de exportación de P al sedimento, o sea, la adición de químicos al ambiente y su carácter de mejoría temporal.

cl Protección y manejo de cuenca

Como ya se mencionó en el inciso 2.4.1, Robbins, et al., (1991) establecen las siguientes estrategias de manejo de cuenca, basados en el uso del suelo: medidas de control para la agricultura; medidas de control para el desarrollo urbano; y, medidas de control para el bosque. Las principales fuentes no puntuales se discutieron previamente cuando se calculó la carga de nutrimentos por el método no puntual (véase inciso 6.2.2). En consecuencia, las medidas de control no puntuales se revisan brevemente a continuación. En el inciso 2.4.2, se dieron referencias de fuentes de información científica en éste tema.

- Estrategias de control agrícola.- De acuerdo con Loehr et al. (1980) y Garman et al. (1986), las prácticas para reducir la pérdida de P de tierra agrícola se pueden dividir en tres categorías: medidas para reducir la erosión; medidas para reducir la escorrentía superficial; y medidas para manejar o controlar los fertilizantes y los residuos de los animales.

1) Medidas para reducir la erosión.- La mayoría de las estrategias de control agrícola enfatizan la reducción de la erosión del suelo o la redispersión de las partículas erosionadas antes de que lleguen al cuerpo de agua. Generalmente, entre el 70-90% del P proveniente de escorrentía agrícola está asociado con partículas, por tanto, los programas de control de erosión y sedimentos también son programas efectivos en la reducción de P (Garman et al., op. cit.).

La erosión normalmente puede ser controlada por prácticas, tales como la labranza de conservación (del inglés, "conservation tillage"). Esta técnica consiste en mantener una cubierta vegetal sobre el suelo o un dosel de árboles; también se puede cubrir el suelo expuesto con paja o estiércol. Lo anterior minimiza el impacto de las gotas de lluvia en la superficie del suelo y debilita las fuerzas erosivas de la escorrentía al disminuir su velocidad y canalización. La reducción del desprendimiento de partículas de suelo es la mejor estrategia para controlar el transporte río abajo de P y otros contaminantes asociados al sedimento (p. ej., los pesticidas) (Loehr et al., op. cit.).

En varias situaciones, la erosión puede reducirse con prácticas agronómicas que mejoren el manejo de residuos de la cosecha como: la rotación de cultivos, tratamientos del suelo, oportuna calendarización de las operaciones de campo, etc. En general, la práctica de arar de modo paralelo a los contornos del campo reducirá la erosión. Cuando la pendiente es pronunciada se pueden usar prácticas tales como terraceo, canales de desvío, canales de agua con césped, estructuras para el control del agua, entre otras (Loehr et al., 1980). Wruck

(1994) añade que se debe evitar la siembra de monocultivos, así como de especies propensas a incrementar la erosión (como el maíz, éste se puede sembrar en asociación con otros cultivos, p. ej., maíz con calabaza); también se pueden establecer franjas de amortiguamiento entre la tierra agrícola y los ríos y cuerpos de agua; así como franjas de árboles y arbustos dentro de las parcelas agrícolas (lo cual es útil para disminuir la erosión eólica).

Cabe mencionar que las cuencas que contienen zonas con tierras propensas a la erosión, con pendientes pronunciadas y cercanas a los arroyos y ríos tributarios del cuerpo de agua producirán altas tasas de sedimentación y, por tanto, altas concentraciones de P (Garman *et al.*, 1986).

En la Presa Madín, como en grandes extensiones del país, se practica la siembra de maíz. Según Wruck (*op. cit.*), la práctica de monocultivo y sin rotación, presenta varios inconvenientes que se reflejan en el abatimiento de la fertilidad del suelo, la proliferación de plagas y enfermedades, bajos rendimientos y altos costos de producción, además de una paulatina destrucción del recurso suelo y agua.

2) Medidas para reducir la escorrentía superficial.- La escorrentía superficial de los sembradíos puede ser rara vez eliminada. Sin embargo, puede ser substancialmente afectada a través de prácticas agronómicas al cambiar el volumen de la escorrentía o modificar la tasa máxima de escorrentía. Los volúmenes de escorrentía superficial pueden ser reducidos por prácticas que incrementen la tasa de infiltración, incrementen el almacenamiento por medio de detención o aumenten la intercepción de la lluvia, por medio de plantas en crecimiento o residuos (Loehr *et al.*, *op. cit.*).

3) Medidas para manejar o controlar los fertilizantes y los residuos de los animales.- Otras medidas que no son consideradas con frecuencia, son: pruebas analíticas del suelo, aplicación de cal y calendarización en la aplicación de fertilizantes. Estas prácticas promueven la eficiencia de asimilación del fertilizante, lo cual puede eliminar el exceso del mismo, un primer paso lógico en el control de nutrientes. En suelos ácidos se aplica cal para elevar el nivel de pH a niveles óptimos, lo cual mejorará la capacidad de las plantas para asimilar el fertilizante (Garman *et al.*, *op. cit.*).

El manejo adecuado de los residuos pecuarios puede incluir: cuencas de residuos, diques, cercas, canales con césped, conducción de agua de desecho para irrigación, lagunas de tratamiento de residuos y reutilización de residuos, restricción de establecimientos pecuarios, y reglamentación de límites máximos permisibles pastoreo, entre otros (Loehr *et al.*, *op. cit.*).

- Estrategias de control para el desarrollo urbano.- En un estudio realizado por el Programa Nacional de Escorrentía Urbana en los EE. UU. (1983; *En*: Garman *et al.*, *op. cit.*), se mencionan cuatro categorías de control: cuencas de detención, estructuras de recarga, prácticas de "manejo casero" y otras. Las siguientes descripciones son un extracto del estudio de Garman *et al.* (*op. cit.*):

- Cuencas de detención.- Por lo general, esta práctica incluye cuencas de detención húmedas y secas, las cuales están diseñadas para controlar inundaciones y erosión en áreas río abajo de un nuevo desarrollo.

- **Estructuras de recarga.**- Esta opción consiste en medidas utilizadas para incrementar la infiltración de la escorrentía urbana. Estos métodos mostraron ser prácticos y efectivos para la remoción de contaminantes. La capacidad de su desempeño fue juzgada en base a la extensión en la que la escorrentía era captada y se prevenía de ser descargada directamente a las aguas superficiales.

- **Prácticas de "manejo casero".**- Este tipo de práctica se enfoca al barrido -mecánico y/o manual- de las aceras urbanas, con el fin de quitar las hojas de los árboles. También incluye el contar con contenedores de basura.

- **Pantanos.**- Este tipo de uso de suelo, fue considerado una técnica prometedora. Según Jorgensen y Vollenweider (1989), ésta práctica puede ser útil como una trampa de nutrimentos a la entrada de un tributario. Sin embargo, se debe tener un continuo mantenimiento de la zona, por medio de cosechado y disposición de dicha biomasa.

Las principales fuentes de P en la escorrentía urbana pueden correlacionarse con los usos del suelo que incrementan la escorrentía y la erosión. El suelo que se erosiona de nuevos sitios de construcción, cortes de carreteras y rellenos son factor contribuyente importantes en la escorrentía urbana y, por tanto, son potencialmente la mayor fuente de fósforo (Loehr *et al.*, 1980).

- **Estrategias de control silvícola.**- Wruck (1994) resalta la importancia de conservar los recursos forestales, tanto en su cantidad (superficie), como en su calidad (diversidad biológica, composición florística y faunística). En este trabajo se mencionan las siguientes acciones:

- Protección contra la tala clandestina del bosque;

- Disminución de la sobreexplotación, definiendo cifras y niveles permisibles de cosecha;

- Reforestación en caso de una sobreexplotación y/o comercialización, con especies nativas y adaptadas;

- Protección contra incendios forestales;

- Manipulación biológica de plagas de árboles con potencial comercial; y,

- Apoyo a la comunidad rural, con educación, asesoría técnica, financiamiento, etc.; fomento para la comercialización de productos forestales renovables.

6.3.2 Control interno de la carga de fósforo

Para rehabilitar la Presa Madín, se puede seleccionar la estrategia de control óptima o una combinación de dos o tres medidas. Algunas de las variables de control mostradas en la Tabla 6 (línciso 2.4.2) ya actúan en el embalse de modo natural (alta extinción de la luz debida a la alta concentración de sólidos suspendidos en el epilimnio); o estas variables ya son parte de las prácticas de manejo normales (tiempo de retención del agua relativamente alto y exportación de P debida a la salida de agua del hipolimnio). Debido a que el problema actual de la presa consiste en una infestación de macrofitas (*Eichhornia crassipes* y *Lemna gibba*) y por la significativa atenuación de la luz en la capa superficial, el fitoplancton no representa, por el momento, un problema importante. Por lo tanto y a nivel interno, sólo la exportación de P al sedimento, la reducción de la L(P) interna del sedimento y la cosecha de macrofitas permanecen como posibilidades de rehabilitación adecuadas.

a) Precipitación de fósforo al sedimento.- Esta técnica también se conoce como inactivación de nutrimentos. Las fuentes internas de P pueden ser disminuidas por la precipitación e inactivación de éste elemento en la columna de agua y la posterior supresión de su liberación del sedimento del fondo. Esto se logra por la introducción de sales de aluminio al embalse que se unen al P como un precipitado de fosfato de aluminio o, con más frecuencia, como un floc de hidróxido de aluminio (Kortmann y Rich, 1994).

Originalmente, el tratamiento de Al a embalses y lagos era análogo al seguido en plantas de tratamiento, esto es, la sal utilizada era el sulfato de Al (alumbre), y la dosis era calculada a partir del volumen de agua y la remoción deseada de P. La tecnología actual combina la aplicación de aluminato de Al y Na (no premezclados) para maximizar la dosis de Al, crear un sello en el fondo que evite la liberación de P y controlar la toxicidad de Al, al mantener un pH entre 6 y 8 unidades. El tratamiento con Al es una técnica de restauración de cuerpos de agua cada vez más popular (Kortmann y Rich, *op. cit.*). Con un pH > 8.5 el Al se disuelve en el agua (Martino, 1989).

Según Ryding y Rast (1989) y Martino (*op. cit.*), las desventajas de esta técnica son los posibles efectos tóxicos para la vida acuática de los químicos añadidos, y la naturaleza temporal de ésta acción.

b) Reducción de la I(P) interna del sedimento.- La Tabla 6 (inciso 2.4.2) indica cinco acciones para lograr este objetivo:

- Aereación del hipolimnio;
- Sellado del fondo del embalse;
- Dragado de sedimentos; y,
- Incremento del oxígeno hipolimnético al aumentar la profundidad media.

- Aereación del hipolimnio.- Con frecuencia, la concentración de OD en el agua del hipolimnio se consume en lagos eutróficos. La anoxia del fondo provoca: liberación de P del sedimento y acumulación de productos anaeróbicos de la respiración (como la formación de N amoniacal). La aereación trata dichas consecuencias al incrementar la tasa de entrada de OD y, por tanto, se incrementa la capacidad de respiración aeróbica. Todo ello, se refleja en una mejor calidad del agua del embalse (Kortmann y Rich, *op. cit.*). Según Dojlido y Best (1993), en condiciones anaeróbicas, la liberación de P al agua es tres veces mayor que en condiciones aeróbicas.

En general, el sedimento anaeróbico libera más P que el aeróbico, ya que éste último contiene hierro en estado de oxidación tres, mientras que aquél (el anaeróbico) contiene hierro en estado de oxidación dos. El Fe^{3+} tiene una mayor capacidad de adsorción al P que el Fe^{2+} , y el fosfato de Fe^{3+} es mucho más insoluble que el de Fe^{2+} . Estas características pueden causar un efecto "amplificador" ya que el aumento de la eutroficación significa una mayor producción de fitoplancton y macrofitas, los que se sedimentarán proporcionando un aporte elevado de materia orgánica al sedimento. Este se volverá anaeróbico, lo que implica una mayor liberación de P a la columna de agua que contribuirá a incrementar la eutroficación (Jorgensen y Vollenweider, 1989). La Presa Madín ya presenta anoxia en el fondo durante los meses de verano-otoño, esta tendencia se ve más acentuada por la presencia de lirio acuático y

chichicaste, los cuáles interfieren con el intercambio de oxígeno entre el agua y la atmósfera, e incrementan la materia orgánica que llega al sedimento.

La técnica de circulación artificial incrementa la entrada de OD al prevenir (o destruir) la estratificación térmica. Esto tiende a favorecer a las clorofitas con relación a las cianofitas, y la fauna aeróbica. Esta técnica es útil en embalses y lagos que no presentan una limitación por nutrientes (Kortmann y Rich, 1994), por lo tanto, ésta técnica puede ser útil para la Presa Madín ya que no presenta limitación por N ó P y presenta una profundidad de tipo medio. Jorgensen y Vollenweider (1989) indican que en lagos someros (entre 2 y 7 m) el porcentaje de reducción de la eutroficación es poco atractivo (entre un 0% y 20%); por otro lado, este porcentaje puede ser pronunciado (> 50%) para cuerpos de agua con una profundidad mayor a 10 metros.

- Sellado del fondo del embalse.- Esta técnica involucra cubrir los sedimentos con material particulado (p. ej. ceniza) ó con una cubierta de plástico, a fin de prevenir el intercambio agua-sedimento y reducir el crecimiento de macrofitas emergentes. La opción de utilizar ceniza se ha utilizado para evitar que los organismos bentónicos no sean capaces de mezclar la capa aplicada con el sedimento original. La ceniza utilizada (proveniente de plantas de poder) forma una capa parecida al cemento encima del sedimento (Ryding y Rast, 1989). Sin embargo, el uso de éste material no es recomendable para la Presa Madín ya que contiene metales tóxicos (boro, selenio, molibdeno, arsénico y mercurio).

La segunda opción consiste en cubrir los sedimentos con una capa de plástico, éste procedimiento es costoso y, por lo tanto, se recomienda para cuerpos de agua poco extensos. También se puede usar para controlar el crecimiento excesivo de malezas emergentes y sumergidas en la zona litoral (Ryding y Rast, op. cit.). Debido a que la Presa Madín tiene una extensión de 85 ha (de dimensión media), la factibilidad económica de cubrir sus sedimentos en toda su extensión resulta costosa, si se compara con el factor costo-beneficio de otras opciones de manejo interno.

- Dragado de sedimentos.- Con frecuencia, el estrato superior del sedimento (aproximadamente, los primeros 4 - 5 cm) presenta una concentración de nutrientes mayor (hasta el doble) que los estratos inferiores (Jorgensen y Vollenweider, 1989). El mejor ejemplo de restauración de éste tipo es el caso del lago Trummen en Suecia (Björk, 1972; En: Ryding y Rast, op. cit.); sin embargo, se logró un éxito parcial (Jorgensen y Vollenweider, 1989). El problema de ésta opción radica en la selección y disponibilidad de un sitio adecuado (con subsuelo impermeable, cuenca cerrada, ubicación lejos de asentamientos humanos, entre otros factores).

Al igual que el sellado del fondo, ésta técnica puede resultar atractiva aunque, por su costo, también es aconsejable aplicarla sólo en embalses pequeños.

- Incremento del oxígeno hipolimnético al aumentar la profundidad media.- Por medio de las compuertas de salida de un embalse, el organismo operador controla el tiempo de retención de agua. El uso racional de esta acción también permite cambiar la profundidad y el volumen de agua del cuerpo de agua. En general, un tiempo de retención más largo significa un aumento de la eutroficación y un volumen más grande, una disminución de la misma (Jorgensen y Vollenweider, 1989; véase la ecuación núm. 1, p. 9).

Una complicación ulterior es la constituida por el suelo expuesto al agua del embalse al aumentar la profundidad. Si la nueva área de inundación llega a resultar extensa en superficie (así como en vegetación que no se llegue a deforestar), un aumento de la profundidad puede causar un cambio significativo en el balance de P de todo el embalse (Jorgensen y Vollenweider, *op. cit.*). En 1991, Olvera determinó la problemática de calidad del agua provocada por la descomposición de materia orgánica en la Presa Cerro de Oro, Oax.; dicha descomposición fue resultado de inundar la vegetación ocupada por el embalse en su primer llenado, durante 1989. Olvera (*op. cit.*) estimó que la biomasa inundada - alrededor de 13,750 ha de bosque tropical lluvioso-, representaría una demanda de oxígeno que sería satisfecha en un periodo no menor a cinco años.

Por lo anterior, se puede realizar un estudio de impacto ambiental y de factibilidad técnica (sobre todo, de seguridad) de incrementar el nivel de agua de la Presa Madín. Ya que el NAME se encuentra a 2,346 m.s.n.m., la presa puede incrementar su nivel actual hasta 5 m (véase Figura 4, p. 35). De realizarse esta acción se recomienda deforestar y trasladar los árboles fuera de la zona de inundación.

c) Técnicas para controlar la biomasa de macrofitas. - Para el control de macrofitas, existen cuatro técnicas:

- Disminución del nivel de agua del embalse;
- Control mecánico;
- Control químico; y,
- Control biológico.

- **Disminución del nivel de agua del embalse.** - Como una medida complementaria al dragado, se puede considerar bajar el nivel del agua del embalse, para que los tapetes de lirio y chichicastle se depositen sobre las orillas y, de este modo, se sequen por exposición a la intemperie (Gutiérrez *et al.*, 1994). Este proceso puede llegar a aplicarse en la Presa Madín, pero sólo sería recomendable si la extracción de lirio acuático por medio de control mecánico, no llegara a resultar efectiva, ya que el mantener el sedimento libre de agua destruiría la biota y se requeriría mantener el embalse a bajos niveles de agua por un periodo extendido de tiempo. Según Gopal (1987; *En: Gutiérrez et al., op. cit.*), se ha observado que las macrofitas requieren un mínimo de 21 días para morir en el proceso de secado.

- **Control mecánico.** - La remoción de la biomasa de macrofitas por cosechado mecánico también puede controlar las consecuencias de la eutroficación. La cosecha de macrofitas puede ser atractiva si se toma en cuenta la importancia de éstas plantas como grandes removedoras y almacenadoras de nutrimentos (Olvera, 1990). Para que la cosecha de macrofitas sea un elemento de rehabilitación del embalse, se debe disponer del material cosechado en lugares adecuados (este problema es semejante al manejo de lodos residuales de las plantas de tratamiento).

Para el caso de la extracción mecánica, la velocidad de cosecha es un factor limitante; por lo tanto, el estudio de la dinámica de crecimiento del lirio es importante, ya que su cuantificación permite establecer programas de control mecánico que eviten que el crecimiento del lirio acuático nulifique la eficiencia de las máquinas (Bravo *et al.*, 1992; Olvera *et al.*, 1993).

Durante la primavera de 1994, la Presa Madín presentó su primera infestación de *Eichhornia crassipes*. Sin limitación por nutrientes, el lirio creció rápidamente hasta alcanzar -durante mayo y junio- la máxima infestación del año (del orden de 80 a 90%). A mediados de julio, la Comisión de Aguas del Valle de México (CAVM) utilizó tres cosechadoras Aquatril, tres equipos con banda sin fin en la orilla y varios camiones para transportar la biomasa. Los tiraderos se ubicaron a menos de 500 m del embalse. En dos meses de trabajo de extracción continua de lunes a viernes y a una velocidad de 140 camiones/día (cada camión cargaba un volumen de 6 m³), se logró reducir la cobertura aproximadamente a un 40-50% de la superficie total del embalse (Sánchez, 1994).

El problema de la disposición de la biomasa no está resuelta, los vecinos del Pueblo de Nuevo Madín se han quejado, ya que se desecha el lirio cosechado en las cañadas del Arroyo Nuevo Madín y la Colmena. Lo que provocó malos olores y escurrimientos del material descompuesto a estos arroyos. Ryding y Rast (1989) apoyan ésta situación, al aseverar que probablemente la mayor desventaja de dicha práctica es que la vegetación cosechada debe disponerse de tal manera que no permita la migración de nutrientes durante su descomposición. La mejor solución al problema consiste en encontrar un tiradero fuera de la cuenca, donde no interfiera con otros usos del suelo. Una vez erradicado el lirio en la presa, es prioritario llevar a cabo un programa de mantenimiento y vigilancia contra nuevos brotes, de forma permanente (Bravo et al., *op. cit.*; Gutiérrez et al., 1994).

- Control químico.- Si se compara el uso de alguicidas y herbicidas para el control de algas y malezas acuáticas con todas las otras técnicas de restauración combinadas, la primera es la práctica más común (Cooke y Carlson, 1989; *En*: Kortmann y Rich, 1994). Sin embargo, Kortmann y Rich (*op. cit.*) no recomiendan su aplicación a gran escala en los ecosistemas acuáticos debido a sus efectos adversos potenciales.

El uso de herbicidas en el medio acuático y terrestre es un tema de controversia, Gutiérrez et al. (*op. cit.*) han utilizado herbicidas en varios embalses de México (p. ej.: Trigomil, Tacotán y Miraplanes, Jal.); aclaran que es necesario que los programas de control de malezas consideren el uso y condiciones del cuerpo de agua (grado de contaminación), para que se justifique la aplicación de herbicidas. Ya que el uso de la Presa Madín es para abastecimiento de agua potable, la aplicación de herbicidas queda del todo descartado.

- Control biológico.- La biomanipulación es una tecnología en la que se pueden llegar a formar líneas de investigación promisorias para el manejo de cuerpos de agua. Un ejemplo notable ha sido la introducción de la carpa herbívora (*Ctenopharingodon idella*) la cual consume rápidamente la biomasa de malezas acuáticas sumergidas (Kortmann y Rich, 1994).

Debido a que éste pez es un ávido consumidor de plantas acuáticas en general (p. ej. *Hydrilla verticillata* y *Egeria densa*), es importante prever que este organismo no tenga a su alcance otro tipo de plantas benéficas ya que puede llegar a consumirlas. Díaz y Olvera (1986), consideraron este tipo de intervención en embalses de Nuevo León.

Para el control del lirio, el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, está desarrollando investigaciones con el escarabajo moteado (*Neochetina eichhorniae* y *N. bruchi*) y hongos (*Cercospora rodmanii*; Martínez, 1995). En México, estas técnicas aún se encuentran en una etapa inicial, por lo que el control biológico en la Presa Madín puede presentar limitaciones en

cuanto a su efectividad, ya que los resultados esperados son relativamente lentos. Ryding y Rast (1989) recomiendan tener extrema precaución al introducir especies exóticas a cualquier cuerpo de agua, ya que esta medida puede alterar su estructura ecológica.

Cabe enfatizar que las técnicas de control de macrofitas sólo son mitigadoras de las consecuencias de la eutroficación, ya que las malezas (y las algas) son una manifestación del exceso de nutrimentos en el agua, así como de condiciones climáticas favorables que se presentan en los lagos y embalses tropicales. Si éstas técnicas se utilizan de modo no integral con otro tipo de medidas de rehabilitación, tienen el inconveniente de requerir un programa de mantenimiento permanente y, a fin de cuentas, no se enfocan los recursos humanos y financieros a solucionar la causa del problema.

CONCLUSIONES

- La Presa Madín presenta influencia antropogénica por el vertido de aguas residuales, deforestación y erosión de la cuenca.

- El embalse se clasifica como un cuerpo de agua tropical holomórfico de tipo cálido monomórfico, con una termoclina somera (entre los 4-5 m de profundidad). La columna de agua del embalse se mezcla una vez al año (en octubre) y se mantiene estratificada el resto del tiempo.

- De acuerdo con los criterios ecológicos de calidad del agua para fines de abastecimiento (SEDUE, 1990) el epilimnio del embalse es ligeramente de mejor calidad que el hipolimnio; esta situación sugiere que se debe estudiar la posibilidad técnica de cambiar la altura de extracción de la obra de toma, con el fin de disminuir los costos de tratamiento.

- Las concentraciones de P-tot y N-tot promedio en el embalse fueron de 0.249 ± 0.174 mg P/L y 1.111 ± 0.316 mg N/L, con concentraciones menores en la superficie y mayores en el fondo. Las más altas concentraciones de éstos parámetros se presentan durante septiembre.

- Las concentraciones de P-tot y N-tot permiten una elevada producción de biomasa fitoplanctónica y macrofítica abatiendo la transparencia y el oxígeno disuelto del fondo del embalse; estos son los principales problemas de la presa, cuya magnitud es tal que sitúa al embalse en la categoría de eutrófico.

- De acuerdo con las curvas de probabilidad de clorofila *a* para evaluar el estado trófico (Salas y Martino, 1990), el embalse tiene una probabilidad de hipertrofia de 0.89 y de eutrofia de 0.11.

- Utilizando los Índices de Calidad del Agua, los ríos tributarios y las descargas de aguas residuales de la Presa Madín se clasificaron de la siguiente manera:

- Tlalnepantla	de levemente contaminado a contaminado
- La Colmena	de levemente contaminado a contaminado
- San Juan	de levemente contaminado a contaminado
- Descarga Madín	fuertemente contaminado
- Las Palmas	excesivamente contaminado.

- Por la simplicidad en el uso e interpretación de resultados, los Índices de Calidad del Agua han sido ampliamente usados. Esta herramienta es apropiada para clasificar el uso del agua de lagos y embalses, sin embargo no debe utilizarse para estimar el estado trófico de los ríos y cuerpos de agua.

- Se estima que el nitrógeno es el nutrimento limitante en la Presa Madín. Aún cuando el nitrógeno total tiene la probabilidad de ser el factor limitante, en realidad no es así, ya que tanto éste nutrimento como el fósforo total se encuentran un orden de magnitud por encima de la concentración límite (Salas y Martino, 1988; Ryding y Rast, 1989) entre los estados

mesotrófico y eutrófico. A lo largo del año, el crecimiento fitoplanctónico se ve limitado por la luz y no por los nutrientes.

- Debido a su importancia para del nitrato en las fuentes de abastecimiento de agua, se concluye que este compuesto no representa un riesgo para la salud humana.

- En los meses calurosos se presentaron concentraciones de oxígeno disuelto por debajo de 1 mg/L a profundidades mayores a los 10 metros. Por ello, se deduce la presencia de fondos anaeróbicos, los cuales favorecen la liberación de nutrientes, los cuales incrementan la eutrofización en el embalse.

- De acuerdo con la estimación de la carga de nutrientes tanto por el método puntual (Salas y Limón, 1986 y Salas y Martino, 1988) y no puntual (Reckhow *et al.*, 1980 y Reckhow y Simpson, 1980) y a un modelo y ecuación empírica para lagos tropicales (CEPIS/OPS/OMS), la Presa Madín fue clasificada como eutrófica, con concentraciones de P esperadas de 0.100 g P/m³ por el método puntual y de 0.133 g P/m³ usando el método no puntual. Estos valores no coincidieron con la concentración media anual de P (0.183 g P/m³), la diferencia entre los primeros dos valores y el tercero, es debida a la liberación de fósforo proveniente del sedimento del embalse.

- El embalse continúa acumulando nutrientes, lo que implica un incremento de su estado trófico año tras año.

- Los métodos tanto puntual como no puntual (para estimar la carga de nutrientes) y el modelo simplificado (para evaluar el estado trófico) nos dan -por su carácter cuantitativo-, una idea de la importancia relativa de los factores que influyen en la calidad del agua de una cuenca; ya que estos modelos permiten evaluar las causas de las cargas de P y N de acuerdo con el orden de importancia, se convierten en herramientas que permiten resaltar medidas prioritarias de atención en programas de mejoramiento ambiental.

- Las cargas de nutrientes estimadas por el método puntual y el método no puntual fueron:

SUBCUENCA	CARGA DE FOSFORO				CARGA DE NITROGENO			
	MP		MNP		MP		MNP	
	ton/año	%	ton/año	%	ton/año	%	ton/año	%
TLALNEPANTLA	4.290	47.7	4.593	38.5	27.181	50.4	34.103	49.8
LA COLMENA	1.729	19.2	3.594	30.1	10.434	19.4	9.589	14.0
SAN JUAN	1.197	13.3	3.132	26.3	7.066	13.1	18.819	27.5
LAS PALMAS	1.676	18.7	0.409	3.4	8.653	16.0	2.164	3.2
DESCARGA	0.098	1.1	----	----	0.602	1.1	----	----
NVO. MADIN								
OTRAS	----	----	0.179	1.5	----	----	1.631	2.4
PRECIPITACION	----	----	0.028	0.2	----	----	2.125	3.1
TOTAL:	8,990	100	11,936	100	53,936	100	68,431	100

Con la información anterior se concluye que:

a) Las cargas totales de P y N por ambos métodos se aproximan razonablemente bien entre sí, ya que las cargas de N y P estimadas por el método no puntual se encuentran a un 30% por encima del método directo; b) Las estimaciones de las cargas de nutrimentos más exactas son normalmente realizadas con datos de un monitoreo *in situ* del embalse; y, c) Con relación a los arroyos (La Colmena, San Juan y Las Palmas), los métodos no proporcionaron resultados equivalentes.

- Utilizando los resultados de fuentes difusas, se encontró que las fuentes no puntuales, la liberación de P del fondo del embalse y la descarga de la Planta de Tratamiento Madín aportan un total de 87% de la carga de P. La tercera fuente es más factible de ser controlada, pero sólo corresponde al 20% del total.

- Debido a la facilidad de control de las fuentes puntuales, conviene dirigir la gestión de la Presa Madín al saneamiento ambiental mediante el tratamiento de aguas residuales que llegan a la misma. Aparte de la Planta de Tratamiento, se plantea la disminución de las siguientes fuentes puntuales: las descargas de aguas residuales de Nuevo Madín, fraccionamiento Chiluca, Santiago Tepatlaxco y San Luis Ayucan, así como la descarga de la granja porcina.

- Se requiere controlar las fuentes difusas culturales disminuyendo, en lo posible, la escorrentía del agua y la erosión con prácticas de conservación como: proteger contra la tala clandestina, evitar que el suelo apto para bosque cambie por otro uso de suelo; reforestar; utilizar labranza de conservación, aplicar terraceo, promover prácticas apropiadas de cultivo, sembrar franjas de árboles y arbustos dentro de las parcelas, entre otras.

- Para complementar el manejo de cuenca y debido a la elevada carga interna de fósforo y nitrógeno al embalse, se puede lograr una menor proporción de costo/beneficio con el control de mecanismos ecológicos internos (Benndorf *et al.*, 1981). Barica (1981) añade que en embalses hipereutróficos ya se presenta un exceso de nutrimentos que se están reciclando en el sistema; así que se requieren de medidas correctivas drásticas dentro del cuerpo de agua mismo para lograr una mejora.

- En la parte media y baja de la cuenca predominan los suelos luvisol crómico y feozem háplico, estos tipos de suelo son fácilmente erosionables y deben contar con métodos rigurosos de control. Al controlarse la erosión se mejora a su vez, la calidad del agua que llega al cuerpo de agua.

- Una de las medidas de control en la cuenca es la construcción de preembalses, tal como se demostró a finales de 1992, con la construcción de un preembalse sobre la desembocadura del Arroyo La Colmena. Esta medida permite detener los lodos de desecho de la Planta Potabilizadora Madín y disminuir la carga de nutrimentos que aporta el arroyo.

- Para obtener una mejor calidad del agua en sistemas de abastecimiento, se proponen tres acciones: control de la cuenca, administración del embalse y tratamiento de las aguas. Se requiere una combinación de estas actividades, no obstante y a largo plazo, el control de los contaminantes en la fuente de origen es la medida más adecuada para prevenir la degradación de la calidad del agua.

- Tanto los métodos puntual como no puntual son herramientas útiles para determinar la carga de nutrimentos. El primer método permite realizar un presupuesto más preciso de las cargas de P y N. Conceptualmente, éste acercamiento es el mejor, pero resulta en programas de estudio de larga duración. Por otro lado, el método no puntual es un acercamiento empírico y se pueden obtener resultados con una mayor rapidez, pero con un probable incremento en el riesgo de planeación (Reckhow *et al.*, 1980; Golterman y de Oude, 1991).

- De acuerdo con Golterman y de Oude (*op. cit.*), se recomienda utilizar un acercamiento de tipo pragmático, combinando las fuerzas de los dos estrategias mencionadas en el punto anterior. Esto es, se inicia con un presupuesto burdo de las fuentes importantes de nutrientes (método no puntual), con ésta información, se establece el programa de rehabilitación del sistema acuático y, durante éste programa, se realiza un presupuesto más exacto por medio del método puntual.

- La metodología presentada en ésta investigación representa una aportación para el manejo integral de cuencas.

- En México, los servicios de información ambiental, como cartografía e inventarios son insuficientes, requieren de un fuerte impulso en su actualización, publicaciones sistemáticas y fácil acceso a los usuarios.

LITERATURA CITADA

- Alabaster, J.S y R. Lloyd, 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2nd Ed. Butterworths. Food and Agriculture Organization of the U.N. London, 361 pp.
- Arrignon, J., 1979. Ecología y piscicultura de aguas dulces. Ed. Mundi-Prensa. Madrid, 365 pp.
- Athié, L.M., 1983. Estudio de la calidad del agua en un río. En: Manual del curso: estudios de calidad del agua. Subdirección de Investigación y Entrenamiento. Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación, SARH. México, D.F., (s/p).
- Bachmann, R. W., 1980. The Role of Agricultural Sediments and Chemicals in Eutrophication. J. Water PCE, 52(10): 2425-31.
- Benndorf, J., Uhlmann, D. y K. Pütz, 1981. Strategies for Water Quality Management in Reservoirs in the German Democratic Republic. Water Qual. Bull., 6(3): 68-73.
- Barica, J., 1981. Hypereutrophy - The Ultimate Stage of Eutrophication. Water Qual. Bull., 6(4): 95-8; 155-6.
- Berrones, G.L., 1993. Comunicación personal. Jefe de la Planta Potabilizadora Madín. Comisión de Aguas del Valle de México, SARH. Edo. de México.
- Bravo, I.L., 1987. Estudio de eutroficación en el lago Nabor Carrillo, Texcoco. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Investigación. IMTA, SARH (Informe técnico). México, D.F., 50 pp.
- _____, 1988. Evaluación de la eutroficación en la Presa Madín, Méx. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Investigación. IMTA, SARH (Informe técnico). México, D.F., p. 12-23; 38-41.
- _____, 1989. Método para la determinación de clorofila a y feofitina para embalses meso y eutrofos (primera etapa). Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Tecnología Hidráulica Urbano-Industrial. IMTA, SARH (Informe técnico). México, D.F., p. 78-102.
- Bravo, I.L., Sánchez, C.J., Olivera, V.V. y L.E. Gutiérrez, 1992. Simulación del control mecánico del lirio acuático (Eichhornia crassipes). En: Memorias del VIII Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A.C. Morelos, Cap. V (s/p).
- Candelas, R.H., Wruck, S.W. y L. Oyer, 1993. Plan general de acciones para el manejo integral de los recursos naturales de la subcuenca Amanalco, Edo. de México. Subcoordinación de Conservación del Agua en Cuencas. Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. IMTA, SARH (Informe técnico). México, D.F., 38 pp.

- Carranza-Fraser, J., 1993. On the Concept and Interrelations of Thermocline and Oxycline in Tropical Reservoirs. In: Program of the 13th International Symposium of the North American Lake Management Society. Washington, p. 59.
- Castagnino, W.A., 1982. Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos tropicales. OPS/CEPIS. Perú, 27 pp.
- Cervantes, O., 1993. Comunicación personal (Datos climatológicos en formato ASCII). Jefe del Proyecto de Climatología. Servicio Meteorológico Nacional, SARH. México, D.F.
- Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. y R.R. Trussell (Eds.), 1985. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th Ed. American Pollution Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF). Washington, D.C., 1268 pp.
- Couillard, D. y D.A. Cluis, 1980. Generation of Polluting Loads Within River Basins. Water Res., 14: 1621-30.
- Cruckshank, G., 1984. Proyecto Texcoco. En: Memorias del Congreso Nacional de la Sociedad de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Vol. 11. México, D.F., p. 680-4.
- Chacón, T.A., 1993. Lake Pátzcuaro, México: Watershed and Water Quality Deterioration in a Tropical High-altitude Latin American Lake. Lake Reserv. Manage., 8(1): 37-47.
- _____, 1994. El uso de percepción remota en limnología. En: Memoria del Curso de Limnología Aplicada. Consejo de la Cuenca Lerma-Chapala (Número especial). Querétaro, p. 53-68.
- Chapman, D. (Ed.), 1992. Data Handling and Presentation. In: Water Quality Assessments. Chapman and Hall. UNESCO/WHO/UNEP (chapter 9). London, p. 547-52.
- Del-Castillo, L., 1990. Comunicación personal. Jefe del Cuerpo de Protección y Seguridad Hidráulica, Presa Madín. SARH. Edo. de México.
- DelRegno, K.J. y S.F. Atkinson, 1988. Nonpoint Pollution and Watershed Management: A Remote Sensing and Geographic Information System (GIS) Approach. Lake Reserv. Manage., 4(2): 17-25.
- Díaz, Z.G., 1985. Control y disposición de malezas acuáticas en la Presa Madín, Edo. de México. Subcoordinación de Calidad del Agua. Subsecretaría de Infraestructura Hidráulica, CPNH, SARH (Informe técnico). México, D.F., 7 pp.
- Díaz, Z.G. y L.E. Gutiérrez, 1988. Rehabilitación limnológica de la presa Requena, Hgo. En: Memorias del VI Congreso Nacional de la Sociedad de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A.C. Querétaro, Subtema III (s/p).
- Díaz, Z.G. y V.V. Olvera, 1986. Cóntrol biológico de la Hydrilla por el pez Amur. Ing Hca en México, 1(4): 40-6.

- Dillon, P.J., 1975. *The Application of the Phosphorous-Loading Concept to Eutrophication Research*. Scientific Series No. 46, Canada Center for Inland Waters. Ontario, p. 1-14.
- Dojlido, J.R. y G.A. Best, 1993. *Chemistry of Water and Water Pollution*. Ellis Horwood. Series in Water and Wastewater Technology. London, p. 351-353.
- Elizalde, G., 1993. *Comunicación personal*. Departamento de Hidrometría. Gerencia Regional del Valle de México. CNA/SARH. Edo. de México.
- Fitzpatrick, E.A., 1987. *Suelos su formación, clasificación y distribución*. CECSA. México, D.F., p. 233-300.
- Flores, J. y G. Auvinet, 1979. *Comportamiento de la Presa Madín, durante su construcción y primer llenado*. Sociedad Mexicana de Suelos, A.C. México, D.F., 43 pp.
- García, E., 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. UNAM. 4^{ra} Ed. México, D.F., p. 49-51; 130-135.
- Garman, G.D., Good, G.B. y L.M. Hinsman, 1986. *Phosphorous: A Summary of Information Regarding Lake Water Quality*. Illinois Environmental Protection Agency. Division of Water Pollution Control. (IEPA/WPC/86-010). Illinois, 68 pp.
- Golterman, H.L. y N. T. de Oude, 1991. *Eutrophication of Lakes, Rivers and Coastal Seas*. In: Water Pollution. Hutzinger, O. (Ed). Springer-Verlag. Berlin, p. 79-124.
- Grobler, D.C. y M.J. Silberbauer, 1985. *The Combined Effect of Geology, Phosphate Sources and Runoff on Phosphate Export from Drainage Basins*. Water Res., 19(8): 975-81.
- Gutiérrez, L.E., 1989. *Técnicas de evaluación del lirio acuático: densidad, cobertura y crecimiento*. En: Control y aprovechamiento del lirio acuático. Díaz, Z.G., Olvera, V.V., Romero, L.F. y A.J. Aguirre. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Comisión Nacional del Agua. Serie de divulgación 17. México, D.F., p. 79-100.
- Gutiérrez, L.E., Arreguín, C.F., Huerto D.R. y F.P. Saldaña, 1994. *Control de malezas acuáticas en México*. Ing Hca en México, 9(3): 15-34.
- Hutchinson, G.E. y Löffler, 1956. *The Thermal Classification of Lakes*. Proc. N.A.S., 42: 84-6.
- INEGI, 1992. CODICE 90. XI Censo general de población y vivienda, 1990. Resultados definitivos. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (Datos en formato de compact disk). Aguascalientes.
- Jorgensen, S.E. y R.A. Vollenweider, 1989. *Directrices para la gestión de lagos*. Comité Internacional de Ambientes Lacustres. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Vol. 1. Japón, p. 5-8; 85-100.
- Kortmann, R. W., y P.H. Rich, 1994. *Lake Ecosystem Energetics: The Missing Management Link*. Lake Reserv. Manage., 8(2): 77-97.

- León, V.L., 1991. Indicadores de calidad del agua. Subcoordinación de Hidráulica. Coordinación de Tecnología de Sistemas Hidráulicos. IMTA, SARH (Informe técnico Núm. SH-9101/01). México, D.F., 36 pp.
- Lewis, W. M., Jr. 1983. A Revised Classification of Lakes Based on Mixing. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 1779-87.
- Limón, J.G., 1982a. Clasificación Trófica. En: Manual de limnología, Dirección Gral. de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación, 1ª Ed., SARH. Jalisco, (s/p).
- _____, 1982b. Restauración de lagos. En: Manual de limnología, Direcc. Gral. de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación, 1ª Ed., SARH. Jalisco, (s/p).
- _____, 1986. Utilidad del modelo en la planeación de embalses futuros, el caso de la presa La Zurda. En: Memorias del tercer encuentro del Proyecto Regional. Anexo 5. OMS/OPS/CEPIS. Jalisco, (s/p).
- Lind, O.T., Doyle, R., Vodopovich, D.S., Trotter, B.T., J. Glass, Dávalos-Lind y J.C. Limón, 1992. Lago de Chapala: factores que controlan la producción de fitoplancton. Ing Hca en México, 7(2): 17-29.
- Loehr, R.C., Martin, C.S. y W. Rast, (Eds.), 1980. Point and Nonpoint Source Phosphorus Management Strategies. In: Phosphorus Management Strategies for Lakes. Ann Arbor Science. Section IV. Michigan, p. 309-490.
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of Chlorophyll and Pheo-pigments: Spectrophotometric Equations. Limn. Ocean., 12: 343-6.
- Margalef, R., 1983. Limnología. Ediciones Omega. Barcelona, p. 4-12; 65-9; 631-633; 785-88; 834-46.
- _____, 1987. Los sistemas bajo tensión. En: Memoria del V curso y simposio internacional sobre biología de la contaminación. AMICA, A.C., ENEP-Iztacala. México, D.F., p. 99-105.
- Martínez, J.M., 1995. Comunicación personal. Responsable del Proyecto de Control Biológico del Lirio Acuático. Subcoordinación de Impacto Ambiental. Coordinación de Tecnología de Tratamiento y Calidad del Agua, IMTA. Morelos.
- Martínez, M. y E. Matuda, 1979. Flora del Estado de México. Biblioteca Enciclopédica del Edo. de México. Tomo I. Edo. de México, p. XXIV-XXVIII; 85-200.
- Martino, P., 1989. Curso básico sobre eutroficación. OMS/OPS/CEPIS. Programa de Salud Ambiental. Perú, p. 13-20; 47-56.
- McComas, S., 1994. Lake Restoration: What's Happening in the Next Century? Lake Line, NALMS, 14(4): 32-36.

- Olem H. y J. Simpson, 1994. *Lake and Reservoir Management*. Water Env. Res., 66(4): 489-96.
- Ollson, H., P. Blomqvist y H. Olofsson, 1992. *Phytoplankton and zooplankton community structure after nutrient additions to the oligotrophic Lake Hecklan, Sweden*. Hydrobiol., 243/244: 147-155.
- Olvera, V.V., 1984. *Componentes de los lagos*. Centro de Investigación y Entrenamiento para el Control de la Calidad del Agua, SARH (Informe técnico). México, D.F., 16 pp.
- _____, 1986. *Metodología para evaluar la eutroficación en lagos cálidos*. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Investigación. IMTA, SARH (Informe técnico), México, D.F., 31 pp.
- _____, 1988. *Caracterización limnológica de la presa Villa Victoria, Méx., con énfasis en la eutroficación*. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Investigación. IMTA, SARH (Informe técnico). México, D.F., p. 4-11; 38-41.
- _____, 1990. *Estudio de la eutroficación en la presa Valle de Bravo, México*. Tesis de Maestría en Ciencias, Biología. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 87 pp.
- _____, 1991. *Diagnóstico limnológico del embalse Cerro de Oro, Oaxaca*. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Tecnología Hidráulica Urbano-Industrial. IMTA, SARH (Informe técnico). México, D.F., 48 pp.
- Olvera, V.V. y Z.G. Diaz, 1986. *Diagnóstico del estado trófico del lago de Tequesquitengo, Mor.* Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Investigación. IMTA, SARH (Informe técnico). México, D.F., 41 pp.
- Olvera, V.V., Bravo I.L. y C.J. Sánchez, 1993. *Limnología, monitoreo de Vibrio cholerae y manejo de cuenca de la presa Valle de Bravo, México*. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Tecnología Hidráulica Urbano-Industrial. IMTA, SARH (Informe técnico). México, D.F., 57 pp.
- Parsons, T.R., M. Takahashi y B. Hargrave, 1977. *Biological Oceanographic Processes*. 2nd Ed., Pergamon Press. Oxford, p. 85-90.
- Rast, W. y G.F. Lee, 1983 *Nutrient Loading Estimates for Lakes*. J. Env. Eng., 109: 502-17.
- Reckhow, K.H., 1992. *A Parable for Lake Managers*. Lake Line, NALMS, 12(2): 18-9.
- Reckhow, K.H. y J.T. Simpson, 1980. *A Procedure Using Modeling and Error Analysis for the Prediction of Lake Phosphorous Concentration from Land Use Information*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37: 1439-48.

- Reckhow, K.H., Beaulac, M.N. y J.T. Simpson, 1980. Modeling Phosphorous Loading and Lake Response under Uncertainty: A Manual and Compilation of Export Coefficients. EPA 400/5-80-011. US Environmental Protection Agency, Office of Water Criteria Regulations. Criteria and Standards Division. Washington, D.C., 214 pp.
- Robbins, W.R., Glicker, J.L., Bloem, D.M. y M.N. Bruce, 1991. Effective Watershed Management for Surface Water Supplies. *J. Am. Water*, 83(12): 34-44.
- Ryding S.-O. y W. Rast, 1989. The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs. UNESCO and Parthenon Publishing Group. Paris, p. 65-74; 85-94; 115-212.
- Rzedowski, J. y C.G. Rzedowski (Eds.), 1979. Flora fanerogámica del Valle de México. C.E.C.S.A. Vol. 1., 2ª impresión. México, D.F., p. 15-21; 47-52.
- Salas, H.J., 1983. Resumen del segundo encuentro del proyecto de eutroficación en lagos cálidos. OMS/OPS/CEPIS. Brasilia, 36 pp.
- Salas, H.J. y J.G. Limón, 1986. Memorias del tercer encuentro del proyecto regional. Desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. OMS/OPS/CEPIS; SARH/CPNH. Jalisco, p. 1-31.
- Salas, H.J. y P. Martino, 1988. Memoria del cuarto encuentro regional. Desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. OMS/OPS/CEPIS; Junta de Calidad Ambiental. Puerto Rico, 28 pp.
- _____, 1990. Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. Programa Regional OMS/OPS/CEPIS/Programa de Salud Ambiental (HPE). Perú, 51 pp.
- Sánchez, A.R., 1994. Comunicación personal. Subgerente de Protección Hidráulica. Dirección General de Protección y Seguridad Hidráulica, Edo. de México.
- Sánchez, B., 1979. La flora del Valle de México. Ed. Guerrero. México, D.F., p. 74-76.
- Sánchez, C.J., 1987. Evaluación de carga atmosférica de nutrientes en tres presas de México. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Investigación. IMTA, SARH (Informe técnico). México, D.F., 51 pp.
- _____, 1991. Caracterización limnológica de la presa Temazcal, Edo. de Oaxaca. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Tecnología Hidráulica Urbano-Industrial. IMTA, SARH (Informe técnico). México, D.F., 43 pp.
- SARH, 1960. Boletín hidrológico No. 12, datos diarios del Valle de México de 1959. Oficina de Hidrología. Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México. México, D.F., p. 17; 27-8; 255.
- _____, 1975. Legislación relativa al agua y su contaminación. Subsecretaría de Planeación. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica. México, D.F., 143 pp.

- _____, 1977a. Boletín resumen No. 2, datos del Valle de México hasta 1975. Comisión de Aguas del Valle de México. México, D.F., p. 47-9; 64-7; 312-37.
- SARH, 1977b. Presa Madín, plano general y de localización. Subsecretaría de Infraestructura Hidráulica. Dirección General de Irrigación y Control de Ríos. Plano No. 1227-C-297.
- _____, 1979. Clasificación de la parte alta de la cuenca del río Tlalneantla. Subdirección de Normas y Vigilancia. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica. Subsecretaría de Planeación, 30 pp.
- _____, 1981. Plan Nacional Hidráulico. Anexo 2. Disponibilidad de agua y suelo. Comisión del Plan Nacional Hidráulico (capítulo 3). México, D.F., p. 1-5.
- _____, 1986. Estudio de seguridad de la Presa Madín, México. Coordinación del Sistema Hidrológico del Valle de México. Residencia General de Administración y Control de Sistemas Hidrológicos. Edo. de México, 110 pp.
- SEDUE, 1990. Criterios ecológicos de calidad del agua CE-CCA-001/89. Gaceta Ecológica, enero de 1990, Vol. II, 6: 26-36.
- SPP, 1981a. Síntesis geográfica del Estado de México (con anexo cartográfico). Comisión de Aguas del Valle de México. México, D.F., p. 1-25; 51-8.
- SPP, 1981b. Carta urbana de la Presa Madín, Cuautitlán. INEGI. Escala 1:20,000 clave E14A29-D, hoja 1/9.
- SSa, 1988. Norma Agua Potable. Diario Oficial. 18 de enero de 1988, Tomo CDXII, 11: 5-53.
- Vidal, L.J., Valero, G.M. y M.R. Rangel, 1985. Frontera acuícola. Comisión del Plan Nacional Hidráulico. México, D.F., p. 7-52.
- Vollenweider, R.A., 1981. Eutrophication - a Global Problem. Water Qual. Bull., 6(3): 59-64; 89.
- _____, 1983. Ejemplo de manejo de información lacustre. En: Memorias del tercer encuentro del Proyecto Regional. OMS/OPS/CEPIS, Guadalajara, Jalisco. (s/p).
- Vollenweider, R.A. y J.J. Kerekes, 1981. Background and Summary Results of the OECD Cooperative Program on Eutrophication. In: Restoration of Lakes and Inland Waters. EPA 440/5-81-010. Washington, D.C., p. 25-34.
- Wetzel, R.G., 1983. Limnología. Segunda edición. Ediciones Omega. Barcelona, p. 82-4; 280-97.
- Wruck, S.W., 1994. El manejo agropecuario-forestal de cuencas hidrológicas. En: Memoria del Curso de Limnología Aplicada. Consejo de la Cuenca Lerma-Chapala (Núm. especial). Querétaro, p. 23-33.