

1. Introducción

Durante los últimos 50 años, la especie humana ha modificado su entorno de una forma más rápida y extensa que en cualquier período comparable de su historia, en gran medida como consecuencia de la necesidad de satisfacer las demandas crecientes de alimento, agua, madera, fibra y combustible. Los cambios producidos si bien han contribuido al incremento de las ganancias netas en el bienestar humano y el desarrollo económico, tienen invariablemente asociado grandes costos por la degradación ambiental, principalmente por el incremento de los residuos, subproducto de sus actividades (World Resources Institute, 2005).

El mundo actual depende, sin excepción, de productos químicos, ya sea para aumentar la producción de alimentos, proteger la salud y facilitar la vida diaria. Muchos de esos productos químicos son peligrosos y es necesario evaluar los riesgos para la salud, directos o indirectos, al utilizarlos, almacenarlos o disponerlos. Su descarga al medio ambiente, intencional o no, puede causar serias consecuencias. Cuando se generan y manejan grandes cantidades de estos químicos que no existían en la naturaleza se plantean grandes problemas, en especial cuando no se cuenta con procesos físicos, químicos y biológicos conocidos que puedan degradarlos hasta convertirlos en formas inocuas (Salas y Flores 2001).

En los compendios de la década de los noventa del Registro de Sustancias Tóxicas y sus Efectos (Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, RTECS, por sus siglas en inglés) y del Servicio de Registro de Resúmenes de Sustancias Químicas (Chemical Abstracts Services Registry), se listaban entre 8 y 9 millones de productos químicos de los cuales entre 60,000 y 100,000 sustancias eran producidas comercialmente, muchas de las cuales con potencialidades de convertirse en contaminantes (Matsui, 1991; Davis *et al.* 1994). Además, sustancias nuevas se introducen diariamente. En China el gobierno publicó en el 2009 un inventario en el que se listaban más de 45,000 sustancias que se están produciendo, comercializadas o importadas en ese país. Además, el inventario registra más de 100 sustancias nuevas cada año, (Liu *et al.* 2007).

Las afectaciones provocadas por los residuos, especialmente los peligrosos o tóxicos a los recursos naturales y los organismos, incluidos los seres humanos, es un tema de gran interés científico y de gestión institucional, así como de generación de políticas públicas en todo el mundo desde hace varias décadas. Los esfuerzos se han centrado principalmente en el control de sustancias químicas introducidas al medio ambiente, en gran parte por la industria (Hanan, 1992).

Los residuos pueden causar daño en diferentes formas. No obstante se consideran tres tipos generales: el deterioro directo a la salud humana; las afectaciones a los ecosistemas y a los organismos en un ecosistema, con la pérdida de la biodiversidad. En todos los casos se generan pérdidas económicas importantes (Dunford, 2000; Hinga *et al.* 2005).

Las sustancias químicas pueden, y de hecho lo hacen, llegar al medio ambiente acuático por muchas vías. Estas incluyen efluentes industriales, descargas de plantas de tratamiento de aguas residuales (industriales y municipales), escorrentía superficial directa, lixiviado de suelos, desechos de industria minera - como resultado de erosión - y deposición directa desde la atmósfera.

En México, el deterioro ambiental experimentado durante décadas, está asociado a su crecimiento económico, a una expansión demográfica sostenida y a un proceso irreversible de urbanización e industrialización. Por razones históricas e institucionales, se han generado grandes polos de concentración poblacional y económica lo que ha provocado la pérdida y deterioro de un valioso capital natural, así como una severa presión sobre los recursos naturales ya modificados (SEMARNAP, 2000; SEMARNAT, 2009).

Con objeto de asegurar el suministro para los diferentes usos en todo el país y considerando la heterogeneidad espacial y temporal en la precipitación en la República Mexicana, se han construido una importante red de infraestructura hidráulica incluyendo de forma importante a las presas. La capacidad de almacenamiento de las 5166 presas existentes es de 138 080 hm³, que equivale a 41% del escurrimiento promedio del país (Arreguín *et al.* 2013).

No obstante su importancia, estos cuerpos de agua como se ha mencionado, se encuentran sometidos a fuertes presiones, ya que en principio constituyen una trampa de sedimentos lo que abate rápidamente su capacidad de almacenamiento y reduce su vida útil; además, son sumideros de desechos domésticos e industriales con gran cantidad de nutrientes que aceleran los efectos de la eutroficación de los cuerpos de agua, agravándose la situación porque muchos de los residuos que se les aportan son tóxicos y no sólo deterioran su calidad, sino que afectan los servicios ambientales que proporcionan, la salud pública y la biodiversidad en general (Gutiérrez, 1995; Arredondo *et al.* 2007).

Existen embalses o lagos modificados en México que en mayor o menor medida comparten esta problemática. Entre ellos se pueden mencionar a las presas Requena, Endhó, Rojo Gómez y Zimapán en el estado de Hidalgo (Gutiérrez, 1988; Gutiérrez y Huerto, 1990; Gutiérrez, *et al.* 1994 (a); Saldaña *et al.* 2002); Solís en Guanajuato (Gutiérrez *et al.*, al 1994 (b); Guadalupe y laguna de Zumpango en el Estado de México (Gutiérrez y Bravo, 1990), así como la presa seleccionada en este estudio, Manuel Ávila Camacho, ubicada en el estado de Puebla (Gutiérrez, *et al.* 1997).

No obstante que en el país el agua es considerada como un recurso estratégico, de seguridad nacional, finito y vulnerable, con valor económico, social y ambiental por la Ley de Aguas Nacionales publicada en el 2004, los indicadores de contaminación en los sitios de medición de la Red Nacional de Monitoreo, indican una situación relativamente grave en algunos cuerpos del país.

En el 2006, se determinó que aproximadamente el 88% de los sitios de medición en aguas superficiales del país, la concentración de fosfatos fueron superiores a 0.1, 0.05 y 0.25 mg/l, los cuales son valores para la protección de la vida acuática establecidos por los Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua publicados por la SEDUE (1989), específicamente para ríos, influentes a presas o lagos, y para el agua almacenada en este tipo de sistemas lénticos epicontinentales, respectivamente (SEMARNAT, 2009). Esta información indica que se tiene un grave problema en los cuerpos de agua por el enriquecimiento de nutrientes, considerando que este parámetro es un precursor del fenómeno de la eutroficación.

Los nutrientes que son aportados a los cuerpos de agua elevan la productividad primaria y causan un crecimiento excesivo de vegetación acuática, tal como el lirio acuático, el tule

o algas que provocan serios efectos a los sistemas acuáticos naturales y artificiales, a la potabilización del agua y a la infraestructura hidráulica. Además, la calidad del agua se deteriora debido a las condiciones de anoxia (agotamiento de oxígeno), mal olor y estancamiento que a su vez trae como consecuencia producción de vectores de enfermedades, como los moscos, condiciones que dañan severamente el hábitat, la actividad humana, limitando drásticamente los usos del agua. Es evidente en muchos cuerpos de agua la presencia en forma desmedida de plantas acuáticas nocivas. Se ha registrado que la infestación del lirio acuático, *Eichhornia crassipes*, ha llegado a cubrir en México hasta 40,000 ha de superficie en ríos, lagos y presas (Gutiérrez, 1995).

Otras sustancias químicas y sus productos de degradación son tóxicas, aun cuando se encuentran presentes a nivel de trazas. La estimación del impacto está relacionada con la naturaleza y características de la fuente, rutas y procesos que conectan las causas con los efectos; y la relación entre las características del cuerpo receptor y la concentración, así como a los tipos de respuesta o efectos producidos (Hickman y Thomann, 2001).

Un indicador de la presencia de este tipo de sustancias, particularmente las no biodegradables es la Demanda Química de Oxígeno (DQO). De acuerdo con CONAGUA (2013), en términos de DQO el 44.1% de los 2651 sitios de monitoreo, se clasificaron como contaminados (entre 40 y 200 mg/l, 38.1%) y altamente contaminados (mayores a 200 mg/l, 6%). Asimismo la Demanda Bioquímica de Oxígeno de cinco días (DBO₅) indicó que el 9.1% de 2647 sitios con medición en el país presentaron afectaciones por altas cargas orgánicas, clasificándolos como contaminados (concentración entre 30 y 120 mg/l, 7.5%) o fuertemente contaminados (mayor a 120 mg/L, 1.6%). Esta situación hace que se presenten condiciones de anoxia por el consumo de oxígeno debido a la degradación biológica, provocando severas afectaciones a la fauna; Además, la situación se agrava por la presencia de altos niveles de nutrientes.

En asociación con lo anterior, existen estudios realizados en México que permitieron publicar en el Diario Oficial de la Federación sus Declaratoria de Clasificación de acuerdo con el Artículo 87 de la Ley de Aguas Nacionales, siendo estos el río Coatzacoalcos en Veracruz (CONAGUA-SIACV, 2003), el río San Juan del Río en Querétaro (CONAGUA, 2006) y el río Atoyac en Puebla (CONAGUA-IMTA, 2006), mismos que demuestran el impacto de los desechos industriales en la calidad del agua por la presencia de metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos. La presencia de estas sustancias incrementa el riesgo y las afectaciones a la salud pública (Montero *et al.* 2006).

Estos estudios y otros que no han sido publicados demuestran que la situación anterior ha sido consecuencia entre otras cosas de que México se ha quedado rezagado en términos de la regulación y eficacia del control de las fuentes de contaminación. Entre los factores más importantes que se pueden mencionar están:

- El cambio en la composición de las aguas residuales produce mezclas de desechos cada vez más complejos y peligrosos por el gran número de contaminantes producto del desarrollo industrial de las últimas décadas (Gutiérrez, 1983; Romo, *et al.* 2005).
- La Norma Oficial Mexicana que establece límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (NOM-001-SEMARNAT-1996), ha demostrado ser insuficiente y si bien establece una calidad mínima o de piso, no toma en cuenta las características ni el

comportamiento de los cuerpos de agua receptores de las aguas residuales, ni la variedad de contaminantes que existen en ellas, lo que ha propiciado ya un retraso histórico en la evolución de los sistemas y procesos de tratamiento.

- Es evidente que existe un bajo nivel de tratamiento de las aguas residuales. Del agua residual municipal que se produce (235.8 m³/s), únicamente se trata el 35.4% (83.64 m³/s), con procesos de tratamientos convencionales tal como lodos activados; lagunas de estabilización y tratamiento primario avanzado, principalmente (CONAGUA, 2010), sabiendo que las aguas residuales de las grandes ciudades tal como las que produce Puebla, el DF, Guadalajara y Monterrey producen aguas residuales con alta influencia de sustancias tóxicas. La situación en la industria es aún más grave. En el 2008 se trataron únicamente el 17.69% (33.7 m³/s) del total de aguas residuales producidas por la actividad no municipal (190.4 m³/s). El tratamiento recibido es principalmente secundario en un 52.16% y 3 m³/s es el agua que recibe un tratamiento terciario, es decir, únicamente 1.5% del volumen total producido cuando las características de este tipo de agua en su gran mayoría requieren de tratamientos no convencionales.
- Un impulso mínimo a la investigación y desarrollo tecnológico, para lograr el control de la contaminación de las fuentes puntuales en el origen, promoviendo una producción industrial limpia.
- Una deficiencia histórica en el cumplimiento de la normatividad y de aplicación de la Ley de Aguas Nacionales al tener la autoridad del agua una baja capacidad de vigilancia de las descargas de aguas residuales.

Es importante enfatizar el hecho que la contaminación difusa, no puntual o dispersa también es importante. Sin embargo, la introducción de contaminantes a un cuerpo de agua, en el ámbito de su cuenca de escurrimiento, a través de vías indirectas o difusas, su control está muy lejos de lograrse incluso en países desarrollados debido a que las fuentes son muy difíciles de identificar, ubicar, medir y controlar; este tipo de contaminación representa un reto futuro de grandes proporciones debido a su complejidad, la gran cantidad de actores involucrados y por la poca experiencia en su regulación.

Ante la magnitud del problema y la existencia de riesgo o daño a la salud humana y al recurso hídrico en general, obliga primero al desarrollo y difusión de metodologías y técnicas para la evaluación y manejo de los contaminantes, principalmente los tóxicos que se aportan en aguas superficiales, con especial atención en aquéllos cuerpos de agua que son o potencialmente representan una fuente de abasto público.

Posteriormente se requerirá la instrumentación de programas de acciones que permitan el control de estas fuentes puntuales con el propósito de rehabilitar y/o remediar de la calidad del agua de los cuerpos receptores lo cual se puede lograr al imponer límites a la aportación de contaminantes.

Roni, *et al.* (2005), en la publicación de la FAO sobre una Visión Global de la Efectividad y Lineamientos para la Rehabilitación de Ecosistemas Acuáticos, recomienda una estrategia básica para el establecimiento de las prioridades de rehabilitación de estos sistemas. Esta estrategia consiste en: 1) la comprensión de los procesos de deterioro del agua en las cuencas hidrográficas y las necesidades básicas del ecosistema, 2) La

disminución de la carga de contaminantes recuperando la calidad agua, seguido de lo cual, ya sea de forma secuencial o simultánea, permitir la recuperación de los procesos dentro del sistema y la restauración de conectividad de los hábitats, y por último, 3) Si son necesarias mejoras adicionales, la recuperación física del hábitat.

De acuerdo con Fischer *et al.*, (1979), la instrumentación de programas de control de las fuentes puntuales de contaminación debería ser una estrategia que optimiza, la combinación de tres fases importantes: 1) el control de los contaminantes en el origen, controlando o reduciendo los contaminantes en los procesos productivos, 2) el tratamiento de aguas residuales de acuerdo con su composición, y 3) realizar la disposición final de los residuos de acuerdo con las posibilidad de dispersión y degradación en el medio ambiente.

En cuanto a la tercera fase de esta estrategia, relativa a disposición final de los residuos, Spaling (1994), menciona que es uno de los pasos fundamentales para el éxito de la misma y es la base fundamental de la denominada Teoría del Cambio Ambiental cuyos principios tienen origen en la capacidad que tienen los sistemas para responder a la perturbación.

Esta teoría reconoce que todos los sistemas ambientales poseen una capacidad intrínseca de respuesta o asimilación al estrés tal como la entrada de contaminantes. Esta capacidad puede definirse por lo tanto como la cantidad de contaminantes que el sistema puede recibir sin que ocurra la degradación a un nivel tal que uno o varios de sus componentes o procesos no puedan recuperarse. Esta capacidad está relacionada también a las potencialidades de la disminución o transformación de los contaminantes dentro del propio sistema.

La capacidad de un ecosistema para reducir las concentraciones de contaminantes depende entonces de las propiedades de estos residuos y las propiedades del propio sistema.

El sistema acuático como cualquier otro debe ser considerado como una unidad funcional de componentes interrelacionados que da origen a procesos y que como consecuencia de ellos, provee servicios ambientales tal como la autodepuración de sustancias por mecanismos físicos como la dilución, químicos como la degradación fotolítica y biológicos como las transformaciones que realizan los microorganismos, entre otras (Costanza, *et al.* 1997 y 1998; Gómez *et al.*, 2002).

Así, el problema se presenta cuando los contaminantes alcanzan niveles que superan la capacidad de asimilación o umbral permitido, provocando el deterioro no sólo de los usos del agua, actuales y potenciales, sino del propio ecosistema, es decir de sus bienes, servicios y funciones. En este sentido, la utilización del recurso hídrico como receptor de desechos, permitido en los ordenamientos legales de muchos países y por la Ley de Aguas Nacionales (2004) en México, puede realizarse siempre y cuando al hacerlo no se modifiquen los procesos esenciales que determinan su funcionamiento.

Tal restricción implica establecer una línea base en cantidad y frecuencia para cada contaminante y por lo mismo, de regulación o control de las descargas de agua residual que deben respetarse para no quebrantar la continuidad de los mecanismos que permiten mantener la capacidad de autodepuración y con ello el uso sostenido del agua y otros recursos (Glasoe *et al.*, 1990).

Esta premisa es la base fundamental de este estudio, el cual tiene la finalidad de establecer una metodología para la determinación de la capacidad de asimilación de contaminantes en embalses tropicales que comparten una problemática de contaminación no sólo por carga orgánica y de nutrientes, sino por la presencia de sustancias tóxicas.

Dicha metodología tiene la intención de que por sus características simplificadas, tenga la posibilidad de ser empleada como una orientación básica a la autoridad del agua y los tomadores de decisiones para la gestión de la recuperación de los procesos naturales o inducidos de autodepuración y con ello, la calidad del agua.

Cabe mencionar que como se indicó se ha determinado la capacidad de asimilación de tres ríos en México, no obstante, no se ha hecho para una presa o embalse al no haberse generado la metodología correspondiente.

Se seleccionó a la presa Manuel Ávila Camacho, por ser un embalse con un grave incremento del deterioro de la calidad del recurso hídrico almacenado; por la importancia que tiene y potencialmente tendrá para la ciudad de Puebla, en relación con las actividades productivas y el bienestar social, que en un futuro debiera tener este sistema en términos de su uso para agua potable, recreación, turismo, pesca y de riego agrícola.

Por lo anterior, este trabajo pretende cubrir los siguientes aspectos:

1.1 Objetivo general

Desarrollar una metodología para la determinación de la capacidad de asimilación de contaminantes orgánicos, de nutrientes y de materia orgánica en un embalse tropical mexicano.

1.2. Objetivos particulares e hipótesis de trabajo

1. Determinar la carga de contaminantes aportada por sus tributarios, ríos Atoyac y Alseseca, así como las concentraciones de estos en el embalse como insumo fundamental para la caracterización de su capacidad de asimilación.
2. Identificar los contaminantes que por su concentración, distribución, frecuencia de aparición, toxicidad y persistencia, representen la mayor perturbación del sistema.
3. Adaptar y aplicar dos modelos matemáticos de calidad del agua simplificados que represente el impacto de la aportación al embalse de la materia orgánica, sustancias tóxicas y de nutrientes, principalmente.
4. Predecir la concentración esperada en el embalse de los contaminantes seleccionados mediante los modelos anteriores.
5. Determinar la capacidad de asimilación de contaminantes a partir de un criterio de referencia o un umbral crítico, determinado por los Criterios de Calidad del Agua publicados por la SEDUE (1989) o un estándar internacional.

6. Analizar cambio climático, bajo el contexto de los posibles efectos en la calidad del agua del embalse provocados por las anomalías de la temperatura y precipitación.
7. Formular recomendaciones sobre la operación del embalse que tenga como objetivo el mejoramiento de la calidad del agua.

Hipótesis de Trabajo

De acuerdo a los objetivos planteados y considerando:

- Los volúmenes de almacenamiento de agua de la presa los últimos 15 años
- La tasa de recambio del agua de este embalse por las políticas de operación del mismo.
- El comportamiento de la calidad del agua histórica en este cuerpo de agua y
- La extracción de agua que es posible realizar en la parte profunda del embalse por la obra de toma.

Se estableció la siguiente hipótesis de trabajo.

Con base en el principio de umbral crítico, se estima que:

Una disminución entre un 50 y 80% de las cargas contaminantes aportadas a la presa Manuel Ávila Camacho, será suficiente para que éstos no rebasen la capacidad de asimilación de este sistema.

Asimismo, se asumió el supuesto de que la aportación de contaminantes de fuentes difusas o no puntuales, no afectará significativamente la simulación.

Lo anterior en función de las siguientes consideraciones:

-Los embalses se comportan como sistemas abiertos y dinámicos en los que las funciones de transferencia interna de materiales depende de los insumos (entradas) y extracciones (salidas), componentes que se pueden estimar con relativa precisión a través de un balance de masa, mismo que incluirá las aportaciones difusas provenientes de la cuenca al considerar en la modelación a los afluentes como descargas de aguas residuales.

-La ubicación de la presa coincide con el final de la cuenca alta del río Balsas de forma que los arrastres o aportaciones de las fuentes dispersas finalmente fueron captadas y cuantificadas con las mediciones realizadas en los afluentes del embalse.

-Dado el tipo y la magnitud de las aportaciones de las fuentes puntuales, las de las fuentes no puntuales si bien no son insignificantes, son de mucha menor cantidad. Un indicador de esta situación es la baja presencia de plaguicidas detectada en estudios anteriores.

El proceso desarrollado y los resultados obtenidos en este estudio se presentan en seis capítulos. Este primer capítulo, describe un marco general sobre el deterioro de la calidad del agua en México y las posibles causas que le dieron origen, así como la importancia y pertinencia del desarrollo de una metodología para la evaluación y manejo de sustancias químicas en aguas superficiales, específicamente embalses, los objetivos que se pretenden alcanzar con la investigación y esta descripción general del documento.

En el capítulo 2, se explican una serie de conceptos teóricos básicos y generales relacionados con la capacidad de asimilación de los sistemas acuáticos. También se incluye descripción general de los modelos empleados para la determinación de la capacidad de asimilación de un embalse tropical y los fundamentos del modelo matemático usado.

En el capítulo 3, se presenta una caracterización del área de estudio que comprende temas relacionados con la calidad del agua histórica de la presa bajo estudio y sus afluentes, así como otra información de base para la aplicación de los modelos empleados tal como su morfometría, el clima y la hidrología del embalse.

En el Capítulo 4 describe el proceso metodológico para obtener los datos cuantitativos para la caracterización actual del embalse mismo que se logró mediante campañas de muestreo realizadas en el área de estudio lo que comúnmente se conoce como materiales, métodos, muestreos y análisis. En el Capítulo 5 se incluye a la modelación con los resultados para la determinación de la capacidad de asimilación con base en parámetros de calidad del agua convencionales y no convencionales; los porcentajes de reducción de contaminantes para diferentes escenarios, incluidos los realizados para el cambio climático. El Capítulo 6 contiene las conclusiones más relevantes de la investigación y en el 7 se hacen algunas recomendaciones para el manejo del embalse y el trabajo futuro. Finalmente, en el Capítulo 8 se detallan las referencias consultadas y citadas.

2. Antecedentes

2.1 Determinación de la capacidad de asimilación de contaminantes convencionales y sustancias tóxicas.

Históricamente los ecosistemas acuáticos han sido receptores de la mayoría de los desechos generados por los usos del agua en las actividades, agrícolas, industriales y domésticas, principalmente. En un principio esta acción fue meramente utilitaria, sin embargo, debido a la cantidad, variedad y complejidad de los desechos ahora es necesario conocer y determinar la forma en que esto puede realizarse manteniendo la integridad de estos ecosistemas.

Los cuerpos de agua son generalmente sistemas abiertos con una gran variedad de mecanismos físicos, químicos y biológicos mediante los cuales pueden absorber, almacenar y/o transformar o metabolizar dichos desechos, característica que se ha denominado como la capacidad de asimilación (Mayer,2008).

Todos los sistemas ambientales están sujetos de una a otra manera a un factor de perturbación o estrés pero también todos presentan una cierta capacidad de asimilarlos. No obstante, el problema se presenta cuando los contaminantes alcanzan niveles que

superan esta capacidad asimilativa o umbral, provocando la degradación de un componente, de uno o varios procesos o de todo sistema (Spaling, 1994).

Un factor de estrés que excede el umbral crítico del sistema da como resultado o su adaptación o su perturbación definitiva e incluso irreversible. De forma análoga, en un cuerpo de agua sometido a la contaminación puede alcanzar rápidamente el umbral crítico de la capacidad de asimilación cuando recibe elevadas concentraciones de uno o varios contaminantes, de una forma paulatina si las aportaciones son graduales o incluso nunca rebasarse cuando las mismas están por debajo del umbral crítico.

El concepto del umbral crítico de esta capacidad de asimilación es uno de los principios ambientales más reconocidos internacionalmente para contrarrestar, evitar o regular el efecto de los contaminantes en los sistemas acuáticos (Mayer, 2008).

Por lo anterior, el marco metodológico que permitirá replicar la metodología de esta investigación se basa en dicho principio.

Debido a la complejidad ambiental y multiplicidad de factores que determinan la calidad del recurso hídrico en un cuerpo de agua en una cuenca hidrográfica, como primera aproximación es necesario abordar la determinación de la capacidad de asimilación de contaminantes de la presa Valsequillo o de cualquier otro cuerpo de agua, bajo el concepto de "sistema".

La palabra sistema tiene diferentes connotaciones según la disciplina o área del conocimiento que la utilice. En términos formales, un sistema se define como un conjunto de componentes que interactúan entre sí de manera recíproca, y de cuya interacción surgen o emergen nuevas propiedades (Clayton y Radcliffe, 1996 citados por Ortiz, 2008).

Existen sistemas abiertos y sistemas cerrados. Los sistemas abiertos, como los embalses, mantienen interacciones con el exterior (flujos de agua, materiales, energía), que dan origen a propiedades específicas. Estos sistemas se modifican continuamente por lo que se denominan también "sistemas dinámicos" (Ortiz, 2008).

En una primera fase, para entender un sistema es necesaria su caracterización. La cual puede resultar relativamente sencilla cuando se estudian sistemas con fronteras bien definidas, como es una presa o muy complejos, cuando se integran múltiples componentes tal como cuando se analizan el punto de vista socio-ambiental.

La caracterización del sistema implica una descripción en un momento dado, es decir "una fotografía" en un tiempo particular de su historia. No obstante, para poder identificar las transformaciones de los sistemas, es necesario investigar su comportamiento histórico o evaluar varios ciclos sucesivos.

Bennett y Chorley (1978), definieron un sistema como "*... una serie de variables de estado que están relacionadas entre sí por una serie de circunstancias (que conforman subsistemas), en donde las características de las salidas (Y) dependen de las entradas (X).*" Así, los sistemas se componen de tres partes básicas: entradas, salidas y una función de transferencia. Las entradas pueden ser continuas o discretas y se caracteriza por el tipo, magnitud y la frecuencia. Estas características de las entradas algunas veces no pueden ser directamente evidentes en la respuesta del sistema (salidas), particularmente en sistemas con entradas continuas o repetidas debido a que el intervalo entre las

entradas en el t_0 y el siguiente en el t_{+1} es menor que el requerido para la recuperación del sistema. Las entradas pueden consistir en un pulso en un instante, en un cambio en la entrada de un nivel a otro o a una tasa constante o variable del insumo en el tiempo (Spaling, 1994).

En el caso de un embalse donde existe un intercambio de materiales, el sistema puede ser visualizado como un flujo bajo el contexto que se lleva a cabo un intercambio (entrada y salida) de materia por unidad de tiempo que puede ser medido como toneladas/día.

En la caracterización de un sistema ambiental se describen principalmente los flujos o transferencias que mantienen los subsistemas entre sí y el sistema en su conjunto con el exterior. Existen numerosos métodos científicos para contabilizar o describir los flujos de materia y energía. En el contexto de la evaluación ambiental, los flujos pueden ser medidos con relativa exactitud, una vez que los indicadores han sido seleccionados. Tal es el caso del flujo de los componentes orgánicos e inorgánicos en el agua tal como nitrógeno, fósforo y otros.

La función de transferencia del sistema controla el proceso por el cual una unidad de entrada se transforma en una unidad de salida (Bennett y Chorley, 1978). Este proceso puede ser acumulativo (respuesta a una serie de entradas es aditivo) o interactivo (respuesta a una serie de entradas es multiplicativo). Los procesos interactivos pueden ser lineales (la respuesta a una unidad de cambio en la entrada se mantiene constante para todos los valores de entrada), o no lineal (la respuesta a una unidad de cambio en la entrada varía dependiendo de la magnitud de los valores de entrada). La función de transferencia también puede poseer un circuito de retroalimentación que amplifica, amortigua o redirige la influencia de algunas variables sobre otras. Además, las funciones de transferencia pueden dividir o combinar, insumos y contribuir a los retrasos de las respuestas.

Colectivamente, los tres componentes de los sistemas, los insumos, las funciones de transferencia y salidas constituyen un conjunto de variables interactuantes que se disponen en forma de una estructura organizada que le dan integridad.

Según Huggett (1980), un sistema se caracteriza por varios atributos. En primer lugar, están integrados por un conjunto limitado de variables del propio sistema. El espacio y temporalidad de esas variables definen sus fronteras o límites. En segundo lugar, los sistemas están organizados en una estructura jerárquica de manera que a su vez están conectados los subsistemas. Los sistemas en cada nivel jerárquico operan con un cierto grado de autonomía sobre sus variables e interacciones al funcionar en escalas de tiempo y espacio que son diferentes de otros sistemas.

En tercer lugar, el estado de un sistema puede sufrir cambios en el tiempo. Estos cambios no son importantes si se mantiene el estado inicial del sistema (es decir, en equilibrio estable), o los cambios pueden resultar en la evolución a un nuevo sistema o condición de estado (es decir, un equilibrio dinámico). Estas tres características, de frontera, de interrelación y de estado dinámico, enfatizan los atributos estructurales de los sistemas, y proporcionan una vista macroscópica de su organización y el comportamiento.

Una de las primeras tareas de la evaluación de los sistemas, es distinguir entre los cambios naturales en el ambiente de aquellos que son provocados por el hombre y constituyen una alteración. Esta distinción es un prerrequisito y un punto de partida para

cualquier acción a tomar con el propósito de prevenir, controlar y/o evitar impactos no deseados.

En este sentido, se emplean las características de los sistemas inalterados o prístinos (*quasi* naturales), denominadas como condiciones de referencia, como criterio de diferenciación entre un estado en el que se conservan los componentes estructurales de origen, de las condiciones que no las conservan o de perturbación.

Esta consideración es la base del concepto de lo que se denomina carga crítica que está asociado al nivel umbral de la capacidad de asimilación de los sistemas hídricos y similares cuando se habla de flujos o transferencias de masa.

En este concepto básicamente se relaciona la magnitud del estímulo al sistema con las características de la respuesta. Como se describió, las variables que caracterizan a un sistema normalmente fluctúan de manera natural en lo que se denominó como equilibrio estable, sin embargo, el sistema puede cambiar sus características como consecuencia de uno o varios factores de estrés. La suma de todos los impactos o estreses, se le denomina la acción de la carga total sobre el sistema. La magnitud del o los factores de cambio en el momento de propiciar el paso de un estado a otro de condición diferente, se le denomina la carga crítica (Mayer, 2008).

Los conceptos antes descritos han permitido la construcción de algoritmos que han sido utilizados durante muchos años para apoyar en la gestión de la calidad del agua. En matemáticas, un algoritmo, es un conjunto prescrito de reglas bien definidas, ordenadas y finitas que permite realizar una actividad mediante pasos sucesivos. Dado un estado inicial y una entrada, siguiendo los pasos sucesivos se llega a un estado final y se obtiene una solución (Brassard y Bratley, 1997).

Estas herramientas permiten determinar la carga de contaminantes que no exceden la capacidad de asimilación de un cuerpo de agua. Dicha carga se le ha denominado como “La carga total máxima diaria” (CTMD, TMDL, por sus siglas en inglés).

De forma general, el proceso que se sigue para la determinación de la carga crítica, es primero la cuantificación de la(s) fuente (s) de los contaminantes de donde se origina la carga total y la asignación de una carga permisible para una masa de agua en la que se requiere mantener o alcanzar un objetivo o meta de calidad del agua particular. La herramienta que se utiliza para estimar dicha carga son modelos matemáticos de calidad del agua.

Los modelos son una parte integral del proceso de determinar la carga crítica. Establecen el vínculo cuantitativo entre las fuentes contaminación y que la calidad del agua del cuerpo receptor. Un modelo es una abstracción matemática de los procesos que intenta describir el mundo real. Su función es relacionar las entradas con las salidas: carga y la calidad del agua que se obtiene como respuesta.

La vinculación entre la carga y la calidad del agua en el proceso de determinación de la carga crítica o capacidad de asimilación se caracteriza por los siguientes elementos de la figura 1.

Cuando en la relación coincide con la meta de calidad del agua- criterio, estándar u objetivo de calidad del agua establecida para ese cuerpo de agua- ese punto

correspondería a la capacidad de asimilación. Asimismo, el modelo en ese punto en el eje de las abscisas define la Carga Total Máxima de Contaminantes (CTM) que ese sistema puede recibir. Además, indica el Límite Máximo de Descarga de los contaminantes (LMD) que corresponde a la carga que se asigna a las fuentes de contaminación (descargas de aguas residuales), puntuales e incluso difusas, generalmente menores a CTM, diferencia que tiene como propósito el contar con un margen de seguridad de aquellas cargas de fuentes no cuantificadas.

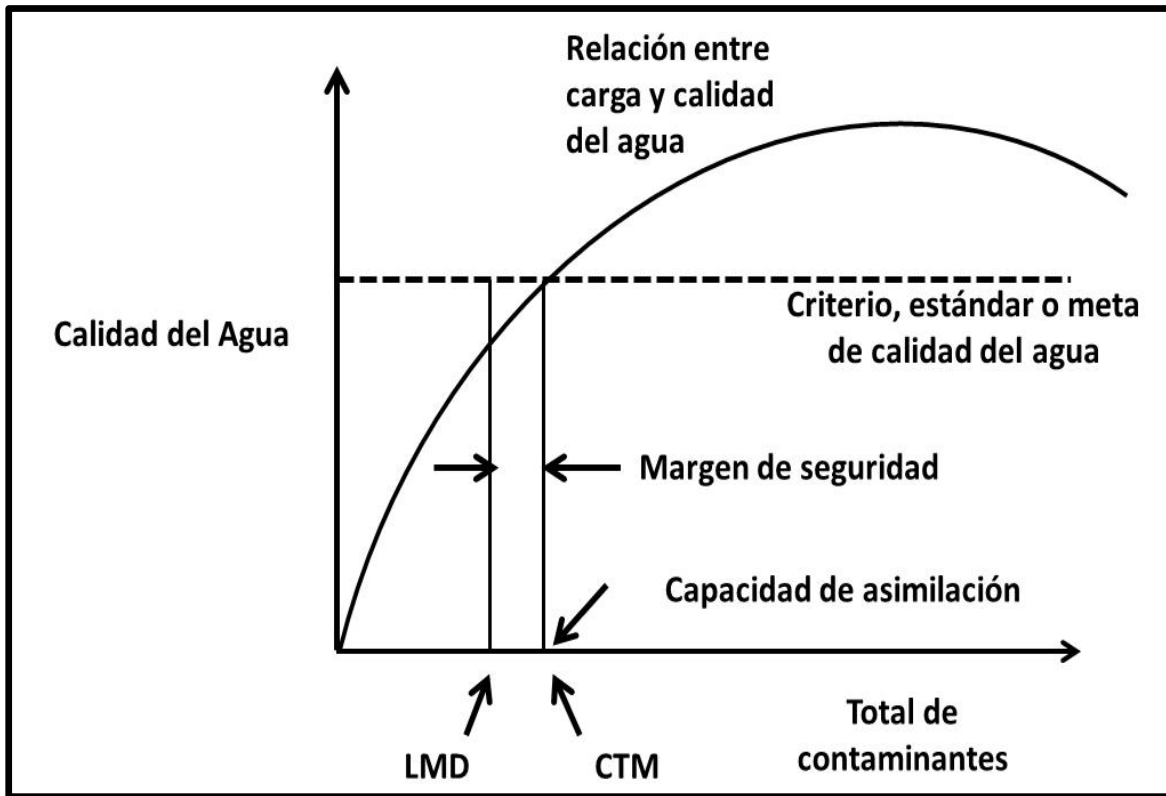


Figura 1. Representación de un modelo conceptual de cómo está definida la relación entre la respuesta de la calidad del agua a la Carga Total Máxima de contaminantes (CTM). Fuente: modificada de Depinto *et al.*, (2004).

Debe tenerse en cuenta que la funcionalidad de esta figura es sólo ilustrativa, la forma de la curva puede variar dependiendo de los contaminantes y la naturaleza de la respuesta del sistema. Además, en un análisis riguroso, podría requerirse una franja de error en torno a la curva, lo que establecería un grado de incertidumbre del modelo y al mismo tiempo un margen de seguridad.

Ahora bien, en México y en otros países en vías de desarrollo, la realidad es que en muchos cuerpos de agua la capacidad de asimilación está rebasada debido a que la carga total de contaminantes que puede denominarse como la Carga Actual (CA), misma que es la sumatoria de todas las cargas que aportan las fuentes de emisión, es superior a lo que puede recibir el cuerpo de agua. Bajo este supuesto se puede calcular la Capacidad de Asimilación por diferencia entre el Límite Máximo de Descarga (LMD) y la Carga Actual aportada por las descargas de aguas residuales como se muestra en la figura 2.

En relación con los cuerpos de agua, la capacidad de asimilación ha sido definida de muchas formas. De las más aceptadas indica que es la cantidad de nutrientes, metales pesados y otro tipo de sustancias que un sistema acuático (embalse, lago, río, estuario, incluso una zona marina) puede recibir (absorber), sin exceder un criterio numérico de calidad del agua asumida como de referencia (Landis. 2008).

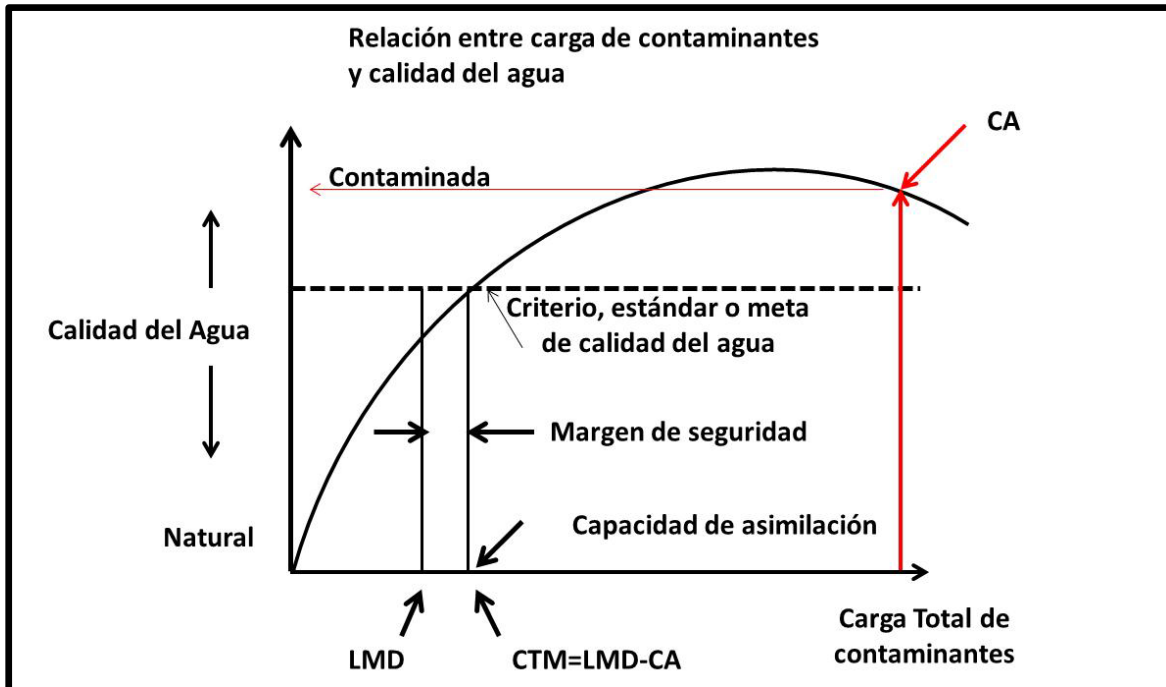


Figura 2. Relación de la carga de contaminantes y la calidad del agua. Fuente: modificada de Depinto *et al.*, (2004).

En los Estados Unidos, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés), es la autoridad responsable del programa para determinar las CTMD. Para esta entidad reguladora en ese país la Capacidad de Asimilación la define como la cantidad de carga contaminante que se puede descargar a un cuerpo de agua específico sin que supere los estándares o criterios de calidad del agua.

De acuerdo a Landis (2008), esta definición de la USEPA (1999), tiene tres conceptos importantes a saber:

El primero versa sobre el hecho de dejar patente que el elemento perturbador o de estrés son las descargas de contaminantes. El uso específico de «vertido o descarga» se debe a que las fuentes puntuales o descargas han sido el foco de la utilización de este concepto para su regulación. No obstante, es reconocido que la capacidad de asimilación en el contexto CTMD en los estados Unidos, incluye también a las fuentes no puntuales en el sitio de descarga, aunque no lo especifica. Las fuentes no puntuales pueden tener aportaciones a la masa de agua a través de pequeños arroyos, agua subterránea o por depositación atmosférica de contaminantes potenciales.

El segundo concepto asociado a la definición es que también identifica de forma explícita la Capacidad de Asimilación de los cuerpos de agua, por lo que en el proceso de establecimiento de la CTMD conlleva a su determinación para cada cuerpo de agua.

El tercer concepto se relaciona con la expresión “*sin que exceda los estándares de calidad del agua*” lo que se puede interpretar como: “sin que el cuerpo de agua que recibe las descargas, deje de cumplir los objetivos de uso establecidos por la política pública que los regula”. Este concepto es la pieza angular para establecer la capacidad de asimilación de los cuerpos de agua debido a que asocia valor al uso de los cuerpos de agua en forma particular.

Los valores numéricos derivados con el fin de cumplir con los usos del agua son la base para definir los criterios que fijan el límite de la capacidad de asimilación.

Para obtener cuantitativamente la relación antes descrita se emplea la herramienta de la modelación matemática. Los datos que se requieren para el modelo y el proceso de obtención se describirán más adelante.

El modelo a seleccionar es una parte muy importante en el proceso de determinar la capacidad de asimilación de un cuerpo de agua debido a que éste establece el enlace cuantitativo entre las fuentes de contaminación y el cuerpo receptor. Se debe recordar que los modelos matemáticos son una abstracción de los procesos reales, sin embargo, son una herramienta muy poderosa de interpretación y de toma de decisiones.

El modelo trabajará como un sistema en el que a partir de los datos de entrada al mismo, arroja los datos de salida lo que esquemáticamente describe la figura 3, que corresponde a un ejemplo teórico en el que se muestra un cuerpo de agua prístino (sin contaminación), al que tiene como entrada la carga de materiales, energía y flujo naturales dado que no tiene influencia antropogénica:

En el cuerpo de agua representado por el cuadro central, se muestra que recibe la aportación de sustancias y materiales con una cierta concentración $[B_1]$ que proviene de la cuenca; al entrar al sistema sufren modificaciones en su concentración $[A_1]$ debido a los procesos físicos químicos y biológicos internos, de tal manera que la concentración final será el resultado de tales transformaciones $[A_2]$. Se ilustra también que se tiene un nivel base, de referencia o estándar representado por $[C]$ que está regulado para un determinado uso o requerimiento ambiental.

El modelo de acuerdo a sus aptitudes y complejidad de su procesamiento para reproducir los procesos involucrados en este fenómeno, calcularía las concentraciones de los parámetros seleccionados a modelar o simular su comportamiento.

En la medida en que las predicciones del modelo sean más cercanas a las condiciones reales se consideraría que la modelación realizada cumpliría con lo esperado. Todos los modelos tienen un grado de incertidumbre que en la mayoría de los casos se calcula.

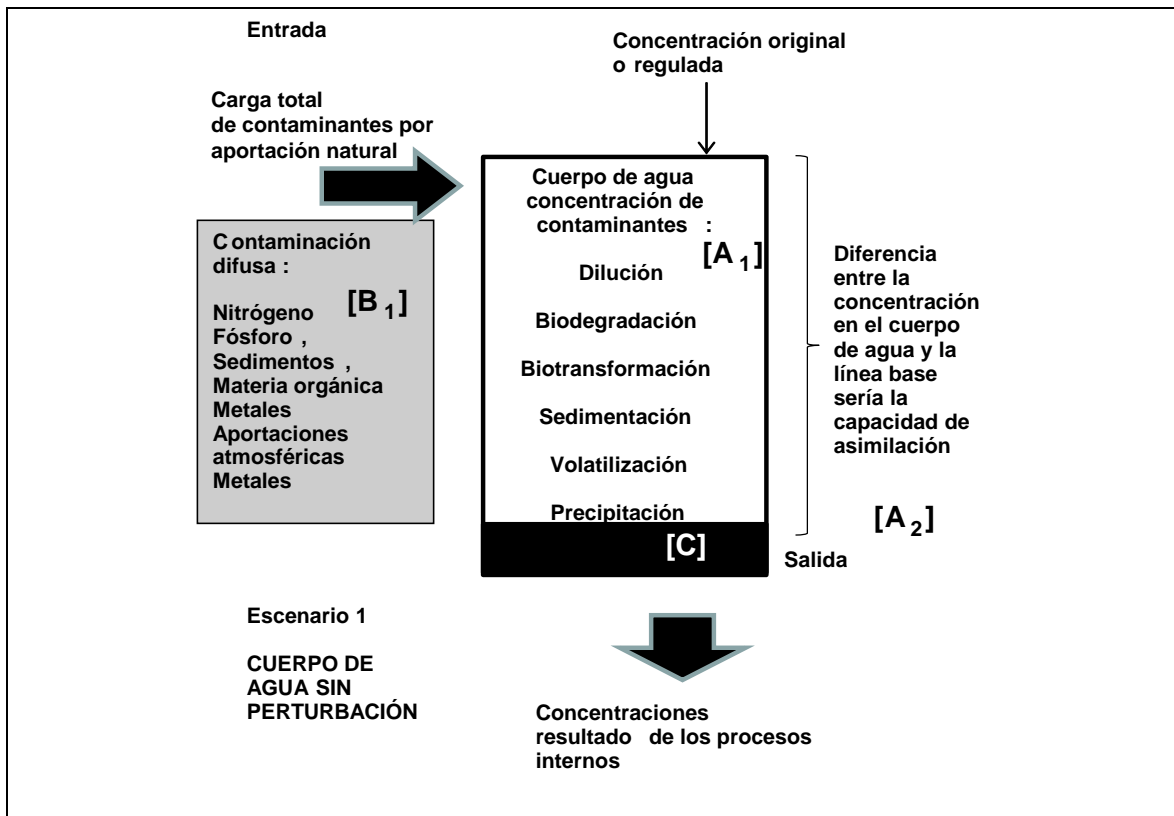


Figura 3. Representación hipotética de la capacidad de asimilación de un sistema acuático prístino o sin contaminación. Fuente: modificada de Landis (2008).

En esta condición de predicción, la capacidad de asimilación [A₂], se calcularía por la diferencia entre la concentración en el cuerpo de agua [A₁] y la establecida en la línea base [C], estándar o criterio regulado. Como puede observarse, en una situación en la que no existe la influencia antropogénica esta capacidad es grande, representada por lo blanco del cuadro.

En una situación cercana a la realidad, el panorama cambia drásticamente. A la carga natural de origen, ahora se le suma todas las cargas de contaminantes que la actividad humana genera en la cuenca de aportación [B₂], lo que produce un incremento en la concentración en el sistema (Figura 4).

De esta manera ahora la diferencia entre la concentración en el cuerpo de agua [A₁] y concentración establecida por el estándar o criterio de calidad del agua permitido [C] es muy pequeña. Esto es el resultado de la aportación recibida [B₁+ B₂] y los procesos internos.

Si la diferencia resulta negativa [-A₂] significa que la capacidad de asimilación está rebasada.

La capacidad del modelo para predecir lo anterior determina que pueda ser empleado con este propósito.

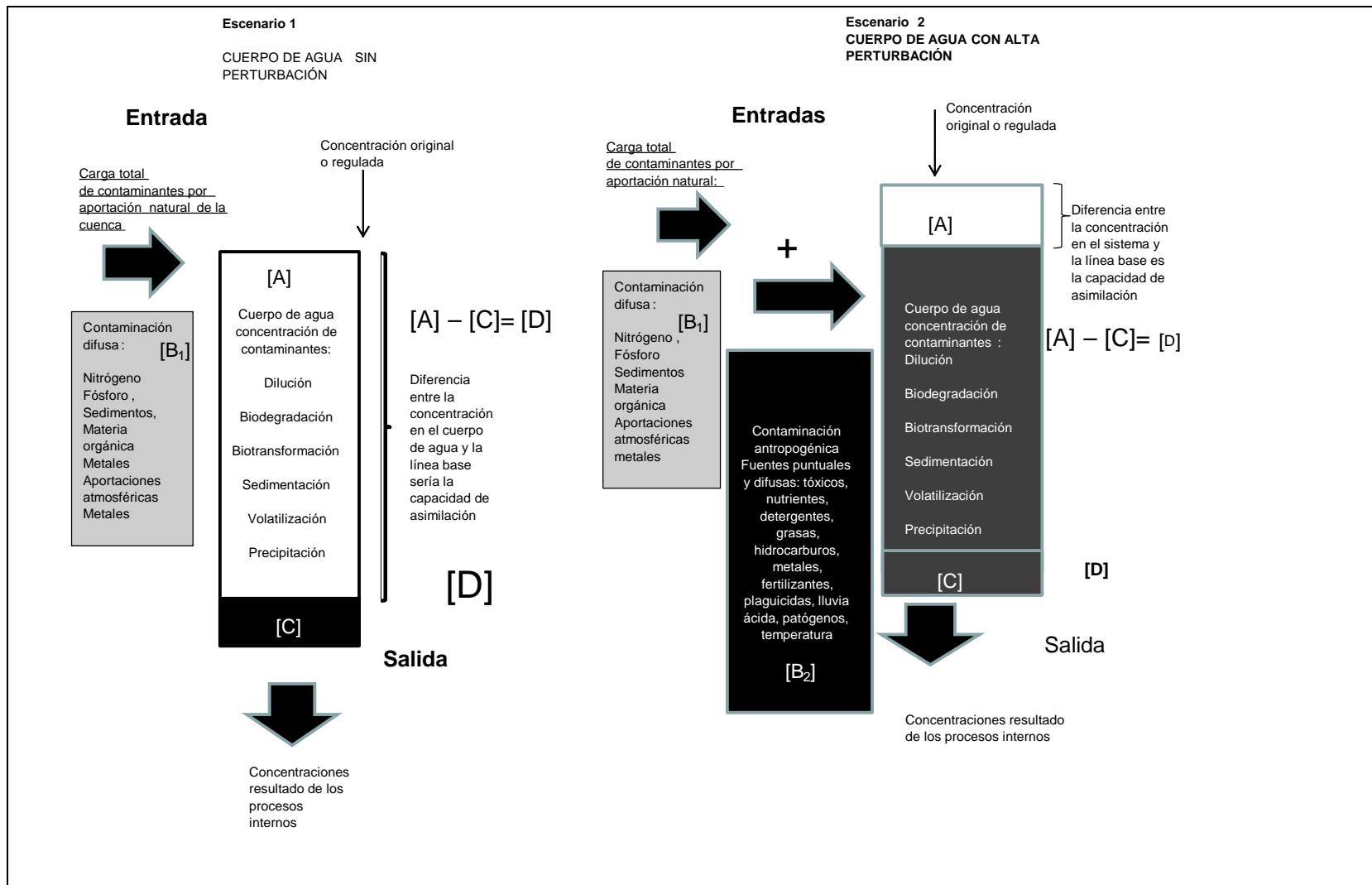


Figura 4. Representación hipotética de la capacidad de asimilación de un sistema acuático alta influencia antropogénica. Fuente: modificada de Landis (2008).

Con estos elementos, se presenta a continuación los pasos a seguir para aplicar el marco metodológico antes descrito:

2.2 Estrategia de modelación de parámetros convencionales y no convencionales

Ante el acelerado deterioro de la calidad del agua de los sistemas acuáticos, es cada vez más importante la planificación o gestión de este recurso a través de modelos que tengan como objetivo la reducción de la carga de contaminante como una estrategia básica para su rehabilitación. (Santhi *et al.* 2001; Shoemaker, *et al.* 2005).

Si bien el término modelo en su más amplio contexto es una representación de algo mediante diferentes elementos o herramientas tal como un mapa, un diagrama, una gráfica o un software, es de particular interés en este estudio el enfoque de utilizar un conjunto de ecuaciones o algoritmos que puedan representar un modelo conceptual de la presa Manuel Ávila Camacho, particularmente en algunos aspectos de su calidad, de los factores que influyen en el deterioro de la misma y cuya disminución o control promuevan su posible rehabilitación.

Un ecosistema es extremadamente complejo y representa un gran reto identificar o simular adecuadamente los efectos provocados por la aportación de contaminantes. No obstante la gran cantidad de factores que influyen, es posible extraer o considerar sólo algunas características o componentes de éstos, especialmente los involucrados en el proceso de deterioro, de tal manera que en una primera etapa sea posible reconstruir el fenómeno a fin de contar con una herramienta que permita tomar decisiones sobre su manejo con propósitos de restablecer en alguna medida su calidad (Jorgensen, *et al.*, 2005).

Los modelos en ecosistemas acuáticos han sido desarrollados desde la década de 1970 y no es inusual que muchos de ellos hayan sido aplicados para el manejo de lagos y embalses (Jorgensen, *et al.*, 2005).

Los modelos con enfoque a la gestión de este recurso deberán estar enfocados a determinar la asignación de carga de contaminantes que se pueden permitir o a la reducción necesaria de ésta, para alcanzar una meta de calidad regulada, preestablecida o deseada. Por esta razón, son una herramienta para discernir entre varias alternativas de recuperación de la calidad del agua planteadas por diferentes escenarios de intervención, ya sea en las fuentes de origen de los contaminantes o en el propio sistema.

Es evidente que la eutroficación y las afectaciones de la calidad del agua por la presencia de contaminantes tóxicos han sido los principales problemas en los cuerpos de agua de México y en algunos casos como la presa Manuel Ávila Camacho están acentuados. Ambos problemas cuentan con una extensiva investigación e incluso modelación en otros países. Se tienen algunos estudios en México sobre eutroficación y en menor medida sobre sustancias tóxicas.

Los modelos tradicionales de eutroficación incluyen normalmente la medición del ciclo de nutrientes y el comportamiento del oxígeno; simulan el crecimiento del fitoplancton pero no consideran las interacciones con sustancias tóxicas que lo inhiben. Por otro lado, los modelos de disposición de contaminantes simulan los efectos tóxicos sobre las especies acuáticas o simulan la disposición espacial de contaminantes pero no se ocupan de los

efectos sinérgicos o antagónicos con los nutrientes. Koelmans *et al.* (2001) realizó una revisión en la que se documenta evidencia empírica de tales las interacciones en los ecosistemas naturales.

Aunque estos fenómenos normalmente se estudian por separado, es conveniente que como en el caso que se investiga se estudien de forma paralela tal como lo han recomendado asociaciones internacionales en los grandes lagos (International Joint Commission, 1998). Lo anterior es debido a que se conoce que los cambios en el estado trófico de los sistemas acuáticos son influenciados por la presencia de los tóxicos provocando efectos aditivos (Gunnarsson *et al.* 1995).

En principio, es un hecho que la presa Manuel Ávila Camacho recibe las descargas de aguas residuales de zonas urbanas, industriales y en menor medida las agrícolas y que las graves las afectaciones en su calidad es el resultado de la aportación de nutrientes, compuestos orgánicos y tóxicos que alteran tanto en la columna de agua, la biota como la fase sedimentaria.

La interacción entre los elementos que promueven la eutroficación y los contaminantes tóxicos puede ocurrir a través de muchos mecanismos. La eutroficación incrementa la dilución de los tóxicos al aumentar la cantidad de biomasa; se incrementa la tasa de sedimentación y su asimilación en la cadena alimenticia (Gunnarsson *et al.* 1995; Taylor *et al.*, 1991, 1996). Los contaminantes pueden tener un efecto inhibitorio directo e indirecto sobre los organismos que tienen la función de degradar contaminantes así como de afectar aquellos que intervienen o son parte de los ciclos de nutrientes (Legovic, 1997; Brock, *et al.*, 1997).

Bajo esta perspectiva y dada la complejidad de la presa Manuel Ávila Camacho y la cantidad y diversidad de los contaminantes que recibe, la adaptación de uno o varios modelos simples que puedan representar de forma confiable estas relaciones de causa y efecto, bajo diferentes escenarios de intervención, representa el gran reto de esta investigación.

Existen en la literatura especializada una gran cantidad de modelos de calidad del agua (ver como ejemplo: www.epa.gov/epahome/models.htm). Algunos se centran bajo el contexto de fenómenos particulares, tales como el agotamiento del oxígeno disuelto o el destino final de un contaminante determinado. Del mismo modo, algunos modelos de calidad del agua se especializan en determinados tipos de cuerpos de agua, tales como lagos, embalses, ríos o estuarios. Cada modelo tiene su propio conjunto de características y requisitos. Ante tal diversidad fue necesario delinear una estrategia para poder llegar a la selección de alguno en particular a partir de las fortalezas, limitaciones, su asociación a las características del área bajo estudio y principalmente con los alcances de esta investigación.

Debido a que no existen reglas claras sobre cómo seleccionar un modelo, se revisó la literatura especializada para tomar en cuenta aspectos básicos para esta decisión.

Así, se decidió tomar en cuenta principalmente las cinco premisas recomendadas por Louck y colaboradores (2005):

1. Definir el problema que se pretende resolver o conocer y determinar qué información es necesaria para ese propósito.
2. Utilizar el modelo más simple que de una precisión adecuada y proporcione la información requerida.
3. El modelo debe ajustarse al problema en lugar de tratar de encajar el problema a un modelo.
4. Discernir si vale la pena una mayor precisión en los resultados tomando en cuenta el esfuerzo requerido para obtener los datos y el costo de obtenerlos.
5. No olvidar las premisas o supuestos por los cuales se seleccionó el modelo y no pretender mayores alcances en la simulación o en los resultados esperados.

No obstante lo anterior, si bien es importante contar con un modelo que se adapte a las condiciones del área bajo estudio, también es necesario reconocer que los modelos clásicos de calidad del agua que se han usado tradicionalmente para contaminantes convencionales comparten principios fundamentales los cuales serán revisados brevemente a continuación.

Uno de los conceptos fundamentales de cualquier modelo de calidad del agua es que tienen como base fundamental los balances de materia. Los balances se aplican a cada una de las sustancias objeto de interés. Pueden ser contaminantes químicos, oxígeno disuelto incluso microorganismos, etc., según el tipo de problema en estudio. Conceptualmente la concentración de cualquier sustancia en un punto cualquiera de un sistema acuático ha de cumplir la ecuación fundamental de conservación de la materia.

Así, la ecuación diferencial que representa la variación de concentración de un contaminante con respecto al tiempo, que se encuentra en un elemento diferencial de volumen es (Monerris y Doménech, 1999; Cox, 2003):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(u_x C) - \frac{\partial}{\partial y}(u_y C) - \frac{\partial}{\partial z}(u_z C) + \frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(E_z \frac{\partial C}{\partial z}\right) + S_k \quad \dots\dots(1)$$

Dónde:

- C: Concentración del contaminante (mg/l)
- t: Tiempo (s)
- ux, uy, uz: Componentes de los vectores de velocidad del agua; velocidad longitudinal (x), transversal (y), así como vertical (z) (m/s).
- Ex, Ey, Ez: Componentes de dispersión en el seno del fluido; coeficientes de dispersión longitudinal, transversal y vertical (m²/s).
- S_k: Fuente o sumidero del contaminante, por unidad de volumen de fluido y de tiempo (mg/(l s)).

Esta ecuación corresponde a un sistema completamente mezclado. A continuación se describen los distintos términos de la Ecuación 1.

Acumulación. El primer término de la Ecuación 1 representa la acumulación de materia en el elemento diferencial de volumen, es decir, la variación con el tiempo de la cantidad de materia presente. La acumulación viene expresada como la suma de las entradas menos las salidas del elemento diferencial de volumen originadas por transporte convectivo-dispersivo (convección-dispersión), más un término genérico de fuente/sumidero.

Transporte por convección. Los términos en velocidad del segundo miembro de la Ecuación 1, representan el transporte por convección. El transporte convectivo es el que se produce debido al movimiento de contaminante conjuntamente con el fluido. El término que aparece en la ecuación representa la diferencia entre las entradas y salidas del elemento diferencial de volumen por este concepto.

En el transporte por convección o advectivo intervienen:

- **Diferencias de nivel:** El primer mecanismo de transporte de agua en un medio natural es por la acción de la gravedad.
- **Viento.** El viento ejerce un esfuerzo cortante sobre la superficie del agua en los sistemas superficiales, impulsándola en su dirección.
- **Mareas.** Generan diferencias de nivel que se traducen en el movimiento de las masas de agua.
- **Rozamiento con el fondo.** El rozamiento de la capa de agua con el fondo produce un efecto de frenado de la masa de agua. Dicho efecto dependerá de la naturaleza del fondo (materiales que lo componen, existencia de vegetación, etc.).
- **Gradientes de densidad.** Los movimientos verticales de las masas de agua están inducidos, en gran parte, por gradientes de densidad que dependen de la temperatura y de la salinidad del agua.
- **Transporte por dispersión.** El término dispersión hace referencia a los procesos de transporte que sufren las sustancias disueltas y/o particuladas y que no están directamente relacionados con el desplazamiento de las masas de agua. Hay tres procesos que contribuyen a dicho transporte:
 - **Difusión molecular.** La difusión molecular es el desplazamiento aleatorio de las moléculas de solutos entre las moléculas de agua debido al movimiento browniano de las partículas. En la práctica se observa una homogenización de las partículas en la solución de manera que el efecto es como si las moléculas se "desplazaran" desde las zonas de mayor concentración a las de menor; siempre que exista un gradiente de concentración, se dará este fenómeno. Es un proceso extraordinariamente lento.
 - **Difusión turbulenta.** La difusión turbulenta hace referencia al transporte de sustancias disueltas y pequeñas partículas causada por turbulencias a

pequeña (micro) escala. Se trata de un transporte convectivo a micro escala producido por fluctuaciones turbulentas de la velocidad instantánea. Dichas fluctuaciones están producidas por los esfuerzos cortantes que se dan en el interior de las masas de agua. Su magnitud es varias veces superior a la difusión molecular.

- **Dispersión.** La interacción de la difusión turbulenta con un perfil definido de la velocidad en la columna de agua provoca un mayor grado de mezcla. Este fenómeno se conoce como dispersión.

Término de fuente/sumidero. El último término del segundo miembro de la Ecuación 1 representa todas las posibles entradas y/o salidas de la sustancia en estudio no asociadas al transporte convectivo-dispersivo que puedan producirse por unidad de tiempo y de volumen de fluido. Los términos de entrada simple son los producidos por el vertido directo de una determinada cantidad de contaminante. Esta entrada puede tener lugar por adición de una cantidad de agua en la que el contaminante se encuentra disuelto ($Q \cdot C_e$) o bien por adición directa de una cierta cantidad del mismo (M). Los términos de salida simple son los debidos a la extracción de una determinada cantidad de agua en la que el contaminante se encuentra disuelto ($Q \cdot C_5$).

En estos términos de entrada/salida debe incluirse además los procesos de transporte en sedimentos. Los sedimentos acumulados reflejan la historia de los distintos procesos de contaminación que haya sufrido ese sistema natural. Los sedimentos pueden actuar como fuentes o sumideros de sustancias disueltas y/o particuladas. El problema más habitual es el sedimento como resultado del transporte y la deposición de materia orgánica. Dicha materia puede tener un origen externo al sistema, por ejemplo, ser resultado de un vertido continuo de aguas residuales con una elevada carga de materia orgánica. También puede producirse la sedimentación de materia orgánica de origen interno: la muerte de la materia viva que se ha desarrollado en el interior del sistema.

Si el término de fuente/sumidero agrupa sólo entradas y salidas simples, el contaminante considerado es conservativo y su estudio puede realizarse simplemente con base a la resolución de la ecuación 1.

En el caso de contaminantes no conservativos, además de los términos de entrada y salida simple, es necesario incluir los términos de generación y/o desaparición de contaminante por todos los procesos físicos, químicos y biológicos. En este término se deberán incluir las ecuaciones cinéticas o de equilibrio que describen dichos procesos. Aparecerán, en las ecuaciones, la concentración del contaminante cuyo transporte se estudia y la de cualquier otra especie con la que tenga algún tipo de interacción física, química o biológica. Si la situación es esta última, la única forma de plantear totalmente el problema de la evolución del contaminante será la de considerar simultáneamente las ecuaciones de transporte de todas las especies que interaccionan entre sí mediante fenómenos físicos, químicos o biológicos, y las ecuaciones que representan dichos fenómenos. La formulación del problema vendrá dada, por lo tanto, por un sistema de ecuaciones diferenciales como la ecuación 1, una para cada sustancia que se considere, en las que el término de fuente/sumidero será una función de la concentración del resto de especies.

Con estos elementos descriptivos y conceptuales puede entenderse entonces que la resolución de la ecuación general del balance de materia en tres dimensiones es extremadamente compleja por lo que, en la práctica, se realizan simplificaciones con el fin de reducir el número de dimensiones y variables del problema. Dichas simplificaciones pueden realizarse con base en un conocimiento del comportamiento del sistema en cuanto a las sustancias presentes y sus balances asociados a otras variables como pueden ser la hidrodinámica del sistema, comportamiento térmico, su morfología o su tiempo de retención, algunas de las cuales permitirán identificar las que se quieren controlar en el sistema como son los contaminantes.

El criterio de emplear la capacidad de asimilación de contaminantes por parte de un recurso hídrico es una práctica utilizada desde hace ya algún tiempo. Este concepto fue representado en forma matemática por primera vez por Streeter-Phelps en la década de los veinte. Desde entonces, esta capacidad ha sido empleada en numerosos estudios, principalmente relacionados con ríos y parámetros como oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, carbonosa y nitrogenada, y bacterias.

De hecho, el concepto de asimilación por parte de un cuerpo de agua está íntimamente ligado a los modelos matemáticos de calidad de agua. Lo anterior es debido a que constituye la herramienta predictiva por excelencia ya que permiten reproducir mediante una representación determinística el comportamiento o concentración de un contaminante en el medio acuoso. Posteriormente, cuando las condiciones reales han sido reproducidas con un cierto grado de exactitud, se podrá inferir cuál será el comportamiento futuro del recurso hídrico y con ello estimar las medidas de control necesarias para permitir los usos que de él se pretenden. En términos de la gestión del recurso, estima la reducción de la cantidad de contaminante para corregir una condición de exceso.

De acuerdo a Thomann y Salas (1994), el principio básico de un modelo de calidad del agua está dado por un balance de masa que puede ser en cualquier región particular del cuerpo de agua. Si se toma en consideración un cuerpo de agua completamente mezclado (figura 5), entonces el balance de masa de la sustancia química es:

$$V_1 \frac{dc_1}{dt} = +\text{insumo directo} + \text{flujo de entrada} - \text{flujo de salida} - \text{sedimentación} + \text{resuspensión} \pm \text{intercambio difusivo con el sedimento} \pm \text{intercambio atmosférico} - \text{degradación} \dots \quad \dots(2)$$

Donde, c_1 es la concentración de la sustancia química (M_T/L^3_{s+w} , p. ej. $\mu\text{g/l}$), en la columna de una agua designada por el subíndice 1; V_1 es el volumen del cuerpo del agua (L^3 , p.ej. m^3), y t el tiempo (T).

Por lo tanto, la derivada de lado izquierdo de la ecuación es la tasa de cambio de la sustancia química con respecto al tiempo en el cuerpo de agua y tiene unidades M_T/T , por ejemplo kg/d . Los términos en el lado derecho de la ecuación entonces representan la masa de la sustancia química por unidad del tiempo.

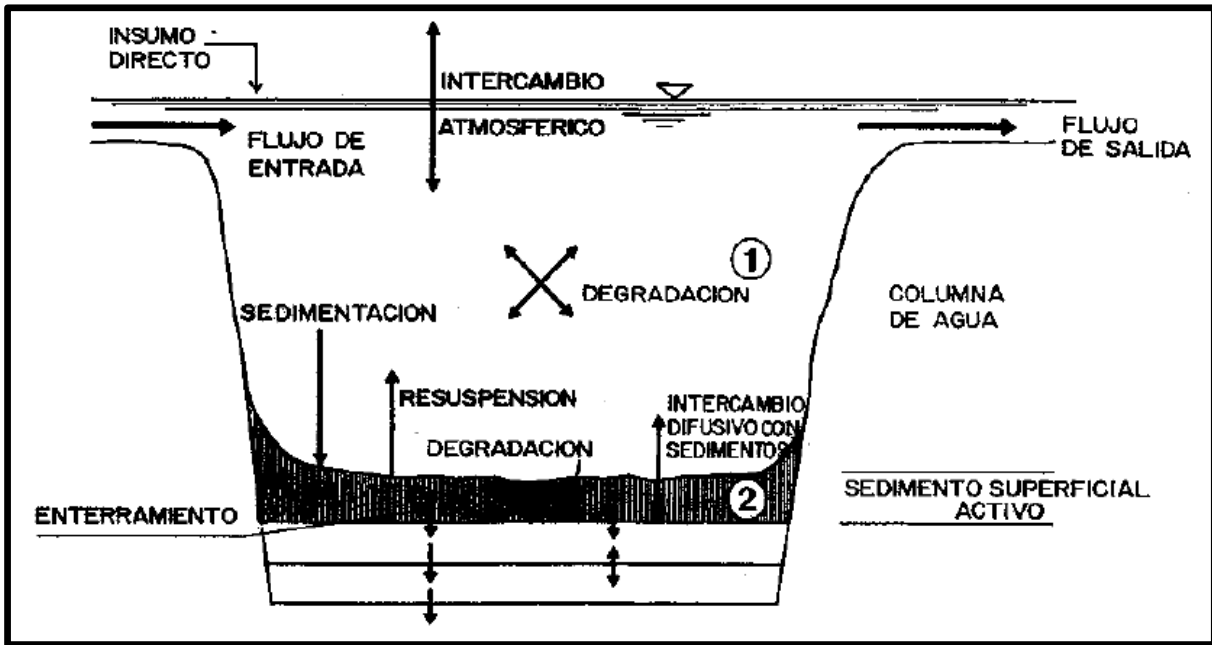


Figura 5. Representación de las variables implicadas en un balance de masa en un cuerpo de agua. Fuente: Thomann y Salas (1994).

Una ecuación similar también se puede elaborar para el sedimento superficial de la columna de agua. Si se supone que el sedimento es estacionario, en la dirección horizontal, esto es, el sedimento del lecho no se mueve hacia adentro o hacia afuera del cuerpo de agua, entonces:

$$V_2 \frac{dc_2}{dt} = +\text{sedimentación} - \text{resuspensión} \pm \text{intercambio difusivo con el sedimento} - \text{degradación} + \text{enterramiento} \quad \dots(3)$$

Donde C_2 es la concentración de la sustancia química en el sedimento (M_T/L^3_{S+W} , p. ej. g/kg de sólido y agua) designada por el subíndice 2, V_2 es el volumen del sedimento superficial (L^3_{S+W} , volumen de sólidos y agua) que es interactivo con la columna de agua. Los términos a la derecha otra vez tienen las unidades de (M_T/T) y el nuevo término, "enterramiento", representa la pérdida de la masa química a causa de la deposición de los sólidos.

La incorporación de la sustancia química en la cadena alimenticia, como se ha notado anteriormente, también es una característica significativa del cálculo del destino de sustancias. Una descripción de ese mecanismo para un organismo acuático (por ejemplo, peces) en la columna de agua estará dado por:

$$W \frac{dv}{dt} = + \text{Asimilación de la Concentración } C_1 \text{ del agua} \quad \dots (4)$$

- Depuración
+ Ingestión de alimentos

Donde v es la concentración de la sustancia química en el organismo (M_T/M_O , g/kg) y W es el peso del organismo (M_O , kg), usualmente como peso húmedo.

Estas tres ecuaciones son descriptivas del destino de una sustancia en un cuerpo de agua incluyendo los procesos químicos que transfieren o distribuyen la sustancia dentro y fuera de las varias fases o matrices que intervienen (agua, partículas, Atmósfera, biota).

Para los propósitos de este estudio se describirá el marco de referencia del modelado para estimar la distribución de concentración de la sustancia en los componentes de la fase acuosa. La aproximación pretendida se realizará considerando que la presa Manuel Ávila Camacho, se comporta como un cuerpo de agua completamente mezclado. Se asume un estado permanente principalmente porque los cálculos para el estado no permanente son considerablemente más complejos y requieren mucha mayor información de entrada, elevando sustancialmente los costos de su obtención.

Los procesos involucrados en la figura 5 sobre el comportamiento de las sustancias en un embalse o un lago son comunes. En la figura 6 presenta la notación del modelo:

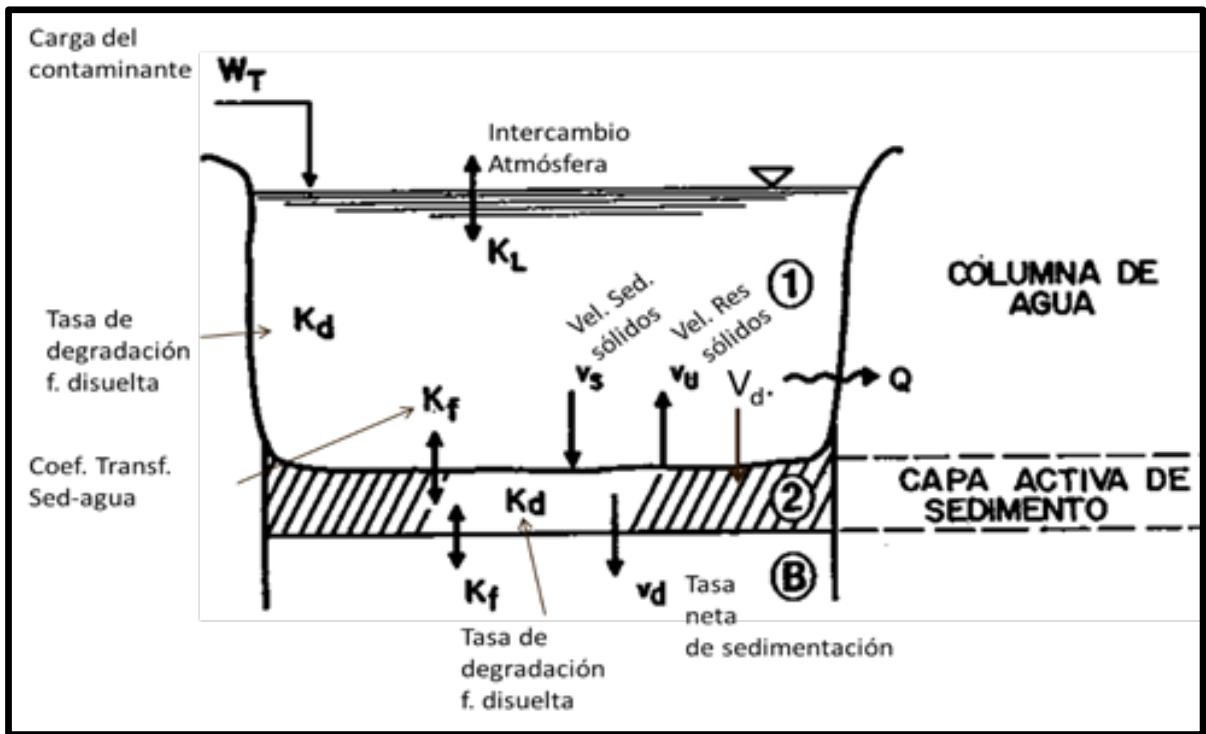


Figura 6. Nomenclatura del modelo de un cuerpo de agua totalmente mezclado. Thomann y Salas (1994).

Desarrollando la ecuación matemática del balance de masa en estado permanente incluyendo los componentes particulados y disueltos en la columna de agua y los sedimentos (Thomann y Di Toro, 1983), se obtiene:

$$V_1 \frac{dc_{T1}}{dt} = 0 = W_{T-} Q c_{T1} - (K_d f_d)_1 v_1 c_{T1} + K_L A (c_g / H_e - f_{d1} c_{T1})_{cc} + K_{f12} A ((f_d c_T)_{2/\phi_2} - (f_d c_T)_{1/\phi_1}) - v_s A f_{p1} c_{T1} - v_u A f_{p2} c_{T2}$$

Entrada- salida del caudal másico...(5)

Decaimiento del tóxico disuelto (degradación)

Intercambio atmosférico

Intercambio difusivo con los sedimentos

Sedimentación de la sustancia tóxica acumulada en partículas hacia el sedimento

Resuspensión de la sustancia tóxica acumulada en partículas sedimentadas

Asimismo, el balance de masa para la sustancia tóxica en los sedimentos está dada por:

$$V_2 \frac{dc_{T2}}{dt} = 0 = -(K_d f_d)_2 V_2 c_{T2} - K_{f12} A ((f_d c_T)_{2/\phi_2} - (f_d c_T)_{1/\phi_1}) + v_s A f_{p1} c_{T1} - v_u A f_{p2} c_{T2} - v_d A f_{p2} c_{T2}$$

Decaimiento de la sustancia tóxica disuelta ... (6)

Intercambio difusivo con la columna de agua; $\phi_1 \approx 1$

Sedimentación de la sustancia tóxica acumulada en las partículas desde el sedimento hacia la columna de agua.

Resuspensión de la sustancia tóxica acumulada en las partículas desde el sedimento hacia la columna de agua

Deposición ("enterramiento") de la sustancia tóxica particulada en los sedimentos "profundos"

Se puede notar que los procesos de descomposición en la columna de agua (fotólisis, biodegradación e hidrólisis), dados por el coeficiente general de decaimiento, $K_{d1} (1/T)$, se aplican únicamente al tóxico disuelto como $f_{d1} C_{T1}$. No se consideran los procesos de decaimiento en la fase acumulada en las partículas. La misma situación ocurre en el decaimiento en los sedimentos (descomposición anaeróbica) dado por el coeficiente $K_{d2} (1/T)$.

Los términos de intercambio difusivo reflejan el hecho de que los gradientes pueden ocurrir entre el agua intersticial en los sedimentos y la columna de agua adyacente.

Las dos ecuaciones 5 y 6 son completamente interactivas a través de los mecanismos de intercambio difusivo, sedimentación y resuspensión. Por la condición del estado permanente las dos ecuaciones son cero y por lo mismo la ecuación 5 del sedimento se puede resolver igualándola con la ecuación 6 resultando una sola ecuación sorpresivamente simplificada (Thomann y Di Toro, 1983):

$$C_{T1} = \frac{W_{Ta}}{q+v_T} \quad \dots(7)$$

Donde:

C_{T1} : Concentración de la sustancia en el cuerpo de agua

W_{Ta} : Carga superficial

V_T : Pérdida global neta de la sustancia en la columna de agua

q : Carga hidráulica = $\frac{H}{T_0}$

De la cual:

H : Profundidad de la columna de agua

T_0 : Tiempo de retención hidráulica

La pérdida neta de la sustancia incorpora todas las interacciones entre el sedimento y el agua, la atmósfera y el agua, así como todos los procesos de descomposición y degradación.

Thomas y Salas (1994), señalan que esta ecuación se admite como la representación general que puede ser aplicada para cualquier componente de calidad del agua como por ejemplo, Nitrógeno total o algún compuesto orgánico con una tasa de pérdida V_T en un embalse totalmente mezclado.

Dado lo anterior, esta ecuación es el modelo a utilizarse en este estudio para determinar la capacidad de asimilación de los contaminantes más importantes en la presa Manuel Ávila Camacho, empleando la información obtenida en las campañas de muestreo.

La decisión anterior también se fundamentó por las diferentes variantes que presenta este modelo simplificado sobre la serie de procesos complejos que se presentan en un cuerpo de agua que recibe gran variedad de contaminantes como es el sistema bajo estudio.

Una de estas variantes es la que se refiere al hecho de que si se tiene cumplir un estándar en el cuerpo de agua determinado, se puede saber la carga que puede permitirse de esa sustancia despejando de la ecuación 6, la carga superficial W_{Ta} . En el proceso de despeje se obtiene en primera instancia:

$$\frac{C_{T1}}{W_{Ta}} = \frac{1}{q+v_T} \quad \dots(8)$$

La ecuación 7 es también importante porque representa la relación entre la carga hidráulica, la tasa neta de pérdida de la sustancia y la razón entre aporte de la sustancia de que se trate con respecto a la concentración en el lago o presa. Thomas y Salas (1994), indican que es una expresión útil en cuanto a que por ejemplo se puede anticipar que para cuerpos de agua con tasas de hidráulicas $q > 100$ m/año, es decir tiempos de retención cortos, la razón entre la descarga de la sustancia y la concentración en el embalse es relativamente constante para un amplio intervalo de V_T , en tal caso, el comportamiento operativo de un embalse domina la tasa de cambio de las sustancias y como consecuencia, se produce la limpieza a través de la extracción de la sustancia por el flujo de salida del sistema y este fenómeno es más importante que todas las interacciones químicas. Por el contrario para cuerpos de agua con cargas hidráulicas más bajas, es decir con tiempos de retención hidráulica más largos, se presenta un intervalo sobre el cual la descarga de la sustancia es independiente de V_T .

Ahora bien si el estándar de la sustancia química está dado en términos totales, entonces la descarga que conduciría a esa concentración en estado permanente corresponde a:

$$W_{Ta} = (q + V_T) C_{T1} \quad \dots(9)$$

La importancia de esta ecuación es fundamental. Sin embargo analizándola se hace notar el problema de cómo medir V_T . La carga superficial se obtiene determinando la concentración de la sustancia bajo estudio multiplicándola por el flujo. La concentración en el embalse también se obtiene con los muestreos dentro del sistema, asimismo, la carga hidráulica se calcula con la profundidad y el tiempo de retención hidráulica estimado a partir de la relación del volumen del embalse y el flujo de salida.

Ante esta situación y considerando que se pueden obtener todos los términos de la ecuación 6, de esta, se puede despejar V_T para obtener la ecuación 9:

$$V_{T1} = \frac{W_{Ta}}{C_{T1}} - q \quad \dots(10)$$

En este orden de ideas es que se puede afirmar que una de las determinaciones claves en el modelado del estado permanente de las sustancias en cuerpos de agua superficiales, es V_T . Con este parámetro se puede calcular la descarga permitida para no rebasar el criterio de calidad del agua en el embalse con propósitos múltiples o para un uso determinado.

Si bien, este modelo cubre una gama de posibilidades, en cuanto a las sustancias aportadas a la presa sus alcances podrían ser conservadores para otros o existen otros modelos que puedan aplicarse mejor a la problemática del embalse en estudio, tal es el caso de la de la modelación de la eutroficación por lo que se trata en específico en el siguiente apartado.

2.3 Determinación de la capacidad de asimilación en relación con la eutroficación

Bajo la premisa anterior, las estrategias empleadas para establecer o representar el estado trófico de un sistema hídrico han sido desarrolladas siguiendo tres modelos principales. La primera emplea la medición de parámetros indicadores, seleccionados por su importancia en la incidencia del fenómeno y posteriormente por la correlación entre variables individuales y múltiples que en ocasiones pueden dar origen a Índices de Estado Trófico (Carlson, 1977). Estos últimos incluyen la cuantificación e interacción de una gran cantidad de variables

El segundo enfoque es la elaboración de modelos empíricos que emplean ecuaciones simples, ajustadas a los datos experimentales, tal como el modelo descrito anteriormente. Si las ecuaciones describen adecuadamente el sistema natural dan origen a modelos simplificados. Finalmente, el tercer enfoque se centra en el intento de comprender total o íntegramente el comportamiento del sistema bajo estudio y de construir un modelo con base en esa comprensión o a partir de la teoría existente, siendo entonces modelos de tipo mecanicista, teóricos o funcionales. Las dos primeras estrategias serán utilizadas en este estudio debido a que la tercera queda fuera de los alcances del mismo.

2.3.1 Correlaciones paramétricas y modelos simplificados

Inicialmente la cuantificación del estado trófico de un cuerpo de agua emplea indicadores o variables que describen los síntomas de la eutroficación (Tabla 1). Estos indicadores deben ser capaces de caracterizar de la mejor manera posible los procesos naturales y ayudar a medir los cambios que se van dando en el ecosistema.

De forma empírica, con base en la experiencia, se comprobó que uno de los parámetros más útiles para analizar el estado trófico en un cuerpo de agua es la cuantificación de la biomasa fitoplanctónica, medida en términos de clorofila *a*. Debido a que es una de las manifestaciones más evidentes de la eutroficación, es a partir de este indicador que se han desarrollado múltiples correlaciones. Citando a varios autores, Olvera (1990), menciona que una de las correlaciones más estudiadas es la concentración de clorofila *a* con la concentración de fósforo o con carga de fósforo ($r^2= 0.94$). La importancia del fósforo en comparación con el nitrógeno y otros elementos ha sido corroborada por experimentos a gran escala (Wetzel, 1981).

El concepto de nutriente limitante es otro indicador importante para evaluar la eutroficación. Se basa en la premisa de que, dada una determinada estequiometría celular de las plantas acuáticas, el nutriente que controlará la máxima cantidad de biomasa vegetal a producir es aquél que primero se consume o que alcanza un mínimo antes que los otros nutrientes relativos a tal estequiometría. De acuerdo con Salas y Martino (1990), la relación nitrógeno total (NT) con fósforo total (PT) propuesta por Vollenweider (1983), para el fitoplancton de 9:1 fue utilizada en el desarrollo del Programa Regional CEPIS/HPE/OPS 1981-1990, el cual tuvo el propósito de generar el marco de referencia de las "Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales". Participaron 16 países/estados de la región latinoamericana, aportando datos alrededor de 40 lagos/embalses. De esta forma, los lagos/embalses con relaciones de nitrógeno a fósforo superiores a un valor de 9 fueron considerados potencialmente limitados por fósforo, mientras que aquéllos cuya razón era inferior a 9 eran limitados por nitrógeno.

Tabla1. Valores establecidos para la clasificación trófica de lagos y embalses templados.

	Fósforo total (mg/m³)	Clorofila a (mg/m³)	Secchi (m)	% de saturación de O₂ en el hipolimnion	Referencias
OLIGOTRÓFICO	< 10	< 7	> 3.7	>80	USEPA,1974
	0.75-6	0.04-0.94	8-64	---	CARLSON, 1977
	---	0.3-2.5	---	---	SAKAMOTO, 1966
	---	< 4	---	---	NAS/NAE, 1972
	≤10.0	X máx. 2.5 ≤8.0	X mín. ≥6.0 ≥3.0	---	VOLLENWEIDER, 1983
MESOTRÓFICO	10-20	7-12	2-3.7	10-80	USEPA,1974
	12-24	2.6-6.4	2-4	---	CARLSON, 1977
	---	1-1.5	---	---	SAKAMOTO, 1966
	---	4-10	---	---	NAS/NAE, 1972
	10-35	X máx. 2.5-8 8.25	X mín. 3.6 1.5-3	---	VOLLENWEIDER, 1983
EUTRÓFICO	>20	>12	<2	<10	USEPA,1974
	48-768	20-1,183	0.062-1	---	CARLSON, 1977
	---	5-140	---	---	SAKAMOTO, 1966
	---	>10	---	---	NAS/NAE, 1972
	≥ 35-100	X máx. 18-25 25-75	X mín. 1.5-3 0.7-15	---	VOLLENWEIDER, 1983

Fuente: Modificada de Olvera (1990).

La mayoría de los lagos/embalses de dicho Proyecto Regional estuvieron limitados por fósforo, aunque en algunas ocasiones, otros factores, tales como la luz, pudieron ser limitantes ya que los niveles observados tanto de nitrógeno como de fósforo eran relativamente altos, sobrepasando los niveles considerados tradicionalmente como limitantes (Salas y Martino, 1991). Es interesante mencionar que en la muestra están lagos mexicanos limitados por nitrógeno entre los cuales están: el lago de Chapala, la laguna de Cajititlán y el lago de Zirahuén. En la evaluación de 165 lagos de Florida, que por su régimen térmico se pueden considerar como cálidos, se concluyó que el fósforo fue en general el nutriente limitante.

Otra variable que se relaciona con la cantidad de fitoplancton (clorofila *a*) es la cantidad de luz que penetra en el agua de un lago o embalse. Este parámetro conocido también como transparencia se determina con la medición de la distancia, en metros, a la cual es visible el disco de Secchi, cuando se observa en contraposición de la luz del sol.

Varios autores han demostrado que la productividad también se relaciona con la profundidad media (Vollenweider, 1986). Los lagos más profundos son los menos productivos (Dillon, 1975, en Olvera, 1990). Asimismo, está ampliamente documentado que el déficit de oxígeno disuelto hipolimnético se presenta durante la estratificación de verano en lagos y embalses eutróficos.

Como se indicó, la falta de oxígeno disuelto promueve liberación de P, N, Mn y Fe de los sedimentos. Los principales factores que controlan la concentración de OD en los cuerpos de agua son: la temperatura, la producción de oxígeno por fotosíntesis, el consumo de OD por respiración y/o la demanda de sedimentos y transporte vertical por difusión y convección (Hutchinson, 1975).

Tomando en cuenta lo anterior, diferentes autores han propuesto criterios para clasificar tróficamente un lago o embalse (ver Tabla 1):

De las herramientas para evaluar la Eutroficación, la aplicación de modelos matemáticos es la más utilizada por su capacidad predictiva.

Ante la complejidad, dificultad de aplicación y el costo y de modelos analíticos o de simulación, los modelos simplificados han probado ser muy útiles como una primera aproximación en estudios de calidad del agua en embalses y lagos ubicados en zonas tropicales.

Iniciados por Vollenweider, se han desarrollado modelos matemáticos simplificados para el análisis de la eutroficación en lagos templados (Vollenweider y Kerekes, 1981). La metodología se basa principalmente en el balance de masas y/o relaciones empíricas para un nutriente que se supone es limitante (el fósforo). Las hipótesis que fundamentan el enfoque simplificado de lagos son:

- a) El lago está completamente mezclado.
- b) El estado permanente (condiciones constantes).
- c) Sólo el fósforo es limitante y se usa como una medida del estado trófico.

Como se mencionó, el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), desarrolló el Proyecto Regional sobre el Desarrollo de Metodologías Simplificadas para la Evaluación de la Eutroficación en Lagos Tropicales como consecuencia de que los modelos simplificados disponibles con datos de embalses y lagos templados no son aceptables del todo en sistemas cálidos. A través de ese proyecto se generó un modelo para lagos en zonas cálidas.

Los modelos matemáticos de eutroficación en lagos cálidos propuestos por el CEPIS, de la Organización Panamericana de la Salud (OPS) generado a través de una serie de investigaciones dentro del proyecto "Desarrollo de metodologías simplificadas para el análisis de la eutroficación en lagos cálidos" (Castagnino, 1982; Salas, 1983; Salas y Limón, 1986; Salas y Martino, 1988), constituye una herramienta importante que permite valorar el nivel trófico de los cuerpos de agua con la cuantificación de la relación de éste con las fuentes de introducción de nutrientes.

El modelo simplificado obtenido para evaluar la eutroficación es:

$$P\lambda = \frac{L(p)}{Z} \frac{T_w^{3/4}}{3} \quad \dots (11)$$

Donde:

$P\lambda$: concentración de fósforo en el lago (mg P m^{-3})

$L(p)$: carga superficial de fósforo ($\text{mg P m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$)

Z : profundidad media (m)

T_w : tiempo de residencia hidráulica (años)

La Figura 7 representa la relación de la carga superficial de fósforo observada [$L(p)$, $\text{g/m}^2\text{-año}$], la profundidad promedio (Z , m) y el tiempo de retención (T_w , años) de los datos usados para desarrollar los modelos de fósforo total (P_t , g/m^3).

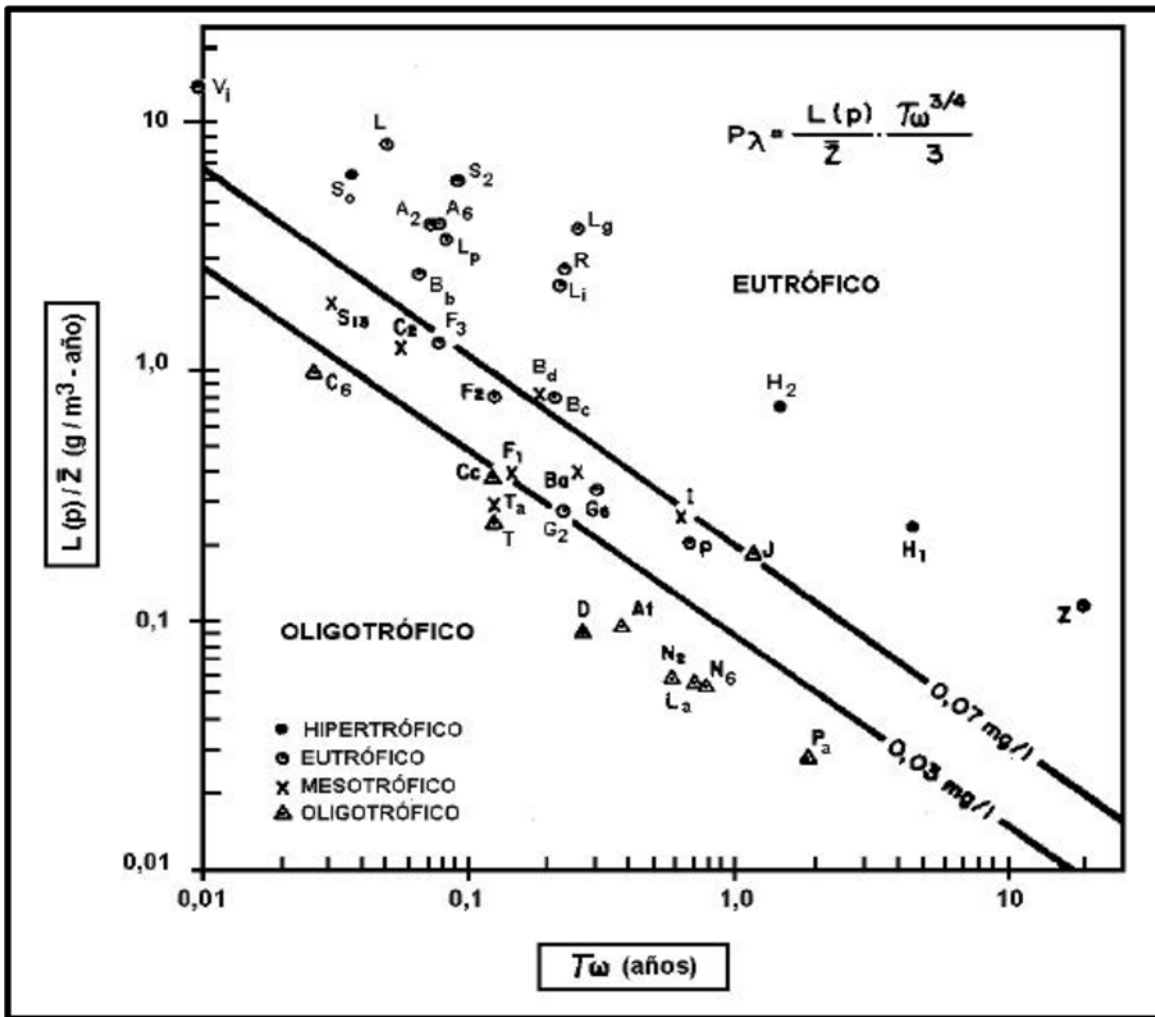


Figura 7. Relación de $L(p)/Z$ vs T_w de datos observados de América Latina y categorías tróficas definidas cualitativamente. Fuente: Salas y Martino (1990).

Asociada a esta figura está la ley de 3/4 (ecuación 11) para los límites fijos tentativos de 0,030 y 0,070 mg/l que separan las clasificaciones oligotróficas/mesotróficas y mesotróficas/eutróficas, respectivamente, que fueron tomadas de la intercepción de sus respectivas curvas en la Figura 8. Aplicando el concepto de carga de la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico de la comunidad europea (OECD por sus siglas en inglés), de 1982, se puede utilizar este gráfico para estimar rápidamente el estado trófico de un lago/embalse tropical cálido dado, usando los tres parámetros independientes mencionados. Salas y Martino (1991), hacen notar que tanto los límites numéricos de clasificación trófica como los modelos matemáticos desarrollados para lagos cálidos tropicales difieren significativamente de aquéllos desarrollados para lagos templados.

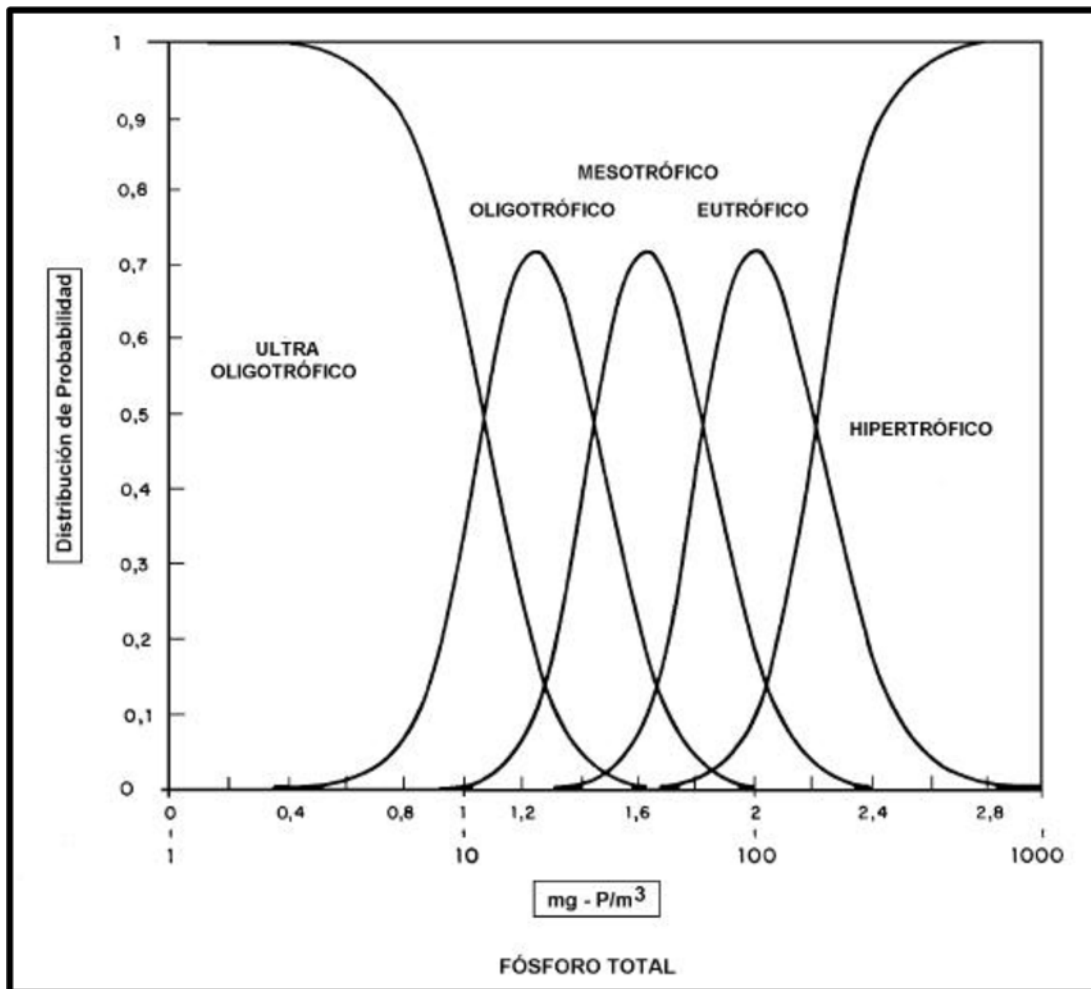


Figura 8. Distribución de probabilidad de nivel trófico de lagos cálidos tropicales basado en el fósforo total Fuente: Salas y Martino (1990).

El sistema del CEPIS de clasificación trófica basado en fósforo total se aplicó a lagos africanos y se comparó con las clasificaciones de estado trófico reportadas por los investigadores de ese país (Water Research Commission and National Institute for Water Research, 1980). La concordancia general de las categorías reportadas con aquellas estimadas por las curvas de probabilidad, confirmó la universalidad del sistema del CEPIS, y por lo tanto, su utilidad como una herramienta de predicción para determinar el estado trófico de cualquier lago/embalse cálido lago cálido tropical. La definición de lago cálido se basa en que presentan una temperatura mínima de 10°C durante condiciones normales y un promedio anual mínimo de 15°C.

De acuerdo a la definición de lago cálido tropical mencionada, la cobertura geográfica de los cuerpos de agua susceptibles de ser estudiados con este modelo abarca desde el Lago Livingston en Texas, E.U.A., hasta Salto Grande en Argentina. Los lagos tropicales de elevada altitud, por encima de 3000 m sobre el nivel del mar, por no coincidir con esta definición, quedan excluidos.

El autor aplicó este modelo para evaluar la eutroficación en la presa Requena en el estado de Hidalgo. La carga total de fósforo aportada al sistema se calculó sumando las cargas de cada tributario. La suma de las aportaciones unitarias dio como resultado que el aporte de fósforo al embalse de $63.5 \text{ ton P año}^{-1}$ (Gutiérrez, 1985).

Se obtuvo que la $L(P)Z^{-1}$ correspondió a $3.1 \text{ g P m}^{-3} \text{ año}$, valor que se relaciona con un T_w para la presa Requena de 0.26 años en la gráfica de Figura 1 de clasificación trófica. Puede ubicarse esta relación con la letra R en dicha figura obteniéndose que la presa Requena se clasificara como eutrófica. Comparando los valores obtenidos en ese estudio para los parámetros que se muestran en la Tabla 2, que son indicadores para clasificar a los lagos templados, se concluyó también que la presa con concentraciones promedio de fósforo y de clorofila "a" de 380 y 35.6 mg m^{-3} , con una transparencia del disco de Secchi de 0.79 m , no mayor de 1.5 m y otras características como un embalse típicamente eutrófico.

El análisis permitió estimar la carga superficial de fósforo que podría llevar al embalse a un nivel mesotrófico y aún oligotrófico. Se estimó que una carga superficial $L(P)$ de fósforo de $881 \text{ mg P m}^{-2} \text{ año}$ equivalente a un aporte de 4.22 ton del nutriente podría llevar al embalse a una condición oligotrófica y de $1762.7 \text{ mg P m}^{-2} \text{ año}$, correspondiente a un aporte de 8.46 ton P^{-1} al año a una condición mesotrófica. Los valores obtenidos correspondieron a una reducción del 93% y 87% de la carga cuantificada de 63.5 ton (Gutiérrez 1995).

A partir de estas consideraciones, se aplicará el modelo emanado del Proyecto Regional sobre el Desarrollo de Metodologías Simplificadas (Salas y Martino, 1990), desarrollado a través del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) con el propósito de determinar la capacidad de asimilación del fósforo total en este embalse y cuantificar la carga de este contaminante que habrá que reducir para mitigar el impacto de la eutroficación.

2.4 Aplicación de la estrategia de modelación al impacto al cambio climático en embalses

Como establece claramente el más reciente informe del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés): "el calentamiento del sistema climático es inequívoco, como evidencian ya los aumentos observados del promedio mundial de la temperatura del aire y del océano, el deshielo generalizado de nieves y hielos, y el aumento del promedio mundial del nivel del mar" (IPCC, 2007).

El informe indica que el incremento de la temperatura es especialmente importante a partir de la década de los setenta. En un estudio realizado por el Instituto Nacional de Ecología (INE) en el 2008, citado por Martínez y Patiño (2012a), se determinó que en México se observa ese mismo patrón, si bien con valores mayores al promedio mundial.

Estos últimos autores, mencionan en su estudio sobre el "Efectos del cambio climático en la disponibilidad del agua México", que los escenarios que hoy se consideran los más posibles son los denominados como A1B y A2.

El primero describe un mundo caracterizado por un rápido crecimiento económico, una población mundial que alcanza su máximo a mediados del presente siglo, que empieza a declinar a partir de entonces o que adopta tecnologías más eficientes, con un balance en el uso de diferentes fuentes de energía.

El segundo se refiere a un mundo venidero, caracterizado por un incremento continuo de la población, aunque con un crecimiento económico mucho menor que en otros escenarios. Este último es pesimista en cuanto a que mantiene un elevado aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero en particular de bióxido de carbono.

En el "escenario medio", A1B, la temperatura promedio mundial esperada a final del siglo, se incrementará en 2.8°C respecto del promedio del periodo 1980-1990, pero puede llegar a ser de 4.4°C mayor. En el escenario A2, considerado uno de los escenarios más críticos, el incremento esperado será de 3.4°C, pero puede alcanzar un valor de hasta 5.4°C.

Con relación a la precipitación enfatizan el hecho que aunque los efectos dependen de la latitud, altitud y condiciones orográficas, se espera que en latitudes altas incrementará la precipitación y el escurrimiento, como lo que podría incrementar la oferta de agua en esas regiones. En latitudes medias y zonas subtropicales- en las que se ubica el territorio mexicano, al contrario, se prevén importantes disminuciones en las precipitaciones y el escurrimiento, lo que ocasionará un incremento en las condiciones de escasez y mayor presión en los recursos hídricos de esas regiones.

Con respecto a México, los pronósticos de temperatura para diferentes escenarios indican que la temperatura media podría incrementarse 4°C en promedio al final del presente siglo, respecto del promedio del periodo 1961-1990. Mencionan que esos incrementos de temperatura ocasionarían seguramente una mayor escasez de agua en casi todo el país.

Montero *et al.*, (2008), citados por Patiño y Martínez (2012a), utilizando un método de regionalización modificado, determinaron la anomalía de temperatura y precipitación esperada a nivel nacional, conforme al escenario A2. Determinaron que la variación de la temperatura media anual que en el país alcanzará 3.5°C más en el periodo 2061-2090, respecto del promedio registrado en 1961-1990. Sin embargo, las variaciones entre una región y otra son importantes.

Los estados con mayor incremento de temperatura serán Sonora, Colima, Nayarit, y Zacatecas, con un incremento alrededor de 3.5°C. En cuanto a la precipitación, se espera que ésta se reduzca en promedio 15% en el país, una cifra importante en una nación que ya enfrenta condiciones de escasez en varias regiones.

Los estados más afectados por la disminución en el volumen precipitado se ubican en el sureste: Yucatán (19%), Quintana Roo (18%) y Tabasco (19%). Sin embargo, en esta zona, de abundantes lluvias, los efectos serán menos severos que en las regiones áridas del norte, en las que, con porcentajes menores de precipitación, los recursos hídricos enfrentan ya condiciones de estrés. Así, la precipitación disminuirá previsiblemente 13% en Coahuila, 21% en Baja California, 14% en Chihuahua, 21% en Sonora, 17% en Sinaloa y 15% en Tamaulipas. En estos estados se ubican los mayores distritos de riego del país. De no adoptarse medidas importantes de adaptación, podría estar en riesgo la suficiencia alimentaria de México.

El impacto de estos cambios se ha estudiado relativamente poco en cuanto a su trascendencia en los diferentes aspectos dentro en relación con el ciclo hidrológico. Existen revisiones conceptuales que anticipan las consecuencias del aumento y descenso en las precipitaciones e incremento en la temperatura (Martínez y Patiño, 2012 b), sin embargo, poco se ha realizado sobre análisis cuantitativos que permitan anticipar los efectos.

En México, García, J. y colaboradores (2010), con el propósito de determinar los efectos sobre la calidad del agua en las cuencas del río Bravo, Lerma-Chapala y río Grijalva, aplicó una metodología determinístico-conservativa, para los escenarios A1B y A2 regionalizados para México. La estimación del impacto se llevó a cabo mediante la proyección de dos indicadores importantes en la calidad del agua: Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO₅) y Demanda Química de Oxígeno (DQO).

Para el río Bravo se obtuvo que para el año 2020 la calidad del agua en la cuenca, en general se espera se mantenga como aceptable para ambos indicadores. Sin embargo, para los años 2050 y 2080 se espera que la calidad del agua cambie a contaminado y fuertemente contaminado, respectivamente, independientemente del escenario.

Para la cuenca Lerma-Chapala, en el caso del indicador DBO₅, se obtuvo que para el año 2020 potencialmente exista una fuerte contaminación de la cuenca en la región del estado de México y ésta disminuirá a medida que se acerca al lago de Chapala en el estado de Jalisco, donde la calidad del agua se presenta como aceptable. Sin embargo, para los años 2050 y 2080 la calidad en la cuenca, en general, cambiará a aceptable y contaminada respectivamente, independientemente del escenario considerado. Para el caso de la DQO se espera un comportamiento similar al de la DBO para el año 2020, con una alta contaminación en el Estado de México y que disminuye conforme se acerca al lago de Chapala donde la calidad en DQO se presenta como buena. Para los años 2050 y 2080 la calidad de la cuenca cambiará a contaminada y fuertemente contaminada respectivamente, independientemente del escenario considerado. Es importante resaltar que la región con mayor impacto es en el Estado de México que como muchas áreas del centro del país, es donde existe una alta actividad industrial. Por lo tanto, serán necesarias medidas de adaptación y políticas que atenúen los impactos a corto plazo en dicha región.

Para la cuenca del río Grijalva el comportamiento futuro de los indicadores DBO₅ y DQO para los escenarios A1B y A2 proyectados para los años 2020, 2050 y 2080 indicaron que en el caso del indicador DBO se presentará para el año 2020 una calidad del agua aceptable, en toda la cuenca. Sin embargo, para los años 2050 y 2080 la calidad en la cuenca, en general, cambiará a contaminada y fuertemente contaminada respectivamente, independientemente del escenario considerado. Para el caso de la DQO el comportamiento es diferente al de la DBO para el año 2020, ya que la calidad del agua para la cuenca se espera que se encuentre entre buena y aceptable. Para los años 2050 y 2080 la calidad del agua de la cuenca cambiará a contaminada, independientemente del escenario considerado.

Considerando lo anterior y que para el caso de la presa Valsequillo en Puebla, con base en el método regionalizado modificado de Montero *et al.* (2010), se espera un incremento de la temperatura y disminución de la precipitación de entre 3 y 3.28°C y entre 12 y 10 mm, respectivamente. Un cambio de esta naturaleza podría acentuar la problemática de calidad del agua que presenta este embalse por el solo hecho de la asociación entre la

escasez del agua con incremento en la concentración de sustancias xenobióticas en los cuerpos de agua.

Varis y Somlyódy (1993), agruparon los efectos del cambio climático en los cuerpos de agua en: hidrológicos, térmicos, hidráulicos, químicos, bioquímicos y ecológicos. Asimismo, incluyeron dentro de los químicos a los problemas de calidad del agua asociados a la eutroficación, al agotamiento del oxígeno, a las afectaciones a la salud pública, la salinización, la acidificación en zonas altamente pobladas o industrializadas, a las sustancias tóxicas y acumulativas; a los cambios en la turbidez, de materia en suspensión y de alteración térmica de la columna de agua.

Desde el punto de vista hidrológico, por lo general el comportamiento esperado es que a mayor índice de precipitación pluvial, mayor será la cantidad de nutrientes, sedimentos y material erosionado transportados de la cuenca a los cuerpos de agua dentro de un área de captación, siendo mayor cuando no haya buena cobertura vegetal.

La composición del agua está influenciada por la composición geológica de la cuenca. En cuencas sin impacto antropogénico, el fósforo es aportado básicamente por la lluvia y lavado de suelos y rocas. La fertilidad del agua en cuencas no perturbadas estará dada por la fertilidad del suelo. La fuente natural del fósforo se encuentra en las rocas ígneas como Ortofosfatos (PO_4) formando la apatita ($(Ca PO_4)_3$), de donde es lavado y llega al agua (Cole, 1983).

El aumento en la precipitación, dadas las condiciones atmosféricas más cálidas, no necesariamente significa más agua disponible a nivel local o regional. Las tasas de evaporación más altas que se espera acompañen al aumento de la temperatura podrán resultar en menos agua en muchas regiones (Frederick y Gleick, 1999).

Diversos autores han pronosticado el deterioro de calidad por como consecuencia del cambio climático (IPCC, 2001; Gleick, 2000; Varis y Somlyódy, 1993). El aumento de las temperaturas del aire y el agua tendrán un impacto directo en la calidad del agua mediante el aumento de la producción primaria, mayor descomposición de la materia orgánica, y aceleramiento de las tasas de reciclaje de nutrientes en los cuerpos de agua, lo que resulta en niveles de oxígeno disuelto inferiores (IPCC, *op.cit*). Estos fenómenos incidirán directamente a los cuerpos de agua, especialmente los lénticos.

El aumento de las tasas de evaporación en los cuerpos de agua amenaza con incrementar la salinidad de las aguas superficiales. De especial interés es agua de retorno de la agrícola que se aportará hacia los embalses, lagos y humedales por el impacto que podrían ocasionar por el ingreso de agua con alto contenido de sales a (IPCC, 2001).

Se espera que las precipitaciones que se presenten con mayor frecuencia e intensidad, provocarán el aumento en el escurrimiento y con esto mayor la erosión. Los sedimentos y contaminantes, tales como fertilizantes y plaguicidas, serán transportados a los ríos, arroyos, lagos y embalses, incluso a las aguas subterráneas (Gleick, 2000). La calidad del agua también se verá afectada en las zonas que recibirán menor precipitación, debido a que los nutrientes y otros contaminantes se concentran (IPCC, 2001).

Adicionalmente, la temperatura tiene una gran influencia sobre las tasa de reacción de los procesos químicos y biológicos que ocurren en el agua. Desempeña un papel fundamental al regular distintas reacciones como son: la solubilidad de los nutrientes, de

los gases, la toxicidad de xenobióticos y propiedades fisicoquímicas como el pH, el potencial redox, la densidad y la viscosidad. Ejerce una gran influencia sobre la reproducción, crecimiento y el estado fisiológico de todas las especies vivas. La densidad del agua al relacionarse con la temperatura influye también en la concentración de la materia disuelta y suspendida. El agua más caliente, de menor densidad, tiende a moverse hacia arriba y residir en la superficie de un embalse o lago; el agua de mayor densidad y más fría tiende a ubicarse en la zona profunda. Cuando los gradientes de temperatura y por lo tanto de densidad son muy pronunciados, se inhibe el proceso de mezcla y se origina la estratificación térmica (Sierra, 2011).

Se espera entonces que el incremento en la temperatura ambiente y por ende en la de la zona superficial del cuerpo de agua por la mayor incidencia solar, impactará creando la estratificación de la columna de agua y evitando la mezcla, dejando mayor tiempo el agua anóxica en condiciones reductoras y liberando como se mencionó nutrientes y metales. Asimismo la zona superficial más iluminada será una zona propicia para el desarrollo desproporcionado de organismos adaptados a esas condiciones.

En términos de la eutroficación de los sistemas lenticos, los fenómenos antes descritos aceleran el proceso y tendrán como consecuencia el desarrollo de plantas nocivas como son las malezas acuáticas y en especial los florecimientos de organismos fotosintéticos denominados como cianobacterias, fenómeno que se desarrollará en otro apartado.

En resumen, la alteración de la calidad del agua por el incremento en la temperatura promovido por el cambio climático, podría incidir en la toxicidad de las sustancias que ya están o llegarán a los cuerpos de agua, en el proceso de eutroficación al ocasionar mayor velocidad de reciclamiento de nutrientes por incremento de la actividad microbiana que aumenta la mineralización de la materia orgánica y disponibilidad de los nutrientes, así mismo se aumentará la solubilidad de los compuestos orgánicos (IMTA-SEMARNAT-INE, 2008). De igual importancia es la modificación de los gradientes térmicos en el agua que inhiben la mezcla y dan condiciones competitivas a las cianobacterias, el arrastre de mayor cantidad de nutrientes y otros contaminantes por eventos de precipitación mayores a los normales o la concentración de los mismos al disminuir el volumen de almacenamiento por la sequía.

Ante este panorama, este estudio incluyó, una vez adaptados al sistema los modelos de determinación de la capacidad de asimilación de sustancias convencionales y no convencionales, así como el de eutroficación en la presa Manuel Ávila Camacho; crear algunos escenarios que permitan estimar los posibles impactos del cambio climático tal como una reducción de las aportaciones de agua al embalse, de acuerdo con los periodos críticos de sequía que se hayan presentado en el pasado, asociando las mismas concentraciones de contaminantes actuales en los tributarios o incrementadas; la disminución del almacenamiento, la profundidad y el tiempo de retención hidráulica, entre otros. Ante la magnitud del problema, se podrán plantear algunas medidas de adaptación que permitan mitigar tales efectos.

3. Descripción del área de estudio

El estado de Puebla se encuentra comprendido dentro de cuatro grandes regiones hidrológicas, de las 37 en que está dividido el territorio mexicano. Estas regiones son, en orden de extensión dentro de la entidad: RH18 Río Balsas; RH27 Ríos Tuxpan-Nautla; RH28 Río Papaloapan y la RH26 Río Pánuco. La Región Hidrológica (RH-18), Río Balsas, es una de las más importantes del país; ocupa las zonas central y suroccidental del estado de Puebla. Está subdividida, en 10 cuencas, de las cuales, cuatro de ellas, se encuentran parcialmente incluidas en territorio poblano: (A), Río Atoyac; (B), Río Balsas-Mezcala; (E), Río Tlapaneco y (F), Río Grande de Amacuzac. Suman en conjunto, 59.14% de la superficie estatal, aproximadamente (INEGI, 2009).

Los recursos hidrológicos con que cuenta el estado, incluyen a fuentes de agua superficial y subterránea. Entre las primeras, se cuentan los ríos, arroyos y cuerpos de agua, como son lagos y presas. La entidad cuenta con 11 presas almacenadoras, ocho derivadoras y 40 bordos, que suman en conjunto una capacidad total de almacenamiento de 643 Mm³. La presa Manuel Ávila Camacho, mejor conocida como Valsequillo, se encuentra, al sur de la capital (SRH, 1976).

Valsequillo se localiza en el sitio llamado Balcón del Diablo a 22 km al sur de la ciudad de Puebla, en los municipios de Puebla (88%) y Teotimehuacán (12%) entre los paralelos 18° 55' 00" y 19° 00' 00" de latitud norte y los meridianos 98° 05' 30" y 98° 18' 30" de longitud oeste (Figura 9). Es el embalse más importante en el estado de Puebla, fue construido en el periodo de 1941 a 1946 y en su origen los usos fueron el control de avenidas, el turismo recreativo, la pesca, la regulación de avenidas y principalmente, el aprovechamiento del riego agrícola para beneficiar 34,340 ha agrícolas, localizadas en 19 municipios del estado, en los Valles de Tecamachalco, Tlacotepec y Tehuacán (SRH, 1972).

Tiene una capacidad total inicial al Nivel de Aguas Máximas Extraordinarias (NAME) de 494 millones de m³ (Mm³) y de 404.5 Mm³ al Nivel de Aguas Máximas Ordinarias (NAMO) de 405.5 Mm³. Su capacidad de azolves es de 30 Mm³ y una capacidad de almacenamiento útil de 375 Mm³. Se estima que tuvo una captación cercana a los 235 millones de m³ de los cuales el río Atoyac aportó un total de 210 millones (CONAGUA, 2008).

El uso del agua del río es principalmente para la agricultura. Según la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2008a), la primera mitad del río Atoyac está clasificada como tipo A, para uso en riego agrícola; y la otra mitad del río (aguas abajo) es de tipo B, para uso público urbano. La presa Manuel Ávila Camacho está clasificada como tipo B. Como es natural en una cuenca hidrográfica, los niveles de contaminación del río Atoyac y los ríos tributarios muestran un aumento significativo conforme se van integrando las descargas de agua residual de los 36 municipios que se localizan en la cuenca, principalmente aguas arriba de la ciudad de Puebla. El sistema de alcantarillado municipal de la ciudad es combinado, es decir, de origen pluvial, doméstico e industrial cuyos procesos productivos generan aguas residuales complejas. Su descarga se realiza directamente sobre los ríos Atoyac y Alseseca con un tratamiento deficiente o sin tratamiento previo. Es por ello que los problemas de contaminación encuentran su expresión más significativa en las aguas superficiales fundamentalmente en los Atoyac, Alseseca, Zahuapan, así como la presa de Valsequillo.

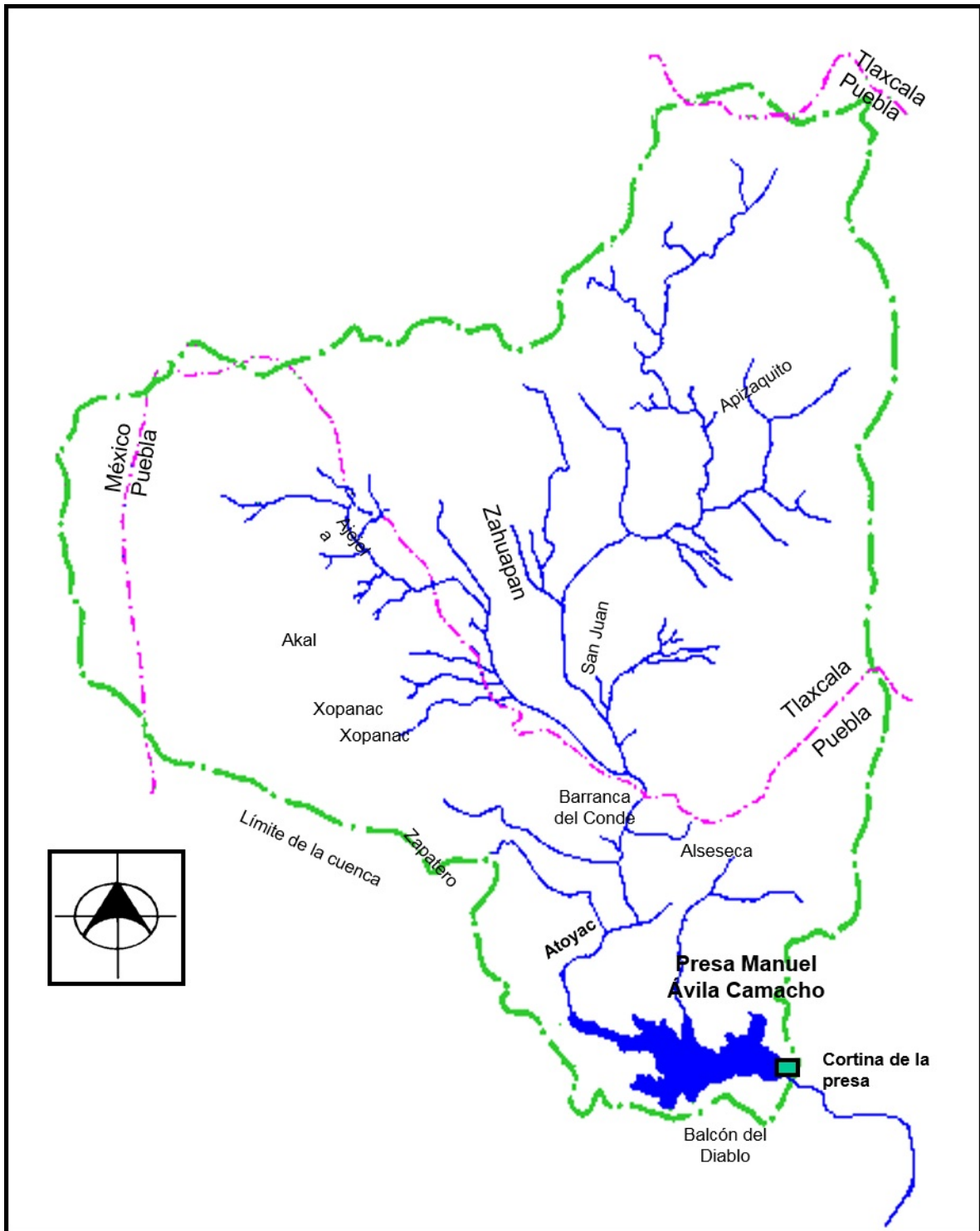


Figura 9. Cuenca Alta del río Balsas. Ubicación de la presa Valsequillo

La actividad industrial es diversa. Cuenta con los siguientes giros manufactureros: alimentos (21%), textiles y prendas de vestir (32%), maderera (2.2%), química y petroquímica (5.7%), automotriz (24.8), papelera (2.3%), (productos minerales no metálicos (8.7%), industrias metálicas básicas (3.1%), como principal composición de la industria manufacturera (INEGI, 1988). Dentro de los subsectores manufactureros se encuentran: alimento bebidas y tabaco, textil y cuero, madera y muebles; papel impresas y editoriales; Derivados del petróleo y productos químicos, minerales no metálicos, metálicas básicas, metálicos, maquinaria y equipo. De estas las más importantes son las de textil y cuero, así como las de la ramas metálicas ya que tienen un participación en el total nacional con 8.5% y 7.6%, respectivamente (INEGI, 2001).

Las principales fuentes puntuales de contaminación en la cuenca están dadas por aproximadamente 123 descargas de aguas residuales, de las cuales 83 son industriales y 38 municipales (Gutiérrez, 2000). No obstante, se estima que casi 95% de los establecimientos industriales son pequeñas unidades productivas que ofrecen el 33.4% de los poblados (Aceves, 2000).

La concentración territorial del sector manufacturero es otro problema ambiental de la región. El principal corredor industrial, Quetzalcóatl, se ubica en San Martín Texmelucan. Entre esta población y la de Puebla se concentra casi la tercera parte de la población del estado y 84.6% de la producción manufacturera. Comprende los municipios de Puebla, Cholula, Huejotzingo, Cuatlancingo, San Marín Texmelucan, San Miguel Xotla y Amozoc. En este tramo se ubican los parques industriales Textil, San Miguel, El Carmen, corredor industrial Cuatlancingo, Cinco de Mayo, Chachoapa y Puebla 2000; los fraccionamientos resurrección y del Norte, así como las áreas industriales de Sanctórum y Xotla, y el corredor Camafra (Aceves, 2000).

Producto de la gran aportación de nutrientes a esta presa, la infestación del lirio acuático es un problema crónico que no sólo afecta la calidad del agua sino que incrementa la tasa de evaporación de este embalse. En octubre de 1996 se encontró una infestación del lirio acuático del 69.8 % que equivalen a 1680 ha de un total de 2405 ha a la elevación de 2057.5 msnm. La densidad promedio del lirio fue de 88 ± 8 individuos/m² y una biomasa media en peso húmedo de 43 ± 6.84 kg/m² correspondiendo a cuerpos de agua eutróficos (Gutiérrez et al. 1997).

3.1 Ecurrimientos superficiales y sus aprovechamientos

El estudio realizado por la CONAGUA (2006), para la identificación de Zonas de Reservas de Agua Potable para la Ciudad de Puebla de los Ángeles, describe que el área de estudio pertenece principalmente a la Región Hidrológica No. 18, del río Balsas, cuenca de río Atoyac, subcuencas río Atoyac-Balcón del Diablo, presa Manuel Ávila Camacho, río Atoyac-San Martín Texmelucan, río Nexapa y río Zahuapan; en forma más precisa, en los orígenes del río Atoyac. Una superficie más pequeña pertenece a la cuenca río Balsas-Mezcala, específicamente las subcuencas río Balsas-Santo Tomás y río Huautla.

El río Atoyac, colector principal de la zona estudiada, se forma por los escurrimientos que bajan por la vertiente norte del Iztaccíhuatl, desde una altitud de unos 4,000 msnm, en los límites de los estados de México y Puebla. Entre las numerosas corrientes que descargan en su cauce durante sus primeros kilómetros, se pueden mencionar los ríos Tlahuapan, Turín, Otlati, Atotonilco, y San Jerónimo. Adopta el nombre de Atoyac a partir de la confluencia con los dos primeros tributarios Tlahuapan y Turín.

Aguas abajo de la confluencia con el Zahuapan entra a la ciudad de Puebla recibiendo aportaciones de los ríos Coronado y Malinche, así como las aguas residuales de la antedicha ciudad y otras vecinas como Cholula, que finalmente llegan a la presa Valsequillo.

Antes del embalse quedó instalada la estación hidrométrica Echeverría, y poco después se derivan por el canal Portezuelos unos 100 millones de metros cúbicos anuales hacia la cuenca del río Nexapa, con fines de irrigación, antes de descargar en la presa Manuel Ávila Camacho. El área de la cuenca hasta la cortina de la presa es de 3,923.2 km².

El río Zahuapan, tributario del río Atoyac, nace en la serranía de Tlaxco, unos 40 km al norte de la ciudad de Tlaxcala, a una altitud de 3,418 msnm. Sus primeros escurrimientos son controlados por la presa Atlanga, misma que da servicio al riego de unas 2,000 ha. Pertenecientes al Distrito de Riego, Aguas abajo atraviesa la ciudad de Tlaxcala, en cuyas inmediaciones se tiene instalada la estación hidrométrica del mismo nombre. Una vez que recibe las aportaciones de los ríos Jilotepec, San Juan y Soledad, recibe por su margen derecha al río Atoyac, unos 10 km antes de la ciudad de Puebla, confluencia donde cambia nombre al de Atoyac.

De esta forma el Valle de Puebla es atravesado por dos importantes corrientes superficiales, el Zahuapan y el Atoyac. Después de la unión de estos ríos, el Atoyac atraviesa la ciudad de Puebla y sirve de dren a las aguas residuales que se originan en este importante centro urbano y poblaciones vecinas como Cholula, para finalmente descargar en la presa M. Ávila Camacho, donde se regulan y utilizan para irrigación en el Distrito de Riego No. 30 Valsequillo. Hasta aquí se identifica como cuenca alta del río Balsas, considerada como la de mayor desarrollo económico en toda la Región Hidrológica No. 18.27. Dentro del área de estudio se han instalado varias estaciones hidrométricas; sin embargo, muchas se han suspendido y las restantes tienen datos sólo hasta 1985.

En la tabla 2 se presentan los escurrimientos a nivel anual y promedios mensuales, medidos en las estaciones Tlaxcala, Echeverría y Portezuelos, así como las entradas calculadas a la presa M. A. Camacho hasta 1985, y complementando los datos de entrada a la presa con información proporcionada por el Distrito de Riego No. 30 Valsequillo.

Es importante mencionar que, si a los volúmenes medidos en la estación Echeverría se restan los registrados en la estación Portezuelos, los valores resultan un poco menores a los registrados como entradas a la presa. Esto es debido que se suman las aportaciones del río Alseseca que desemboca prácticamente en el vaso de la presa y al que se descargan drenajes de la ciudad de Puebla.

El mismo estudio realizado por la CONAGUA (2006), para identificar Zonas de Reservas de Agua para la Ciudad de Puebla, realizó un balance de agua considerando la precipitación, las aguas superficiales y subterráneas con el propósito de tener una aproximación de los coeficientes de escurrimiento y de infiltración; se analizó la información generada por la estación Echeverría ubicada antes de la presa Valsequillo.

Para este análisis fue necesario conocer el escurrimiento virgen con la mayor precisión posible, representado por los escurrimientos del período 1963-1973, antes del cambio piezométrico general en el valle de Puebla, incluida en ese mismo estudio.

Tabla 2. Esgurrimiento indirecto y base en millones de m³.

Meses	Esgurrimiento total	Esgurrimiento directo	Esgurrimiento base
E	14	2	12
F	11	0	11
M	10	10	10
A	12	0	12
M	24	12	12
J	49	37	12
J	61	49	12
A	73	61	12
S	66	54	12
O	43	31	12
N	23	11	12
D	17	5	12
PROMEDIO	34	22	12
Volumen anual	404	260	144
Volumen llovido	3050	3050	3050
Coefficientes de esgurrimiento	0.132	0.085	0.047

Fuente: CONAGUA (2006).

De acuerdo con lo anterior y del análisis piezométrico regional, es probable que los ríos Atoyac y Zahuapan hayan cambiado su funcionamiento de dren de la cuenca y de los niveles freáticos regionales, por el de alimentadores del acuífero en algunos tramos por lo menos, con las consiguientes afectaciones a la calidad del agua que cabe esperar.

A partir de dichos datos, empleando los valores mensuales y promediándolos en el período 1963 a 1973, se determinó el flujo base que debió tener el río Atoyac en esos años, siendo el promedio de los meses de diciembre a abril y estimado en 12 millones de metros cúbicos mensuales. Esta cifra restada del esgurrimiento total representa el esgurrimiento directo, por lo tanto, el esgurrimiento base que manifiesta el río en época de estiaje es producto del drenado de los acuíferos, como un excedente de la infiltración pluvial. Si se considera una precipitación media anual en el valle de unos 880 mm, y el área de la cuenca en 3,465.5 Km² hasta la estación Echeverría, el volumen llovido resulta de 3,050 millones de metros cúbicos al año, y los coeficientes de esgurrimiento total, directo y base para toda la cuenca analizada resultan de 0.132, 0.085 y 0.047.

Actualmente se estima una aportación promedio total a la presa de 288.9 millones de m³ en el periodo de 1983 a 2012 siendo el caudal medio del río Atoyac de 7.8 metros cúbicos por segundo con un volumen promedio anual de 246.3 millones de metros cúbicos, mientras que el río Alseseca se estima tiene un caudal de 1.3 metros cúbicos por segundo, generando un volumen promedio anual de 41.1 millones de metros cúbicos (incluyendo aguas residuales).

3.2 Morfología de la presa Manuel Ávila Camacho (Valsequillo)

La presa tiene una cortina de tipo gravedad, provista por la margen izquierda de una obra de toma y de un vertedor de excedencias de cresta libre con canal lateral. La corona de la cortina tiene 425 m de longitud y una altura máxima de 82 m. La capacidad máxima de almacenamiento original en 1946 era de 404.5 millones de metros cúbicos, pero disminuyó a 303.7 millones de metros cúbicos según el estudio batimétrico de 1970, con una capacidad media de 228 millones de metros cúbicos. Con modificaciones en la altura de la cortina, actualmente tiene una capacidad actual al NAMO es de 328.6 Mm³ para una superficie de 2960.7 ha. Para el NAME es de 391.6 Mm³ con una superficie de 3313.54 ha (CONAGUA, 2008b). En la región donde se localiza la presa, el río Atoyac su cauce es en forma de un cañón angosto y profundo denominado como Cañón del Diablo.

Con base en imágenes de satélite de Google Earth y la herramienta de medida de distancias, se obtuvo que el embalse tiene una longitud máxima de 15 km y ancho máximo de 7 km.

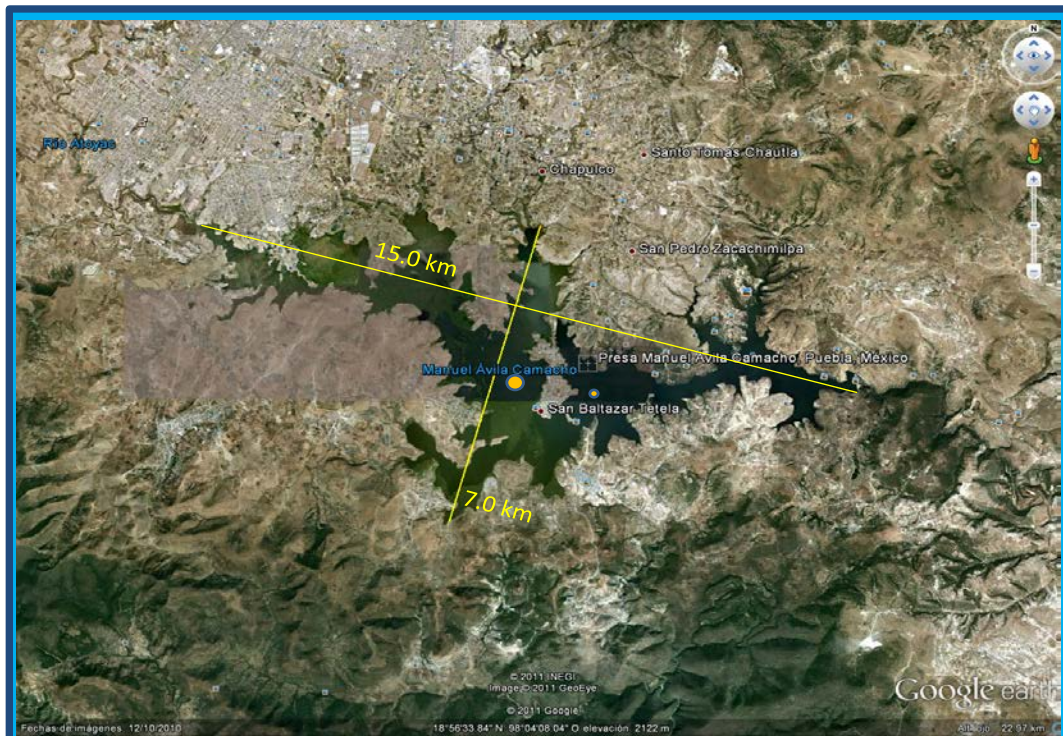


Figura 10. Longitud y ancho máximo de la presa Manuel Ávila Camacho, Pue.

Fuente: elaboración propia a partir de imagen Google Earth.

Asimismo, se obtuvo el ancho medio (B_m) de 1.97 km empleando la siguiente expresión:

$$(B_m) = A/L_m \quad \dots (12)$$

$$= 29.6 \text{ km}^2 / 15 \text{ km} = 1.97 \text{ km}$$

Donde:

A: área superficial y L_m : longitud máxima

El perímetro o longitud de la línea costera (l_0) es de 84.39 km

$$\text{Índice de desarrollo de la línea costera } F = (l_0/2\pi A)^{0.5} = (84.39/3.1416 \cdot 29.6)^{0.5} = 1.63 \quad (13)$$

Cuando este índice tiene valores cercanos a 1 la forma del embalse es circular. Valores mayores de 1 es indicador de una forma irregular. Entre mayor es el valor de F, se considera que estos son más productivos.

Otras características importantes de la presa Manuel Ávila Camacho se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Dimensiones sub-superficiales de la presa Manuel Ávila Camacho*.

Parámetro	Estimación	Magnitud	Referencia
Profundidad Máxima D_{max} en m	Directa	42	Batimetría
Profundidad media D_m en m	$D_m = V/a$	11.1	NAMO
Profundidad media D_m en m	$D_m = V/a$	11.81	NAME
Profundidad media últimos 30 años	$D_m = V/a$	10.6 m	Promedios
Profundidad relativa %	$D_r = [D_{MAX} / 100] / [2(a/\pi)^{0.5}] = 88.6 D_{max} (a)^{0.5}$	1.21%	Batimetría NAME

*Elaboración propia

Cuando el parámetro de la profundidad relativa (D_r) presenta valores bajos indica que el sistema está menos protegido contra el viento y al crear turbulencia decrecerá la transparencia del agua (dependiendo de la profundidad y la orografía), así como un incremento de la producción fotosintética (Sperling, 1994). Hakanson (1981), menciona que una D_r alta, es indicativo de mayor estabilidad de la estratificación. Cuerpos de agua profundos y de área pequeña tendrán valores de D_r mayores de 4 %. Sistemas con área relativamente grande y poca profundidad la D_r producirá valores menores a 2% tal como presenta la D_r de la presa Manuel Ávila Camacho al tener un valor del 1.2%.

3.3 Clima

Los períodos de observación consignados en los estudios previos son variables, el más largo corresponde a la estación de Puebla con 60 años, de 1921 a 1981.

Según los criterios de Köppen modificados por Enriqueta García, el clima regional presenta algunas variantes. En el área de la ciudad de Puebla se clasifica dentro del tipo templado, subhúmedo, con lluvias en verano, donde la precipitación del mes más seco es menor de 40 mm, y el porcentaje de precipitación invernal es 25 menor de 5. Manifiesta también condición de canícula, o sea una pequeña temporada menos lluviosa dentro de la estación de lluvias, llamada también sequía de verano.

Al sur de Puebla, hacia Valsequillo, lo mismo que al norte, hacia Tlaxcala y sus alrededores, su clasificación varía sólo porque se agrupa entre los subtipos de humedad media de los templados subhúmedos. En la parte más alta de La Malinche es frío, y en sus estribaciones, por las elevaciones topográficas más altas, se clasifica dentro del tipo semifrío, subhúmedo y con lluvias en verano.

3.3.1 Precipitación

La mayor precipitación pluvial se registra en La Malinche, con 1,000 mm como valor promedio anual; en la ciudad de Puebla y hasta Tlaxcala, varía entre 800 y 1,000 mm/año; y en Valsequillo baja a unos 770 mm/año (Figura 11).

Se puede afirmar que, para la zona que abarcan las estaciones climatológicas, la temporada lluviosa queda definida de mayo a octubre inclusive, mientras que el estiaje se extiende de noviembre a abril. El mes más lluvioso es junio y el más seco diciembre.

Podría decirse que la estación representativa del área estudiada es la de Puebla, con una precipitación media anual de 825 mm, siendo la máxima de 1,170.9 mm y una mínima de 538.8 mm.

3.3.2 Temperatura

En las partes altas de La Malinche se tiene registrada una temperatura media anual del orden de 4°C, disminuyendo hacia sus estribaciones a unos 12°C. Hacia Tlaxcala varía entre 14 y 16°C, mientras que en la ciudad de Puebla y alrededores oscila entre 16 y 18°C. El gran promedio anual de la temperatura para la zona es de 15.1°C, siendo el mes de mayo el más caluroso con 17.4°C, y el más frío, enero con 12.2°C. La estación Puebla, la más representativa de la región, manifiesta una temperatura media anual de 16.6°C, con máxima de 21.3°C en mayo y mínima de 10.8°C en enero. En la estación Balcón del Diablo en la presa Valsequillo se presenta una temperatura media de 16.4°C con mínima de 13 y máxima de 19.1°C (Figura 11).

3.3.3 Evaporación potencial

La evaporación potencial se registra en sólo 11 estaciones climatológicas – hasta 1996. Se aprecia que hay un déficit de agua durante todo el año al comparar los valores medios, excepción hecha de los meses de julio, agosto y septiembre, en los que la precipitación es apenas ligeramente mayor que la evaporación. Considerando la zona cubierta por las estaciones climatológicas, la evaporación potencial media anual es de 1,845.3 mm.

3.4 Calidad del agua

A partir de los datos obtenidos en 1979, la Secretaría de Recursos Hidráulicos, determinó que ingresaban a la presa por el río Atoyac, 95.6 toneladas al día de DBO₅, 164 de DQO, 17.8 de nutrientes (fosfatos y Nitratos), 7.0 de detergentes (SAAM), 904.7 de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y 26.16 de grasas y aceites, así como 13.67 toneladas al día de metales pesados.

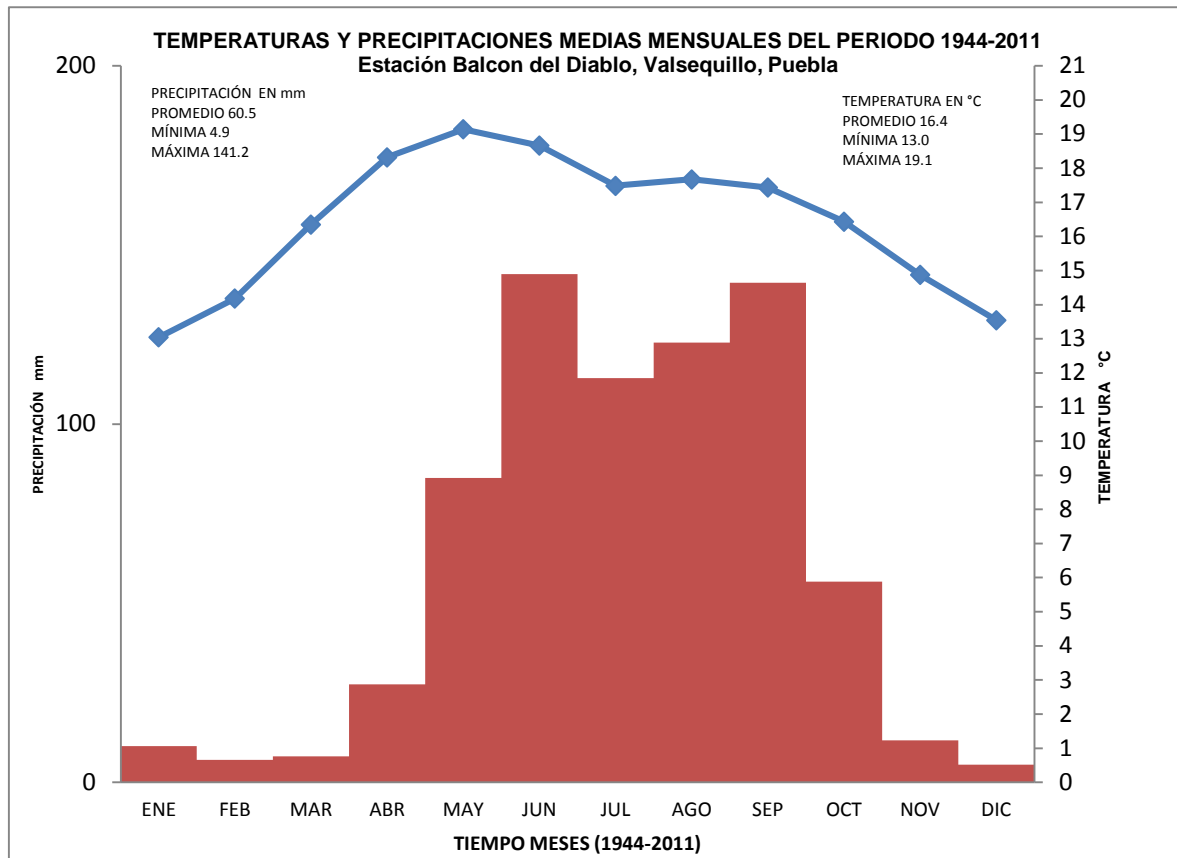


Figura 11. Climograma en la estación Balcón del Diablo (1944-2011) Fuente: elaboración propia.

En el 2006 en el proyecto desarrollado por la CONAGUA-IMTA, calcularon un ingreso, por este mismo río, de 66.4 toneladas al día de DBO₅, 146.2 de DQO, 14.7 de nutrientes, 0.4 de detergentes, 62.7 de SST, 16.3 de grasas y aceites, así como 0.41 de metales pesados, detectándose la aportación de 0.05 toneladas al día de compuestos orgánicos tóxicos.

Se observa que después de 26 años la situación en términos de cantidad de contaminantes presentó evidentemente una importante disminución.

El decremento podría ser explicado tomando en cuenta varios eventos y acciones que se pudieron identificar en los registros disponibles en la Dirección Local de Puebla, perteneciente a la Comisión nacional del Agua.

El primero se refiere al hecho de que pudo haber cambios en el escurrimiento, es decir a las aportaciones de agua a la zona del embalse de forma que con más agua en el río receptor de las descargas en la cuenca de captación pudo producir un efecto de dilución.

En la figura 12 se muestran los datos proporcionados por el Distrito de Riego 030 correspondientes a las aportaciones o volúmenes de entrada en millones de m³ a la presa Manual Ávila Camacho del periodo de 1983 a 2011.

En la misma gráfica también se observa el almacenamiento asociado a estas aportaciones las cuales muestran una relación muy estrecha.

Se puede apreciar que se presentan épocas donde las aportaciones bajan substancialmente y por lo mismo las concentraciones de contaminantes se incrementan.

Como se muestra, las aportaciones presentaron una fuerte disminución de 1983 hasta 1989, que en promedio bajaron de 365 a 175 millones de metros cúbicos anuales, hecho que hace pensar en aprovechamientos directos de los ríos Zahuapan y Atoyac aguas arriba o una época de estiaje prolongada.

No obstante, a partir de 1983 y hasta 2014 las aportaciones se han incrementado con una tendencia importante. Por este hecho se puede pensar que existió dilución de forma que los datos de calidad del agua del 2006 son inferiores a los del 1979.

Asociado con lo anterior, el incremento de las aportaciones tendría que estar relacionado con un aumento en la precipitación en esa cuenca.

Para determinar si ocurrió, para fines comparativos, en la Figura 11 se presentan los promedios mensuales de la precipitación registrada en la estación Balcón del Diablo ubicada muy cerca de la cortina del embalse del periodo de 1969 al 2011.

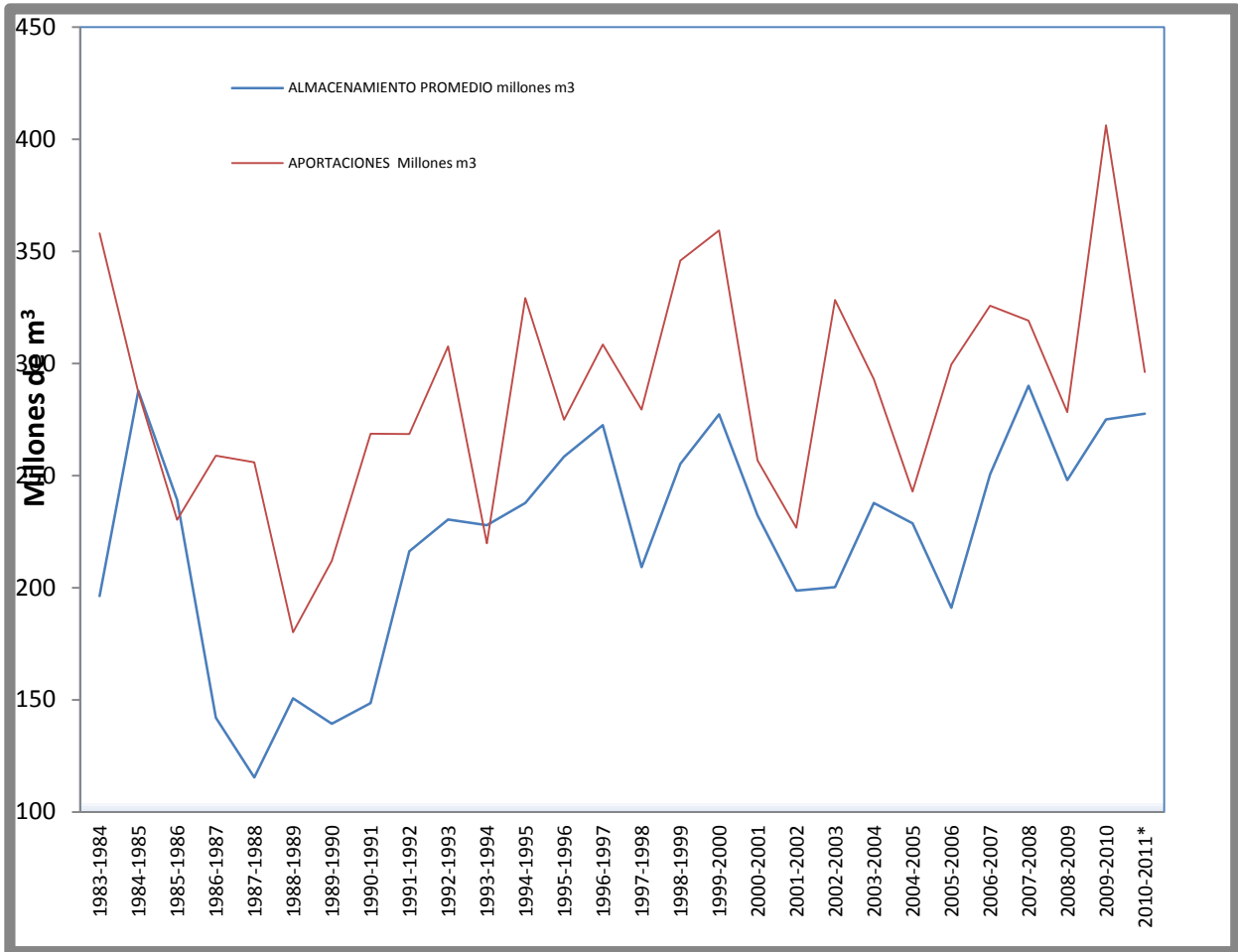


Figura 12. Aportaciones a la presa Manuel Ávila Camacho, Valsequillo y su relación con el almacenamiento del periodo de 1983 al 2011. Fuente: elaboración propia.

En la figura 13 se puede observar que no sólo no incrementó la precipitación sino muestra una ligera tendencia a la disminución. Además, muestra que en 1978-1979, fecha de la medición de calidad del agua fueron años lluviosos comparados con 2005-2006. Al no haberse incrementado la precipitación, se plantea otra posible explicación que tiene fundamento en el incremento a los usos del agua por el incremento en la población en la cuenca alta del Balsas, particularmente en la ciudad de Puebla de los Ángeles, considerando que esta zona urbana depende casi en su totalidad de la extracción del agua del acuífero. En las zonas urbanas, el exceso de la demanda es proporcional a la concentración de la población y se agudiza en zonas conurbadas, especialmente en esta ciudad. De acuerdo al INEGI (2010), para 1990, 2000 y 2010 la población incrementó pasando de 1'057,454, 1'346, 916 y 1'539,819 habitantes, respectivamente. Asociado con esto, el Volumen Concesionado de Agua Subterránea de Agua se incrementó de 123 a 252 Millones de m³ significando 51% más de agua extraída del acuífero (SEMARNAT, 2013).

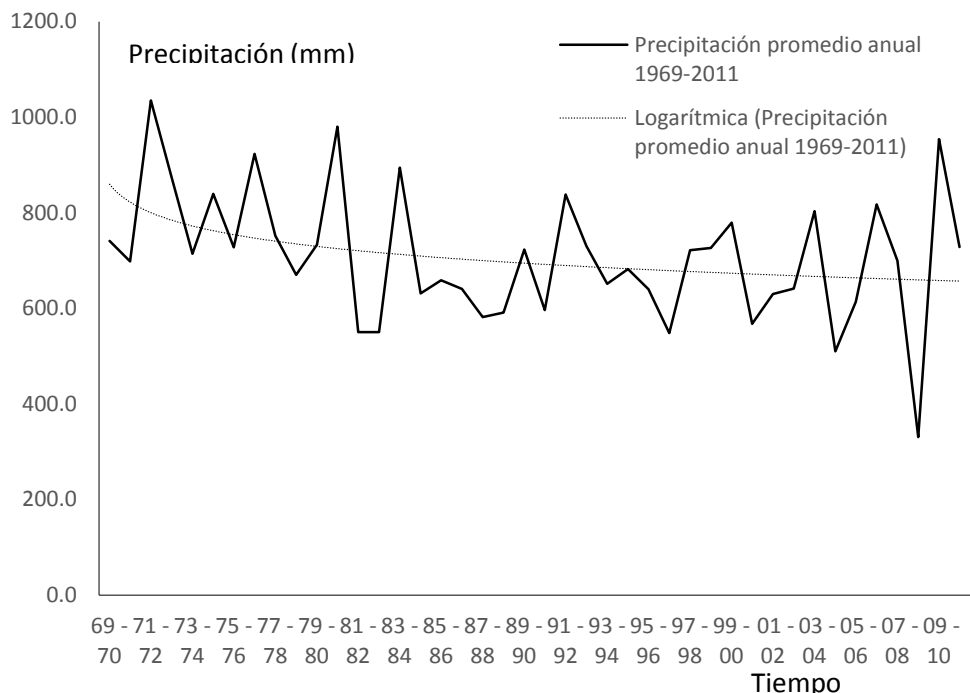


Figura 13. Precipitación media mensual de la estación meteorológica Balcón del Diablo, Puebla del periodo de 1944 al 2011. Elaboración propia con datos del SMN.

El Acuífero de la Ciudad de Puebla, Pue., no sólo es la única fuente de suministro de la Ciudad de Puebla de Zaragoza sino también de una parte de Tlaxcala. Por lo mismo, ha sido motivo de estudios geohidrológicos desde principios de la década de los años setenta, con el propósito de incrementar la disponibilidad. Desde entonces, se han incrementado gradualmente el número de pozos y las extracciones de aguas subterránea en el área urbana de la ciudad de Puebla y sus alrededores, llegando a niveles de sobreexplotación que han provocado un severo impacto manifestando, entre los efectos perjudiciales más notables, el descenso de los niveles del agua subterránea, el agrietamiento del terreno, la reducción de la productividad en los pozos, y en algunas zonas, el deterioro de la calidad del agua por migración de agua sulfurosa de origen natural, desde mayores profundidades (CONAGUA, 2006).

Con estos datos se plantea la hipótesis de que al extraer más agua del acuífero y transformarse en agua residual municipal ha producido un efecto de dilución de las descargas de agua residual industrial considerando que el drenaje de la ciudad está mezclado.

Además del efecto anterior, la disminución de la carga de contaminantes también debe estar asociada a la entrada en operación de la infraestructura de saneamiento en esta cuenca, tanto para aguas municipales como no municipales. De acuerdo con el INEGI (2004), en los 32 municipios que se localizan en el área geográfica de la cuenca alta del río Atoyac que incluye los estados de México, Tlaxcala y Puebla, se localizan 112 sistemas de tratamiento de aguas residuales. De estos 112 sistemas los procesos que predominan son: filtros rociadores (siete), lagunas de oxidación (cinco), biológicos con catalizadores enzimáticos (tres) y 97 plantas, que comprenden diferentes procesos:

anaerobio, sedimentadores, fosa séptica, clarificación-sedimentación, secundario avanzado, biológicos, separador de grasas, lodos activados y fisicoquímicos (Tabla 4).

Por entidad federativa, los sistemas de tratamiento instalados tienen la siguiente distribución: tres en el Estado de México, 100 en Puebla y nueve en Tlaxcala con una capacidad instalada de 130.03 l/s, 4,362.48 l/s y 76.0 l/s, respectivamente. Por lo tanto y excepto por las lagunas de oxidación, la mayor parte de los sistemas de tratamiento se encuentran en el estado de Puebla, asimismo, la capacidad instalada también es mucho mayor en este estado. En el 2011 con datos de 2010, la CONAGUA menciona que en Puebla se cuenta con 74 plantas de tratamiento de agua municipal con una capacidad instalada de 3,178.0 l/s, con un caudal tratado 2,571.1 l/s para una cobertura de tratamiento del 43. %. Es de mencionarse que en el 2003 se trataban 2,170 l/s con una cobertura de 45%, lo que indica que no se ha podido cubrir ni siquiera el crecimiento de la población.

Para las aguas residuales industriales, se tiene que en el estado existen 194 plantas en operación con una capacidad instalada de 929.1 l/s, de la cual se tratan únicamente 513.4 l/s. La gran mayoría de estos desechos se tratan con un proceso secundario (391.5 l/s), le sigue en importancia el tratamiento primario (32.4 l/s). Se desconoce cómo se tratan 14.4 l/s y es de llamarse la atención que sólo 0.7 l/s tienen un tratamiento terciario cuando el tipo de industrias y las características de sus desechos lo ameritarían.

Es importante entonces que en áreas donde exista una zona urbana y gran actividad industrial como principales aportadores de aguas residuales, requerirá en primera instancia contar con una metodología de evaluación simplificada de la condición actual y la cuantificación de la reducción de la carga de contaminantes más importante para posteriormente ser la materia prima de decisión para la instrumentación de programas de acciones que permitan el control de estas fuentes puntuales y con ello, la rehabilitación y/o remediación de la calidad del agua.

En relación con la calidad del agua en este sistema, se llevó cabo la evaluación de los datos históricos de los sitios de la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), utilizando tres indicadores, la Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO_5), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST). La DBO_5 y la DQO es representativa de la cantidad de materia orgánica presente provenientes principalmente de las descargas de aguas residuales de origen municipal y no municipal. La primera determina la cantidad de materia orgánica biodegradable y la segunda mide la cantidad total de materia orgánica, Tabla 5.

El incremento de la concentración de estos parámetros incide en la disminución del contenido de oxígeno disuelto con la consecuente afectación a los ecosistemas acuáticos. Niveles elevados de la DQO indican presencia de sustancias provenientes de descargas no municipales (industriales). Los SST tienen su origen de las aguas residuales y la erosión del suelo. Los SST hacen que un cuerpo de agua pierda capacidad de soportar la diversidad de la vida acuática. Estos parámetros permiten reconocer gradientes que van desde una condición relativamente natural o sin influencia de la actividad humana hasta agua que muestra indicios o aportaciones importantes de descargas de aguas residuales municipales y no municipales, así como áreas con deforestación severa. La evaluación de la calidad del agua se realizó conforme a lo establecido por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2013), a través de las siguientes Escalas de Clasificación:

Tabla 4. Sistemas de tratamiento en operación (2004).en la cuenca alta del río Atoyac.

Entidad/Municipio	Total	Filtros rociadores	Lagunas de oxidación	Reactores Enzimáticos	Otras 1/	Capacidad Instalada (L/s)
Subcuencas (México, totales)	3				3	130.03
Ixtapaluca	2 2/				2 2/	130.03 2/
Público	2				2	130.00
Privado	1				1	0.03
Subcuencas (Puebla, totales)	100	7	1	3	89	4,362.48
Cuautlancingo	2 2/				2 2/	3.00 2/
Privado	2				2	3.00
Huejotzingo	8 2/	2 2/			6 2/	69.13 2/
Público	1	1				60.00
Privado	7	1			6	9.13
Juan C. Bonilla	1 2/				1 2/	0.17 2/
Privado	1				1	0.17
Puebla	62 2/	3 2/		2 2/	57 2/	3,977.0 2/
Público	5				5	3,687.00
Privado	57	3		2	52	290.00
San Andrés Cholula	7 2/			1 2/	6 2/	6.22 2/
Privado	7			1	6	6.22
San Gregorio Atzompa	1 2/				1 2/	0.42 2/
Privado	1				1	0.42
San Martín Texmelucan	11 2/	1 2/	1 2/		9 2/	228.48 2/
Público	1	1				190.00
Privado	10		1		9	38.48
San Miguel Xoxtla	2 2/	1 2/				5.00 2/
Privado	1	1				5.00
San Pedro Cholula	3 2/				3 2/	73.30 2/
Privado	3				3	73.30
San Salvador El Verde	1 2/				1 2/	0.76 2/
Privado	1				1	0.76
Tlahuapan	3 2/				3 2/	4.00 2/
Público	2				2	2.50
Privado	1				1	1.50
Subcuenca (Tlaxcala, totales)	9		4		5	76
Ixtacuixtla de M. Matamoros	3 2/		1 2/		2 2/	76.00 2/
Privado	3		1		2	
Mazatecochco de José Ma. Morelos	2 2/				2 2/	
Privado	2				2	
Tepetitla de Lardizabal	1 2/		1 2/			
Sanctorum de L. Cárdenas	3 2/		2 2/		1 2/	
Subcuenca (totales)	112	7	5	3	97	4,573.51

1/ Comprende: anaerobio, sedimentador, fosa séptica, clarificación-sedimentación, secundario avanzado, biológicos separador de grasas, lodos activados y fisicoquímicos.

2/ Subtotales a nivel municipal.

Fuente: INEGI, 2004b.

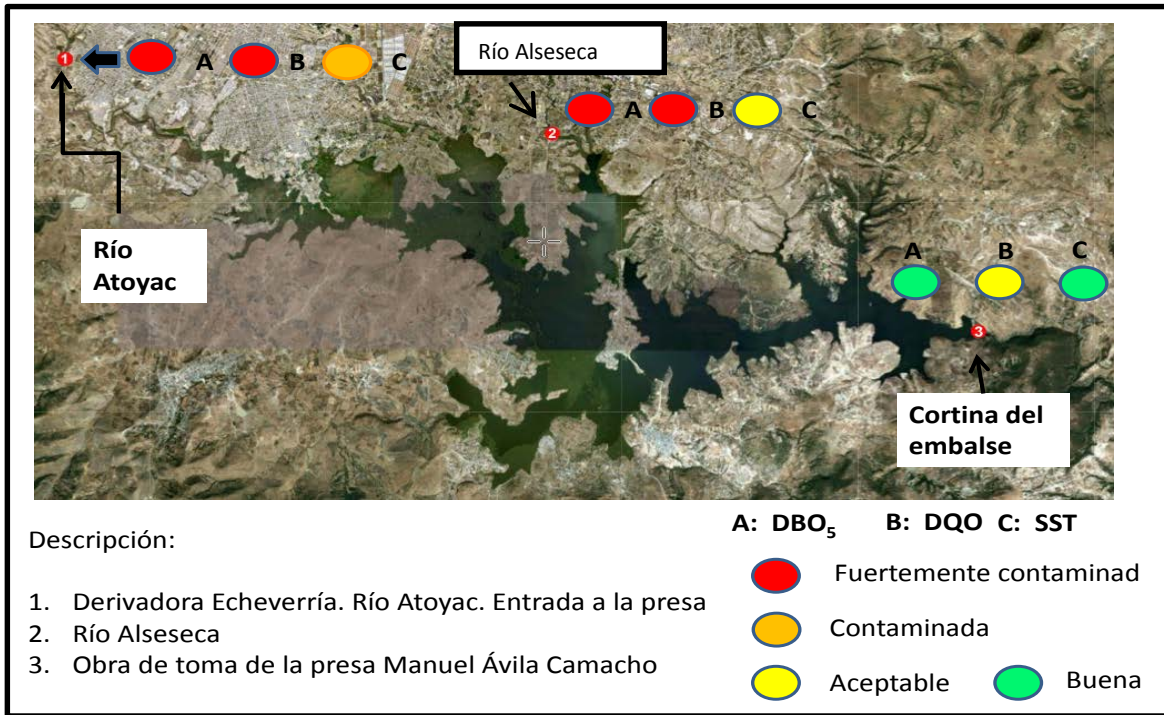
Tabla 5. Indicadores de calidad del agua.

CRITERIO (mg/l)	CLASIFICACIÓN	COLOR
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO₅)		
DBO₅ ≤ 3	EXCELENTE No contaminada	AZUL
3 < DBO₅ ≤ 6	BUENA CALIDAD Aguas superficiales con bajo contenido de materia orgánica biodegradable	VERDE
6 < DBO₅ ≤ 30	ACEPTABLE Con indicio de contaminación. Aguas superficiales con capacidad de autodepuración o con descargas de aguas residuales tratadas biológicamente	AMARILLO
30 < DBO₅ ≤ 120	CONTAMINADA Aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal	NARANJA
DBO₅ > 120	FUERTEMENTE CONTAMINADA Aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales	ROJO
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)		
DQO ≤ 10	EXCELENTE No contaminada	AZUL
10 < DQO ≤ 20	BUENA CALIDAD Aguas superficiales con bajo contenido de materia orgánica biodegradable y no biodegradable	VERDE
20 < DQO ≤ 40	ACEPTABLE Con indicio de contaminación. Aguas superficiales con capacidad de autodepuración o con descargas de aguas residuales tratadas biológicamente	AMARILLO
40 < DQO ≤ 200	CONTAMINADA Aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal	NARANJA
DQO > 200	FUERTEMENTE CONTAMINADA Aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales	ROJO
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)		
SST ≤ 25	EXCELENTE Clase de excepción, muy buena calidad	AZUL
25 < SST ≤ 75	BUENA CALIDAD Aguas superficiales con bajo contenido de sólidos suspendidos, generalmente condiciones naturales. Favorece la conservación de comunidades acuáticas y el riego agrícola irrestricto	VERDE
75 < SST ≤ 150	ACEPTABLE Aguas superficiales con indicio de contaminación. Con descargas de aguas residuales tratadas biológicamente. Condición regular para peces. Riego agrícola restringido	AMARILLO
150 < SST ≤ 400	CONTAMINADA Aguas superficiales de mala calidad con descargas de aguas residuales crudas. Agua con alto contenido de material suspendido	NARANJA
SST > 400	FUERTEMENTE CONTAMINADA Aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales con alta carga contaminante. Mala condición para peces	ROJO

Fuente: CONAGUA, 2013

En la figura 14 se presentan los tres sitios de monitoreo que tiene la Red de Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua de la CONAGUA con información desde 1980 denominadas como río Atoyac, ubicada a la entrada a la presa, aproximadamente 100 m aguas arriba de la presa Derivadora Echeverría; río Alseseca, antes de aportar sus aguas a la presa Valsequillo y el sitio ubicado en la cortina de la presa muy cercano en la obra de toma.

Se observa que los afluentes a la presa están fuertemente contaminados para los tres parámetros lo que es consecuencia de las aportaciones de materia orgánica biodegradable, no biodegradable y sólidos suspendidos, indicando la influencia de descargas urbanas e industriales y arrastres terrígenos de la cuenca alta. En términos de los sólidos suspendidos totales, las aportaciones son importantes tomado en cuenta que el río Atoyac representa más del 86% del volumen aportado y la concentración de este parámetro se clasificó como contaminado. En relación con la cortina del embalse, la calidad es buena para DBO₅ y sólidos suspendidos totales evidenciando capacidad de asimilación y dilución del embalse por biodegradación y sedimentación, respectivamente. La DQO, se mantiene en intervalo que clasifica a la presa como contaminada, indicando la presencia potencial de compuestos orgánicos no biodegradables persistentes.



Fuente: Elaboración propia

Figura 14. Ubicación de los sitios de monitoreo de CONAGUA en la presa Valsequillo

En la gráfica de la figura 15, se indica la calificación de su calidad tomando en cuenta las mediciones de los últimos cinco años para los tres parámetros utilizados como indicadores. Las letras se refieren a los parámetros y los óvalos a la calificación asignada utilizando las escalas de la tabla 5.

A continuación se presenta la tendencia de la calidad del agua de estos mismos sitios. Para la estación 1. Derivadora Echeverría, Río Atoyac, entrada a la presa, se cuenta con información de 30 años comprendida en el periodo entre 1980 a 2010. Para el sitio 2, Río Alseseca, con información de 10 años (2000-2010) y para el sitio 3, Obra de Toma de la presa Manuel Ávila Camacho, con 24 años (1975-1999). La estación 2, Alseseca con datos desde el 2000. Se presentan también algunos datos de otra estación ubicada aguas arriba de la derivadora Echeverría.

En la figura 15 se muestra la tendencia de la DBO₅ en las tres estaciones antes mencionadas.

De dicha figura es notable que en el río Atoyac de 1985 hasta 1997, con fluctuaciones, pero mantuvo la concentración de la DBO en el nivel de aceptable. A partir de 1997 y hasta el 2003, se presentó un incremento en la concentración de este río de forma acelerada pasando de 30 hasta 182 mg/l. en este periodo ocurrieron también otros eventos importantes. El primero la publicación de la NOM-001-SEMARNAT-1996 y la entrada en operación de la mega planta de tratamiento de la ciudad de Puebla entre el 2001 y 2002.

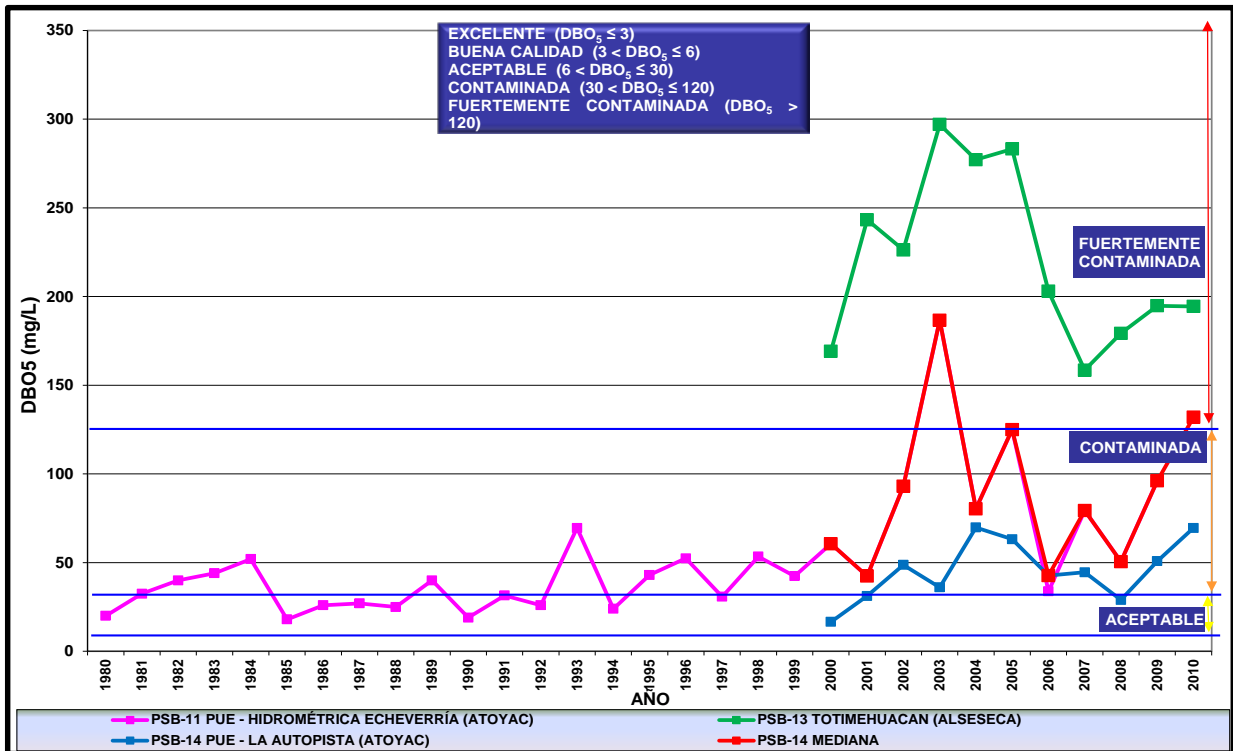


Figura 15. Tendencia de la Demanda Bioquímica de Oxígeno de 5 días en los ríos Atoyac y Alseseca. Fuente: elaboración propia.

En enero de 1999, se firmó el Contrato de Prestación de Servicios (CPS), entre el Organismo Operador del Gobierno de Puebla SOAPAP y la Empresa concesionaria TAPSA, para la construcción, y operación de cuatro plantas de tratamiento de agua residual y 100 km de colectores para el saneamiento de los ríos Atoyac y Alseseca. El alcance del contrato contempló 20 años de operación, mantenimiento y renovación de la infraestructura.

De acuerdo al Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación (CONAGUA 2012), las cuatro plantas que se construyeron bajo el esquema de tratamiento primario avanzado, tres descargan el agua tratada al río Atoyac correspondiendo a las denominadas como: Puebla-Barranca del Conde puesta en operación en 2001, con una capacidad instalada de 340 l/s y que opera únicamente con 180 l/s; Puebla-San Francisco, que opera desde el 2002 con una capacidad de 1100 l/s pero que trata hasta 1337 l/s y la de Puebla-Atoyac Sur, con capacidad de 400 l/s pero que opera al 50% entrando en operación en el 2001.

La cuarta planta de descargas de aguas residuales, Puebla- Alseseca o Alseseca-Sur con una capacidad de 700 l/s pero que según dicho inventario opera sólo con 500 l/s. Esta planta descarga el agua tratada al río Alseseca.

Es de llamar la atención que entrando en operación esta infraestructura a partir del 2001 la contaminación de ambos ríos incrementó drásticamente en los siguientes años. Es posible que dicha contaminación haya sido el resultado de conjuntar una gran cantidad de agua residual en estas plantas y que al no operar adecuadamente crearon un fuerte

impacto en los cuerpos receptores. Una vez concentrado el volumen, la descarga se dispuso ahora en tres sitios lo que antes no ocurría. Anteriormente sin la existencia de 100 km de colectores de agua residual, mucha de esta agua se disponía en varias áreas incluyendo barrancas y el suelo de forma dispersa.

El río Alseseca de 170 mg/l llegó hasta casi 300 mg/l de DBO y el Atoyac de 50 hasta 180 mg/l. En el 2011 la calidad del agua se clasificó como contaminada y el Alseseca como fuertemente contaminada. A partir de 2003 y hasta el 2007 de notó una mejora importante en ambas corrientes a partir de lo cual las concentraciones de DBO volvieron a incrementarse.

En la Figura 16 está representado el comportamiento de la Demanda Química de Oxígeno la cual siguió el mismo comportamiento pero con valores que llegaron hasta casi 700 mg/ en el Alseseca y 315 mg/ en el Atoyac. Para el 2011 ambas corrientes están fuertemente contaminadas.

Es de señalarse que antes de la publicación de la NOM-001-SEMARNAT1996, la Ley Federal de Derechos regulaba el parámetro de la DQO y hasta el 2002 el río Atoyac se mantenía en un valor cercano a los 200 mg/l para luego incrementarse a cerca de los 280 mg/l.

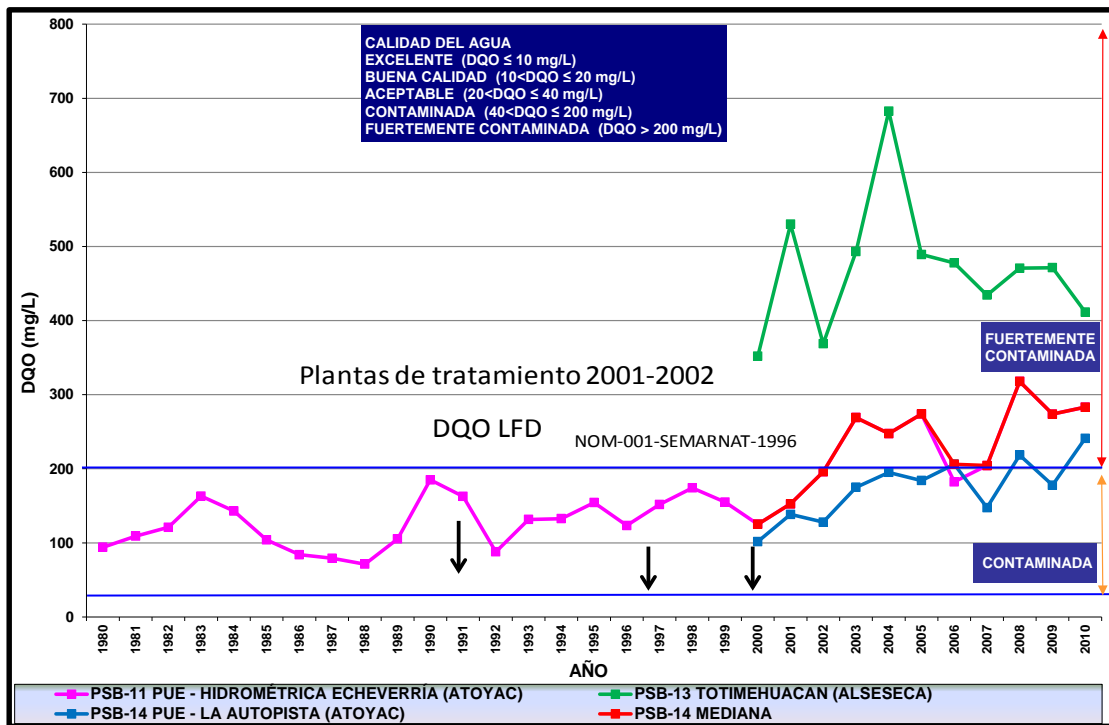
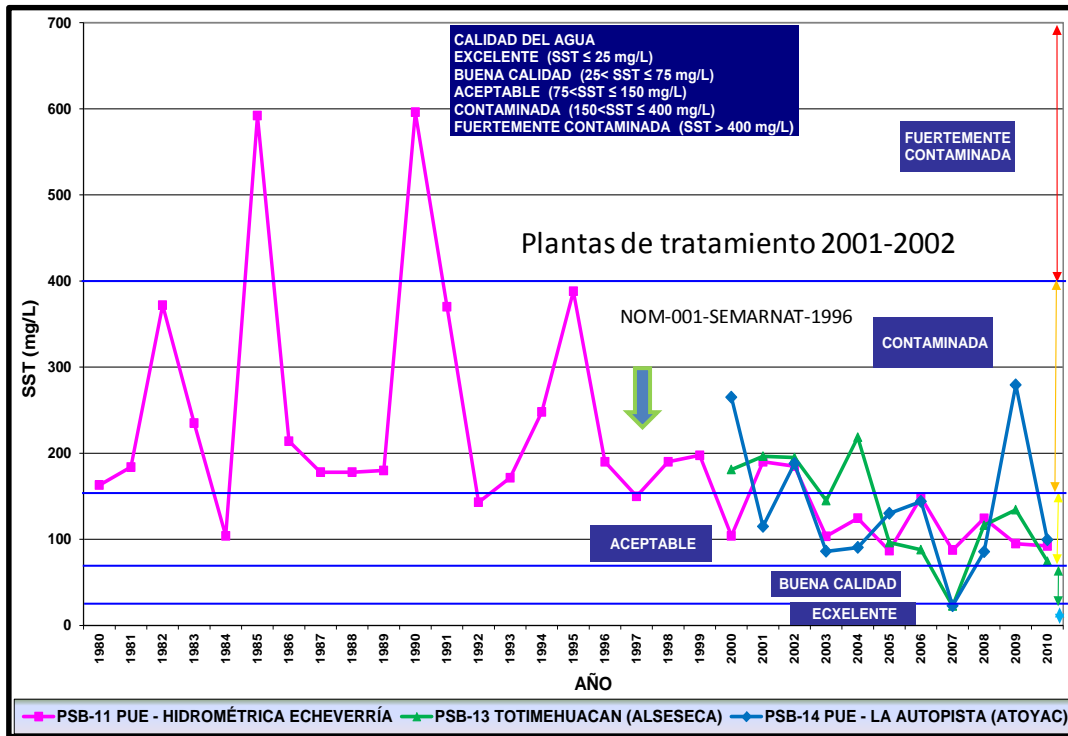


Figura 16. Demanda Química de Oxígeno en los ríos Atoyac y Alseseca. Fuente: elaboración propia.

En la figura 17 se representa el comportamiento de los sólidos suspendidos totales. Es muy evidente la presencia de altas concentraciones de sólidos suspendidos en el río Atoyac hasta antes de 1988 que alcanzaron en la corriente valores de hasta 600 mg/l teniendo fluctuaciones drásticas en torno a 150 mg/l.

Es evidente también que en el 2001 se observa una tendencia sostenida a la baja tanto en el río Alseseca como en el de Atoyac. Con esta evidencia se puede asegurar que el tratamiento primario avanzado de las plantas construidas en esas fechas funcionó desde el principio adecuadamente como un tratamiento primario cuya principal función es la de la sedimentación.



17. Sólidos suspendidos en el río Atoyac y Alseseca antes de entrar a la presa Valsequillo. Fuente: elaboración propia.

En la figura 18 se presenta el comportamiento de la DBO en el embalse Manuel Ávila Camacho de 1975 y hasta el 2000, año en el que desafortunadamente se dejó de medir. Se presentaron en ese periodo valores de este parámetro muy bajos clasificándose como excelente. Era de esperarse un comportamiento de esa naturaleza en cuanto a que en esa época el río Atoyac, principal aportador del contaminante a ese sistema, presentaba una concentración cercana a los 50 mg/l que aunque contaminada, inferior a los valores que presentó en el 2011 este tributario de 150 mg/l (Figura 15).

De la misma manera, en la figura 19 y 20 se muestra el comportamiento de la DQO y los SST en el embalse. La DQO se manifestaba en la presa con valores inferiores a 40 mg/l ubicándose en la escala como de calidad aceptable. Es interesante que este valor representa en términos generales, el 25% de la concentración de los valores más altos registrados en el río Atoyac.

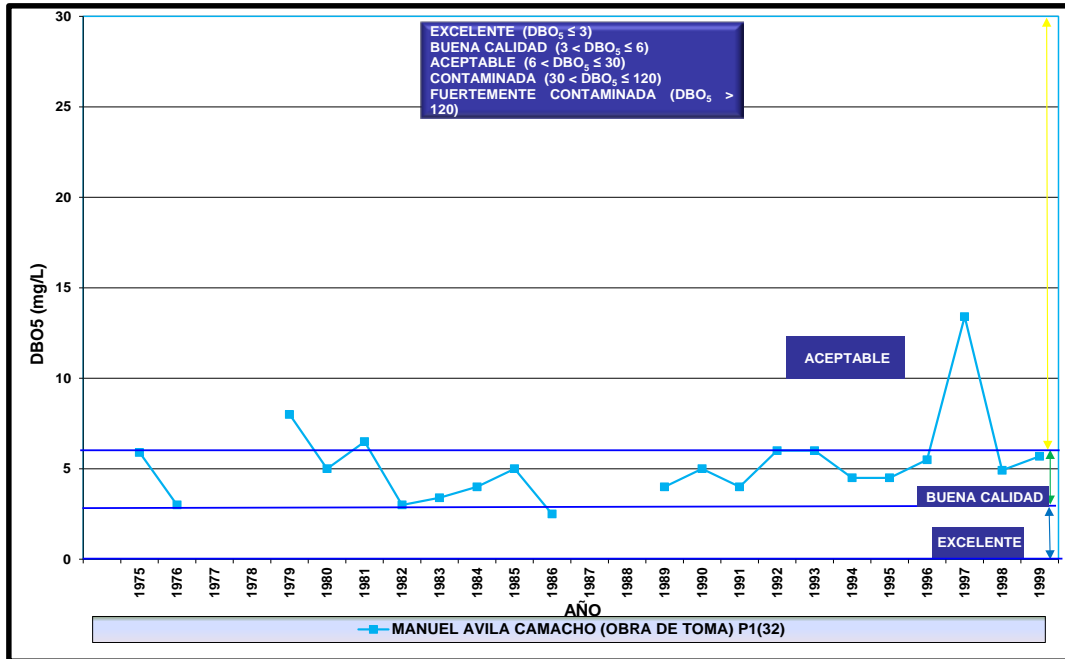


Figura 18. Evolución de la DBO₅ en la zona de la cortina de la presa Valsequillo (Obra de toma). Fuente: elaboración propia.

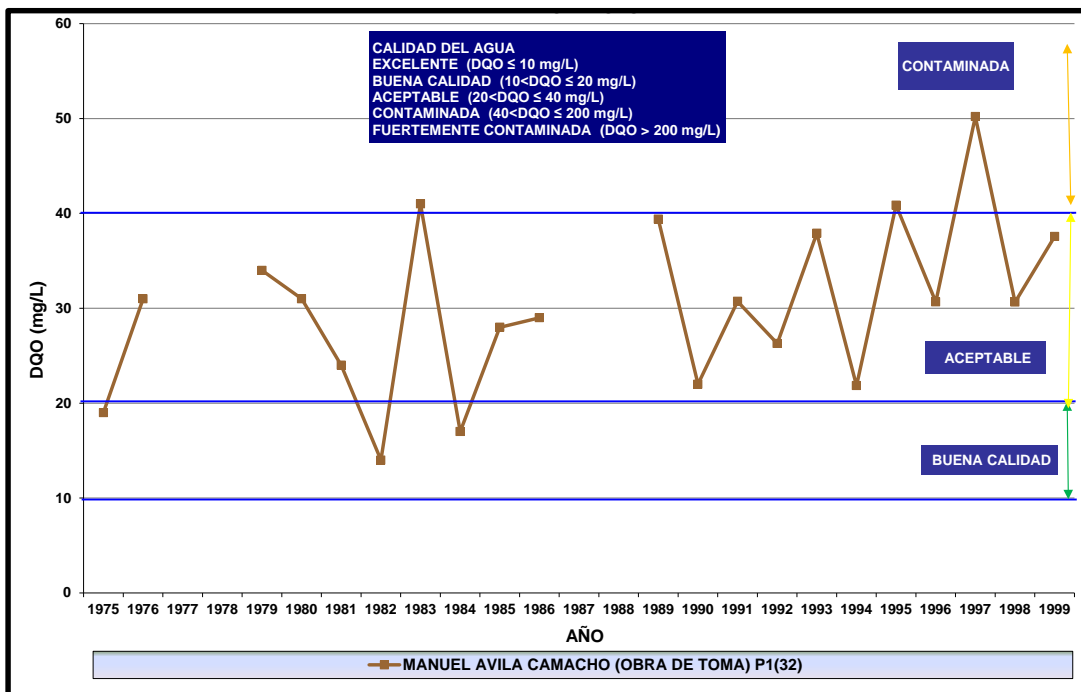


Figura 19. Evolución de la DQO en la zona de la cortina de la presa Valsequillo (Obra de toma). Fuente: elaboración propia.

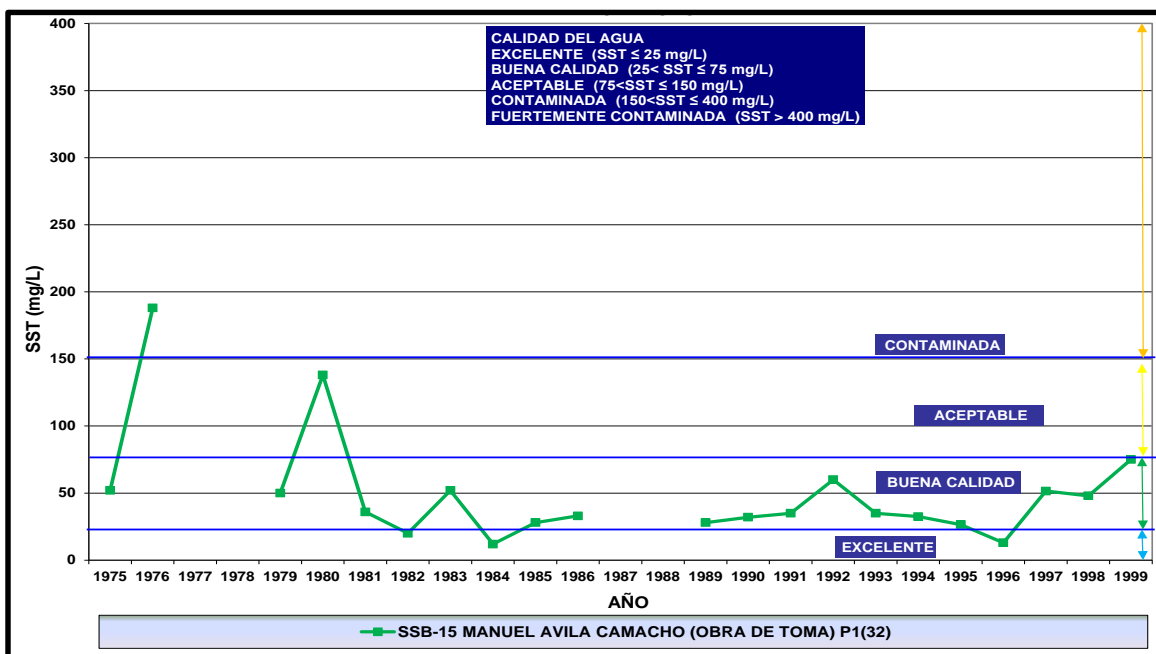


Figura 20. Evolución de los sólidos suspendidos totales en la en la zona de la cortina de la presa Valsequillo (Obra de toma). Fuente: elaboración propia.

A partir de las figuras 15-20, se concluyó lo siguiente:

1. Para el caso de la Obra de Toma, en el periodo de medición la calidad del agua fluctúa de aceptable a buena. Predomina la buena calidad para la DBO₅ y los sólidos y calidad aceptable para la DQO con tendencia al incremento para el periodo de 1975 a 1999.
2. De la misma manera que para la DBO₅, la DQO en los dos tributarios se clasifican como fuertemente contaminadas con tendencia al incremento del río Atoyac y al decremento el río Alseseca pero muy lejos del nivel inferior del nivel de contaminada. Debido a que el río Alseseca representa solamente una fracción pequeña del volumen de agua aportada al sistema (<16%), se puede concluir que la tendencia general es al incremento de estos parámetros. En la obra de toma la DQO la tendencia era a la alza.
3. La tendencia general de los Sólidos Suspendidos Totales para los sitios considerados es al decremento y se ubican preferentemente en un nivel de buena calidad a aceptable. Queda claro que las plantas construidas en el 2001 si lograron remover este parámetro.

Debido a que la calidad del agua del río Atoyac, medida en la Derivadora de Echeverría, es la más importante desde el punto de vista de la aportación de contaminantes, se analizó la tendencia que en el tiempo presentan otros indicadores como el nitrógeno amoniacal (N-NH₃), los nitratos (NO₃⁻), el fosfato total (PO₄⁺) y el oxígeno disuelto (Figura 21).

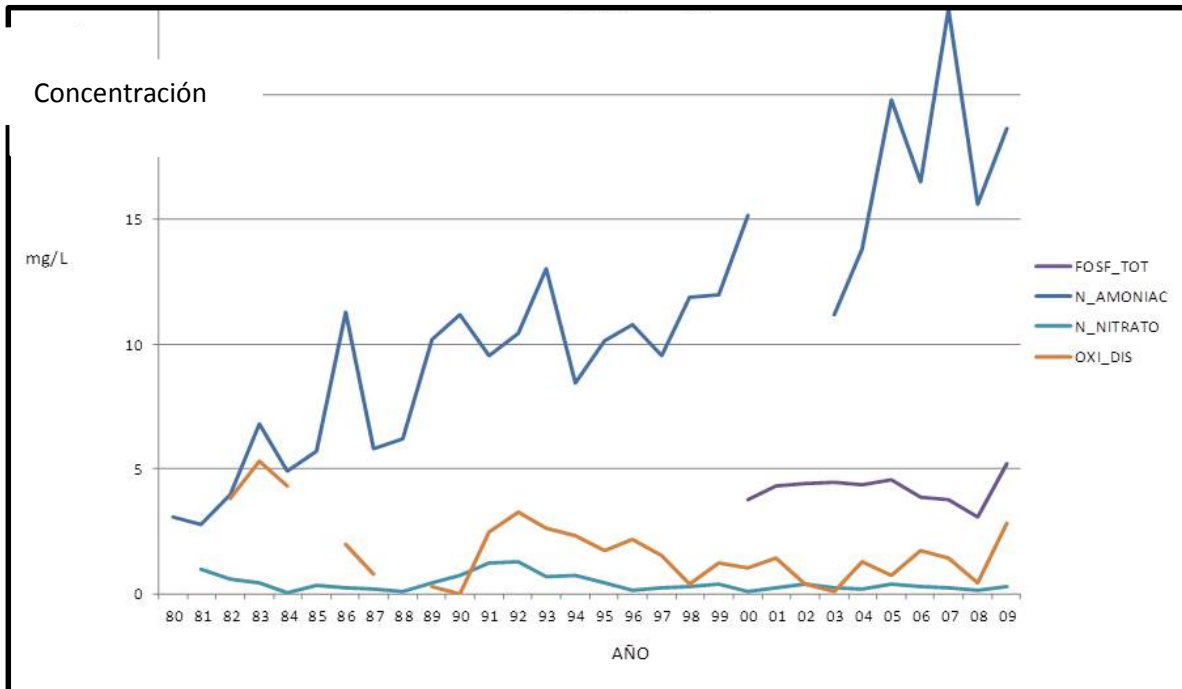


Figura 21. Evolución de cuatro en la entrada de la presa Valsequillo (río Atoyac, Derivadora Echeverría). Fuente: elaboración propia.

Como era de esperarse, se observa una tendencia pronunciada de incremento del nitrógeno como $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ por la alta concentración de materia orgánica. Estas formas de nitrógeno dependen del pH y la temperatura siendo indicativas de la presencia de aguas residuales recientes debido a que está presente en las aguas residuales que están asociadas a los desechos humanos como producto de descomposición de la materia orgánica. En el ciclo del nitrógeno son importantes dos reacciones: la nitrificación y desnitrificación. Estas reacciones afectan el flujo del $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ y el NO_3 en la columna de agua. Cuando existe suficiente oxígeno disuelto y temperatura adecuada, las bacterias nitrificantes en la columna de agua transforman el $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ en NO_2 y luego a NO_3 por el proceso de la nitrificación.

En las aguas superficiales con bajo contenido de oxígeno disuelto, como parte del proceso de mineralización del material orgánico, el NO_3 puede ser transformado en nitrógeno libre por la actividad bacteriana. Este proceso se denomina como desnitrificación (Louck y van Beek, 2005). En el río Atoyac, los valores de oxígeno son muy bajos en general (menores de 2 mg/l) y también los nitratos. Esta es otra indicador del trasvase de agua del acuífero del Valle de Puebla a la presa Valsequillo al estar relacionada el aumento de extracción de agua subterránea con el incremento en la carga de $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ en este afluente de la presa. El problema de la presencia de nitrógeno en su forma no ionizada NH_3 (pH alcalinos), es que es tóxico a la vida acuática.

Se muestra también en la figura 21 que no hay una tendencia clara para el fosfato, nutriente que se encuentra en niveles altos (mayores a 4 mg/l).

Finalmente, en la figura 22 se muestra el comportamiento de la conductividad eléctrica dentro del embalse mostrando un incremento importante en este parámetro indicativo de la presencia de sustancias disueltas que evidencia la de contaminantes disueltos.

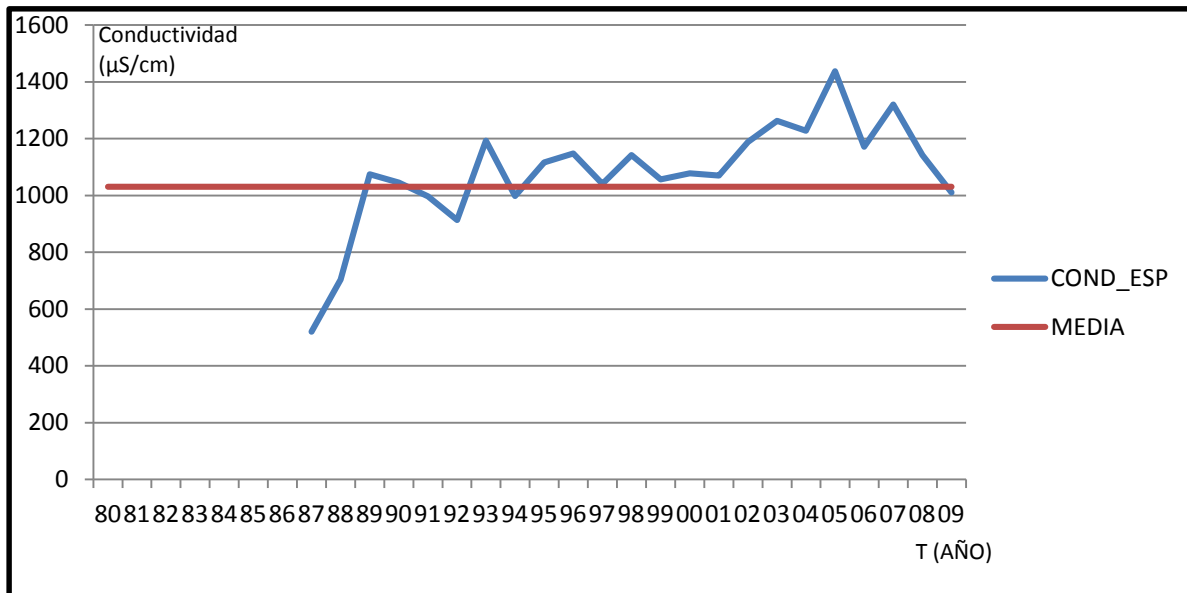


Figura 22. Tendencia de la conductividad específica en la entrada de la presa Valsequillo (Derivadora Echeverría).

Un antecedente muy importante para esta investigación son los estudios realizados para determinar la capacidad de asimilación de los ríos Atoyac (CONAGUA-IMTA 2006) y Alseseca (CONAGUA, 2011). En términos del conocimiento de la situación de la cuenca alta, la realización de ambos, junto con el presente, constituye la base conceptual y estratégica más importante y significativa dentro de los esfuerzos realizados para determinar la forma de llevar a cabo el control o abatimiento de la contaminación a nivel de cuenca que se haya desarrollado hasta ahora.

Dicha estrategia está sustentada en la determinación de la capacidad de asimilación de contaminantes de estos sistemas acuáticos y su posterior aplicación para el establecimiento de las condiciones particulares de descarga para todas las fuentes de aportación a estos cuerpos de agua.

Otro de los conceptos fundamentales asociados, es la carga de contaminantes (concentración de contaminante por volumen de agua). La carga contaminante representa la forma representativa en que se establecen limitaciones a las descargas y también las limitaciones al cuerpo receptor, en cuanto a la carga máxima que este puede recibir, (USEPA, 1990b; Romero, 2005).

Para poder determinar la capacidad de asimilación es necesario conocer los contaminantes aportados al sistema en términos establecer el vínculo que existe entre la fuente de contaminantes con la calidad aceptable o permisible en el cuerpo de agua con valores de referencia como en México, a través de los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (SEDUE-CECA, 1989) u otra modalidad de regulación como es el caso de los Estados Unidos de América mediante sus estándares de calidad del agua (Novotny y Olem, 1994).

En los estudios de los ríos mencionados se empleó el modelo QUAL2E, desarrollado por la U. S. Environmental Protection Agency (USEPA), el cual es una de las herramientas más utilizadas en este tipo de estudios, específicamente en ríos.

El modelo empleado está constituido por un conjunto de ecuaciones diferenciales que generan o reproducen los gradientes de concentración de los principales parámetros de calidad del agua, bajo los escenarios simulados en tres etapas:

Etapas 1) que todas las descargas cumplieran de la NOM-001-SEMARNAT- 1996, para un cuerpo de agua tipo A;

Etapas 2), la misma NOM -001-SEMARNAT- 1996 pero para un cuerpo de agua tipo C (Protección de la vida Acuática) con parámetros adicionales y la

Etapas 3) que cumplieran la concentración necesaria para alcanzar los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (SEDUE-CECA, 1989) en los cuerpos receptores (Atoyac y Alseseca).

Para los objetivos de este estudio se consideraron los parámetros medidos en esos trabajos. A partir de esos datos, se calculó la carga total aportada por los ríos Atoyac y Alseseca, así como los porcentajes de reducción que establecieron para ser alcanzados en las tres etapas hasta llegar a la meta final en el año 2030 para ambos. Este cálculo corresponde a la carga aportada en el último sitio de medición de ambos ríos que están ubicados en sus desembocaduras a la presa Valsequillo.

En la tabla 6 se presenta el resultado obtenido representado por los porcentajes de reducción propuestos en las diferentes etapas.

Aunque se midieron más parámetros de los que se presentan, estos se omitieron debido a que no representan concentraciones que se requieran reducir por representar alguna problemática particular.

En esta tabla y en específico, en la última columna, se indican los porcentajes requeridos de reducción de cada contaminante para llegar al cumplimiento de la tercera etapa.

Se puede identificar que las reducciones más importantes están en general cercanas o por arriba del 90% en siete de los 16 parámetros identificados como problema:

- Grasas y aceites, DBO₅, detergentes (SAAM), DQO, NH₃- NH₄⁺, Bis-(2-Etilhexil) Ftalato, Hexaclorociclopentadieno.

Alrededor de 70%:

- Sólidos suspendidos totales, fenoles, Dietilftalato, 2-Nitrofenol, Bifenilos Policlorados. Dos entre el 56-60%: 2,4 Dinitrotolueno, Pentaclorofenol y
- Entre el 35-45%, Cloruro de metilo y Cloruro de vinilo.

Tabla 6. Parámetros, carga aportada y porcentajes de reducción en las desembocaduras de los ríos Atoyac y Alseseca.

Parámetros	Carga Actual kg/d	Carga Máxima Permitida (kg/d)			Porcentaje De La Reducción De La Carga Con Respecto A La Carga Actual (%)			
		Etapas Inicial	Etapas Intermedia	Etapas Final	Etapas Inicial	Etapas Intermedia	Etapas Final	Total
Grasas y aceites	80,820	7,224	6,355	5,201	91.1%	1.08%	1.4%	93.6%
Sólidos suspendidos_totales	68,643	38,411	27,798	18,052	44.0%	15.5%	14.2%	73.7%
Demanda bioquímica de oxígeno (5 días)	85,110	39,549	22,427	9,311	53.5%	20.1%	15.4%	89.1%
Nitrógeno total	16,443	14,432	8,364	2,811	12.2%	36.9%	33.8%	82.9%
Fósforo total	2,794	2,792	2,310	411	0.0%	17.2%	68.0%	85.3%
Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM)	2,224	2,224	951	56	0.0%	57.3%	40.2%	97.5%
Demanda química de oxígeno	171,637	171,637	60,861	19,003	0.0%	64.5%	24.4%	88.9%
Nitrógeno amoniacal	12,022	12,022	2,409	281	0.0%	80.0%	17.7%	97.7%
Fenoles	16.00	16.00	16.00	4.99	0.0%	0.0%	68.8%	68.8%
Etilbenceno	4.97	4.97	4.98	4.94	0.0%	-0.1%	0.8%	0.7%
Bis-(2-Etilhexil) Ftalato	14.98	14.98	4.40	1.53	0.0%	70.6%	19.1%	89.8%
Dietilftalato	6.4	6.4	6.3	2.1	0.0%	1.1%	65.4%	66.5%
2-Nitrofenol	0.57	0.57	0.56	0.14	0.0%	0.2%	74.7%	74.8%
2,4 Dinitrotolueno	0.002	0.002	0.001	0.001	0.0%	59.7%	0.1%	59.9%
Hexaclorociclopentadieno	0.001	0.001	0.000	0.000	0.0%	67.6%	23.5%	91.0%
Pentaclorofenol	0.0003	0.0003	0.0003	0.0001	0.0%	0.0%	56.1%	56.1%
Bis (2-Cloroisopropil) Eter	0.02	0.02	0.01	0.01	0.0%	32.1%	0.0%	32.1%
Bifenilos policlorados	0.003	0.003	0.003	0.001	0.0%	0.0%	69.8%	69.8%
Cloruro de metilo	0.168	0.168	0.125	0.093	0.0%	25.4%	19.0%	44.4%
Cloruro de vinilo	1.5330	1.5330	0.9911	0.9787	0.0%	35.3%	0.8%	36.2%

Fuente: Elaboración propia con información de CONAGUA-IMTA (2006) y Alseseca CONAGUA (2011).

4. Materiales y métodos

Muestreos y análisis

El muestreo es usado en el contexto de la recolecta de muestras directamente en el área de estudio para determinar la presencia o distribución de una o varias sustancias químicas (y los efectos tóxicos agudos identificables) en tres de las fases o matrices importantes del sistema acuático, agua, sedimentos y vida acuática.

La cuantificación de presencia y distribución de la sustancia o sustancias químicas y los posibles efectos resultantes son necesarios para respaldar el desarrollo de un programa de control a través de la determinación de la capacidad de asimilación de éstas en el sistema receptor, lo que conlleva a la adaptación y validación de las bases de un modelo matemático que permita la asignación de niveles permisibles para dichas sustancias que a su vez, limitará a las descargas de aguas residuales que se introduzcan al sistema.

Con esta base, en esta sección se describen la logística de los trabajos en campo, la selección de los sitios de monitoreo, los criterios para la selección de parámetros de calidad del agua, los procedimientos de recolecta de muestras y sus frecuencias, los métodos de análisis de las sustancias en la fase líquida superficial y profunda; en el sedimento de fondo, en la biota acuática, incluyendo un nivel bajo de la cadena alimenticia (plantas acuáticas) y también el nivel más alto (peces); asimismo, los procedimientos seguidos en la determinación, en la fase líquida, de los efectos tóxicos agudos como resultado de las mezclas de sustancias químicas, valoradas través de pruebas de toxicidad.

El monitoreo llevado a cabo puede ser considerado bajo el contexto de una evaluación para determinar la naturaleza y extensión del problema de sustancias químicas en el medio ambiente acuático de la presa Manuel Ávila Camacho, determinando su impacto en la calidad del agua y la biota con miras a la reducción de las mismas, de acuerdo a las características auto depurativas de este sistema.

Se presenta también la metodología seguida para la determinación de la eutroficación de la presa como estrategia separada de otras sustancias en correspondencia del conocimiento que se ha adquirido en cuerpos de agua lenticos tropicales.

Asimismo, se reseña el monitoreo de algunos indicadores de calidad del agua realizado en tiempo real, empleando estaciones de medición automática instaladas en el río Atoyac y en el embalse, información que permitió tener un mayor conocimiento de la variación de la calidad del agua en la columna de agua de la presa Valsequillo, particularmente su comportamiento térmico, así como para la verificación de aplicabilidad del modelo adaptado a través de algunos indicadores de calidad del agua.

En esta descripción se incluyó también, la procedencia de los datos hidrológicos tal como los caudales empleados en las entradas y salida del sistema, el volumen de almacenamiento del embalse y el tiempo de retención hidráulica, entre otros.

Así, para la obtención de la información de acuerdo a los objetivos de este estudio, se empleó el siguiente proceso secuencial de actividades:

4.1. Plan de trabajo.

Se elaboró un plan de trabajo para realizar una visita prospectiva al sistema y para cada una de las cinco campañas de monitoreo realizadas en enero, abril y agosto de 2010, así como mayo y julio de 2011. Con excepción de julio y relativamente de agosto, se trató de obtener la información principalmente en la época de estiaje que en términos de contaminación, se considera crítica debido a que la concentración de contaminantes incrementa al disminuir los flujos de los aportadores y el agua almacenada en el embalse, así como evitar otro tipo de contaminantes que son aportados por el escurrimiento de la época de lluvia (contaminación difusa). Los programas de trabajo o de recolecta de muestras no se pueden generalizar. En este caso el proceso llevado a cabo se enfocó a obtener la información que se describió en el apartado del marco teórico. En primera instancia se tomó en cuenta los elementos del modelo a aplicar para la determinación de la capacidad de asimilación del sistema. Se consideraron parámetros de calidad del agua convencionales y no convencionales que fueron utilizados para determinar la condición del embalse y en una segunda fase, para su empleo en los modelos simplificados, tanto para la determinación de la capacidad de asimilación (sección 2.1), como el que se indicó en la sección 2.2, para la determinación de dicha capacidad en relación con la eutroficación del cuerpo de agua.

4.2. Selección de los sitios de muestreo.

La ubicación de los sitios y la recolecta de muestras constituyen uno de los aspectos fundamentales en todo análisis de calidad del agua. El proceso de selección de las estaciones se realizó con base en el análisis de la información obtenida previamente incluyendo las siguientes etapas:

- Antecedentes de información y ubicación de estaciones de medición de la Red Nacional de Monitoreo. Se realizó análisis estadísticos de la información histórica como antecedente de la problemática del área de estudio. Se calcularon los estadísticos: promedio anual, percentiles 25, 50 y 75%, Demanda Bioquímica de Oxígeno de cinco días (DBO_5), Demanda Química de Oxígeno (DQO), los Sólidos Suspendidos Totales (SST) y nitrógeno amoniacal total ($N-NH_3$).
- Identificación de los tipos de fuentes puntuales de contaminación (descargas industriales, municipales y efluentes de las plantas de tratamiento) que están descargado en los ríos Atoyac y Alseseca, principales aportadores al sistema analizado;
- Realización de visita prospectiva, en las que se verificó en campo la ubicación y accesibilidad de los posibles sitios y sus accesos considerando varias alternativas de ubicación. Además, se estimaron tiempos de las actividades a realizar tal como en los traslados (terrestres y acuáticos), recolecta de muestras y su preservación, medición de parámetros de campo tomando en cuenta los periodos de calibración y verificación de los instrumentos; así mismo, se obtuvieron los listados de materiales, reactivos de preservación, equipos a emplear, control de calidad en campo y otras tareas básicas como verificación de las profundidades en el embalse mediante sondalezas y mapa batimétrico; cables necesarios para las tomas de muestras superficiales y profundas, verificación de los requerimientos de lancha; requerimientos de hieleras, determinación de necesidades de los preservadores de muestras,

identificación de proveedores de hielo para el transporte de muestras, entre otras. Se realizó también la planeación de las actividades de las brigadas de muestreo en cuanto a la distribución de las tareas de sus integrantes y la seguridad del personal participante. A partir de las visitas y la planeación de la logística, se definieron algunos criterios para la selección del número y ubicación de los sitios de muestreo que fueron considerados en la fase operativa del muestreo.

- Identificación de los sitios de muestreo. La selección definitiva de los sitios de medición a través de la recolecta de muestras consideró de forma importante su distribución longitudinal en el interior del embalse debido a su morfometría.

Los sitios se ubicaron tomando en cuenta que los sistemas de represamiento de agua presentan características diferenciadas que permiten delimitarlos en tres zonas longitudinalmente (Thornton *et al.*, 1990):

- a) Una zona ubicada en la entrada del embalse denominada riberina,
- b) Una zona intermedia de transición
- c) Una zona final lacustre

Las características principales de la zona riberina son:

- Estrecha, más como una condición de río
- Con flujo relativamente alto
- Altas concentraciones de SST
- Baja disponibilidad de luz
- Suministro de nutrientes por advección
- Baja productividad por escasez de luz
- Alta tasa de sedimentación de partículas y células
- Suministro alóctono de materia orgánica, principalmente
- Más eutrófico por el enriquecimiento de nutrientes

La zona intermedia o de transición presentar los siguientes atributos:

- Más ancha y de mayor profundidad que la riberina
- Flujo reducido
- Menores cantidades de SST
- Mayor disponibilidad de luz

- Menor suministro de nutrientes
- Productividad primaria alta
- Menor pérdida de partículas por sedimentación que la anterior
- Menor cantidad de materia orgánica
- Eutroficación intermedia

La zona lacustre se distingue por ser:

- Amplia, más profunda, semejante a un lago
- Menor tasa de flujo
- Relativamente clara
- Mayor disponibilidad de luz
- Limitación de nutrientes que disminuyen la productividad
- Pérdida de células fitoplanctónicas principalmente por pastoreo del zooplancton (consumidores secundarios)
- Fuente interna de materia orgánica (sedimento)
- Con tendencia al estado oligotrófico-mesotrófico (menos nutrientes)
- Normalmente se ubica la obra de toma donde se realiza la extracción de agua.

Con esta información se ubicaron siete sitios de medición de la calidad del agua, dos en los tributarios principales, río Atoyac y Alseseca; cuatro dentro del embalse y un sitio en la salida de la presa.

Dentro de la presa, el primer sitio se ubicó en la Entrada del sistema con la influencia directa del río Atoyac, localizada después del lirio acuático por ser un lugar importante de medir después de la masa vegetal y por la accesibilidad. El segundo sitio se ubicó en la parte denominada como Centro del cuerpo de agua, frente a la entrada del río Alseseca. La tercera, se ubicó entre el sitio del Centro y la Cortina, cercana a la embarcación que cruza la presa de lado a lado conocida como Panga. Y el cuarto y último sitio en la zona más profunda, en la Cortina cerca de la obra de toma.

Los sitios en los tributarios y el ubicado en la salida de la presa, se consideró fundamental para el modelo que emplea como principio fundamental el balance de masa.

En la figura 23 se presenta de forma descriptiva la ubicación de los sitios de muestreo tanto en la presa como en sus tributarios y en la salida o efluente de la misma.

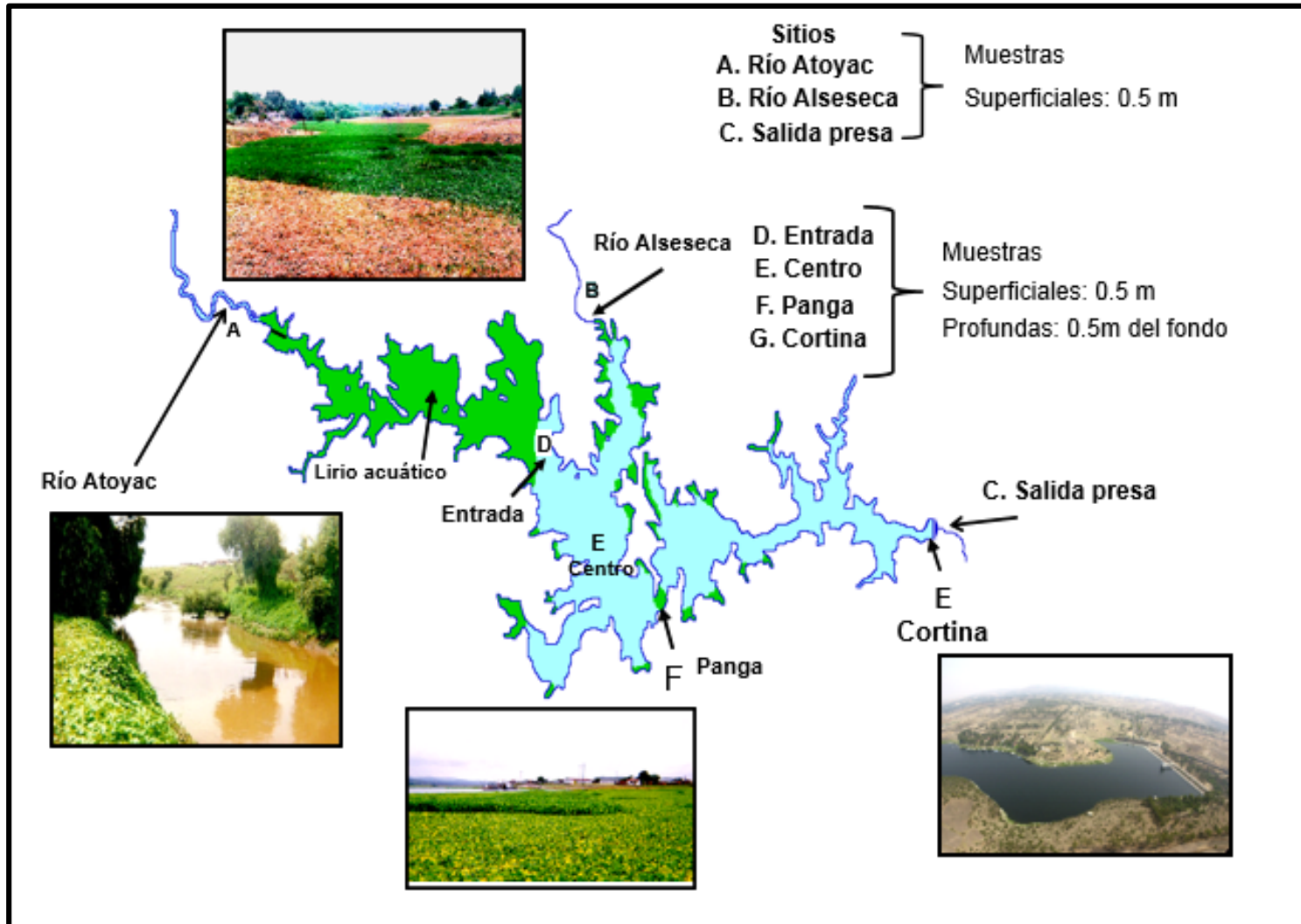


Figura. 23. Ubicación de los sitios de muestreo en la presa Manual Ávila Camacho. Elaboración propia.

Los sitios fueron ubicados empleando un Sistema de Posicionamiento Global (GPS), modelo GARMIN Map76, con una precisión de ± 20 m. En cada visita a los sitios de medición, se relocalizaron con los datos de la latitud y longitud, asegurando muestrear relativamente en el mismo lugar en cada campaña. En la tabla 7 se presentan las ubicaciones geográficas de cada sitio de medición:

Tabla 7. Ubicación geográfica de los sitios de monitoreo

Clave	Nombre del sitio	Latitud	Longitud
RAT1	Río Atoyac, antes de su confluencia con la Presa Valsequillo	18°57'57.70"	98°16'39.14"
RAL1	Río Alseseca, antes de su confluencia con la Presa Valsequillo	18°57'04.11"	98°11'13.15"
RAT2	Río Atoyac, salida de la Presa Valsequillo	18°54'45.30"	98°06'28.40"
PV1-S o P	Presa Valsequillo, Entrada-Superficial (S) o profunda (P)	18°55'21.4"	98°11'25.2"
PV2-S o P	Presa Valsequillo, Centro-Superficial (S) o profunda (P)	18°54'34.5"	98°10'56.8"
PV3-S o P	Presa Valsequillo, Panga-Superficial (S) o profunda (P)	18°54'10.7"	98°10'9.9"
PV4-S o P	Presa Valsequillo, Cortina-Superficial (S) o profunda (P)	18°54'42.0"	98°06'43.7"

4.3. Selección de parámetros de calidad del agua.

Otro de los aspectos principales de la evaluación de la calidad del agua son los que están relacionados con: a) la selección de parámetros a medir, b) la recolecta de muestras con la representatividad asociada a los requerimientos de los objetivos del estudio y c) los procedimientos a seguir para prevenir el deterioro o contaminación de estas unidades muestrales en su recolecta, preservación y transporte al laboratorio, antes de su análisis.

Aunque no existen procedimientos totalmente estandarizados para la selección de los parámetros, la misma se llevó a cabo con base en los siguientes criterios:

- El tipo de cuerpo de agua
- Medición de parámetros indicadores o integradores de información
- El significado ambiental de cada parámetro
- Los estudios de calidad del agua realizados con anterioridad en los ríos Atoyac y Alseseca, así como en la presa Valsequillo
- Las condiciones y actividades antropocéntricas que producen contaminantes que son aportados al sistema.

En la tabla 8 se presentan los parámetros seleccionados y su significado ambiental se describe en el Anexo 1.

El significado ambiental sirvió de base para su posterior interpretación, de acuerdo a las concentraciones determinadas en cada sitio de muestreo o de forma conjunta en la masa de agua.

4.4. Recolección de muestras y sus análisis para determinar su calidad

Los procedimientos utilizados están de acuerdo con las Normas Mexicanas o técnicas de instituciones reconocidas a nivel internacional, tal como las de la EPA o de APHA *et al.*, (2007).

Además, las técnicas y los límites de cuantificación empleados permitieron evaluar los resultados con respecto a los valores establecidos en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua vigentes (SEDUE-CECA, 1989), tanto para el caso del cuerpo de agua y sus afluentes y efluente.

En la misma tabla 8 en la que se presentan los parámetros analizados en el agua del embalse y en los tributarios, así como en la salida de la presa, se indican también, para cada parámetro, la Norma Mexicana (NMX) u otra técnica de análisis utilizada; las características del envase empleado para la recolecta de agua, la cantidad de muestra requerida por el laboratorio y la forma en que se preservó.

Asimismo, se incluyen también los límites de detección y el límite práctico de cuantificación. Las muestras de sitios con influencia industrial generalmente son complejas en su composición y muchos contaminantes se encuentran a nivel de trazas (contaminantes orgánicos), por lo que se emplearon técnicas instrumentales lo suficientemente sensibles para alcanzar dichos niveles de detección y cuantificación.

El límite de detección corresponde al nivel mínimo de concentración en el que se puede asegurar con una certeza del 95%, la presencia de un analito y por límite práctico de cuantificación como el nivel mínimo de concentración del analito que se puede cuantificar con un 95% de certeza (Dupuit, 2006).

En general, las muestras de agua fueron recolectadas por dos métodos, el de inmersión superficial y por extracción en profundidad.

El método de inmersión consistió en el llenado de los recipientes, frascos o botellas, previamente etiquetados manteniéndolos justo por debajo de la superficie hasta que este se llene y dependiendo del parámetro, se sumergieron totalmente evitando las burbujas o como para las grasas y aceites o hidrocarburos que se sumergió el frasco a fin de que la boca del mismo quedara a un nivel tal que permitió obtener la capa más superficial del agua y con ello atrapar las grasas debido a que estas no son miscibles en agua.

Este procedimiento fue utilizado para las muestras en ríos y la extracción de agua superficial en cada sitio de la presa. En ambos casos entre 30 y 50 cm de la superficie.

Tabla 8. Actividades o parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alseseca y efluente del embalse. LDM: Límite de Detección. LPC: Límite Práctico de Cuantificación.

Grupo	Parámetro o actividad	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Muestreo y análisis de campo	Caudal	L/s	Molinete(Sección - Velocidad)	NA	NA	NA	NA	NA
	Cloro residual	mg/L	NMX-AA-108-SCFI-2001	Plástico o vidrio	Parámetro de campo	500 ml	0.012	0.050
	Conductividad electrolítica	uS/cm	NMX AA-093-SCFI-2000	Plástico	Parámetro de campo	Parámetro de campo	NA	10.000
	Materia flotante	NA	NMX AA-006-SCFI-2010	Plástico	Parámetro de campo	3000 ml	NA	NA
	Muestreo	NA	NMX-AA-003-1980	NA	NA	NA	NA	NA
	Muestreo	NA	NMX-AA-014-1980	NA	NA	NA	NA	NA
	Oxígeno disuelto	mg/L	NMX AA-012-SCFI-2001	Plástico	Parámetro de campo	1000 ml	NA	0.5
	Oxígeno disuelto (cálculo)	% Sat.	NMX AA-012-SCFI-2001	Plástico	Parámetro de campo	Parámetro de campo	NA	NA
	pH	U pH	NMX AA-008-SCFI-2000	Plástico	Parámetro de campo	1000 ml	NA	4.0
	Potencial Redox	Eh (mV)	SM 2580B O MÉTODO ALTERNATIVO	Plástico	Parámetro de campo	1000 ml	NA	10
	Temperatura agua	°C	NMX AA-007-SCFI-2000	Plástico	Parámetro de campo	1000 ml	NA	NA
	Temperatura ambiente	°C	NMX AA-007-SCFI-2000	Plástico	Parámetro de campo	1000 ml	NA	NA
Físicos	Color verdadero	U Pt/Co	NMX AA-045-SCFI-2001	Plástico	Hielo 4°C	2000 ml	NA	2.5
	Turbiedad	UTN	NMX AA-038-SCFI-2001	Plástico	Hielo 4°C	2000 ml	0.050	0.2
Microbiológicos	Coliformes fecales	NMP/ 100 mL	NMX AA-042-1987	bolsa estéril	tiosulfato de sodio y Hielo a 4°C	100 ml	NA	1
	Coliformes totales	NMP/ 100 mL	NMX AA-042-1987	bolsa estéril	tiosulfato de sodio y Hielo a 4°C	101 ml	NA	1
	<i>Escherichia coli</i>	NMP/ 100 mL	Método de número más probable o método alternativo.	bolsa estéril	tiosulfato de sodio y Hielo a 4°C	102 ml	NA	1.1
	Fitoplancton (cualitativo y cuantitativo)	Género o Especie No. de células/ml	APHA <i>et al.</i> , 1996	Vidrio	Formaldehido 4%	1 l	NA	1

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alseseca y efluente del embalse. Continuación.

Grupo	Parámetro	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Nutrientes	Fosfatos totales (a partir de p total)	mg/L	Cálculo NMX-AA-029-SCFI-2001	Plástico	Hielo 4°C	1000 ml	0.004	0.0215
	Fosforo inorgánico	mg/L	NMX-AA-029-SCFI-2001	Plástico	Hielo 4°C	2000 ml	0.001	0.0070
	Fosforo inorgánico disuelto	mg/L	NMX-AA-029-SCFI-2001	Plástico	Hielo 4°C	2000 ml	0.001	0.007
	Fosforo orgánico	mg/L	NMX-AA-029-SCFI-2001	Plástico	Hielo 4°C	2000 ml	NA	NA
	Fosforo reactivo total (o-fosfatos)	mg/L	NMX-AA-029-SCFI-2001	Plástico	Hielo 4°C	2000 ml	0.0005	0.0050
	Fosforo total	mg/L	NMX-AA-029-SCFI-2001	Plástico	Hielo 4°C	2000 ml	0.00020	0.0020
	Fosfatos solubles (orto)	mg/L	NMX-AA-029-SCFI-2001/EPA 365.1-1984	Plástico	Hielo 4°C	2000 ml	0.01300	0.0650
	Nitrógeno orgánico soluble	mg/L	NMX-AA-029-SCFI-2001	Plástico	pH ≤ a 2 H ₂ SO ₄ y Hielo a 4°C	250 ml	NA	NA
	Nitrógeno total	mg/L	NMX AA-026-SCFI-2010	Plástico	pH ≤ a 2 H ₂ SO ₄ y Hielo a 4°C	250 ml	0.0006	0.0033
	N-NH ₃	mg/L	NMX AA-026-SCFI-2001/EPA350.1-1978	Plástico	pH ≤ a 2 H ₂ SO ₄ y Hielo a 4°C	250 ml	0.0022	0.0110
	N-NO ₂	mg/L	NMX-AA-079-SCFI-2001/EPA	Plástico	pH ≤ a 2 H ₂ SO ₄ y Hielo a 4°C	2000 ml	0.0180	0.0091
	N-NO ₃	mg/L	NMX-AA-099-SCFI-2006/EPA 353.2-1983	Plástico	pH ≤ a 2 H ₂ SO ₄ y Hielo a 4°C	2000 ml	0.00110	0.00500
	N-orgánico	mg/L	NMX AA-026-SCFI-2010	Plástico	pH ≤ a 2 H ₂ SO ₄ y Hielo a 4°C	250 ml	0.0016	0.009
	NTK	mg/L	NMX AA-026-SCFI-2010	Plástico	pH ≤ a 2 H ₂ SO ₄ y Hielo a 4°C	250 ml	0.010	0.040
	Nitrógeno (suma de N-NO ₃ +NO ₂)		CÁLCULO	Plástico	pH ≤ a 2 H ₂ SO ₄ y Hielo a 4°C	250 ml	NA	NA
Sólidos	SDT (a partir de conductividad eléctrica)	mg/L	CÁLCULO NMX AA-034-SCFI-2001	Plástico	frio, 4°C	2000 ml	NA	25
	Solidos sedimentables	ml/L	NMX AA-004-SCFI-2000	Plástico	frio, 4°C	2000 ml	0.100	
	Solidos totales	mg/L	NMX AA-034-SCFI-2001	Plástico	frio, 4°C	2000 ml	NA	25
	SST	mg/L	NMX AA-034-SCFI-2001	Plástico	frio, 4°C	2000 ml	5.000	
Toxicidad	<i>Daphnia magna</i>	EC50	NMX AA-087-SCFI-2010	Plástico	frio, 4°C	500 ml	NA	100
	<i>Daphnia magna</i>	UT	NMX AA-087-SCFI-2010	Plástico	frio, 4°C	500 ml	NA	1
	<i>Vibrio fischeri</i>	EC50	NMX-AA-112-1995-SCFI	Plástico	frio, 4°C	40 ml	NA	100
	<i>Vibrio fischeri</i>	UT	NMX-AA-112-1995-SCFI	Plástico	frio, 4°C	40 ml	NA	1

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alseseca y efluente del embalse. Continuación.

Grupo	Parámetro	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Metales	Aluminio	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00290	0.01430
	Antimonio	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00270	0.01340
	Arsénico	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00260	0.01310
	Bario	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.01180	0.05890
	Berilio	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.01900	0.09490
	Boro	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00320	0.01610
	Cadmio	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.01200	0.00610
	Calcio	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.01880	1.00000
	Cobalto	mg/L	EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00240	0.01220
	Cobre	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00260	0.01310
	Cromo	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001/EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00340	0.01680
	Cromo Hexavalente	mg/L	NMX AA-044-SCFI-2001/EPA 7196A-1996	Plástico	HNO ₃	1000 ml	0.02000	0.10000
	Fierro	mg/L	EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00220	0.01120
	Litio	mg/L	EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.01280	0.06410
	Magnesio	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.01460	1.00000
	Manganeso	mg/L	EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00240	0.01190
	Mercurio	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001/EPA 7470A-1994	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00018	0.00090
	Molibdeno	mg/L	EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00230	117.00000
	Níquel	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001/EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00270	0.01350
	Plata	mg/L	EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00270	0.01360
	Plomo	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001/EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00380	0.01920
	Selenio	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001/EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00310	0.01540
	Sodio	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.06525	1.00000
Talio	mg/L	EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00240	0.01220	
Uranio	µg/L	EPA 6020A-1998	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.60000	2.80000	
Vanadio	mg/L	EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00300	0.01520	
Zinc	mg/L	NMX AA-051-SCFI-2001/EPA 6010B-1996	Plástico	HNO ₃ suprapuro	1000 ml	0.00280	0.01390	

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alseseca y efluente del embalse. Continuación.

Grupo	Parámetro	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Parámetros fisicoquímicos convencionales	Alcalinidad a la fenolftaleína	mg/L	NMX AA-036-SCFI-2001	Plástico	frio, 4°C	1000 ml	23.000	NA
	Alcalinidad total	mg/L como CaCO ₃	NMX AA-036-SCFI-2001	Plástico	frio, 4°C	1000 ml	23.000	NA
	Bicarbonatos	mg/L como CaCO ₃	NMX AA-036-SCFI-2001	Plástico	frio, 4°C	1000 ml	23.000	NA
	Carbonatos	mg/L	NMX AA-036-SCFI-2001	Plástico	frio, 4°C	1000 ml	23.000	NA
	Cianuros totales	mg/L	NMX AA-058-SCFI-2001/EPA 335,3-1978	Plástico	pH ≥ 12 con Hidróxido de sodio a 4°C	1000 ml	0.00110	0.00550
	Cloruros	mg/L	NMX AA-073-SCFI-2001	Plástico	frio, 4°C	1000 ml	9.000	NA
	Dureza total	mg/L/CaC O ₃	NMX AA-072-SCFI-2001	Plástico	frio, 4°C	1000 ml	20.000	NA
	Fluoruros	mg/L	NMX AA-077-SCFI-2001/EPA 9214-1996	Plástico	frio, 4°C	1000 ml	0.02170	0.10000
	Sulfatos	mg/L	NMX AA-074-1981/EPA 9036-1986	Plástico	frio, 4°C	1000 ml	0.7600	5.0000
	Sulfuros (H ₂ S)	mg/L	NMX AA-084-1982	Plástico	frio, 4°C	1000 ml	0.0370	0.1850
Covs (BTEX)	Benceno	µg/l	EPA 8260B 1996	vidrio ámbar (con tapa de teflón)	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0001	0.0010
	Etilbenceno	µg/l	EPA 8260B 1996	vidrio ámbar (con tapa de teflón)	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0001	0.0010
	M-xileno (BTEX)	µg/l	EPA 8260B 1996	vidrio ámbar (con tapa de teflón)	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0002	0.0020
	O-xileno (BTEX)	µg/l	EPA 8260B 1996	vidrio ámbar (con tapa de teflón)	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0001	0.0010
	P-xileno (BTEX)	µg/l	EPA 8260B 1996	vidrio ámbar (con tapa de teflón)	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0002	0.0020
	Tolueno	µg/l	EPA 8260B 1996	vidrio ámbar (con tapa de teflón)	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0001	0.0010

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alseseca y efluente del embalse.

Grupo	Parámetro	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Plaguicidas clorados	Aldrin	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000006	0.0000005
	Alfa-BHC	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000006	0.0000005
	Alfa-endosulfan	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000010	0.0000005
	Beta endosulfan	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000009	0.0000005
	Beta-BHC	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000010	0.0000005
	Clordano	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000007	0.0000005
	Clortalonil	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000007	0.0000005
	DDD (diclorofenildicloroetano)	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000007	0.00000025
	DDT	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000012	0.0000005
	DDE	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000007	0.00000050
	Delta-BHC	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000007	0.00000050
	Dieldrin	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000008	0.00000050
	Deltametrina	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000006	0.00000050
	Endosulfan sulfato	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000006	0.00000050
	Endrin	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000011	0.00000050
	Endrin aldehído	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000010	0.00000050
	Gama-BHC (lindano)	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000010	0.00000050
	Heptacloro	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000012	0.00000050
	Heptacloro epóxido	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000010	0.00000050
	Hexaclorobenceno	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000010	0.00000050
Metoxicloro	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000008	0.00000050	
Mirex	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000010	0.00000050	
Toxafeno	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000200	0.00000950	
Triatato	µg/l	EPA 8081A 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00003440	0.00002500	
Bifenilos Policlorados (BPCs)	BPCS totales	µg/l	EPA 8082 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000020	0.00000900

1: vidrio ámbar (con tapa de teflón)

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alseseca y efluente del embalse. Continuación.

Grupo	Parámetro	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Plaguicidas organofosforados	Alaclor	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00004100	0.0001
	Atrazina	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00005300	0.0005
	Bolstar	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000012	0.0000019
	Clorpirifos	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000037	0.0000019
	Coumafos	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000002	0.0000019
	Cyanacina	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00001500	0.0001
	Demeton-s	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000021	0.00000190
	Diazinon	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000050	0.00000190
	Diclorvos	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000015	0.00000190
	Dimetoato	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000695	0.00000212
	Epn	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00001069	0.00000212
	Etoprop	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000014	0.00000019
	Fenitroton	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00002257	0.0000066
	Fensulfotion	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000022	0.00000019
	Fention	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000013	0.00000019
	Forato	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000025	0.00000019
	Malation	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000464	0.00000212
	Merfos	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000017	0.00000019
	Metilazinfos (gution)	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000019	0.000000190
	Metilparation	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000018	0.00000019
	Metolaclor	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00002300	0.0001
	Mevinfos	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000014	0.00000019
	Molinato	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000470	0.0000193
	Paration	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000037	0.00000019
	Pendimetalin	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00002400	0.0001
	Pirproxifen	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000257	0.00000207
	Ronnel	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000023	0.00000019
	Simazina	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00003400	0.0005000
	Sulfotep	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000374	0.00002120
	Terbufos	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000051	0.00000025
	Terbutilazina	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000740	0.001
	Tokution	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000014	0.00000019
Tricloranato	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000027	0.00000019	
Triclorfon	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00001113	0.00006600	
Trifluralin	µg/l	EPA 8141 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00002100	0.0001	

1: vidrio ámbar (con tapa de teflón)

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alseseca y efluente del embalse. Continuación.

Grupo	Parámetro	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Herbicidas fenoxiorados	2,4,5-t	µg/l	EPA 8151A-1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000001	0.00001
	Acido 2,4-diclorofenoxi acético	µg/l	EPA 8151A-1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000001	0.00001
	Dalapon	µg/l	EPA 8151A-1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000001	0.00001
	Dicamba	µg/l	EPA 8151A-1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000001	0.00001
	Dinoseb	µg/l	EPA 8151A-1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000020	0.0000100
	MCPA	µg/l	EPA 8151A-1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000011	0.00005
	Picloran	µg/l	EPA 8151A-1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000001	0.00001
Silvex	µg/l	EPA 8151A-1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000001	0.00001	
Plaguicidas derivados de urea	Clorotoluron	µg/l	EPA 532.2	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000027	0.0000193
	Diuron	µg/l	EPA 532.2	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000034	0.0000183
	Isoproturon	µg/l	EPA 532.2	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000033	0.0000189
	Linuron	µg/l	EPA 532.2	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000031	0.0000196
Plaguicida	Endotal	µg/l	EPA 548.1	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0006200	0.0042300
Plaguicida herbicida	Glifosato	µg/l	EPA 547.1	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0003800	0.0019500
	Diquat	µg/l	EPA 549.2	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0001500	0.0010000

1: vidrio ámbar (con tapa de teflón)

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alse seca y efluente del embalse. Continuación.

Grupo	Parámetro	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Compuestos Orgánicos Semivolátiles Clorados	1,2,3,4 -tetraclorobenceno	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	1,2,4,5 -tetraclorobenceno	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	2-clorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0240	0.0710
	2-cloronaftaleno	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0220	0.0650
	2 metil 4 clorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	2, 3 diclorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	2,3,4,6 - tetraclorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.1700	2.5000
	2,4- diclorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0170	0.0510
	2,4,5 - triclorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.1340	0.4010
	2,4,6 - triclorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0260	0.0770
	2,5- diclorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	2,6- diclorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	3, 4 clorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	3 metil 6 clorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	3,3 diclorobencidina	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	4- bromofenil fenil eter	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0320	0.0970
	Bis clorometil eter	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	Bis -2 -(clorometil) eter	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0190	0.057
	Bis -2 -(cloroisopropil) eter	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0220	0.065
	Clorotalonil	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	Hexaclorobutadieno	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0340	0.101
	Hexacloroetano	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0280	0.085
Pentaclorobenceno	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5	
Pentaclorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0120	0.037	
3,4 diclorofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5	
Hexaclorociclopentadieno	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0150	0.045	

1: vidrio ámbar (con tapa de teflón)

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alseseca y efluente del embalse. Continuación.

Grupo	Parámetro	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Compuestos orgánicos Semivolátiles No Clorados	1,2 - difenil hidracina	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0400	0.114
	Bis -2-(etilhexil)Ftalato	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0770	0.2320
	2 nitrofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0300	0.0900
	2,4-dimetil fenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0150	0.0460
	2,4 dinitrofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0460	0.1370
	2,4 dinitrotolueno	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0210	0.0363
	2,6 dinitrotolueno	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0460	0.1380
	4 nitrofenol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0280	0.0830
	Bis -2-(etilhexil)adipato	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0860	0.4300
	Anilina	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5000	2.5000
	Bencidina	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0460	0.1370
	Butilbencil ftalato	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5000	2.5000
	Dietilftalato	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0120	0.0370
	Dimetilftalato	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0230	0.0690
	Dibutilftalato	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.1700	0.5100
	Dinitro-o-cresol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0360	0.1080
	Fenoles totales	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0310	0.0920
	Isoforona	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0130	0.0380
	N-Nitrosodibutilamina	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5000	2.5000
	N-Nitrosodietilamina	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5000	2.5000
	N-Nitrosodifenilamina	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0270	0.0810
	N-Nitrosodimetilamina	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0190	0.0570
	N-Nitroso-di-n-propilamina	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0180	0.0530
	N-Nitrosopirrolidina	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5000	2.5000
	Propilenglicol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5000	2.5000
Etilen glicol	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5000	2.5000	
Nitrobenceno	µg/l	EPA 8270D-1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0240	0.0710	

1: vidrio ámbar (con tapa de teflón)

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alseseca y efluente del embalse. Continuación.

Grupo	Parámetro	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Hidrocarburos Poliaromáticos	Acenafteno	µg/l	EPA 8270D 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000959	0.0000479
	Acenaftileno	µg/l	EPA 8270D 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000959	0.0000480
	Antraceno	µg/l	EPA 8270D 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000964	0.0000482
	Benzo(a)antraceno	µg/l	EPA 8270D 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000989	0.0000494
	Benzo(b)fluoranteno	µg/l	EPA 8270D 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000937	0.0000468
	Benzo(a)pireno	µg/l	EPA 8270D 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000812	0.0000406
	Benzo(b)fluoranteno	µg/l	EPA 8310 1986	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000937	0.0000468
	Benzo(g,h,i)perileno	µg/l	EPA 8270D 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000893	0.0000446
	Benzo(k)fluoranteno	µg/l	EPA 8270D 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000709	0.0000355
	Criseno	µg/l	EPA 8310 1986	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000824	0.0000412
	Dibenzo(ah)antraceno	µg/l	EPA 8310 1986	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000088	0.0000440
	Fenantreno	µg/l	EPA 8310 1986	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000891	0.0000445
	Fluoranteno	µg/l	EPA 8310 1986	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000095	0.0000475
	Fluoreno	µg/l	EPA 8310 1986	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000828	0.0000475
	Indeno(1,2,3-c,d)pireno	µg/l	EPA 8310 1986	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000939	0.0000470
	Naftaleno	µg/l	EPA 8310 1986	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000906	0.0000453
	Pireno	µg/l	EPA 8310 1986	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00000939	0.0000469
TOTAL DE HPAS	µg/l	EPA 8310 1986	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000145	0.00005	
Carbamatos	Aldicarb	µg/l	EPA 8318/531,1	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000108	0.000043
	Carbofurano	µg/l	EPA 8318/531,1	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000046	0.000043
	Oxamil	µg/l	EPA 8318/531,1	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0000071	0.000043

1: vidrio ámbar (con tapa de teflón)

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alseseca y efluente del embalse. Continuación.

Grupo	Parámetro	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Subproductos De Desinfección	Bromatos	µg/l	EPA 300	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0012	0.005
	(Cloraminas como Cl ₂)	µg/l	NMX AA 108	1	Hielo a 4°C	2000 ml	N/A	0.050
	Cloritos	µg/l	EPA 300	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.0012	0.005
	Trihalometanos totales	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	NA	NA
	Clorodibromoetano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.13	1.00
Compuestos orgánicos Volátiles	Acronitrilo	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000029	0.00029
	1,1-dicloroetileno (1,1-dicloroetano)	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000033	0.00015
	Acroleína	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000034	0.00025
	Dibromoclorometano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000055	0.00028
	1,2-dibromo-3-cloro propano (dbcp)	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000055	0.00028
	1,2-diclorobenceno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000039	0.00028
	1,2-dicloroetano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000049	0.00028
	1,2-dicloropropano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000055	0.00028
	1,2-dicloropropileno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000046	0.00028
	1,3-Diclorobenceno (o diclorobenceno)	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000031	0.00028
	1,4-Diclorobenceno (p-diclorobenceno)	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000036	0.00028
	1,2,4-triclorobenceno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000031	0.00028
	1,2,3,4-tetraclorobenceno	µg/l	EPA 8270D 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	1,2,4,5-tetraclorobenceno	µg/l	EPA 8270D 1998	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.5	2.5
	Benceno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000031	0.00028
	Bromodiclorometano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000056	0.00028
	Bromoformo	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000032	0.00028
	Bromometano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000034	0.00028
	Bromoclorometano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000052	0.00028
	Bromuro de metilo	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000034	0.00028
	Clorobenceno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00004	0.000028
Cloroformo (triclorometano)	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000032	0.00028	

1: vidrio ámbar (con tapa de teflón)

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua analizados en la presa Manuel Ávila Camacho, ríos Atoyac, Alseseca y efluente del embalse. Continuación.

Grupo	Parámetro	Unidad	Método	Envase	Preservador	volumen	LDM	LPC
Compuestos orgánicos Volátiles	Clorometano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000033	0.00028
	Cis-1,2-dicloroetileno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000031	0.00028
	Cloruro de vinilo	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00005	0.00027
	Cloruro de metileno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000043	0.00028
	Metil terbutil eter (mtbe)	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000058	0.00032
	Dibromoetileno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.00004	0.00028
	2-cloroetil vinil eter	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000088	0.00126
	Dibromometano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.024	0.2
	Estireno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000046	0.00028
	Etilbenceno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000031	0.00028
	Mezcla de isómeros de diclorobencenos	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000039	0.00028
	M-xileno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000071	0.00056
	O-xileno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000036	0.00028
	1,3-diclorobenceno (o diclorobenceno)	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000031	0.00028
	1,4-diclorobenceno (p-diclorobenceno)	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000036	0.00028
	P-xileno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000071	0.00056
	Trans-1-2-dicloroetileno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000035	0.00028
	1,1,1,2-tetracloroetano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000044	0.00028
	1,1,2,2-tetracloroetano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000041	0.00028
	Tetracloroetano (tetracloroetileno)	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000039	0.00028
	Tetracloruro de carbono	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000028	0.000098
	Tolueno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000047	0.00028
	Tricloroetileno (1,1,2 tricloroetano)	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000032	0.00028
	1,1,2-tricloroetano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.06	0.31
	Tricloroetileno	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.04	0.2
	Triclorofluorometano	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000041	0.00028
Total de xilenos (mezcla de isómeros)	µg/l	EPA 8260B 1996	1	Hielo a 4°C	2000 ml	0.000071	0.00056	

1: vidrio ámbar (con tapa de teflón)

El propósito de obtener información de la columna de agua fue con la finalidad de evaluar las posibles diferencias en concentración entre la superficie con respecto a la profundidad por la posible presencia de la estratificación térmica o cualquier otra condición local. Así, en cada sitio dentro de la presa, las muestras en la zona profunda se extrajeron aproximadamente a 50 cm del fondo empleando una botella Van Dorn de cuatro litros, vertical con cuerda previamente marcadas a cada 50 cm. Una vez ubicado el sitio con el GPS y anclada la lancha, la primera medición obtenida fue la profundidad total lo que se realizó empleando un lastre amarrado a una cuerda, previamente marcada cada 50 cm, el cual descendió de forma vertical, generalmente por un lado de la proa de la lancha hasta el fondo. Una vez en el fondo, se obtuvo dicha medición en metros de las marcas de la cuerda y los centímetros se determinaron con una regla graduada tomando en cuenta la longitud total entre el fondo y la superficie del agua. Con esta profundidad como referencia, se descendió la botella Van Dorn abierta en ambos extremos hasta medio metro antes del fondo, a partir de lo cual, se lanzó el mensajero que la cierra en esta profundidad al chocar con el mecanismo disparador de cierre de la botella. Posteriormente, se subió la botella para llenar cada frasco.

Se utilizaron siempre recipientes nuevos los cuales, dependiendo del parámetro, se enjuagaron tres veces con agua proveniente del sitio de la muestra o previamente preparados en el laboratorio como es el caso de los recipientes para compuestos orgánicos y la toxicidad.

En cada uno de los sitios se determinaron parámetros básicos de calidad del agua que permitieran la caracterización rápida del sitio *in situ*. Se midieron: temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, nitrógeno amoniacal, nitratos y cloruros empleando un equipo multiparamétrico YSI Plus (Tabla 9). La temperatura del agua se midió con termómetro convencional de mercurio (± 0.5 °C) calibrado con termómetro certificado.

Para el caso de los sitios ubicados en la presa las mediciones se realizaron en perfil a cada metro. Para el nitrógeno amoniacal y nitratos sólo se obtuvieron datos hasta 14 metros de profundidad siguiendo las recomendaciones del fabricante. Se realizaron también mediciones de potencial redox y cloruros.

Tabla 9. Parámetros de calidad del agua medidos en campo con equipo multiparamétrico.

YSI Profesional Plus	
Sensor	Unidades
Temperatura	0 -50 °C
Conductividad electrolítica	μ siemens/cm
pH	0-14 u pH
Oxígeno disuelto	0-20 mg/l - % saturación
N- Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃)	1 - 100 mg/l
N- Nitrato (N-NO ₃)	1- 100 mg/l
Potencial redox (ORP)	\pm 2000 mV
Cloruro (Cl ⁻)	10 1000 mg/l

Antes de empezar a realizar los muestreos, los equipos fueron calibrados de acuerdo a las instrucciones del instrumento, misma que no se realizó de nuevo mientras los equipos permanecieran encendidos. Se tomaron tres lecturas por cada sitio de medición o cada metro en la medición en perfil.

En los sitios de la presa se realizaron también las mediciones de transparencia del agua empleando el disco de Secchi. El disco de Secchi es una pieza estándar circular de 20 cm de diámetro, dividido en cuatro sectores blancos y negros alternados, lastrado. El disco está atado en un anillo central a una cuerda previamente de 10 m de longitud, marcada cada 25 cm. La medición se realizó bajando el disco por el lado sombreado de la embarcación para evitar interferencias visuales por los reflejos de los rayos solares de la superficie del agua. Al bajar el disco se anotan dos profundidades. La primera es aquella profundidad a la que el disco deja de ser observable. La segunda es la profundidad en que puede observarse de nuevo. Estas mediciones normalmente estuvieron separadas entre 8 y 5 cm. La medida de la transparencia del agua se obtiene del promedio de estas dos profundidades y se denomina como profundidad de extinción de la luz. Estas mediciones se realizaron entre las 9 am y 5 pm, es decir posterior al amanecer y al ocaso.

Se siguieron recomendaciones de control de calidad del muestreo tal como:

- Limpieza de recipientes.
- Se utilizaron sólo recipientes recomendados por la técnica correspondiente.
- Los recipientes se transportaron en bolsas de plástico hasta antes de su llenado para evitar su contaminación.
- Se evitó el contacto con la parte interior de las botellas y sus tapas.
- Todas las muestras se transportaron en recipientes térmicos con hielo a fin de mantenerlas en 4°C.
- Muestras con preservadores de acuerdo a los protocolos establecidos en los métodos empleados.
- Reactivos para la preservación de acuerdo al parámetro.
- No se sobrepasaron los tiempos establecidos entre la toma de la muestra y el tiempo del análisis.
- Se incluyeron blancos y duplicados.

Los blancos son muestras que se emplean para el control de las posibles contaminaciones de las muestras desde su origen y hasta el laboratorio. Se utilizaron los blancos de campo para detectar contaminaciones durante la toma de muestra, manipuleo por preservación o filtrado, así como durante el transporte y almacenamiento. Previamente al muestreo de un sitio elegido al azar, se llenaron con agua deionizada juegos completos de recipientes incluyendo todos los parámetros. Se agregaron los mismos preservadores que las muestras reales. Las botellas permanecieron tapadas y guardadas en las mismas hieleras y condiciones empleadas en toda la campaña junto con todas los demás contenedores. De igual forma se etiquetaron previamente para su identificación por parte de quien toma las muestras pero no para el personal de laboratorio.

Se agregaron también duplicados o réplicas. Las réplicas son muestras adicionales obtenidas aproximadamente en la misma ubicación de un sitio de muestreo y de la misma forma, es decir, son muestras independientes tomadas en la misma área y se pretende con ellas representar la variabilidad natural del o de los parámetros muestreados con el propósito de verificar la similitud del sitio de muestreo y la forma de hacerlo.

Por cuestiones de naturaleza práctica, no fue posible muestrear mensualmente sobre un ciclo anual completo debido a limitaciones de costos y de recursos humanos. Se siguió la guía general sugerida por Thomann y Henry (1994), sobre estudios sobre el manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales en el sentido de que al menos deben llevarse a cabo muestreos a escalas de espacio intensivas, varias veces en un año.

El muestreo de agua superficial y profunda en la presa Manuel Ávila Camacho se realizó entre los meses de enero de 2010 hasta julio del 2011, realizando cinco campañas de medición (enero, abril agosto, de 2010 y mayo y julio de 2011). Como fue mencionado, con excepción de julio y relativamente de agosto, se trató de obtener la información principalmente en la época de estiaje.

Con los resultados obtenidos, se realizaron análisis estadísticos de la información para evaluar la calidad del agua. Se calcularon los estadísticos: máximo, mínimo, promedio, desviación estándar, mediana, moda, coeficiente de dispersión, límites de confianza de cada uno de los parámetros de calidad del agua. La evaluación y análisis se hará con base en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001/89) o estándares o criterios internacionales y utilizando los indicadores de calidad del agua.

4.5 Recolección de muestras de sedimento.

Los sedimentos son parte del ambiente acuático y son importantes para evaluar e identificar fuentes de contaminación debido a que brindan información del grado de contaminación por medio por las aportaciones naturales presentes e históricas y también son capaces de evidenciar la influencia que ejerce la contaminación inducida por las actividades antropogénicas (Ronquillo *et al.*, 2005).

En los mismos sitios y fechas en los que se obtuvieron muestras de agua, se recolectaron sedimentos superficiales de la presa Manuel Ávila Camacho. La extracción se realizó con ayuda de una draga Ekman-Birge de acero inoxidable con una cuerda de 50 m. Para evitar una posible contaminación se extrajeron los sedimentos, una vez concluida la extracción de agua para los análisis fisicoquímicos y toxicológicos. El procedimiento consistió en sumergir la draga para dejarla caer en forma vertical desde la embarcación hasta el fondo. Una vez que la draga estuvo enterrada en el sedimento, se envió un mensajero por la cuerda atada a este instrumento. El mensajero dispara el mecanismo para cerrar las fauces de la draga atrapando el sedimento. Posteriormente se sube manualmente hasta la superficie.

Una vez extraídos los sedimentos se colocaron en frascos de vidrio de boca ancha y contratapa de teflón, de 1 litro de capacidad. Se obtuvo un solo frasco para el análisis de los diferentes parámetros. Se recolectaron al menos 600 gramos de sedimentos en peso húmedo. Se drenó de los frascos toda el agua sobrenadante para posteriormente ser sellados inmediatamente.

La muestra fue depositada directamente del equipo al frasco de vidrio, identificado previamente colocando una etiqueta con todos los datos. Las muestras se preservaron en refrigeración (4°C) hasta su posterior análisis.

Se empleó la draga Ekman-Birge de acero inoxidable debido a que es una draga recomendada para cuerpos de agua poco profundos, con sedimentos blandos, no rocosos que puede ser manipulada manualmente desde la embarcación. Esta draga permite obtener sedimentos superficiales con un mínimo de perturbación de muestras de 10 cm de profundidad (Simpson *et al.*, 2005)

El muestreo de sedimentos superficiales en la presa Manuel Ávila Camacho se realizó entre los meses de enero de 2010 hasta julio del 2011, realizando seis campañas de medición (enero, agosto, octubre y diciembre de 2010, así como junio y julio de 2011).

Los parámetros determinados en esta matriz sedimentaria y los métodos analíticos utilizados se presentan en el ANEXO 2.

4.6. Recolección de muestras y análisis de peces

La determinación de la existencia de la bioacumulación de contaminantes en peces y otros organismos es de importancia porque la presencia de residuos en el tejido tiene implicaciones para salud humana y el ecosistema (Bruggeman *et al.*, 1984; Yeardley *et al.*, 1998).

Los peces incorporan contaminantes y los concentran en sus tejidos al asimilarlos del agua (bioconcentración) y a través de la cadena alimenticia (bioacumulación). La bioacumulación de sustancias químicas puede elevar la concentración hasta un millón de veces o más de la concentración cuantificada en la columna de agua (USEPA, 1992; Stahl, *et al.*, 2009).

Los contaminantes más importantes son aquellos que son persistentes y tóxicos debido a que no se degradan fácilmente en el medio ambiente, asimismo no se metabolizan fácilmente y pueden acumularse en la cadena trófica a través del consumo o absorción, y pueden ser peligrosos para la salud pública y es un indicador que manifiesta el deterioro ambiental generalizado del sistema.

La determinación de sustancias en el tejido de peces y plantas acuáticas de la presa Valsequillo tuvo la finalidad de contar con más criterios que justifiquen plenamente la implementación de acciones para hacer frente a los riesgos que plantean los productos químicos presentes en este sistema.

Otro propósito fue el de contar con un criterio formal e importante ambientalmente para seleccionar las sustancias a regular en esta área de estudio y por lo tanto, para la determinación de las sustancias que deberán manejarse con el modelo para la determinación de la capacidad de asimilación. Asimismo, la determinación de las sustancias en estos componentes, agua, sedimento, peces y plantas, permite valorar la importancia de la distribución de las mismas y complementar los balances masas en este sistema.

Los parámetros evaluados y las técnicas utilizadas para los análisis de peces se presentan en el ANEXO 3.

La USEPA (2000) recomiendan tomar en cuenta los siguientes criterios para la selección de las especies objetivo:

- El realizar el análisis en la misma especie tiene como propósito el de reducir la variabilidad.
- Seleccionar dos distintos grupos ecológicos para la medición de la concentración de contaminantes en los tejidos, permite determinar si existen diferencias en la bioacumulación de sustancias debida a las diferencias en los hábitats, así como por factores fisiológicos y alimenticios. Recomiendan seleccionar una especie depredadora y especies que habiten principalmente en contacto con el fondo.
- Deben ser especies ubicuas, abundantes, fácilmente identificables; comúnmente consumidas por los seres humanos; capaces de acumular altas concentraciones de sustancias químicas, y preferiblemente grandes (es decir, ejemplares adultos), característica que se considera importantes para el análisis.
- Es preferible analizar muestras compuestas.
- Deben analizarse muestras compuestas de peces similares, es decir, tal que el espécimen más pequeño nunca debe ser menor en un 75% de la longitud total del pez más grande.

Debido a la contaminación de la presa Manuel Ávila Camacho la disponibilidad de ejemplares de varias especies no fue posible y por lo mismo se analizaron muestras compuestas de una sola especie.

De esta manera en cuatro campañas de muestreo, se conformaron lotes de peces de la misma especie que fueron obtenidas directamente con lugareños que las pescan con atarrayas y las mantienen confinadas en jaulas dentro del agua para consumo personal.

Las muestras obtenidas consistieron en lotes entre 10 y 13 peces de la misma especie y tamaño similar de acuerdo al criterio de la USEPA. Para verificar el cumplimiento este criterio, todos los peces fueron pesados y medidos en su longitud total y posteriormente fueron introducidos en bolsas de polietileno con calidad alimentaria cerradas. Posteriormente fueron transportados en recipientes térmicos con hielo a fin de mantenerlos y transportarlos al laboratorio a 4°C durante la noche o la madrugada.

Los resultados sobre la concentración de sustancias en los tejidos de peces y plantas se expresaron en concentraciones en peso seco, como masa de la sustancia química por unidad de masa de tejido de los peces. En los casos donde una sustancia química fue reportada como no detectado en el nivel del límite de detección del método, hay una posibilidad de 50% que el producto químico puede estar presente. Por lo tanto, los resultados para los productos químicos no detectados en muestras de tejidos de peces se consideraron aquí como menor que el límite de detección en lugar que cero.

4.7 Recolección de plantas acuáticas flotantes

De acuerdo con la UNEPE (1976), el crecimiento excesivo de las plantas acuáticas en los cuerpos de agua, es el resultado de las modificaciones de las características físicas, químicas y biológicas del agua. Estos cambios son consecuencia del aporte incontrolado de

nutrientes de las aguas residuales de los núcleos urbanos, agrícolas e industriales y el deterioro de los suelos que componen las cuencas hidrográficas.

Muestra de lo anterior es la situación ambiental de la presa Valsequillo que como consecuencia del continuo vertido nutrientes y otros contaminantes a la presa Manuel Ávila Camacho, ha tenido como resultado el desarrollo del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en forma permanente. Su enriquecimiento, principalmente por nitrógeno y fósforo, causa un aumento en la productividad, dando origen a su crecimiento explosivo. La tasa de crecimiento del lirio acuático, junto con su habilidad para remover sustancias como los nutrientes y metales pesados, ha promovido su utilización como un proceso de fitorremediación (Sanmuga y Senthamil, 2014).

Bajo este contexto, es evidente la importancia que adquiere la valoración de la magnitud de la incorporación de contaminantes a los tejidos como los metales pesados en el lirio acuático de presa Valsequillo. Además, resulta útil que en la determinación de la capacidad de asimilación de los nutrientes en este sistema se considere su regulación debido a que son una de las variables más importantes que provocan el crecimiento excesivo de *Eichhornia crassipes*.

De esta forma, en cada campaña de muestreo se recolectaron muestras de ramets o individuos del lirio acuático del lirio acuático hasta alcanzar un peso total de cinco kilogramos con el propósito de ser analizados como muestras compuestas para la determinación de los metales que se presentan en la tabla del Anexo 4. Asimismo, se incluyeron bifenilos policlorados.

Se recolectaron individuos completos con raíz y estolones que fueron introducidos en bolsas de plástico previamente etiquetadas. Se transportaron al laboratorio en hieleras a 4°C. El área de recolección de las muestras siempre se ubicó dentro de la presa entre el sitio denominado como Entrada que es hasta donde abarca la infestación más importante de la maleza en este embalse que inicia desde la confluencia del río Atoyac con el embalse.

Se obtuvo también la cobertura del lirio acuático en la superficie de la presa durante varios años mediante imágenes de satélite LANSAT disponibles en el software de acceso libre Google Earth y sus herramientas de medición de áreas.

4.8 Evaluación de la eutroficación

Para llevar a cabo esta evaluación, se utilizaron las metodologías simplificadas para el análisis de la eutroficación de los lagos cálidos propuestas por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente CEPIS (Castagnino, 1982; Salas 1983; Salas y Limón, 1986).

Con este propósito se generó o adaptó la información con la finalidad de permitir la aplicación del modelo propuesto por el CEPIS (ver 2.3). Dicha información se presenta en la tabla 10.

Como se indicó, se establecieron 17 estaciones de muestreo (Figura 23): cuatro en la presa, con muestreos superficiales (0.5 m de l superficie) y profundos (0.5 arriba del fondo), una en cada uno de los tributarios (ríos Atoyac y Alseseca) y una en el efluente (salida de la presa).

El modelo del CEPIS requiere contar con datos mensuales de la concentración de fósforo total y del caudal de por lo menos un año completo. Debido a que sólo se realizaron cinco campañas de muestreo se optó por utilizar la información histórica registrada por la Red Nacional de Monitoreo de la Conagua dentro del periodo comprendido entre 2000 y 2011 incluyendo los obtenidos en este estudio.

Tabla 10. Información mínima requerida para el empleo del modelo matemático de eutroficación de lagos cálidos

PARAMETRO	MÉTODO DE OBTENCIÓN	FUENTE
Superficie de la presa	Promedio de las superficies diarias	Tablas de elevaciones-áreas y almacenamientos. Distrito de Riego 030 Valsequillo. CONAGUA.
Volumen promedio anual	Promedio de los volúmenes diarios del período	
Volumen anual de tributarios, Qi Ríos Atoyac y Alseseca	Suma de volúmenes de las aportaciones mensuales totales registrados durante el período	Registros de las aportaciones mensuales a la presa "Manuel A. Camacho". Distrito de Riego 030 Valsequillo. CONAGUA.
Volumen anual del efluente	Suma de los volúmenes de las extracciones mensuales de la salida de la presa.	Registros de las extracciones mensuales de la presa "Manuel A. Camacho". Distrito de Riego 030, Valsequillo. CONAGUA
Concentración de Fósforo Total y Nitrógeno Total de los tributarios y efluente	Concentración promedio mensual del periodo de 1983 al 2009 y promedio anual (C _i)	Registros de la Red Nacional de Monitoreo de Calidad del Agua. GCA.CONAGUA
Concentración de fósforo en el lago (P _λ en mg/ P / m ³)	Muestreo en presa	Mediciones de este estudio
Carga total de fósforo total y nitrógeno total aportada y extraída de los tributarios y efluente	Volumen anual de los tributarios (Q _i) multiplicado por la concentración promedio anual del nutriente (C _i)	Registros de las aportaciones mensuales a la presa "Manuel A. Camacho". Distrito de Riego 030 Valsequillo. CONAGUA. Registros de la Red Nacional de Monitoreo de Calidad del Agua. GCA.CONAGUA
La carga superficial de fósforo (L(P) en g /m ² /año)	Se calcula dividiendo la carga total de fósforo entre el área del lago	Cálculos precedentes y Tablas de elevaciones-áreas y almacenamientos. Distrito de Riego 030 Valsequillo. CONAGUA.
Profundidad media (z)	$z = \frac{V}{S}$ V : volumen promedio anual S : superficie	Tablas de elevaciones-áreas y almacenamientos. Distrito de Riego 030 Valsequillo. CONAGUA
Profundidad máxima	Mapa topográfico	Estudio Topobatimétrico de la presa Manuel Á. Camacho. 2008. .Comisión Nacional del Agua.
Tiempo de residencia hidráulica (T _w)	$T_w = \frac{V}{Q_e}$ V: volumen de la presa (m ³). Q _e : volumen extraído (m ³ /año)	Registros de los volúmenes de almacenamiento y extracciones mensuales de la presa "Manuel A. Camacho". Distrito de Riego 030 Valsequillo. CONAGUA.

Fuente: Castagnino, 1982; Salas y Limón 1986.

Lo anterior se consideró adecuado debido a que los valores obtenidos en ese lapso que se mostraron en la figura 21, indican que este parámetro se comportó con variaciones de acuerdo a lo esperado sin tener extremos. El fósforo total tiene un promedio de 4.17 mg/l con valores máximo de 6.77 en época de secas y mínimos de 1.72 mg/l en lluvias. A partir de esta información se contó con los promedios mensuales correspondientes. Asimismo los caudales mensuales fueron obtenidos a partir de los datos de operación del embalse que maneja el Distrito de Riego 030 Valsequillo. CONAGUA.

Para la evaluación de la eutroficación en las muestras de superficie se obtuvieron muestras de acuerdo con Castagnino (1982), mediante el método de columna (con manguera con peso inferior, abierta en el fondo y con tapón de cierre en el otro extremo que queda en la superficie cuando se introduce la manguera a profundidad). Las muestras se recolectaron abarcando desde la superficie del agua hasta dos veces la profundidad del disco de Secchi determinada en cada sitio. Estas muestras fueron obtenidas para el análisis de nutrientes y la clorofila "a", esta última según Lorenzen (1967).

4.9 Hidrodinámica

Cuando se habla de la hidrodinámica de un cuerpo de agua, tiene que hacerse mención de su movimiento, de la distribución de calor y de los flujos de entrada y salida, incluso de las sustancias particuladas y disueltas en su interior. Tratándose de almacenamientos es necesario la definición del grado de importancia de cada mecanismo debido a que repercuten de manera directa en la calidad del agua del cuerpo

El monitoreo de variables ambientales que regulan los procesos físicos y químicos en lagos y presas requiere de un entendimiento de la variabilidad local en escala diurna y estacional. Los principales forzamientos de la hidrodinámica de lagos y represas son el viento, el calentamiento solar y los cambios horizontales de densidad provenientes de los cambios espaciales de temperatura. A diferencia de los muestreos de las variables químicas, los cuales permanecen por periodos relativamente largos, los parámetros físicos, como son las corrientes y densidad, pueden variar a lo largo del día en las tres dimensiones del embalse.

Con el objetivo de cuantificar estas variables como son las corrientes en cuanto a magnitud y dirección, se realizaron dos campañas de medición, correspondiente a los periodos del 11 y 12 de Diciembre de 2010 y de 12 al 14 de Julio del 2011.

Se colocó un perfilador de corrientes en diferentes sitios del embalse para identificar el comportamiento del embalse en dos épocas diferentes. La primera en diciembre, en estiaje con un volumen de almacenamiento de la presa superior al promedio anual, sin extracción de agua y en época entre el paso del otoño al invierno. La segunda en julio, en verano, con las lluvias establecidas, menor volumen de almacenamiento y con una extracción importante de agua de la presa por la obra de toma.

Para conocer cómo responde el embalse a escala diurna, se midieron las forzantes de la velocidad de las corrientes durante 12 horas. Es importante notar que la variación vertical de la calidad del agua juega un papel importante en la distribución de la contaminación por lo que se vuelve importante su medición en los perfiles en la columna de agua. En estas campañas se utilizó un perfilador tipo CTD, con una razón de muestreo de 4 muestras por segundo, nos brinda una respuesta instantánea de la columna de agua.

Los perfiladores conocidos como CTD (Conductivity, Temperature and Depth) son una herramienta útil para medir las propiedades de la columna de agua. El instrumento fue introducido en el agua para hacer mediciones durante el descenso a una velocidad preestablecida. A partir de la conductividad y temperatura se calcula la salinidad y a partir de salinidad, temperatura y presión, se calcula la densidad. En la tabla 11 se presentan las especificaciones técnicas del CTD. En las figuras 24 y 25 se presentan la ubicación en donde se realizaron los perfiles.

Tabla 11. Especificaciones técnicas de los sensores del CTD Seabird 19plus

Intervalo de medición	Temperatura Conductividad electrolítica Presión	-15 a 35°C 0 a 9 S/m 0 a 10000 m
Exactitud	Temperatura Conductividad electrolítica Presión	0.005 °C 0.0005 S/m 0.1 de la escala completa
Resolución	Temperatura Conductividad electrolítica Presión	0.0001 °C 0.00005 S/m 0.002 de la escala completa

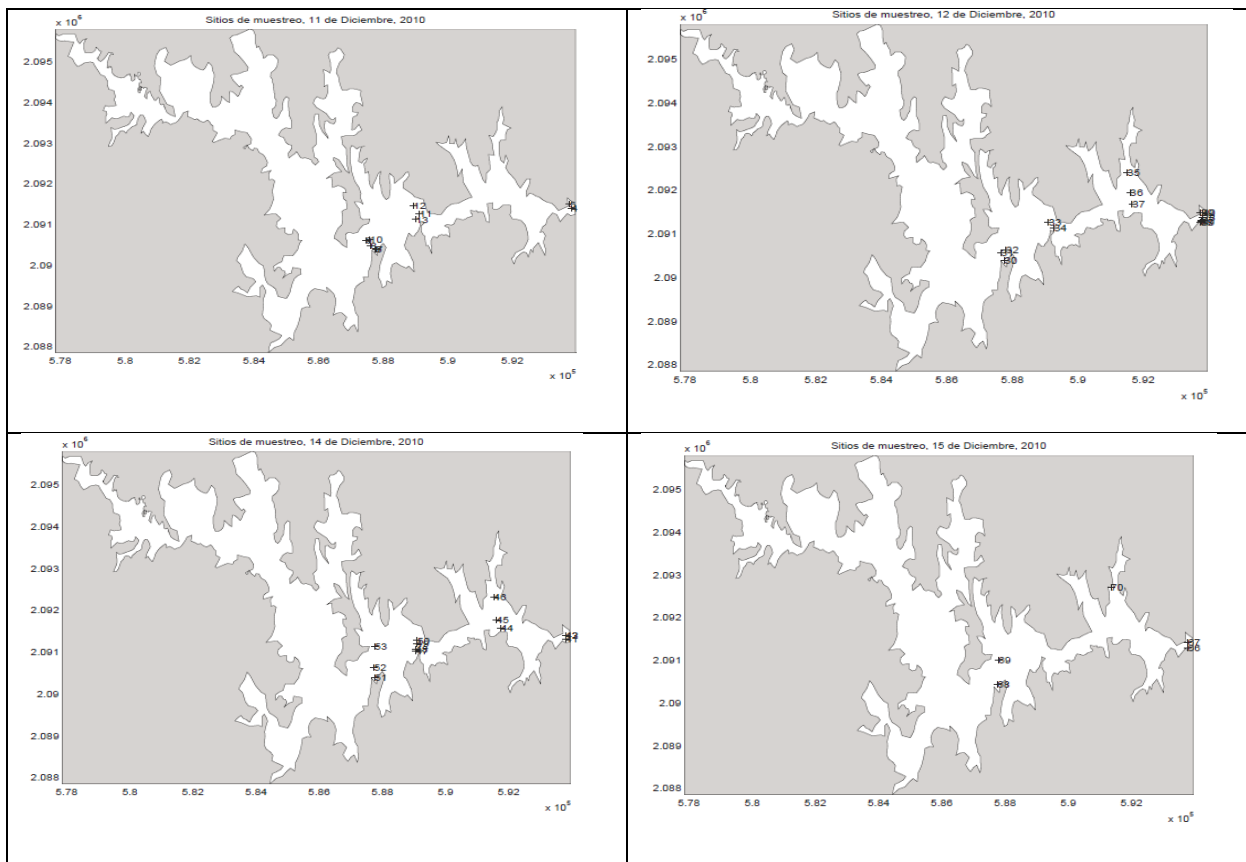


Figura 24. Localización de perfiles obtenidos con CTD durante el 2010.

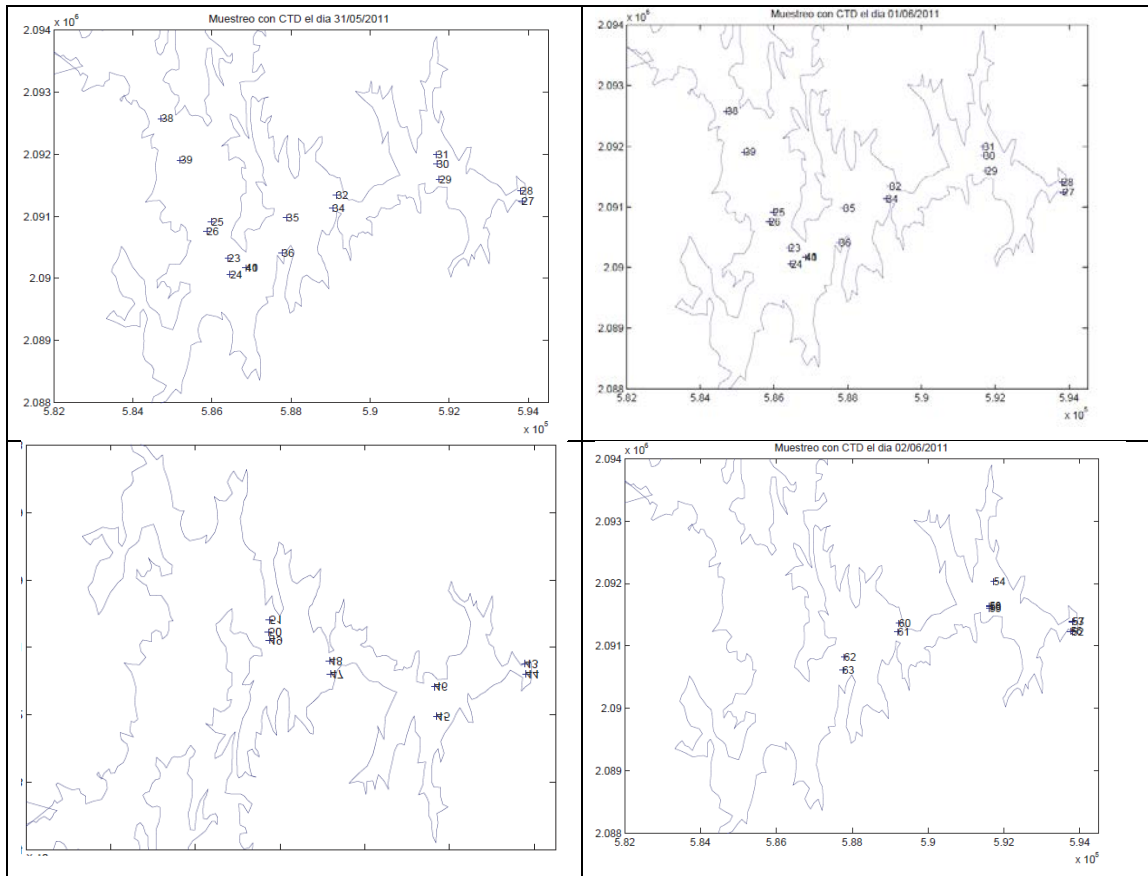


Figura 25. Localización de perfiles obtenidos con CTD durante el 2011.

Los perfiladores de corrientes, utilizan el efecto doppler, para calcular la velocidad de las corrientes en diferentes profundidades programadas. En las campañas, se utilizó un correntómetro acústico ADP, marca RDI tipo Sentinel de 600Hz de frecuencia, con la capacidad de perfilar hasta 40 metros de profundidad. La Figura 26, muestra el perfilador de corrientes que se colocó en diferentes áreas de la presa.



Figura 26. Perfilador de corrientes

En la Tabla 12 a y b muestra las posiciones del instrumento durante ambas campañas. Se seleccionaron las posiciones de acuerdo a la morfología de la presa, esperando encontrar mayores velocidades por ser áreas restringidas en el intercambio de volumen de agua en la zona de mediciones. Se seleccionó una posición cercana a la cortina tratando de observar el efecto de la descarga en la hidrodinámica de la presa.

Tabla 12. Posición de los perfiles del correntómetro en la campaña de diciembre de 2010 (a) y julio de 2011(b).

(a)

LatN-gra	Lat-min	LongW-gra	Lon-min
18	54.2098	98	9.9823
18	54.258	98	10.0352
18	54.4359	98	10.0626
18	54.6913	98	9.1412
18	54.6482	98	9.1617
18	55.3087	98	7.8514
18	55.0823	98	7.7748
18	54.8846	98	7.739

(b)

Latitud grados	Latitud minutos	Longitud grados	Longitud minutos
18	54.1889	98	9.9865
18	54.4277	98	10.9282
18	54.6961	98	9.2032
18	54.7403	98	6.5386
18	54.752	98	6.5383
18	54.744	98	6.538
18	54.8441	98	7.7364
18	54.2346	98	9.9906
18	54.1342	98	10.6207

El instrumento se colocó flotando en una base de madera que permaneció prácticamente sumergida, con lo cual se minimizó el efecto de arrastre por viento. Este sistema de medición se mantuvo fijo, en cada sitio de muestreo, por medio de anclas, para perfilar la columna del agua desde la superficie hasta el fondo. El equipo se mantuvo en cada sitio un promedio de una hora, lo cual permitió obtener de tres a cuatro perfiles en cada posición. El perfilador fue programado para obtener información de las corrientes con una resolución vertical de un metro y la desviación estándar nominal de los valores de velocidad de 1.0 cm/s. El equipo fue programado para obtener valores promedio cada 15 minutos, con base en 45 mediciones individuales. Para determinar la hidrodinámica también se requirió el mapa batimétrico y las forzantes incluidas las variables meteorológicas: viento, temperatura del aire, radiación solar, presión y lluvia.

La información se recolectó de una estación meteorológica instalada en la Obra de Toma. Esta estación meteorológica es una unidad marca Davis, modelo Vantage Pro2 que colecta datos de temperatura, humedad, presión barométrica, radiación solar, velocidad y dirección del viento. Las características técnicas de la estación meteorológica se presentan en la Tabla 13.

Tabla 13. Especificaciones técnicas de la estación meteorológica Davis, modelo Vantage Pro2.

Sensor	Intervalo	Exactitud
Temperatura	-40 °C a 65 °C	0.5 °C
Dirección del viento	16 puntos (22.5°) de compás	7°
Velocidad del viento	0.9 a 78 m/s	5 m/s
Presión atmosférica	880 a 1080 mb	1.7 mb
Humedad	0 a 100 % humedad relativa	5%
Tiempo	15 minutos	1 minuto

4.10 Monitoreo del comportamiento térmico de la presa Valsequillo en tiempo real.

Con el propósito de dar seguimiento al comportamiento térmico del embalse y parámetros básicos de calidad del agua, se instaló en la presa Manuel Ávila Camacho una Boya Marca OTT, Modelo MB1000 y No. Serie 285473 a la que se le pueden instalar sensores de calidad del agua. Es un sistema integral, automático y de última tecnología especializado en la adquisición, medición, almacenamiento y transmisión de datos. En la tabla 14 se describe su ubicación la cual se encuentra cerca de la estación de la Panga.

Tabla 14. Ubicación de la estación automática de medición de calidad del agua en la presa Manuel Ávila Camacho.

Nombre de la estación:	BOYA VALSEQUILLO
BOYA VALSEQUILLO	Calidad del Agua e Hidrometeorológica
Propietario:	CONAGUA, Subdirección General Técnica, Gerencia de Calidad del Agua
Latitud:	18° 54' 25" N
Longitud:	98° 9' 58" O
Altitud	2050 MSNM
Cuenca hidrológica	Alto Balsas, presa Manuel Ávila Camacho

Está diseñada para trabajar de forma automática, particularmente con las sondas multi-paramétricas serie 5 de Hydrolab, en aplicaciones de monitoreo de calidad de agua. Incluye: reflector de radar, tapa para un fácil acceso a la electrónica; dos paneles solares (12V/25W); batería de alimentación de 26 Ah; 3 barras sólidas para anclaje; platinas de montaje de electrónica y batería; luz de señalización autónoma de visibilidad a una milla náutica (Figura 27).

La boya cuenta con cuatro Sondas Multi-paramétricas (Figura 27). Todas Modelo HYDROLAB, Modelo DS5X con No. Serie 64569. El sistema incluye sondas DS5X colocadas a 1 y 15 m de profundidad, con sistema de auto-limpieza, con cable desprendible de 5 y 50 m, (Figura 28). En las tablas 15 y 16 se incluyen la distribución de sensores por profundidad.

Tabla 15. Sensores de la boya ubicada en la presa Manuel Ávila Camacho. Medición de parámetros superficiales.

Sensores sonda A. 1 metro de profundidad	Intervalo de medición
Temperatura	-5 a 50 grados Celsius
Conductividad	0 A 200 mS
pH y ORP con electrodo de referencia estándar	0-14 ; ORP -999 a 999
Profundidad	0-100 m
Clorofila a	A intervalo de medición dinámica
Sensor luminiscente de oxígeno disuelto (LDO)	0-20 mg/L
Sólidos disueltos totales	Sólidos disueltos 0 a 200000 mg/l.
Sensores sonda B. 1 metro de profundidad	
Turbidez	0 A 1000 NTU
Sensores de iones específicos: amonio, nitrato y cloruro	Nitratos de 0 a 100 mg/l –N; amonio 0 a 100 mg/l;
Profundidad	(0-15 m)

Tabla 16. Sensores de la boya ubicada en la presa Manuel Ávila Camacho. Medición de parámetros a 15 metros de profundidad.

Sensores sonda C. 15 metros de profundidad	Intervalo de medición
Temperatura	-5 a 50 grados Celsius
Conductividad y sólidos totales disueltos	0 A 200 mS
pH y ORP con electrodo de referencia estándar	0-14 ; ORP -999 a 999
Clorofila a	A intervalo de medición dinámica



Figura 27. Boya instalada en la presa Manuel Ávila Camacho, se observan paneles solares y señalización

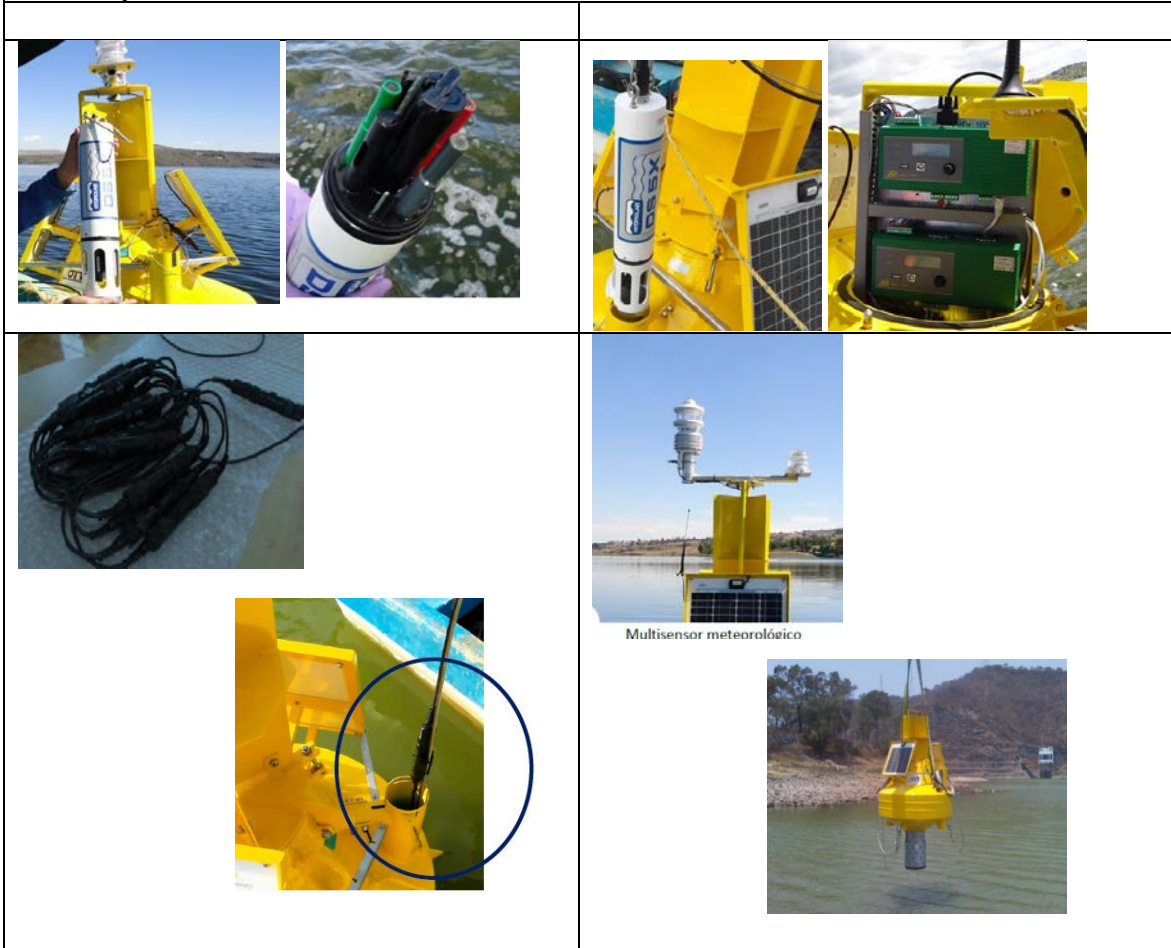


Figura 28. Boya instalada en la presa Manuel Ávila Camacho, se observan los medidores multiparámétricos

Para la transmisión de datos se colocó un modem GPRS que trasmite los datos a través de una red celular. De esta manera se transmiten los datos medidos por la estación para posteriormente ser recuperados mediante el software Hydras 3. El equipo incluido dentro del sistema de telemetría es: Modem de comunicación: Marca Sierra Wireless. Modelo: LS300. No. Serie: CA814830025100. Servicio de internet con plan de datos a través de la red celular TELCEL. SIM: 512596881221. Fuente de alimentación. Cables, nodos y antenas.

Se colocaron termistores marca ONSET modelo HOBO U22 Water Temp Pro v2, con resolución de 0.2 °C colocados a cada metro hasta 28 metros de profundidad. Los termistores son impermeables hasta una profundidad de 300 m, tienen una batería interna que puede durar hasta 5 años dependiendo del intervalo de muestreo seleccionado. Los termistores tienen una capacidad de 32,520 mediciones. El intervalo de muestreo es seleccionable por el usuario y puede ir de 0.5 Segundos a 9 horas. Los modos de la memoria permiten sobrescribir el archivo cuando es necesario por falta de espacio. Tiene una exactitud en tiempo de 1 minuto por semana a 20 °C (Tabla 20). Para la instalación se necesitó modificar la boya y pesos muertos. Cada termistor fue programado con el software Box Car Pro4.3 para realizar una medición cada 20 minutos.

En la tabla 17. Se indican las especificaciones técnicas de los termistores.

Tabla 17. Especificaciones de medición de termistores

Rango en agua -40 a 50 °C
Resolución 0.02 °C a 25 °C
Exactitud 0.2 °C a 25 °C
Tiempo de reacción en agua 5 minutos

5. Resultados y discusión

La calidad de las aguas es una variable descriptiva fundamental del medio hídrico, tanto desde la perspectiva de la planificación y gestión para atender las diversas demandas de la población, como de calidad de vida de la sociedad y de su entorno.

No obstante lo anterior, la descripción y evaluación de la calidad de las aguas es una materia compleja, no exenta de controversias en cuanto a la capacidad de las diferentes metodologías para informar sobre el carácter cualitativo o cuantitativo del recurso hídrico. Uno de los problemas reside en la definición que se adopte del concepto calidad del agua, para el que existen distintas interpretaciones.

El término calidad del agua generalmente implica un juicio de valor sobre el recurso hídrico en función de un uso concreto y por lo mismo funcional, como la capacidad intrínseca que tiene el agua para responder a los usos que se podrían obtener de ella. Sin embargo, la tendencia mundial está dirigida a un punto de vista ambiental, tal como lo visualiza Estados Unidos de América a través del Acta Federal de Agua Limpia o la Directiva Marco de las Aguas de la Unión Europea del 2000, manifestando las condiciones que deben darse en el agua para que ésta mantenga la vida acuática o un ecosistema equilibrado y para que cumpla determinados objetivos de calidad, ambas con una tendencia clara a la calidad ecológica.

Es evidente que se está haciendo un revaloración al pasar de una calidad del agua utilitaria a otra cuyo sentido es el de la calidad ambiental como base para la sustentabilidad. De acuerdo a Bosch *et al.*, (1998), un ecosistema como un cuerpo de agua, tiene calidad ambiental cuando muestra una coincidencia entre la calidad que presenta y la que es propia del sistema. Se trata entonces de un significado propio al de salud o equilibrio ambiental.

Bajo este contexto, este estudio enfocó su diagnóstico de la calidad del agua no sólo por su uso sino principalmente como una medida (cualitativa o cuantitativa) de sus características fisicoquímicas y biológicas que se interpretan a partir de la comparación de estos atributos con los que presenta la "calidad natural" o no contaminada. Con esto, la "calidad natural" no se refiere al estado prístino debido a que prácticamente, de una u otra forma, existe ya influencia antropogénica en prácticamente todos los cuerpos de agua, sino en referencia principalmente a aquellas características que no han sobrepasado los niveles que permiten el desarrollo de la vida acuática.

Esta comparación permitió identificar su alteración, los efectos al hombre, al ecosistema y a los servicios ambientales que proporciona, así como también los usos a los que potencialmente se puede emplear de forma directa o acondicionada por algún tratamiento, teniendo como finalidad última el que se pueda evitar o recuperar de dicho deterioro, a través de la regulación de la intervención humana que lo origina o propicia.

La magnitud de las alteraciones de la calidad del agua puede ser valorada a través de indicadores. Los indicadores no son otra cosa que la o las variables simples o expresión relativamente compleja que mejor representa su estado de conservación; un indicador por lo tanto, debe ser capaz de representar numéricamente aquello que se pretende valorar (Gómez, 2003). Son vectores que permiten definir intrínsecamente el estado del medio, y a los que generalmente se les asigna un valor límite (recomendado o imperativo) compatible con la calidad a partir del cual se puede inferir una determinada alteración.

Tienen preponderantemente cuatro características importantes: mensurabilidad objetiva con medios instrumentales asequibles, ser sensibles a los cambios y contar con un marco de referencia normativo o ambiental que permita su interpretación y finalmente, que sean variables que permitan establecer relaciones de causalidad como paso previo para la introducción de medidas preventivas y correctivas (Bosch *et al.* 1998).

De esta manera se presentarán los resultados de calidad del agua obtenidos tanto en los tributarios como en el embalse y su efluente a través del enfoque de indicadores.

5.1 Calidad del agua a partir de parámetros convencionales en los tributarios y efluente del embalse

En el Anexo 5 se presentan los parámetros medidos en el río Atoyac (RAT1, río Atoyac, Antes de la Confluencia (A.C.P.) con la presa Valsequillo) como del río Alseseca (RAL1, río Alseseca Antes de la Confluencia (A.C.P) con la presa Valsequillo). Asimismo de la salida de la presa (RAT2, río Atoyac Aguas Abajo de la presa (A.A.P) Valsequillo).

En la tabla 18 se presenta para los parámetros más importantes la calificación cualitativa del estado de la calidad del agua de los aportadores y el efluente de la presa y a continuación se describen los aspectos que se consideraron más relevantes para describir el sistema bajo estudio.

En relación con el caudal medido en el periodo de medición, el río Atoyac presentó en la cinco campañas un promedio de $5,741.6 \pm 1599$ l/s (mediana: 5861 l/s) con un mínimo de 4,009 y un máximo de 7,690 l/s, siendo muy superior al río Alseseca que mostró un promedio de 980.8 ± 180.7 l/s (mediana: 972 l/s) con un mínimo y un máximo de 808 y 1,254 l/s. Lo anterior confirma que del caudal aportado a la presa el río Atoyac representa en promedio el 86% y el Alseseca el 14% como indican los datos antecedentes (SRH, 1973). Los coeficientes de variación fueron relativamente bajos del 28% para el primero y de 18% del segundo, lo que pudiera ser un indicador de la entrada constante de las aguas residuales que reciben ambas corrientes. Cabe mencionar que no se presentaron picos extraordinarios.

En la salida de agua del embalse se tuvo una extracción promedio de $26,166.7 \pm 12,453.3$ l/s (mediana: 20,000 l/s) con máximos de 40,500 y mínimos de 18,000 l/s con un coeficiente de variación del 47% lo que manifiesta el manejo intensivo de este cuerpo de agua, por el Distrito de Riego 030 Valsequillo.

Ambos ríos presentan aguas turbias con valores superiores en el río Alseseca (194 ± 29.33 UTN) presentando poca variación del orden del 15% con respecto al Atoyac (153.6 ± 74.6 UTN) que alcanzó hasta 49%. Aunque no existen intervalos de valores del parámetro de turbiedad que sirvan de base para su interpretación, se conoce que puede tener un valor no detectable en el agua destilada hasta varios cientos en agua natural o residual (McNeely, *et al.*, 1979).

Metcalf & Eddy (2004), indican que un tratamiento secundario convencional (Lodos activados) producirá agua con una turbiedad entre 2 a 15 UNT. Asimismo, mencionan también que para agua de reúso del agua en la agricultura de productos de consumo directo como para recarga de acuíferos, recreacional y urbano no potable, California tiene como requerimiento una turbiedad de ≤ 2 UNT.

Tabla 18. Calidad del agua de los ríos Atoyac y Alseseca, así como del efluente de la presa Valsequillo (P.V), calificada a partir de indicadores básicos o convencionales.

Indicador (mg/l)	Río Atoyac	Río Alseseca	Efluente P.V.	Referencias
Turbiedad, UNT	Turbia	Turbia	Clara	2-15 (Metcalf & Eddy)
Sólidos suspendidos totales	Fuertemente contaminado >400	Aceptable 75-150	Excelente < 25	CONAGUA (2008)
Color (U P _t /Co)	Moderada Calidad	Moderada Calidad	Moderada Calidad	50-300, OGTG (1991)
pH (U pH)	Moderadamente Alcalino	Moderadamente Alcalino	Moderadamente Alcalino	SEDUE-CECA (1989)
Conductividad eléctrica (µS/cm)	1,214±443 Alta, 1.75 veces la mediana nacional (RNM). No cumple uso en riego.	1,576±464 Alta, 2.27 la mediana nacional (RNM). No cumple uso en riego.	788.5±119 Normal. Cumple uso en riego	1000 µS/cm, uso en riego (SEDUE-CECA, 1989). 694 µS/cm, Mediana nacional RNM (2000-2010)
Temperatura (°C)	19.8±1.06 Normal	22.3±1.3 Moderadamente alta	18.2±2.53 Normal	SEDUE-CECA (1989)
Oxígeno disuelto	< 5 Anóxico	< 5 De anóxico a levemente oxigenado	>5 Oxigenado	5 mg/l para la protección de la vida acuática. SEDUE-CECA (1989)
DBO ₅	Fuertemente contaminado	De contaminado a fuertemente contaminado	Aceptable	CONAGUA (2008)
DQO	Fuertemente contaminado	Contaminado	Aceptable	CONAGUA (2008)
COT	Contaminado	Contaminado	Aceptable	Kavanaugh (1978)
Aluminio Zinc	No cumple	No cumple	Cumple	SEDUE-CECA (1989). Riego (Al) y vida acuática (Zn)
Nitrógeno total	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	(UNECE, 1994)
Nitrógeno de NH ₃	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	OGTG (1991)
Nitrógeno de NO ₃	Excelente calidad	Excelente calidad	Excelente calidad	OGTG (1991)
Nitrógeno de NO ₂	Contaminado	Contaminado	Contaminado	OGTG (1991)
Fósforo total y reactivo	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	UNECE (1994) Ramos et al., (2004) McNeely, et al., (1979)
Cloruros	Moderadamente altos	Moderadamente altos	Moderadamente altos	CONAMA (2004),
Sulfuros	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	Contaminado	0.002 mg/l (McNeely, et al., 1979)
Sulfatos	Ligeramente altos	Ligeramente altos	Condición normal	Ramos et al., (2004)
Dureza, CaCO ₃	Agua dura a muy dura	Agua dura a muy dura	Dura	Sawyer y McCarty (1967),
Alcalinidad, CaCO ₃	Muy fuerte, de ríos contaminados	Muy fuertes, de ríos contaminados	Fuerte de ríos contaminados	Nisbet y Verneux, (1970); De la Lanza (2006)
Grasas y aceites	Mala	Buena	Excelente	CONAMA (2004)
Detergentes, SAAM	Contaminado	Contaminado	No contaminado	0.1 mg/l, para Protec. Vida. Acuat. (SEDUE-CECA, 1989).
RAS	Excelente a muy buena calidad	Buena a muy buena	Excelente a muy buena calidad	CONAMA (2004)
Toxicidad	Alta	De moderada a alta	De no tóxica a moderada	Porcella (1983), modificada por CONAGUA

Por lo anterior, considerando que la turbiedad mide partículas en suspensión tal como arcillas, lodos, organismos y materia orgánica, así como materia coloidal como la presencia de detergentes, jabones o emulsificadores que tienen su origen en el vertido de aguas residuales, escorrentía urbana, erosión del suelo y las orillas de los cauces (Spellman y Drinan, 2000), se puede concluir, de acuerdo con este indicador, que ambos ríos presentan una fuerte afectación. La turbiedad en el efluente de la presa presentó una reducción considerable con respecto a la calidad del agua que recibe teniendo un promedio de 16.5 ± 4.12 UTN con valores máximos de 20 y mínimos de 12 UTN con un coeficiente de variación del 25%. Este valor representa un porcentaje de reducción de casi un 95% considerando el valor más alto de los aportadores. Además indica el beneficio del represamiento del agua y fungir el embalse como un gran sedimentador.

Por el contrario, los sólidos suspendidos totales (SST) presentaron amplia variabilidad (coeficiente de variación 149.7%) al menos para el río Atoyac que presentó un promedio de 423.9 ± 112.5 mg/l con un máximo y mínimo de 1,545 y 42 mg/l, respectivamente que lo califica con una gran variación y fuertemente contaminado de acuerdo con los criterios de CONAGUA (mayor a 400 mg/l), manifestando que son aguas con fuerte impacto de descargas de aguas residuales municipales y no municipales. El río Alseseca se clasificó como aceptable (75-150 mg/l) debido a que presentó un promedio de 119.8 ± 61 mg/l con un máximo de 225 mg/l (contaminado, 150-400 mg/l) y un mínimo de 75 mg/l (buena calidad). Como la turbiedad, los sólidos suspendidos en el efluente de la presa mejoraron substancialmente clasificándose como excelente (≤ 25 mg/l) ya que presentó un promedio de 9.2 ± 2.93 mg/l con valores máximos de 12.5 y mínimos de 7 mg/l, con un coeficiente de variación del 32%.

De acuerdo con McNeely *et al.*, (1979), el color del agua se debe, fundamentalmente, a diferentes sustancias orgánicas e inorgánicas coloreadas en suspensión (color aparente) o disueltas (color real). Aguas con baja turbidez exhiben por lo general valores muy semejantes de color aparente y real (≤ 3 UTN). Cuando un agua presenta un nivel de color aparente de 10 U Pt/Co, pasa desapercibida a la inspección visual. Para niveles de 100 U Pt/Co se asemejan al té negro que puede producirse en agua de un pantano. Respecto a las aguas industriales, estas suelen presentar coloraciones en función de su actividad. Fábricas de pasta de papel evacúan aguas parduzcas debido a la lignina; las aguas de rastros, rojas por la sangre; las lecherías y derivados lácteos, producen aguas blancuzcas y las aguas de la textileras azules, rojas y otros colores por los colorantes. En esta evaluación se midió el color real considerando que es un parámetro asociado a las sustancias disueltas que aunque pueden ser de origen natural, en un cuerpo de agua que recibe aguas residuales con una fuerte presencia industrial como son los ríos Atoyac y Alseseca. Es un indicador de la presencia de posibles sustancias peligrosas.

Como era de esperarse por la actividad industrial en la cuenca alta, ambos ríos presentaron niveles de color elevados presentando el río Alseseca los niveles más altos con un promedio de 166 ± 73 U Pt/Co con máximos de 225 y mínimos de 68 U Pt/Co con un coeficiente de variación del 44%. El río Atoyac alcanzó un promedio de 105 ± 58.5 U Pt/Co con máximos de 183 y mínimo de 42 U Pt/Co y un coeficiente de variación elevado del 56%. De acuerdo a los criterios del Gobierno de Turquía (OGTG, 1991), valores entre 50 y 300 U Pt/Co, clasifican al agua como de moderada calidad. El efluente de la presa presentó valores de color real de 68.7 ± 8.33 U Pt/Co con máximos y mínimos de 78 y 62 U Pt/Co que es inferior a los tributarios pero se sigue considerando de una calidad moderada debido a que se considera de alta calidad cuando presentan valores de entre 5

y 50 U Pt/Co. Estos resultados evidencian de forma indirecta la presencia de sustancias disueltas persistentes que están entrando y que tienen una reducción entre el 44 y 67%.

El pH se presentó en los tres sitios con valores relativamente cercanos, es decir sin diferencias importantes. El Atoyac con 7.7 ± 0.8 U pH con valores extremos de 7.8 y 7.6 U pH y un coeficiente de variación de 1%. El Alseseca ligeramente menos alcalino con 7.6 ± 0.22 y extremos más amplios de 7.9 y 7.38 U pH y 3% de coeficiente de variación. El efluente de la presa presentó una ligera disminución de 7.4 ± 0.2 U pH con extremos de 7.7 y 7.18 y un coeficiente de variación semejante al Alseseca de 2.7%. Estos valores se clasifican como de excelente calidad o de excepción (OGTG, 1991; CONAMA, 2004).

La conductividad eléctrica está estrechamente relacionada con los sólidos disueltos y por la tanto, de alguna manera con el color y la turbiedad aunque no necesariamente son proporcionales. Es un parámetro que puede indicar contaminación aunque aumenta cuando los suelos están cargados de sales y son arrastrados con las lluvias. Es una buena indicación de los cambios en la composición del agua, especialmente de la mineral. Las aguas dulces presentan valores entre 50 y 1500, las salobres desde 300 hasta 18,000 $\mu\text{siemens/cm}$. Los desechos industriales pueden elevar la conductividad hasta 10,000 $\mu\text{siemens/cm}$ (McNeely, *et al.*, 1979). Tanto el río Atoyac como el Alseseca presentaron conductividades relativamente altas. En el Alseseca se detectaron valores promedio de 1576 ± 464 $\mu\text{S/cm}$ con extremos de 2,030 y 970 $\mu\text{S/cm}$ con un coeficiente de variación de 29.4%. Estos valores indican que esta agua sobrepasa el Criterio de Calidad del Agua para riego agrícola de 1000 $\mu\text{S/cm}$ (SEDUE-CECA, 1989), aunque la CONAMA (2004), indica que valores de 1,500 $\mu\text{S/cm}$ pueden ser adecuados para el desarrollo de la acuicultura, siendo valores superiores a 2,250 $\mu\text{S/cm}$ considerados como agua de mala calidad. El río Atoyac presentó valores más bajos de $1,214 \pm 443$ $\mu\text{S/cm}$ con valores extremos de 1921 y 792 $\mu\text{S/cm}$ y coeficientes de variación de 36.5%. En el efluente de la presa la conductividad es menor casi en un 50% con 788.5 ± 119 con máximos y mínimos de 886 y 632 $\mu\text{S/cm}$ y un coeficiente de variación muy bajo del 4%.

Otro aspecto importante es la temperatura. Tiene una relación inversamente proporcional a al oxígeno disuelto y con la degradación de la materia orgánica, asimismo influye en el comportamiento de otros parámetros físicos y químicos, además es un factor importante para el desarrollo de la vida acuática. De los datos obtenidos se pudo constatar que el agua que llega del río Alseseca es más caliente, 2.5 °C que el Atoyac. El primero presentó un valor promedio de 22.3 ± 1.3 °C con una máxima y mínima de 23.9 y 20.6 °C. El segundo con 19.8 ± 1.06 °C y 21.2 °C como máxima y mínima de 18.5 °C. Como era predecible, el efluente de la presa es ligeramente más fría considerando que el agua que se extrae es de profundidad. Presentó valores promedio de 18.2 ± 2.53 °C con máximas y mínimas de 20.9 y 15.2 °C. No se presentaron valores extremos o limitantes a la vida acuática.

El oxígeno disuelto como factor preponderante en la manutención y desarrollo de la vida acuática, en ambos ríos se presentó con valores inferiores a 5 mg/l que es el criterio para la protección de la vida acuática. Estos ríos normalmente se presentaron anóxicos con valores inferiores a 1 mg/l y en ciertas ocasiones el río Atoyac alcanzó concentraciones de 4 mg/l. El río Alseseca más, en una ocasión presentó una concentración de 3.8 mg/l. La salida de la presa mostró una mejoría notable al presentar un promedio de concentración de 5.5 ± 0.6 mg/l con valores extremos de 6.3 y 5.0 mg/l y un coeficiente de variación del 11% cumpliendo permanentemente el Criterio Ecológico de referencia.

El abatimiento del oxígeno disuelto es consecuencia de la degradación de la materia orgánica asociada como indicador a los parámetros de Demanda Bioquímica de Oxígeno de cinco días (DBO_5), la Demanda Química de Oxígeno y el Carbón Orgánico Total (COT). Para estos indicadores el río Alseseca es el más contaminado presentando valores promedio de 193 ± 131.6 mg/l (393.0-56.0 mg/l con 68% de cv), 361.6 ± 131.6 mg/l (554.0-132.0 mg/l con 48% de cv) y 82 ± 41 mg/l (121.0-34.5 mg/l con 50% de cv), correspondientes a DBO_5 , DQO y COT. Para el río Atoyac relativamente menos contaminado presentó valores promedio de 88 ± 69 mg/l (204.0-30.0 mg/l con 78% de cv), $193.3.6 \pm 81$ mg/l (311.0-84.0 mg/l con 42% de cv) y 36.1 ± 26.5 mg/l (82.0-15.3 mg/l con 73% de cv), correspondientes a DBO_5 , DQO y COT. Para la DBO_5 y la DQO el río Alseseca se clasifica como fuertemente contaminado ($>$ de 120 de DBO_5 ; $DQO > 200$ mg/l) y el Atoyac como contaminado ($30 < DBO \leq 120$ mg/l; $40 < DQO \leq 200$ mg/l), de acuerdo a los criterios de CONAGUA (2008).

El Carbono Total Orgánico (TOC o COT en castellano) se utiliza también para detectar y registrar el contenido orgánico total del agua. De acuerdo con Kavanaugh (1978), las aguas superficiales tienen un promedio de 3.5 mg/l de COT, las aguas residuales sometidas a un tratamiento biológico tiene valores entre 10 y 20 mg/l y las aguas residuales crudas de entre 50 y 1000 mg/l. McNeely *et al.*, (1979), indica que los valores naturales van de 1 a 30 mg/l y que este parámetro incluye el carbón disuelto y particulado en una razón de 10 a 1. Valores menores a 3 mg/l los considera de aguas relativamente limpias. Con estos valores de referencia, especialmente con el de las aguas superficiales, las aguas de los dos ríos se clasificarían como contaminadas.

El COT del agua de salida de la presa es menor a los tributarios ya que presentó valores promedio de 6.1 ± 3.84 mg/l (11.0-2.0 mg/l con 63% de cv), 28.5 ± 4.7 mg/l (33.0-23.0 mg/l con 17% de cv) y 15.6 ± 8.7 mg/l (26.3-4.9 mg/l con 56% de cv), correspondientes a DBO_5 , DQO y COT. Para estos parámetros se clasificó a la calidad del agua como aceptable para la DBO_5 ($6 < DBO_5 \leq 30$ mg/l), la DQO ($10 < DQO \leq 40$ mg/l) y también para el COT.

En cuanto a la determinación de metales pesados entre los que se incluyeron al cadmio, cobre, cromo total y hexavalente, níquel, plomo, zinc, fierro, en su fase total como disuelto los valores determinados en los tres sitios no sobrepasaron los Criterios de Calidad del Agua para riego ni para protección de la vida acuática. Para el mercurio no fue posible evaluar su presencia debido a que los límites de detección fueron superiores al criterio de Calidad del Agua para protección de la vida acuática.

En el caso del arsénico todas las determinaciones estuvieron por abajo del límite de detección. La concentración de aluminio fue elevada en los ríos Atoyac y Alseseca registrándose valores de 1.29 mg/l en el primero y 0.6 mg/l en el segundo, sobrepasando la concentración de los Criterios Ecológicos de Protección de la Vida Acuática de 0.05 mg/l (SEDUE-CECA, 1989). El aluminio puede ser de origen natural pero también está asociado a los giros industriales: automotriz, de la construcción, eléctrica, cosmética, química, fabricación de utensilios de cocina y farmacéutica, presentes en la cuenca. Cabe mencionar que para este parámetro sólo se obtuvo información de un muestreo.

El nitrógeno total presentó valores muy altos, particularmente en el río Alseseca con un promedio de 58 ± 30.1 mg/l (99.9 mg/l máximo y 26.2 mg/l mínimo, 51.8% cv) en comparación con los registros obtenidos en el Atoyac de 23.1 ± 15.9 mg/l (49.9 mg/l máximo y 10.5 mg/l mínimo, 68.9% cv). De acuerdo a la Clasificación Estadística de los Estándares para Protección de la Vida Acuática (UNECE, 1994), los valores promedio

clasifican a estas corrientes como fuertemente contaminados (> 2.5 mg/l). El efluente de la presa aunque presenta una disminución importante de 8.1 ± 3.5 mg/l (12.7 mg/l máximo y 4.3 mg/l mínimo, 42.3% cv), la calidad se clasifica como fuertemente contaminada. Debido a que esta agua se lleva al Distrito de Riego para su uso en producción agrícola esta cantidad de nitrógeno es un buen fertilizante.

Los desechos transportados por las aguas residuales normalmente contienen nitrógeno en forma orgánica. El nitrógeno orgánico por degradación bacteriana y en presencia de oxígeno se convierte en nitrógeno amoniacal (amonificación) y si todavía se encuentra en condiciones aerobias, éste se oxida a nitritos y finalmente a nitratos en el proceso denominado como nitrificación. Es importante indicar que se considera como nitrógeno amoniacal todo nitrógeno que existe como ion amonio o en equilibrio con la forma no ionizada: $\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}^+$. El nitrógeno amoniacal por lo tanto, es un indicador de contaminación reciente. Los tributarios presentan valores muy elevados de 35.0 ± 14.5 mg/l (55.78 mg/l máximo y 23.7 mg/l mínimo, 41.3% cv) para el río Alseseca y de 15.2 ± 7.39 mg/l (23.3 mg/l máximo y 6.8 mg/l mínimo, 48.5% cv) para el río Atoyac. De acuerdo a la OGTG (1991), estos valores corresponderían a una calidad del agua fuertemente contaminada (>2 mg/l).

Cabe hacer mención que estos valores son para el nitrógeno expresado como NH_3 debido al método de su determinación, sin embargo, como se mencionó anteriormente, en la fase acuosa en un sistema natural puede estar presente en su forma ionizada (NH_4^+) o no ionizada (NH_3), lo que está en función del pH y la temperatura. Por ejemplo a un pH de 8.5 y una temperatura de 22 grados el 12.7% del nitrógeno amoniacal está en su forma no ionizada. A valores de pH inferiores a 9 , predomina la forma ionizada y por arriba de ese valor la ionizada (Romero, 1999). El problema es que el componente no ionizado es tóxico a concentraciones muy bajas para los organismos acuáticos por lo que se ha recomendado un valor no mayor a 0.06 mg/l. Debido a su comportamiento tóxico, este parámetro es uno de los objetivos de control a través de la determinación de la capacidad de asimilación en esta presa. El río Alseseca presentó un valor máximo de pH de 7.9 con una temperatura máxima de 23.9°C y una concentración promedio de nitrógeno amoniacal de 15.2 mg/l por lo que se calcula que de esta cantidad el 4% corresponde a la forma no ionizada que es de 0.6 mg/l, siendo entonces que sobrepasa el valor recomendado de 0.06 mg/l, en un orden de magnitud. En este sentido, el efluente de la presa muestra otra situación con valores inferiores a los ríos que llegan al embalse al presentar una concentración promedio de 6.0 ± 1.5 mg/l (7.7 mg/l máximo y 4.2 mg/l mínimo, 25.7% cv), pH más bajos (7.4) y temperaturas más bajas también (18.2°C) lo que lo hace menos peligroso, no obstante, no es lo suficientemente bajo para considerarlo no contaminado.

El nitrógeno en forma de nitratos presenta concentraciones relativamente bajas debido a que no existe suficiente oxígeno para oxidar el nitrógeno amoniacal y transformarlo a nitratos. El río Atoyac presentó valores promedio de 0.66 ± 1.2 mg/l (2.8 mg/l máximo y 0.027 mg/l mínimo, 41.3% cv); el Alseseca de 0.285 ± 0.445 mg/l (1.07 mg/l máximo y 0.008 mg/l mínimo, 156% cv). De la misma manera el efluente de 0.109 ± 0.11 mg/l (0.233 mg/l máximo y 0.023 mg/l mínimo, 100.7% cv). El efluente presenta una concentración promedio más baja de 0.093 ± 0.062 mg/l (0.144 mg/l máximo y 0.024 mg/l mínimo, 66.5% cv). De acuerdo a la OGTG (1991), estos valores corresponderían a una clasificación de alta o excelente calidad (5 mg/l).

Al igual que el nitrógeno amoniacal, el nitrógeno en forma de nitritos se presenta en concentraciones elevadas. El río Atoyac presentó valores promedio de 0.144 ± 0.14 mg/l (0.375 mg/l máximo y 0.014 mg/l mínimo, 96.5% cv); El río Alseseca presentó valores promedio de 0.106 ± 0.156 mg/l (0.339 mg/l máximo y 0.008 mg/l mínimo, 41.3% cv); El efluente un valor promedio ligeramente superior al río Alseseca de 0.109 ± 0.11 mg/l (0.233 mg/l máximo y 0.023 mg/l mínimo, 100.7% cv). Debido a que los nitritos es una forma del nitrógeno muy inestable en presencia de oxígeno, normalmente se encuentra en concentraciones muy bajas que se producen como una forma intermedia entre el amonio y los nitratos en el proceso de nitrificación. Su presencia evidencia procesos biológicos activos influenciados por la contaminación orgánica. En agua superficial usualmente está en cantidades tan pequeñas como 0.001 mg/l. Las fuentes de este compuesto son industrias descargas municipales. (MacNeely, 1979). Los nitritos son mucho más tóxicos que los nitratos y se recomienda que su concentración no esté por arriba de 0.01 mg/l (OGTG, 1991). En todos los casos está por arriba de esta concentración.

El nitrógeno orgánico se presentó también en concentraciones muy altas de 32 ± 31.3 mg/l en el Alseseca, 6.9 ± 5.36 mg/l en el Atoyac. Por el contrario en el efluente se presentó una concentración promedio de 2.5 ± 0.76 mg/l. El nitrógeno orgánico es la forma de nitrógeno más reducida que contiene compuestos tales como proteínas, polipéptidos, aminoácidos y la urea. Las proteínas y polipéptidos están presentes en los organismos vivos y la urea es excretada en la orina como subproducto final del metabolismo de las proteínas por lo cual era de esperarse altas concentraciones de este tipo de nitrógeno.

El fósforo en los cuerpos de agua incluye tanto formas orgánicas como inorgánicas que están presentes en el agua en forma disuelta o particulada. En el agua la combinación de formas cambia continuamente debido a los procesos de descomposición y síntesis (McNeely, *et al.*, 1979). El fósforo en los sistemas acuáticos tiene su origen de tanto de fuentes naturales como la mineralización de algas u otros organismos y la disolución de fosfatos minerales, así como de fuentes antropogénicas, puntuales como las descargas de aguas residuales municipales e industriales y difusas como los arrastres de materiales en campos agrícolas fertilizados. El principal interés ambiental por el fósforo radica en su papel crítico en los procesos de eutroficación. Dado que el fósforo puede existir en una variedad de formas disueltas y particuladas, se ha puesto especial énfasis en la literatura ambiental sobre en los métodos analíticos que determinan las fases biodisponibles lo cual es dependiente del de que se utilice un método de pretratamiento para su análisis. El fósforo total (sin pretratamiento) y el fósforo reactivo (resultante de la filtración de la muestra) son quizá las mediciones más comunes. El fósforo total se utiliza comúnmente para regular las descargas de aguas residuales y representa la máxima cantidad potencialmente biodisponible que es descargada y el fósforo reactivo que corresponde a los ortofosfatos, es un indicador de la cantidad de este elemento más fácilmente biodisponible (Monbet y Mckelvie, 2007).

La UNECE (1994), indica que valores entre 0.075 y 0.190 mg/l de fósforo total en un río, promueven la eutroficación e indican contaminación severa por la presencia de descargas de aguas residuales. Asimismo, concentraciones mayores de 0.19 mg/l denotan una fuerte contaminación. Los valores registrados en los tributarios presentaron concentraciones superiores a estos valores de referencia. El río Alseseca con una concentración promedio más alta de 5.97 ± 2.28 mg/l (8.37 mg/l máximo y 3.05 mg/l mínimo, 38.1% cv); el Atoyac de 3.35 ± 1.99 mg/l (6.12 mg/l máximo y 0.85 mg/l mínimo, 59.2% cv). La concentración en el efluente de la presa baja teniendo un promedio de 2.58 ± 0.75 mg/l (3.52 mg/l máximo y 1.78 mg/l mínimo, 28.9% cv). Sin duda es otro de los

parámetros clave que requieren una disminución a la presa a fin de reducir los efectos de la eutroficación que será evaluada más adelante.

En relación con el fósforo reactivo (ortofosfatos) las concentraciones cuantificadas son muy altas. El río Alseseca es el principal aportador de este tipo de fósforo debido a que presentó un promedio de concentración de 13.3 ± 7.4 mg/l (23.3 mg/l máximo y 5.9 mg/l mínimo, 55.2% cv); asimismo, aun cuando el río Atoyac aporta casi 50% menos de ortofosfatos, también son cantidades importantes ya que tuvieron como promedio 6.5 ± 2.4 mg/l (9.9 mg/l máximo y 4.7 mg/l mínimo, 36.8 % cv). El efluente de la presa presentó cantidades muy inferiores a las descargadas al sistema, sin embargo, no dejan de ser concentraciones importantes que tuvieron como promedio 4.0 ± 1.07 mg/l (5.2 mg/l máximo y 3.1 mg/l mínimo, 26.7% cv). De acuerdo con Ramos *et al.*, (2004), la concentración de ortofosfatos en agua continental pueden variar entre 0.005 a 0.5 mg/l lo que indica que las concentraciones determinadas en los tributarios son extraordinariamente grandes. Por otro lado McNeely, *et al.*, (1979), recomienda una concentración límite de 0.05 mg/ para ríos que llegan a lagos o presas lo que hace que se requiera en el mediano plazo una reducción muy importante en las descargas de aguas residuales en la cuenca alta y en el largo plazo en las fuentes difusas.

El ion cloruro está presente en la mayor parte de las aguas de origen natural. Ramos *et al.* (2004), mencionan que en el agua epicontinental las concentraciones varían de 2 a 100 mg/l. Las descargas de aguas residuales contienen cloruros que provienen de la dieta y son aportados por la orina y heces humanas por lo que su presencia es una indicación de contaminación por estas fuentes. Las altas concentraciones de cloruros en el agua que se usa o se reusa en el riego deteriora de forma importante la calidad del suelo e inhibe el crecimiento de las plantas (Espinosa *et al.* 2006). Debido a lo anterior a nivel internacional se establecen límites a los cloruros para su uso del agua en el riego pero se tienen concentraciones dispares. Los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua establecen un límite de 147.5 mg/l para este uso; La CONAMA (2004), indica una concentración de 200 mg/l de cloruros solamente para riego restringido y por arriba de esta concentración en el agua se considera de mala calidad. La Environmental Canadá (CEQG, 2002), establece un intervalo de uso entre 100 y 700 mg/l. La OGTG (1991), tiene establecido una concentración mayor de 400 mg/l para considerar al agua como altamente contaminada.

Con la información anterior se consideró a la concentración de cloruros registrada en los tributarios y en el efluente de la presa como no limitativa para el uso del agua en riego. Sin embargo, comparando los valores extremos encontrados tanto en el río Alseseca como en el Atoyac con las concentraciones normales de este anión en aguas epicontinentales, se puede indicar que las concentraciones son moderadas. El Alseseca tuvo una concentración promedio de 129.75 ± 33.3 mg/l (168.5 mg/l máximo y 87.8 mg/l mínimo, 26.7% cv), el Atoyac de 98.9 ± 55.84 mg/l (198.2 mg/l máximo y 52.3 mg/l mínimo, 56.5 % cv). El efluente del embalse presentó concentraciones inferiores de cloruros en aproximadamente un 50% del Alseseca y 40% del Atoyac al presentar un promedio de 59.0 ± 5.4 mg/l (64.1 mg/l máximo y 51.8 mg/l mínimo, 9.2 % cv).

Los sulfuros de hidrógeno (H_2S) y sus productos de disociación (HS^- y S^{2-}) pueden estar presentes en aguas naturales. Su abundancia relativa depende del pH. En pH ácidos (5) el 99% de los sulfuros se presenta como sulfuro de hidrógeno; en pH neutro como es el caso, el sulfuro se divide equitativamente entre el sulfuro de hidrógeno y el ion sulfuro (HS^-). Este último incrementa a mayor pH. El sulfuro de hidrógeno es compuesto soluble, altamente peligroso, con un olor característico al huevo podrido. Su toxicidad está

asociada primariamente a su forma no disociada (H_2S). A partir de lo anterior, se deduce que a menor pH la toxicidad se incrementa al aumentar la forma no disociada. La descomposición anaeróbica de la materia orgánica que se da en los sedimentos es la mayor fuente de aportación de este compuesto. Asimismo, se ha identificado a las industrias de la curtiduría, química, petroquímica y de pulpa y papel lo pueden descargar como residuo debido a que lo usan en los procesos productivos y en la precipitación química. Concentraciones tan altas como 0.7 mg/l se han registrado en sedimentos y concentraciones de 0.1 y a 0.02 mg/l son comunes en los primeros 20 mm de la columna de agua adyacente a estos. Bajo condiciones normales de pH y con oxígeno presente los sulfuros se oxidan a sulfatos. La peligrosidad del sulfuro de hidrógeno no disociado normalmente es transitoria. Sin embargo, se indica que una concentración tan baja de este compuesto de 0.002 mg/l no es dañina para peces y otros organismos acuáticos. Por arriba de ese valor, representa peligro a largo plazo (McNeely, *et al.*, 1979).

Las concentraciones de sulfuros detectadas son también muy altas presentando el río Atoyac una concentración promedio de 8.17 ± 14.03 mg/l (24.37 mg/l máximo y 0.066 mg/l mínimo, 171.7 % cv), en el Alseseca de 4.072 ± 6.6 mg/l (11.7 mg/l máximo y 0.132 mg/l mínimo, 162.4 % cv) por lo que representa un peligro potencial para la presa. Su efluente presentó una concentración promedio substancialmente menor de 0.259 ± 0.168 mg/l (0.378 mg/l máximo y 0.168 mg/l mínimo, 171.7 % cv). Considerando que el agua es extraída en profundidad y que normalmente en las presas la zona profunda es anóxica, se esperaría una gran contribución de sulfuros del sedimento, sin embargo esto no es así, posiblemente por el recambio de agua y el rompimiento de la termoclina los que hace que se oxigene el agua profunda haciendo que los sulfuros que se producen, se transforman rápidamente a sulfatos.

Efectivamente, los sulfatos (SO_4^{2-}) son la forma soluble en agua, más estable y oxidada de los sulfuros. Son producidos por la oxidación bacteriana de compuestos de sulfuro reducidos. Por esta situación los sulfatos en los cuerpos de agua pueden variar de unos pocos a cientos mg/l. No obstante se ha identificado que existen altas concentraciones de sulfatos en aguas superficiales de zonas áridas o pozos donde los minerales de sulfatos están presentes. Este último caso se ha detectado en el acuífero de Puebla como consecuencia de su sobreexplotación. Además, pueden descargar sulfatos industrias como las tenerías, papeleras, textileras, de ácido sulfúrico y de trabajos metálicos, todas presentes en la cuenca alta de la presa. También son aportados por vía atmosférica como producto de la combustión de gasolinas. De acuerdo con Ramos *et al.* (2004), la concentración de sulfatos en aguas epicontinentales se presentan en un intervalo de 2 a 150 mg/l y en agua de lluvia hasta 4 mg/l. Tomando en cuenta estos datos, se puede decir que las concentraciones en los tributarios son relativamente altas por sus oscilaciones. El Alseseca presentó una concentración promedio de 154.6 ± 97.28 mg/l pero con un máximo de 307.16 mg/l y mínimo de 37.06 mg/l con una variabilidad del 62.9% (cv). De forma similar, el río Atoyac presentó 145.8 ± 41.29 mg/l pero con un máximo de 179.04 mg/l y mínimo de 74.37 mg/l con una variación del 28.3%. El efluente presentó una concentración promedio inferior de 66.3 ± 19.68 mg/l (87.3 mg/l máximo y 39.88 mg/l mínimo con un c.v. de 29.7%). Es posible que esta concentración no disminuya más debido a que pudiera estarse generando una fuente de aportación de sulfuros de los sedimentos que al reaccionar con el oxígeno se transforman en sulfatos.

La dureza de las aguas continentales se asocia con la presencia de sales disueltas de calcio y magnesio, principalmente en la forma de carbonatos-bicarbonatos y en menor grado por cloruros y nitratos. De acuerdo con Sawyer y McCarty (1967), el agua se

clasifica como “blanda” cuando la dureza (CaCO_3) es inferior o igual a 75 mg/l; “Moderadamente dura” si el valor esta entre 75 y 150 mg/l; “Duras” si el valor está entre 150 y 300 y “muy duras”, si exceden los 300 mg/l. En función de esta clasificación, como era de esperarse, el agua que entra a la presa se clasifica como duras a muy duras al presentar concentraciones de 342.58 ± 92.96 y 296.01 ± 55.57 en el río Atoyac y Alseseca y la salida de la presa como duras al presentar un valor de 227.76 ± 13.97 mg/l. La dureza influye en el comportamiento tóxico de los metales tal como que cuando aumenta la dureza, la temperatura y los sólidos suspendidos la toxicidad del zinc se reduce de acuerdo con Alabaster y Lloyd, (1980). No se detectaron aportaciones de metales importantes en estos muestreos.

La alcalinidad es una medida de la capacidad del agua para neutralizar un ácido. Indica la presencia de carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos y con menor significancia de boratos, silicatos, fosfatos y sustancias orgánicas. Es expresada como la dureza como CaCO_3 . La alcalinidad del agua raramente excede de los 500 mg/l (McNeely, *et al.*, 1979). De la Lanza (1998), indican que la alcalinidad para el cultivo de peces normalmente está en el intervalo de 20 a 300 mg/l, sin embargo, Nisbet y Verneux, (1970), mencionan que una alcalinidad entre 250 y 350 se clasifica como fuerte y se asocia a un río contaminado. Asimismo indican que alcalinidades superiores a 350 mg/l se clasifica como muy fuerte que presentan los ríos también contaminados. Por lo tanto las concentraciones medidas en los ríos Alseseca fue de 414.09 ± 123.05 mg/l ($543.0-260$ mg/L) y el Atoyac de 358.05 ± 46.3 mg/l ($619.0-212.0$ mg/L), denotan agua con alcalinidades muy fuertes de ríos contaminados. El afluente de la presa con 288.14 ± 19.6 mg/l ($311.0-264.0$ mg/L), se clasifica como fuerte siendo también asociada con la contaminación.

En pH entre 7 y 8 como son los que presentan estas corrientes y que es el intervalo típico encontrado en muchos ríos, predomina el ion bicarbonato en un porcentaje superior al 90% del carbón inorgánico total. La concentración de bicarbonatos son usualmente menores de 500 mg/l. El agua en contacto con rocas de carbonato contribuyen con carbonatos y bicarbonatos a los sistemas acuáticos, sin embargo la industria emplea sales de bicarbonato por su alta solubilidad y puede concentrarse en sus descargas. En los ríos estudiados no se encontraron carbonatos sino concentraciones de bicarbonatos de 429.5 ± 136.4 mg/l ($543.0-260.0$ mg/L), en el Alseseca; 391.0 ± 171.45 mg/l ($619.0-212.0$ mg/L), en el Atoyac y de 286.8 ± 19.6 mg/l ($311.0-264.0$ mg/L) en efluente, concentraciones esperadas por la alta dureza y alcalinidad que presentan.

Las grasas y aceites presentaron concentraciones de $16.42.5 \pm 9.39$ mg/l ($23.7-3.4$ mg/L), en el Atoyac; 7.4 ± 4.1 mg/l ($11.3-3.1$ mg/L), en Alseseca y de no detectable a máxima de 2.6 mg/l en el efluente, lo que se considera de mala calidad (> 10 mg/l) para el primero, de buena calidad para el segundo (5-10 mg/l) y excelente o de extraordinaria pureza para el efluente (CONAMA, 2004). Una elevada cantidad de grasas y aceites puede influir en la supervivencia de los organismos con respiración branquial, ya que ésta al adherirse interfieren el intercambio gaseoso provocando la asfixia (Wilber, 1981).

Los detergentes tienen efectos sobre los rastrillos y lamelas de las branquias de los peces, así como con la tensión superficial del agua impidiendo el intercambio con la atmósfera. Los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua establecen un nivel para protección de la vida acuática de 0.1 mg/l. En las corrientes en estudio presentan concentraciones de 3.121 ± 2.3 mg/l (6.06 mg/l- 0.429 mg/L) en Alseseca, 2.1 ± 2.24 mg/l ($5.4- 0.5$ mg/L) siendo muy altas de acuerdo al criterio mencionado. En el efluente las concentraciones de detergentes disminuyen drásticamente mostrando concentraciones

ligeramente del nivel establecido por los SEDUE-CECA (1989), siendo de 0.314 ± 0.161 mg/l (0.54- 0.169 mg/L).

Un indicador de la actividad relativa de los iones en las reacciones de intercambio con el suelo es la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) la cual toma en cuenta los iones de sodio, calcio y magnesio. Al obtener el RAS se obtuvo un valor de 3.4 para el río Atoyac, 4.9 para el Alseseca y 2.4 para el efluente de la presa. La CONAMA (2004), califica como de excepción a muy buena calidad cuando el valor de este índice está entre un intervalo de < 2.4 a 3 lo que aplicaría tanto al Atoyac como el agua que sale de la presa para su uso en riego. El agua del río Alseseca se calificaría en el intervalo de muy buena a buena calidad por tener el valor del RAS entre 3 y 6.

Finalmente, las evaluaciones de toxicidad aplicadas a los tributarios y el efluente con base en dos organismos de prueba, la bacteria luminiscente *Vibrio fischeri* y el cladóceros *Daphnia magna*, resultaron de acuerdo con la escala de calificación de Porcella (1983), modificada por CONAGUA, que el río Atoyac es el que presenta mayor toxicidad, seguido del Alseseca y la salida del embalse. El río Atoyac presentó 7.4 unidades de toxicidad (UT) como promedio con valores extremos de 10.6 y 2.93 UT que lo califican como de alta toxicidad (≥ 5 UT). El río Alseseca presentó un promedio de 4.49 UT con un máximo de 5.3 y mínimo de 3.5 UT calificándolo entre la frontera de toxicidad moderada ($1.33 < TA < 5$ UT) y de alta toxicidad. De estos resultados no sorprende que exista toxicidad debido a la variedad de sustancias presentes y sus concentraciones sino lo que sorprende es que el río Alseseca presentando las concentraciones más altas de contaminantes resulte de menor toxicidad que el río Atoyac. El parámetro de toxicidad es integrador e indica la peligrosidad de estos desechos líquidos, sin saber cuáles o cuales son los tóxicos que la promueven y el resultado es producto de las mezclas que se forman en las cuales se presentan fenómenos sinérgicos y antagónicos entre ellos. Con relación a la toxicidad del efluente, los resultados mostraron que presentó una toxicidad moderada de 2.4 UT, situación que se presentó en una sola ocasión.

5.2 Calidad del agua en el embalse y su interacción con los tributarios

Los datos promedio para cada sitio de medición en la presa fueron sometidos a una prueba de "T de Student" cuyo propósito fue establecer si las diferencias entre las medias observadas corresponden a variaciones debido a que son poblaciones distintas o que por su comportamiento en concentración o magnitud dichas diferencia sólo se deben al azar. Los cálculos se realizaron empleando la siguiente expresión: Zar, (1979):

$$\tau = \frac{\overline{X_1} - \overline{X_2}}{\sqrt{\frac{S^2_P}{n_1} + \frac{S^2_P}{n_2}}} \quad \dots(11)$$

$$S^2_P = \frac{V_1 (S_1)^2 + V_2 (S_2)^2}{V_1 + V_2} \quad \dots(12)$$

Donde:

Y_1 y Y_2 : medias de las poblaciones 1 y 2.

S_1 y S_2 : desviación estándar de las poblaciones 1 y 2.

n_1 y n_2 : No. de datos de las poblaciones 1 y 2.

V_1 y V_2 : ($n_1 - 1$) y ($n_2 - 1$), respectivamente.

La hipótesis nula: $\bar{X}_1 = \bar{X}_2$ y la alternativa $X_1 \neq X_2$

El resultado de este análisis indicó que con un nivel de confianza mayor al 95%, se acepta la hipótesis nula de que no existen diferencias significativas entre los sitios ni entre sus valores superficiales y profundos. No se compararon oxígeno disuelto, turbiedad (superficial y profunda), color (Superficial y profunda), temperatura (superficial y profunda), grasas y aceites (superficial y profunda), toxicidad, transparencia y orgánicos o parámetros con menos de cinco datos. Con este sustento y con el objeto de ser interpretados todos los datos para todas las estaciones y para ambas profundidades de muestreo, fue analizado estadísticamente cada parámetro y conjuntado en un sólo dato (Anexo 6). De la misma manera que con la calidad del agua de los tributarios y el efluente de la presa, se construyó la Tabla 19 que muestra la calidad del agua del embalse, calificada cualitativamente en relación con los parámetros básicos o convencionales. A continuación se describen los argumentos y referencias que dieron sustento tal calificación.

La turbiedad en el embalse tuvo un valor promedio de 23.3 UTN clasificándose como un sistema léntico altamente turbio de acuerdo a la clasificación de SEPA (2000), que indica que para lagos con valores de turbiedad mayores a 7 UTN, corresponden a un sistema altamente turbio. Lo anterior era lo esperado considerando que es un sistema que presenta aportaciones importantes de sólidos, materia orgánica, así como florecimientos algales visibles a simple vista. La turbiedad es una medida de las partículas suspendidas como limo y arcilla, materia orgánica, plancton y organismos microscópicos usualmente en suspensión por el flujo turbulento y el movimiento Browniano (McNeely, *et al.*, 1979).

Asociado a la turbiedad, la transparencia del disco de Secchi presentó una visibilidad promedio de 1.10 m con máximos de 2.50 con los valores más bajos de 0.10 m en los sitios más cercanos a los ríos (entrada y centro), calificándose como de baja visibilidad por la SEPA (2000) y como un cuerpo de agua eutrófico por Vollenweider (1983), derivado de esta característica

Asimismo, la presa presenta una concentración promedio de sólidos suspendidos de 20.4 mg/l, no habiendo una clasificación para presas y lagos de este parámetro pero considerando la turbiedad y los valores máximos de 55 mg/l podría considerarse como alto comparado con los mínimos de 5 mg/l. Cabe mencionar que el 50% de los datos (percentil 50, mediana) tiene valores de 13.5 mg/l.

El color en la presa tiene un valor promedio de 96.0 U Pt/Co considerado un valor muy alto por la SEPA (2000). Cabe mencionar que este nivel de color es cercano al que presenta el río Atoyac de 105 U Pt/Co.

Tabla 19. Calidad del agua de la presa Manuel Ávila Camacho, Valsequillo a partir de indicadores básicos o convencionales.

Indicador (mg/l)	Calidad del agua	Referencia
Turbiedad (UNT)	Turbia	SEPA (2000)
Disco Secchi (m)	Baja visibilidad, eutrófico	SEPA (2000), Vollenweider (1983)
Sólidos suspendidos totales	Altos	CONAGUA (2008)
Color (U P _t /Co)	Alta coloración	SEPA (2000)
Conductividad eléctrica (µS/cm)	Cumple uso en riego	1000 µS/cm, uso en riego (SEDUE-CECA, 1989).
Dureza, CaCO ₃	Agua dura	Sawyer y McCarty (1967),
Alcalinidad, CaCO ₃	Fuerte típica de aguas muy productivas	Nisbet y Verneux, (1970); De la Lanza (1995)
pH (U pH)	Alcalino	SEDUE-CECA (1989)
Temperatura (°C)	Cuerpo de agua tropical	Salas y Limón (1985)
Oxígeno disuelto	Típico de un sistema eutrófico. Altos en el día y cercanos a la anoxia por la noche. El estado más frecuente no cumple el CECA.	5 mg/l para la protección de la vida acuática. (SEDUE-CECA, 1989).
DBO ₅	Aceptable	CONAGUA (2008)
DQO	De aceptable a contaminada	CONAGUA (2008)
COT	Contaminada	SEPA (2000)
Aluminio, arsénico, cadmio, cromo hexavalente, plomo, cadmio, cobren níquel	Cumple	Criterio de Calidad del Agua (SEDUE-CECA, 1989).
Zinc	No cumple el Criterio de Protección de Vida Acuática de 0.03 mg/l	Criterio Ecológico de Calidad (SEDUE-CECA, 1989).
Nitrógeno total	Fuertemente contaminado	(SEPA, 2000)
Nitrógeno de NH ₃	Fuertemente contaminado	McNeely, et al., (1979)
Nitrógeno de NO ₃	Excelente calidad	OGTG (1991)
Nitrógeno de NO ₂	Excelente calidad	OGTG (1991)
Fósforo total y reactivo	Elevada, característica de sistemas eutróficos	Vollenweider (1983)
Cloruros, cianuros	Excelente calidad	CONAMA (2004),
Sulfuros	Contaminada	0.002 mg/l (McNeely, et al., 1979)
Sulfatos	Condición normal	Ramos et al., (2004)
Grasas y aceites	Buena a regular	CONAMA (2004)
Detergentes, SAAM	No cumple	0.1 mg/l, para PVA (SEDUE-CECA, 1989).
RAS	Excelente a muy buena	CONAMA (2004)
Toxicidad	De baja a alta toxicidad en la zona profunda	Porcella (1983), modificada por CONAGUA

La conductividad en el embalse tiene un promedio de 826.1 ± 97.61 µmhos/cm, valor alto para un sistema léntico que tiene un uso preponderante para el riego agrícola en el que el Criterio Ecológico de Calidad del Agua es de 1000 µmhos/cm. De acuerdo con la Canadian Forestry Service (1969), la conductividad puede asociarse con la alcalinidad y la presencia de sulfatos indicando que valores de conductividad entre 300 y 18,000 presentan alcalinidades mayores de 200 mg/l y de sulfatos entre 50 y 300 mg/l. La alcalinidad en la presa como CaCO₃ presentó un valor promedio de 293.95 ± 40.3 mg/l y los sulfatos de 73.76 ± 17.64 g/l, lo cual lo corrobora.

Según Boyd y Lichtkoppler (1979), citado por De la Lanza (1998), la disponibilidad de CO₂, para la asimilación del carbono por parte de la comunidad fitoplanctónica está

relacionada con la alcalinidad. Esta última, menciona que desde un punto de vista del cultivo de peces los niveles adecuados de dureza y alcalinidad total como CaCO_3 están en el intervalo de 20 a 300 mg/l; si las concentraciones son altas y muy semejantes el sistema sería muy productivo siendo el caso debido a que como se mencionó, la alcalinidad tiene un valor promedio de 293.95 ± 40.33 mg/l y la de dureza de 233.37 ± 35.76 mg/l lo que infiere a que la presa Miguel Ávila Camacho debería ser muy productiva desde el punto de vista pesquero, sin embargo, no lo es por la presencia de los contaminantes que recibe del exterior.

Por el nivel de dureza antes mencionado, la presa se clasifica como de aguas duras con un pH alcalino de 7.8 ± 0.38 , con máximos de hasta 8.5 U pH y mínimos que no llegan a la neutralidad (7.6).

La temperatura presentó un promedio en superficie de 21.1 °C y en profundidad de 19.3 °C, con máximos y mínimos de $24.3 - 24$ °C y $16.8 - 14.9$ °C, respectivamente. Es conveniente mencionar que la temperatura promedio medida en el río Atoyac, el tributario más importante, fue de 19.8 °C. Los valores de estas temperaturas y las históricas, de acuerdo con Salas y Limón (1985), clasificarían a la presa como un cuerpo de agua tropical (10 °C de temperatura mínima y un promedio anual mínimo no menor de 15 °C. En otro apartado se presentarán los resultados medidos en perfil realizados para determinar el comportamiento térmico de este sistema que es una variable muy importante para el modelo empleado para determinar la capacidad de asimilación debido a que la temperatura se asocia con la capacidad de mezcla en la columna de agua.

La DBO_5 presenta en la presa un promedio de 8.2 ± 5.3 mg/l con valores máximos de 32.4 mg/l que clasifican a la calidad del agua como aceptable. La materia orgánica no biodegradable representada por la DQO mostró un valor promedio de 40.6 ± 15.8 mg/l muy variable alcanzando valores máximos de 84 mg/l, lo que se clasifica de aceptable a contaminada. Estos valores de DQO reflejan la presencia de desechos municipales con influencia industrial. El Carbón Orgánico Total alcanzó un valor promedio de 16.6 ± 7.6 mg/l valor que la SEPA (2000) clasifica como de alta concentración (12-16 mg/l).

Aun con la alta concentración de materia orgánica, se detectó la presencia de oxígeno disuelto en superficie en concentraciones promedio de 3.2 ± 1.83 mg/l con máximos de 7.9 y mínimos de 0.35 mg/l, típicos de sistemas con eutroficación en los que en el día los productores primarios producen oxígeno en grandes cantidades pero que en la noche es consumido sometiendo al sistema a condiciones anóxicas. Incluso en el fondo se presentó una concentración promedio de 1 mg/l con máximos de 3.8 mg/l. Estos datos manifiestan que los sulfuros que se producen se transforman a sulfatos cuando existe el oxígeno. La concentración promedio en la presa fue de 2.1 ± 0.006 mg/L.

En el embalse no se detectó la presencia de arsénico, cadmio, cromo hexavalente, plomo, cadmio y aluminio. El cobre se detectó una sola vez con un valor de 0.035 mg/l que es una concentración que cumple con al Criterio ecológico de Calidad del Agua para riego de 0.2 mg/l (SEDUE-CECA, 1989). El níquel presentó una concentración promedio de 0.006 mg/l en su fase total y de 0.013 mg/l en la disuelta que no sobrepasan el criterio para riego de 0.2 mg/l (SEDUE-CECA, 1989) ni la concentración por McNeely, *et al.*, (1979) para proteger la vida acuática de 0.025 mg/l. El Zinc con promedio de 0.19 ± 0.113 mg/l muy por abajo del criterio ecológico para riego de 2 mg/l, sin embargo, por arriba del nivel recomendado para protección de la vida acuática de 0.03 mg/l como zinc disuelto que en la presa tiene una concentración de 0.077 ± 0.025 mg/l. La toxicidad del zinc depende de

una serie de factores. Sus efectos decrecen con el incremento de la dureza pero incrementa con la temperatura y la disminución del oxígeno disuelto (McNeely, *et al.*, 1979). En la presa Valsequillo operan conjuntamente estos factores ya que por un lado la dureza es alta pero el oxígeno decrece a medida que se produce ya sea por la degradación de la materia orgánica que recibe o por el propio consumo por la respiración.

El fierro y el manganeso con valores de 0.333 ± 0.512 y 0.236 ± 0.16 mg/l. Estos metales no están regulados o limitados para el riego. Para evitar daños a la vida acuática el fierro debe mantenerse por debajo de 0.3 mg/l, concentración que algunas veces se rebasa en la presa bajo estudio.

El nitrógeno total alcanza valores promedio de 8.94 ± 4.24 mg/l que la SEPA (2000) califica como una concentración extremadamente alta (> 5.0 mg/l) para cuerpos de agua lénticos.

Para los nitratos se determinó una concentración promedio de 0.38 ± 0.69 mg/l que se considera baja tomando en cuenta que normalmente este parámetro no rebasa 1 mg/l (McNeely, *et al.*, 1979). Los nitritos de 0.156 ± 0.167 mg/l también es bajo. El nitrógeno orgánico de 1.93 ± 1.33 mg/l.

El fósforo total presentó un valor de 2.68 ± 1.15 mg/l, concentración que de acuerdo a Vollenweider (1983), clasifica a la presa como eutrófica. El fósforo reactivo presenta concentraciones más altas de 6.154 ± 2.88 mg/l por lo que es evidente la alta fertilización que tiene el embalse y porque presenta una fuerte invasión del lirio acuático.

Los cianuros presentan una concentración muy baja de 0.0004 mg/l por lo que no sobrepasan el valor para protección de la vida acuática de 0.005 mg/l (SEDUE-CECA, 1989).

Los cloruros presentaron una concentración promedio de 59.3 ± 8.9 mg/l. CONAMA (2004), indica una concentración de 200 mg/l de cloruros solamente para riego restringido y por arriba de esta concentración en el agua, se considera de mala calidad. La Environmental Canada (CEQG, 2002), establece un intervalo de uso entre 100 y 700 mg/l. La OGTG (1991), tiene establecido una concentración mayor de 400 mg/l para considerar al agua como altamente contaminada. Dado lo anterior, la concentración de cloruros en la presa se considera de excelente calidad.

Los fluoruros presentaron una concentración muy baja de 0.4 ± 0.1 mg/l que es una concentración muy baja si se consideran los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua de 1.0 mg/L. tanto para protección de la vida acuática como para riego (SEDUE-CECA, 1989).

Los sulfuros en la presa tienen un comportamiento especial ya que las concentraciones en el fondo (2.7 ± 3.53 mg/l) son superiores a la superficie (0.5 ± 0.74 mg/l). Lo anterior es debido a que como se dijo la descomposición anaeróbica de la materia orgánica que se da en los sedimentos es la mayor fuente de aportación de este compuesto. Concentraciones tan altas como 0.7 mg/l se han registrado en sedimentos. Bajo condiciones normales de pH y con oxígeno presente los sulfuros se oxidan a sulfatos que como se mencionó en la presa son altos. La peligrosidad del sulfuro de hidrógeno no disociado normalmente es transitoria. Sin embargo, se indica que una concentración tan baja de este compuesto de 0.002 mg/l no es dañina para peces y otros organismos

acuáticos. Por arriba de ese valor, representa peligro a largo plazo (McNeely, *et al.*, 1979). Por lo anterior las concentraciones encontradas en la presa es un problema latente y permanente. En toda la presa se presentó un promedio de 2.0 ± 3.1 mg/l con máximos de 8.99 y mínimos de 0.062 mg/l.

La toxicidad en la presa se presentó únicamente en la parte profunda y sólo para *Vibrio fischeri*. Las Unidades de Toxicidad a los 5 minutos tuvieron un promedio de 5.5 UT con un valor mínimo de 1.67 y máximo de 7.7 UT calificando a esta zona como de baja a alta toxicidad. Entre los factores que lo ocasionan pudiera estar relacionado a la presencia de sulfuros.

Las grasas y aceites están presentes en concentraciones de 8.6 ± 2.48 mg/l considerando las escalas de clasificación de la CONAMA (2004) que indican de una buena a regular calidad cuando las grasas y aceites están entre 5 y 10 mg/l.

Los detergentes como SAAM presentan en la presa una concentración promedio de 0.3 ± 0.23 mg/l que para la CONAMA (2004), este valor representa una calidad entre muy buena y buena cuando los detergentes están en una concentración entre 0.2 y 0.5 mg/l. Para los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua en México se tiene un valor de 0.1 mg/l, para protección de la vida acuática (PVA) (SEDUE-CECA, 1989), siendo entonces que este valor se sobrepasa en este embalse.

En cuanto a la Razón de Adsorción de Sodio (RAS) que es un indicador de la actividad relativa de los iones en las reacciones de intercambio con el suelo, se obtuvo que el RAS tiene un valor de 2.5 que la CONAMA (2004), califica como de excepción a muy buena calidad debido a que el valor de este índice está entre un intervalo de < 2.4 a 3.

Con el propósito de visualizar la relación la calidad de agua de los tributarios con la que se presenta en la presa Manuel Ávila Camacho, se elaboraron las figuras 29, 30, 31 y 32. En la primera se emplea el indicador de la DBO_5 , en la segunda la DQO, en la tercera la relación DBO_5 / DQO y finalmente la cuarta al nitrógeno de NH_3 . En el eje de las ordenadas se presenta la concentración en mg/l del indicador correspondiente y en las abscisas el sitio de monitoreo. Con excepción del sitio ubicado en la extracción o efluente de la presa (RAT2), los sitios se ordenaron desde el río Atoyac (RAT1) hasta la cortina de la presa (PV4), considerando las muestras obtenidas en superficie (S) a 0.5 m y en la parte profunda (F) a 0.5 m del fondo. El efluente de la presa se ubicó a un lado de los tributarios para fines comparativos. En cada una de estas figuras se pueden identificar los diagramas de caja que ubican los valores máximos, mínimos y la mediana de todos los datos obtenidos en cinco muestreos realizados en el periodo de 2010 a 2011.

De la figura 29 se identifica que de una condición de contaminados a fuerte contaminados que presentan los tributarios para la DBO_5 , en la presa se presenta una notable mejoría que la califica de entre buena y aceptable calidad. La materia orgánica biodegradable en el embalse se presentó como en la calidad histórica, todas las estaciones normalmente registran una calidad de buena a aceptable, principalmente en la zona de la cortina y en el efluente. La estación anterior a esta PV3, ubicada en la Panga presentó valores que la clasifican como contaminada en superficie sin embargo no es lo común. Lo anterior, puede deberse a que en ese sitio existe la embarcación (Panga) que traslada vehículos y personas permanentemente, la cual pudiera estar aportando contaminantes como alimentos, grasas y aceites, así como basura, entre otros.

En la figura 30 se presenta el comportamiento de la Demanda Química de Oxígeno. La DQO que incluye tanto la materia no biodegradable como la biodegradable presentó el mismo comportamiento que la DBO₅. Se observa que existe una tendencia de disminución de la DQO desde la entrada a la presa de los tributarios hasta la cortina. Se vuelve a incrementar la concentración en el sitio denominado como Panga. Resalta el hecho de que en todas las estaciones dentro de la presa, principalmente a nivel superficial, presentan concentraciones que clasifica a los sitios como contaminados (> 40 mg/l) pero muy inferior a los tributarios.

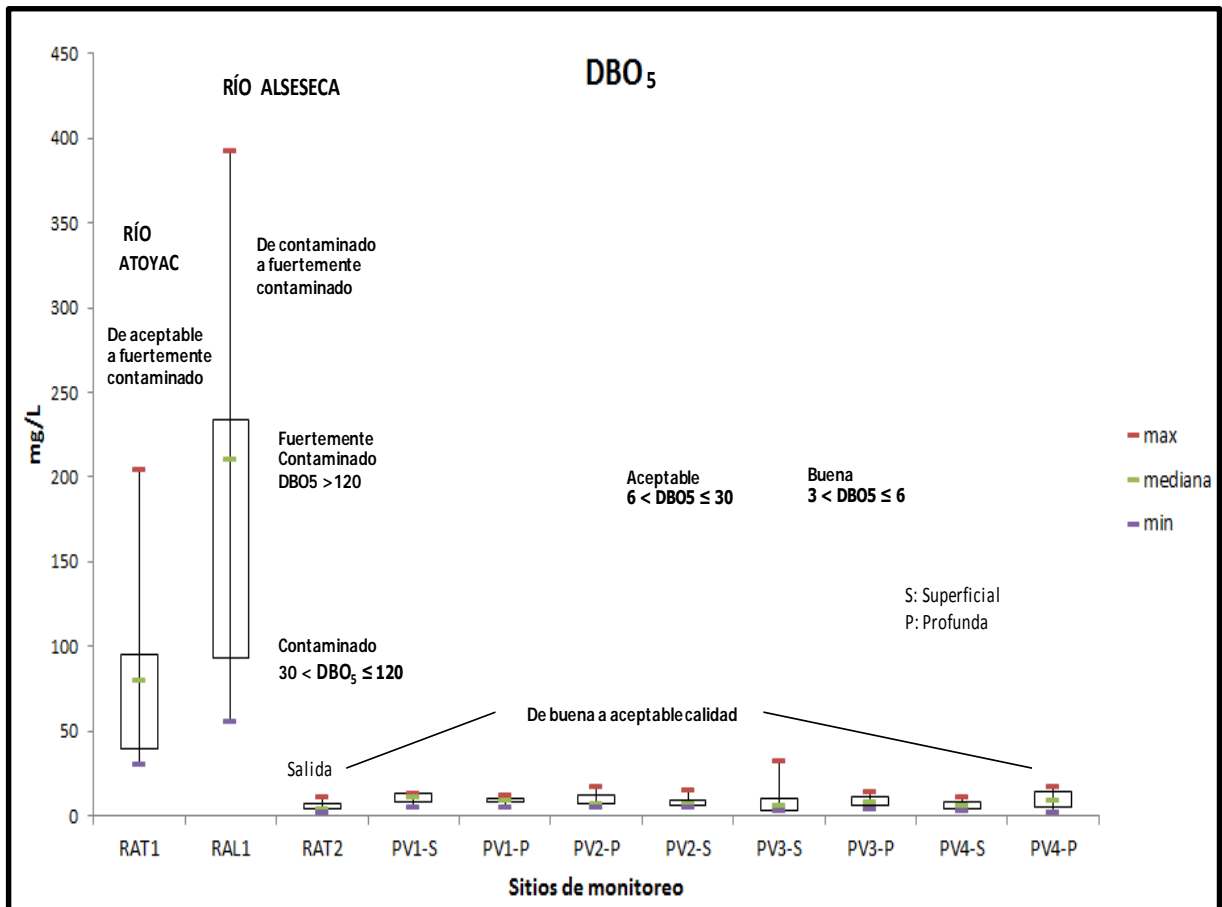


Figura 29. Concentración de la DBO₅ en los tributarios y el embalse Valsequillo y su efluente (salida).

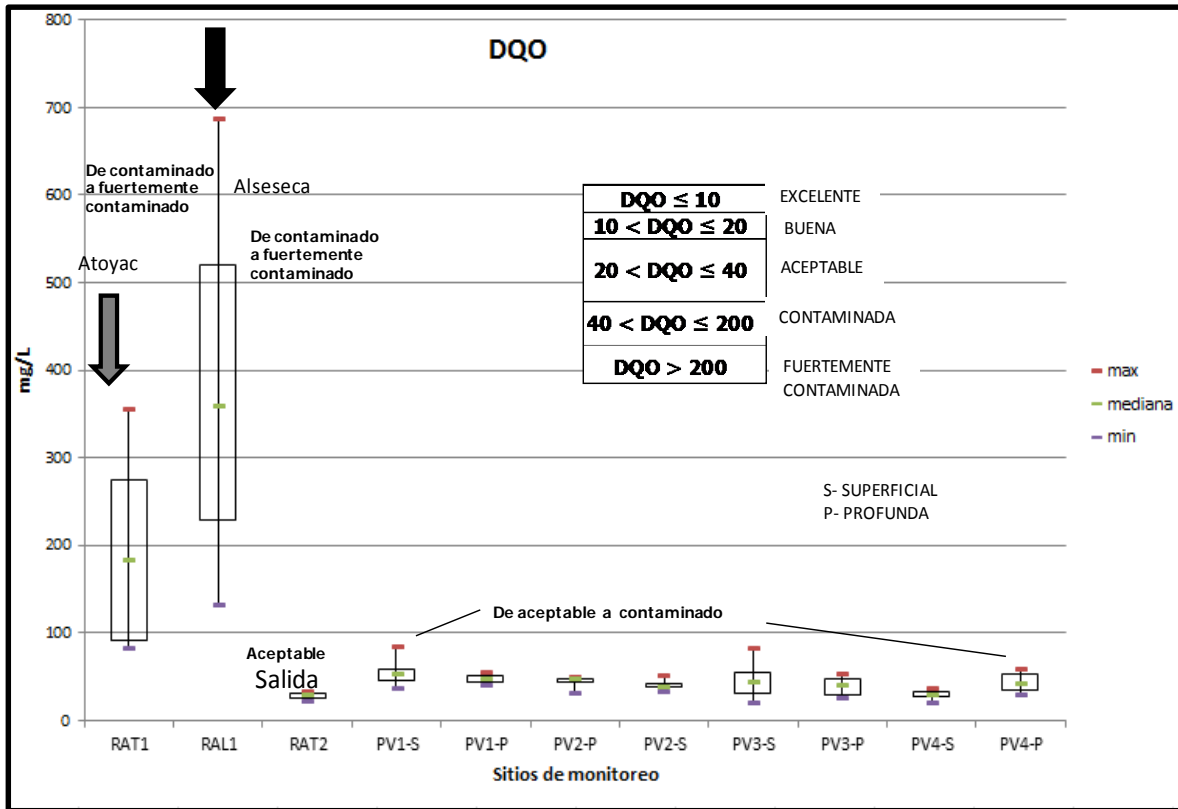


Figura 30. Concentración de la DQO en los tributarios y el embalse y su efluente (salida).

Con el propósito de determinar la biodegradabilidad del agua en cada sitio y el posible origen o naturaleza de las aguas residuales, se obtuvo la relación DBO_5/DQO . Para su interpretación se utilizaron los criterios establecidos por Metcalf y Eddy (2004).

Los resultados obtenidos se presentan en la figura 31. De esta figura se puede mencionar que el agua que es aportada a la presa por el río Atoyac corresponde a agua cruda, sin tratamiento o con un tratamiento primario debido a que los valores de la relación varían entre 0.25 y 0.65.

El río Alseseca corresponde totalmente a un agua no tratada por presentar la relación DBO_5/DQO por arriba de 0.4. De acuerdo a los valores del índice, tomando como referencia los valores extremos en ambos ríos, la calidad del agua corresponde a descargas del tipo de la industria química, farmacéutica y en menor medida, agua con tratamiento primario y con característica degradable.

En los tributarios los valores más representativos de la relación, corresponden a los del tipo de la industria textil. La industria textil representa el 32% de la industria manufacturera aguas arriba de la presa y es el mayor de todos los giros, así mismo, la química y petroquímica representan el 5.7%, por lo que estos resultados son congruentes con los giros industriales preponderantes de la ciudad de Puebla.

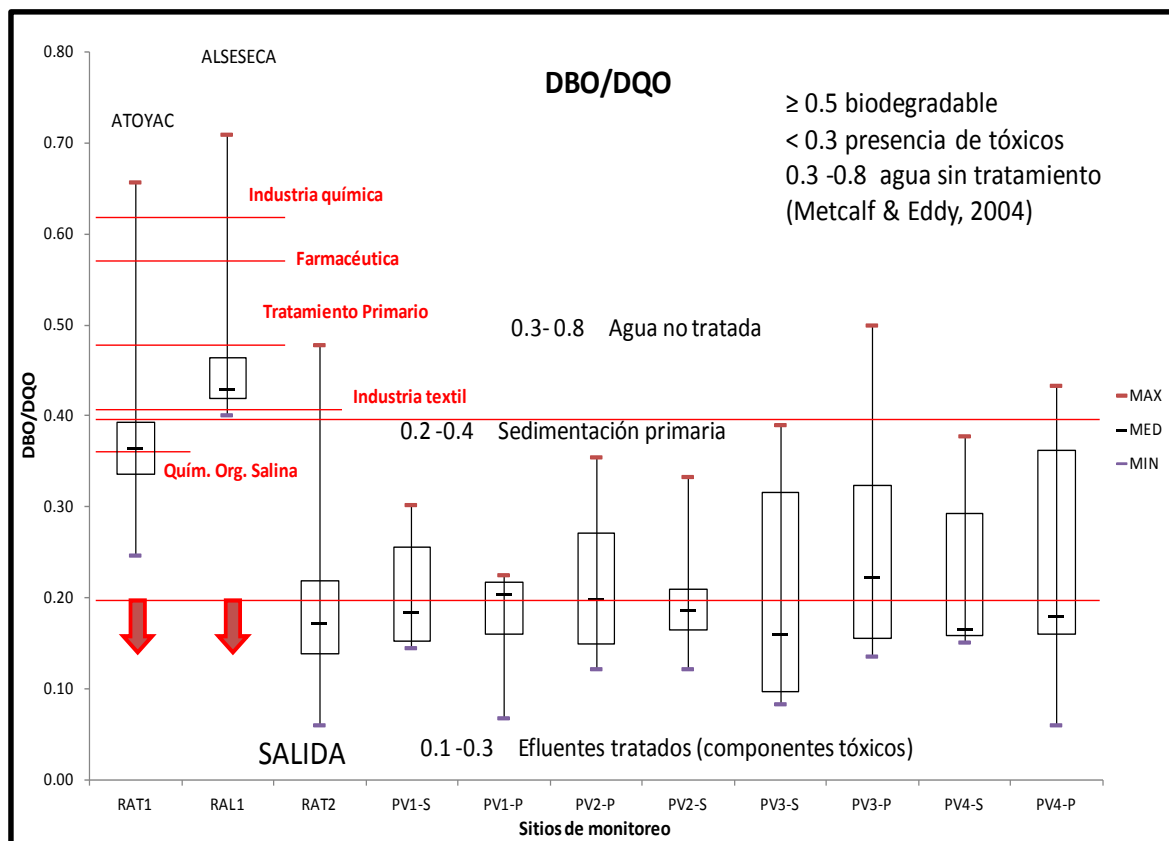


Figura 31. Relación DBO_5/DQO de los ríos Atoyac, Alseseca, la presa Manuel Ávila Camacho y su efluente.

En relación con el nitrógeno amoniacal como otro ejemplo de la relación de la calidad del agua del embalse con los tributarios, se puede observar en la figura 32 que este parámetro presentó un comportamiento similar a la DBO_5 y la DQO . Los valores obtenidos tanto en los tributarios como en la presa son muy altos considerando un Criterio Ecológico de Calidad del Agua de 0.06 mg/l (SEDUE-CECA, 1989).

De las figuras 29 a 32 y para los tres parámetros, es evidente que el agua de la presa presenta concentraciones ostensiblemente inferiores a sus tributarios. Considerando la relación DBO_5/DQO está representada por agua que corresponde a un tratamiento biológico pero aún contaminada con posible presencia de tóxicos refractarios como se describirá más adelante. Esta última indicación de la relación es resultado del embalsamiento del agua que se convierte en un resumidero y transformación de contaminantes.

Asociado con lo anterior y de forma especial, las bajas concentraciones en la presa puede explicarse como resultado de la presencia del lirio acuático, *Eichhornia crassipes*, en una zona de infestación que se ubica en las entradas de ambos tributarios a la presa.

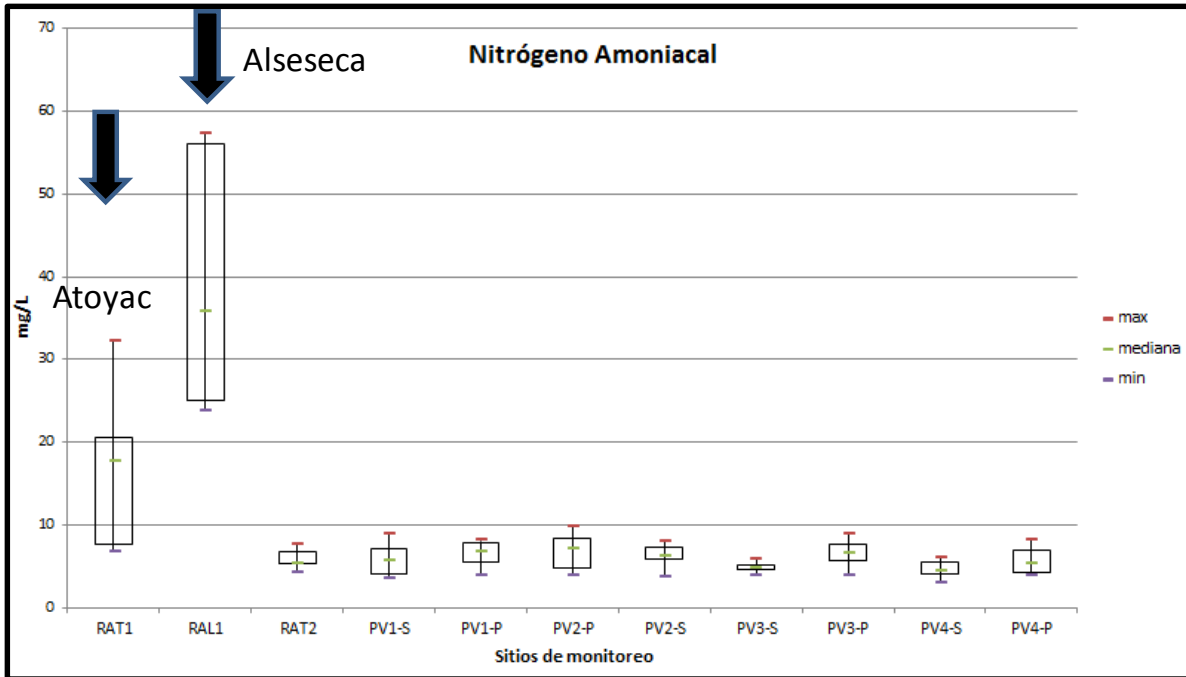


Figura 32. Concentración de N- NH₃ en los tributarios y el embalse y su efluente (salida).

En la figura 33 se muestra la infestación del lirio acuático en el embalse obtenida a través de imágenes de satélite de los años 2010 y 2011, en los que la vegetación invasora alcanzó 980.57 y 1226.48 ha, respectivamente.

La tasa de reproducción de esta planta en condiciones de eutroficación, le permite duplicar su biomasa entre 5 y 7 días (Gutiérrez, 1995). Esta tasa de crecimiento, su capacidad de absorción de nutrientes y metales, así como su tolerancia a la contaminación asociada a la enorme producción de biomasa, han sustentado la utilización de esta planta como un proceso de fitorremediación de la calidad del agua (Priya y Selvan, 2014).

Como un ejemplo de estas bondades de biorremediación, Gamage y Yapa (2001), empleando al lirio acuático para el tratamiento de una descarga de aguas residuales de una empresa textilera, encontraron una reducción substancial de sólidos volátiles del 72.6%, 60% de sólidos disueltos, 46.6% de sólidos suspendidos 75% de la DBO₅, y 81.4% de la DQO. Si se considera el promedio de los valores máximos de DBO₅ de los tributarios se tiene una concentración de 2008.5 mg/l y el máximo valor de este parámetro en el embalse de 32 mg/l, resulta una remoción del 85%. Para el caso de la DQO con 432.5 como promedio en los ríos y de 84 mg/l en la presa estima una reducción del 81%. Cabe mencionar que no sólo es la presencia de una maleza que absorbe contaminantes sino que intervienen otros factores tal como la oxidación directa del oxígeno producido por el fitoplancton, la dilución y otros procesos fisicoquímicos que se llevan a cabo, así como la extracción de agua de la zona profunda.

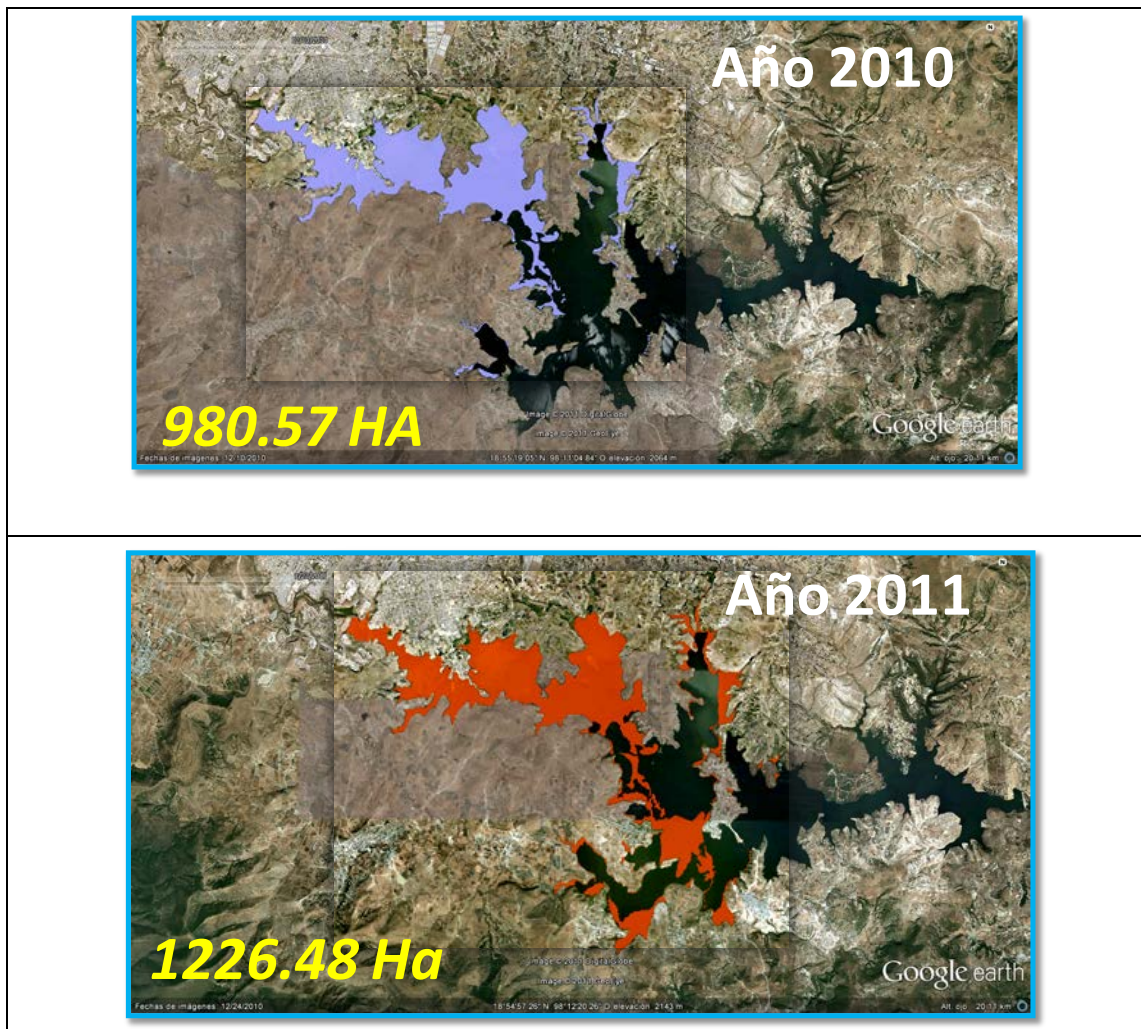


Figura 33. Infestación del lirio acuático *Eichhornia crassipes* en la presa Manuel Ávila Camacho, Pue. (2010-2011).

Una prueba de toxicidad aguda es un procedimiento experimental que se realiza con organismos en condiciones controladas, con la finalidad de estimar, el intervalo de concentración que produce una respuesta seleccionada de efecto agudo como la muerte o algún otro dañino, el cual sea fácilmente detectable y cuantificable en un periodo definido de exposición.

Además, por razones de consistencia y control de resultados, las pruebas de toxicidad de muestras líquidas son un procedimiento objetivo para la evaluación, control y vigilancia de las sustancias tóxicas particulares o múltiples presentes en descargas de aguas residuales o en los cuerpos de agua (Thomann y Lobos, 1988). Representan una medida objetiva de la respuesta de daño a los organismos acuáticos al ser expuestos a una o varias sustancias en un tiempo determinado (APHA *et al.*, 1976; Gutiérrez, 1983).

El parámetro aceptado para medir la toxicidad relativa de una sustancia es el valor de la concentración letal media (CL₅₀) o la concentración efectiva de efecto (CE₅₀), la cual es

una estimación estadística de la cantidad de dicha sustancia que se requiere para matar o afectar al 50% de una población de organismos de prueba.

Cuando se trabaja con muestras de agua, como son las aguas naturales o las descargas de aguas residuales la CE_{50} se expresa en porcentaje (%) y preferiblemente se calculan las Unidades de Toxicidad con $UT = 100 / CE_{50}$. Las unidades de toxicidad se interpretan de acuerdo con los criterios de Porcella, D.B. (1983), modificados por CONAGUA, como se muestra en la tabla 20.

Tabla 20. Criterios de evaluación de toxicidad aguda de muestras líquidas, empleando a *Vibrio fischeri* y *Daphnia magna* como organismos de prueba.

Criterio (UT)	Clasificación
$UT < 1$	Toxicidad no detectable
$1 \leq UT \leq 1.33$	Toxicidad baja
$1.33 < UT < 5$	Toxicidad moderada
$UT \geq 5$	Toxicidad alta

Con este sustento, en la figura 34 se presenta las unidades de toxicidad determinadas en los sitios de medición que incluye a los tributarios, los sitios en la presa y su efluente.

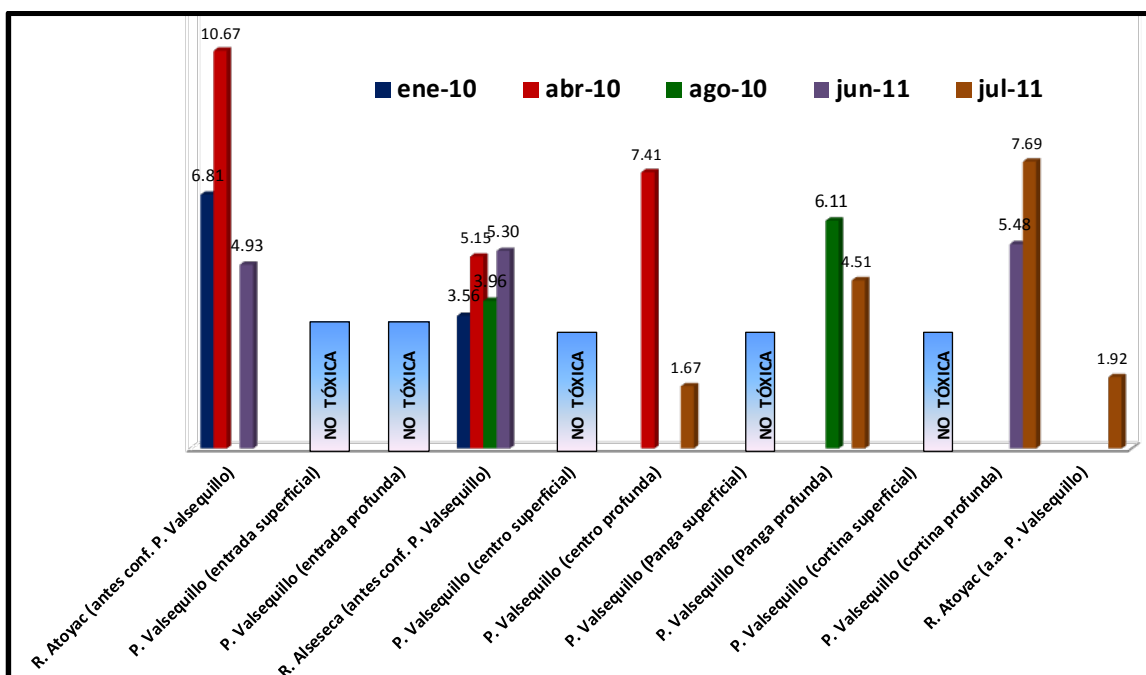


Figura 34. Unidades tóxicas determinadas en la presa Valsequillo, sus tributarios y efluente (salida o extracción.)

Los resultados indican toxicidad aguda alta y permanente en el río Atoyac y Alseseca. A pesar de recibir la carga tóxica más importante proveniente del río Atoyac, en los sitios superficial y profundo de la entrada de la presa en ningún muestreo se detectó como tóxica. En el sitio de centro sólo se detectó alta toxicidad en un muestreo en la zona profunda en el mes de abril en pleno estiaje cuando los contaminantes se concentrar al no

presentarse las lluvias. Estos resultados refuerzan la hipótesis de que el lirio acuático tiene una función de amortiguamiento de la contaminación en el embalse ya que estos sitios son los más cercanos a los tapetes de la maleza.

En las siguientes estaciones, la Panga y la Cortina, se vuelve a presentar toxicidad. La posible interpretación de este comportamiento pudiera estar asociada a la zona de intercambio de sustancias entre la columna de agua con el sedimento.

La evaluación obtenida de este parámetro integrador, muestra un comportamiento completamente diferente a prácticamente todos los demás parámetros analizados. En principio, los altos niveles de toxicidad que se presentan en los tributarios en la presa disminuyen pero en general no en las magnitudes de los otros parámetros fisicoquímicos. Incluso llama mucho la atención que se presenten unidades tóxicas superiores al río Alseseca.

Debido al comportamiento de la evaluación anterior, en esta sección se presentan los resultados de las concentraciones de los compuestos orgánicos.

En la tabla 21 se listan los compuestos detectados en el río Atoyac, en el Alseseca, en cada uno de los sitios dentro de la presa, tanto superficiales como en profundidad, así como los detectados en la salida del embalse.

En el río Atoyac y Alseseca se detectaron 24 sustancias orgánicas. En el efluente de la presa se redujo la cantidad a 9. Asimismo, en la presa en la zona profunda, se detectaron 17 compuestos y en la parte superficial 14.

De los compuestos más abundantes figuran preponderantemente los compuestos orgánicos semivolátiles no clorados, principalmente el Bis-2-(Etilhexil) Ftalato con 44 apariciones, el Dietilftalato con 20, así como el Dimetilftalato con 9.

En frecuencia de aparición le siguieron un compuesto orgánico semivolátil no clorado denominado como Isoforona con 22 apariciones y un compuesto orgánico semivolátil denominado como Nonilfenol con 14. De forma frecuente se presentaron también los hidrocarburos poliaromáticos como el Fenantreno con 13, y el Naftaleno con 12. De la misma manera, se detectaron otros compuestos como son un compuesto orgánico volátil clorado de nombre Tetracloroetileno con 12 apariciones y dos compuestos orgánicos semivolátiles clorados, siendo estos, el 2, 4, 6 - Triclorofenol con 11 y el 2,4-Diclorofenol con cinco.

La toxicidad es una cualidad intrínseca y relativa de todas las sustancias que depende de un conjunto de condiciones y circunstancias, como son los procesos de transformación asociadas a las características fisicoquímicas de cada sustancia, a su potencialidad tóxica que está en razón inversa a las cantidades precisas para provocar daño a los seres vivos y de forma muy importante, a la posibilidad de que sea absorbida o expuesta a los organismos, así como la frecuencia con que esto pueda ocurrir. De estos dos factores (probabilidad de exposición y frecuencia), depende, en definitiva, el riesgo, o probabilidad de que se produzca un efecto tóxico (Repeto y Repeto, 2009).

Tabla. 21. Frecuencia de aparición de compuestos orgánicos en la presa Manuel Ávila Camacho en superficie y fondo, su efluente y los ríos Atoyac y Alseseca

Compuesto	Parámetro	Río Atoyac, afluyente presa	n	Río Alseseca	n	Río Atoyac, efluente presa	n	Presa Valsequillo			
								superficie	n	profunda	n
COSV-Cl	2,4-Diclorofenol	X	2	X	1	X	1			X	1
COSV-Cl	2,4,6-Triclorofenol	X	3			X	2	X	2	X	4
COSV-Cl	2,6 Diclorofenol	X	2	X	2	X	1			X	2
COSV-No-Cl	Bis-2-(Etilhexil) Ftalato	X	5	X	5	X	4	X	16	X	18
COSV-No-Cl	Dietilftalato	X	5	X	5			X	4	X	7
COSV-No-Cl	Dimetilftalato	X	5	X	4					X	1
COSV-No-Cl	Dibutilftalato	X	4	X	5	X	2	X	13	X	10
COSV-No-Cl	Isoforona	X	3	X	1	X	1	X	7	X	10
COV-No-Cl	Tolueno	X	2	X	3			X	1	X	1
COV-No-Cl	M,P-Xileno	X	1	X	1					X	1
COV-No-Cl	O-Xileno	X	2	X	1						
COV-Cl	Tetracloroetileno	X	2	X	1	X	1	X	3	X	5
HPA	Benzo (B) Fluoranteno	X	1	X	2						
HPA	Benzo (G,H,I) Perileno	X	2	X	2						
HPA	Benzo (K) Fluoranteno	X	1	X	2						
HPA	Benzo (A) Pireno	X	1	X	1						
HPA	Criseno	X	3	X	1						
HPA	Fenantreno	X	4	X	3			X	2	X	4
HPA	Fluoranteno	X	1	X	2					X	1
HPA	Fluoreno	X	2	X	1			X	1		
HPA	Naftaleno	X	3	X	3	X	1	X	2	X	3
HPA	Pireno	X	1	X	3			X	2	X	2
Plaguicida-Cl	Aldrín			X	1			X	1		
Plaguicida-Cl	Heptacloro Epoxido	X	1								
Plaguicida-Cl	Hexaclorobenceno							X	2	X	1
COSV	Nonilfenol	X	3	X	2	X	1	X	3	X	5

Con estas premisas, se realizó un análisis considerando además de la frecuencia de aparición en la columna de agua de la presa, las concentraciones en las que se presentan en el sedimento de este embalse y en los tejidos de los peces que habitaron este sistema como una forma de estimar la exposición a las mismas por parte de los organismos. Además, comparando estas concentraciones con los criterios, guías o estándares nacionales o internacionales que regulan su presencia con la finalidad de determinar su potencialidad tóxica y por lo mismo su peligrosidad. Finalmente se realizó una revisión de sus principales características físicas y químicas que puedan explicar su presencia y posible riesgo con base en el cual, se proponga una reducción de esta sustancia en la cuenca lo que estará en función de la capacidad de asimilación en el sistema acuático que las recibe que es el cuerpo de agua de este estudio.

En la tabla 22 se muestran las concentraciones de los compuestos orgánicos detectados en la presa y que se consideran más importantes por su frecuencia de aparición. En la misma se muestra los Criterios Ecológicos para la Protección de la Vida Acuática (PVA) y como Fuente de Abastecimiento (FAAP).

Tabla 22. Concentraciones de compuestos orgánicos con más frecuencia de aparición en la presa Manuel Ávila Camacho y su comparación para los usos del agua como Fuente de Abastecimiento de Agua Potable* (FAAP) y Protección de la Vida Acuática* (PVA).

Parámetro	No.	Máximo	Mínimo	Promedio	Mediana	Desviación Estándar	FAAP* , mg/L	PVA* , mg/L
2,4-Diclorofenol	1	0.00061	0.00061	0.00061	0.00061		0.03	0.02
2,4,6-Triclorofenol	6	0.00166	0.00020	0.00110	0.00138	0.00066	0.01	0.01
Bis-2-(Etilhexil) Ftalato	34	0.01815	0.00011	0.00237	0.00141	0.00395	32.0	0.0094
Dietilftalato	11	0.00474	0.00009	0.00166	0.00113	0.00147	350	0.0094
Dimetilftalato	1	0.00045	0.00045	0.00045	0.00045		313	0.0094
Isoforona	17	0.00101	0.00016	0.00048	0.00047	0.00023	5.2	1.2
Tetracloroetileno	8	0.00036	0.00013	0.00022	0.00021	0.00008	0.008	0.05
Fenantreno	6	0.00003	0.00001	0.00002	0.00001	0.00001	NT	NT
Naftaleno	5	0.00002	0.00001	0.00002	0.00002	0.00000	NT	0.02
Nonilfenol	8	0.00180	0.00070	0.00129	0.00130	0.00038	NT	NT

*Referencia: SEDUE-CECA-001/89. NT: No tiene.

De la tabla 22 se concluyó que el único compuesto que rebasa el límite para protección de la vida acuática es el Bis-2-(Etilhexil) Ftalato con un máximo de **0.01815** mg/l, cantidad superior 1.9 veces al criterio de PVA de 0.0094 mg/l.

En la tabla 23 se presentan las concentraciones cuantificadas de estos mismos compuestos pero en el río Alseseca. Las concentraciones que se muestran indican nuevamente que el Bis-2-(Etilhexil) Ftalato, además de estar entre los compuestos más frecuentes, es el que presenta la concentración más alta. A este compuesto le sigue el Dietilftalato que también rebasa el Criterio de Protección de la Vida Acuática no sólo en los máximos sino en los promedios. En este río el Dimetilftalato rebasó su Criterio de PVA en su valor extremo, así como los compuestos de fenol.

De igual manera, en la tabla 24 se muestran las concentraciones de los compuestos orgánicos detectados en el río Atoyac. Los resultados confirman nuevamente la abundancia del Bis-2-(Etilhexil) Ftalato, que en este río rebasa el Criterio de Protección de la Vida Acuática en los máximos, promedio y el percentil 50% (mediana). Asimismo, el Dimetilftalato y Dietilftalato rebasaron el Criterio de PVA en sus valores extremos. El Nonilfenol está presente pero no tiene Criterio para su para comparar su concentración.

En la tabla 25 se presentan las concentraciones encontradas en el efluente de la presa Valsequillo en el cual sólo aparece el Bis-2-(Etilhexil) Ftalato aunque en una cantidad inferior del Criterio de Protección de la Vida Acuática.

Tabla 23. Concentraciones de compuestos orgánicos en el río Alseseca y su comparación con los usos del agua como Fuente de Abastecimiento (FAAP) y Protección de la Vida Acuática (PVA).

Parámetro, mg/L	N°	Máximo	Mínimo	Promedio	Mediana	Desviación Estándar	FAAP	PVA
2,4-Diclorofenol	1	0.00134	0.00134	0.00134	0.00134	NA	0.03	0.02
Bis-2-(Etilhexil) Ftalato	5	0.03032	0.00529	0.01800	0.01980	0.01095	32	0.0094
Dietilftalato	5	0.02048	0.00484	0.01191	0.01148	0.00622	350	0.0094
Dimetilftalato	4	0.01603	0.00061	0.00629	0.00426	0.00733	313	0.0094
Fenol	3	0.02406	0.01238	0.01728	0.01539	0.00606	0.3	0.1
Isoforona	1	0.00038	0.00038	0.00038	0.00038	NA	5.2	1.2
Tetracloroetileno	1	0.00021	0.00021	0.00021	0.00021	NA	0.008	0.05
Fenantreno	3	0.00009	0.00003	0.00005	0.00004	0.00003	NT	NT
Naftaleno	3	0.00038	0.00008	0.00022	0.00018	0.00015	NT	0.02
Nonilfenol	2	0.01460	0.00880	0.01170	0.01170	0.00410	NT	NT

*Referencia: SEDUE-CE-CCA-001/89. NA: No aplica. NT: No tiene.

Tabla 24. Concentraciones de compuestos orgánicos en el río Atoyac y su comparación con los usos del agua como Fuente de Abastecimiento de Agua Potable* (FAAP) y Protección de la Vida Acuática* (PVA).

Parámetro, mg/L	No.	Máximo	Mínimo	Promedio	Mediana	Desviación Estándar	FAAP	PVA
2,4-Diclorofenol	2	0.00206	0.00009	0.00108	0.00108	0.00139	0.03	0.02
2,4,6-Triclorofenol	3	0.00442	0.00199	0.00311	0.00292	0.00123	0.01	0.01
Bis-2-(Etilhexil) Ftalato	5	0.02614	0.00107	0.01227	0.01087	0.01005	32	0.0094
Dietilftalato	5	0.01205	0.00055	0.00445	0.00335	0.00462	350	0.0094
Dimetilftalato	5	0.01197	0.00020	0.00475	0.00116	0.00554	313	0.0094
Isoforona	3	0.00231	0.00030	0.00097	0.00030	0.00116	5.2	1.2
Tetracloroetileno	2	0.00023	0.00019	0.00021	0.00021	0.00003	0.008	0.05
Fenantreno	4	0.00051	0.00004	0.00017	0.00006	0.00023	NT	NT
Naftaleno	3	0.00030	0.00003	0.00015	0.00012	0.00014	NT	0.02
Nonilfenol	3	0.03080	0.00330	0.01680	0.01630	0.01376	NT	NT

*Referencia: SEDUE-CECA-001/89. NT: No tiene.

Tabla 25. Concentraciones de compuestos orgánicos detectados en el efluente de la presa Manuel Ávila Camacho y su comparación con los usos del agua como Fuente de Abastecimiento de Agua Potable* (FAAP) y Protección de la Vida Acuática* (PVA).

Parámetro, mg/L	No.	Máximo	Mínimo	Promedio	Mediana	Desviación Estándar	FAAP	PVA
2,4-Diclorofenol	1	0.00023	0.00023	0.00023	0.00023	na	0.03	0.02
2,4,6-Triclorofenol	2	0.00025	0.00017	0.00021	0.00021	0.00006	0.01	0.01
Bis-2-(Etilhexil) Ftalato	4	0.00258	0.00019	0.00108	0.00077	0.00107	32	0.0094
Isoforona	1	0.00099	0.00099	0.00099	0.00099	NA	5.2	1.2
Tetracloroetileno	1	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011	NA	0.008	0.05
Fenantreno	0					NA	NT	NT
Naftaleno	1	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	NA	NT	0.02
Nonilfenol	1	0.00080	0.00080	0.00080	0.00080	NA	NT	NT

*Referencia: SEDUE-CECA-001/89. NA: No aplica; NT: No tiene

5.3 Resultados de los análisis de sedimentos

En la tabla 26 se presentan los resultados de los análisis realizados a las muestras de sedimentos de la presa Valsequillo. En esta misma tabla se presentan los criterios de calidad de los sedimentos de Canadá y Australia que de alguna manera permiten hacer una evaluación de este componente de la presa.

Los resultados denotan la presencia, como era de esperarse, de una gran variedad de sustancias algunas de las cuales están en gran cantidad. Las presas además de ser parte del desarrollo de un país al generar energía eléctrica, posibilitar el uso del agua para riego y evitar las inundaciones, entre otros beneficios, también es un hecho que alteran el régimen hídrico del ecosistema fluvial, evitando las variaciones e estacionales, bloquean la migración de organismos y alteran la calidad al convertirse en una trampa de sedimentos, nutrientes y otros contaminantes de una forma muy eficiente.

La importancia de lo anterior es que una vez que los sedimentos entran en una zona embalsada contribuyen a la contaminación del sistema. La contaminación está vinculada a la concentración y al tamaño de las partículas que conforman los sedimentos, así como a la cantidad de materia orgánica que puedan contener.

Para el caso del fósforo y los metales, el tamaño de las partículas es de suma importancia, debido a que en las pequeñas existe una gran superficie de contacto para adherirse. Normalmente el fósforo y los metales tienen una fuerte atracción en los sitios de intercambio de iones en las partículas de arcilla y con los recubrimientos de hierro y manganeso que se dan normalmente en éstas. Muchos de los contaminantes persistentes, bioacumulables y tóxicos, tal como compuestos orgánicos clorados, están fuertemente asociados con los sedimentos y en especial con el carbono orgánico transportado como parte de la carga de sedimentos de los afluentes a los sistemas lénticos. La cuantificación del transporte de fósforo en América del Norte y Europa revela que hasta el 90 por ciento del total del flujo de fósforo de los ríos puede estar asociado con los sedimentos en suspensión (FAO, 1997).

Tabla 26. Metales pesados, nutrientes, materia orgánica y compuestos orgánicos determinados en sedimentos de la presa Manuel Ávila Camacho

N°	Parámetro, mg/kg-peso seco	N° Datos	Máximo	Mínimo	Promedio	Mediana	Desviación estándar	Australia y Nueva Zelanda, Ecosistemas Acuáticos, mg/kg-peso seco		Canadá, Vida acuática, mg/kg-peso seco	
								ISQG-Bajo	ISQG-Alto	ISQG	PEL
1	Bario	9	318.22	26.01	151.78	186.88	112.16				
2	Cobalto	4	5.02	2.10	3.23	2.90	1.26				
3	Cobre	4	9.51	5.67	7.32	7.05	1.87	65	270	35.7	197
4	Cromo	4	11.32	7.35	9.56	9.79	2.06	80	370	37.3	90
5	Fierro	4	6,327.00	3,700.00	5,082.50	5,151.50	1,096.26				
6	Litio	4	7.26	3.23	4.96	4.67	1.68				
7	Manganeso	4	122.10	45.29	89.02	94.34	34.83				
8	Mercurio	12	0.74	0.04	0.20	0.11	0.21	0.15	1.0	0.17	0.486
9	Níquel	17	53.84	4.86	21.69	20.60	16.34	21	52		
10	Plomo	15	32.16	2.78	10.60	5.24	9.59	50	220	35	91.3
11	Vanadio	4	19.36	8.93	12.99	11.85	4.69				
12	Zinc	4	27.23	14.32	20.73	20.68	6.19	200	410	123	315
13	Materia orgánica, %	17	91.60	4.34	38.05	12.50	36.48				
14	Fosfatos totales	14	4,614.50	123.00	1,088.28	658.45	1,186.31				
15	Fosforo Total	15	1,508.00	67.05	387.94	215.40	385.90				
16	Fosforo Inorganico	17	969.40	15.35	292.38	171.60	275.10				
17	Nitratos (Nitrogeno de)	17	7.74	0.10	2.07	1.28	2.16				
18	Nitritos (Nitrogeno de)	17	8.22	0.04	2.38	1.25	2.63				
19	Nitrogeno Amoniacal	17	1,059.10	9.69	222.75	94.02	290.62				
20	Nitrogeno Total KJELDHAL (NTK)	17	11,106.61	430.99	2,766.85	1,426.80	3,189.55				
21	Benzo (B) Fluoranteno	4	0.07	0.02	0.04	0.03	0.02				
22	Benzo (G,H,I) Perileno	3	0.04	0.02	0.03	0.03	0.01				
23	Benzo (K) Fluoranteno	3	0.35	0.02	0.13	0.03	0.19				
24	Benzo (A) Pireno	1	0.02	0.02	0.02	0.02		0.43	1.6	0.0319	0.782
25	Bis-2-(Etilhexil) Ftalato	17	26.46	0.55	5.46	3.30	6.87				
26	Criseno	3	0.03	0.02	0.03	0.03	0.01	0.384	2.8	0.0571	0.862
27	Dibenzo (A,H) Antraceno	2	0.03	0.03	0.03	0.03	0.00	0.063	0.26	0.00622	0.135
28	Dimetilftalato	6	1.85	0.08	0.63	0.14	0.81				
29	Fenantreno	1	0.02	0.02	0.02	0.02		0.24	1.5	0.0419	0.515
30	Fluoranteno	4	0.35	0.02	0.11	0.03	0.16	0.6	5.1	0.111	2.355
31	Indeno (1,2,3,C-D) Pireno	2	0.04	0.03	0.04	0.04	0.00				
32	Naftaleno	3	1.35	0.02	0.47	0.04	0.76	0.16	2.1	0.0346	0.391
33	Pireno	3	0.20	0.02	0.08	0.02	0.10	0.665	2.6	0.053	0.875
34	Dibutilftalato	2	0.54	0.33	0.44	0.44	0.15				
35	Fenol	2	0.37	0.15	0.26	0.26	0.16				
36	M y P-cresol	2	6.83	6.82	6.83	6.83	0.01				
37	Nonilfenol	6	6.10	2.70	3.88	3.35	1.25				
38	Alfa Endosulfan	1	0.01	0.01	0.01	0.01					
39	Beta Endosulfan	1	0.01	0.01	0.01	0.01					
40	Endosulfan Sulfato	1	0.01	0.01	0.01	0.01					

Referencias:

- Canadian Sediment Quality, Guidelines for the protection of Aquatic Life. 2001. Canadian Council of Ministers of the Environment. ISQG: interim freshwater sediment quality guideline, dry weight; PEL: Probable effect level, dry weight.
- Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. 2000. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. National water quality management strategy. Paper No. 4.ISQG-Low (trigger value): interim sediment quality guideline ISQG-High: interim sediment quality guideline

Como consecuencia es explicable que en los sedimentos de la presa Manuel Ávila Camacho se hayan detectado los metales que se muestran en la tabla 26. De acuerdo a los criterios de evaluación, se identificó al níquel en altas concentraciones al rebasar las concentraciones tanto del nivel provisional deseable (ISQG-bajo) como el límite provisional máximo (ISQG-alto) de los criterios de Australia y Nueva Zelanda, tanto en el valor extremo como en su promedio obtenidos en los sedimentos del embalse. Es notorio que Canadá no tenga criterio para este metal.

El mercurio se presentó en concentraciones moderadas al rebasar solamente los niveles provisionales bajos (ISQG-bajo e ISQG), de ambos criterios. El Ministerio de Protección del Agua, Tierra y Aire de la Columbia Británica (MWLAP), emplea indicadores para identificar sitios sensibles y valores de áreas típicamente afectadas por la contaminación. Para el mercurio indica que una concentración de 0.580 mg/kg en peso seco es típica de un área contaminada. La presa Valsequillo presenta una concentración promedio de mercurio en los sedimentos de 0.18 mg/kg, no obstante, una muestra alcanzó un valor que fue superior al 0.58 al alcanzar 0.74 mg/kg.

Los sedimentos muestran una gran cantidad de materia orgánica con un valor promedio de $38.5 \pm 36.48\%$ considerando como alto por Margalef (1983) al indicar a 20% como un valor característico de cuerpos de agua eutroficados. Los valores altos de materia orgánica en los sedimentos de este embalse son producto de una contribución importante de la presencia del lirio acuático que al crecer en gran cantidad y posteriormente morir, se incorpora al sedimento. Además contribuyen las grandes cantidades de materia orgánica que recibe este sistema a través de sus tributarios.

No se cuenta con criterios o indicadores pero las cantidades nutrientes son relativamente altas como consecuencia de que la presa Valsequillo recibe grandes cantidades de estos materiales y de materia orgánica como se registró en los resultados de los análisis fisicoquímicos de los tributarios.

Los sedimentos funcionan bien sea como fuente o como una reserva de nutrientes esenciales, sin embargo, están involucrados en el proceso de eutroficación. El sedimento ha sido muy poco utilizado en la caracterización de ecosistemas lacustres y fue Neumann (1930) quien por primera vez lo utilizó para la tipología de lagos. Según este autor, los sedimentos con elevadas concentraciones de fósforo, nitrógeno y materia orgánica de origen autóctono son típicos de lagos eutróficos, mientras que sedimentos con baja concentración de compuestos fosfatados, nitrogenados y de materia orgánica caracterizan lagos oligotróficos.

Además de que los sedimentos contienen nutrientes importantes para sostener las comunidades acuáticas, también contienen contaminantes como los metales y los compuestos orgánicos. Estos están distribuidos en el agua y en la interface agua-sedimentos en forma disuelta y particulada. Son absorbidos y metabolizados por los organismos o adsorbidos por los sedimentos (Psenner y Gunatilaka, 1988).

En este sentido y de acuerdo a los criterios de interpretación utilizados en Australia-Nueva-Zelanda y Canadá, los compuestos orgánicos que se consideran de cuidado son: el Dibenzo (A, H) Antraceno, el Fluoranteno, Naftaleno y el Nonilfenol. De acuerdo con los criterios del MWLAP, los valores de concentración de estos contaminantes están por debajo de los valores identificados para áreas contaminadas de 0.160, 2.8 y 470 mg/kg para el Dibenzo (A, H) Antraceno, el Fluoranteno y el Naftaleno. El Nonilfenol no está

considerado en estos indicadores, pero tiene promedio de 3.88 mg/kg que rebasa al menos dos veces el criterio del lineamiento de calidad baja de Canadá.

No obstante que generalmente no se tiene un criterio, en el sedimento de la presa está presente el Bis-2-(Etilhexil) Ftalato en cantidades importantes con un máximo de 26.46 y promedio de 5.46 mg/Kg de peso seco.

5.4 Resultados de los análisis en peces

De acuerdo con el Departamento de Ictiología de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (ENCB), del IPN, los organismos obtenidos para los análisis pertenecen al género *Tilapia*.

Como todas las Tilapias cultivadas, habitan por lo general en aguas de poca corriente o lénticas, permaneciendo en zonas poco profundas y cercanas a las orillas, en donde se alimentan y reproducen. La Tilapia, por su capacidad de adaptación, puede vivir en condiciones ambientales adversas, puesto que soporta una concentración muy baja de oxígeno disuelto. Esto se debe principalmente a que posee la cualidad de saturar su sangre de oxígeno y de reducir su consumo cuando la concentración de éste en el medio es inferior a los 3 mg/l. Se dice que puede cambiar su metabolismo a aeróbico cuando ésta concentración de oxígeno disminuye. La cantidad de oxígeno disuelto ideal para la Tilapia es mayor de 4.5 mg/l. Todas las especies de Tilapia tienen una tendencia hacia hábitos alimenticios herbívoros por lo que llegan a comer pastos, hojas, plantas sumergidas o ser eminentemente fitófagas. Para poder cortar y rasgar plantas y hojas fibrosas poseen dientes faríngeos especializados, así como un estómago que secreta ácidos fuertes. La talla óptima varía de entre 250 a 500 g. y de 12 a 15 cm. de longitud, cantidades que se alcanzan entre las edades de 6 a 12 meses (SAGARPA).

Calderón *et al.* (2002), indica que aunque herbívoros, estos organismos muestran una fuerte tendencia a la detritívora, y, el que se alimente en el sedimento, que acumula en forma creciente contaminantes, resulta de alto riesgo para la salud su consumo. No obstante, indica que normalmente este deterioro ambiental produce efectos crónicos más no agudos sobre los peces, sin embargo, no deja de ser un factor de primera importancia la pesca de estos organismos.

Las tilapias están ampliamente distribuidas en nuestro país debido a que desde los años 70 proliferaron en México las granjas de producción de tilapia y carpa con el propósito de producir crías para siembra, la que se ha practicado de forma indiscriminada en cuerpos de agua del interior del país tal como la presa Valsequillo, aspecto que resultó en cierta manera contraproducente al sustituir especies endémicas (Calderón, *op cit.*, 2002).

En la tabla 27 se presentan los compuestos detectados en las muestras de peces procedentes de la presa Manuel Ávila Camacho. Se encontraron como en los sedimentos, hidrocarburos aromáticos polinucleares como el naftaleno, acenaftileno y el fenatreno. No obstante lo anterior, las concentraciones más altas en los tejidos de los peces de la presa Manuel Ávila Camacho corresponden al Bis-2-(Etilhexil) Ftalato, tanto en músculo como en las muestras de peces completos.

Tabla 27. Concentraciones de compuestos orgánicos detectados en muestras de peces procedentes de la presa Manuel Ávila Camacho, Valsequillo.

Parámetros	Músculo*	Músculo*	Músculo*	Completo*	Completo*	Completo*
	17/08/10	17/08/10	31/05/11	17/08/10	17/08/10	31/05/11
Naftaleno	0.01906	0.00897	0.00037	0.1554	0.00744	0.00051
Acenaftileno	0.00164	0.00078	ND	ND	ND	ND
Acenafteno	ND	ND	0.00012	ND	ND	0.00009
Fluoreno	ND	ND	0.0003	ND	ND	0.00042
Fenantreno	0.00466	0.00212	0.00041	0.00314	0.00428	0.00045
Fluoranteno	ND	ND	ND	ND	ND	0.00056
Benzo (A) Antraceno	ND	ND	ND	ND	ND	0.0007
Criseno	ND	ND	ND	ND	ND	0.0002
Benzo (A) Pireno	ND	ND	ND	ND	ND	0.0003
Bis-2-(Etilhexil) Ftalato	0.43	0.55	0.04194	0.53	0.7	0.0094

ND: No detectado * mg/kg-peso seco

Al respecto, la literatura indica la presencia de este compuesto en diferentes tipos de alimentos, como peces y mariscos. En peces de diferentes partes de Estados Unidos se determinaron niveles de Bis-2-(Etilhexil) Ftalato por debajo de 1 mg/kg en peces; la mayoría tuvieron cantidades menores de 0,2 mg/kg (WHO, 2003), es decir, en concentraciones inferiores a las concentraciones encontradas en este estudio, lo que es de llamar la atención.

Es importante mencionar que los metales pesados en todas las muestras de peces estuvieron por debajo de los límites de detección.

5.5 Resultados de los análisis de plantas acuáticas.

En la tabla 28 se encuentran los metales pesados medidos en las plantas de *Eichhornia crassipes* obtenidas en la zona de la entrada a la presa Manuel Ávila Camacho.

Tabla 28. Metales pesados cuantificados en plantas completas de *Eichhornia crassipes* de la Presa Valsequillo, Pue.

Metal, mg/kg (peso seco)	Sitios de recolecta en la presa Valsequillo			
	Entrada	Entrada	Centro	Centro
	21/01/10	29/04/10	29/04/10	17/08/10
Bario	6.152	NE	NE	NE
Fierro	41.48	NE	NE	NE
Manganeso	147.4	NE	NE	NE
Mercurio	ND	0.06	0.214	0.162
Níquel	ND	2.113	ND	ND
Plomo	ND	1.083	ND	ND

ND: No detectado. NE: No efectuado

Los resultados en mg/kg de peso seco muestran que los metales pesados en el lirio acuático con la mayor frecuencia de aparición correspondieron al mercurio pero la concentración más alta es de manganeso; le siguieron el fierro, el bario, níquel, y finalmente plomo. Las concentraciones encontradas presentan valores similares a las encontradas por Carrión *et al.*, (2012) en Xochimilco para manganeso, níquel y plomo.

A manera de resumen sobre en el análisis de resultados presentado sobre las muestras de las diferentes matrices, se puede concluir, desde el punto de vista de sustancias tóxicas, que el Bis-2-(Etilhexil) Ftalato es uno de los problemas más importantes en la presa Valsequillo. Se encuentra en todos los componentes del sistema (agua, sedimentos y biota), en los tributarios en la columna de agua y en el efluente de la presa.

El Bis-2-(Etilhexil) Ftalato denominado como DEHP o BEHP tiene una gran cantidad de sinónimos:

Bis(2-ethylhexyl)-1,2-benzene-dicarboxylato; Bis 2-(Etilhexil) Ftalato; Bisoflex 81; Bisoflex DOP; Compuesto 889; DAF 68; DEHP; Di(2-etilhexil) ortoftalato; Di(2-etilhexil) ftalato; Dioctil ftalato; Di-sec-octil ftalato; DOP; Ergoplast FDO; Etilhexil ftalato; 2-Etilhexil ftalato; Eviplast 80; Eviplast 81; Fleximel; Flexol DOP; Flexol plastificador DOP; Good-Rite GP 264; Hatcol DOP; Hercoflex 260; Kodaflex DOP; Mollan O; NCI- C52733; Nuoplaz DOP; Octoil; Octil ftalato; Palatinol AH; Ácido ftálico, Bis(2-etilhexil) éster; Ácido ftálico, dioctil éster; Pittsburgh PX-138; Platinol DOP; RC Plastificador DOP; Reomol D 79P; Reomol DOP; Sicol 150; Staflex DOP; Truflex DOP; Vestinol AH; Vinicizer 80; Witcizer 312.

Su número de CAS es el 117-81-7 y su fórmula química es $C_{24}H_{38}O_4$. El DEHP se utiliza principalmente como un plastificador en muchos productos de cloruro de polivinilo y en resinas de co-polímeros de cloruro de vinilo. También se emplea como reemplazo de bifenilos policlorados en fluidos dieléctricos para condensadores eléctricos pequeños (de bajo voltaje).

Se asocia a los giros industriales de adhesivos, formación aluminio, extracción de carbón, talleres de fundición, plásticos y sintéticos, manufacturas de caucho, plantas termoeléctricas, productos mecánicos, curtiembres, metales diferentes al hierro, químicos orgánicos, plaguicidas, pulpa y papel y el textil.

Se ha detectado DEHP en agua de varios ríos a niveles por encima de 5 µg/L. En Holanda, los sedimentos del Rhin y Meuse contuvieron de 1 a 70 y de 1 a 17 mg/kg, respectivamente. En agua superficial cercana a áreas industriales se encontraron niveles por encima de 300 µg/L (IARC, 1982; WHO, 1992).

En los ríos de México, se ha identificado la presencia de esta sustancia, a través de los estudios de clasificación que realiza la Comisión Nacional del Agua.

En la tabla 29, se presentan las concentraciones detectadas en ríos de México incluyendo las de este estudio.

Tabla 29. Concentraciones de Bis-2 (Etilhexil) Ftalato en cuerpos de agua de México.

Fuente: CONAGUA			Concentración (mg/L)		
Red Nacional de Monitoreo			Mínimo	Máximo	Media
Estudio de Clasificación	Río	Periodo			
	Río Alseseca, Pue.	2010-2011	0.0052	0.030	0.018
	Río Atoyac, Pue.	2005	0.0095	0.92	0.023
	San Juan del Río, Qro.	2003	0.0095	4.608	0.3527
	Río Santiago, Jal.	2002-2008	0.0011	0.021	0.006
	Río Turbio, Gto.	2009	0.00057	-	-
	Río Atoyac, Pue.	2010-2011	0.00107	0.026	0.012
	Presa Valsequillo, Pue.	2010-2011	0.00011	0.01815	0.0024

La exposición a esta sustancia puede variar considerablemente de persona a persona debido a la gran variedad de productos en los que se encuentra incorporado el DEHP.

La dosis promedio diaria estimada para adultos por el consumo de materias primas probablemente contaminadas (como la leche, pescado, queso y margarina) es de cerca de 200 µg (WHO, 1987). Se cree que los niveles de DEHP en el agua para beber de la comunidad son insignificantes, a pesar de que haya situaciones particulares de altos niveles de contaminación.

De acuerdo a la USEPA (2005), el DEHP es una sustancia levemente soluble, por su constante de Henry y levemente volátil. De acuerdo a su coeficiente de adsorción se adhiere fuertemente a los sedimentos, moderadamente lipofílico por su coeficiente de partición octanol-agua, con biodegradación moderada de hasta 3.2 semanas, como se observa en la tabla 30.

Presenta un factor de bioconcentración que la cataloga con un potencial de bioconcentración moderado. Su toxicidad a los organismos acuáticos se califica de elevada a moderada. Concentraciones tan pequeñas entre 0.002-0.7 mg/ producen efectos crónicos a *Daphnia* y 0.00036- 0.2 mg/l a peces.

Desde el punto de vista de su tratamiento, la USEPA (2005), menciona que se puede tener remociones de esta sustancia de hasta 93% por adsorción al sedimento, menor al 1% por degradación biológica y que no se remueve con aireación.

El DEHP ocasiona muy pocos problemas agudos a la salud, aun inhalando concentraciones altas; tiene un efecto de irritación ligero al contacto con la piel. Sin embargo, los efectos de la exposición a largo plazo incluyen daño hepático y testicular. Además se ha demostrado que ocasiona el desarrollo de tumores de hígado en ratas y ratones. Es posible que los humanos sean menos susceptibles al cáncer que los ratones debido a que esta sustancia se metaboliza de forma diferente. No obstante, no se dispone de información suficiente para valorar la posible carcinogenicidad del DEHP a los humanos (ATSDR, 1988; Harte, 1991).

Tabla 30. Características del Bis 2-(Etilhexil) Ftalato.

Substancia	Solubilidad en agua (WS) mg/L	Volatilidad en agua Henry LC atm ³ /mole	Log Koc Coeficiente de adsorción L/Kg	Coeficiente de partición octanol-agua (Log Kow)	Biodegradabilidad (tiempo)	Factor de Bioconcentración (L/Kg de peso seco)	Toxicidad crónica (µg/L) - peligrosidad	Remoción plantas de tratamiento (%)**
Bis (2-Etilhexil) Ftalato	0.27 Levemente soluble	0.26×10^{-7} Levemente volátil	4.99 Muy fuerte	7.6 -8.39 Moderadamente lipofílico	3.2 Semanas (Degradación última); 4.28 Días y horas (Degradación primaria)* Biodegradación moderada a rápida	1712 Potencial de bioconcentración moderada	Daphnia: 2-700 Algas clorifitas: 7-872 Peces 0.36- 200; Elevada a moderada-	Remoción total: 93.99 Total biodegradación: 0.78 % Adsorción en sedimento: 93.21 % Remoción total por aireación: 0.00 %

*Biodegradación primaria es el cambio en la estructura molecular. Biodegradación última es cuando se presenta una completa conversión de la molécula a CO₂ y H₂O. ** Predice el porcentaje de remoción de un compuesto que se elimina de las aguas residuales por el tratamiento. Los valores estimados se dan a través de tres procesos: biodegradación, adsorción al lodo y extracción con aireación, es decir, la transferencia de compuestos volátiles de un líquido a la atmósfera mediante la utilización de aireación.

Fuente: elaborada con información de: USEPA (2005).

A partir de esta información se decidió aplicar el modelo seleccionado en este estudio para estimar la capacidad de asimilación de la presa Manuel Ávila Camacho, utilizando para el caso de los tóxicos orgánicos, al Bis -2 (Etilhexil) Ftalato. Su empleo en el modelo tiene las siguientes ventajas:

1. Se cuenta con la información suficiente, particularmente importante para el modelo como son las concentraciones a la entrada de la presa y a la salida, así como de otros componentes que permiten aproximarse a un balance de masas más real.
2. Es un compuesto relativamente persistente y es un factor de peligro latente en el sistema para los organismos y posiblemente a la salud humana.
3. Su comportamiento puede ser similar a muchos compuestos que pueden tener una vida media menor.
4. La determinación de la capacidad de asimilación de contaminantes en presas de esta naturaleza facilitara el desarrollo metodológico.

5.6 Hidrodinámica y comportamiento térmico del agua embalsada

Para la selección y aplicación de un modelo de calidad del agua en un embalse con el propósito de determinar la capacidad de asimilación de una o varias sustancias, es necesario conocer la homogeneidad de la masa de agua tanto en calidad como en sus condiciones físicas en cuanto al movimiento y el grado, en su caso, de estratificación térmica. Se entiende por estratificación la presencia en un sistema léntico (lagos y presas), la formación de capas bien diferenciadas. La primera, más caliente, se denomina como epilimnion; la segunda de transición hacia una zona más fría que se denomina como metalimnion o termoclina. Finalmente la capa más profunda o hipolimnion.

Con relación a la calidad se demostró su homogeneidad con la comparación de los registros de calidad del agua cuando se aplicó la prueba estadística de la "T" de Student" cuyos resultados indicaron que no existen diferencias significativas entre la calidad superficial y la profunda, así como también entre los sitios de medición. El nivel de estratificación fue analizado en este apartado con el propósito de determinar la aplicabilidad del modelo la premisa de emplearse en sistema totalmente mezclado.

Cuando se habla de la dinámica de un sistema acuático léntico, tiene que hacerse mención del movimiento del agua, de la distribución de calor y de las sustancias particuladas y disueltas en su interior y de la dinámica de mezclado, procesos que influyen en la calidad del agua.

De acuerdo con Margalef (1983), una presa es considerada como un cuerpo de agua híbrido entre río y lago. Para ejemplificar esta aseveración Gómez (2007), menciona que un río se caracteriza por ser un sistema de afluentes que convergen en un eje horizontal en una misma dirección y funcionalidad. Por el contrario, un lago se caracteriza por ser una depresión sin dirección horizontal preferente en la que su estructura y dinamismo están organizados alrededor del eje vertical. La presa, luego entonces, como un cuerpo de agua híbrido de los dos anteriores, no pierde del todo la naturaleza de la dirección del

flujo horizontal preferente de un río y también presenta la estructura y dinamismo de la vertical del lago.

Indica también premisas fundamentales del comportamiento de las presas en cuanto a que el patrón de circulación horizontal se sujeta al principio de conservación de masa. Este principio establece que la variación del volumen de agua de una presa es debida al principalmente al balance de los flujos de entrada (Q entrada) con los flujos de salida (Q salida): Añade que las presas pueden presentar dos condiciones en la estabilidad de la columna de agua, la homogénea y la estratificada. Así mismo, que los procesos primordiales del transporte de sustancias en este tipo de sistemas híbridos son la difusión vertical y la advección-difusión a lo largo de la presa.

González (2001), en este mismo tema pero analizando los procesos de mezclado turbulento que ocurren en los almacenamientos, menciona que dicho mezclado resulta principalmente de tres eventos: 1) la energía de mezclado que resulta de los afluentes, 2) la energía de mezclado debida a los efluentes o descargas, y 3) a la transferencia de energía sobre la interface aire-agua debida al viento y a otras condiciones Meteorológica, tales como la radiación solar, transferencia de calor y la evaporación, factores que contribuyen a determinar si un sistema se estratifica o no en donde también influyen la profundidad media y el tiempo de retención hidráulica.

A partir de estas consideraciones se realizó un análisis del comportamiento de las aportaciones y de las extracciones de la presa Manuel Ávila Camacho que permitieran explicar el comportamiento del almacenamiento. Asimismo, determinar el comportamiento de la columna de agua en término de gradiente térmico con y sin extracción.

Con la información proporcionada por el Distrito de Riego 030 Valsequillo, se construyó la figura 35 que representa el comportamiento de almacenamiento promedio mensual del periodo de 1983 al 2011. Se muestran los promedios mensuales de los volúmenes de aportación y extracción mensual de ese periodo.

De la figura 35 se puede identificar que de octubre a febrero se presentan los máximos almacenamientos debido a que prácticamente no se realizan extracciones. Las aportaciones de agua son mínimas de enero a principios de marzo. De abril a agosto se presentan los mínimos almacenamientos con alta extracción y aportaciones. Esta época es la más crítica en términos de contaminación debido a que los contaminantes se concentran, no obstante, las extracciones son importantes para extraer del sistema estas sustancias. Por otro lado, los procesos longitudinales de mezcla en las presas, están relacionados con las diferencias en las concentraciones de sustancias que aporta el flujo de entrada del río y las que resultan del flujo de salida de las presas. Las sustancias aportadas por el río se descargan en la zona de transición entre río y el embalse, sobre la superficie del agua de la presa, mientras que la extracción de agua de la presa se localiza cerca la base de la cortina y proviene de agua del fondo.

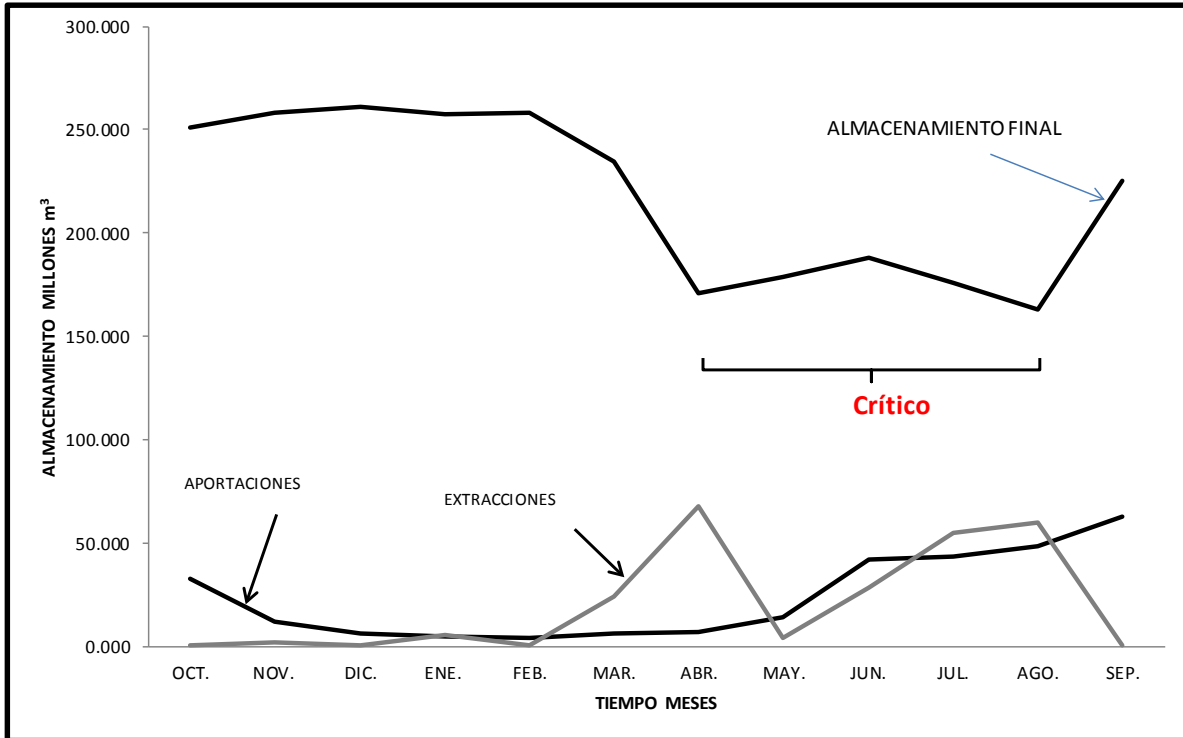


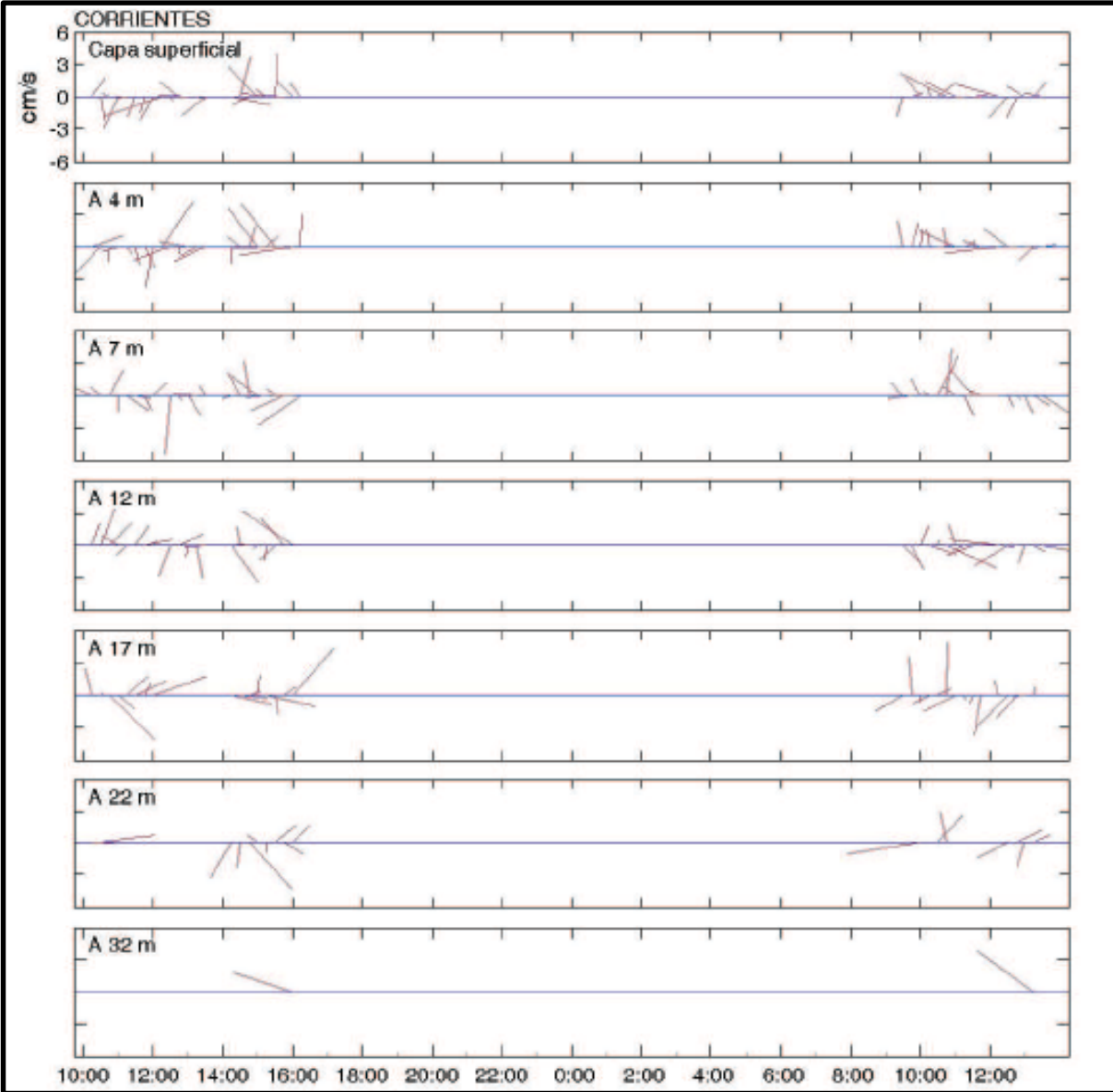
Figura 35. Comportamiento del almacenamiento promedio mensual de la presa Manuel Ávila Camacho del periodo 1983 al 2011.

A partir de esta información se realizaron las campañas de evaluación de la hidrodinámica del sistema en cuanto al movimiento de la masa de agua y su estratificación térmica de la forma como se planteó en la metodología. Considerando una nula extracción y una reducida aportación, la primera campaña de se realizó del 11 al 15 de diciembre del 2010 y la segunda del 31 de mayo al 14 de junio del 2011, periodo en el que se presenta la mayor extracción y aportación de agua.

Gómez (2007), menciona que los procesos verticales de mezcla en las presas tropicales, como la presa Valsequillo, están relacionados con los gradientes verticales débiles de temperatura que se desarrollan durante todo el año, excepto en el invierno. Estos gradientes se producen por calentamiento del agua superficial y llegan a generar condiciones de estratificación en la columna de agua. Durante el invierno, la turbulencia aportada por el viento provee el mecanismo de mezcla, generando un intercambio de calor de la superficie al fondo más rápido de lo que se puede esperar por advección solamente. Resultando generalmente condiciones homogéneas de la columna durante el invierno. El grado de estratificación de una presa tiene un efecto significativo en la calidad de las aguas superficiales y las de fondo. Las estimaciones de los gradientes verticales de temperatura (i.e., de densidad) y de los cizallamientos verticales de la velocidad, son por lo tanto de suma importancia para varios aspectos de la calidad del agua en una presa, porque con ellos es posible el estimar la relación estratificación vs mezcla en la columna de agua.

La figura 36 muestra la variación vertical de las corrientes en los sitios seleccionados.

Figura 36. Velocidad y dirección de las corrientes a distintas profundidades de la presa Manuel Ávila Camacho (diciembre de 2010).



En esta campaña no se presentó precipitación y no se extrajo agua de la presa. Considerando la ausencia de precipitación y descarga, el principal forzamiento de la hidrodinámica del lago debió ser el viento.

Se obtuvo un promedio de velocidad en la masa de agua de 1 cm/s. Esta velocidad es baja debido a que las velocidades del viento también fueron bajas con un máximo de 6 m/s y con un promedio de 2.0 m/s (Ver figura 37).

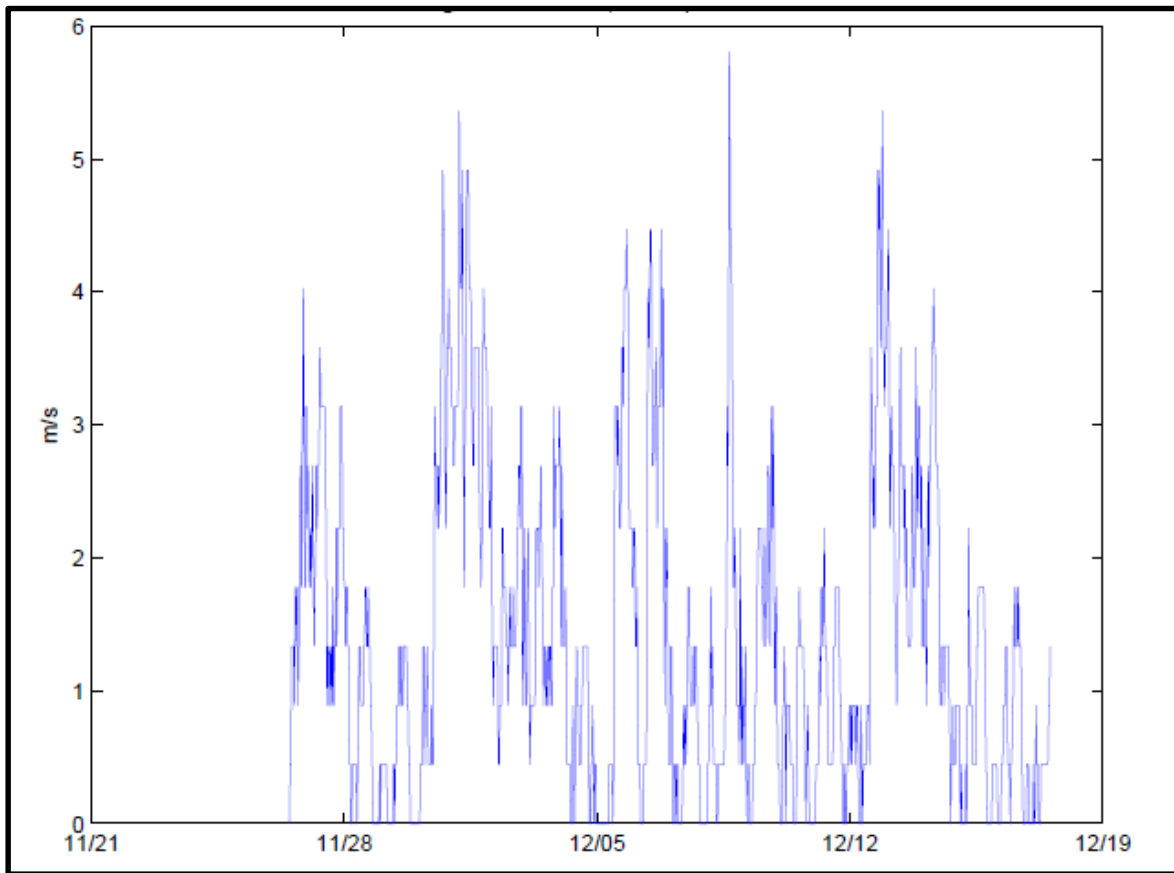


Figura 37. Velocidad del viento en la presa Manuel Ávila Camacho, noviembre-diciembre del 2010

Aun con estas velocidades tan bajas, su intensidad propicia que la masa de agua se mueva 3.6 m/h, sin embargo, la dirección de la velocidad no es consistente con una orientación en particular como para asegurar un transporte de volumen de agua en una dirección preferente.

Para determinar si existió estratificación en el embalse, se consideró el criterio para definir la presencia de una termoclina mencionado por Roldan y Ramírez (2008) para cuerpos de agua tropicales y de la zona ecuatorial que indica que existe termoclina cuando, a causa de los pronunciados cambios de densidad, se presenta un gradiente térmico que oscila entre 0.2 y 0.5°C por cada metro de profundidad. Para sacar estos gradientes se empleó la expresión simple mencionada por Sierra (2011), que indica que el gradiente total de temperatura (GT) se obtiene por la diferencia de la temperatura que se presenta en la superficie (T_s) menos la temperatura que se presenta en el fondo (T_f), dividida por la profundidad total. Cabe mencionar que este autor define a la termoclina cuando existe un gradiente de 0.2°C por cada metro.

Se pudo observar en el sitio cercano a la Cortina de la presa, una variación diurna de calentamiento de dos grados en la superficie. La geomorfología de esta zona de la presa propicia una protección al impacto directo del viento, produciendo que el agua superficial de la presa, exista poco movimiento, permitiendo un ligero incremento en esta zona. La temperatura del fondo tiene un decremento lineal de medio grado en los siete días que se realizó la medición. El calentamiento diurno de la superficie pudo ocasionar un gradiente de temperatura débil que se rompe durante la noche (Figura 38). En ningún momento existió un gradiente de temperatura entre 0.2 y 0.5°C/m que permitiera afirmar la presencia de una termoclina.

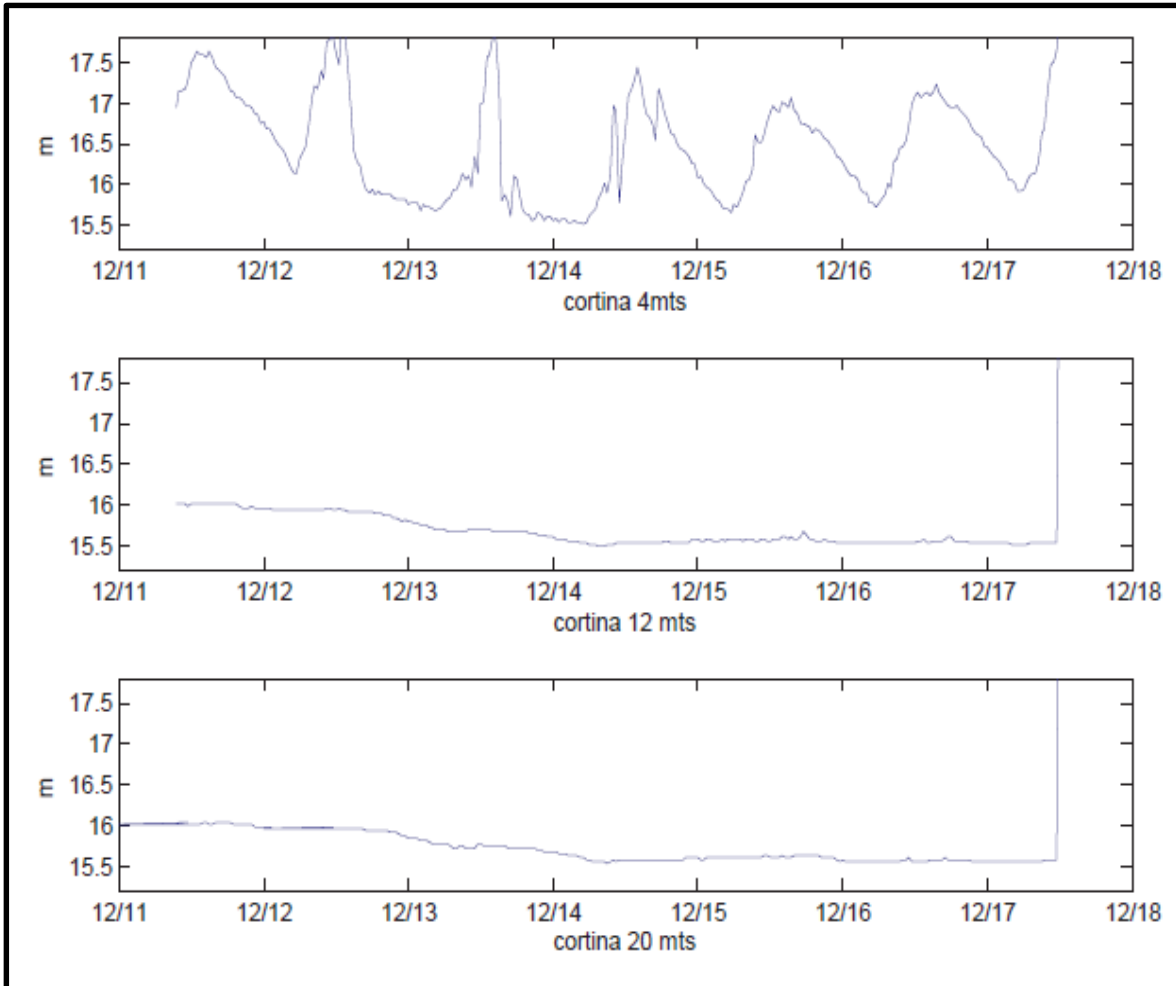


Figura 38. Temperatura diaria en la zona de la cortina de la presa Manuel Ávila Camacho (Diciembre, 2010)

En el sitio denominado como Panga, situado aproximadamente a la mitad de la longitud de la presa que puede considerarse la frontera entre dos cuerpos de agua con un intercambio limitado por la geomorfología de la zona, los máximos de temperatura fueron un grado menor al sitio localizado en la Cortina, posiblemente debido a que el viento en la mitad de la presa tenga una intensidad mayor que en la cortina. Puede observarse una variación diurna de medio grado y un decremento en la temperatura de fondo de casi un grado, el doble del decremento en el sitio Cortina. Este gradiente horizontal de

temperatura entre los dos sitios puede crear movimientos advectivos con mínima velocidad, pero con un movimiento horizontal de volumen de la zona de la Panga hacia la Cortina. Nuevamente, en ningún caso se detectó un gradiente de temperatura que evidenciara estratificación (Figura 39).

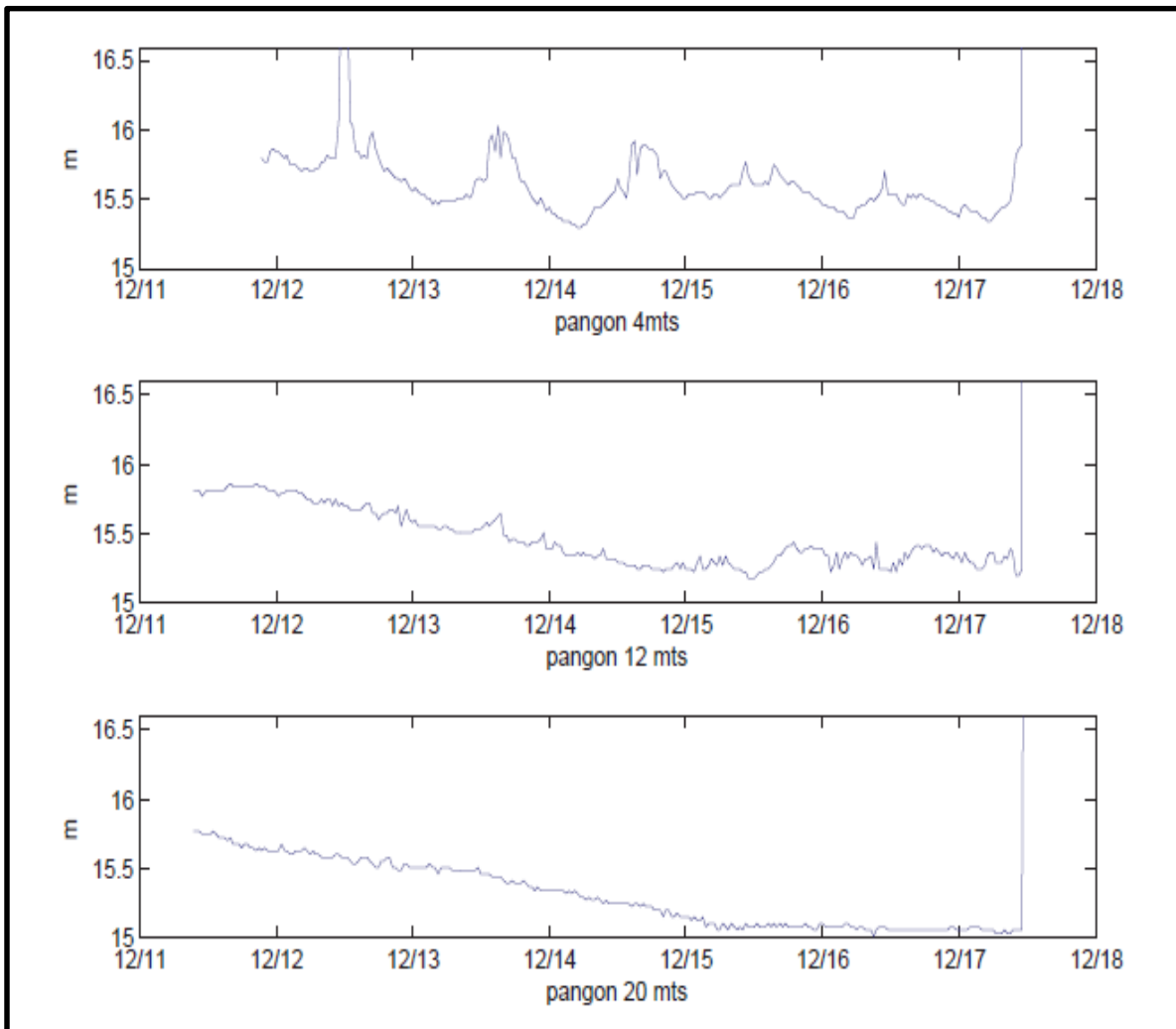


Figura 39. Temperatura diaria en la zona de la Panga en la presa Manuel Ávila Camacho (Diciembre, 2010)

Para corroborar la no existencia de una termoclina, en la figura 40 se presentan los perfiles de temperatura, conductividad y densidad obtenidos en el sitio de la cortina que muestran que la columna de agua es totalmente homogénea.

La figura 41 muestra la variación en intensidad y dirección de las corrientes en dos sitios seleccionados para la medición de la hidrodinámica de la presa Manuel Ávila Camacho en junio de 2011 (Panga y Cortina). Las imágenes representan las rosas de distribución de las corrientes, con el objeto de observar si existe una dirección preferente de la corriente.

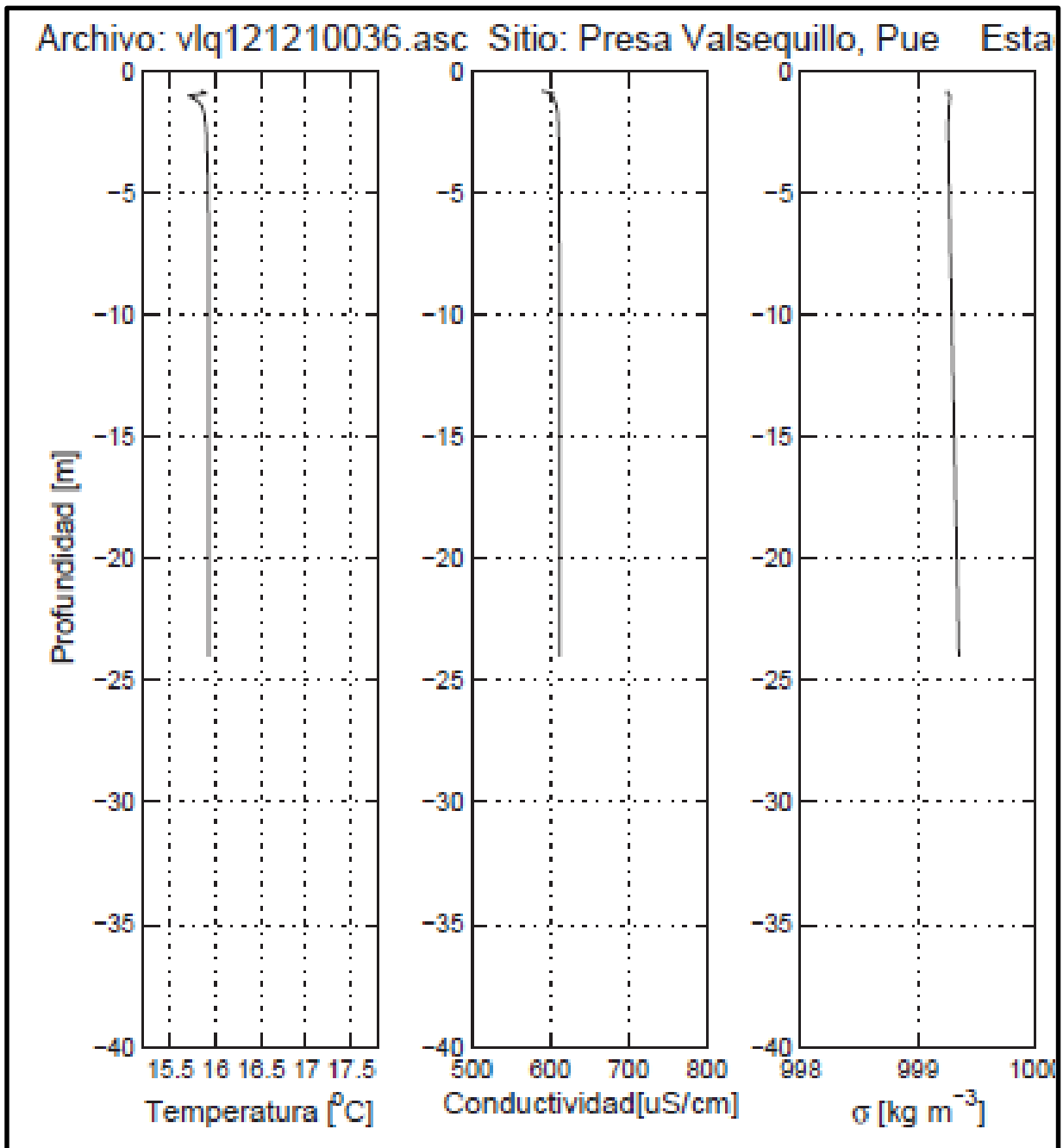


Figura 40. Perfiles de temperatura, conductividad y densidad en la cortina

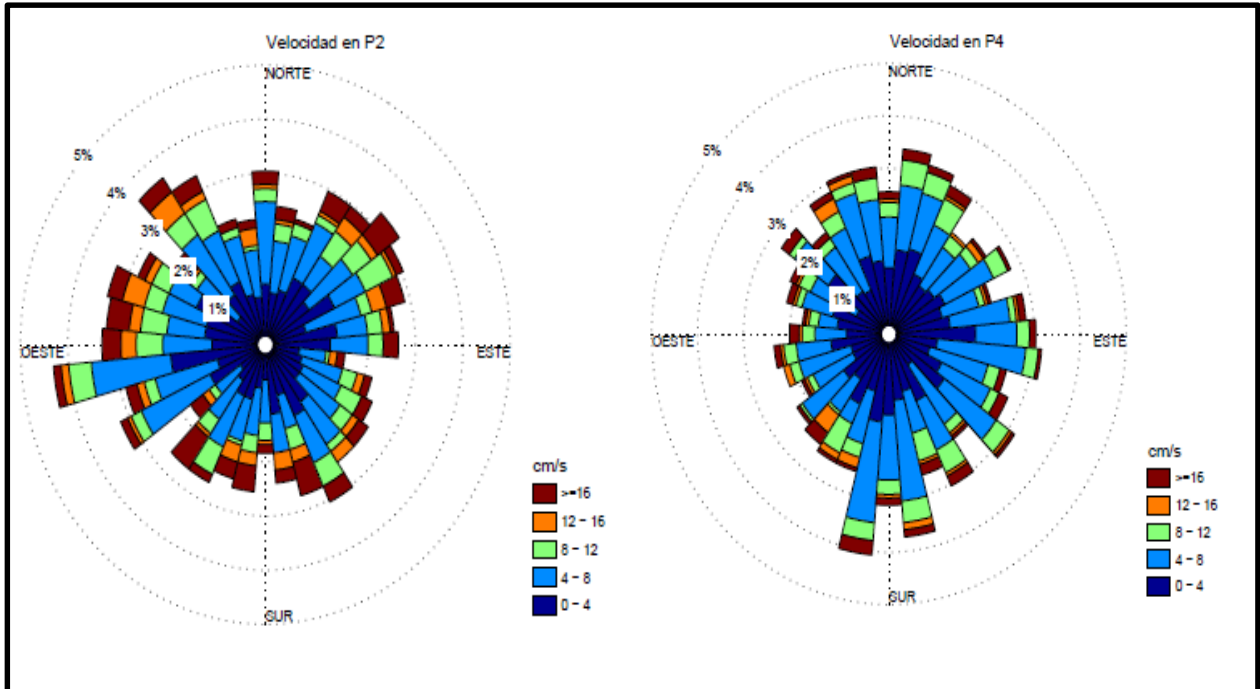


Figura 41. Distribución de velocidad y dirección de la corriente en los sitios Centro (izquierda) y Cortina (derecha). Junio de 2011.

En general las velocidades oscilan entre los 4 y 8 cm/s sin una orientación definida. Este resultado es similar, tanto en la Cortina, como en el sitio Centro. Cabe mencionar que las velocidades encontradas, son mayores a las registradas en Diciembre del 2010. El sitio Cortina, mostró variaciones en toda la columna de agua, con velocidades mayores a los 10 cm/s, debido a la extracción de agua que ocurría en estas fechas. El perfil de temperaturas en los sitios de la Cortina y la Panga indicó que existió la formación una débil termoclina al presentar gradientes entre 0.24 y 0.25°C/m en la profundidad total (Figura 42). El comportamiento de la temperatura es muy semejante en toda la presa.

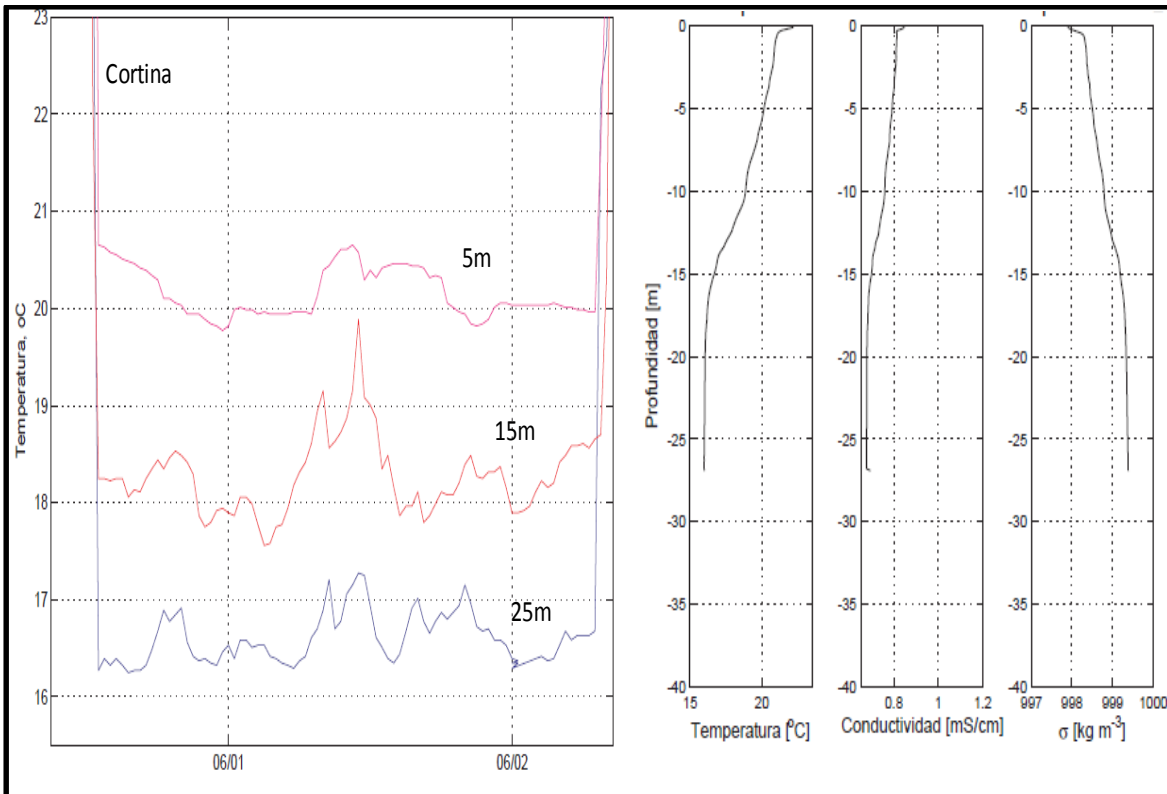


Figura 42. Perfiles de temperatura, conductividad y densidad en la cortina en mayo-junio 2011.

Ante la evidencia de la presencia de estratificación térmica, el 26 de julio del 2013 fue introducida una sistema de medición *in situ* (boya) con termistores de temperatura a cada 2 metros para obtener los perfiles de temperatura en tiempo real a fin de contar con un periodo de medición más largo y determinar la duración de esta termoclina o si se forma en otras épocas del año.

En la figura 43 se presenta los perfiles de temperatura obtenidos con los promedios diarios de finales de julio de 2013 a julio de 2014.

La imagen 43 muestra que en la presa se presentan diferencias importantes de temperatura entre la superficie y el fondo en agosto. Para determinar la formación de la termoclina se obtuvieron los gradientes diarios en este periodo. Los resultados se presentan en la figura 44.

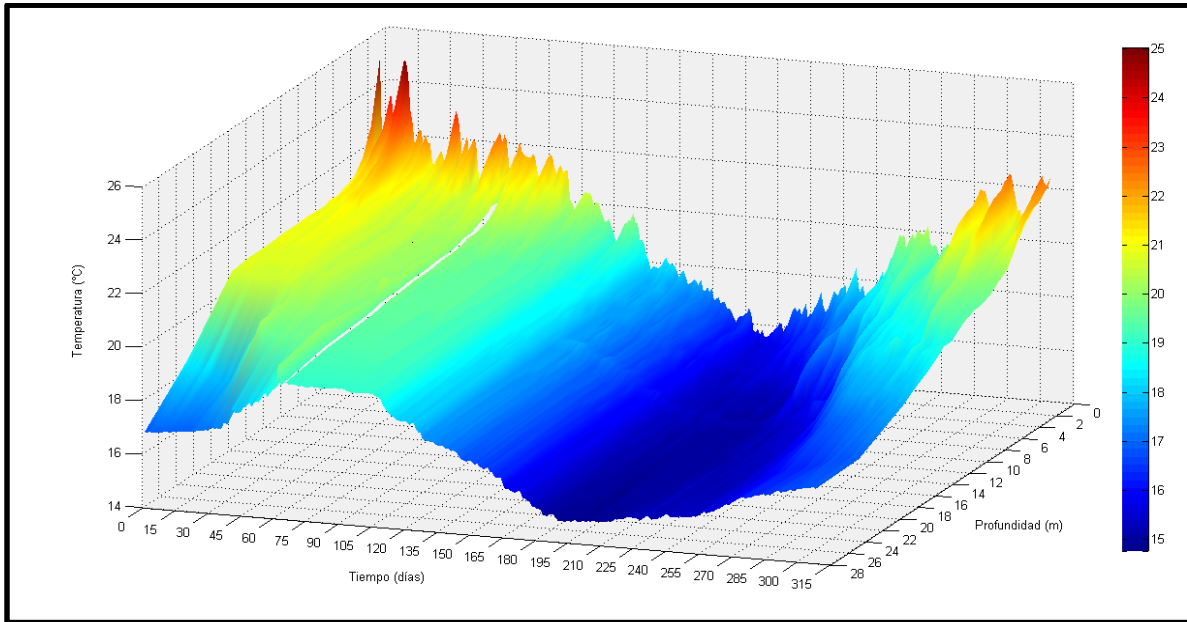


Figura 43. Perfiles térmicos de la presa Manuel Ávila Camacho de agosto de 2013 a mayo de 2014.

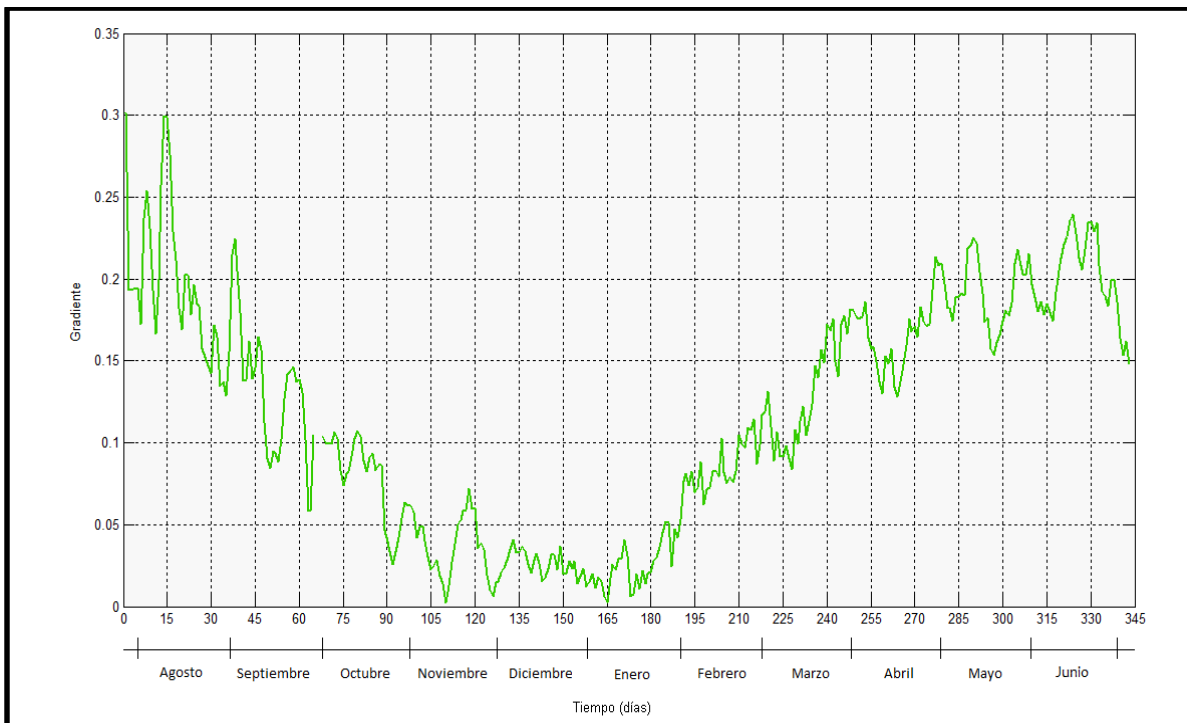


Figura 44. Gradientes de temperatura en la presa Manuel Ávila Camacho (agosto 2013-julio 2014).

Los gradientes indican que se presentó la termoclina de forma oscilante en los primeros 15 días de agosto, tres días en septiembre y seis días en mayo.

Fue evidente que se presentan dos tendencias. La primera de agosto hasta noviembre en la que el gradiente disminuye hasta niveles insignificantes. La segunda de finales de enero hasta mayo donde incrementa paulatinamente. Con estos datos se puede concluir que se presenta estratificación térmica en dos meses del año, de mediados de junio hasta mediados de agosto, ambos de forma oscilante por la variación diaria. A partir de mediados de agosto no se presenta estratificación hasta mediados de junio del siguiente año.

Este resultado con los obtenidos con los datos fisicoquímicos permiten concluir que la masa de agua la mayor parte del año se comporta homogéneamente y sólo de junio a agosto se presenta una estratificación débil que como máximo puede alcanzar gradientes totales de 0.3 °C por cada metro de profundidad.

Es importante mencionar que cuando existe una fuerte estratificación, es de esperarse que el flujo del sistema está limitado prácticamente al epilimnion lo que no se pudo comprobar con las mediciones hidrodinámicas debido a que toda la masa de agua se comportó de manera semejante en sus componentes de velocidad incluso cuando la estratificación estuvo presente en junio del 2011.

Cuando la estratificación está presente, el agua no se mezclaría verticalmente. No obstante existen otras forzantes que pueden inducir la mezcla al menos por algunos periodos. El viento es uno de los principales forzantes de la hidrodinámica de un lago-presa de las dimensiones de la presa Valsequillo y su efecto puede observarse de dos formas esenciales. El primer efecto es el empuje superficial, lo cual es provocado por una corriente horizontal, que disminuye en la profundidad. El segundo efecto ocurre cuando el viento es sostenido durante un intervalo considerable, lo que hace que se forme un apilamiento de agua en la dirección del viento. Para compensar la deficiencia de volumen provocada a 180 grados de la dirección del viento, y para reestablecer la horizontalidad de la superficie, agua sub-superficial y de fondo sube a la superficie, tal como si fuera un tipo surgencia. Este movimiento vertical de las aguas, es el principal factor de mezcla. Esta mezcla dependerá de la fuerza del viento.

Es importante mencionar también que la estratificación determinada en la presa se identificó en las zonas profundas de hasta 30 metros, pero la presa tiene una profundidad promedio de 11.8 metros donde el mezclado puede presentarse más fácilmente.

Un comportamiento muy interesante fueron los perfiles de temperatura en la zona ocupada por el lirio que abarca entre 5 y 6 km de largo desde la entrada del río Atoyac hasta el propio embalse. En la figura 45 se puede observar que las plantas de *Eichhornia crassipes* evitan cambios bruscos de temperatura y la estratificación comparado con las zonas estratificadas libres de maleza encontradas en junio de 2011.

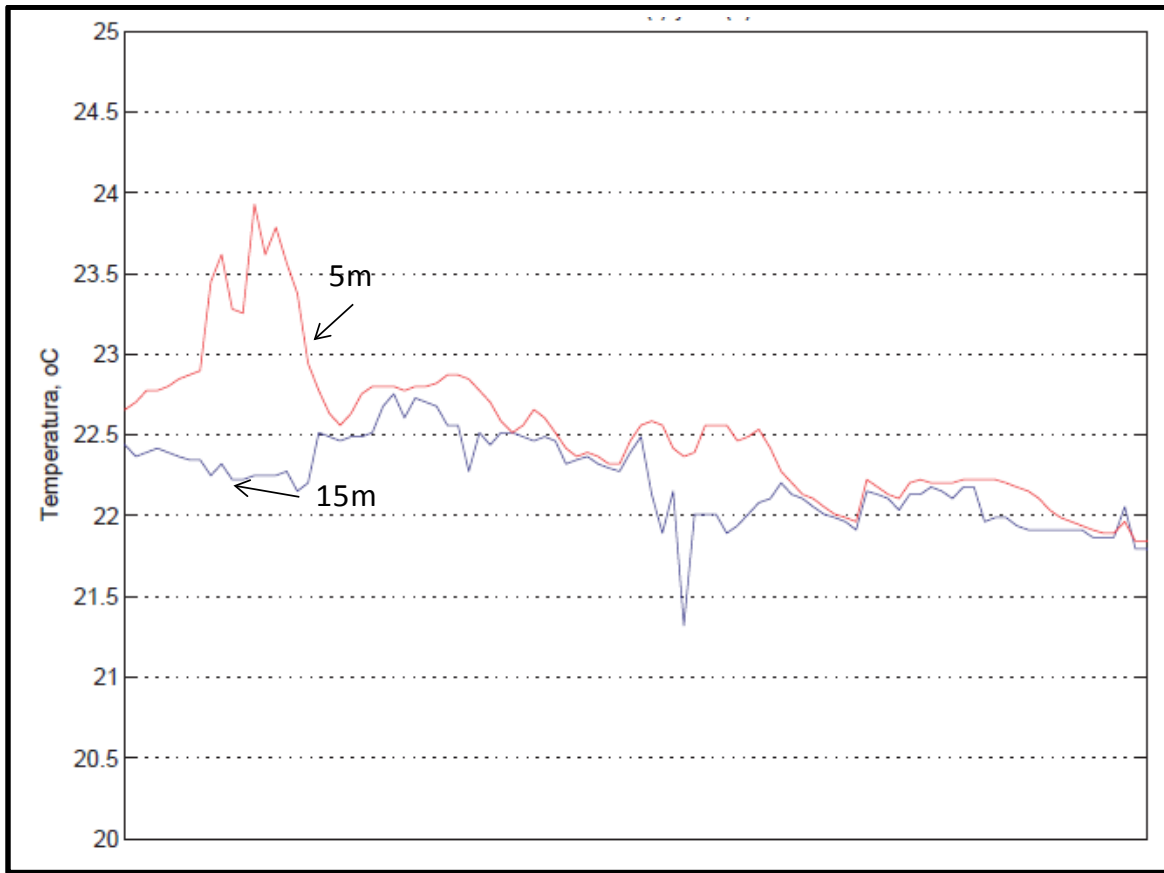


Figura 45. Perfil de temperatura en área cubierta con tapetes de *Eichhornia crassipes* en junio de 2011.

Es necesario tener en cuenta que los embalses ubicados en zonas templadas el factor que determina los procesos de mezcla, es la estacionalidad climática (estaciones bien diferenciadas), mientras en los cálidos tropicales como la presa bajo estudio, son la estacionalidad de las lluvias y la velocidad del viento. Adicionalmente, los mecanismos de mezcla y transporte en un embalse, y por lo mismo de la estratificación, también están influenciados, a diferencia de lo que sucede en un lago, por la forma de operar los embalses. (Sierra, 2011).

En los embalses cálidos tropicales debido a la poca variación de la temperatura en el ambiente durante el año, comparándola con la de lagos templados, es de esperarse que la estratificación térmica sea de menor intensidad. Esta situación dio origen para que Hutchinson (1957), desarrollará un modelo que relaciona la ubicación de los cuerpos de agua tomando en cuenta la latitud en la que se encuentran y su altitud, con la finalidad de anticipar la estratificación y mezcla.

Ambos factores están íntimamente asociados a la temperatura. No obstante, de acuerdo con De la Lanza (2002) en este modelo no se tomó en cuenta cuerpos de agua lénticos someros. Por esta situación, Lewis (1973) modificó la propuesta incluyendo la profundidad y ajustó la latitud.

En la figura 46 se presenta el modelo de Hutchinson (1957) modificado por Lewis (1973). En esta figura se ubicó a la presa Manuel Ávila Camacho tomando en cuenta su posición geográfica en relación con su latitud y su profundidad media. Se observa que la presa se encuentra en la región con cuerpos de agua lénticos denominados como Polimícticos cálidos continuos que se ajusta en lo general al comportamiento medido en este estudio.

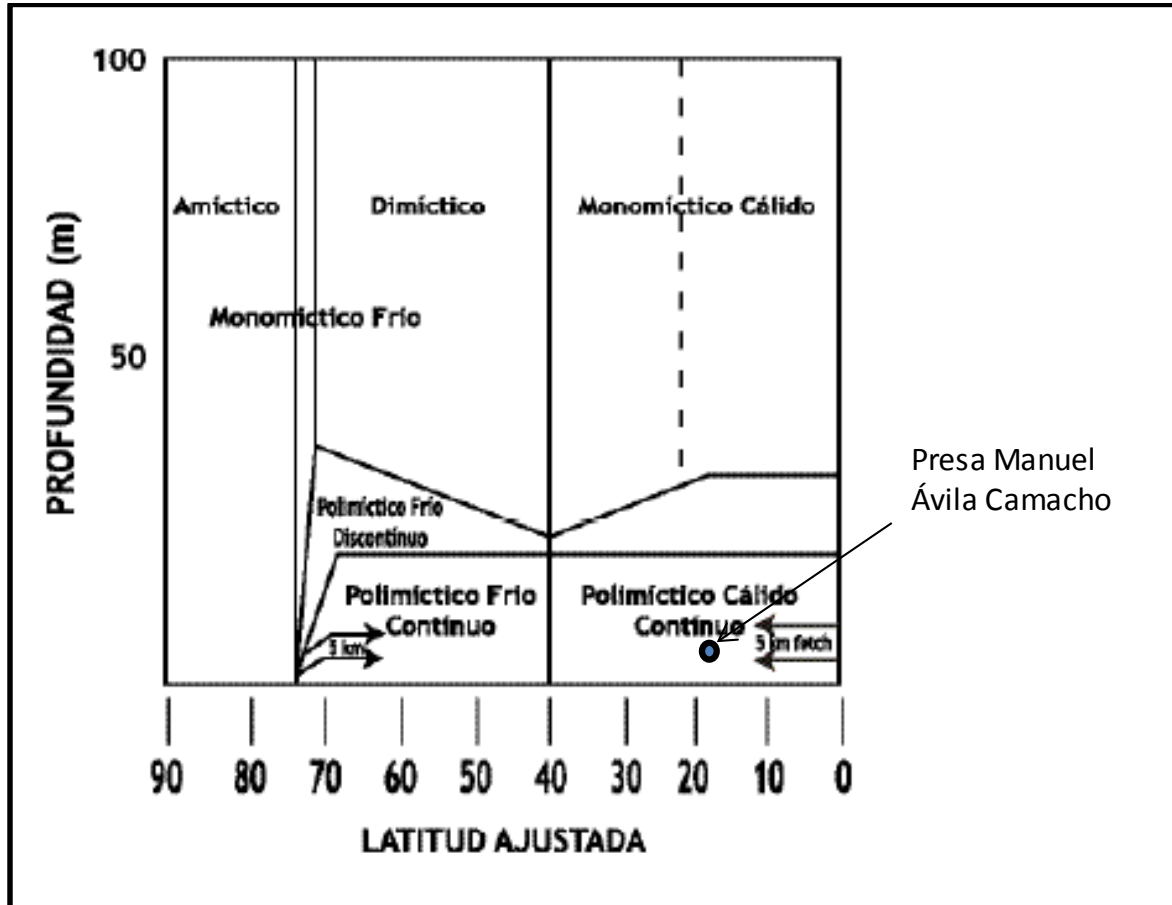


Figura 46. Tipos de cuerpos de agua por los procesos de mezcla y su relación con la profundidad y latitud ajustada por profundidad (Lewis, 1973).

Se concluye por tanto que el embalse tiende a estar mezclado con excepción del final de la primavera y principio del verano. Aún con lo anterior, existe evidencia en que en situaciones muy particulares el sistema puede estar estratificado como fue medido por Traversoni, *et al.* (2009), el 9 de junio del 2009, sin embargo, esta estratificación puede romperse a los largo del día y no permanece después de mediados de agosto.

A manera de resumen, se construyó la figura 47 que muestra un conjunto de variables del río Atoyac que tienen que ver no sólo con la calidad del agua de este río, sino con una serie de componentes que permiten integrar las condiciones ambientales de este sistema lotico.

Se tomó al río Atoyac como ejemplo por ser la corriente tributaria más importante a la presa y que comparte muchas de las variables que afectan al río Alseseca.

Las variables se presentan en cinco diferentes compartimentos considerados por Karr *et al.*, (1986), como principales factores que determinan preponderantemente la calidad del agua.

Se muestran algunos valores de los parámetros asociándolos a un determinado compartimento, dependiendo si corresponde a su hidrología, a la calidad físico- química o biológica del agua, a su productividad o si tienen que ver la hidrología o con la alteración del hábitat.

Se muestran con negritas aquellos parámetros que son considerados como altos o alterados. Se indica por ejemplo que el río presentó alta cantidad de sulfatos, color, alta conductividad, SST, influyendo en una alta turbidez.

En general el agua del río son aguas duras y con alta alcalinidad; con tendencia a un pH alcalino.

Transportan gran cantidad de material orgánico, especialmente nutrientes, reflejándose en un bajo contenido de oxígeno disuelto y la presencia de comunidades biológicas como el lirio y su fauna asociada.

Hay presencia de tóxicos que impactan en la diversidad de organismos, disminuyen el número de especies, el incremento de organismos tolerantes a la contaminación, promueven la bioacumulación y bioconcentración de sustancias tóxicas en la cadena alimenticia.

Por los nutrientes se esperaría que incrementará la biomasa pero al existir tóxicos decrece la productividad pesquera.

La hidrología de este sistema influye en el comportamiento de la presa.

El caudal presentó un promedio de 5.86 m³/s con mínimos de 4 y máximos de 7,7 m³/s, principalmente. Las aportaciones medias anuales de agua se han incrementado substancialmente al pasar de 180.17 a 406.3 millones de m³ en los últimos 20 años.

Ante estos cambios la estructura de hábitat ha sufrido alteraciones como inestabilidad, azolve, contaminación y alteraciones que derivan en cambios ecosistémicos evidentes.

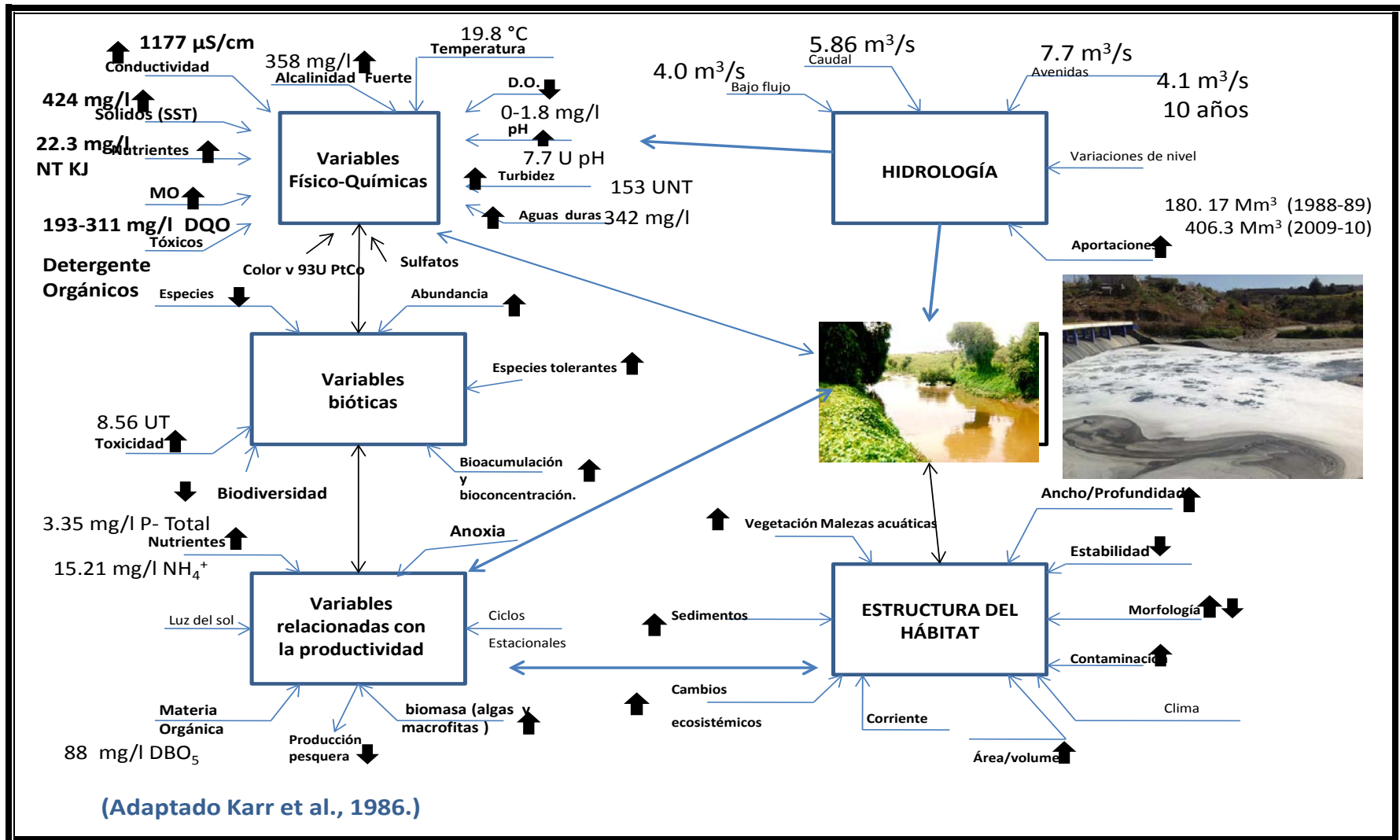


Figura 47. Condiciones ambientales del río Atoyac y su problemática. Fuente: Modificado: Karr, et al., (1986).

A partir de esta descripción, se construyó el mismo diagrama de la interacción de variables para representar las condiciones ambientales de la presa Manuel Ávila Camacho resultando la figura 48.

En el sistema Manuel Ávila Camacho quedó de manifiesto que el problema de la elevada aportación de nutrientes, misma que promueve mayor crecimiento de la maleza acuática con mayor cobertura que en el río, acrecienta otros problemas ambientales y de salud pública como: son la pérdida de agua por evapotranspiración, la presencia masiva de moscos y otros organismos nocivos, así como un efecto en dos sentidos, por un lado, menor penetración de luz, mayor bioacumulación y bioconcentración de tóxicos pero por el otro, el lirio acuático conforman un filtro que retarda la entrada de diferentes sustancias, fenómeno que abate la contaminación de la presa y constituye una zona de amortiguamiento a los pulsos severos de contaminantes.

Aun cuando se disminuye el impacto de la contaminación, la presa no deja de recibir sustancias tóxicas por sus dos tributarios que hacen que la toxicidad se mantenga en los mismos niveles que en los ríos en los que los contaminantes están concentrados. Entre lo que recibe están los detergentes (SAAM), fenoles y sus derivados, compuestos orgánicos volátiles clorados, compuestos orgánicos volátiles no clorados, compuestos orgánicos semivolátiles clorados, compuestos orgánicos semivolátiles no clorados, hidrocarburos poliaromáticos, sulfatos entre otros, muchos de ellos se encuentran en este sistema en concentraciones bajas pero al reaccionar con otras sustancias generan mezclas complejas que como se indicó, se manifiestan con toxicidad en el agua, principalmente en la zona profunda. Como este sistema recibe sustancias orgánicas de diversos giros industriales el color verdadero en la presa alcanza valores de 93 U Pt Co. Indicando la presencia de sustancias disueltas.

Destacó principalmente el Bis-2- (Etilhexil) Ftalato debido a que presentó en los sedimentos, en la biota y en el agua en concentraciones superiores al Criterio Ecológico establecido en México como referencia para la protección de la vida acuática. El Nonilfenol y otros compuestos asociados a los fenoles también están presentes.

Las variables biológicas también están impactadas, asociando los efectos a las sustancias tóxicas y a la eutroficación. La eutroficación de la presa como se verá en otro apartado de los resultados, promueve el incremento de especies tolerantes como las cianofitas que en determinado momento pueden producir toxinas. Signo inequívoco de este proceso es el incremento de la clorofila a que es directamente proporcional al número de células fitoplanctónicas las cuales cuando existen fuertes florecimientos también contribuyen a la sobresaturación de oxígeno a ciertas horas del día pero a la anoxia cuando lo consumen por las noches.

Los embalses al ser un híbrido entre un río y un lago es afectado por los volúmenes de entrada y de salida determinando el tiempo de retención hidráulica el cual en esta presa marca una clara tendencia al incremento en las últimas décadas por el incremento del agua residual que se recibe.

Como se ha tenido un incremento en las aportaciones de agua existe también un incremento en el almacenamiento y a su vez, en otras variables como son la superficie de la presa que se ha incrementado de 1890 a 2056 ha. Del periodo de 1989 al 2010 pasó la presa de 150 a 275 millones de m³ de almacenamiento.

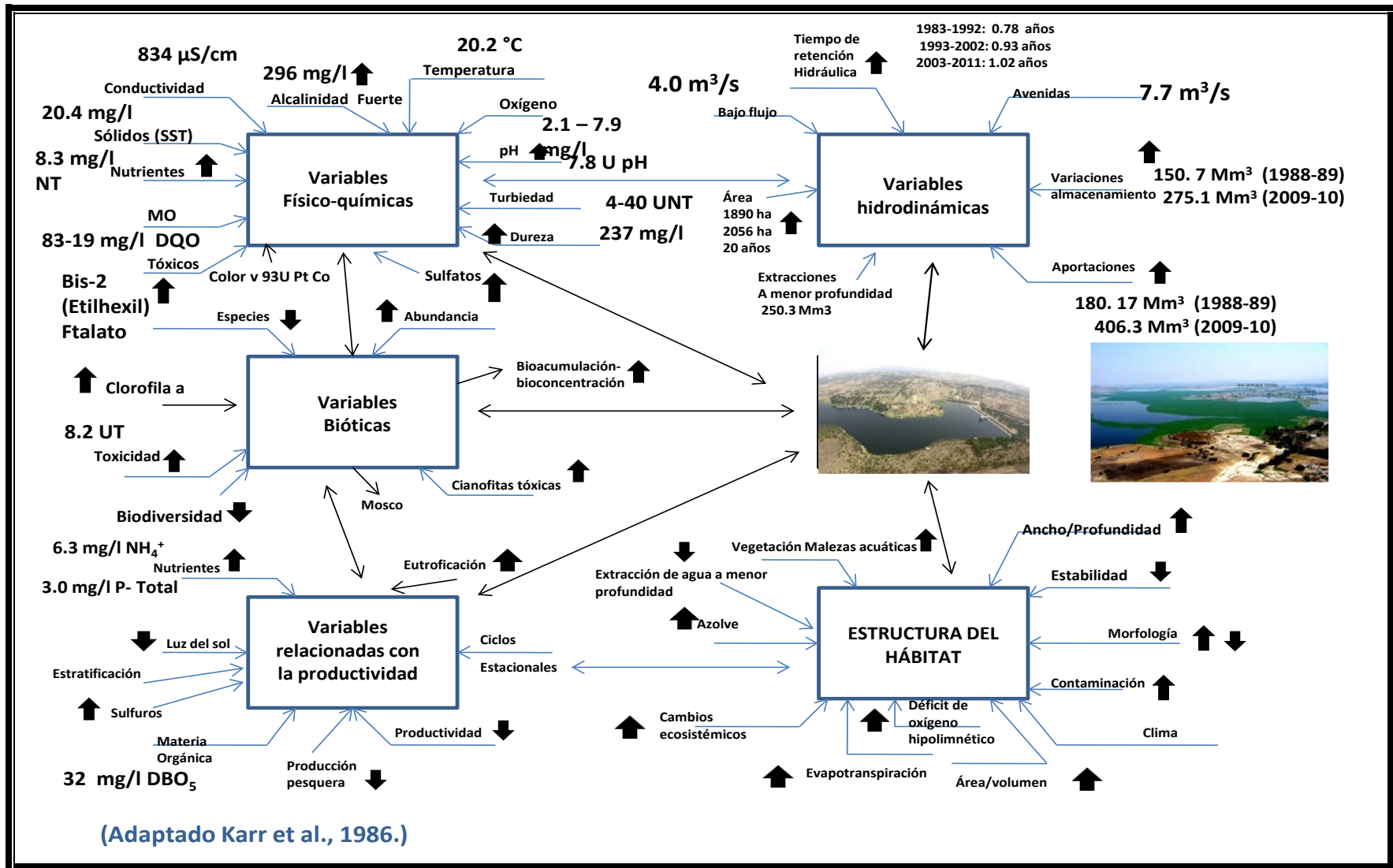


Figura 48. Condiciones ambientales la presa Manuel Ávila Camacho. Fuente: Modificado: Karr, et al., (1986).

El incremento de volumen y el tiempo de retención hidráulico puede derivar en beneficios de contar con agua, no obstante también en otros problemas como son menor mezclado de la columna de agua, presencia de estratificación, creación de una zona hipolimnética con déficit de oxígeno más amplia en el embalse y con ello, por la presencia de sulfatos, el incremento de los sulfuros que se producen por la oxidación de los primeros.

El tiempo de retención hidráulico del periodo 1983 a 1992 fue de 0.78 años, de 1993 al 2002 de 0.93 años y del 2003 al 2011 de 1.02 años. Al almacenar más agua se incrementa la profundidad total en la zona de la cortina y esto provoca que el punto de extracción de agua en la obra de toma quede más abajo promoviendo el recambio de la zona profunda, anóxica, en ocasiones tóxica por los cambios fisicoquímicos que liberan sustancias que se encuentran atrapadas en el sedimento.

A partir de los resultados obtenidos sobre el diagnóstico de la situación actual del embalse, se puede concluir que las fuentes de contaminación determinan la calidad del agua de la presa y el grado de deterioro en el que se encuentra.

Los eventos y circunstancias descritas, provocan cambios en la estabilidad del sistema y promueven cambios ecosistémicos importantes que para mitigarlos, es necesario reducir en primera instancia la carga de contaminantes y llevar a cabo un manejo responsable de la presa acorde con dichas circunstancias. Este estudio pretende contribuir a ambas acciones con información que fundamente la toma de decisiones.

5.7 Metodología para la determinación de la capacidad de asimilación de contaminantes de la presa Manuel Ávila Camacho

5.7.1 Parámetros convencionales y no convencionales

Como fue descrito en el marco teórico en el numeral 2.2 de este trabajo, de acuerdo con los Modelos del Destino de Sustancias Tóxicas del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS, Thomann, R. V., y Salas H. J. (1994), para determinar la concentración de cualquier sustancias en un cuerpo de agua léntico, como un lago o una presa, totalmente mezclados, es posible emplear la ecuación simplificada de Thomann y Di Toro (1983), (7) mencionada en la página 26:

$$C_{T1} = \frac{W_{Ta}}{q + v_T}$$

En donde:

C_{T1} : Concentración de la sustancia en el cuerpo de agua

W_{Ta} : Carga superficial de la sustancia

v_T : Pérdida global neta de la sustancia en la columna de agua

q : Carga hidráulica = $\frac{H}{T_0}$ en la que:

H: Profundidad de la columna de agua

T_0 : Tiempo de residencia hidráulico

Esta expresión asume que la pérdida neta (v_T) de la sustancia incorpora todas las interacciones entre el sedimento y el agua, la atmósfera y el agua, así como todos los procesos de descomposición y degradación.

Dado lo anterior, esta ecuación fue el modelo utilizado para determinar la capacidad de asimilación de los contaminantes más importantes en la presa Manuel Ávila Camacho, empleando la información obtenida a través de los muestreos directos y de los análisis de laboratorio realizados, es decir las condiciones reales que prevalecen actualmente.

La decisión de su empleo se fundamentó por sus bases teóricas y las diferentes posibilidades de aplicación que presenta este modelo, el cual permite simplificar los complejos procesos que se dan en presas como la de Manuel Ávila Camacho que recibe una gran cantidad de contaminantes.

Una de las posibilidades de aplicación más importantes es la se refiere al hecho de que si se propone que la calidad del agua de la presa deba de cumplir con una meta de concentración límite de una determinada sustancia en la columna de agua, se puede

estimar la carga que puede permitirse de esa sustancia, despejando de la ecuación 6, la carga superficial W_{Ta} . En el proceso de este despeje se obtiene en primera instancia la siguiente expresión (8):

$$\frac{C_{T1}}{W_{Ta}} = \frac{1}{q + v_T} \quad \dots$$

La ecuación 7 representa la relación entre la carga hidráulica, la tasa neta de pérdida de la sustancia y la razón entre el aporte de la sustancia de que se trate con respecto a la concentración en el embalse.

Esta expresión es de mucha utilidad en cuanto a que por ejemplo, se puede anticipar que para cuerpos de agua con cargas hidráulicas de $q > 100$ m/año, es decir, que tengan tiempos de retención cortos, la razón entre la carga superficial de la sustancia y la concentración en el embalse, resulta ser relativamente constante para un amplio intervalo de V_T . En tal caso, por ejemplo, el manejo u operación de un embalse que requiere extraer agua por una demanda de uso particular (riego), dominará la tasa de cambio de las sustancias o concentración de la sustancia en la columna de agua y como consecuencia, se producirá la mejora de la calidad del agua a través de la extracción de esa sustancia por el flujo de salida del sistema. En algunas circunstancias este fenómeno podría ser más importante que las interacciones fisicoquímicas por las que disminuye la concentración, tal como la sedimentación, volatilización y biodegradación, entre otras (Thomann, 1984).

Por el contrario, para cuerpos de agua con cargas hidráulicas bajas, es decir, con tiempos de retención hidráulica más largos, se presenta un intervalo de tiempo en el cual la descarga de la sustancia es independiente de V_T .

Ahora bien, como lo que se requiere es estimar la concentración de una determinada sustancia en el cuerpo de agua a partir de una carga superficial permitida o regulada, se puede emplear en su forma (9):

$$W_{Ta} = (q + V_T) C_{T1} \quad (9)$$

Lo importante de esta ecuación es que estima las concentraciones de la sustancia en la columna de agua de la presa variando la carga superficial en el escenario que se quiera debido a que son directamente dependientes.

Esta ecuación es fundamental. Sin embargo, es de hacer notar que se requiere estimar o medir la pérdida global neta (V_T) de la sustancia en la columna de agua.

En este trabajo la forma de hacerlo fue a través de la medición real de los otros términos de la ecuación 8, que se transformó resultando la ecuación (9) de forma que de V_T es (10):

$$V_{T1} = \frac{W_{Ta}}{C_{T1}} - q$$

- La carga superficial (W_{Ta}) se obtuvo multiplicando la concentración medida de cada contaminante a partir de los muestreos y análisis de laboratorio en los tributarios (ríos Atoyac y Alseseca), por el flujo obtenido de los datos del volumen de entrada a la presa medidos por el Distrito de Riego O30, Valsequillo y finalmente dividiendo el resultado, entre el área superficial del cuerpo receptor, obtenida de la curva áreas- capacidades generada también por el distrito de riego correspondiente al periodo 2010-2011.
- La concentración en el embalse (C_{T1}), se obtuvo también a través de los muestreos y análisis realizados dentro del sistema, asimismo,
- La carga hidráulica (q), se calculó obteniendo por separado:
- La profundidad media de la presa (H). Se obtuvo a partir de la relación entre el volumen y la superficie promedio anual de la presa, obtenida a través de la curva áreas – capacidades, correspondiente a los últimos 30 años de donde resultó una profundidad promedio de 10.58 m. Se optó por este periodo con el propósito de obtener el valor más frecuente; y
- El tiempo de retención hidráulica (T_o), estimado a partir de la relación del volumen del embalse y el flujo de salida, también de los últimos 30 años y que corresponda a un valor de 0.893 años.

El proceso anterior se aplicó para aquellos parámetros incluidos en el diagnóstico de calidad del agua que cumplieran con lo siguiente:

Que exista un criterio de calidad del agua nacional (Criterio Ecológico de Calidad del Agua, CECA), concentración de referencia o estándar recomendado internacionalmente para la valoración de la calidad del agua con enfoque ambiental o de Protección de la Vida Acuática. Es importante indicar que se pueden hacer las estimaciones de la capacidad de asimilación para usos del agua como el riego agrícola. En este estudio se consideró al enfoque ambiental y protección de la vida acuática debido a que generalmente cuando se cumplen este tipo de criterios, se protegen también los usos antropocéntricos del agua. No obstante, de no existir los anteriores se utilizaron los del uso agrícola.

Concentraciones promedio o valores máximos (presencia).

Concentraciones en los tributarios (presencia).

El siguiente paso para la determinación de la capacidad de asimilación fue la construcción de hojas electrónicas que permitieron realizar los cálculos en cuatro pasos consecutivos. Como ejemplo se presentan a continuación los cálculos realizados para la DQO:

1. Se calculó la pérdida neta de la sustancia V_{T1} a partir de la ecuación 10:

$$V_{T1} = \frac{W_{Ta}}{C_{T1}} - q$$

DQO						
Tributarios						
Tributarios	Volumen anual, m ³ /año	Volumen anual, %	Concentración (g/m ³)	Carga g/año (Concentración X volumen)	Carga%	Carga superficial g/m ² -año (W _{ta})
Atoyac	254,739,740	86.0	193.352	49,254,438,208	75.0	2,359.90
Alseseca	41,469,260	14.0	404.000	16,753,581,040	25.0	802.71
Total	296,209,000	100.0		66,008,019,248	100.0	3,162.61
Presa Valsequillo						
Área de la presa M ²	Profundidad media, m (H)	Tiempo de residencia hidráulica, años (T ₀)	Carga hidráulica m/año (q=H/T ₀)	Concentración en el cuerpo de agua, g/m ³ (C _{T1})	Pérdida neta de la sustancia m/año (V _t)	
20,871,400	10.6	0.893	11.87	40,609	66.0	

El volumen anual corresponde al volumen total aportado por los ríos Atoyac y Alseseca.

Las concentraciones en los tributarios y en el embalse corresponden a los valores promedio de los cinco muestreos.

Los datos en negritas son los obtenidos en los muestreos y son los que varían para cada parámetro. Las demás variables son constantes

- Se reordenaron los términos de la ecuación 7, para obtener la carga superficial (W_{Ta}) o carga actual (CA) a partir de la (9):

$$W_{Ta} = (q + V_T) C_{T1} \quad (9)$$

DQO				
Presa Valsequillo				
Concentración en el cuerpo de agua, g/m ³ (C _{T1})	q m/año	V _t m/año	Q+ V _t m/año	W _{ta} (Carga Actual) g/m ² -año
40.609	11.87	66.01	77.88	3,162.61

3. Cálculo el Límite Máximo de Descarga (LMD) o Carga Regulada

Para obtener el LMD es necesario contar con el valor de concentración de la DQO que se tenga como Criterio de Calidad del Agua, valor recomendado o estándar al que se quiere llegar como una meta de calidad del agua en el embalse en el corto mediano o largo plazo. Para este ejemplo la Carga Actual o superficial de DQO a la presa Valsequillo fue de 3,162.61 g/m²-año, lo que da como resultado que en la columna de agua de este sistema se presente una concentración promedio de 40.6 mg/l de este parámetro. Para este caso se propuso bajar la concentración de la DQO en la presa Valsequillo de 40.6 mg/l a 20 mg/l que es el límite superior del intervalo de concentración que la CONAGUA tiene como indicador de buena calidad del agua. Es entonces que se necesita disminuir la carga superficial actual la cual se calculó sustituyendo la concentración que actualmente presenta la DQO en la presa (40.6 mg/l) por los 20 mg/l que se quiere tener como concentración de calidad del agua regulada o meta y que se denominaría como Límite Máximo de Descarga. El cálculo obtenido fue el siguiente:

DQO				
Presa Valsequillo				
Concentración en el cuerpo de agua, g/m ³ (C _{T1})	q m/año	v _T m/año	q + v _T m/año	Wta, Carga Regulada o LMD g/m ² -año
20.0000	11.87	66.0	77.88	1,557.59

El resultado indica que para que la presa Valsequillo pueda tener una concentración de DQO de 20 mg/l en la columna de agua, es necesario disminuir la carga de este contaminante de 3,162.61 a 1, 556.59 g/m²-año que representa una reducción del 50.27% de la Carga Superficial Actual.

4. Se calculó la capacidad de asimilación o Carga Total Máxima (CTM) a partir de la expresión:

$$CTM = LMD - CA \quad \dots (13)$$

Donde:

CTM: Capacidad de Asimilación o Carga total máxima

LMD: Límite Máximo de Descarga o Carga de Contaminante Regulada

CA: Carga Actual de contaminantes o Carga Superficial de Contaminante

Substituyendo:

$$CTM = 1,557.59 \text{ g/m}^2\text{-año} - 3,162.61 \text{ g/m}^2\text{-año}$$

La Carga Total Máxima o Capacidad de Asimilación de la DQO en la presa Valsequillo resultó que es de:

CTM= -1,605.0 g/m²-año o - 91,777.973 kg/d o - 91.8 Ton/día

El valor negativo significa que está rebasada la Capacidad de Asimilación de la presa Valsequillo para DQO. La Carga superficial de los dos tributarios no debe ser superior 1,557.59 g/m²-año. Actualmente se rebasa ese valor 50.27%, Tabla 31.

De la misma forma, si se quisiera disminuir aún más la concentración de la DQO en el embalse a 10 mg/l que es una calidad excelente, el Límite Máximo de Descarga sería de 778.79 g/m²-año valor que actualmente se está rebasando en 75.37%. La Capacidad de Asimilación es de -2,383.8 g/m²-año o lo que es lo mismo, están descargando 136.3 Ton de DQO al día por arriba del valor regulado. Se realizaron los mismos cálculos a diez parámetros convencionales, Demanda Química de Oxígeno (DBO₅), Grasas y Aceites, Nitrógeno como N-NH₃, Nitrógeno Total (NT), Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM) y Sólidos Suspendidos Totales (SST). Asimismo para dos compuestos orgánicos el Bis-2-(Etilhexil) Ftalato y el Nonilfenol.

Tabla 31. Capacidad de asimilación de la presa Manuel Ávila Camacho para 10 parámetros de calidad del agua, columnas (13) y (14).

1.Parámetro/v variable	2	3	4	5	6	7
DQO	222.8	180,844	40.6	66.0	3,162.6	20.0
DBO ₅	102.71	83,355	8.17	166.5	1,457.7	6.0
Grasas y aceites	15.16	12,307	8.65	13.0	215.23	5.0
N-NH ₃	16.82	13,649	5.79	29.4	238.7	1.0
N _T	28.04	22,754	9.94	28.2	397.9	0.75
P _T	3.97	3,222	2.68	9.2	56.35	0.03
SST	381.33	309,458	17.7	293.9	5,411.8	15.0
SAAM	2.90	2,351	0.31	122.5	41.1	0.20
Bis-(2-Etilhexil) Ftalato	0.01307	10.61	0.01815	-1.6	0.19	0.016
Nonilfenol	0.01683	13.66	0.0018	120.8	0.24	0.001

1.Parámetro/ variable	7	8	9	10	11	12	13	14
DQO	20.0	10.0	1,557.59	778.79	-50.7	-75.4	-91.7	-136.3
DBO ₅	6.0	3.0	1,070.27	535.14	-26.58	-63.29	-22.15	-52.75
Grasas y aceites	5.0	5.0	124.4	124.4	-42.20	-42.20	-5.19	-5.19
N-NH ₃	1.0	0.06	41.21	2.47	-82.74	-98.96	-11.29	-13.51
N _T	0.75	0.45	30.02	18.01	-92.45	-95.47	-21.04	-21.72
P _T	0.03	0.01	0.63	0.21	-98.88	-99.63	-3.19	-3.21
SST	15.0	10.0	4,586.29	3,057.52	-15.25	-43.50	-47.20	-134.6
SAAM	0.20	0.10	26.87	13.43	-34.64	-67.32	-0.8143	-1.58
Bis-2- (Etilhexil) Ftalato	0.016	0.0094	0.16	0.10	-11.85	-48.21	-1.3 kg/día	-5.1 kg/día
Nonilfenol	0.001	0.0010	0.13	0.13	-44.44	-44.44	-6.07 kg/día	-6.07 kg/día

Donde:

1	Parámetro	2	Concentración en tributarios en g/m ³
3	Carga en g/año	4	Concentración en presa Valsequillo en g/m ³
5	Pérdida neta (V _T) en el embalse en m/año	6	Carga superficial (WTa) en g/m ² -año. Carga Actual (CA)
7	Primera meta de calidad g/m ³ (mg/l)	8	Segunda meta de calidad g/m ³ (mg/l)
9	Límite Máximo de Descarga (LMD) en g/m ² -año. Meta 1.	10	Límite Máximo de Descarga (LMD) en g/m ² -año. Meta 2.
11	Porcentaje de remoción requerido. Meta 1 indicada con el numeral 10 de esta tabla.	12	Porcentaje de remoción requerido. Meta 2 indicada con el numeral 10 de esta tabla.
13	Capacidad de asimilación en Ton/día o kg/día para Meta 1	14	Capacidad de asimilación en Ton/día o kg/día para Meta 2

Para cada uno de estas variables se obtuvo las concentraciones medidas en los tributarios y en el embalse, la carga, la carga superficial o carga actual, la pérdida global

neta en la columna de agua, el Límite Máximo de Descarga (o carga Regulada) y la Capacidad de Asimilación en la presa considerando una o dos metas de calidad objetivo por contaminante. Asimismo, los porcentajes en que se rebasa los Límites Máximos de Descarga de las dos metas objetivos planteados a cumplir para mejorar la calidad del agua de la presa. Los resultados obtenidos por parámetro se citan también en la tabla 31.

Con el propósito de interpretar estos resultados, algunas de las variables de la tabla 31 se representaron de forma gráfica en la figura 48.

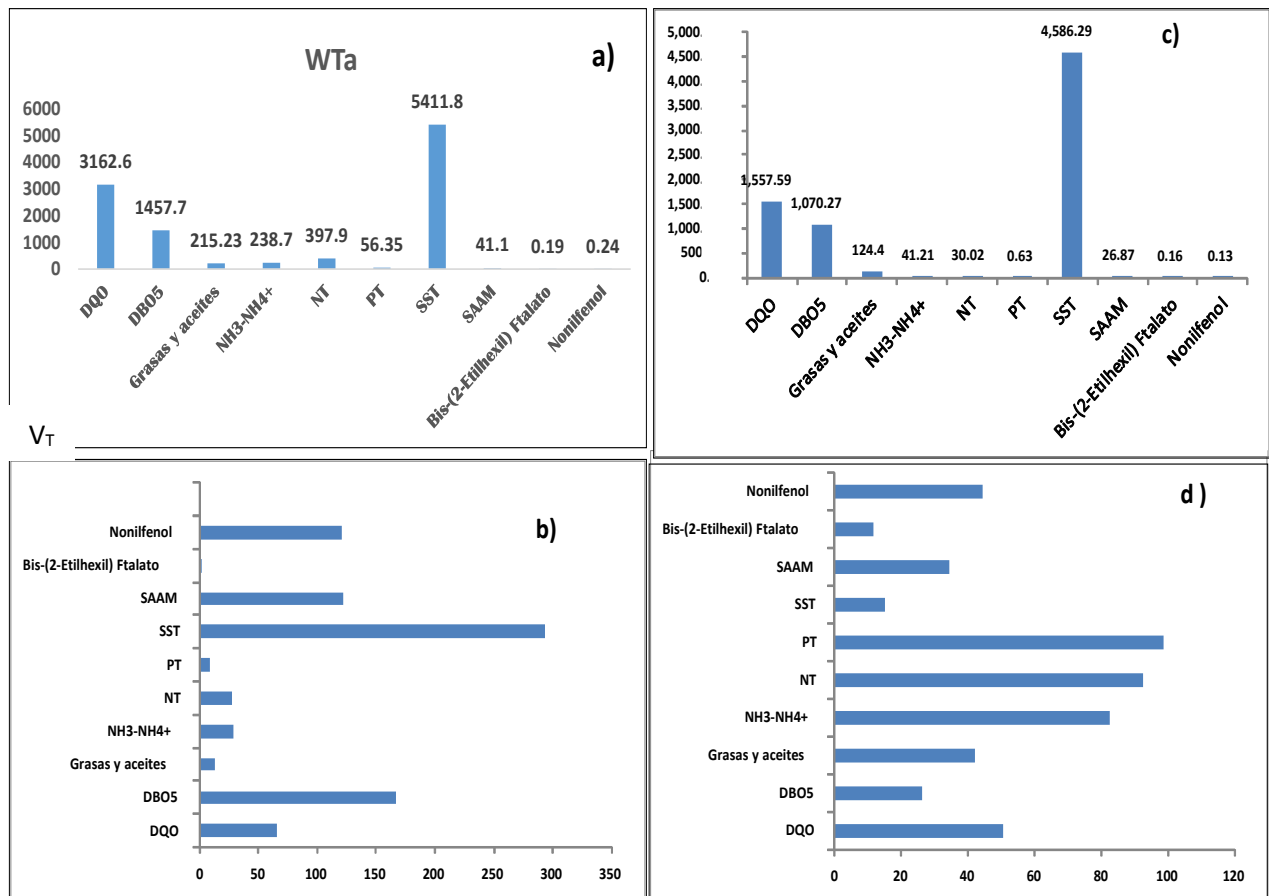


Figura 48 Bis. (a) Carga actual (WTa, g/m²-año), (b) Pérdida neta de los contaminantes (V_T, m/año), (c) Límites Máximos de Descarga (LMD, g/m²-año) y (d) Porcentajes de reducción para alcanzar la primera meta objetivo para 10 parámetros de calidad del agua en la presa Manuel Ávila Camacho.

Se puede observar que la mayor carga superficial de contaminantes aportada a la presa está representada por los SST, la DQO, DBO₅, seguidos del nitrógeno total, el nitrógeno de amonio-amoniaco, las grasas y aceites, el fósforo total, los detergentes y los compuestos orgánicos (ver figura 48, a).

De forma esperada, las tasas de pérdida más altas corresponden a los SST y la DBO₅, por la sedimentación del primero y la biodegradación de la segunda y como parte de las mismas partículas. Además tiene mucho que ver la masa vegetal de lirio acuático

presente en el embalse que también influye en el decaimiento de los nutrientes (ver figura 48, b).

La tasa de decaimiento del Nonilfenol también es de las más altas pero también esperada. Se ha documentado que cuando este compuesto llega al agua, se adsorbe fuertemente a sedimentos y sólidos en suspensión. Además, con base en su constante de la ley Henry, se espera también que la volatilización de la superficie del agua sea un proceso importante, lo que no ocurre con el Bis-(2-Etilhexil) Ftalato que es levemente volátil.

La vida media de volatilización del Nonilfenol, estimadas para un río y uno de un lago, fueron de 1.1 y 17 días, respectivamente. No obstante esta pérdida por volatilización de la superficie de agua, la permanencia en el sistema es compensada por la adsorción de sólidos en suspensión y sedimentos en la columna de agua (National Center for Biotechnology Information, U.S. National Library of Medicine, 2012).

En la figura 48 (c), se muestra los Límites Máximos de Descarga calculados para la primera meta. Los límites están correlacionados a los límites de restricción que corresponden a los parámetros que tienen mayor carga de aportación actual.

En la misma figura 48 (d), se presentan los porcentajes de reducción de los contaminantes para alcanzar la meta 1.

Destacan los nutrientes por ser los porcentaje más altos, por arriba del 80%, posiblemente porque son metas restrictivas para estos parámetros.

Llama también la atención que los SST aun cuando es la carga aportada más grande, se requieren reducir la aportación en la primera etapa únicamente 15% y en la segunda 43.5% debido a que la tasa de decaimiento, V_T , es muy grande dentro del embalse.

Lo anterior nuevamente se explica debido a la sedimentación y a la presencia del lirio acuático, lo que no se observa con los nutrientes como habría de esperarse. Los sólidos pueden ser atrapados por las raíces del lirio o incluso estas plantas flotantes disminuyen la velocidad de la corriente entrante al embalse y propician la sedimentación. Los nutrientes, requieren ser absorbidos por las raíces debido a que están en la fase soluble.

En la tabla 32, se presenta las mismas variables para otro grupo de 15 parámetros, cianuro, bario, Níquel, selenio, litio, vanadio, zinc, N-Nitritos, manganeso, fluoruros, boro, fierro sulfuros, cloruros y sulfatos.

El análisis conjunto de estos quince parámetros de calidad de agua de la presa muestra aspectos interesantes y útiles del modelo utilizado.

Tabla 32. Capacidad de asimilación de la presa Manuel Ávila Camacho para 15 parámetros de calidad del agua, columnas (13) y (14).

1.Parámetro / variable	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Cianuros	0.01	5.68	0.004	12.99	0.10	0.005	0.12	25	1.42
Bario	0.01	8.12	0.11	-10.55	0.14	1	1.3	817.43	66.34
Níquel	0.01	10.66	0.01	14.79	0.19	0.2	5.33	2,757	294.01
Selenio	0.02	15.31	0.02	4.88	0.27	0.008	0.13	-50.0	-7.65
Litio	0.05	38.24	0.02	20	0.67	2.5	79.62	11,805	4.51 ton/d
Vanadio	0.06	52	0.05	5.98	0.91	0.1	1.78	96.08	49.96
Zinc	0.07	52.91	0.18	-6.70	1.06	1	5.86	452.53	253.03
N-Nitritos	0.17	139	0.16	3.74	2.43	0.06	0.94	-61.54	- 85.56
Manganeso	0.21	170.4	0.24	0.78	2.98	0.2	2.52	-15.25	-25.99
Fluoruros	0.42	342.9	0.4	3.07	6	1	14.92	148.76	510.04
Boro	0.48	391.5	0.29	11.76	6.85	0.7	16.53	141.38	553.54
Fierro	1.09	884.7	0.33	34.62	15.47	1	46.46	200.3	1.77 ton/d
Sulfuros	7.6	6,167	2.02	41.59	107.84	0.05	2.67	-97.52	-6.01 ton/d
Cloruros	103.2	83,735	59.3	12.83	1,464	150	3,702	152.81	127.96 ton/d
Sulfatos	147.1	119,343	73.8	16.45	2,087	500	14,149	577.91	689.69 ton/d

Donde:

1	Parámetro	2	Concentración en tributarios en g/m ³
3	Carga Actual en Ton/día	4	Concentración en presa Valsequillo en g/m ³
5	Pérdida neta (V _T) en el embalse en m/año	6	Carga superficial (W _{Ta}) en g/m ² -año
7	Meta de calidad g/m ³ (mg/l)	8	Límite Máximo de Descarga (LMD) en g/m ² -año. Meta 1.
9	Porcentaje disponible que puede aceptar el embalse o de remoción requerido. Meta 1	10	Capacidad de asimilación en kg/día a menos que se indique otra unidad para la Meta 1. Un valor negativo significa que se rebasa la capacidad del sistema; un valor positivo existe disponibilidad.

En principio destaca que los sulfatos, cloruros y sulfuros, presentan en proporción con los otros parámetros altas cargas superficiales (Fig. 49 a). Los cloruros pueden ser liberados a partir de suelos y rocas calcáreas sedimentarias. El sulfato (SO₄) se encuentra en casi todas las aguas naturales incluso es uno de los principales constituyentes disueltos en la lluvia. La mayor parte de los compuestos sulfatados se originan de forma natural a partir de la oxidación de las menas de sulfato, sin embargo, también por la existencia de residuos industriales como los que prevalecen en la cuenca alta del Atoyac tal como tenerías, papeleras, textileras, de ácido sulfúrico y del metal. Los sulfatos también son producto de la oxidación de los sulfuros (H₂S), así como estos últimos son producto de la reducción bacteriana de los sulfatos. Los sulfuros son producto principalmente por la descomposición de material orgánico como algas pero además es producido por tenerías e industrias como la química, petroquímica y de papeleras.

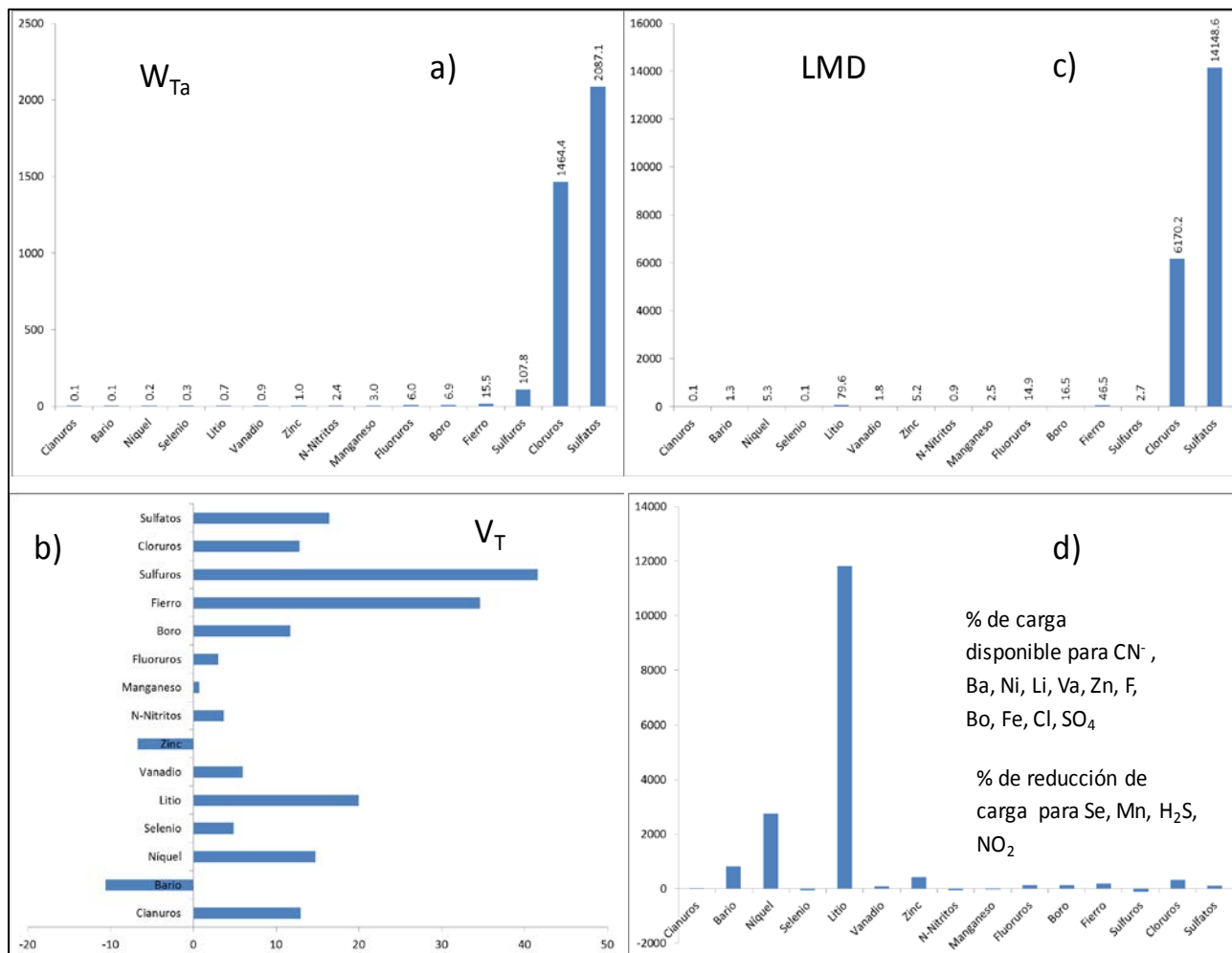


Figura 49. (a) Carga actual (WTa, g/m²-año), (b) Pérdida neta de los contaminantes (V_T, m/año), (c) Límites Máximos de Descarga (LMD, g/m²-año) y (d) Porcentajes de carga disponible o de reducción para alcanzar la meta objetivo para 15 parámetros de calidad del agua en la presa Manuel Ávila Camacho.

No obstante estas fuentes, tanto los sulfatos como los cloruros no rebasan el límite máximo de descarga determinado a partir de las concentraciones máximas establecidas a no ser rebasadas en el sistema de 500 y 150 mg/l (metas), respectivamente (Tabla 32 columna 7 y 8).

Al no rebasar el Límite Máximo de Descarga y por tanto la capacidad de asimilación del sistema, existe entonces una disponibilidad de carga de un 577.9 % y 152.8% (Tabla 32 columna 9 con signo positivo +) para sulfatos y cloruros, correspondientes a 689.7 y 127.96 toneladas al día (Tabla 32 columna 10), respectivamente.

Caso contrario sucede con los sulfuros que se sobrepasa el límite máximo de descarga y por lo tanto el embalse no tiene capacidad de asimilación (valor negativo) y se requiere disminuir la carga 97.5% (Tabla 32 columna 9) correspondiente a 6.0 toneladas al día (Tabla 35 columna 10). De esta situación se desprende que los sulfuros son un buen indicador de condiciones de deterioro de calidad del agua en el sentido de que este se produce por la descomposición de materia orgánica y en condiciones anóxicas que prevalecen en el sistema, producto de la contaminación por materia orgánica y nutrientes,

además de las aportaciones de tenerías, químicas, petroquímicas y papeleras presentes en la cuenca adyacente.

Los otros componentes que rebasan la capacidad de asimilación del sistema, son los nitritos, el manganeso y el selenio de los que se requiere una reducción de la carga de 61.5, 15.25 y 50% (Tabla 32 columna 9 con signo negativo), respectivamente. Cabe mencionar que estos tres parámetros tienen una pérdida neta dentro del sistema bajas de 4.9 % para el selenio, 0.78 del manganeso y 3.74 % de los nitritos (tabla 32 columna 5; figura 50 b).

Es relevante mencionar que de acuerdo con McNeely (1979), el manganeso se precipita en un ambiente oxidante (en presencia de ciertos microorganismos), lo que no ocurre normalmente en la presa debido a que existe una demanda muy alta de oxígeno para degradar la materia orgánica; además las sales de manganeso que se forman con los nitratos, sulfatos y cloruros, son altamente solubles en agua mientras se oxidan, lo que explica una casi nula tasa de pérdida de la columna de agua.

El selenio es producido por una amplia variedad de procesos productivos como la industria electrónica para la manufactura de celdas fotoeléctricas, en la producción de acero, manufactura de pinturas, fotografía, serigrafía, vulcanización de caucho, cables eléctricos y la preparación de algunos insecticidas. El selenio no es soluble en agua y su concentración en la columna de agua depende de los sólidos suspendidos a los que se adsorben y precipitan, sin embargo, McNeely (1979), menciona que existen compuestos que son solubles en agua como los selenitos (SeO_3^{2-}) y selenatos (SeO_4^{2-}), evidenciando de posibilidad de su presencia en la columna de agua de la presa, por la baja pérdida neta que se presenta.

La estimación de la capacidad de asimilación mediante el modelo aplicado, muestra que se tienen pérdidas netas de zinc y bario negativas, indicando que pudieran existir otras fuentes de aportación no identificadas debido a que la carga actual contabilizada de estos elementos, a través de los tributarios, no es suficiente para explicar la concentración actual en la presa. Esta es otra posibilidad de uso de la ecuación empleada.

De la figura 49 (b) destaca la tasa de pérdida de los sulfuros debido a que son muy inestables al ser dependientes del pH. En pH ácido (5), el 99% está como H_2S y cuando el agua es cercana a 9, el 99% está como ión hidrosulfuro (HS^-) e ion sulfuro $\text{S}^{=}$. Lo que hace variar más su concentración es la presencia de oxígeno disuelto. Este hecho es una muestra más que la masa de agua está mezclada la mayoría del tiempo debido a que si no fuera así, los sulfuros no pasarían a sulfatos y la presa presentaría olores más fuertes y por más tiempo a ácido sulfhídrico (huevo podrido). Por el contrario, existe una tasa de pérdida superior al 40%. El sulfuro de hidrógeno es un compuesto gaseoso altamente peligroso y su toxicidad incrementa cuando el pH decrece a pH ácidos cuando está presente en mayor proporción.

En la tabla 33 se presentan las metas de calidad seleccionadas a partir de las fuentes consultadas.

Tabla 33. Metas de calidad del agua empleadas para la determinación de la capacidad de asimilación.

Parámetro (mg/l)	Meta1	Fuente	Meta 2	Fuente
DQO	20.0	CONAGUA(2012)	10	CONAGUA(2012)
DBO ₅	6.0	CONAGUA(2012)	3	CONAGUA (2012)
Grasas y aceites	5.0	CONAMA (2008)	5	CONAMA (2008)
N- NH ₃	1.0	OGTG (1991)	0.06	SEDUE-CECA (1989). Vida acuática
N _T	0.75	CONAMA (2008), Estado mesotrófico.	0.45	CONAMA (2008), Estado oligotrófico.
P _T	0.01	CONAMA (2008), Estado mesotrófico	0.03	CONAMA (2008), Estado oligotrófico.
SST	15.0	Nisbet y Vernaux (1970). Calidad excelente	10.0	Nisbet y Vernaux (1970). Situación Normal
SAAM	0.2	CONAMA (2008), criterio de calidad muy buena	0.1	CONAMA (2008), criterio de calidad: buena
Bis-2-(Etilhexil) Ftalato	0.016	CEQG (2002). Vida Acuática	0.0094	SEDUE-CECA (1989). Vida acuática
Nonilfenol	0.001	CEQG (2002). Vida Acuática	0.001	SEDUE-CEQG (2002). Vida Acuática
Cianuros	0.01	SEDUE-CECA (1989)	Sólo se realizó el cálculo para una sola meta.	
Bario	1	OGTG (1991)		
Níquel	0.2	CONAMA (2008)		
Selenio	0.008	SEDUE-CECA (1989)		
Litio	2.5	CANADÁ		
Vanadio	0.1	CEQG (2002). Vida Acuática		
Zinc	1.0	CONAMA (2008)		
N-Nitritos	0.06	CONAMA (2008)		
Manganeso	0.2	CEQG (2012)		
Fluoruros	1.0	SEDUE-CECA (1989)		
Boro	0.7	SEDUE-CECA (1989) Riego agrícola		
Fierro	1.0	SEDUE-CECA (1989)		
Sulfuros	0.05	CONAMA (2008), criterio de calidad muy buena		
Cloruros	250	CONAMA (2008)		
Sulfatos	150	CONAMA (2008), criterio de calidad muy buena		

El modelo también se puede utilizar para generar una curva de carga-respuesta que es una herramienta fundamental para la toma de decisiones debido a que muestra la carga actual con la correspondiente concentración que se presenta la columna de agua, además, se puede visualizar la disminución de carga externa que se requiere para llegar a una o varias metas de calidad del agua en el cuerpo receptor. A través de estas simulaciones, se puede establecer la relación entre la eficacia de los diversas estrategias de disminución de la carga y el resultado esperado. En la figura 50 se presenta la curva de carga-respuesta obtenido para la DQO en la presa Manuel Ávila Camacho. Esta es una curva típica para un modelo lineal en estado estacionario como el utilizado.

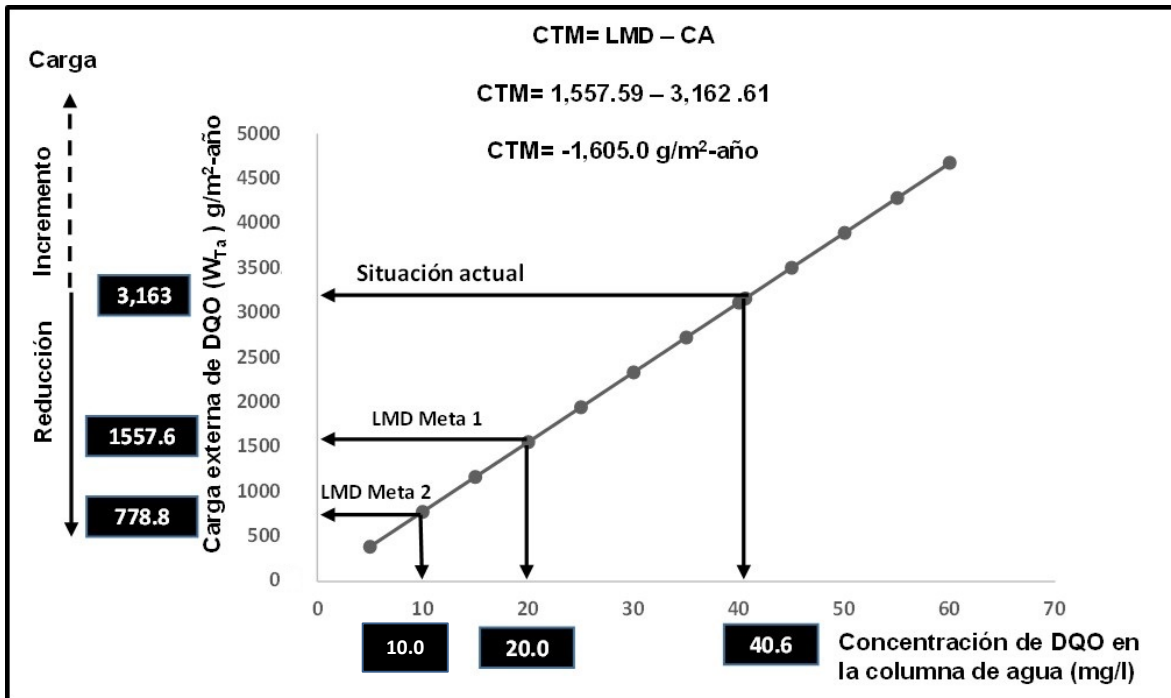


Figura 50. Curva carga - respuesta de la DQO para la presa Manuel Ávila Camacho

En esta misma figura, se muestra los límites máximos de descarga (LMD) permitidos para lograr dos metas de calidad de agua correspondientes a las concentraciones deseadas en la columna de agua de 20 y 10 mg/ de DQO en el embalse. Por el contrario si la carga aumenta la concentración en la presa aumentará también.

Asimismo, se presenta la Carga Total Máxima o Capacidad de Asimilación (CTM) de acuerdo a la ecuación que es el resultado de la diferencia del Límite Máximo de Descarga (LMD) y la Carga Actual (CA):

$$CTM = LMD - CA \quad \dots (13)$$

En la tabla 34 se presentan las ecuaciones lineales que permiten construir las curva para los 25 parámetros de calidad del agua considerados en este estudios.

Posteriormente se comparó la carga aportada a la presa, obtenida por los estudios de clasificación tanto del río Atoyac como del Alseseca, así como los porcentajes de reducción de contaminantes para la presa, con el propósito de identificar semejanzas y diferencias. El resultado se presenta en la tabla 35.

Tabla 34. Ecuaciones lineales de las curvas carga-respuesta para 25 parámetros de calidad del agua evaluados en la presa Manuel Ávila Camacho.

DQO	$W_{Ta} = 77.88C_{T1}$
DBO ₅	$W_{Ta} = 178.38C_{T1}$
Grasas y aceites	$W_{Ta} = 24.88C_{T1}$
N-NH ₃	$W_{Ta} = 41.21C_{T1}$
N _T	$W_{Ta} = 40.03C_{T1}$
P _T	$W_{Ta} = 21C_{T1}$
SST	$W_{Ta} = 305.75C_{T1}$
SAAM	$W_{Ta} = 134.35C_{T1}$
Bis-(2-Etilhexil) Ftalato	$W_{Ta} = 10.22C_{T1}$
Nonilfenol	$W_{Ta} = 132.68C_{T1}$
Cianuros	$W_{Ta} = 24.84C_{T1}$
Bario	$W_{Ta} = 1.3C_{T1}$
Níquel	$W_{Ta} = 26.64C_{T1}$
Selenio	$W_{Ta} = 16.73C_{T1}$
Litio	$W_{Ta} = 31.85C_{T1}$
Vanadio	$W_{Ta} = 17.83C_{T1}$
Zinc	$W_{Ta} = 5.15C_{T1}$
N-Nitritos	$W_{Ta} = 15.59C_{T1}$
Manganeso	$W_{Ta} = 12.62C_{T1}$
Fluoruros	$W_{Ta} = 14.92C_{T1}$
Boro	$W_{Ta} = 23.61C_{T1}$
Fierro	$W_{Ta} = 46.46C_{T1}$
Sulfuros	$W_{Ta} = 53.44C_{T1}$
Cloruros	$W_{Ta} = 24.68C_{T1}$
Sulfatos	$W_{Ta} = 28.3C_{T1}$

Tabla 35. Comparativo de cargas actuales y reducción de contaminantes

Parámetros	Río Atoyac y Alseseca					Presa Manuel Ávila Camacho			
	Reducción de la carga con respecto a la carga actual								
	Carga actual kg/d	Etapa 1 %	Etapa 2 %	Etapa 3 %	Total	Carga actual kg/d	Meta 1 %	Meta 2 %	Diferencia
Grasas y aceites	80,820	91.1	1.08	1.4	93.6	12,307.	42.20	42.20	(-) 51.4
SST	68,643	44.0	15.5	14.2	73.7	309,458	15.25	43.50	(-) 30.2
DBO ₅	85,110	53.5	20.1	15.4	89.1	83,354	26.58	63.29	(-) 25.81
Nitrógeno total	16,443	12.2	36.9	33.8	82.9	22,754	92.45	95.47	(+) 9.5
Fósforo total	2,794	0.0	17.2	68.0	85.3	3,222	98.88	98.96	(+) 16.1
SAAM	2,224	0.0	57.3	40.2	97.5	2,351	34.64	67.32	(-) 30.18
DQO	171,637	0.0	64.5	24.4	88.9	180,844	50.7	75.4	(-) 13.5
N-NH ₃	12,022	0.0	80.0	17.7	97.7	13,649	82.74	98.96	(+) 1.26
Fenoles	16.00	0.0	0.0	68.8	68.8	10.6	ND	ND	-
Etilbenceno	4.97	0.0	-0.1	0.8	0.7	ND	ND	ND	-
Bis-(2-Etilhexil) Ftalato	14.98	0.0	70.6	19.1	89.8	10.6	11.85	48.21	(-) 41.59
Dietilftalato	6.4	0.0	1.1	65.4	66.5	4.46	ND	ND	-
2,4 Dimetilfenol	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1.41	ND	ND	-
2-Nitrofenol	0.57	0.0	0.2	74.7	74.8	ND	ND	ND	-
2,4,6 triclorofenol	0.0001	0.0	0.6	0.3	0.9	2.17	ND	ND	-
2,4 Dinitrotolueno	0.002	0.0	59.7	0.1	59.9	ND	ND	ND	-
2,6 Dinitrotolueno	0.0001	0.0	0.6	0.3	0.9	ND	ND	ND	-
Fluoranteno	0.007	0.0	0.6	0.3	0.9	ND	ND	ND	-
Hexaclorociclopentadieno	0.001	0.0	67.6	23.5	91.0	ND	ND	ND	-

Tabla 35. Comparativo de cargas actuales y reducción de contaminantes (Continuación)

Parámetros	Río Atoyac y Alseseca					Presa Manuel Ávila Camacho			
	Reducción de la carga con respecto a la carga actual (%)								
	Carga actual kg/d	Etapa 1 %	Etapa 2 %	Etapa 3 %	Total	Carga actual kg/d	Meta 1	Meta 2	Diferencia
Pentaclorofenol	0.0003	0.0	0.0	56.1	56.1%	ND	ND	ND	-
Bis (2-Cloroisopropil) Eter	0.02	0.0	32.1	0.0	32.1%	ND	ND	ND	-
Tricloroeteno	0.003	0.0	0.6	0.3	0.9	ND	ND	ND	-
Bifenilos policlorados	0.003	0.0	0.0	69.8	69.8	ND	ND	ND	-
Cloruro de metilo	0.168	0.0	25.4	19.0	44.4	ND	ND	ND	-
Cloruro de vinilo	1.5330	0.0	35.3	0.8	36.2	ND	ND	ND	-
1,2 Diclorobenceno	0.490	0.0	0.0	0.0	0.0	ND	ND	ND	-
Nitrobenceno	14.741	0.0	1.9	0.2	2.1	ND	ND	ND	-
2,4,-Diclorofenol	-	-	-	-	-	1.41	ND	ND	-
Nonilfenol	-	-	-	-	-	13.66	44.44	44.44	-
Sulfuros	-	-	-	-	-	6167	97.52	97.52	-
Selenio	-	-	-	-	-	15	50	50	-
N-Nitritos	-	-	-	-	-	139	61.5	61.5	-

De esta información se puede mencionar que:

-Existieron diferencias muy grandes en las cargas de grasas y aceites, así como SST. La diferencia tiene que ver en que la carga actual medida en este estudio es muy inferior a los estudios de clasificación.

-A pesar de haberse medido en momentos diferentes existen coincidencias fuertes entre DQO, DBO₅, fósforo, detergentes (SAAM), N-NH₃, Bis-(2-Etilhexil) Ftalato y 2,4 Dimetilfenol. Son valores cercanos los de nitrógeno total, fenoles, Dietilftalato.

-En este estudio no se detectaron a 14 compuestos orgánicos que se identificaron en los estudios de clasificación y que son regulados por la Declaratoria. Dichos compuestos son: Etilbenceno; 2-Nitrofenol; 2,4 Dinitrotolueno; 2,6 Dinitrotolueno; Fluoranteno; Hexaclorociclopentadieno; Pentaclorofenol; Bis (2-Cloroisopropil) Eter; Tricloroeteno; Bifenilos policlorados; Cloruro de metilo; Cloruro de vinilo; 1,2 Diclorobenceno; Nitrobenceno

-En la determinación de la capacidad de asimilación de la presa Valsequillo se identificaron en cantidades importantes a los sulfuros, Nonilfenol, selenio y nitritos, lo que no fue detectado por los estudios de clasificación.

-Existen diferencias entre los porcentajes de reducción de contaminantes para no rebasar la capacidad de asimilación. Son superiores en las declaratorias en SST (30%), DBO₅ (26%), SAAM (30%), DQO (13.5%) y Bis-(2-Etilhexil) Ftalato (42%). Estas diferencias demuestran la veracidad o confirman la hipótesis planteada en este estudio que indica que "La disminución entre un 50 y 80% de la carga de contaminantes aportada a la presa Manuel Ávila Camacho, sería suficiente para no rebasar la capacidad de asimilación de este sistema", siendo que para estos parámetros se determinó que es necesario reducir la carga en DBO₅ en 63%, SAAM 67%, DQO 75% y Bis-(2-Etilhexil) Ftalato 48%.

-La condición anterior no se cumplió para tres parámetros debido a que los porcentajes de reducción de este estudio en la presa fueron superiores a los estudios de clasificación llevados a cabo en los ríos aportadores. Los tres parámetros coincidieron en ser nutrientes y fueron el nitrógeno total (95%), fósforo total (99%) y el N-NH₃ (99%).

-Así, con excepción de los nutrientes, nitrógeno y fósforo total, el N-NH₃ y los sulfuros que tiene porcentajes de reducción por arriba del 95%, todos los demás contaminantes requieren ser removidos entre un 25 y 76%. La explicación a este fenómeno es que los cuatro tienen también su origen dentro de la presa. El nitrógeno por la descomposición de la materia orgánica, el fósforo y el sulfuro por la aportación del sedimento.

-La reducción de nutrientes tan alta es debido a que las metas de calidad son muy exigentes debido a que las afectaciones provocadas por la eutroficación del embalse son provenientes de concentraciones muy bajas para el fósforo y el nitrógeno, así como para el N-NH₃ que en su forma no ionizada es muy tóxico. La problemática de los sulfuros se ve incrementada por las condiciones anóxicas del fondo y sus presencia en los desechos industriales de la cuenca.

-A pesar de haberse detectado compuestos orgánicos en todos los estudios, su presencia es variable y generalmente tienden a disminuir relativamente rápido a niveles no detectables con excepción del Bis-(2-Etilhexil) Ftalato que se encuentra en agua,

sedimento y biota. No obstante lo anterior, la toxicidad medida en el fondo de la presa puede ser una indicación a niveles traza o ser producto de las mezclas de estos compuestos o son parte de la respuesta de la gran cantidad de sulfuros que se encuentran en concentraciones que rebasan la capacidad de asimilación de este sistema.

-Los parámetros tradicionales son buenos indicadores del seguimiento de la calidad del agua en este sistema. Son una medida objetiva de valorar las acciones de reducción de contaminantes en la cuenca. Particularmente importantes son la DQO y el Carbono Orgánico Total que están asociados con la presencia de sustancias orgánicas, especialmente el COT con hidrocarburos, compuestos fenólicos, aminas aromáticas, entre otras (Thomas y Theraulaz, 2007).

-El COT no fue incluido en esta evaluación debido a que no se tiene un criterio desarrollado para ser regulado. No obstante, se determinó que se aportan 36,422 kg/día a la presa lo que representa concentraciones promedio de 16.6 mg/l en la columna de agua del embalse. De acuerdo a la clasificación sugerida por Pouet (2007), que menciona que una concentración entre 11 y 22 mg/l de COT es indicador de eutroficación en cuerpos de agua lénticos. Para llegar a una condición mesotrófica (5.9 mg/l) es necesario bajar la carga aportada en 65%. Este porcentaje de reducción cumple también con la hipótesis planteada y es de señalar que es un valor menor que la DQO que es de 75%.

5.7.2 Determinación de la capacidad de asimilación a través de la evaluación del nivel trófico del sistema

Para llevar a cabo esta evaluación, como se describió en la metodología, se utilizaron las metodologías simplificadas para el análisis de la eutroficación de los lagos cálidos propuestas por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente CEPIS (Castagnino, 1982; Salas 1983; Salas y Limón, 1986).

Se aplicó este modelo debido a que la presa Manuel Ávila Camacho cumple con requisito de la definición de lago cálido, aplicable también a presas, mismo que establece que la temperatura del agua presenta un promedio anual mínimo de 15°C y 10°C.

La verificación de la condición anterior se puede constatar en la figura 52 en la que se presenta la relación entre la temperatura media anual del ambiente y la del agua en este embalse del periodo comprendido entre 1975 y 1999 en que dejó de medir en este embalse la Red Nacional de Monitoreo de Calidad del Agua de la CONAGUA. En todos los años se tuvo un promedio anual del agua por arriba de 15°C, con excepción de 1983 en se presentó una temperatura mínima de 14°C, además de no presentarse mínimos de 10°C.

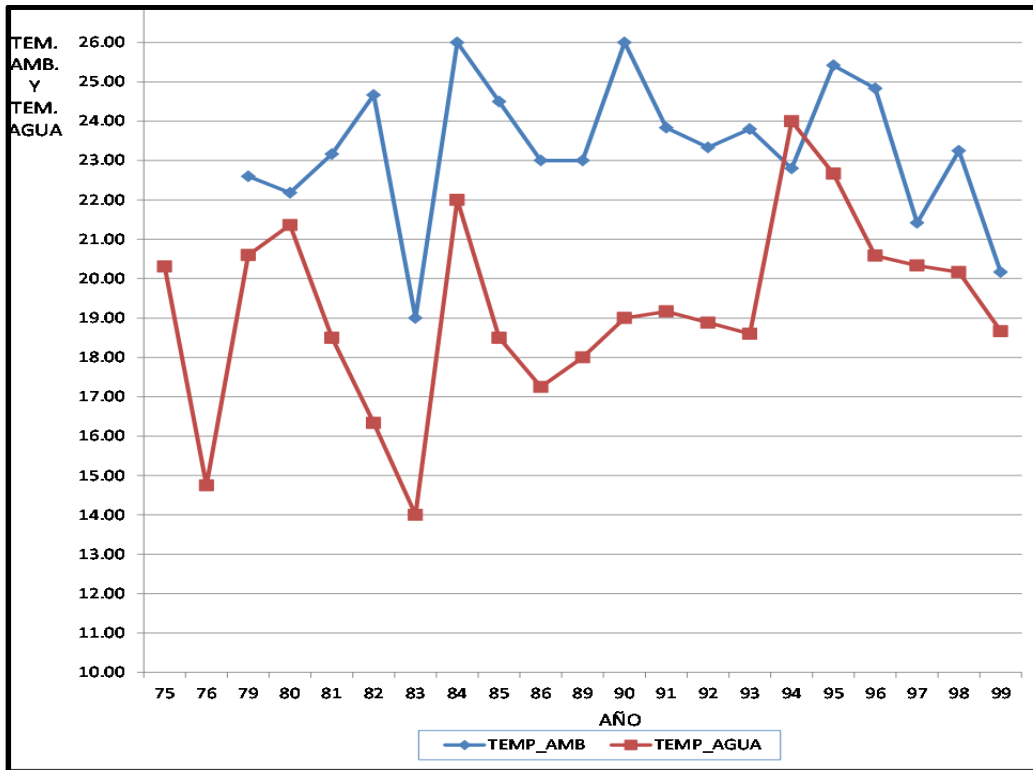


Figura 51. Temperaturas medias anuales del agua y el ambiente en la presa Manuel Ávila Camacho, Pue (1975-1999).

Para la aplicación del modelo propuesto por el CEPIS, se empleó la misma información generada para el modelo de la determinación de la capacidad de asimilación de la presa Manuel Ávila Camacho y con la información histórica como se indicó en la sección de 4 de métodos. Dicha información se presenta en la tabla 36.

El modelo simplificado para evaluar la eutroficación es:

$$P\lambda = \frac{L(p)}{Z} \cdot \frac{Tw^{3/4}}{3} \cdot \frac{\text{mg P/m}^2 \cdot \text{año}}{m} \cdot \text{año} \quad \dots(11)$$

Donde:

- Pλ: concentración de fósforo en el lago (mg P/m³)
- L (p): carga superficial de fósforo (mg P/m² - año)
- Z: profundidad media (m)
- Tw: tiempo de residencia hidráulica (años)

La carga total de fósforo aportada al sistema se calculó estimando primero la carga total de fósforo para cada tributario. Este cálculo se presenta en la Tabla 39 y se obtuvo multiplicando el volumen anual de cada tributario por la concentración promedio de fósforo total de los meses muestreados. La suma de las aportaciones unitarias dio como resultado que el aporte de fósforo al embalse es de 1,176.04 ton P /año.

Tabla 36. Variables empleadas para la determinación de la eutroficación de la presa Manuel Ávila Camacho con el modelo de lagos cálidos del CEPIS con la carga superficial actual (2010-2011).

Parámetro	Valor	Método de obtención
Volumen anual de tributarios en m³/año		
Río Atoyac	254,739,740	Suma de los aportes mensuales
Río Alseseca	41,469,269	Suma de los aportes mensuales
Concentración promedio anual de fósforo total en tributarios en g/m³		
Río Atoyac	3.355	Promedio de muestreos
Río Alseseca	7.75	Promedio de muestreos
Carga de fósforo total g/año		
Río Atoyac	854,651,828	concentración x volumen
Río Alseseca	321,386,765	concentración x volumen
Total	1,176,038,593 g/año	
L(P) Carga superficial de fósforo en g/m²-año		
Río Atoyac	40.95	Carga /superficie del embalse
Río Alseseca	15.40	Carga /superficie del embalse
Total	56.35 g/ m²-año o 56,346.895 mg/ m²-año	
Profundidad media $\frac{V}{(z)}$ en m	10.58	$z = \frac{V}{S}$ V : volumen promedio anual S : superficie
Tiempo de residencia hidráulica (T _w)	0.893 años	$T_w = \frac{V}{Q_e}$ V : volumen de la presa (m ³) Q _e : volumen extraído (m ³ / año)

Con el objeto de tener una aproximación de una posible limitación por fósforo o nitrógeno, se calculó de la misma manera que para el fósforo, la carga total de nitrógeno al sistema, siendo el resultado de 8,305.23 ton N/ año. Con estos valores y tomando en cuenta la relación propuesta por Vollenweider (1983), de N: P= 9:1 como la que se considera normal, para la presa Manuel Ávila Camacho, se obtuvo una relación de 7:1.

La relación obtenida indicó que el sistema pudiera estar limitado por nitrógeno, sin embargo, es posible que la relación de 9:1 no se haya obtenido debido a que no se están incluyendo los otros componentes en los que se distribuyen estos nutrientes, tal como en la biomasa vegetal del lirio acuático, el sedimento.

La carga superficial de fósforo se calculó dividiendo la carga total de fósforo entre el área del lago (Tabla 36), obteniendo:

$L(P) = 56,346.895 \text{ mg P/ m}^3 \text{ /año}$. Substituyendo los valores en la ecuación del modelo simplificado se tiene que:

$$P\lambda = \frac{56,346.895}{10.58} \cdot \frac{0.893^{0.75}}{3}$$

$$P\lambda = (5,325.79) (0.31)$$

$$P\lambda = 1,630.80 \text{ mg P/ m}^3$$

$$P\lambda = 1.63 \text{ g P/ m}^3$$

La concentración medida a través de los muestreos realizados en el embalse Manuel Ávila Camacho resultó con un valor de $2.68 \pm 1.15 \text{ g P/m}^3$, es decir, en un intervalo de concentración entre 3.8 y 1.5 g/m^3 por lo que la concentración que predijo el modelo está dentro de lo esperado.

Los cálculos con la información histórica se presentan en la tabla 36.

Nuevamente la carga superficial de fósforo se calculó dividiendo la carga total de fósforo entre el área del lago (Tabla 37), obteniendo:

$L(P) = 67,764.96 \text{ mg P m}^{-3} \text{ año}^{-1}$. Substituyendo los valores en la ecuación del modelo simplificado se tiene que:

$$P\lambda = \frac{67,764.96}{10.58} \cdot \frac{0.893^{0.75}}{3}$$

$$P\lambda = (6,405.01) (0.31)$$

$$P\lambda = 1,961.2 \text{ mg P/ m}^3$$

$$P\lambda = 1.96 \text{ g P/ m}^3$$

El resultado está más cercano al valor obtenido como promedio en la presa de $2.68 \pm 1.15 \text{ g P/m}^3$, asimismo, dentro del intervalo de concentración entre 3.8 y 1.5 g P /m^3 . La explicación de por qué es más cercano el valor de concentración encontrado en la presa empleando los datos históricos mensuales que los de este estudio de cinco muestreos es consecuencia de que históricamente se registró una mayor carga de fósforo de $67,764.96 \text{ mg P /m}^3 \text{ /año}$ en comparación de la carga estimada en este estudio de $56,346.895 \text{ mg P /m}^3 \text{ /año}$. Es conveniente indicar que se desconoce la concentración promedio histórico de fósforo total en la presa debido a que la Red de Monitoreo en general no midió este parámetro en la presa.

Tabla 37. Variables empleadas para la determinación de la eutroficación de la presa Manual Ávila Camacho con el modelo de lagos cálidos del CEPIS con la carga superficial histórica (1983-2009).

Parámetro	Valor	Método de obtención
Volumen anual de tributarios en m³/año		
Río Atoyac	246,248,886.3	Suma de los aportes mensuales
Río Alseseca	40,087,028.00	Suma de los aportes mensuales
Concentración promedio anual de fósforo total en tributarios en g/m³		
Río Atoyac	4.17	Promedio de muestreos
Río Alseseca	5.97	Promedio de muestreos
Carga de fósforo total g/año		
Río Atoyac	1,027,259,231.72	concentración x volumen
Río Alseseca	387,090,364.13	concentración x volumen
Total	1,414,349,595.85	
L(P) Carga superficial de fósforo en g/m²-año		
Río Atoyac	49.22	Carga /superficie del embalse
Río Alseseca	18.55	Carga /superficie del embalse
Total	67.76 g/ m²-año ó 67,764.96 mg/ m²-año	
Profundidad media (\bar{z}) en m	10.58	$\bar{z} = \frac{V}{S}$ V : volumen promedio anual S : superficie
Tiempo de residencia hidráulica (T_w)	1. 893 años	$T_w = \frac{V}{Q_e}$ V : volumen de la presa (m ³) Q _e : volumen extraído (m ³ / año)

Con base en este resultado se concluye que el modelo utilizado es una buena aproximación para determinar la eutroficación de un sistema léntico tropical por el hecho de haber producido un valor cercano al esperado considerando la variación de solamente 1 desviación estándar. Además, la medición del fósforo total presenta un coeficiente de variación del 43% para un total de 39 mediciones realizadas en el embalse.

Ahora bien, la variación o diferencia obtenida a través de los dos modelos puede tener explicación por la existencia de otras fuentes de fósforo dentro del sistema que no fueron cuantificadas como podría ser la transferencia de este nutriente por parte del sedimento a la columna de agua y descargas de las poblaciones establecidas en la ribera del embalse.

A diferencia del nitrógeno, el fósforo lleva a cabo un ciclo biogeoquímico sedimentario, es menos abundante y se presenta en diferentes formas incluyendo al fósforo orgánico disuelto o particulado como parte de los ácidos nucleicos, proteínas, enzimas, vitaminas, adenosín difosfato (ADP) y Adenosín 5-trifosfato (ATP); así como en formas minerales de rocas y suelos o bien adsorbido en microorganismos y agregaciones macro-orgánicas (Wetzel, 2001).

La liberación de fósforo por parte de los sedimentos, causada ya sea bajo condiciones anóxicas (por medio de reacciones químicas de óxido-reducción), por medio de procesos de mezcla (diferencia en los gradientes de concentración), o debidos a la bioturbación y a los burbujeos por la producción de metano (metanogénesis por bacterias), ponen de manifiesto la importancia que tiene la acumulación sedimentaria de este elemento en la eutroficación de los cuerpos de agua lénticos como presas y lagos (Ramírez y Noreña, 2004).

De forma natural existe un reservorio de fósforo en los sistemas acuáticos y sólo un proceso de eliminación: el enterramiento. Sin embargo, a diferencia del nitrógeno y sílice, también hay fósforo inorgánico en la fase particulada. En la columna de agua incluye a los ortofosfatos, algas, detritus suspendido, fósforo orgánico suspendido (sin detritus), fósforo inorgánico adsorbido (disponible), P inorgánico adsorbido (no disponible). Dentro del ciclo también se incluye al detrito de los sedimentos y el P inorgánico adsorbido al sedimento.

Los cuerpos de agua reciben cargas de nutrientes provenientes de fuentes externas e internas. Las cargas externas incluyen fuentes puntuales de aguas residuales y fuentes difusas de escurrimientos urbanos, agrícolas, pecuarios y de otros usos de suelo.

Una reacción importante dentro del ciclo del fósforo es la adsorción / desorción del fósforo inorgánico particulado, siendo este último proceso considerado como una carga o fuente interna del sistema.

De acuerdo con Hansen y Márquez-Pacheco (2010), las cargas internas ocurren cuando los nutrientes contenidos en las fases mineralógicas o en la materia orgánica de los sedimentos, son liberados y se vuelven disponibles para el crecimiento de algas, macrofitas y bacterias. Mencionan que estas cargas y los efectos que producen en cuerpos de agua son específicos por zonas y varían de acuerdo con las condiciones físicas, químicas y biológicas del cuerpo de agua.

Generalmente se considera la carga externa como la principal causa de la eutroficación de cuerpos de agua, enfocándose las estrategias de control de nutrientes únicamente a la limitación de éstas. Sin embargo, se ha observado que continúan los florecimientos de algas y las condiciones de anoxia aún después de la reducción de carga externa, siendo la carga interna el principal mecanismo que aporta fósforo a los productores primarios con bajas concentraciones de ortofosfatos en el agua y altas concentraciones en sedimentos (Rasmussen y Ceballos, 2009).

Asimismo, las concentraciones de minerales de hierro y manganeso, así como de nutrientes en el agua en contacto con sedimentos, dependen de los cambios en potencial redox (Eh) (Miao *et al.*, 2006). Los Eh en sedimentos de cuerpos de agua varían entre aproximadamente -300 y +500 mV e influyen en la solubilidad de los minerales, en la velocidad de mineralización de la materia orgánica y, por tanto, en la carga interna de nutrientes (Patrick y DeLaune, 1977).

Debido a las continuas aportaciones de nutrientes por cargas externas y por el transporte hidrodinámico en los cuerpos de agua, muchas veces resulta difícil diferenciar entre las cargas internas de las externas. Un ejemplo que ilustra el impacto de la carga interna en la calidad del agua es el de Valle de Bravo en el Estado de México (CONAGUA-IMTA, 2010). Se realizó el estudio “Caracterización de sedimentos en la presa Valle de Bravo, Estado de México y evaluación de diferentes técnicas de control de nutrientes”, con el objetivo de buscar alternativas para controlar la eutroficación en este embalse. Durante el desarrollo del proyecto, se evaluaron los aportes de nutrientes por fuentes externas y por la carga interna en el cuerpo de agua. Se determinó la carga externa de nutrientes que se origina de la cuenca hidrológica de 615 km², es debida a las descargas de fuentes puntuales y escurrimientos de zonas urbanas, agricultura, ganadería y de otros usos del suelo.

La carga interna de nutrientes se origina de los procesos que ocurren en el cuerpo de agua como la descomposición de materia orgánica y la disolución de minerales de hierro durante periodos de estratificación térmica de la columna de agua. De acuerdo a las concentraciones de nitrógeno y fósforo en la presa, se determinó que el fósforo es el nutriente limitante y éste debe ser controlado para reducir el crecimiento de las algas.

La carga interna de fósforo obtenida en sedimentos de abril a diciembre de 2010, fue de 5.9 ton. La carga externa de fósforo se estimó en 66 ton/año. Uno de los problemas de contaminación más importantes en cuerpos de agua es el enriquecimiento progresivo de nutrientes o eutroficación. El tener una carga importante de fósforo alóctono, producto de fuentes difusas y puntuales, de por sí ya es difícil de controlar, si se añade una carga interna tan importante todavía hacen más compleja y costosa la solución de este problema.

Las variables ambientales que regulan la velocidad de liberación de nutrientes de los sedimentos son, temperatura, concentración de oxígeno disuelto, pH y potencial redox (Jensen y Andersen, 1992). Los procesos que conducen a la liberación de fósforo de los sedimentos a la columna de agua, incluyen la desorción y la disolución del nutriente adsorbido en material inorgánico mediante reacciones de óxido-reducción, mineralización microbiana de la materia orgánica y difusión de fósforo disuelto en el agua intersticial de los sedimentos.

La degradación de materia orgánica que es acumulada en el fondo de los lagos y presas disminuye la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua, originando condiciones reducidas lo que da lugar a la liberación de fósforo que se encuentra asociado a partículas de minerales inorgánicos como hierro y manganeso (Miao *et al.*, 2006).

De acuerdo a Ramírez-Zierold *et al.* (2010), el 85% del fósforo de la carga externa se acumula en los sedimentos. Asimismo, CONAGUA-IMTA (2010) encontraron que el fósforo se acumula principalmente en los sólidos finos, que se depositan en las zonas

más profundas, representando una fuente de carga interna de fósforo durante periodos de estratificación.

Considerando lo anterior, el modelo empleado para la determinación de la capacidad de asimilación del cuerpo receptor es una alternativa al modelo del CEPIS que requiere una mayor cantidad de muestreos en al menos un ciclo anual.

Para valorar el significado del resultado de la medición de la carga superficial de fósforo, el modelo del CEPIS estableció el intervalo de clasificación de los cuerpos de agua entre la oligotrofia y la eutrofia relacionado el cociente entre la carga superficial y la profundidad media (P) / z con el tiempo de residencia hidráulica T_w . Lo anterior se realiza empleando la gráfica de Salas y Limón (1986), la que permitió establecer la clasificación trófica de la presa Ávila Camacho para ambas condiciones, empleando los datos generados en este estudio y de los datos históricos (Figura 51). El cociente $L(p)/Z$ con los datos de este estudio fue $5,3 \text{ g P/ m}^3 \text{ año}$ y empleando los datos históricos de $6.4 \text{ g P/ m}^3 \text{ año}$. El valor de ambos escenarios se relacionó con un T_w de 0.89 años.

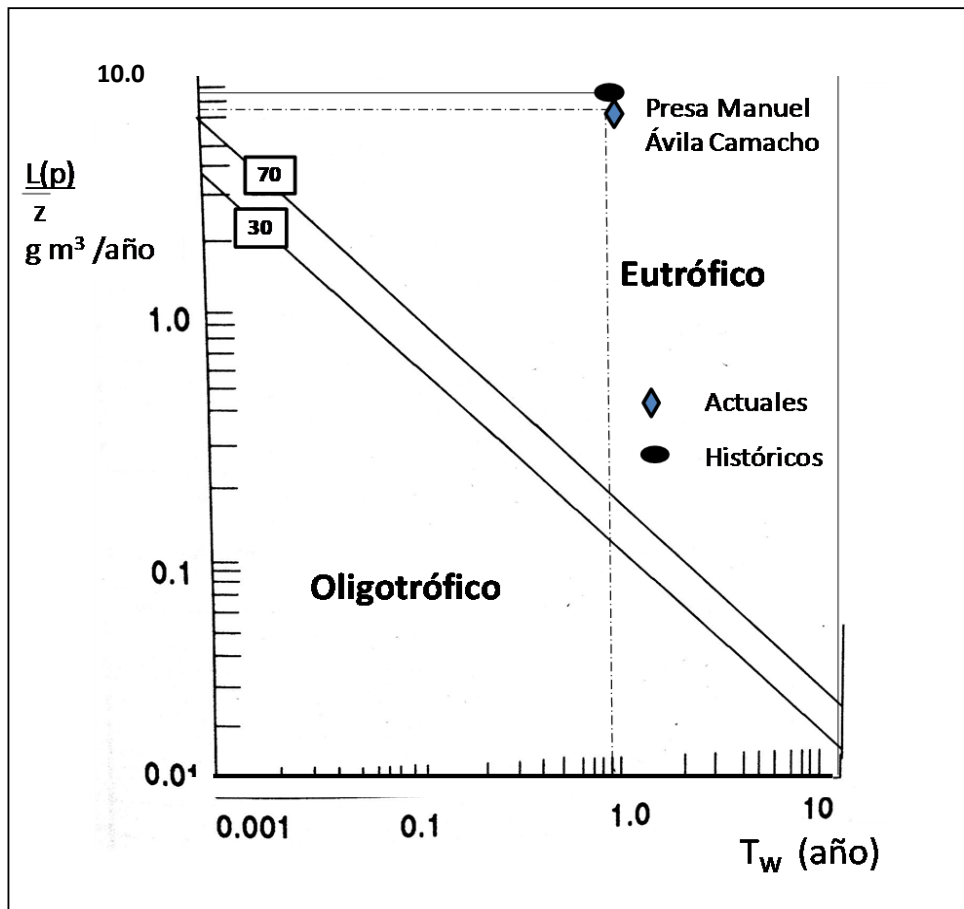


Figura 52. Estimación de la clasificación trófica de la presa Manuel Ávila Camacho, Pue., utilizando la carga superficial $L(p)$ y la profundidad media z en función del tiempo de retención hidráulica (T_w) para los datos actuales e históricos. Salas y Limón (1986).

De la figura 51 se desprende que la evaluación trófica obtenida de los datos históricos con los generados en este estudio, son muy semejantes. Las líneas centrales corresponden al estado mesotrófico con concentraciones en la columna de agua de 0.03 como límite inferior y de 0.07 mg/l como límite superior. Si esta concentración la comparamos con la concentración promedio en la columna de agua de 2.68 mg/l quiere decir que el límite superior para ser mesotrófico se rebasa 38 veces esa concentración que se puede considerar como meta a alcanzar al reducir la carga de fósforo.

La clasificación obtenida se confirma si comparamos los valores de los parámetros que se muestran en la Tabla 38, que son índices para clasificar a los lagos templados, con los obtenidos en este estudio. Se puede concluir también que la presa con concentraciones promedio de fósforo y de clorofila "a" de 2680 mg/m³ y 61.7 mg/m³, con una transparencia promedio obtenida a través del disco de Secchi de 1.1 m, no mayor de 2.51 m, como un embalse típicamente eutrófico.

Tabla 38. Valores establecidos para la clasificación trófica de lagos y embalses templados*.

	Fósforo total (mg/m³)	Clorofila a (mg/m³)	Secchi (m)	% de Saturación Hipolimnion	Referencias
OLIGOTRÓFICO	< 10	< 7	> 3.7	>80	USEPA,1974
	0.75-6	0.04-0.94	8-64	---	CARLSON, 1977
	---	0.3-2.5	---	---	SAKAMOTO, 1966
	---	< 4	---	---	NAS, 1972
	≤10.0	X max. 2.5 ≤8.0	X min. ≥6.0 ≥3.0	---	VOLLENWEIDER, 1983
MESOTRÓFICO	10-20	7-12	2-3.7	10-80	USEPA,1974
	12-24	2.6-6.4	2-4	---	CARLSON, 1977
	---	1-1.5	---	---	SAKAMOTO, 1966
	---	4-10	---	---	NAS, 1972
	10-35	X max. 2.5-8 8.25	X min. 3.6 1.5-3	---	VOLLENWEIDER, 1983
EUTRÓFICO	>20	>12	<2	<10	USEPA,1974
	48-768	20-1,183	0.062-1	---	CARLSON, 1977
	---	5-140	---	---	SAKAMOTO, 1966
	---	>10	---	---	NAS, 1972
	≥ 35-100	X max. 18-25 25-75	X min. 1.5-3 0.7-1.5	---	VOLLENWEIDER, 1983

Modificado de Olvera (1990).

El análisis permite estimar la carga superficial de fósforo que podría llevar al embalse a un nivel mesotrófico y aún oligotrófico, según las concentraciones de la Figura 49. Se estimó que una carga actual superficial (L (P) de fósforo de 56.35 g P m² -año equivalente a un aporte de 1,176 ton/año hace que la columna de agua de la presa tenga una

concentración de del nutriente 2.68 mg/l. Para llegar a un nivel mesotrófico del sistema habría que bajar la carga externa hasta 1.47 g P m² -año correspondiendo a una reducción del 97.4 % (3.1 Ton/día) y para un nivel oligotrófico de 0.30 mg/l, correspondiente a una reducción del 99% correspondiente a 3.2 Ton/día.

Evidentemente lo anterior significa un reto de la misma manera que quedó evidenciado con el análisis realizado en el ejercicio de los parámetros convencionales. .

5.7.3 Especies fitoplanctónicas como indicadoras del estado trófico del embalse.

En relación con las muestras de fitoplancton obtenidas en el embalse, se identificaron un total de 14 especies (Tabla 39) agrupadas en cuatro Divisiones taxonómicas. *Cyanophyta* con una especie, *Chlorophyta* con tres especies; *Heterokontophyta* con ocho especies y *Euglenophyta* con dos especies. Las Divisiones *Chlorophyta* y *Heterokontophyta* fueron las que mayor riqueza de especies registraron.

Tabla 39. Listado de especies identificadas en la presa Valsequillo en el Estado de Puebla.

Especie	División Taxonómica	Descripción
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Cyanophyta	(Kützing) Kützing 1846
<i>Coelastrum microporum</i>	Chlorophyta	Nägeli 1855
<i>Kirchneriella obesa</i>	Chlorophyta	(West) West & G.S. West 1894
<i>Scenedesmus cf. javanensis</i>	Chlorophyta	R.H. Chodat 1926
<i>Aulacoseira granulata</i>	Heterokontophyta	(Ehrenberg) Simonsen 1979
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Heterokontophyta	Kützing 1844
<i>Gomphonema parvulum</i>	Heterokontophyta	(Kützing) Kützing 1849
<i>Navicula pupula</i>	Heterokontophyta	Kützing 1844
<i>Navicula subrhyncocephala</i>	Heterokontophyta	Hustedt 1935
<i>Nitzschia amphibia</i>	Heterokontophyta	Grunow 1862
<i>Nitzschia palea</i>	Heterokontophyta	(Kützing) W. Smith 1856
<i>Pinnularia</i> sp.	Heterokontophyta	Ehrenberg 1843
<i>Euglena acus</i>	Euglenophyta	(O.F. Müller) Ehrenberg 1830
<i>Lepocinclis</i> sp.	Euglenophyta	Perty 1849

En la presa Valsequillo, Puebla las diatomeas fueron el grupo con mayor riqueza de especies. Las especies con mayor densidad fueron *Navicula pupula*, *Nitzschia Amphibia* y *Lepocinclis* sp. Se considera un ambiente mesotrófico con tendencia a la eutrofia. Se registraron cuatro especies indicadoras de betamesosaprobiedad y una especie de alfamesosaprobiedad.

En el primer muestreo, llevado a cabo en diciembre del 2010, se registraron 10 especies. Las densidades más altas correspondieron a *Navicula pupula* con 984 células/ml, *Nitzschia Amphibia* con 476 células/ml, y *Lepocinclis* sp., con 184 células/ml en la Panga, sitio que presentó la mayor riqueza de especies.

El segundo muestreo se realizó entre mayo-junio del 2011, el número de especies se mantuvo constante, las densidades más altas fueron para *Microcystis aeruginosa* con 158

células /ml en la Cortina y *Coelastrum microporum* con 92 células /ml en la Entrada. Su presencia pudo deberse a una deficiencia de nitrógeno en el sistema, siendo este periodo en el que se extrae más agua del sistema.

El tercer muestreo se llevó a cabo en junio del 2011. La riqueza disminuyó registrándose siete especies. Las densidades más altas fueron para *Coelastrum microporum* con 101 células/ml, *Nitzschia Amphibia* con 81 células/ml en el Centro.

De forma general se puede indicar que en la presa Valsequillo la composición de las microalgas está constituida por diatomeas-algas verdes que indica una condición de buena calidad, aunque algunas especies encontradas tienen un valor de saprobiedad que indica eutrofia (Ramírez, 2006). Es importante mencionar que la riqueza de especies es relativamente baja, y las densidades registradas indicarían una condición oligotrófica con tendencia a la eutrofia (Margalef, 1974; Ramírez, 2006).

Otro aspecto importante, es que las muestras presentaron bajo contenido biológico, particularmente de microalgas pero con altas concentraciones de zooplancton, copépodos y cladóceros que significa la ausencia de peces que son predadores de estas comunidades y al estar en abundancia afectan el crecimiento de los productores primarios. Esta es otra afectación característica de los sistemas eutróficos y con problemas de contaminación (Martino, 1989).

Comparándose con las densidades que se han registrado en otros embalses como Valle de Bravo son muy bajas.

5.7.4. Impacto del cambio climático

Por su ubicación geográfica y sus condiciones socioeconómicas, México muestra una elevada vulnerabilidad al cambio climático. Las afectaciones al ciclo hidrológico, en particular, determinan la necesidad de revisar los modelos vigentes de gestión de los recursos hídricos (IMTA, 2010).

De acuerdo con Arnell (1988), INE, IMTA SEMARNAT (2008), Martínez y Patiño (2009) y García, et al. (2010) y Martínez y Patiño (2012) y García, el cambio climático afectará a la calidad del agua, siendo los principales efectos:

- El aumento de la temperatura del agua alterará la velocidad de los procesos biogeoquímicos que determinan la calidad del agua; disminución de oxígeno e incremento en la anoxia hipolimnética con la consecuente liberación de fósforo de los sedimentos y otros compuestos.
- Los cambios en los volúmenes de flujo alterarán los tiempos de residencia y otros factores que influyen en autodepuración de los cuerpos de agua tal como la biodegradación, la dilución y dispersión, entre otros procesos.
- Aumento de CO₂ atmosférico afectará a la velocidad a la que se disuelve este gas en el agua, y por lo tanto la velocidad de funcionamiento de muchos procesos.
- Cambio en las propiedades del suelo y las vías de flujo alterará el transporte de carga de contaminantes en el área de captación del río.

Asimismo, la disminución del flujo, promoverá cambios en los niveles de almacenamiento, concentración de contaminantes, incremento en la velocidad de eutroficación, desarrollo de malezas acuáticas y algas nocivas.

Ante esa situación, es necesario valorar y anticipar los posibles cambios en los cuerpos de agua que puedan presentarse por el fenómeno del cambio climático, especialmente por los cambios por el incremento en la temperatura y la disminución de la precipitación que puede afectar la evaporación y un decremento en el escurrimiento a escala local. La valoración de estos aspectos en la presa Manuel Ávila Camacho tiene el propósito de impulsar medidas de atenuación y adaptación a estas alteraciones, bajo las condiciones específicas del embalse.

Las condiciones de riesgo en los cuerpos de agua que potencialmente se deriven por fenómenos extremos del clima pueden analizarse a través de proyecciones o escenarios construidos con base en el conocimiento histórico y actual. No obstante, como lo mencionó Patiño *et al.* (2012), en el tema de cambio climático, se determina que una proyección no es necesariamente un pronóstico, como sucede con las predicciones del clima. Además, indicó que el post procesamiento de información o su acoplamiento a modelos hidrológicos requiere un entendimiento del fenómeno con fines de ser utilizada con fines de la toma de decisiones y la instrumentación de acciones de adaptación o reducción de la vulnerabilidad de los sistemas.

Clark *et al.* (2000), definieron el concepto de vulnerabilidad, como un concepto multidimensional sobre un riesgo particular en el que existe exposición (el grado al cual un grupo humano o ecosistema entra en contacto con dicho riesgo); un nivel de sensibilidad (el grado al cual una unidad de exposición es afectada por la exposición) y de resiliencia particular (capacidad para resistir o recuperarse del daño asociado con la convergencia de presiones múltiples).

Ante la posible influencia del cambio climático en la presa bajo estudio, la herramienta de modelación seleccionada y adaptada para la determinación de la capacidad de asimilación de la presa Manuel Ávila Camacho, puede ser de utilidad para crear posibles escenarios a partir de condiciones extremas que en principio permitirán entender los posibles efectos de este fenómeno global y con ello, sentar las bases de toma de decisiones de manejo del embalse, sustentadas en el conocimiento actual del sistema.

Para tal propósito, el empleo del modelo mantuvo las mismas premisas planteadas para la determinación de la capacidad de asimilación:

- La presa está completamente mezclada.
- Se encuentra en condiciones de equilibrio, representada al menos por los valores promedio anual o estacional.

Para selección de condiciones a evaluar con el modelo se tomó en cuenta la multicitada definición del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), que define a los escenarios como una representación plausible de una variable o conjunto de variables en el futuro (temperatura, precipitación,...), que puede ser construida sobre la base de diferentes supuestos o de evoluciones históricas documentadas.

Así, el primer escenario evaluado fue considerar la condición más crítica presentada por la presa Valsequillo en cuanto al menor almacenamiento ocurrido en el pasado. En términos de contaminación y los estudios realizados para determinar la capacidad de asimilación en cuerpos de agua, la condición más crítica es el periodo de estiaje en el que se reduce el almacenamiento pero el cuerpo de agua recibe la misma carga de contaminantes a través de la descarga de aguas residuales.

Históricamente el menor volumen de almacenamiento se dio en el ciclo de octubre de 1987 a octubre de 1988, en que la presa únicamente almacenó como volumen promedio anual, 115.386 Millones de m³ (Mm³), lo que significó 107.275 Mm³ menos que el promedio anual de 1982 al 2011 de 222.661 Mm³, es decir, 48.2% por abajo de lo que almacena normalmente. Este año se ubica en el periodo de cinco años de menor almacenamiento de agua en la presa que se presentó entre octubre de 1986 a octubre de 1991, lapso que se puede considerar como de sequía. El año seleccionado también representó la menor área promedio del embalse (1,241.56 ha) y el segundo ciclo anual con mayor evaporación de 2,133.8 mm, correspondiendo a un volumen anual de pérdida de agua a la atmósfera de 20.399 Mm³. Asimismo, con precipitación de 582 mm por debajo de promedio anual de 673.4 mm.

Asociado a lo anterior, la profundidad media del sistema fue únicamente de 9,29 m de los 10.58 m que tiene como promedio anual la presa los últimos 38 años. Para la simulación del impacto de estos cambios, suponiendo que en el futuro pudiera presentarse nuevamente otro periodo de sequía similar, se consideró la misma carga actual de contaminantes, así como el mismo tiempo de retención hidráulica el cual depende preferentemente de las extracciones de agua para riego en el Distrito de Riego.

Estas consideraciones asumen entonces que la pérdida de agua más importante es debida a un incremento en la temperatura ambiente, lo que incrementa la evaporación del área libre y la evapotranspiración del agua cubierta por la plantas acuáticas flotantes, así como una reducción de la aportación de agua por disminución de la precipitación (escurrimiento).

La magnitud de la pérdida de agua por la transpiración por lirio acuático ha sido muy controversial pero lógica. Penfound y Earle (1948), registraron desde entonces que la pérdida de agua por evapotranspiración por el lirio acuático es de dos a tres veces más que la superficie libre de plantas. Aunque estudios llevados en otras partes del mundo son divergentes. Estos autores mencionan que la apertura estomatal del lirio acuático es dos veces más grande, comparándolo con otras plantas, siendo que la distancia interestomatal es de casi ocho veces al tamaño de la abertura. Van der Weert (1974), explicó una asociación entre el incremento de la insolación y la temperatura con el incremento de la evaporación.

A partir de estas premisas se utilizó primeramente del modelo original de Thomann y Di Toro (1983), modificado en su forma (página 27):

$$W_{Ta} = (q + V_T) C_{T1} \quad \dots (9)$$

Donde:

W_{Ta} : Carga superficial de la sustancia

C_{T1} : Concentración de la sustancia en el cuerpo de agua

V_T : Pérdida global neta de la sustancia en la columna de agua

q : Carga hidráulica = $\frac{H}{T_0}$ en la que:

H: Profundidad de la columna de agua

T_0 : Tiempo de retención hidráulico

Se empleó la misma estrategia aplicada para la determinación de la capacidad de asimilación pero para este escenario se volvió a calcular la W_{Ta} y la V_T pero ahora con las nuevas condiciones en las que:

1. La presa recibe la misma carga de contaminantes
2. La profundidad media se reduce y por lo tanto el almacenamiento debido a falta de lluvia e incremento en evapotranspiración y evaporación
3. El área superficial se reduce por disminuir el almacenamiento
4. Al reducirse el área superficial y recibir la misma carga de contaminantes, la carga superficial se incrementa
5. Al incrementarse la carga superficial y disminuir el volumen de almacenamiento la concentración de los contaminantes se incrementa
6. El tiempo de retención hidráulica se mantiene igual al considerarse que la demanda de agua no se detiene o reduce
7. Al reducirse la profundidad media y el tiempo de retención hidráulico mantenerse constante, se reduce la carga hidráulica (q)

Para aplicar este escenario, se tomó nuevamente a la Demanda Química de Oxígeno como ejemplo. El primer paso fue calcular la carga superficial tomando en cuenta que para el año seleccionado para este escenario drástico la presa disminuyó su profundidad media a 9,29 m y con ello también su superficie a 12, 415,640 m². Con estos atributos la carga superficial calculada fue:

TRIBUTARIOS

Tributarios	Volumen anual, m ³ /año	Volumen anual, %	Concentración, g/m ³	Carga, g/año (Concentración X Volumen)	Carga, %	Carga superficial, g/m ² -año (W _{Ta})
Atoyac	254,739,740	86%	193.4	49,254,438,208	75%	3,967.13
Alseseca	41,469,260	14%	404.0	16,753,581,040	25%	1,349.39
Total	296,209,000	100%		66,008,019,248	100%	5,317

El segundo paso fue el cálculo de la pérdida neta de la DQO bajo las condiciones señaladas, manteniendo la misma concentración medida en el embalse:

PRESA VALSEQUILLO

Área presa, m ²	Profundidad media, m (H)	Tiempo de residencia hidráulica, años (T ₀)	Carga hidráulica, m/año (q=H/T ₀)	Concentración en el cuerpo de agua, g/m ³ (C _{T1})	Pérdida neta de la sustancia, m/año (V _T)
12,415,640	9.29	0.893	10.41	40.6	120.5

El tercer paso consistió en calcular la concentración de la DQO en la columna de agua a partir de la ecuación original (7) que se presenta en la página 26:

El resultado obtenido se presenta a continuación:

PRESA VALSEQUILLO

Concentración en el cuerpo de agua, g/m ³ (C _{T1})	q m/año	V _T m/año	q + V _T m/año	W _{ta} (Carga Actual) g/m ² -año	Área presa, m ²	Carga, g/año (Concentración X Volumen)
69.6	10.41	66.03	76.44	5,317	12,415,640	66,008,019,248

Esto querría decir que una pérdida del 48.2% del volumen al pasar la profundidad media de 10.58 a 9.29 m que corresponde a 107.275 Mm³ por abajo en el almacenamiento normal, provocaría que la concentración tenga un incremento de 40.6 a 69.6 mg/l, es decir un incremento de 71.4% en la concentración producto de un incremento en carga superficial de la Demanda Química de Oxígeno al pasar de 3,162.6 a 5,317 g/m²-año.

Con el propósito de tener un intervalo de variación y verificar la consistencia del resultado, se calculó la concentración de la DQO en el embalse en el escenario contrario, es decir, considerando la mayor cantidad de agua histórica almacenada misma que se presentó en el ciclo octubre de 2011 a octubre del 2012, resultando lo siguiente:

Cálculo de la carga superficial:

TRIBUTARIOS						
Tributarios	Volumen anual, m ³ /año	Volumen anual, %	Concentración, g/m ³	Carga, g/año (Concentración X Volumen)	Carga, %	Carga superficial, g/m ² -año (W _{Ta})
Atoyac	254,739,740	86%	193.4	49,254,438,208	75%	1,831.67
Alseseca	41,469,260	14%	404.0	16,753,581,040	25%	623.03
Total	296,209,000	100%		66,008,019,248	100%	2,455

PRESA VALSEQUILLO

Cálculo de la tasa neta de pérdida (VT):

Área de la presa M ²	Profundidad media, m H	Tiempo de residencia hidráulica, años (T ₀)	Carga hidráulica, m/año (q=H/T ₀)	Concentración en el cuerpo de agua, g/m ³ (C _{T1})	Neta de la sustancia, m/año V _t
26,890,453	11.33	0.893	12.68	40.6	47.8

Cálculo de la concentración de la DQO en la columna de agua:

PRESA VALSEQUILLO						
Concentración en el cuerpo de agua, g/m ³ (C _{T1})	q m/año	V _T m/año	q + V _T m/año	W _{ta} (Carga Actual) g/m ² -año	Área presa, m ²	Carga, g/año (Concentración X Volumen)
31.2	12.68	66.03	78.71	2,454.70	26,890,453	66,008,019,248

Como era de esperarse, la concentración de la DQO en el embalse decrece hasta 31.2 mg/l al incrementarse la profundidad media de 10.58 a 11.33 m, debido a que el área de la presa crece hasta 26, 890,453 m², por un incremento en el almacenamiento hasta 304.542 Mm³, es decir, 82.881 Mm³ más que el promedio de 39 años de 222. 661 Mm³, lo que corresponde a un 27% de incremento en el volumen normal.

Se realizó la aplicación del modelo con otros dos escenarios más en asociación con las posibles variaciones futuras en el flujo hacia la presa.

Para estos escenarios se consideró las proyecciones de escurrimiento por región obtenidas por Patiño y colaboradores (2012). De acuerdo a estos autores, estas proyecciones fueron construidas a partir de tres fuentes de información, la del IPCC, en su cuarto informe y las bases de datos del Servicio Meteorológico Nacional y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua con las que generaron las anomalías de precipitación y temperatura para los años 2015, 2020, 2025 y 2030.

Específicamente se utilizaron las estimaciones de la precipitación influenciadas por cambio climático que se reflejaron en el mayor porcentaje de disminución en el escurrimiento en torno a los escenarios A1B y A2 de la zona de estudio, es decir, de la cuenca del Alto Balsas (Subregión Hidrológica 18 A), correspondiendo a una reducción del escurrimiento del 5.9% para el A1B y del 7.4% para el A2. Asimismo, se tomó para ambos escenarios un porcentaje de disminución de la precipitación del 4% obtenida bajo el escenario del cambio climático del mismo trabajo de Patiño y colaboradores (2012).

Se tomaron en cuenta las anomalías del escurrimiento del estudio de Patiño *et al.* (2012), debido a que en su estimación incluyeron no sólo las características climatológicas sino las fisiográficas de esa cuenca, tal como el área, la pendiente, la cobertura vegetal (y uso del suelo) y el tipo de suelo entre otros, al utilizar un coeficiente de escurrimiento acorde a las características de la cuenca. Se seleccionaron los escenarios A1B y A2 del IPCC, debido a que actualmente se consideran los más probables a presentarse (Martínez y Patiño 2012b).

Para estimar el efecto por el cambio climático se consideró lo siguiente:

1. Reducir el volumen anual aportado por los tributarios en un 6.0 % (17.8 Mm³/año) para el escenario A1B y del 7.5% (22.2 Mm³/año) para el A2. Se asumió que esta reducción en la aportación se refleja en el mismo porcentaje en el volumen almacenado.
2. Modificar la concentración del contaminante en los tributarios a fin de mantener la misma carga superficial al embalse en el escenario A1B (WT igual) y aumentando la carga para el escenario A2 en un 5% (WTa mayor), tomando en cuenta que en el primero utilizan tecnología de tratamiento convencional y que al menos mantenga las concentraciones y la carga constante en el tiempo y en el segundo escenario no.
3. Al reducir el volumen aportado por los tributarios (6 y 7.4%), disminuir la precipitación (4%), e incrementar la evaporación por incremento en la temperatura, ocasionará una disminución del volumen de agua almacenada y por lo tanto en el área del embalse y la profundidad media (H) y el tiempo de residencia hidráulica y un incremento en la carga hidráulica.

Utilizando el mismo ejemplo de la DQO se obtuvo lo siguiente:

Cálculo de la carga superficial de la DQO para el escenario A1B:

TRIBUTARIOS						
Tributarios	Volumen anual, m ³ /año	Volumen anual, %	Concentración, g/m ³	Carga, g/año (Concentración X Volumen)	Carga, %	Carga superficial, g/m ² -año (W _{Ta})
Atoyac	239,455,356	86%	206.7	49,506,014,436	75%	2,540.06
Alseseca	38,981,104	14%	423.3	16,502,004,812	25%	846.69
Total	278,436,460	100%		66,008,019,248	100%	3,387
6.0%	296,209,000			66,008,019,248		

El resultado indicó un incremento en la carga superficial de 214.4 g/m² -año con respecto a la W_{Ta} que se recibe actualmente de 3162.6 g/m² -año.

Cálculo de la pérdida neta de la DQO para el escenario A1B:

PRESA VALSEQUILLO					
Área presa, m ²	Profundidad media, m (H)	Tiempo de residencia hidráulica, años (T ₀)	Carga hidráulica, m/año (q=H/T ₀)	Concentración en el cuerpo de agua, g/m ³ (C _{T1})	Pérdida neta de la sustancia, m/año (V _T)
19,490,065	10.43	0.828	12.60	40.6	70.8

La V_T se incrementó de 66.03 a 70.8 m/año.

Cálculo de la concentración en el embalse para el escenario A1B:

PRESA VALSEQUILLO						
Concentración en el cuerpo de agua, g/m ³ (C _{T1})	q m/año	V _T m/año	q + V _T m/año	W _{ta} (Carga Actual) g/m ² -año	Área presa, m ²	Carga, g/año (Concentración X Volumen)
43.1	12.60	66.03	78.63	3,387	19,490,065	66,008,019,248

La concentración en el embalse presentaría un ligero incremento en concentración al pasar de 40.6 a 43.1 mg/l.

Para el escenario A2 además de disminuir el flujo de entrada en 7.5% se incrementó la carga en 5%, se obtuvo lo siguiente:

Cálculo de la carga superficial de la DQO en el escenario A2:

TRIBUTARIOS						
Tributarios	Volumen anual, m ³ /año	Volumen anual, %	Concentración, g/m ³	Carga, g/año (Concentración X Volumen)	Carga, %	Carga superficial, g/m ² -año (W _{Ta})
Atoyac	235,634,260	86%	210.1	49,506,014,436	75%	2,572.81
Alseseca	38,359,066	14%	430.2	16,502,004,812	25%	857.60
Total	273,993,325	100%		66,008,019,248	100%	3,430
7.5%	296,209,000			66,008,019,248		

Para este escenario el resultado indicó un incremento en la carga superficial de 267.4 g/m²-año con respecto a la W_{Ta} que se recibe actualmente de 3162.6 g/m²-año, siendo de acuerdo a lo esperado superior al escenario A1B 43 g/m²-año.

Cálculo de la V_T para el escenario A2:

PRESA VALSEQUILLO					
Área presa, m ²	Profundidad media, m (H)	Tiempo de residencia hidráulica, años (T ₀)	Carga hidráulica, m/año (q=H/T ₀)	Concentración en el cuerpo de agua, g/m ³ (C _{T1})	Pérdida neta de la sustancia, m/año (V _T)
19,242,006	10.40	0.828	12.56	40.6	71.9

Se incrementó 1.1 m/año la pérdida neta de la DQO con respecto al escenario A1B y 5.9 m/año en relación con el actual.

Cálculo de la concentración de la DQO para el escenario A2:

PRESA VALSEQUILLO						
Concentración en el cuerpo de agua, g/m ³ (C _{T1})	q m/año	V _T m/año	q + V _T m/año	Wta (Carga Actual) g/m ² -año	Área presa, m ²	Carga, g/año (Concentración X Volumen)
43.6	12.56	66.03	78.59	3,430	19,242,006	66,008,019,248

La concentración se incrementó muy poco, 0.5 mg/l mayor al escenario A1B que resultó alcanzar una concentración de 43.1 mg/l.

Para visualizar en conjunto los escenarios contruidos se elaboró la figura 53.

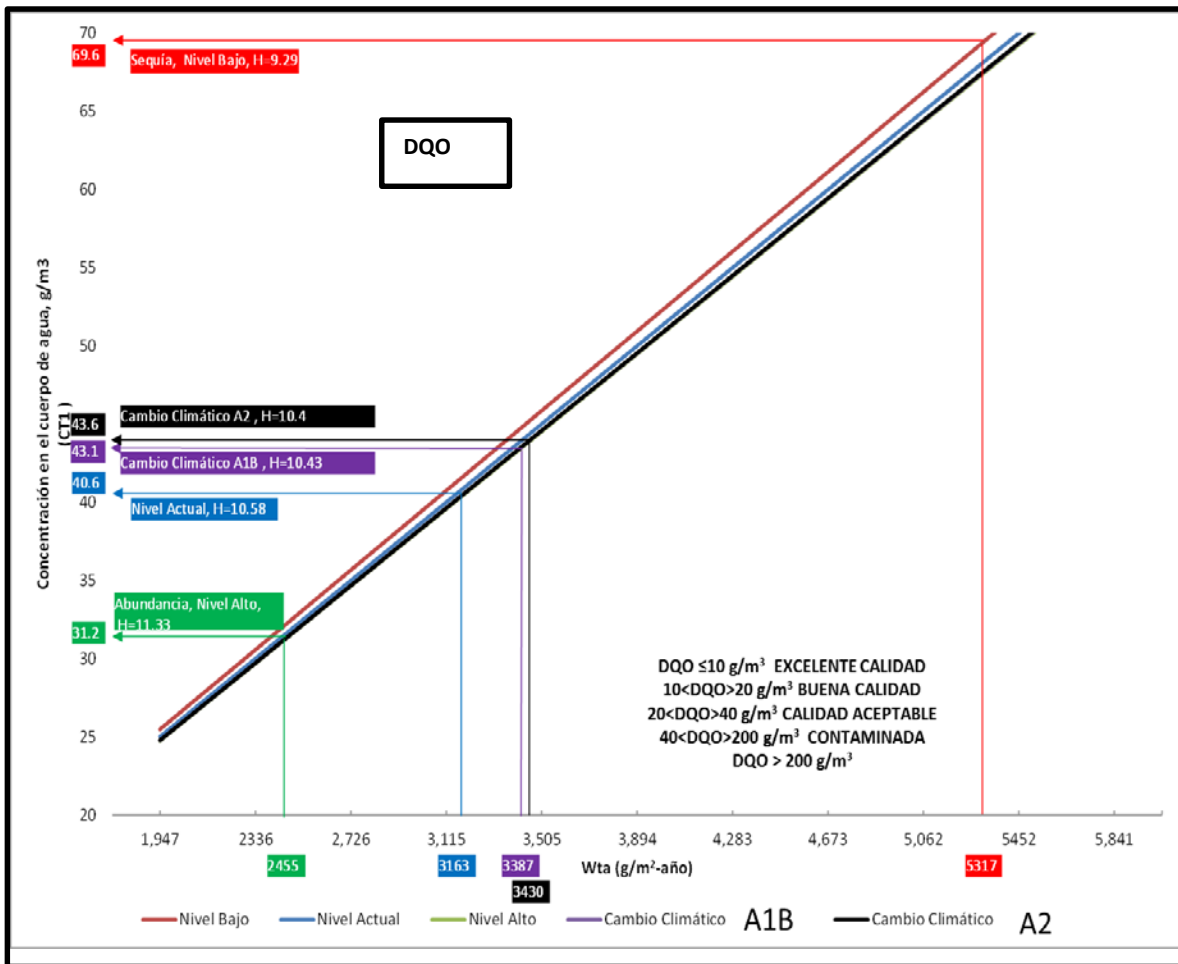


Figura 53. Variación de la concentración de DQO para escenarios de sequía y abundancia de agua en la presa Manual Ávila Camacho, así como para los escenarios A1B y A2.

La figura muestra los cinco escenarios evaluados de los cuales se puede concluir lo siguiente:

1. La concentración de los contaminantes en la columna de agua de la presa está relacionada directamente con la carga superficial de contaminantes aportados.
2. La contaminación del embalse está en función del volumen de almacenamiento y por lo mismo a la profundidad media
3. El volumen de almacenamiento depende de la extracción del agua vía el uso del agua para el riego agrícola, pero también de las aportaciones de los tributarios, de la precipitación y la evaporación, así como la evapotranspiración que se presente en el embalse.
4. Para el caso de la DQO, en las condiciones actuales la calidad del agua se encuentra entre la frontera de calidad aceptable y contaminada.

5. Con la disminución del volumen del almacenamiento de 48% que corresponde a una pérdida de 107 Mm³ de agua, produciría un incremento en la concentración de DQO de hasta un 71.4%, lo que propiciaría que la calidad del agua fuera contaminada permanentemente al pasar de 40.6 a 69.6 mg/l.
6. Los cambios en el almacenamiento por la disminución de las aportaciones entre el 6 y el 7.5%, correspondientes a una disminución 17.8 y 22.2 Mm³/año para los escenarios A1B y A2, resultaron en incrementos promedios de la concentración de los contaminantes en 4.3 y 5.42%, respectivamente.

De la misma forma, en las figuras 54 y 55, se muestra el comportamiento del nitrógeno amoniacal-amonio y del Bis-(2-Etilhexil) Ftalato para los mismos escenarios de la DQO.

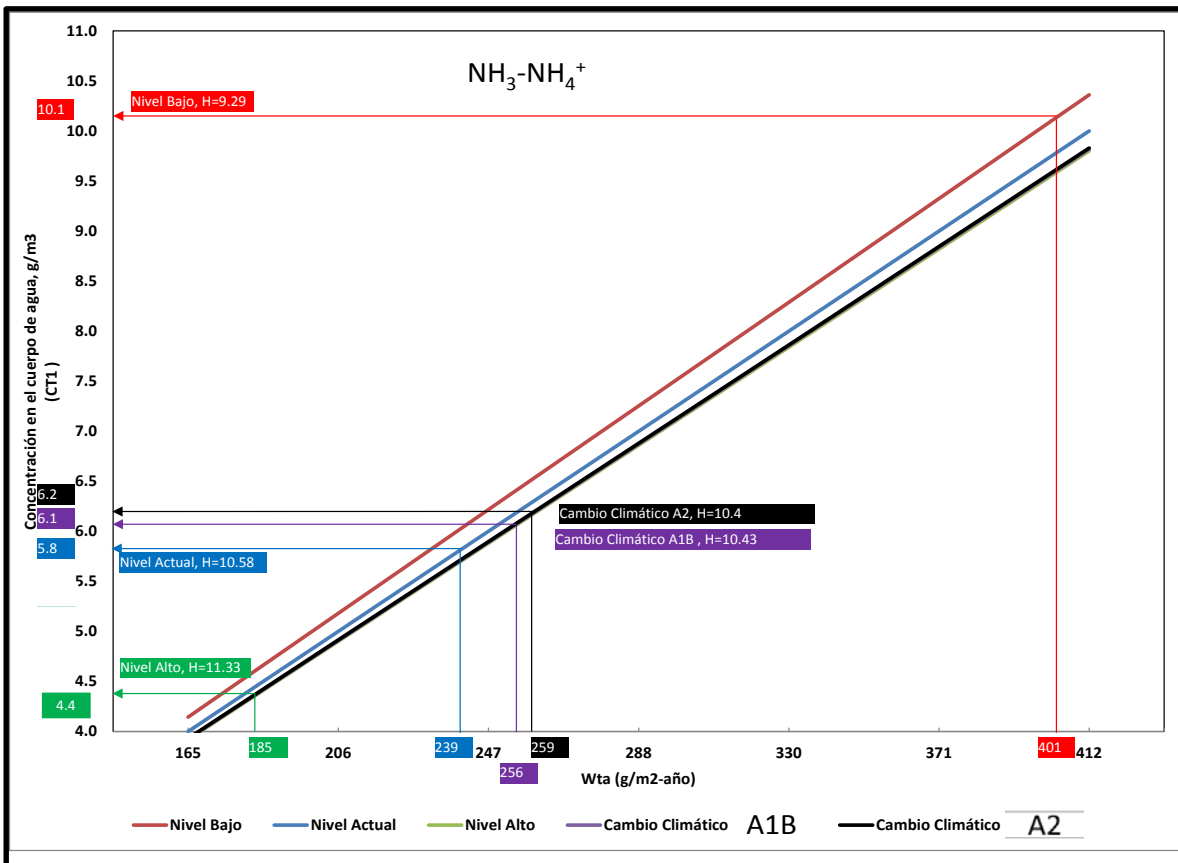


Figura 54. Variación de la concentración del nitrógeno amoniacal para escenarios de sequía y abundancia de agua en la presa Manual Ávila Camacho, así como para los escenarios A1B y A2

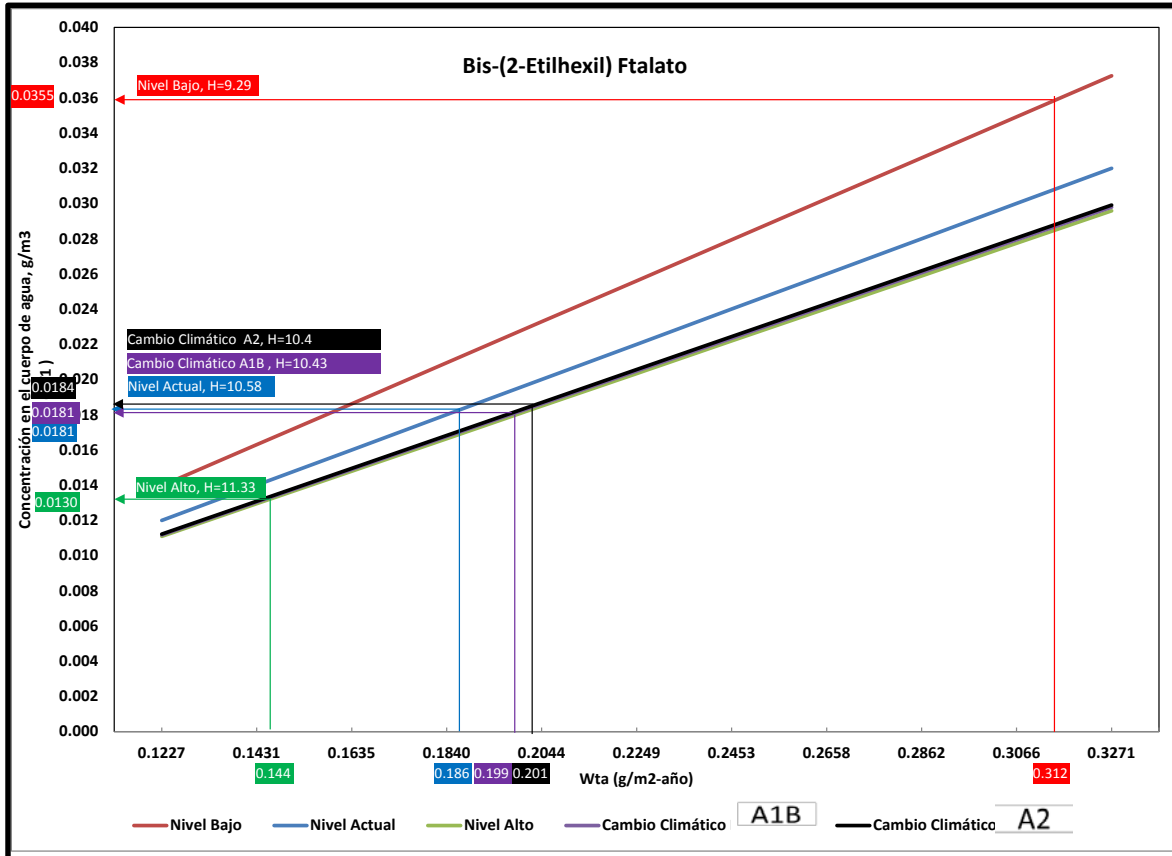


Figura 55. Variación de la concentración del Bis-(2-Etilhexil) Ftalato para escenarios de sequía y abundancia de agua en la presa Manual Ávila Camacho, así como para los escenarios A1B y A2.

Con estos resultados como referencia, se podrán entonces desarrollar algunos de los aspectos de vulnerabilidad del sistema, considerando la exposición, sensibilidad y resiliencia del área de estudio.

Para aplicar el concepto de vulnerabilidad en la evaluación de recursos hídricos, es necesario medirla. Sin embargo, definir criterios para cuantificar la vulnerabilidad no es tarea sencilla debido a la falta de consenso en el verdadero significado del término, la complejidad de los sistemas analizados y al hecho de que la vulnerabilidad no es frecuentemente un fenómeno observable (Downing *et al.*, 2001; Luers, 2003, Pritchett, 2000).

En hidrogeología el término vulnerabilidad ambiental comenzó a utilizarse intuitivamente a partir de la década de los años setentas en Francia y más ampliamente en la década de los 80's, aplicado especialmente a la protección de acuíferos (Foster, *et al.*, 2002).

La expresión ha tenido diferentes significados, sin embargo, una definición que resultó útil y consistente para este tipo de cuerpos de agua fue considerar a la vulnerabilidad como "aquellas **características intrínsecas** de los estratos que separan la zona saturada del acuífero de la superficie del terreno, lo cual determina su **sensibilidad** a ser adversamente afectado por una **carga contaminante** aplicada a la superficie (Foster, 1987).

Esta definición podría ser empleada para otros cuerpos de agua con sus diferencias a partir del tipo de sistema de que se trate y extrayendo los elementos que la conceptualiza.

De forma general y para el caso que nos ocupa en este estudio, se puede decir que la vulnerabilidad de un sistema a la contaminación para cualquier cuerpo de agua como se pudo constatar en los resultados obtenidos, está en función de **una carga contaminante externa** y la facilidad que pueda tener ésta de transportarse o distribuirse desde un el punto de vista del movimiento advectivo y convectivo, así como a la capacidad de atenuación de los efectos de su acumulación que es influenciada por sus propiedades de persistencia o de transformación por las reacciones fisicoquímicas de ese contaminante con el propio sistema.

En este contexto, el impacto de la contaminación sobre un cuerpo de agua como un embalse, en términos de **vulnerabilidad**, depende de la magnitud de los cambios en volumen y calidad de los flujos de agua superficial (**carga**) en su cuenca de aportación (**exposición**), lo que está en función de las descargas de agua de dichas corrientes, del comportamiento del clima, de la cobertura vegetal y de los cambios del uso del suelo, así como de la demanda y nivel de extracción para uso humano, entre otros.

Asimismo, la **sensibilidad** de un sistema de esta naturaleza a su alteración depende de sus propiedades intrínsecas, antes de ser afectado, en referencia a su dinámica y estructura. Estas propiedades propias tienen que ver por ejemplo con su profundidad, tiempo de residencia hidráulica, posición geográfica, altitud y en términos ecológicos a lo que se denomina la salud o integridad del ecosistema (Villa y McLeod, 2002).

En extensión a lo anterior, la capacidad de un sistema de volver a la misma situación después de una perturbación es lo que se ha denominado como el concepto de **resiliencia**, Holling (1973).

Aunque es difícil cuantificar estos términos, Loucks y van Beek (2005), sugieren que la resiliencia de un sistema sometido a un estrés puede ser expresada como la probabilidad de que este sistema presente un estado insatisfactorio en relación con un criterio ambiental o umbral cuando inicialmente su estado o condición era satisfactoria o cumplía con ese criterio, por ejemplo, la concentración de un tóxico utilizado como indicador, esté presente en el nivel de no efecto.

Además, mencionan que la vulnerabilidad es una medida de la amplitud de las diferencias entre el valor de umbral y las series de valores no satisfactorios. Claramente, ésta es una medida probabilística. Lo anterior significa que se le puede asignar una probabilidad de excedencia del valor umbral deseado como medida de vulnerabilidad. La probabilidad asignada dependerá del factor que ocasiona el daño.

En este sentido, se calcularon las probabilidades de excedencia de indicadores de calidad del agua de toda la serie histórica de datos de la presa Manuel Ávila Camacho y se comparó con los niveles de excedencia en los ríos Atoyac y Alseseca, así como si ambos se mezclaran. Los resultados para la DQO, el oxígeno disuelto y de fósforo se presentan a continuación.

La figura 56. Representa la probabilidad esperada del comportamiento la concentración de la DQO interpretada de acuerdo con los valores e intervalos utilizados por la CONAGUA para su calificación.

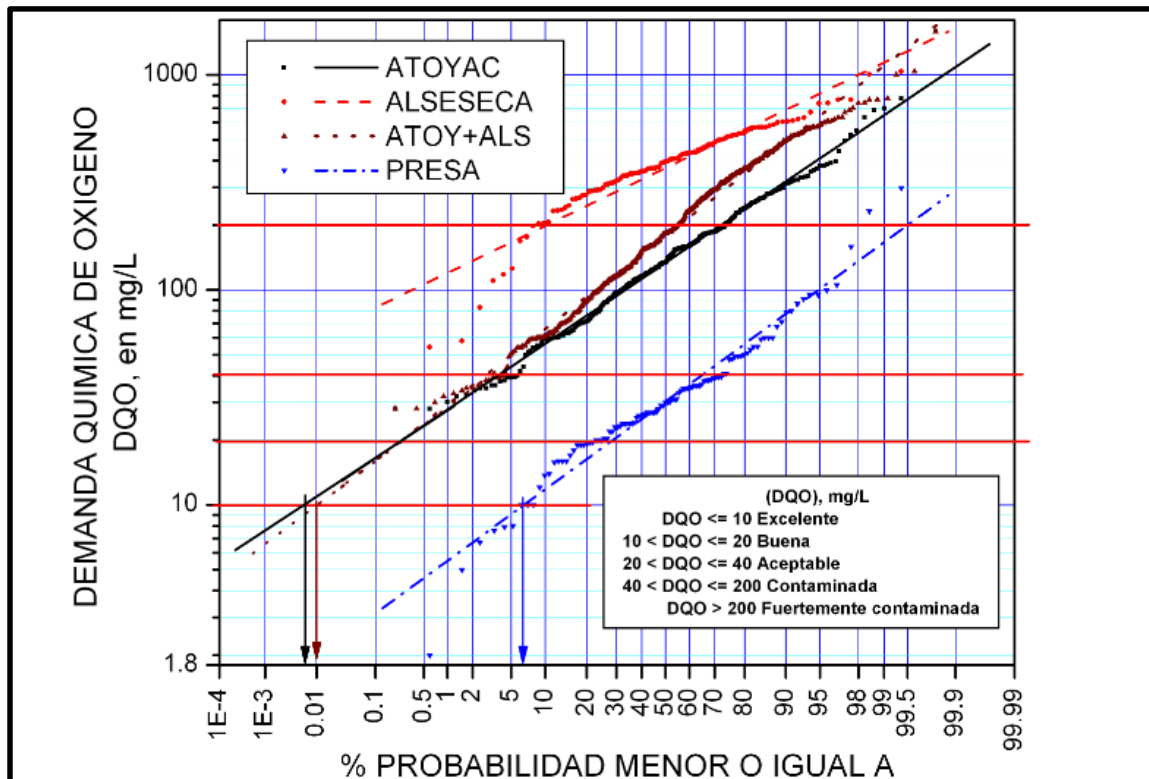


Figura 56. Probabilidad esperada de la concentración de DQO en la presa Valsequillo, ríos Atoyac y Alseseca.

Debido a que es un sistema léntico, el nivel deseable sería tener un valor menor o igual a 10 mg/l. Este parámetro no sólo indica la presencia de materia orgánica sino también otro tipo de sustancias de ese tipo que pudieran ser peligrosas lo que quedó demostrado con la relación DBO_5/DQO y las sustancias orgánicas encontradas.

La DQO podría ser en muchos casos directamente proporcional a la cantidad de estas sustancias e inversamente proporcional al oxígeno necesario para el desarrollo de la vida. Por su importancia e impacto en la calidad del agua en el cuerpo receptor, al menos en un 95% de las veces debiera estar cumpliendo con la concentración umbral propuesta de 10 mg/l como segunda meta en el análisis de la capacidad de asimilación.

Si se analiza la figura 56 presentada, es evidente que la calidad del agua de la presa para este factor de estrés está en un estado de vulnerabilidad muy alta. En 97% de las veces no se cumple el nivel deseado mostrando un deterioro permanente. De cada cien veces que se mide la DQO la probabilidad de cumplimiento es sólo 7% que podría ser una medida de la capacidad del sistema regresar a la condición original (resiliencia). De la misma manera, si se considera que en los ríos una concentración aceptable es de 20 mg/l, el río Atoyac sólo lo cumple 1% de las veces y el Alseseca nunca.

La misma situación se presenta para el nitrógeno amoniacal que es tóxico en su fase no ionizada (Figura 57).

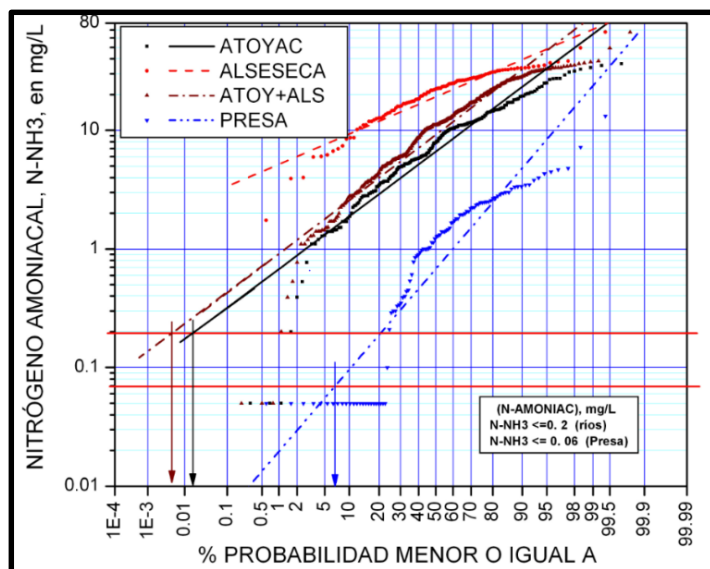


Figura 57. Probabilidad esperada de la concentración de $N-NH_3$ en la presa Valsequillo, ríos Atoyac y Alseseca.

El embalse no cumple con el Criterio Ecológico de Calidad del Agua de 0.06 mg/l, prácticamente tampoco, la segunda meta propuesta a cumplir en este estudio de 0.1 mg/l y cumple en un 40-50% de las veces con la primera meta de 1.0 mg/l. El río Atoyac tiene una probabilidad del cumplimiento de este último criterio en 2% de las veces y el Alseseca 0%.

El fósforo como ortofosfatos, promotor de la eutroficación presenta la misma problemática (Figura 58).

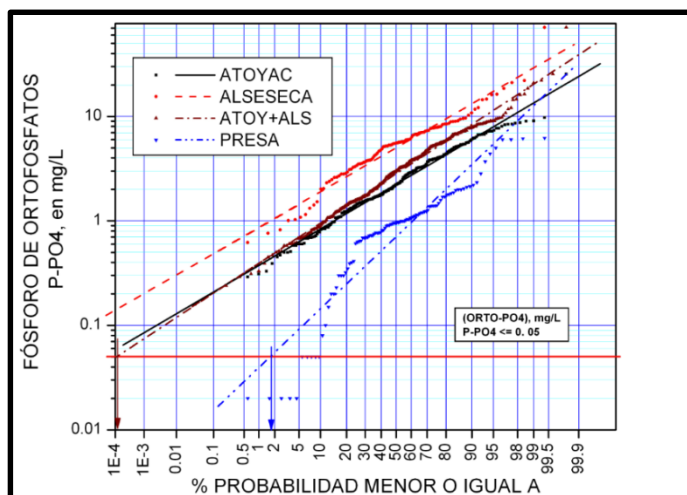


Figura 58. Probabilidad esperada de la concentración de Ortofosfatos en la presa Valsequillo, ríos Atoyac y Alseseca.

Para el oxígeno disuelto, se presenta el siguiente comportamiento (Figura 59).

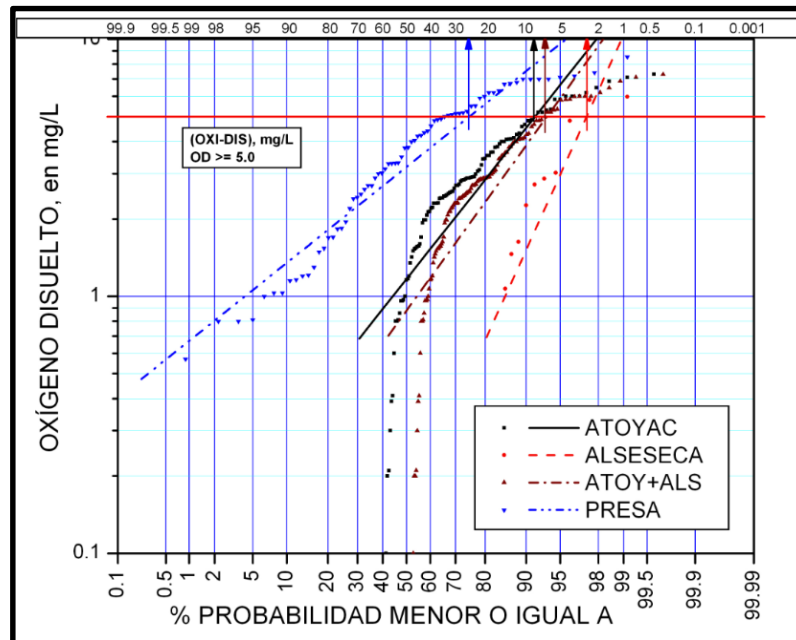


Figura 59 Probabilidad esperada de la concentración de oxígeno disuelto en la presa Valsequillo, ríos Atoyac y Alseseca

El nivel de cumplimiento para proteger la vida acuática es de 5 mg/l, lo que indica que solamente se cumple en la presa el 26%, siendo 84% de las veces que estuvo por abajo de ese nivel. Esto representa periodos muy prolongados sin oxígeno y la vida en la presa en un estado de vulnerabilidad muy alto, sin mucha capacidad de respuesta. Es sorprendente que los datos obtenidos en la presa son superficiales y en el día y por lo mismo debería reflejar altas concentraciones de oxígeno por la productividad biológica a través de la fotosíntesis de la comunidad planctónica por el estado de eutroficación que presenta, lo cual no se ve reflejado por los niveles de oxígeno encontrados, la mayoría de las veces por abajo de 5 mg/l.

Ahora bien, se ha empleado otros puntos de vista en cuanto a la vulnerabilidad. Con el fin de incluir todas las dimensiones de la problemática de la contaminación del agua o cualquier otro factor que la afecte, Ávila (2007), menciona a la vulnerabilidad socio-ambiental como eje central en este concepto que lo definió como el proceso a través del cual la población o ecosistema están sujetos a un riesgo por daños o amenazas ocasionadas por factores biofísicos y sociales. Es decir, incluye a los actores que pueden verse afectados directamente ante un efecto adverso como una medida de la **sensibilidad o susceptibilidad** a los cambios. Wisner (2004), citado por Oswald (2007), apunta que existen profundas diferencias entre las sociedades ante los peligros; las más avanzadas con alta capacidad de respuesta, reducen sus riesgos al controlar las vulnerabilidades, actúan preventivamente ante amenazas de peligros naturales o sociales y refuerzan socialmente su organización mediante prácticas de prevención, alerta temprana e información.

Asimismo, Ávila (2007) menciona que una situación de limitada o nula capacidad de respuesta frente a tal contingencia y grandes dificultades para adaptarse al nuevo escenario generado por la materialización del riesgo, es un reflejo de una baja resiliencia.

Abundando en el tema, indicó que la vulnerabilidad socio-ambiental es un proceso que conlleva a o puede llevar situaciones críticas e incluso irreversibles en torno a la calidad y cantidad de los recursos hídricos que ponen en riesgo o peligro el desarrollo humano y el funcionamiento de los ecosistemas. Estableció que existe una relación inversamente proporcional entre la vulnerabilidad socio-ambiental y la seguridad hídrica, es decir, la capacidad de la sociedad para garantizar: a) una adecuada cantidad y calidad del agua para el funcionamiento de los ecosistema, b) la producción y autosuficiencia alimentaria, c) la satisfacción de las necesidades básicas de la población, d) la reducción y manejo adecuado de los conflictos y disputas por el agua, y e) la capacidad para prevenir y enfrentar desastres como sequías, inundaciones y epidemias como el cólera. Es evidente entonces que la presa Manuel Ávila Camacho y la población que dependen o dependerán de este recurso, así como lo que queda del ecosistema, están en un grado de vulnerabilidad muy importante.

Actualmente la palabra vulnerabilidad también se asocia también al cambio climático. La vulnerabilidad es el grado en el que un sistema es susceptible a padecer efectos adversos de cambio climático. Está en función tres factores: el grado de exposición, la sensibilidad y la capacidad de adaptación (IPCC, 2007).

Para la determinación de la vulnerabilidad del cuerpo de agua en estudio se adaptó la metodología propuesta por Ávila (2007), bajo la concepción antes mencionada y a la que se le integrarán algunos elementos adicionales.

Como la vulnerabilidad socio-ambiental asociada al agua es un proceso complejo donde intervienen desde aspectos ecológicos hasta sociopolíticos, la propuesta metodológica consiste en emplear una serie de indicadores de tipo cualitativo y cuantitativo con el fin de evaluar la vulnerabilidad de la presa en tiempo actual. Los indicadores seleccionados corresponden a la evaluación de vulnerabilidad: climática por sequías e inundaciones; por disponibilidad de agua; por presión hídrica; por explotación de acuíferos; por contaminación del agua; agrícola; urbana, por marginación social y económica. El grado de vulnerabilidad se referirá la Región Hidrológica Administrativa Balsas, zona donde se ubica la presa Valsequillo. La vulnerabilidad para cada indicador se determinó con base en los valores máximos y mínimos. De dicho intervalo se obtuvieron tres niveles de vulnerabilidad: alta, media y baja.

Vulnerabilidad climática

Se refiere a los cambios en el patrón de precipitación que conllevan a sequías e inundaciones. El grado de vulnerabilidad se obtuvo a partir de la frecuencia registrada de fenómenos extraordinarios como sequías (periodo 1948-1996) y huracanes (periodo 1980-2000) para la Región Hidrológica Administrativa Balsas donde se ubica el embalse. De acuerdo a estas consideraciones, la Región Balsas se ubicó en un nivel intermedio de vulnerabilidad.

Para el caso de la presa Valsequillo en Puebla, con base en el método regionalizado modificado de Montero-Martínez *et al.* (2010), se espera a largo plazo un incremento de la temperatura y disminución de la precipitación de entre 3 y 3.28°C y entre 12 y 10 mm,

respectivamente, lo que acentuará la problemática de calidad del agua que presenta este embalse en su estado trófico, las malezas acuáticas presentes y en una mayor presión sobre este recurso. Lo mismo se vislumbra con las modificaciones del escurrimiento empleadas para valorar el impacto del cambio climático, especialmente cuando se repitan periodos prolongados de sequía como el que ocurrió de 1986 a 1991.

Vulnerabilidad por disponibilidad

El volumen de agua superficial y subterránea potencialmente aprovechable con respecto al total de la población es lo que se llama disponibilidad. La vulnerabilidad se mide por los niveles de disponibilidad per cápita. La Región Balsas se encuentra en una situación realmente crítica.

De la misma manera, considerando la “Norma Oficial Mexicana NOM-011-CNA-2000, Conservación del recurso agua -Que establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales”, la disponibilidad de las cuencas hidrológicas que la integran, el río Alto Atoyac, desde el nacimiento del río Atoyac hasta la presa Manuel Ávila Camacho (Valsequillo), presenta déficit en la disponibilidad del agua superficial.

De acuerdo al estudio de la Conagua sobre la Determinación de la Disponibilidad de Agua Subterránea en el Acuífero Valle de Puebla, Estado de Puebla realizado en el 2012, determinó que existe volumen disponible de 18.41 millones de metros cúbicos m³ anuales para nuevas concesiones en el acuífero del Valle de Puebla, Puebla. No obstante esta posibilidad, la problemática de la presa en términos de calidad del agua puede incrementarse al trasladarse agua del acuífero extraída y empleada para uso municipal y no municipal (industrial y otros usos) y descargarse sin el tratamiento suficiente a los ríos Atoyac y Alseseca, mismos que llegan a la presa Manuel Ávila Camacho.

Vulnerabilidad por presión hídrica

La relación entre disponibilidad de agua superficial y subterránea con respecto a los diferentes usos humano, agrícola e industrial es lo que se conoce como presión o estrés hídrico. El grado de presión se determinó a partir de la clasificación propuesta por el Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO. De acuerdo con ella, ya en el año 2007 la región Balsas presentó una presión fuerte debido a que es superior al 40%.

Vulnerabilidad por contaminación

La presa Valsequillo tiene un alto nivel de vulnerabilidad no sólo por los altos niveles de contaminación descritos en este estudio sino por el tipo y carga de contaminantes que recibe.

A esto habría que añadir los bajos niveles de tratamiento y el tipo de procesos establecidos los cuales no corresponden a las características del agua a tratar. Si a esto se añade el bajo cumplimiento de la normatividad aplicable al control de las aguas residuales de la zona, no es un error si se considera que la cuenca alta del río Atoyac es una de las más contaminadas y vulnerables del país incluyendo la presa la presa Manuel Ávila Camacho.

Vulnerabilidad agrícola

Las áreas agrícolas sujetas a irrigación por agua superficial y subterránea son dependientes de las variaciones en la precipitación (sequías, inundaciones), de la disponibilidad y de los niveles de calidad de agua. La vulnerabilidad se mide por el alto porcentaje de agua utilizada para riego respecto del total nacional, el grado de sobreexplotación de los acuíferos, la alta contaminación del agua superficial y la ocurrencia de sequías y huracanes.

Conjuntado todas las variables anteriores, es evidente y esperado que como muchas regiones del país, la cuenca alta del río Atoyac, presenta también una alta vulnerabilidad agrícola.

Vulnerabilidad urbana

Las ciudades con más de cien mil habitantes que se encuentran en una situación de baja disponibilidad de agua y elevadas tasas de crecimiento demográfico o pobreza se consideraron como vulnerables. Entre las ciudades del país que presentan baja disponibilidad de agua y sus niveles de pobreza altos incluyen a Tlaxcala y Puebla, ciudades ubicadas aguas arriba de la presa Valsequillo, además de las zonas adyacentes a la presa que no son muy grandes pero se caracterizan por pobreza, marginación y carencia de servicios básicos.

Vulnerabilidad por marginación social

La población marginal es la que experimenta deficiencias en la obtención de sus satisfactores básicos (alimento, vivienda, servicios de agua, educación, ingreso). La vulnerabilidad se determina por el porcentaje de la población que tiene niveles de alta marginalidad social. Con base en ello se tiene que la ciudad de Puebla presenta un índice de rezago social de medio a alto.

Vulnerabilidad económica

El grado de desarrollo económico se puede medir de manera indirecta por medio del Producto Interno Bruto (PIB) generado por persona. La vulnerabilidad se determina por los bajos niveles del PIB que conllevan una limitada capacidad económica para resolver los problemas de abastecimiento y saneamiento del agua. La región del Alta Balsas está dentro de una situación crítica.

La vulnerabilidad ecológica

El criterio vulnerabilidad ecológica está referido a zonas hidrológicas con alta biodiversidad lo que es prácticamente desechado en la zona alta de la cuenca del Balsas por el grado de perturbación que presenta.

Para este rubro se consideró importante añadir la condición de los usos del suelo ya que esto representaría otro factor más de afectación del embalse ubicado en la parte baja de la cuenca por lo que recibe todas las aportaciones de la actividad agrícola. Existe un predominio de agricultura de temporal (48.32%), seguida por la agricultura de riego (15.26%); el total de la actividad agrícola ocupa un 63.6% de la superficie total. La siguiente categoría en importancia, es el bosque de pino con 9.6%, el cual se ubica

principalmente en la parte altas del norte y noroeste donde se inicia el río Atoyac. Cabe mencionar la importancia de la superficie de la zona urbana que es de 7.6%, así como de pastizal inducido (4.95%). Por otro lado, el bosque presente en la cuenca es de tipo pino, oyamel, pino-encino, así como pradera de alta montaña y zonas alteradas de esta misma vegetación, que en conjunto suman un porcentaje total de 22.04 %.

En resumen, la cuenca alta del Balsas tiene un uso de suelo eminentemente agrícola (63.6%), seguida de una superficie relativamente baja de bosque (22.0%) y de pastizal inducido (4.95%); por último, la zona urbana ocupa una proporción importante de 7.6 % otro factor más para considerarla vulnerable (CONAGUA-IMTA, 2006)

Prácticamente en todos los indicadores utilizados para valorar la vulnerabilidad de la zona en la que se encuentra inserta la presa la califican con niveles de vulnerabilidad de altos a severos por lo que la seguridad hídrica del recurso está amenazada lo que se puede acentuar con el cambio climático.

Si se considera como otro factor asociado a la vulnerabilidad socio-ambiental de la región a la sensibilidad referida a la población, es decir, los actores que se ven afectados directamente ante el efecto adverso del estrés ambiental acentuado por el cambio climático, considerando que entre mayor sea el tamaño poblacional de una localidad, será más vulnerable, entonces se está en condiciones de afirmar una sensibilidad muy alta. Para esta conclusión se consideró el número de habitantes por municipio durante el censo poblacional más reciente (INEGI, 2005). De acuerdo al Atlas del Agua (2009), las ciudades de Puebla -Tlaxcala están consideradas las cinco zonas metropolitanas con mayor población con 2.58 millones de habitantes.

La capacidad de adaptación en su conjunto, representa el grado de resiliencia de la cuenca ante un cambio como lo es altos niveles de contaminación. Se considera importante considerar:

- i) El grado de explotación de los acuíferos. El agua subterránea proveniente de los acuíferos representa una importante fuente de suministro para los centros poblacionales, usos agrícolas e industriales. Los Centros poblaciones y áreas de riego ubicadas sobre acuíferos sobre-explotados tendrán una vulnerabilidad mayor que aquellas localizadas sobre acuíferos sub-explotados. Con este indicador podría decirse que la ciudad de Puebla su capacidad de respuesta no está agotada debido a que aunque depende de sobremanera del acuífero, este todavía no se encuentra sobreexplotado.
- ii) El segundo componente que determina el grado de adaptación a la contaminación es el nivel de infraestructura municipal. Un grado de infraestructura municipal alto permite enfrentar de mejor manera los efectos adversos del cambio climático que un grado de infraestructura bajo, dado que el acceso a servicios municipales, tales como el del agua potable, permite tener una mayor autonomía en los efectos ambientales del cambio climático. Por otro lado, municipios con un alto índice de marginación son más vulnerables ante los efectos del cambio climático, al carecer de servicios básicos como el acceso al del agua potable y al de la electricidad. Por ello, se consideró el Índice de Marginación Social que observa nueve indicadores socioeconómicos (CONAPO, 2005):

- Grado de analfabetismo
- Educación primaria terminada
- Drenaje sanitario
- Acceso a energía eléctrica
- Servicios de agua potable
- Nivel de hacinamiento
- Porcentaje de viviendas con piso de tierra
- Localidades con población menor a 5,000 habitantes e
- Ingreso económico

Al respecto la zona del alto Balsas está considerada con alto índice de Marginación Social por lo que es una zona de poca respuesta ante las afectaciones.

Existen otros factores de presión que han propiciado que el uso del agua dentro de la cuenca no sólo sea ineficiente sino con impactos económicos, sociales y ambientales importantes. La razón de ello se puede explicar por los siguientes factores:

- Déficit en el balance hídrico de la cuenca debido al aumento en la extracción de aguas subterráneas para el abastecimiento en los usos agrícola, industrial y urbano.
- Afectaciones y restricciones a la producción de bienes agrícolas rentables como las hortalizas.
- Falta de oportunidades de pesca en los ríos y presa por el agua contaminada.
- Creciente déficit en las fuentes de abastecimiento de agua potable en las localidades urbanas y rurales (agua de pozos) para consumo humano e industrial.
- Aumento en la probabilidad de que la población pueda contraer enfermedades gastrointestinales o de otro tipo por mala calidad de agua.
- Bajo o nulo potencial de otros servicios ambientales como el turismo y la recreación.
- Pérdida de biodiversidad a través de la desaparición de especies acuáticas de flora y fauna en los ríos, presa y zonas aledañas.
- Representa un espacio degradado que ofrece una deplorable imagen para toda la sociedad pero principalmente para los tres actores principales en la degradación, los causantes directos, las autoridades y la población afectada.
- Pérdida de un espacio ambientalmente valioso que atraiga actividades que obtienen un elevado valor agregado, asimismo es un yacimiento de empleo directo e indirecto.

Se requerirán grandes esfuerzos de gestión y de recursos para la regeneración y saneamiento de la cuenca mediante un plan integral que incluya la construcción de redes de alcantarillado, colectores y la construcción o rehabilitación de plantas de tratamiento acordes a las características del agua con el propósito de que el embalse mejore su entorno.

6. Conclusiones

Desarrollo de una metodología para la determinación de la capacidad de asimilación de contaminantes.

-Se desarrolló una metodología simplificada que permite la determinación de la capacidad de asimilación de contaminantes orgánicos, de nutrientes y de materia orgánica de la presa Manuel Ávila Camacho, Puebla.

-La presa Manuel Ávila Camacho, Valsequillo, se identificó como un sistema cálido-tropical, completamente mezclado (polimíctico); en condiciones de equilibrio que puede ser representado por valores promedio anual, particularmente en cuanto a su calidad del agua.

-La metodología requiere como mínimo determinar el caudal, calidad del agua promedio en tributarios y efluentes; calidad promedio en la columna de agua, comportamiento térmico, volumen de almacenamiento, superficie, tiempo de residencia hidráulico, profundidad media, principalmente.

Caracterización de contaminantes presentes en los tributarios, ríos Atoyac y Alseseca, determinado la carga aportada, así como las concentraciones en el embalse.

-La caracterización de los diferentes contaminantes de los ríos Atoyac y Alseseca permitió diagnosticar el nivel de su deterioro, asimismo la cuantificación de la carga aportada al embalse por estas fuentes, evidenció la asociación entre la causa y la consecuencia en términos de la calidad del agua que presenta la presa Valsequillo.

-Entre los contaminantes convencionales más importantes de ambos tributarios están los sólidos suspendidos, la materia orgánica representada por la DBO₅, DQO, COT; nutrientes, N-total, N-NH₃, N-NO₂ y el fósforo; el zinc, los sulfuros y detergentes (SAAM).

-En estrecha relación con lo anterior, para el embalse el deterioro de la calidad es producto de las altas concentraciones de SST, DQO y COT, N-total, N-NH₃ y el fósforo; zinc, sulfuros y detergentes (SAAM).

- Los contaminantes con mayor carga superficial al sistema, así como su concentración en los tributarios y en el embalse, fueron:

Parámetro	Carga (g/m ² -año)	Concentración en tributarios (mg/l)		Concentración en la columna de agua de la presa (mg/L)	
		R. Atoyac (AT); Alseseca (AS)		Promedio	Máximo
SST	5,411.8	381.3	1,545.0 (AT)	17.7	55.5
DQO	3,162.6	222.8	554.0 (AS)	40.6	84.0
Sulfatos	2,087	147.1	307.16 (AS)	73.8	101.86
Cloruros	1,464	103.2	193.3 (AT)	59.3	72.0
DBO ₅	1,457.7	102.71	393.0 (AL)	8.17	32.4
Nitrógeno Total	397.9	28.04	99.94 (AS)	9.94	31.7
N-NH ₃	238.7	16.82	55.68 (AS)	5.79	9.0
Grasas y Aceites	215.23	15.6	11.33 (AS)	8.65	12.02
Sulfuros	107.84	7.6	24.37 (AT)	2.02	8.99
Fósforo Total	56.35	3.97	8.36 (AS)	2.68	5.84
Detergentes (SAAM)	41.1	2.9	6.06 (AS)	0.30	1.74

- En todo el sistema (tributarios y embalse), las sustancias orgánicas más importantes fueron: Bis-2-(Etilhexil) Ftalato, el Dietilftalato, Dimetilftalato, Isoforona, Nonilfenol, Fenantreno, Naftaleno, Tetracloroetileno, 2, 4, 6 - Triclorofenol y el 2,4-Diclorofenol.

-Las concentraciones de los parámetros en la columna de agua como en el efluente de la presa Manuel Ávila Camacho, mostraron que el embalse no sólo funciona como trampa de contaminantes sino como un gran sistema de tratamiento que mejora la calidad del agua de los tributarios en casi todas las variables cuantificadas. Como ejemplo los SST disminuyen hasta en 95%, la DQO 89%, DBO% 92%, detergentes 89%, sulfuros 73%, Nitrógeno Total y N-NH₃ 65%. Tales decaimientos muestran también la capacidad de remoción de contaminantes del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

Presencia, distribución, frecuencia de aparición, toxicidad y persistencia de contaminantes.

-En cuanto a contaminantes no convencionales se detectaron 24 sustancias orgánicas en los afluentes. En el efluente de la presa se redujo la cantidad a nueve. Asimismo, en el embalse en la zona profunda, se detectaron 17 y en la parte superficial 14 compuestos.

-A partir de la relación DBO₅/DQO y los criterios de Metcalf y Eddy (2004), se determinó que el río Atoyac corresponde a agua cruda, sin tratamiento o con tratamiento primario debido a que los valores de la relación variaron entre 0.25 y 0.65. El río Alseseca corresponde totalmente a un agua no tratada por presentar la relación DBO/DQO por arriba de 0.4. De acuerdo a estos valores, la calidad del agua se asocia a descargas del tipo de la industria química y farmacéutica, no obstante, los valores más representativos de la relación, corresponden a los del tipo de la industria textil. La industria textil representa el 32% de la industria manufacturera aguas arriba de la presa y es el mayor de todos los giros, así mismo, la química y petroquímica representan el 5.7%, por lo que estos resultados son congruentes con los giros industriales preponderantes de la ciudad de Puebla y zona conurbada. El embalse presentó valores entre 0.1 y 0.3 por lo que corresponde a agua proveniente de un efluente tratado biológicamente pero con presencia de tóxicos refractarios.

-La importante influencia industrial y la presencia de solamente cinco plaguicidas en concentraciones muy inferiores a los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, comprobó el supuesto de que la contaminación difusa, no cuantificada en este estudio, no afectó la caracterización y modelación realizada.

-Entre los compuestos no convencionales más importantes por su frecuencia de detección, figuraron preponderantemente los compuestos orgánicos semivolátiles no clorados, principalmente el Bis-2-(Etilhexil) Ftalato con 44 apariciones, el Dietilftalato con 20, así como el Dimetilftalato con 9. En frecuencia de aparición le siguieron un compuesto orgánico semivolátil no clorado denominado como Isoforona con 22 apariciones y un compuesto orgánico semivolátil denominado como Nonilfenol con 14. De forma frecuente se presentaron también los hidrocarburos poliaromáticos como el Fenantreno con 13 y el Naftaleno con 12. De la misma manera, se detectaron otros compuestos como son un orgánico volátil clorado de nombre Tetracloroetileno con 12 apariciones y dos compuestos orgánicos semivolátiles clorados, siendo estos, el 2, 4, 6 - Triclorofenol con 11 y el 2,4-Diclorofenol con cinco.

-Como sustancia ampliamente distribuida y persistente destacó el Bis-2 (Etilhexil) Ftalato debido a que fue la única que se cuantificó su presencia en los sedimentos, en la biota (peces) y en el agua. En esta última presentó concentraciones superiores al Criterio Ecológico de Calidad del Agua establecido en México como referencia para la protección de la vida acuática. En los tejidos de peces su concentración fue superior de aquellas encontradas en estudios realizados en un gran número de cuerpos de agua en Estados Unidos de América. Es un constituyente de los plásticos en una proporción del 1 al 40%. Se emplea en productos de imitación de pieles, impermeables, zapatos y utensilios plásticos diversos de uso personal o en el hogar, así mismo, en la tubería hidráulica, en capacitores eléctricos y es también ingrediente de plaguicidas. Son generados por la industria química (polímeros y plásticos), textil y papeleras, entre otras.

- En correspondencia con la presencia de estas sustancias, los resultados de la caracterización tóxica de este sistema léntico y sus tributarios, mostraron que está presente toxicidad aguda alta y permanente en el río Atoyac y Alseseca. A pesar de recibir la carga tóxica más importante proveniente del río Atoyac, en los sitios superficial y profundo de la entrada de la presa en ningún muestreo se detectó como tóxica. Estos resultados refuerzan la hipótesis de que el lirio acuático tiene una función de filtro y amortiguamiento de la contaminación en el embalse ya que estos sitios son los más cercanos a los grandes tapetes de la maleza. No obstante esta situación, el agua que se extrae de la presa aún presenta toxicidad pero moderada. En los sitios más alejados de los tributarios y cercanos a la cortina, se presentó toxicidad en la zona profunda. La posible causa de este comportamiento es intercambio de sustancias entre la columna de agua con el sedimento, particularmente los sulfuros.

Adaptación de un modelo simplificado que represente el impacto de la contaminación

-El modelo simplificado que se adaptó al sistema bajo estudio, tiene su origen en las ecuaciones de balances de masa que aunque relativamente simples, demostraron ser una herramienta muy útil como una aproximación a la posible mejora de la calidad del agua del sistema como consecuencia de la reducción cualitativa y cuantitativa de la carga de sustancias químicas.

-Además, el modelo aplicado tiene su base y fundamento en variables intrínsecas al sistema como la profundidad media, el volumen de almacenamiento, superficie, tiempo de residencia hidráulico, atributos que condicionan la concentración en la columna de agua del embalse como respuesta a la dinámica fisicoquímica interna (pérdidas netas de cada contaminante) y a la carga superficial de contaminantes que recibe y exporta.

-La adaptación del modelo, se facilitó por la homogeneidad en el comportamiento de la presa Manuel Ávila Camacho con relación a la calidad del agua horizontal y vertical, su profundidad media, morfología, gradiente térmico y funcionamiento; altitud, ubicación geográfica y tamaño; características semejantes con muchos embalses en México lo que pudiera representar un área de oportunidad para replicar esta metodología. Como sustento a esta afirmación se menciona que en el país se han inventariado 5,166 presas, incluidos los bordos (Arreguín *et al.*, 2013). De estas, semejantes a la presa Valsequillo por la altura de la cortina existen 277 (entre 25 y 50 m). Por el volumen de almacenamiento, 3,371 embalses menores de 500 hm³, tomando en cuenta que Valsequillo almacena 328 hm³ (NAMO). Por su posición geográfica se contabilizan 1499, tomando en cuenta que existen en Jalisco 384, Michoacán 277, Hidalgo 269, Guanajuato 284, Estado de México 259 y DF 26 que podrían comportarse de forma similar. La gran

mayoría son para riego por lo que se repiten los ciclos de almacenaje y distribución del agua de forma intensiva para la producción agrícola, además, muchas de ellas reciben contaminantes de sus cuencas.

-El modelo demostró que los tributarios determinan la calidad del agua de la presa y el grado de deterioro en el que se encuentra. Asimismo, que es necesario reducir en primera instancia la carga de contaminantes. Este estudio contribuye a fundamentar esta decisión.

Determinación de la capacidad de asimilación de contaminantes a partir de un criterio de referencia o umbral crítico, determinado por los Criterios de Calidad del Agua (SEDUE, 1989) o estándar internacional.

-Con el diagnóstico de la calidad del agua obtenido, así como las características herramienta de seleccionada, fue posible la determinación de la capacidad de asimilación de contaminantes orgánicos (tóxicos), de nutrientes y de materia orgánica en la presa Valsequillo, un embalse representativo del trópico cálido.

-A partir de la información y la aplicación del algoritmo utilizado de Thomann y Di Toro (1983), se calcularon los Límites Máximos de Descarga (LMD) para metas específicas de calidad del agua (umbrales críticos) a fin de no rebasar la capacidad de asimilación o Carga Total Máxima (CTM).

-La aportación más importante de esta investigación es la determinación de los porcentajes de reducción de cada contaminante a un nivel con el que no se rebasaría la Carga Total Máxima permitida o capacidad de asimilación y con ello, mejorar substancialmente la calidad del agua del embalse.

-La presa tiene capacidad de asimilación, es decir carga disponible, en kg/d, para: Cianuros (1.42), Bario (66.3), Níquel 294.0), vanadio (49.96), Zinc (253.0), fluoruros 510.0), Boro (553.5). En ton/día para: litio (4.5), fierro (1.77), cloruros (127.76) y sulfatos (689.69).

-Los contaminantes que rebasaron la capacidad de asimilación en la presa Manuel Ávila Camacho en toneladas/d, por orden de importancia fueron: la DQO (- 91.7), los SST (-47.2), la DBO₅ (-2.1), el Nitrógeno Total (-21.0), el N-NH₃ (-11.29), los sulfuros (-6.0), las grasas y aceites (-5.19), el fósforo total (-3.19). En kg/día fueron: los detergentes (-814.3), los nitritos (- 85.6), el manganeso (-26.0), selenio (-7.6), Bis 2- (2-Etilhexil) Ftalato (-5.1).

-Los mayores porcentajes de reducción de la carga superficial requeridos para mejorar la calidad del embalse, de acuerdo a sus límites máximos de descarga para alcanzar las metas deseadas fueron: el fósforo total 99.6%, N-NH₃ 99%, sulfuros 97.5%, Nitrógeno Total 95.5 %, la DQO 75.4%, SAAM 67.3%, DBO₅ 63.3%, Nitritos 61.5%; Bis-(2-Etilhexil) Ftalato 48.2%, selenio 50%; Nonilfenol 44.4%, los SST 43.5% y las grasas y aceites 42.2%.

-Por su peligrosidad, desde el punto de vista de su toxicidad, es necesario poner especial atención en el abatimiento de las concentraciones del N-NH₃, los sulfuros, los detergentes, los nitritos, el Nonilfenol y el Bis-2-(Etilhexil) Ftalato.

-Los resultados de remoción de contaminantes con la reducción que establecen las Declaratorias de Clasificación del Río Atoyac y Alseseca para la segunda etapa de

regulación, son compatibles con las de este estudio para gran parte de los contaminantes identificados (ver tabla 34 para grasas y aceites, SST, DBO₅, DQO, N-NH₃ y en gran medida para SAAM y Bis-(2-Etilhexil) Ftalato.

-Los porcentajes de reducción de contaminantes son altos, sin embargo, se consideraron viables técnicamente partiendo de los resultados de calidad que se obtendrían mediante trenes de tratamiento estructurados para las descargas más importantes en la cuenca o descargas tipo con calidad de agua con influencia industrial (CONAGUA-IMTA, 2006 y CONAGUA-OMM, 2013).

-Dichos trenes de tratamiento se integraron tomando en cuenta la calidad del agua medida y un programa desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los EUA identificado por las siglas CapdetWork 2.1 (Computer Assisted Procedure for the Design and Evaluation of Wastewater Treatment Systems). El programa calculó también la generación y tratamiento de lodos, así como los costos de inversión, operación y mantenimiento de la infraestructura. Ejemplo de ello fue determinar que un tratamiento secundario del tipo de lodos activados que además incluya remoción química de fósforo, post-desnitrificación, clarificación y cloración, es suficiente para remover fósforo total en un 71%, N-Total en un 98%, N-NH₃ en un 99%, DQO en un 99%, SST en un 94%, grasas y aceites en un 99%, DBO₅ en un 99% y Bis-(2-Etilhexil) Ftalato en un 80 %. Se esperaba que tanto el Bis-(2-Etilhexil) Ftalato como el Nonilfenol se adsorban fuertemente a sedimentos y sólidos en suspensión. De acuerdo con Winkler (2009), las principales ventajas de un sistema de lodos activados para una zona como la cuenca alta del río Balsas están:

1. Flexibilidad de operación a través del control de biomasa en el reactor.
2. Mayor tolerancia a compuestos tóxicos que otro tipo de procesos, por ejemplo los de biopelículas.
3. Altas eficiencias de remoción de materia orgánica.
4. Minimización de olores e insectos.
5. Posibilidad de regular energía por variaciones de carga orgánica.
6. Bajos costos de construcción y relativamente pequeños requerimientos de área.

-La viabilidad económica de la reducción de contaminantes, se demostró con estudios en los que se evaluaron los beneficios tanto económicos, ambientales y sociales derivados del posible saneamiento de la cuenca, meta que se puede considerar de gran envergadura (CONAGUA-OMM, 2012). Los beneficios se estimaron con criterios como el valor de existencia del recurso hídrico y cómo influye su contaminación en el desarrollo de la región. Se valoraron las pérdidas económicas por turismo no realizado, costos evitados en salud (enfermedades gastrointestinales), rentabilidad de cultivos, pérdida de actividad pesquera y biodiversidad, degradación y agotamiento del recurso agua en relación al PIB. Los beneficios económicos esperados por el saneamiento de los ríos Atoyac y Alseseca, se estimaron en 105 millones de dólares americanos anuales y 784.6 millones de dólares en veinte años a valor presente neto con una tasa de descuento del 12% y un tipo de cambio de 12.5 pesos por dólar. Los beneficios pudieran ser mayores debido a que no se incorporaron otros beneficios tangibles como la revaloración catastral de los predios,

fincas y terrenos aledaños a los cuerpos de agua de la cuenca que serían indudables, así como tampoco se consideraron los gastos en salud por enfermedades cancerosas evitadas en la población que vive en los márgenes del río, evidencia documentada y aceptada por la Secretaría de Salud.

-Por otra parte, los costos del tratamiento se calcularon en 490 millones de dólares para alcanzar la segunda etapa de reducción de contaminantes de la Declaratoria y 780 millones de dólares para la tercera, incluyendo la inversión, amortización, así como la operación y mantenimiento de las plantas para cumplir con la tercera meta hasta el 2025 para las descargas industriales y 2030 para municipales. Cabe mencionar que en los costos de inversión están incluidos los recursos económicos para alcanzar la calidad de la primera etapa que corresponde al cumplimiento de la NOM-SEMARNAT-1996, aún vigente, lo que las descargas de aguas residuales ya deberían haber cumplido desde el año 2000. Si no se toman en cuenta los costos de la primera etapa, los beneficios del saneamiento son aún más altos que los costos (CONAGUA-OMM, 2011).

- Con los valores de los porcentajes de reducción, se comprobó la hipótesis de trabajo para 10 de los 14 contaminantes más importantes, debido a que se estipulaba que *la disminución entre un 50 y 80% de la carga de contaminante aportada a la presa Manuel Ávila Camacho, sería suficiente para no rebasar la capacidad de asimilación de este sistema.*

-El incumplimiento de algunos parámetros está relacionado a que las metas de calidad del agua a obtenerse en la columna de agua de la presa, son concentraciones demasiado exigentes para los cuatro contaminantes que no cumplieron. Para el fósforo corresponde a una meta de 0.01 mg/l, sulfuros de 0.05 mg/l, para el N-NH₃ de 0.06 mg/l y para el nitrógeno total de 0.45 mg/l, comparados con concentraciones por ejemplo de la DQO de 10 mg/l o de grasas y aceites de 5 mg/l. Los tres primeros son concentraciones muy bajas por los efectos de la eutroficación como es el caso del fósforo y la toxicidad tanto de los sulfuros como el N-NH₃, Cabe señalar también que para los cuatro parámetros pudieran existir aportaciones internas por la liberación de los sedimentos (fósforo y sulfuros) o por la descomposición de la materia orgánica dentro de la presa al ser un sistema eutrófico de alta productividad. Estas aportaciones pudieran evidencia que el porcentaje de reducción obtenido está sobreestimado.

-Se obtuvieron las tasas de decaimiento de los contaminantes en el en el embalse. Se consideraron bajas para las grasas y aceites (13.0 m/año) que permanecen en la superficie, los cloruros y los metales por ser persistentes, con excepción del Fe (34.6 m/año) que posiblemente formó precipitados con algunas sales que a su vez fueron exportados o permanecen en los sedimentos. El cianuro aunque es biodegradable y poco persistente tiene la capacidad de formar rápidamente compuestos con iones metálicos como los de hierro. Particularmente llamó la atención la baja tasa de pérdida de los nutrientes como el Nitrógeno Total (28.2 m/año) y el N-NH₃ lo que está relacionado nuevamente por la presencia de una aportación interna en el embalse, producto de la descomposición de la materia orgánica o como el caso del fósforo (9.2 m/año) la posible liberación de los sedimentos.

-Aun cuando se disminuye el impacto de la contaminación, es evidente que la presa recibe una gran cantidad de sustancias que entran por sus dos tributarios, muchas de ellas se encuentran en este sistema en concentraciones bajas pero al reaccionar por la mezcla generan efectos sinérgicos complejos que como se indicó, se manifiestan con

toxicidad aguda en el agua. Como este sistema recibe sustancias orgánicas de diversos giros industriales, el color en la presa alcanza altos valores manifestando la presencia de sustancias disueltas.

-Las variables biológicas también están impactadas, asociando los efectos a las sustancias tóxicas y a la eutroficación. Ante este cambio, la estructura de hábitat invariablemente ha sufrido alteraciones como inestabilidad, azolve, contaminación y otras modificaciones que derivan en cambios en la estructura de las comunidades biológicas como fue evidenciado por la presencia de un gran desarrollo de la comunidad zooplactónica como consecuencia de la falta de peces depredadores en la cantidad suficiente para controlarlos.

Para las sustancias orgánicas influye su degradación y volatilización, así como su adsorción a los sedimentos, como ocurre con el Nonilfenol (120.8 m/año). Para el caso del Bis-(2-Etilhexil) Ftalato, su comportamiento es completamente diferente y no sólo se presenta una pérdida neta, esta es negativa, lo que pudiera interpretarse con la existencia de una fuente interna que pudo no haberse identificado. De acuerdo con Mill, *et al* (1982), este compuesto es ya muy abundante en las descargas de agua residual. Mencionan que encontraron su presencia en 41.9% de un universo de 2,600 muestras de descargas de aguas residuales de las cuales 91% correspondientes a industria. Pudo haber sido aportada alguna cantidad de esta sustancia por las poblaciones aledañas a la presa Valsequillo.

- Se concluyó que en general son más importantes los procesos internos de transformación o reducción de la concentración de las sustancias en la columna de agua que la disminución de la concentración por la extracción de contaminantes que se lleva a cabo a través del agua enviada al Distrito de Riego 030 Valsequillo por la obra de toma. Esta aseveración es consecuencia de lo largo que es tiempo de residencia hidráulico en la presa que es de 302 días en promedio, lo que propicia altas tasas de decaimiento de algunos contaminantes como la DBO₅ (166.5 m/año), los detergentes (122.5 m/año), la DQO (66 m/año) y algunos compuestos orgánicos como el Nonilfenol (120.8 m/año).

-Con base en la aplicación del Modelo de Lagos Cálidos del CEPIS para la determinación del estado trófico del sistema, se corroboró el estado eutrófico del embalse, lo que se había evidenciado con los indicadores utilizados. Se constató que el modelo de Thomann y Di Toro (1983) utilizado es una buena aproximación para determinar la eutroficación de un sistema léntico tropical por el hecho de haber producido un valor que resultó con una diferencia de únicamente una desviación estándar y que la medición del fósforo total presentó un coeficiente de variación del 43% para un total de 39 mediciones realizadas en el embalse.

La eutroficación de la presa, promueve el incremento de especies tolerantes como las cianofitas que en determinado momento pudieran dominar y producir toxinas. Signo inequívoco de este proceso es el incremento de la clorofila *a* que es directamente proporcional al número de células fitoplanctónicas las cuales cuando existen fuertes florecimientos también contribuyen a la sobresaturación de oxígeno a ciertas horas del día pero a la anoxia cuando lo consumen por las noches.

Bajo el contexto del cambio climático, realizar un análisis de los posibles efectos debido a las anomalías de la temperatura y la precipitación.

-El modelo adaptado a las condiciones del sistema, permitió su utilización en la cuantificación de los posibles efectos del cambio climático.

-Se determinó que con la disminución del volumen del almacenamiento de 48 % como ocurrió en el pasado y que corresponde a una pérdida crítica de 107 Mm³ de agua producto del decremento del escurrimiento, un incremento de la evaporación-evapotranspiración como resultado del aumento de la temperatura, produciría que la concentración de DQO se elevara hasta un 71%, al pasar de 40.6 a 69.6 mg/l en la columna de agua del embalse. Esta alza en la concentración propiciaría que la calidad del agua estuviera permanentemente contaminada. En este escenario las concentraciones de los contaminantes evaluados incrementaría 80.2% en promedio, siendo el incremento más importante para el Zinc (145%), Bis-2 (Etilhexil) Ftalato (95.6%), nitritos (85.9%), además se aumentarían tóxicos importantes, situación que sería un grave problema.

-Asimismo, se determinó que los cambios en el almacenamiento por la disminución del escurrimiento entre el 6 y el 7.5%, correspondientes a una disminución del almacenamiento de 17.8 y 22.2 Mm³/año para los escenarios A1B y A2, resultarían en incrementos de la concentración de los contaminantes en 4.3 y 5.42%, respectivamente.

-El impacto sobre el deterioro de la calidad del agua por el cambio climático será importante mientras siga la aportación de la carga de contaminantes al embalse debido a que tenderán a concentrarse. De forma general y para este caso, se puede concluir que la presa es vulnerable a la contaminación por la alta carga contaminante que recibe, sin embargo, presenta cierta capacidad de atenuación de los efectos por sus propiedades intrínsecas, demostradas por la homogeneidad en la distribución de los contaminantes y las tasas de decaimiento que éstos presentan, las cuales están asociadas a las reacciones físico-químicas y biológicas que se presentan en el propio sistema, así como por la extracción del agua para su uso en riego.

-No obstante lo anterior, la vulnerabilidad socio-ambiental de la zona de estudio y los indicadores analizados mostraron que la cuenca presenta una vulnerabilidad climática por sequías e inundaciones que se califica como intermedia; por disponibilidad de agua, crítica por déficit en la superficial y disponibilidad de la subterránea del orden de 18.4 Mm³/año; por presión hídrica, fuerte, debido a que es mayor al 40%; vulnerabilidad agrícola, alta; urbana, alta, caracterizada por pobreza y carencia de servicios básicos; por marginación social y económica, crítica con un índice de marginación social de medio a alto.

-La posible vulnerabilidad climática por disminución del escurrimiento en la cuenca alta del río Balsas y su impacto en la presa, será compensado por la aportación de aguas negras al sistema por lo que si estas son tratadas, será una medida de mitigación y adaptación al cambio climático y a la vulnerabilidad socio-ambiental.

-El incremento en la población en la zona requerirá volúmenes adicionales de agua que será obtenida de los acuíferos. Los registros del volumen de agua concesionada en la cuenca alta del río Balsas indicaron que del 2000 (123.252 Mm³/año) al 2009 (306.870 Mm³/año), se tuvo un incremento del 249% (CONAGUA, 2009). De la misma manera, se calculó que el uso consuntivo del agua es de 403 Mm³/año, del cual el volumen de retorno correspondiente al agua residual, es del 56.6%. Se estima que de seguir igual, para el 2030, el volumen de agua para este uso, será de 769 Mm³/año correspondiente a un volumen de agua residual que se producirá de 260.7 Mm³/año, es decir, 88.6% más de

agua residual que llegará a la presa Manuel Ávila Camacho, producto de la transferencia de agua del acuífero de Puebla, principalmente.

-Ante esta situación, se prevé que ocurra un escenario en el que el efecto principal es la sobreexplotación del agua del acuífero del que se abastece la ciudad de Puebla y la zona conurbada que ya sólo cuenta con una disponibilidad estimada de apenas 18.4 Mm³/año y que por lo mismo, tenderá a su agotamiento. Además, la producción de una mayor cantidad de agua residual provocará que la capacidad del embalse sea rebasada. Esta condición obliga a valorar la alternativa de utilizar el agua residual de la presa Valsequillo para abastecer a la ciudad de Puebla.

7.- Recomendaciones para el manejo de la presa Valsequillo

-Como se demostró con las predicciones obtenidas con el modelo para el caso de las afectaciones derivadas del cambio climático, el nivel de almacenamiento que está relacionado a las extracciones y las aportaciones de agua, influye directamente en el comportamiento de la calidad del agua de la presa. La época crítica históricamente se ha presentado de abril a agosto cuando los niveles de almacenamiento son los más bajos, cercanos a los 150 Mm³ (ver figura 35). De acuerdo dichas predicciones, se recomienda que en la mencionada época crítica no baje el nivel de almacenamiento a un nivel inferior a los 216 Mm³, propiciando al menos se mantenga la concentración de DQO de 40.6 mg/l y mantener las concentraciones promedio de los parámetros determinados en este estudio.

-Las aportaciones medias anuales de agua residual se han incrementado 200% en los últimos 20 años producto de la explotación del agua subterránea en el Valle de Puebla lo que pudiera apoyar la propuesta de mantener los 216 Mm³ y si fuera posible aún más.

-El periodo crítico coincide con el periodo de estratificación del embalse, es decir a finales de primavera y principios del verano pero también con el periodo de incremento en la extracción. Estas coincidencias son muy importantes para la calidad del agua. La extracción de agua en profundidad tiene un efecto muy importante que debe programarse y mantenerse cada año. La extracción propicia que la estratificación térmica sea muy inestable como consecuencia de que al extraer agua más fría y densa de la capa inferior del almacenamiento, provoca que se propicie la condición que dará como resultado la mezcla de la columna. Además, se extraen sustancias como materia orgánica, sulfuros y fósforo, contaminantes estos últimos que se producen en condiciones anóxicas como las que normalmente presenta el agua en la zona profunda.

-Dado lo anterior se recomienda propiciar una mayor tasa de flujo que pudiera ser sostenida. En general a mayor tasa de flujo de la salida de agua tenderá a incrementar la temperatura del embalse, ya que las capas profundas frías están siendo evacuadas y son reemplazadas por capas superficiales más cálidas. Además la extracción crea condiciones más favorables para este cuerpo de agua, debido a que la retención de sedimentos es menor como consecuencia de que gran parte de éstos saldrán en este flujo; la capa anóxica se reduce y principalmente tiene oportunidad de renovarse. La sedimentación y la extracción, explica la pérdida neta de contaminantes en el embalse. Ejemplo de esto son los SST, que tienen la aportación más importante a la presa (5411.8 g/m²-año), pero también tienen la tasa de pérdida más grande de 294 m/año. En la actualidad el piso del cauce del río Atoyac a la altura de la obra de toma, se han depositado de 36.0 m. de sedimentos en 62 años que tiene de operación, promediando

anualmente en ese sitio 0.58 m. de azolve (CONAGUA, 2008). Ante esta situación es impostergable reducir la entrada de sólidos al sistema y realizar acciones para proteger la obra de toma.

-Otro de los factores del porque se recomienda incrementar el flujo de extracción es el impacto que este tiene sobre el tiempo de residencia hidráulico el cual en esta presa marca una clara tendencia a la alza en los últimos años por el incremento del agua residual que se recibe. Del periodo 1983 a 1992 fue de 0.78 años, de 1993 al 2002 de 0.93 años y del 2003 al 2011 de 1.02 años. Como se han incrementado las aportaciones, existe también un incremento en el almacenamiento y a su vez, en otras variables como son la superficie de la presa que de 1890 ha pasó 2056 ha, en promedio. El incremento de volumen de almacenamiento y el tiempo de retención hidráulico con una tasa de flujo igual o menor a la actual puede derivar en beneficios de contar con agua pero también puede generar otros problemas como son menor mezclado de la columna de agua, presencia de mayor estratificación, creación de una zona hipolimnética con déficit de oxígeno más amplia en el embalse y con ello mayor liberación de fósforo de los sedimentos, por la presencia de sulfatos, el incremento de los sulfuros tóxicos que se producen por la oxidación de los primeros.

- Quedó de manifiesto que el sistema Manuel Ávila Camacho sufre una infestación crónica de la maleza acuática *Eichhornia crassipes* producto de la elevada aportación de nutrientes que no sólo la mantiene sino promueve mayor crecimiento, acrecentado otros problemas ambientales y de salud pública como son pérdida de agua por evapotranspiración, la presencia masiva de moscos y otros organismos nocivos; impide la penetración de luz, el intercambio atmosférico, la disolución de oxígeno, interferencia a la acción del viento, deterioro de la calidad del agua y azolvamiento del vaso. Sin embargo, la presencia y desarrollo de esta maleza en su ubicación actual en el embalse tiene efectos positivos al conformar un filtro de contaminantes que mitiga la entrada de diferentes sustancias, fenómeno que además abate, retarda y atenúa los pulsos severos de contaminantes, constituyendo las grandes masas de lirio una zona de amortiguamiento muy importante mientras no se reduzca la carga de contaminantes de ambos tributarios.

-La remoción de contaminante por la asimilación de plantas acuáticas como *Eichhornia crassipes*, ha sido documentada no sólo para el tratamiento de aguas residuales municipales sino industriales (Joseph, 1976, Roldán y Ramírez, 2008; Priya y Selvan, 2013). Dados los resultados obtenidos en esta investigación y los antecedentes de manejo de esta planta se propone realizar una investigación adicional para determinar la factibilidad técnica y económica de utilizar a la presencia de las grandes masas del lirio como un gran sistema de tratamiento. Su establecimiento controlado en la entrada del embalse complementaría el tratamiento secundario sugerido como mínimo a establecerse en la cuenca cuyos efluentes pudieran salir todavía con concentraciones apreciables de fosfatos, nitratos, compuestos fenólicos y detergentes que propician el estado eutrófico de la presa Valsequillo. El estudio debe contemplar el diseño físico y operativo en el que se realizaría la extracción de la maleza de acuerdo a su tasa de crecimiento utilizando la metodología desarrollada por el autor para el control de esta planta (Gutiérrez *et al.*, 2002), así como la reutilización masiva de la biomasa por ejemplo en la generación de metano que de acuerdo a Joseph (1976), se ha calculado a producir 0.34 m³ de biogás por kg de plantas desecadas.

Recomendaciones generales

-Es necesario publicar la Declaratoria de clasificación de la presa Manuel Ávila Camacho con el propósito de que la CONAGUA tenga los elementos legales y administrativos para no autorizar ni descargas de aguas residuales al embalse lo que es posible cuando se demuestra que no existe capacidad de dilución de la mayoría de contaminantes. De ser necesaria la autorización, las descargas deben cumplir con los límites de descarga más estrictos de este estudio.

-Para alcanzar la reducción de contaminantes propuesta para recuperar la calidad del agua de la presa Valsequillo, no sólo debe considerarse la construcción de plantas de tratamiento para cada descarga o conjunto de descargas. Se deben investigar otras estrategias para conseguirlo como son la remoción de contaminantes dentro de los procesos que los generan, el cambio de materias primas e implantar programas de investigación y desarrollo tecnológico que permitan la producción limpia. Otras acciones son la tan postergada disminución de los fosfatos en los detergentes, la verificación de su biodegradabilidad y baja toxicidad, regulando su producción y uso.

-Es posible que la reducción de contaminantes que se aportan al embalse sea la única posibilidad de contar con agua en el futuro de la megalópolis poblana. El abatimiento de la contaminación del embalse incrementaría la posibilidad y viabilidad de potabilizar el agua residual almacenada en la presa Manuel Ávila Camacho, lo que podría requerirse a mediano plazo (20 años), por el incremento de la población, de la demanda del recurso y de la explotación acelerada del acuífero del Valle de Puebla.

- Se debe modificar la Norma Oficial Mexicana, NOM-002-SEMARNAT-1996, Que Establece los Límites Máximos Permisibles de Contaminantes en las Descargas de Aguas Residuales a los Sistemas de Alcantarillado Urbano o Municipal, ajustándola a cada condición o a un amplio espectro de condiciones a fin de asegurar el adecuado funcionamiento de las plantas de tratamiento de agua residual. El propósito de esta recomendación tiene dos objetivos fundamentales. El primero es instaurar la regla de que aquellas sustancias o mezclas de sustancias que representan una interferencia, inhibición o afectación al funcionamiento de los sistemas de tratamiento requerirán pretratamiento. El segundo objetivo es que se construyan y operen sistemas convencionales de tratamiento y asegurar su operación adecuada. La calidad del agua de las ciudades como Puebla de los Ángeles y otras del país, han dejado de producir la clásica agua residual municipal para convertirse en mezclas complejas con alta influencia de productos xenobióticos de origen industrial incluidos los llamados contaminantes emergentes.

-Otra acción importante es conformar un fondo de investigación y desarrollo tecnológico enfocado a la investigación aplicada al tratamiento de agua residual industrial que permita apoyar a este sector a reducir los pasivos ambientales que han transmitido a la a la sociedad los últimos 40 años. De forma paralela se deben incrementar los incentivos fiscales que permitan la inversión en infraestructura anticontaminantes.

-Se demostraron las bondades de emplear a la carga de contaminantes asociada a la capacidad de asimilación del cuerpo receptor en la regulación de las descargas de aguas residuales. La metodología desarrollada podría fundamentar técnica y legalmente dicha asociación con el propósito de formular una nueva política pública que sustente la nueva Norma Oficial Mexicana para el control de las descargas de aguas residuales a los cuerpos de agua de competencia federal. Adicionalmente y de acuerdo a Eckenfelder, *et*

a/. (1988), por la naturaleza de los desechos, se recomienda regular la incorporación de un tanque de igualación al comienzo de los sistemas de tratamiento a fin de evitar los picos en la tasa de flujo y la concentración de contaminantes lo que proveerá condiciones del afluente más estables, así como un control del tratamiento más económico y confiable. Asimismo, se asegurará aún más el funcionamiento de la plantas procesos de pretratamiento como se mencionó a través de una nueva NOM-002- SEMARNAT-XXX.

-Es necesario llevar a cabo un cambio radical en el proceso gubernamental de la vigilancia de la calidad del agua y del control de la contaminación de los cuerpos de agua. La propuesta es que se realice a partir del monitoreo de una concentración regulada (umbral crítico) para cada parámetro en todos los cuerpo de agua del país. Dicha concentración serían los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. Con esta finalidad, se propone que dichos Criterios dejen de ser únicamente de referencia para convertirse de cumplimiento obligatorio. La regulación deberá establecer la asociación entre los límites permisibles de contaminantes de las descargas de aguas residuales con la concentración del Criterio Ecológico de Calidad del Agua y la capacidad de asimilación del cuerpo receptor. Con esta base se establecería legalmente la asociación directa entre la causa y el efecto.

Otras acciones serían la implantación de un programa nacional de reducción de contaminantes, la implantación de un programa obligatorio de reúso del agua para intercambio de agua de primer uso por agua tratada. La separación de tuberías para recolectarla antes que se mezcle con el drenaje altamente contaminado, ordenamiento del territorio de la cuenca para proteger las zonas con vegetación, reforestación en la cuenca, ordenamiento del crecimiento urbano, protección de acuíferos y creación de zonas de reserva.

8. REFERENCIAS

1. Aceves, S. A. (2000). Puebla. Una historia para construir su futuro. Fundación Ingeniero Alejo Peralta y Díaz Ceballos, IBP., y fundación por Puebla, *Horizonte* 2000, A. C. 248 p.
2. Ávila, G. P. (2007). Cuencas hidrológicas de México y su vulnerabilidad socioambiental por el agua. En: *Sustentabilidad y Desarrollo Ambiental. Agenda para el Desarrollo*. Calva, J.L. Coord. Volumen 4. Porrúa. UNAM. Cámara de Diputados.133-161.
3. Agency for Toxic Substance and Disease Registry (1988). *Di (2-ethylhexyl) phthalate*. Washington, D. C., U. S. Department of Health.
4. Alabaster, J. S. y Lloyd, R. (1980). *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. Butterworth & Co. publishers Ltd. London. 297 p.
5. Alley, R. E. 2000. *Water Quality Control*. Handbook Mc Graw-Hill, Inc.
6. APHA (American Public Health Association); AWWA (American Water Works Association) y WPCF (Water Pollution Control Federation). (1976). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 14a ed. Washington, D.C. 1193 p.
7. APHA (American Public Health Association); AWWA (American Water Works Association) y WPCF (Water Pollution Control Federation).(2007). *Standard Methods for The Examinations of Water and Wastewater*, 18a Edition Washington, D.C. 1205 p.
8. Arce-Velázquez, A. L., Calderón-Mólgora, C. G., y Tomasini-Ortiz, A. C. (2002). *Fundamentos técnicos para el muestreo y análisis de aguas residuales*. Serie Autodidáctica de Medición de la Calidad del Agua. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 56 p.
9. Arnell, N.W.(1999). *Climate change and global water resources*. Global Environmental Change 9, S31–S49.
10. Arredondo, A. J. L., Díaz Z.G. y Ponce, P. J., (2007). *Limnología de las Presas Mexicanas*. Aspectos teóricos y Prácticos. UAM. Casa Abierta al Tiempo. AGT Editor, S. A. México.899 p.
11. Arreguín, C. F.; Murillo, F.R y Marengo, M. M. (2013). *Inventario Nacional de Presas*. Nota Técnica. Tecnología y Ciencias del Agua, Vol. IV, núm. 4, septiembre-octubre de 2013. 179-185.
12. ATSSDR (Agency for toxic Substances and Disease Registry). (1988). *Bis-2 (Etilhexil) Ftalato*, Washington, D.C., U. S. Department of Health.
13. Baigun, C. & M. C. Marinone. 1995. Cold-temperate lakes of South America: Do they fit northern hemisphere models? – *Archiv. Hydrobiol.* 135: 23-51.

14. Bennett, R.J. and Chorley, R.J. (1978). *Environmental Systems: Philosophy, Analysis and Control*. Princeton, N. J: Princeton University Press. 624 p.
15. Canadian Environmental Assessment Research Council (CEARC) and United States National Research Council (USNRC). (1986). *Proceedings of the Workshop on Cumulative Environmental Effects: a Binational Perspective*. Hull, Quebec: CEARC.Canadian Environmental Assessment Research Council (CEARC). 1988. *The Assessment of Cumulative Effects: A Research Prospectus*. Hull, Quebec: CEARC.
16. Bosch, R. Pujol, L. Sierra, J y Vellaspinós. (1998). *Turismo y medio ambiente*. Editorial Centro de Estudios Ramón Arcés, Madrid.
17. Brassard, Gilles; Bratley, Paul. (1997). *Fundamentos de Algoritmia*. Madrid: Prentice Hall. ISBN 84-89660-00-X.
18. Boyd, C. E. y Lichtkoppler, F. (1979). *Water quality management in ponds fish culture*. Res. Develop. Sci. (22): 4-29.
19. Bravo, I. L. (1993). *Control químico y mecánico de malezas acuáticas y limnología en la presa Guadalupe, México*. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Tecnología Hidráulica Urbano-Industrial. IMTA, CNA, SARH (Informe técnico). México, D. F. 40 P.
20. Breitkopf, C., Kühne, R., and Schüürmann, G., (2000). *Multimedia level-III and residence times of xenobiotics in water-rich and water-poor environments*. Environ. Toxicol. Chem. 19 (5): 1430-1440.
21. Brock T. C. M., van den Brink P. J. and Hartgers E. M. (1997). *Impact of community nutrient status on fate and effects of insecticides in shallow freshwater ecosystems*. In Interactions of Nutrients and Toxicants in the Foodchain of Aquatic Ecosystems, eds P. R. G. Kramer D. A. Jonkers and L. van Liere. RIVM-report no 703715001, The Netherlands.
22. Bruggeman, W. A., Opperhuizen, A., Wijbenga, A., & Hutzinger, O. (1984). *Bioaccumulation of superlipophilic chemicals in fish*. Toxicological and Environmental Chemistry, 7, 173–189.
23. Burden, R. F., McKelvie. I., Förstner U., & Guenther A. (2002). *Environmental Monitoring Handbook*. McGraw-Hill. New York.
24. Calderón, G. J. L.; De la Lanza E. G. e Ibáñez A. A. L. (2002). Aguas epicontinentales de México y sus pesquerías. En: *Pesquerías en tres cuerpos de agua continentales*. Velázquez P. A; Cruz S. L.; Rodríguez B. E.; Mancilla, C. E. y Zavala G. R, compiladores. ISBN-968-800-544-4 Instituto Nacional Pesca. México. 23 -56.
25. Canadian Forestry Service. (1969). *Guidelines for Biophysical Land Classification*. Publ. Num. 1.264, Ottawa.

26. Carlson, R.E. (1977). *A Trophic State Index for Lakes*. Limnol. and Oceanog. 22(2):361- 369.
27. Carrión, C., Ponce de León, C; Cram, S. Sommer, I; Hernández, M. y Vanegas C. (2012). *Aprovechamiento Potencial del Lirio Acuático (Eichhornia crassipes)*. En *Xochimilco para fitorremediación de metales*. Agrocienza vol. 46 no. 6 México agro/sep. 2012.
28. Castagnino, W. A. (1982). *Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos cálidos Tropicales*. Lima, Perú OPC/CEPIS. 26 p.
29. Catalán, L. J. & Catalán A. J. M. (1987). *Ríos, Caracterización y Calidad de sus Aguas*. 2 Ed., Dihidrox. Madrid, España, 264 p.
30. CEQG (Canadian Environmental Quality Guidelines). (2002). Summary of Existing Canadian Environmental Quality Guidelines. Fecha última consulta: 20 de septiembre de 2014 en:
<http://www.chemeng.queensu.ca/courses/CHEE315/projects/documents/CCMEGguidelines.pdf>
31. CEPIS. (1984). *Las Represas y sus Efectos Sobre la Salud*. CEPIS. México, D. F.
32. CETESB, (1990). Estudio de caso río Pariba do Sul, Brasil. En: *Manual de evaluación y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales*. Anexo 1. Companhia de Tecnologia de Saneamiento Ambiental. Centro Panamericano de Ingeniería. OMS. OPS. 92 p.
33. Chapman, D. (1996). *Water Quality Assessments*. 2 Ed. UNESCO/WHO/UNEP. University Press. 626 pag.
34. Clark, W.C., Jager, J., Corell, R., Kasperson, R., y cols. (2000). *Assessing vulnerability to global environmental risks. Report of the Workshop on Vulnerability to Global Environmental Change: Challenges for Research, Assessment and Decision Making*, Warrenton, VA. Research and Assessment Systems for Sustainability Program Discussion Paper 2000-12. Environment and Natural Resources Program, Belfer Center for Science and International Affairs (BCSIA), Kennedy School of Government, Harvard University, Cambridge, MA.
35. Clayton, M. H., y Radcliffe, J. N. (1996). *Sustainability: A systems Approach*. Westview Press Inc.
36. Cole, G. A. (1983). *Textbook of Limnology*. Third Edition. The C.V. Mosby Company. St Louis, Missouri. 401 p.
37. Collins, Carol, D. and Wlosinski, Joseph H. (1983). *Coefficients for Use in the U. S. Army Corps of Engineers Reservoir Model, CE-Qual-R1*. Vicksburg, Miss.: Environmental Laboratory, U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station. 120 p.

38. CONAGUA-SIACV, Comisión Nacional del Agua- Sistemas de Ingeniería Ambiental S. A, de C. V. (2003). *Actualización de los estudios de calidad del agua. Río Coatzacoalcos*. Contrato N° SGT/GSCA-03-03. México, D. F.
39. CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (2006). *Estudio de Clasificación del río San Juan, Qro.* SGT-Gerencia de Calidad del Agua, Subgerencia de Estudios de Calidad del Agua e Impacto Ambiental. Informe interno.
40. CONAGUA, Comisión Nacional del Agua, (2006). *Zonas de Reserva de Agua Potable para la Ciudad de Puebla*. Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas. México. 68 p.
41. CONAGUA -IMTA. Comisión Nacional del Agua- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2006). *Estudio de Clasificación del río Atoyac, Puebla-Tlaxcala*. Convenio No. CNA-IMTA-SGT-GRB-MOR-05-004-RF.
42. CONAGUA, Comisión Nacional del Agua, (2008^a). *Ley Federal de Derechos. Disposiciones Aplicables en Materia de Agua*. Diario Oficial de la Federación, 24 de diciembre de 2008. Comisión Nacional del Agua. México. 67 p.
43. CONAGUA, Comisión Nacional del Agua, (2008b). *Estudio Topobatimétrico de la presa "Manuel Ávila Camacho" (Valsequillo)*, Municipio de Puebla, Estado de Puebla. Contrato No. SGT-OCB-PUE-08-029-E006-RF-LP.
44. CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), (2008c). *Estadísticas del Agua en México*. SEMARNAT. México. 228 p.
45. CONAGUA-IMTA. (Comisión Nacional del Agua- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). (2010). *Atlas del Agua en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (ed.). México. 123 p.
46. CONAGUA-IMTA. (Comisión Nacional del Agua- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). (2010). *Caracterización de Sedimentos en La Presa Valle De Bravo, Estado de México y Evaluación de Diferentes Técnicas de Control de Nutrientes*. 2^a. Etapa. México, D. F. Convenio No. OAVM-DT-MEX-10-441-RF-CC.
47. CONAGUA. Comisión Nacional del Agua (2011). *Estudio de Clasificación del río Alesseca, Puebla*. SGT. Gerencia de Calidad del Agua. Subgerencia de Estudios de Calidad del Agua e Impacto Ambiental. México, D. F.
48. CONAGUA. Comisión Nacional del Agua (2012). *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación*. Subdirección General de Agua Potable Drenaje y Saneamiento. México, D. F. P.
49. CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), (2013). *Estadísticas del Agua en México*. SEMARNAT. México. 203 p.
50. CONAGUA-OMM (Comisión Nacional del Agua-Organización Meteorológica Mundial). (2012). *Actualización de Costos de tratamiento para las Manifestaciones de Impacto Regulatorio y Análisis de datos para el Sistema Nacional de*

indicadores de calidad del Agua. México. Informe OMM/PREMIA GCA 01/2011. Gerencia de Calidad del Agua. Subgerencia de Estudios de Calidad del Agua e Impacto Ambiental. México. 191 p.

51. CONAGUA-OMM (Comisión Nacional del Agua-Organización Meteorológica Mundial). (2012). *Beneficios Económicos de tratamiento de Aguas Residuales del Río Alseseca, Puebla, México*. Informe OMM/PREMIA GCA 02/2012. Gerencia de Calidad del Agua. Subgerencia de Estudios de Calidad del Agua e Impacto Ambiental. México. 58 p.
52. CONAGUA-OMM (Comisión Nacional del Agua-Organización Meteorológica Mundial). *Revisión de la regulación de descargas de Aguas Residuales y Alternativas de Mejora; Tratamiento de Nutrientes, Detergentes y Metodología para la Determinación del Impacto de las Descargas de Aguas Residuales en Cuerpos Receptores*. Informe OMM/PREMIA No. 218 GCA 03/2013. Gerencia de Calidad del Agua. Subgerencia de Estudios de Calidad del Agua e Impacto Ambiental. México. 161 p.
53. CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente). (2004). *Guía para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficiales y marinas*. Chile, CONAMA. 18 p. Última consulta 20 de septiembre del 2014.
http://www.uach.cl/externos/epicforce/pdf/legislacionchile/agua/guia_CONAMA_est_abl_norm_secund_calidad_amb_agua.pdf.
54. Costanza, R.; Ralph D'Arge R.; Groot, R., Farber, S.; Grasso M.; Hannon B; Limburg, K, Naeem S; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P. & Marjan van den Belt, M (1997). *Nature*, 387, 253-260.
55. Costanza, R. et al. (1998). *Special Section: Forum on valuation of ecosystem services*. The value of ecosystem services. *Ecological Economics*, Vol. 25, 1-2.
56. Cox, A. B. (2003). *A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers*. *The Science of Total Environment* 314-316 (2003) 335-377.
57. Davis, A.G.; Swanson, .M. y Jones, S. (1994). *Comparative Evaluation of Chemical Ranking and Scoring Methodologies*. University of Tennessee. Center for Clean Products and Clean Technologies. EPA Order No. 3N-3545-NAEX.
58. De la Lanza E. G. (1998). Aspectos fisicoquímicos que determinan la calidad del agua. En: *Ecología de los Sistemas Acuícolas*, Martínez, C.L. Compilador. AGT. Editor, S.A. 2-26.
59. De la Lanza-Espino, G. (2002). *Lagos y Presas de México*. AGT. Editor. 680 P.
60. Dillon, P. J. (1975). *The application of the phosphorous- loading concept to eutrophication research*. Scientific Series. Num. 46. Canada Center for Inland Water, Burlington, Ontario, 1-14 p.

61. De Pinto, J. V., Freedman, P. L., Dilks, D. M. and Larson, W. M. (2004). *Models quantify the total maximum daily load process*. J. Environ. Eng., 130, 703–713.
62. Downing, T. E., Butterfield R., Cohen S., Huq S., Moss R., Rahman A., Sokona y, Stephen L., (2001). *Climate Change Vulnerability: Linking Impacts and Adaptation*. University of Oxford, Oxford.
63. Droste, R. L. (1997). *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*. John Wiley & Sons, Inc. N. J., 800 p.
64. Dunford, R. (2000). *Estimating Ground-Water Damages from Hazardous-Substance Releases*. J. Water Resour. Plann. Manage. 126, SPECIAL ISSUE: VALUE OF VALUATION. 366–373.
65. Dupuit, (2006). Standard Methodologies. En: *Wastewater Quality Monitoring and Treatment*. Quevauviller, P; Thomas, O. y Van der Beken editores. John Wiley & Sons, Ltd. ISBN: 0-471-49929-3. 35-52.
66. Effler, Steven W. (1996). *Limnological and Engineering Analysis of Polluted Urban Lake*. New York: Springer-Verlag, 832 p.
67. Eckenfelder, W.W.; Ortíz, E. y Dos Santos, L. (1988). *Control de Sustancias Tóxicas*. Manual de evaluación y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales. Centro Panamericana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). OPS. Lima, Perú. 70 p.
68. FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura). (1997). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. (Estudio FAO: Riego y Drenaje - 55). Dirección de Fomento de Tierras y Aguas. ISSN: 1020-4393. Consulta 26/09/2014. En: www.fao.org/docrep/w2598s/w2598s00.HTM
69. Espinosa, V. R; Alcalá, D. I. y Hernández, O. M. (2006). *Metodologías para Evaluar la Calidad del Agua*. Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco. ISBN: 970-31-0567-X. México. 205 p.
70. Fischer, H.B., List, E.J., Koh, R.C.Y., Imberger, J. y Brooks, N.H. (1979). *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press, New York.
71. Foster, S. (1987). *Fundamental concepts in aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy*. Proceedings of international Conference; Vulnerability of soil and groundwater to Pollutants. Noordwijk. Países Bajos.
72. Foster, S., Hirata, R., Gomes, D., D' Elia, M. and Paris, M. (2002). *Groundwater Quality Protection: a Guide for Water Utilities, Municipal Authorities and Environment Agencies*. World Bank Publication. Washington, D.C., USA. 115 p.
73. Frederick, K. D. and P. H. Gleick. (1999). *Water & global climate change: potential impacts on U.S. water resources*. The Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA, USA.

74. Gleick, P. H. (lead author). (2000). *Water: the potential consequences of climate variability and change for the water resources of the United States*. A report of the National Water Assessment Group for the U.S. Global Change Research Program. Pacific Institute for Studies in Development, Environment, and Security, Oakland, CA, USA.
75. Gallardo, J. M., Flores, M. C., y Garcia, F. (2002). *Efecto del agua y sedimento de Valsequillo sobre la germinación de semillas*. Primer Congreso de Ecotoxicología. UAM. 10 y 11 de octubre del 2002. México D. F.
76. Gamage, N.S, y Yapa, P.A.J. (2001). *Use of water hyacinth [Eichhornia crassipes (Mart) solms] in treatment systems for textile mill effluents - A case study*. J.Naatn. Sci. Fundation Sri Lanka 29 (1&2). 15-28.
77. García, E. (1998). *Climas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Mapas a escala 1:1'000,000*. México, D.F. Clasificación climática según Köppen modificada por Enriqueta García.
78. García, L. A; Ramírez, S. N; Vázquez B.C. y Moeller Ch. G. (2010). Calidad del Agua. En: Martínez, A. P. y Patiño, G., C. (editores). *Atlas de Vulnerabilidad Hídrica en México ante el Cambio Climático*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 143-162.
79. Glasoe, S. Steiner F. Budd, W. y Young, G. (1990). *Assimilative Capacity and Water Resource Management: Four Examples from unites States*, Landscape and Urban Planning, 19. 17-46 p. Elsevier Science Publisher B.V.
80. Gobierno de Estado de Puebla. (2007). *Proyecto del Rescate Ecológico de los Ríos Zahuapan, Atoyac, Alseseca y Presa de Valsequillo*. 28 p.
81. Gómez, B. A., Saldaña F. P., Martínez G. A., Gaitán N. J. F., Athala M. J., Lerdo de Tejada B. A., Gutiérrez L. E., Sandoval V. A., Ruíz L. A., Salcedo S. E. (2002). *Valuación Económica del Impacto Ambiental de las Descargas de Aguas Residuales Municipales*. 12 p.
82. Gómez, O. D. (2003). *Evaluación de Impacto Ambiental*. Mundi-Prensa, México, D. F., 749 p.
83. Gómez, O. D. (2004). *Recuperación de Espacios Degradados*. Mundi-Prensa, México, D. F., 583 p.
84. Gómez, R. E. (2007). Hidráulica de las presas. En *Arredondo, F.J.; Díaz, Z.G. y Ponce P.J. (Comp.)*. AGT EDITOR, S. A. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 49-62.
85. González, (2001). En: *Prueba piloto de un sistema de aireación/circulación forzada (ACF) aplicado en la zona cercana a la obra de toma del embalse de la Presa de Valle de Bravo en el Estado de México*. CONAGUA -IMTA. Comisión Nacional del Agua/Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 2001. HC-0109. México.

86. Gunnarsson J.; Broman D.; Jonsson P., Olsson M. and Rosenberg R. (1995) *Interactions between eutrophication and contaminants: Towards a new research concept for the European aquatic environment*. *Ambio* 24(6), 383–385.
87. Gunter, G. (2003). Limnología de un lago tropical de Alta Montaña. En: *Ecuador: Características de los Sedimentos y la tasa de sedimentación*. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 51 No. 2 San José junio de 2003.:
88. Gutiérrez, L. E. (1983). *Caracterización tóxica de algunos efluentes industriales mediante bioensayos estáticos con renovación*. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. México. 64 p.
89. Gutiérrez, L. E. (1988). *Estudio de eutroficación en la presa Endhó, Hgo.* Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Investigación. IMTA, SARH (Informe técnico). México, D. F.
90. Gutiérrez, L. E. y Huerto D. R. (1990). Control químico del lirio acuático y su posible aplicación en la presa Vicente Rojo Gómez, Hgo. En: *Memorias del VII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, A. C. Oaxaca, Oax.
91. Gutiérrez, L. E. y Bravo L., (1990). Caracterización preliminar de la laguna Zumpango, Edo. de Méx. y evaluación del control químico de las malezas acuáticas flotantes. En: *Díaz Z.G. et al. Informe del proyecto Control de la Eutroficación y Malezas Acuáticas. IMTA-SARH.*
92. Gutiérrez, L. E.; Arreguín, C. F.; Huerto, D. R. & Saldaña F. P. (1994(a)). Aquatic Weed Control. En: *especial issue: Water Resources Development In México*. Aldama, A., Arreguín C. F & Garduño H. Ed. *Water Resources Development*, Vol. 10, No. 3, 1994. 291-312.
93. Gutiérrez, L. E.; Saldaña F. P.; García C.J. y Uribe G. E. (1994 (b)). *Control del lirio Acuático en un embalse para riego de la cuenca alta Lerma- Chapala, México*. XXIV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Del 30 de octubre al 4 de noviembre de 1994, Buenos Aires Argentina.
94. Gutiérrez, L. E. (1995). *“Experiencias sobre el control del lirio acuático (Eichhornia crassipes) en México”*. Tesis de Maestría en Ciencias. UNAM. Facultad de Ciencias, UNAM. 177 p.
95. Gutiérrez, L. E.; Huerto, D. R.; Uribe, G. E., y Ruiz F. E. (1997). *Control Integral del lirio acuático*. Subcoordinación de Hidrobiología y Evaluación Ambiental. Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua, IMTA. TC-9706. México.
96. Gutiérrez, L. E. (2000). *Identificación de descargas de aguas residuales en el río Atoyac, Puebla*. IMTA. (Proyecto TC-2017).
97. Gutiérrez L. E.; Ruiz F. E.; Uribe G. E. and Martínez J. M. (2001). Biomass and Productivity of Water hyacinth and their Application in Control Programs. Second Global Working group Meeting for the biological and integrated control of

waterhyacinth. En Julien, Hill, M.P., Center, T.D. y Dinig Jianqing, ed. 2001. *Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Eichhornia crassipes*. Proceeding of the Second Meeting of the Global Working group for the Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Beijing, China, 9-12 October 2000. ACIAR Proceedings No.102, 109-119p.

98. Hakanson, L., (1981). *A manual on Lake Morphometry*. Berlin, Springer Verlag.
99. Hanan, Andrew (1992). *Pushing the Environmental Regulatory Focus a Step Back: Controlling the Introduction of New Chemicals Under the Toxic Substances Control Act*. American Journal of Law & Medicine. Vol. 18. Issue 4, p 395. 27 p.
100. Hansen M. A y Marquez P. H. (2010). *Estimación de la carga interna de nutrientes en cuerpos de agua*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 261-266. Última consulta 27/09/2014.
http://www.inageq.org.mx/Actas_2010/PDF/Inv3_AnneHansen_ExtAbs_FINAL_16_sep.pdf
101. Hansen, M. A., León, Z. A. y Bravo, I. L., (1995). *Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala*. Ing. Hca. en México. Vol. X, Núm. 3; 55-69.
102. Harte, J. Holdren, C., Schneider, R. y Shirley, C. (1991). *Guía de las Sustancias Contaminantes*. El libro de los tóxicos de la A a la Z. ISBN 970-05-0615-0. Ed Grijalbo, S. A. de C. V. 411-413.
103. Herwich, E. Mc Kone, T. and Pease, W. (1999). *Parameter uncertainty and variability in evaluative fate and exposure models*. Risk Analysis 19(6): 1193-1204.
104. Hinga, K. R., Ahmed, M. T., & Lewis, N. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Volume 1: Current State and Trends: Waste Processing and Detoxification*.
105. Holling, S. C. (1973). *Resilience and Stability of Ecological Systems*. Annual Review of Ecology and Systematics, Vol. 4. (1973), 1-23. Consultada la última vez el 27 /09/2014.
<http://biolambiental.posgrado.unam.mx/pdf/Holling1973.pdf>
106. Huggett, R. (1980). *Systems Analysis in Geography*. Oxford: Clarendon. Lane, P.A., R.R.
107. Hutchinson, G. E. y Löffler H. (1956). *The termal classification of lakes*. Poroc. Nat. Acad. Sci. 42:84-86.
108. Hutchinson, G. E. (1957). *A Treatise of Limnology*. Vol.1. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley and Sons, Inc., New York. 1015 P.
109. Hutchinson, G. E. (1975). *A Treatise of Limnology*. John Wiley and Sons, Inc., New York. 660 p.
110. IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). (2010). *Atlas de vulnerabilidad hídrica en México ante el cambio climático*. Efectos del cambio climático en los

- recursos hídricos de México. Volumen III. Martínez, A. P y Patiño, G. C. Ed. 162 P. Última consulta: 27/09/2014.
<http://www.atl.org.mx/atlas-vulnerabilidad-hidrica-cc/>
111. IMTA-SEMARNAT-INE (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales- Instituto Nacional de Ecología). (2008). *Evaluación de la Afectación de la Calidad del Agua en Cuerpos de Agua Superficiales y Subterráneos por Efecto de la Variabilidad y el Cambio Climático y su Impacto en la Biodiversidad, Agricultura, Salud, Turismo e Industria*. Participantes: Leal, A M; Millán, G. D; Méndez, J. C. y Servín J. C. Informe Final 2008. 103 p. Fecha de la última consulta 18 de septiembre de 2014.
http://www.inecc.gob.mx/descargas/cclimatico/ev_calidad_agua_cc.pdf
 112. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), (2001): *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, J.J. McCarthy, O.F. Canziani, N.A. Leary, D.J. Dokken and K.S. White, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, 1032 p..
 113. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2007). *Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. Ginebra, Suiza, 104 p.
 114. INEGI, (1988). *Censo Industrial 1988*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México, D. F.
 115. INEGI, (1995). *XI Censo General de Población y Vivienda*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México, D. F.
 116. INEGI, (2000). *Síntesis geográfica del estado de Puebla*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México, D. F. 124 pp.
 117. INEGI, (2004). *XII Censo General de Población y Vivienda*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México, D. F.
 118. INEGI, (2004b). *Anuario estadístico*. [México: Tomo I, Cuadro 2.8, p 53], [Tlaxcala: T I, Cuadro 2.9, p 42; Cuadro 2.10, p 43; Cuadro 2.11, p 44].
 119. INEGI, (2005). *Archivo histórico de localidades. Información poblacional por municipios, para los estados de Puebla y Tlaxcala*. Instituto Nacional de Geografía e Informática.
<http://mapserver.inegi.gob.mx/dsist/ahl2003/index.html?c=424&c=134>.
 120. INEGI. (2009). *Instituto Nacional de Geografía e Informática*.
 121. INEGI. (2010). *Censo de Población y Vivienda 2010*. Instituto Nacional de Geografía e Informática.
<http://www.inegi.org.mx/sistemas/olap/proyectos/bd/consulta.asp?p=17118&c=27769&s=est>

122. Jensen, H. S., y Andersen. O.F. (1992). *Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from sediments of four shallow, eutrophic lakes*. *Limnol. Oceanogr.* 39: 577-589.
123. Jiménez, C. B. (2001). *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. Limusa. Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA, México, D.F. 315 p.
124. Jørgensen, S.E.; Löffler, H.; Rast, W. and Straskraba. (2005). *The Use of Mahematical Modelling. In Lake and Reservoir Management*. Developments in Water Sciences Volume 54. p. 243- 314. ELSEVIER Inc. ISBN: 0-444-51678-6.
125. Joseph, J. (1976). “*El control botánico: Un medio de depurar las aguas industriales*”, Desarrollo Nacional. Nov-dic: 75-77. Citado por Roldán, P.G. y Ramírez, R.J.J. 2008. *Fundamentos de Limnología Neotropical*. 2da. Ed. Medellín. Editorial Universidad de Antioquia. 442 p.
126. Karr, J. R; Fausch, D.K.; Angermier, L. P.; Yant, R. P. & Schlosser, J.I. (1986). *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication 5: 28 p.
127. Kavanaugh, C. M. (1978). *Coagulación para remoción mejorada de precursores de trihalometanos*. *Journal AWWA*. Vol. 70. Número 11. 613 p.
128. Koelmans A.A; Van Der Heijde A.; Knijff L.M. and Alderin RH. (2001). *Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate & effects in aquatic ecosystems*. A review. *Water Res.* 2001 Oct. 35(15):3517-36.
129. Landis, WG. (2008). *Assimilative Capacity*. Jorgensen, S. E. (Ed.). *Encyclopedia of Ecology*, Oxford: Elsevier Ltd. 264-268.
130. Legovic T. (1997). *Toxicity may affect the predictability of eutrophication models in the coastal sea*. *Ecol. Modelling* 99, 1–6.
131. Ley de Aguas Nacionales. (2004). *Diario Oficial de la Federación*. 24 de abril 2004. México.102 p.
132. Leidy, G. R., and R. M. Jenkins. (1977). *The development of fishery Compartments and Population Rate Coefficients for Use in Reservoir Ecosystem Modeling*. Contract Rept. C. R.-Y-77-1, U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg Mississippi, 134 p.
133. Lewis, W. M. (1983). *A revised classification of lakes based on mixing*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:1779-1787.
134. Ley Federal de Derechos, (2008). *Disposiciones aplicables en Materia de Agua*, Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
135. Liu, G. J.; Zhengyu, L. y Mao, Y. (2007). *Major Issues and Policy Framework for Environmentally Sound and Strategic Management of Chemicals in China*. Special Policy Study Report, CCICED.

136. Lorenzen, C.J. (1967). *Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophometric equations*. *Limnol. Oceanog.* 12: 343-346.
137. Louck P. D. y Van Beek, E. (2005). *Water Resources Systems. Planning and Management. An Introduction to Methods, Models and Applications*. Studies and reports in hydrology. UNESCO Publishing. 680 p.
138. Loucks, P. D. (1981). *Water Quality Models for River System*. In: Models for Water Quality Management, A. K. Biswas, Ed. McGraw-Hill Book Company, New York. P. 17-25.
139. Luers, A. L, Lobell D. B, Sklar L. S, Addams C. L, Matson P. A. (2003). *A method for quantifying vulnerability, applied to the agricultural System of the Yaqui Valley, Mexico*. *Global Environmental Change* 13, 255–267.
140. MacKay, D., Di Guardo, A., Paterson, S., Kicsi, G., and Cowan, C. (1996). *Assessing the fate of new and existing chemicals: a five-stage process*. *Environ. Toxicol. Chem.* 15 (9): 1618-1626.
141. Mackay, D., Di Guardo, A., Paterson, S., and Cowan, C. E., (1996 b). *Evaluating the environmental fate of a variety of types of chemicals using the EQC model*. *Environ. Toxicol. Chem.* 15 (9): 1627-1637.
142. Mackay, D., Paterson, S., and Shiu, S., (1992). *Generic models for evaluating the regional fate of chemicals*. *Chemosphere* 24: 695-717.
143. MacKay, D. Sherp, S., Chahill, T. Gouin, T. Cousins, I. and Toose, L., (2001). *Assessing the environmental persistence of a variety of chemical substances including metals. A report prepared for Environment Canada*. CEMC Report No. 200104. Canadian Environmental Modelling Centre Trent University Peterborough, Ontario K9J 7B8, Canada.
144. MacLeod, M. and MacKay, D. *Multimedia Persistence as an indicator of potential for population level intake of environmental contaminants*. *Environ. Toxicol. Chem.* 23 (10): 2465-2472.
145. Mangas, E. Sánchez M. M. Avendaño M. L. Muñoz-G. I. Molina A. H. R. (2006). *Toxicidad acumulativa temporal, en la presa de Valsequillo y propuestas de restauración*. Memorias Congreso de Ecotoxicología y Química Ambiental. Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental A.C. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Chapter México 24 al 28 de abril 2006 Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla.
146. Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ed. Omega. 1010 p.
147. Margalef, R. (1974). *Ecología*. Omega. España 951 p.
148. Marian, E. (1991). *Metals and their compounds in the Environment*. Occurrence, Analysis and Biological Relevance. Ernest Marian. Ed. VCH Publishers, Inc., New Cork, USA. 1438 pp.

149. Matsui, S. (1991). *Toxic Substances Management in Lakes and Reservoirs*. En; Matsui, S. (ed). *Guidelines of Lake Management*. Volume 4. International Lake Environment Committee. United Nations Environmental Programme. 1-6.
150. McNeely, R. N., Neimanis, V. P., and Dwyer, L. (1979). *Water Quality Sourcebook. A Guide to Water Quality Parameters*. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa. Canada. 89 pag.
151. Martínez, A. P y Patiño, G. C. (2012^a). *Atlas de Vulnerabilidad Hídrica de México ante el Cambio Climático*. XXII Congreso Nacional de Hidráulica. Acapulco, Guerrero, México, Noviembre 2012. 4 p.
152. Martínez A. P y Patiño G. C. (2012b). *Efectos del cambio climático en la disponibilidad del agua en México*. Tecnología y Ciencias del Agua. Enero-Marzo, 2012.
153. Mayer, R, (2008). Critical Load and Levels Concept for Ecosystems. En: *Standars and Thresholds for Impact Assessment*. Schmidt M., Grasso J., Emmelin & Helbron Eds. Environmental Protection in the European Union. V 3. XXXIX, 493 p. ISBN 978-3-540-20562-3.
154. Martino, P. (1989). *Curso básico de eutroficación*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. CEPIS. Lima, Perú.
155. Méndez, T., Rodríguez, L. y Palacios, S., (2000). *Impacto del riego con aguas contaminadas, evaluado a través de la presencia de metales pesados en suelos*. Terra 18 (4): 277-288.
156. Meriam, E. (1991). *Metals and their Compounds in the Environment*. Ocurrence, Analysis, and Biological Relevance. Erneste Merian Ed. VCH Publishers, INC., New York, NY. USA. 1438 p.
157. Metcalf & Eddy, (1983). *Introduction to wastewater treatment processes*. R. S. Ramalho. Academic Press. Second Edition.
158. Metcalf & Eddy, (2003). *Wastewater Engineering*. Treatment and Reuse. McGraw Hill. Fourth Edition. Boston. 27-151.
159. Metcalf & Eddy, (2004). *Wastewater Engineering*. Treatment and Reuse. McGraw Hill. Fourth Edition. Boston. 1819 P.
160. Miao, S., de Laune, R. D., Jugsujinda, A., (2006). *Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi River deltaic plain freshwater lake*: Science of the Total Environment, 371(1-3), 334-343.
161. Milliman, J. D. y Syvitski. (1992). *Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: the importance of small mountain rivers*. J. Geology 100: 525-544.

162. Monbet, P. y McKelvie D. I. (2007). Phosphates. En: *Handbook of Water Analysis*. Nollé L. L. Editor. CRC Press. 2da Ed. Pag. 219-252.
163. Monerri M y Doménech M. P. (1999). *Modelación de Calidad del Agua*. Universidad Politécnica de Valencia. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, canales y Puertos.
http://cmapserver.unavarra.es/servlet/SBReadResourceServlet?rid=1151491042962_965305993_5518. Última consulta 15 de septiembre 2014.
164. Montero M. J. y Pérez L, J. (2008). *Regionalización de proyecciones de precipitación y temperatura en superficie aplicando el método REA para México*. Capítulo 1. En Efectos del cambio climático en los recursos hídricos de México. Vol. II. Martínez-Austria, P.F. y Aguilar, A. (editores). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 118 pp.
165. Montero M. J., Martínez J. J., Castillo N. I. y Espinoza-T. B. (2010). Escenarios climáticos en México proyectados para el siglo XXI: precipitación y temperaturas máximas y mínimas. En: *Atlas de Vulnerabilidad Hídrica en México ante el Cambio Climático*. Martínez-Austria, P. F. y Patiño-Gómez, C. (editores). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 2010, pp. 39-63.
166. Montero, R., Serrano, L.; Araujo, A.; Dávila, V.; Ponce, J.; Camacho, R.; Morales, E. & Méndez, A. (2006). *Increased cytogenetic damage in a zone in transition from agricultural to industrial use: comprehensive analysis of micronucleus test in peripheral blood lymphocytes*. Mutagenesis vol. 21 No. 5 pp 335, 2006. Doi: 10.1093/mutage/ge 1040.
167. National Academy of Science and National Academy of Engineering (N.A.S/N.A.E.). (1972). *Water Quality Criteria, Report of the Committee on Water Quality*. Citado por: Thomann, R. V. & J. A. Muller, 1987. Principles of surface water quality modelling and control. Harper & Row Publ., New York, 644 p.
168. National Center for Biotechnology Information, U.S. National Library of Medicine (2012). *Nonylphenol - Compound Summary* [en línea]. 8600 Rockville Pike, Bethesda MD, 20894 USA. [ref. de 16 de febrero 2012]. Disponible en Web: <http://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/summary/summary.cgi?cid=67296>
169. Nemerow, N. L. (1991). *Pollution*. Van Nostrand Reinhold. New York., 2 ed., 472 p.
170. Nisbet, M. y Verneaux, J. (1970). “*Composantes Chimiques des Eaux Courantes*”. Ann. Limnol., Fascículo 2.
171. NMX-AA-014-1980.- *Cuerpos receptores – Muestreo*. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Dirección General de Normas. Diario Oficial de la Federación, México. 1980.
172. NMX-AA-115-SCFI-2001.- *Análisis de agua. Criterios generales para el control de la calidad de resultados analíticos*. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Dirección General de Normas. Diario Oficial de la Federación, México. 2001.

173. NMX-AA-115-SCFI-2001.- *Análisis de agua. Criterios generales para el control de la calidad de resultados analíticos*. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Dirección General de Normas. Diario Oficial de la Federación, México. 2001.
174. NOM-001-SEMARNAT-1996. *Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. México. 1997.
175. OCDE (Organization for Economic Co-operation and Development). (1982). *Eutrophication of waters*. Monitoring, assessment and control. Paris. 154 pp.
176. OGTG (Official Gazette of Turkish Government). (1991). *Technical methods for water quality control regulations*. No. 2007, 7 Jan. Ankara, Turkey. Citado por: Cakmak, B. y Apaydin, H. (2010). Review. *Advances in the management of the wastewater in Turkey: natural treatments or constructed wetlands*. *Span J Agric Res* (2010) 8 (1), 188-201. Última consulta febrero/2014 en: www.inia.es/sjar.
177. Olvera, V. V. (1990). *Estudio de la eutrofización del embalse Valle de Bravo, México*. Tesis de Licenciatura, UNAM. Facultad de Ciencias. 87 p.
178. Ongley, D. E., (1997). *Lucha contra la contaminación agrícola*. Estudio FAO, Riego y Drenaje-55 GEMS/Water. Patrick, Jr. W.H., DeLaune, R.D., 1977, Chemical and biological redox systems affecting nutrient availability in coastal wetlands: *Geoscience and Management*, 18, 131-137.
179. Ortiz, A.T. (2008). Caracterización de sistemas de manejo de recursos naturales. En: *Evaluación de sustentabilidad*. Un enfoque dinámico y multidireccional. Astier, M., Maser, R.O., Miyoshi G. Y., Coordinadores. 1ra ed. Multiprensa/Fundación Instituto de Agricultura Ecológica y Sustentable de España. ISBN 978-84-612-5641-9. 200 p.
180. Osmonics, (1991). *Pure Water Handbook*. Osmonics, Inc. 2nd Edition. Minnesota. 145 p.
181. Oswald, S.U. (2007). Desastres naturales: riesgos, vulnerabilidades, políticas de prevención. En: *Sustentabilidad y Desarrollo Ambiental. Agenda para el Desarrollo*. Calva, J.L. Coord. Volumen 4. Porrúa. UNAM. Cámara de Diputados. 267-289.
182. Parrés, J., (1937). *Declaración de propiedad nacional del río Balsas, Atoyac o Mezcala, que nace en el estado de Puebla*. Diario Oficial de la Federación. Declaratoria Núm. 51. Lunes 20 de diciembre de 1937. 9 p.
183. Patiño G. C.; Gómez M. J. Reza G. N. I.; Wagner G. A.; Ruíz M. B; Rivera B. J.; Zazueta A. I. y Balancán S. A. (2012). *Portafolio de medidas de adaptación al cambio climático en el escurrimiento superficial de las regiones hidrológico administrativas de México*. INFORME FINAL: Noviembre de 2012. Proyecto de colaboración entre el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y el Instituto Nacional de Ecología. 187 p.

184. Patrick, Jr. W. H. y De Laune R. D. (1977). *Chemical and biological redox systems affecting nutrient availability in coastal wetlands*. *Geoscience and Man*, Vol. 18, pp. 131-137.
185. Penfound, W. T. and Earle, T. T. (1948). *The biology of water hyacinth*. *Ecol. Monogr.* 447-472.
186. Porcella, D. B., (1983). *Protocol for Bioassessment of Hazardous Waste Sites*. *Environmental Research Laboratory*. U. S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Or, EPA 60072-83/054, NTIS Publ. No. PB83-241737. Citado por: Burton, G. A. y Pitt E. R., 2002. *Stormwater effect handbook: a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers*. Lewis Publishers. A CRC Press Company. 911 pp.
187. Pouet, M.F.; Theraulaz, F.; Mesnage, V. y Thomas, O. (2007). Natural Water. En: *UV- Visible Spectrophotometry for Water and Wastewater*. Thomas, O. y Burgess C. (eds). Elsevier, Amsterdam. 163-168.
188. Pritchett, L., Suryahadi A., Sumarto, S. (2000). *Quantifying vulnerability to poverty: A proposed measure with application to Indonesia*. Social Monitoring and Early Response Unit Research Institute (SMERU). Working Paper. www.smeru.or.id
189. Psenner, R. & A. Gunatilaka. (1988). *Proceedings of the first international workshop on sediment phosphorus*. *Erg. Limnol.* 30. Schweizerbart, Stuttgart. 115 p.
190. Ramírez, R. J. y Noreña, F. J. (2004). *Caracterización del Sedimento de una Laguna Tropical Rasa*. *Caldasia* 26(1) 2004: 173-184.
191. Ramírez, G. A. (2006). *Ecología. Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Ed. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia. 271 p.
192. Ramírez-Zierold, J. A., Merino-Ibarra M., Monroy-Ríos E., Olson M., Castillo F. S., Gallegos M. E. y Vilaclara G. (2010). *Changing water, phosphorus and nitrogen budgets for Valle de Bravo reservoir, water supply for Mexico City Metropolitan Area: Lake y Reservoir Management*. Vol. 26, pp. 23-34.
193. Ramos, D. F; Quiroz .F. A.; Ramírez G. J y Lot H. A. (2004). *Manual de hidrobotánica. Muestreo y análisis de la vegetación acuática*. AGT Editor, S. A. ISBN: 968-463-123-5. 158 pp.
194. Rasmussen, T. C., Ceballos E. L., (2009). *The effects of sediment removal on internal nutrient cycling and eutrophication in Lake Allatoona* (en línea), en *Memorias del 2009 Georgia*.
195. Ray, C. (1990). *Use of QUAL I and QUAL II models In evaluation load to stream and rivers*. Chap. 7, A. K. Biswas, Ed. Environmental Modeling for Development Countries, Tycool Publishing, London. P. 65 a 79.
196. Repeto, J. M. y Repeto, K. G. (2009). *Toxicología Fundamental*. 4ta Ed. Diaz de Santos. 587 P.

197. Roberts, A. E. (2000). *Water Quality Control Handbook*. Mc Graw-Hill. New York.
198. Roldán, P. G. y Ramírez, R. J. J. (2008). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. 2da. Ed. Medellín. Editorial Universidad de Antioquia. 442 p.
199. Romero R. J.A. (1999). *Calidad del Agua*. 2da. Ed. Alfaomega. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, 273 p.
200. Romero, R. J. A. (2005). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Escuela Colombiana de Ingeniería. Bogotá, Colombia, 1248 p.
201. Ronquillo, R. M.; Bonilla, N.; Rosiles, M. R.; Tornero M. A.; González D. J. (2005). *Especiación de Metales Pesados en Sedimentos de la Presa Manuel Ávila Camacho*. Consultado 2014 en:
http://www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/memorias/Extenso/QA/EO/QAO-10.pdf.
202. Sakamoto, M. (1966). *Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth*. Arch. Hydrobiol. Vol. 62. 1-28.
203. Salas, J. H. y Flores M. A. (2001). *Manual de Evaluación y Manejo de Sustancias Tóxicas en Aguas Superficiales*. Organización Panamericana de la Salud (OPS) - División de Salud y Ambiente. Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud (OMS). 21 p.
204. Salas, J. H. (1983). *Resumen del II Encuentro del Proyecto Regional; Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Tropicales*. Organización Panamericana de la Salud (OPS). Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Lima, Perú. 33 p.
205. Salas, J. H. y Limón M. G. J. (1986). *Memoria del 3er. Encuentro del Proyecto Regional; desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos tropicales*. Organización Panamericana de la Salud. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Lima, Perú.
206. Salas, J. H. y P. Martino. (1988). *Memorias del cuarto encuentro del proyecto regional, desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación y eutroficación en lagos cálidos tropicales*. San Juan de Puerto Rico, OPS/CEPIS/JCA (información de circulación restringida).
207. Salas, H. y Martino, P. (1990). *Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales*. Programa Regional CEPIS/HEP/OPS 1981- 1990. Lima, CEPIS. 51 p. 5 anexos.
208. Salas, H. y Martino, P. (1991). *A simplified phosphorus trophic state model for warm- water tropical lakes*. Water Resources, 25(3): 341-350.
209. Saldaña, F. P., Bravo, I. L. y C. J. Sánchez. (2002). *Evaluación de la calidad del agua del embalse de la presa Zimapán, Hidalgo; con fines de aprovechamiento para uso y consumo humano*. Subcoordinación de Hidrobiología y Evaluación

- Ambiental. Coord. de Tratam. y Calidad del Agua. IMTA, SEMARNAT (informe final TC-0222). Jiutepec, Mor., 174 pp.
210. Sanmuga, P. E & Senthamil S. P. (2014). *Water Hyacinth (Eichhornia crassipes)- An efficient and economic adsorbent for textile effluent treatment. A review.* Arabian Journal of Chemistry (en prensa) Consultado en mayo de 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.03.002>
 211. Santhi, C.; Arnold, G. J.; Williams, R.L.; Hauck M. L. and Dugas, A.W. (2001). *Application of a Watershed Model to Evaluate Management Effects on Point and Nonpoint Source Pollution.* Transactions of the ASAE, Vol. 44(6): 1559–1570. 2001 American Society of Agricultural Engineers ISSN 0001–2351.
 212. Sawyer, C.N. y Mac Carty. (1967). *Chemistry for sanitary engineers.* McGraw- Hill Book Co., New York. 518 p.
 213. SEDUE (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología). CCE-CCA-001-1989. Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. Diario Oficial de la Federación. 13 de diciembre de 1989. México. Pinas: 7-23.
 214. SEMARNAP (Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca). (2000). *Inventario Nacional Forestal.* Escala 1:250,000.
 215. SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2008). *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México.* México, D. F., 358 p.
 216. SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2009). *El Medio Ambiente en México en Resumen.* México, D. F., 51 p.
 217. SEMARNAT-CONAGUA (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). Comisión Nacional del Agua. (2010). *Estadísticas del Agua en México.* México, D. F., 249 p.
 218. SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2013). *Acuerdo por el cual se actualiza la disponibilidad media anual de agua subterránea de los 653 acuíferos de los Estados Unidos Mexicanos.* Diario Oficial de la Federación, 20 de diciembre de 2013.
 219. SEPA (Agencia Sueca de Protección Ambiental). (2000). *Environmental Quality Criteria - Lakes and Watercourses. Report 5050.* Swedish Environmental Protection Agency. 236 p.
 220. Sierra, R. C. Calidad del agua. (2011). *Evaluación y diagnóstico.* Ediciones de la Universidad de Medellín. 1ra ed. Colombia. 457 p.
 221. Shoemaker L.; Dai, T. and Koeing, J. (2005). *TMDL Model Evaluation and Research Needs.* Contract 68-C-04-007. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio 45268. 386 p.

222. Simpson, S. L.; Batley, G. E.; Charton, A. A.; Stauber, J. L.; King, C. K.; Chapman, J. C.; Hyne, R. V.; Gale, S. A.; Roach, A. C. & Maher, W. A. (2005). *Handbook for Sediment Quality Assessment*. Centre for Environmental Contaminants Research. CSIRO Energy Technology, Lucas Heights NSW. Australia. ISBN 0 643 09200 5 (PDF). 126 p.
223. Spaling, H. and B. Smit. (1994). "*Classification and Evaluation of Methods for Cumulative Effects Assessment*." Paper presented at the conference on Cumulative Effects in Canada: From Concept to Practice. April 13-14, Calgary, Alberta, and Canadian Societies of Professional Biologists.
224. Spaling, H. (1994). *Cumulative Effects Assessment: Concepts and Principles*, Impact Assessment, 12:3, 231-251
225. Spellman, F. R. y Drinan, J. (2000). *The drinking water handbook*. 1 edition. CRC Press. 274 p.
226. Sperling vom E., (1994). "*Morphometric features of lakes and reservoirs in the Tate of Minas Gerais*". En: Pinto, C.R.; Giani, A y Spearling, (eds.). Ecology and human impacts on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future developments and management strategies, Belo Horizonte, Segrac.
227. SRH, Secretaría de Recursos Hidráulicos, (1970). *Boletín Hidrológico No. 48. Región Hidrológica Núm. 18 (Parcial)*. Cuenca de los ríos Atoyac y Mixteco. Dirección General de Estudios. Subsecretaría de Planeación. Tomo I. México, D.F. p. 1-31 (partes I, II y III).
228. SRH, Secretaría de Recursos Hidráulicos, (1972). *Estudio de la prevención y control de la contaminación del agua del río Alto Atoyac*. Segunda Etapa. Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. Subsecretaría de Planeación. Contrato Núm. SP-72-C-29. México, D. F. 173 p.
229. SRH, Secretaría de Recursos Hidráulicos, (1976). *Programa de manejo de cuencas del área que drena directamente al vaso Ávila Camacho, Pue.*, México 90 p.
230. SRH, Secretaría de Recursos Hidráulicos, (1979). *Calidad del agua de la Presa Manuel Ávila Camacho, Valsequillo*. Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. Subsecretaría de Planeación. Informe Interno. México, D. F. 36 pp. Es sarh
231. Stahl, L. L.; Snyder, B. D; Olsen A. R. & Pitt, J. L. (2009). *Contaminants in fish tissue from US lakes and reservoirs. a national probabilistic study*. Environ Monit Assess. 150:3–19.
232. Stanford, J. A., Ward, J. V., Liss, W. J., Frissell, C. A., Williams, R. N., Lichatowich, J. A. & Coutant, C. C. (1996). *A general protocol for restoration of regulated rivers*. Regul. Rivers. Res. Manage., 12(4–5): 391–413.

233. Streeter, H. W. y Phelps, E. B. (1925). *A study of the pollution and natural purification of the Ohio River*. Public Health Bulletin 146. U. S. Public Health Service, Washington, D. C.
234. SUIBA, (2003). *Sistema Unificado de Información Básica del Agua (SIUBA)*. Comisión Nacional del Agua e INEGI.
235. Taylor W. D., Carey J. H., Lean D. R. S. and McQueen D. J. (1991). *Organochlorine concentrations in the plankton of lakes in southern Ontario and their relationship to plankton biomass*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48(10), 1960–1966.
236. Taylor W. D., Bentzen E., DeLucca B., Hickie B. E., Lean D. R. S., Mackay D. and Patterson G. (1996). *Empirical evidence for the importance of lake trophic status and food web in bioaccumulation in southern Ontario lakes*. In Interactions of Nutrients and Toxicants in the Foodchain of Aquatic Ecosystems, Eds P. R. G. Kramer, D. A. Jonkers and L. Van Liere, pp. 101-108. RIVM report 703715001, The Netherlands.
237. Thomann, R.V. y Di Toro, D.M. (1983). *Physico Chemical model of toxic substances in the Great Lakes*. Jour. Great Lakes Research, 9(4): 476-496.
238. Thomann, R. V. y Di Toro, D. M. (1983). *Physico Chemical model of toxic substances in the Great Lakes*. Project Report to USEPA, Large Lakes Res. Sta., Grosse Ile, MI, 163 p.
239. Thomann, R. V. (1984). *Physico-chemical and ecological modeling of the fate of toxic substances in natural water systems*. Ecological Modeling, 22(1983/1984), 145-170.
240. Thomann, R. y Lobos, J. (1988). *Evaluación preliminar rápida. Sección III*. CEPIS, et al 1988. CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental). OMS-OPS. Programa de Salud Ambiental, Sección 3. Lima, Perú
241. Thomann, R. y Salas, J. H. (1994): "*Modelos de Destino de Sustancias Tóxicas*." Manual de Evaluación y Manejo de Sustancias Tóxicas en Aguas Superficiales. Sección 4. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria CEPIS. Organización Panamericana de la Salud. División de Salud y Ambiente. Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud. Lima, Perú. 113 p. Con VII anexos.
242. Thomann V. R. & Henry L. (1994). *Manual de Evaluación y Manejo de Sustancias Tóxicas en Aguas Superficiales*. Sección 5. Orientación para muestreo, monitoreo y análisis de datos. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria CEPIS. Organización Panamericana de la Salud. División de Salud y Ambiente. Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud. Lima, Perú. 60 p.
243. Thomas, O. y Theraulaz, F. (2007). *Aggregate Organic Constituent*. En: Thomas y C. Burgess Ed. Elsevier. 89-114. ISBN-13: 978-0-444-53092-9.
244. UNECE (Standard Statistical Classification of Surface Freshwater Quality for the Maintenance of Aquatic Life). (1994). In: *Readings in International Environment*

Statistics. United Nations Economic Commission for Europe, United Nations, New York and Geneva.

245. UNEP (United Nations Environmental Program; GEMS, Global Environment Monitoring System & World Water Assessment Program. (2008). *Water Quality Outlook*. GEMS/water website in: <http://www.gemswater.org/>
246. UNEPE, United Nations Environmental Program Eutrosym. (1976). *Comments on the recommendations adopted by the symposium on the eutrophication and rehabilitation of surfaces of waters*. Germany Democratic Republic. 1 (2); 2-8, (2): appendix 1.
247. UNESCO-WHO (1978). *Water Quality Surveys*. A guide for collection and interpretation of water quality data. IHD_WHO Working Group on Quality of Water. UNESCO/WHO. United Kingdom. 351 p.
248. Uribe, G., E. Ruiz E., Gutiérrez E. (1999). *Evaluación de la Calidad del Agua en la Presa Manuel Ávila Camacho (Valsequillo), Pue.*, Durante el Proceso de Control Mecánico del Lirio Acuático. En Memorias del XX Congreso Nacional y Simposio Internacional de la Ciencia de la Maleza. Culiacan, Sinaloa.
249. U.S.E.P.A. (United States Environment Protection Agency). (1974). *The relationships of phosphorus and nitrogen to the trophic state of north-east and north-central lakes and reservoirs*. National Eutrophication Survey, Working paper No. 23. Citado por: Thomann, R. V. & J. A. Muller, 1987. Principles of surface water quality modelling and control. Harper & Row Publ., New York, 644 pp.
250. USEPA (United States Environment Protection Agency). (1992). *National study of chemical residues in fish*. USEPA, Office of Science and Technology, Washington, DC. EPA 823-R-92-008a.
251. USEPA (United States Environment Protection Agency). (2000). *Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories*. Volume 1: Fish sampling and analysis, 3rd ed. US EPA, Office of Water, Washington, DC. EPA-823-B-00-007.
252. USEPA (United States Environment Protection Agency). (2005). *Pollution Prevention and the Risk Assessment Process Pollution Prevention (P2) Framework*. U. S. Environmental Protection Agency Office of Pollution Prevention and Toxics EPA-748-B-04-001.
253. USEPA (United States Environment Protection Agency). (1990). *Recommended Protocols for Measuring Conventional Water Quality Variables and Metals in Fresh Water of the Puget Sound Region*. Seattle, Washington.
254. USEPA (United States Environment Protection Agency). (1990). *The Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual*. 2 Ed. EPA-440/4-900-006, Office of Water (WH-553), Washington, D. C., 326 p. EPA-823-R-04-001, January 2004.

255. USEPA United States Environment Protection Agency). (1997). *Recommended Guidelines for Sampling Marine Sediment, Water Column, and Tissue in Puget Sound*. Seattle, Washington.
256. USEPA (United States Environment Protection Agency). (1999). *Protocol for Developing Nutrient TMDLS*. 132pp. EPA 841-B-99-007. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, Office of Water (4503F).
257. USEPA (United States Environment Protection Agency). (2000). *Aquatox for Windows*. A modular Fate and Effects Model for Aquatic Ecosystems, release 1. Volume 3. Model Validation Reports. EPA-823-R-00-008. Washington, D. C.
258. USEPA (United States Environment Protection Agency). (2001). *Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses*: Technical Manual. EPA-823-B-01-002.
259. Van Der Weert, R. y Kamerling, G. E. (1974). *Evapotranspiration of Water Hyacinth (Eichhornia crassipes)*. J. of Hydrology, 22,201-212.
260. Varis, O. y Somlyódy, L. (1993). *Potential impacts of Climatic Change on lake and reservoir Water Quality*. Working Paper. WP-93-25 International Institute for Applied Systems Analysis Laxenburg, Austria. 20 p.
261. Vollenweider R. A. and Kerekes J. J. (1981). *Background and summary results of the OECD cooperative program on eutrophication*. In Restoration of Lakes and Inland Waters. EPA/440/5-81-010: 25-36.
262. Vollenweider, R. A. (1983). *Eutrophication. Notes distributed during the II Meeting of the Regional Project on the Eutrophication of Tropical Lakes*. OPS/CEPIS.
263. Vollenweider, R. A. (1986). Ejemplo de manejo de información lacustre. En: Salas, H.J. y Limón, G. 1986. *Memoria del III Encuentro del Proyecto Regional "Desarrollo de Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales"*. OPS-CEPIS, 25 p.
264. Wania, F., and MacKay, D. (2000). *A Comparison of overall persistence values and atmospheric travel distances calculated by various Multi-Media Fate Models*. WECC Report 2/2000. WECC Wania Environmental Chemists Corp. Canada.
265. Water Research Commission and National Institute for Water Research. (1980). *The limnology of some selected South African impoundments*, Pretoria. 229 p.
266. Water Resources Conference, April, (2009), *Universidad de Georgia*: <<http://www.gwri.gatech.edu/uploads/proceedings/2009/4.2.3>. Rasmussen. pdf> .Consulta: Enero 2010.
267. Villa, F., y McLeod, H. (2002). *Frameworks for the calculation of synthetic environmental vulnerability indicators for environmental planning and decision-making*. Environmental Management, 29(3): 335-348.

268. Wallace, R. J. Johnson, and D. Bernard. (1988). *A Reference Guide to Cumulative Effects Assessment in Canada*. Volume 1. Hull, Quebec: Canadian Environmental Assessment Research Council.
269. Webster, E., MacKay, D., and Wania, F. (1998). *Evaluating environmental persistence*. Environ. Toxicol, Chem. 17: 2148-2158.
270. Welch, E. B. (1980). *Ecological effects of waste water*. Cambridge, Cambridge University Press. 87 p.
271. Wesley Eckenfelder, W. Jr, (2000). *Industrial water pollution control*. Third Edition. McGraw – Hill Series. In: Water resources and environmental engineering.
272. Wetzel, R.G. (1981). *Limnología*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 679 p
273. Wetzel, G. (2001). *Limnology*. Lake and River Ecosystems. 3a ed. Elsevier Science. AUS.1006 P.
274. Wilber, G. H. (1971). *The Biological Aspects of Water Pollution*. Charles, C.Thomas Publisher, USA, 296 p.
275. Wisner, B. (2004). Assessment of Capability and Vulnerability. En: *Greg Bankoff, Georg Ferks, Dorohea Hilhorst (ed), Mapping Vulnerability, Disasters, Development and People*. Sterlin, Earthscan, Londres, Reino Unido. 183-193.
276. WHO (World Health Organization). (1992). *Diethylhexyl phthalate*. Geneva, (Environmental Health Criteria, No. 131). Citado por: WHO (World Health Organization). 2003.
277. WHO (World Health Organization). (2003). *Di(2-ethylhexyl)phthalate in drinking-water. Background document for preparation of WHO. Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/29). 8 p.
278. Winkler, M. (2009). *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. Limusa, México.338 p.
279. World Resources Institute. (2005). *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Ecosistemas y bienestar humano: oportunidades y desafíos para los negocios y la industria*. Washington, D. C. 31 p.
280. Yeardley, R. B., Jr., Lazorchak, J. M., & Paulsen, S. G. (1998). *Elemental fish tissue contamination in northeastern U. S. lakes: Evaluation of an approach to regional assessment*. Environmental Toxicology and Chemistry, 17(9), 1875–1884.
281. Zar, J.H. (1974). *Biostatistical analysis*, Prentice Hall INC, EU. 620 p.

ANEXO 1. Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte *et al.*, 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
1. Temperatura	Influye en los procesos metabólicos, de crecimiento, reproductivos y de supervivencia de los organismos; afecta la toxicidad y solubilidad de las sustancias en especial el oxígeno disuelto. Tiene relación con los procesos biogeoquímicos y reacciones químicas.
2. pH	Indicador del grado de acidez o alcalinidad del agua y por lo mismo de condiciones del medio que influyen en las reacciones químicas. Valores extremos o fluctuaciones drásticas indican la composición del suelo o procesos de contaminación por descargas municipales-industriales. Variaciones mayores a 0.3 unidades son críticas para la toxicidad de compuestos tal como el amonio. Valores por debajo de 5 causan la muerte para muchas especies. Además la productividad se reduce sustancialmente. Arriba de 10 es letal para la mayoría de los peces.
3. Grasas y aceites	Interfieren con el intercambio de oxígeno en branquias causando sofocación y muerte; afecta procesos fotosintéticos y por lo tanto la alimentación de herbívoros. Afecta también la transferencia de gases en las interfaces agua aire y sólidos agua. Aplica para la medición de hidrocarburos con temperaturas de ebullición superiores a 70° C. Las grasas pueden inhibir el tratamiento del agua.
4. Sólidos sedimentables	Interfieren el paso de la luz, los procesos fotosintéticos y de difusión de oxígeno causando su abatimiento (sofocación y muerte). Tiene que ver con los procesos de sedimentación de partículas. Representa la fracción sólida de posibles contaminantes que pueden fácilmente ser removidos por sedimentación primaria.
5. Sólidos suspendidos totales	Produce un efecto de obstrucción y/o abrasivo en branquias produciendo sofocación y muerte. Afectan los procesos fotosintéticos, incrementan susceptibilidad a enfermedades, reducen tasa de crecimiento, afectan movilidad, afectan el desove, causan mortalidad de huevecillos. Indicador de las partículas inorgánicas (arcillas, arenas) y orgánicas (fibras de plantas, algas, bacterias y otros microorganismos). Representa la fracción de posibles contaminantes que pueden ser removidos por procesos de sedimentación, floculación o filtración.
6. Sólidos disueltos totales	La concentración de estos sólidos se debe a la presencia de minerales, productos de descomposición de la materia orgánica, metales y compuestos orgánicos que dan color, olor, sabor y, eventualmente, toxicidad al agua que los contiene. Aumentan la conductividad del agua asociada a los procesos de corrosión. Orienta el método de tratamiento. Las sales disueltas en agua ejercen una presión osmótica sobre los organismos vivos. La mayoría de especies pueden soportar fácilmente variaciones relativas del contenido de sales disueltas, a condición de que la mineralización total no sufra variaciones grandes. En caso contrario se presentan emigraciones o incluso mortandades masivas; una presión osmótica elevada puede provocar fenómenos de difusión a través de las paredes celulares, a nivel de las branquias, lo que puede ocasionar la muerte de las células, salvo algunas especies que sufren cambios endocrinos que les permiten adaptarse a esta circunstancia.
7. Conductividad eléctrica	Su valor depende del tipo de iones involucrados, estado de oxidación de los mismos, así como la concentración relativa de cada uno de ellos y la temperatura. Está estrechamente relacionada con los sólidos disueltos. Es un indicador de contaminación. Aumenta cuando los suelos están cargados de sales, en función de lo que dura el contacto con la superficie y con la velocidad del agua, en muchas ocasiones. Las aguas dulces presentan valores entre 40 y 700, las salobres desde 300 hasta 18,000 $\mu\text{mhos/cm}$.
8. Oxígeno disuelto	Indicador del efecto por contaminantes oxidables y de la capacidad autodepuradora de un cuerpo receptor. Afecta las reacciones químicas en las que participan el fenol, fierro, manganeso, cobre y compuestos que contienen nitrógeno y azufre. La ausencia provoca olores desagradables. El exceso provoca corrosión en tuberías. Importante para la vida. Niveles bajos afectan el crecimiento, la fecundidad, la morfología de larvas

ANEXO 1.Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte et al., 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
	de peces y la sobrevivencia, así como la migración de algunas especies. La exposición prolongada a una concentración por debajo de 1 mg/l es letal para la mayoría de las especies. Decece cuando aumenta la temperatura, la salinidad y la altitud. En cantidades de sobresaturación (> 150 %) generalmente indican problemas de eutroficación con fluctuaciones nocturnas con anoxia.
9. Demanda bioquímica de oxígeno	Indicador de la cantidad de oxígeno que requieren los organismos para degradar la materia orgánica. Su efecto es indirecto debido a que altas concentraciones (> 20 mg/l) consumen el oxígeno disuelto disponible provocando los efectos mencionados para el oxígeno. Permite determinar la cantidad de oxígeno que se requerirá para estabilizar la materia orgánica presente. Es un indicador de contaminación en cantidades mayores d 30 mg/l.
10. Nitrógeno amoniacal	Sus efectos dañinos están relacionados al incremento del pH y la temperatura debido a que la fracción no ionizable es tóxica. Dañan epitelio branquial, disminuye el número de eritrocitos en la sangre y daños severos en hígado, riñones y cerebro de los peces. Puede aumentar la toxicidad de otros tóxicos como el fenol. Indicativo de contaminación industrial y municipal reciente, principalmente. Es un constituyente común de los desechos que consumen oxígeno. También indica la aportación de nutrientes (fertilidad del agua) y su grado de oxidación. Es una sustancia no persistente, tóxica no acumulable.
11. Sustancia Activas al Azul de Metileno (SAAM)	Son una evaluación de la cantidad de detergentes en el agua. Indican presencia de fosfatos en el agua producto de descargas urbanas, Favorece la eutroficación. Tóxicos. Dañan las estructuras branquiales produciendo la muerte. Alteran la difusión de oxígeno en agua. Causan olor desagradable, modifican la permeabilidad de los suelos.
12. Fosfato total y ortofosfatos. Fósforo total.	Indica la aportación de nutrientes y su grado de disponibilidad. Causa eutroficación. Desarrollo de macrofitas y algas que pueden producen fitotoxinas las cuales causan la mortandad de los peces y afectaciones a la salud humana. La alta productividad acumula materia orgánica en descomposición materia orgánica provocando el abatimiento del oxígeno disuelto y a largo plazo azolvamiento. Valores en presas y lagos por arriba de 70 µg/l se consideran como eutróficos.
13. Demanda química de oxígeno	Es una medida de la concentración de sustancias que pueden ser oxidadas por un oxidante fuerte. Es indicador de desechos municipales y en altas concentraciones normalmente de industriales donde los compuestos orgánicos no biodegradables están presentes tales como detergentes aniónicos, plaguicidas, plásticos, entre otros. Normalmente es superior a la Demanda bioquímica de oxígeno. Se considera un indicador de contaminación en concentraciones mayores a 40 mg/l.
14. Turbiedad	Mide que tanto es absorbida o dispersada la luz por la materia suspendida del agua. En aguas superficiales se debe a la presencia de arcillas y otros minerales. La turbiedad por materia coloidal puede ser resultado de la presencia de detergentes, jabones o emulsificadores. Tiene un impacto estético. Los coloides asociados a la turbiedad producen sabor, olor y posible daño a la salud. Es una medida de interferencia con la fotosíntesis.
15. Color	El color verdadero se define como aquel que se produce por las sustancias disueltas. Es una indicación rápida de calidad del agua, especialmente de desechos industriales como los que producen las textileras.
16. Alcalinidad total (CaCo ₃)	La alcalinidad expresa la capacidad que tiene el agua de mantener su pH a pesar de recibir una solución ácida o alcalina. Corresponde principalmente a carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio. Puede tener efecto en cultivos, según su composición química. El principal efecto de la alcalinidad es la reacción de ésta con ciertos cationes en el agua, lo que produce precipitados. Determina las diferentes formas de carbón inorgánico que controla la disponibilidad de CO ₂ para la fotosíntesis.

ANEXO 1.Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte et al., 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
17. Dureza total (CaCo ₃)	Cuando se encuentra en cantidades importante se dice que el agua es “dura” (>150 mg/l) y significa que contiene sales incrustantes. Influye en la toxicidad de ciertas sustancias como los metales. No permite la formación de espuma por los jabones por lo que se incrementa el uso de éstos. Afecta los usos del agua.
18. Cloruros	Pueden ser liberados a partir de suelos y rocas calcáreas sedimentarias. Algunos cultivos son sensibles. Aumentan la corrosividad del agua.
19. Fenoles	Alteran el sabor del agua, indicador de desechos industriales, son tóxicos. Demandan una alta demanda de oxígeno para degradarse por lo que pueden causar abatimiento del Oxígeno disuelto. Afecta a las pesquerías por su toxicidad y porque pueden darle un sabor desagradable al producto. Limitan el uso del agua para suministro y el procesamiento de alimentos.
20. Toxicidad	Parámetro integrador. Manifiesta la respuesta de organismos acuáticos a la presencia de una sustancia o combinación de ellas, así como el efecto de los tóxicos junto con el de los factores ambientales sin, necesariamente, conocer su composición (física, química y biológica). Preventivo a daños a las especies de las comunidades que viven en los cuerpos de agua. Es un factor de regulación de descargas de aguas residuales y un monitor permanente. La identificación
21. Clorofila a y fitoplancton	Su concentración de clorofila a es parte de los criterios utilizados para la clasificación trófica de sistemas lóticos como presas y lagos. Concentraciones altas de clorofila (25-75 mg/m ³), asociada a otros indicadores como el disco de Secchi y el fósforo total indica aguas eutróficas que pueden limitar los usos del agua. Es una indicación de la aportación de nutrientes debido a que generan florecimientos algales, algunos de los cuales pueden producir fitotoxinas. La presencia o ausencia de una determinada especie o grupo de fitoplancton permite efectuar un diagnóstico del nivel de contaminación del sistema estudiado. Sugieren la presencia o ausencia de variables ambientales particulares
22. Nitrógeno total Kjeldahl	Mide la presencia de nitrógeno amoniacal y el orgánico presente en el detrito resultante de la actividad biológica. Es una indicación de la aportación de nutrientes al agua, su productividad y por lo tanto su nivel de eutrofización.
23. Nitrógeno orgánico	Es una indicación de compuestos orgánicos como proteínas, polipéptidos, aminoácidos (presentes en los organismos) y urea. La urea está presente en la orina como producto final del metabolismo. La urea se utiliza a gran escala en la formulación de fertilizantes, se emplea en la industria química y del papel. Las fuentes antropogénicas incluyen tanto efluentes de descargas como la contaminación por el deslave de terrenos agrícolas.
24. Nitratos	Es la principal forma de nitrógeno oxidada en el agua. Su existencia en grandes cantidades refleja contaminación ya que su principal fuente proviene de actividades humanas y desechos animales. Estimulan el crecimiento de las plantas, contribuyendo al crecimiento de organismos no deseados, especialmente las malezas acuáticas como las algas (eutrofización). Su consumo en infantes produce la disminución de la capacidad de transporte de oxígeno en la sangre (metahemoglobinemia).
25. Cadmio	Causa hiperplasia y necrosis de branquias. Afecta al riñón, corazón, hígado, cerebro y tracto intestinal de peces. Se bioacumula en branquias, riñón, hígado y músculo. Mortalidad de poblaciones sensibles. Generalmente proviene de fuentes antropogénicas tal como la combustión de petróleo. Es utilizado en la manufactura de pinturas, baterías, material galvanizado, equipo electrónico, lubricantes, suministros de fotografía, vidrio, cerámica, plaguicidas y algunos fertilizantes, así como plásticos.

ANEXO 1. Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte et al., 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
26. Cromo	Inflamación en piel, cambios en sangre, decrecimiento de la actividad, así como disminución en la cantidad de alimento que ingieren, retarda el crecimiento, mortalidad en alevines. Mortalidad de las poblaciones de peces sensibles. El cromo es usado comúnmente en aplicaciones industriales y domésticas. Se emplea en la manufactura de utensilios de aluminio y de acero inoxidable, pinturas, explosivos, cerámica y papel. En la fotografía, en la industria textil y de vidrio. Se usa también para inhibir la corrosión en las torres de enfriamiento. En calentadores, refrigeración en los sistemas contra incendio y en algunos fertilizantes y plaguicidas.
27. Plomo	Tóxico, bioacumulable y biomagnificable. Los efectos más severos son en el sistema nervioso y sanguíneo, así como en los riñones, sistema reproductivo y la conducta de peces. Mortalidad. Aunque puede estar presente en la naturaleza, se encuentra en la gasolina, la refinación de hidrocarburos, producción de baterías, aceites de automóviles, en la imprenta, en la fotografía, explosivos y pinturas.
28. Zinc	Tóxico. Causa la destrucción del epitelio branquial, las sales de zinc precipitan en las branquias causando sofocación y muerte. Efectos crónicos a nivel reproductivo, sobre varios órganos y sistemas enzimáticos que finalmente producen la muerte. Es ampliamente usado en la industria. Pinturas, hules, textiles y otras sustancias químicas. En la imprenta, fertilizantes, plaguicidas, combustión de petróleo.
29. Arsénico	La presencia de arsénico en el agua puede ser el resultado de la disolución del mineral presente en el suelo por donde fluye el agua antes de su captación, por contaminación industrial o por plaguicidas. La ingestión de pequeñas cantidades de arsénico puede causar efectos crónicos por su acumulación en el organismo. Se han atribuido al arsénico propiedades cancerígenas y bioacumulativas. Origen industrial: extracción de carbón, componentes eléctricos, hospitales, químicos inorgánicos, laboratorios, curtiembres, metales diferentes al hierro, pinturas y tintas, plaguicidas, refinería de petróleo, industria farmacéutica, plástico, sintéticos, textil, productos de madera.
30. Cobre	El cobre es liberado al medio ambiente por la minería, la agricultura y las operaciones de fabricación y a través de aguas residuales. También es liberado a partir de fuentes naturales, como volcanes, polvo, la vegetación en descomposición y los incendios forestales. Liberado al ambiente generalmente se adhiere a las partículas, materia orgánica, arcilla, tierra o arena. Los compuestos de cobre pueden descomponerse y liberar el elemento cobre al aire, el agua y los alimentos. Se utiliza para fabricar tuberías, válvulas y accesorios de fontanería, así como en aleaciones y revestimientos. Los giros industriales de origen son: adhesivos, formación aluminio, autos, lavanderías, extracción de carbón formación de cobre, componentes eléctricos, electro plateado y acabados talleres de fundición, químicos para maderas y gomas, químicos inorgánicos, curtido, productos mecánicos, metales diferentes al hierro, minería, químicos orgánicos, pinturas y tintas, plásticos y sintéticos, procesamiento de plásticos, esmaltado de porcelana, jabones y detergentes, plantas termoelectricas, textil, producción de madera. En estudios recientes se ha definido el umbral de concentración de cobre en el agua de consumo que produce efectos sobre el aparato digestivo, pero todavía hay ciertas dudas respecto a los efectos del cobre a largo plazo en poblaciones sensibles, como los portadores del gen de la enfermedad de Wilson o los afectados por otros trastornos metabólicos de la homeostasis del cobre.

ANEXO 1.Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte et al., 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
31. Mercurio	<p>El mercurio es utilizado en la producción electrolítica de cloro, en los aparatos eléctricos, en las amalgamas dentales y como materia prima para diversos compuestos de mercurio. De acuerdo con una estimación reciente del INE en México se utilizan casi ocho toneladas de mercurio al año en la manufactura de diversos tipos de instrumentos y aparatos. Se estima que esta misma cantidad de mercurio se pierde en el ambiente por la rotura de esos instrumentos en y aparatos disponiéndose con los desechos sólidos en los tiraderos de basura o rellenos sanitarios. Los efectos tóxicos de los compuestos inorgánicos de mercurio se observan principalmente en los riñones, tanto en personas como en animales de laboratorio, tras exposiciones breves o prolongadas. En las ratas, estos efectos incluyen el aumento del peso absoluto o relativo de los riñones, la necrosis tubular, la proteinuria y la hipoalbuminemia. En el ser humano, la toxicidad aguda por vía oral produce principalmente colitis y gastritis hemorrágicas, aunque las lesiones fundamentales son renales. El conjunto de las pruebas indica que el cloruro de mercurio (II) puede aumentar la incidencia de algunos tumores benignos en los tejidos afectados y que posee una actividad genotóxica débil pero no causa mutaciones puntuales. Entre el 7 y 8% de la ingesta de mercurio por alimentos es absorbido; la absorción por ingesta de agua puede ser del 15%, dependiendo del compuesto. Adhesivos manufacturas de baterías, extracción de carbón, componentes eléctricos, electroplateado y acabados, hospitales, químicos inorgánicos, laboratorios, metales diferentes al hierro, químicos orgánicos, pinturas y tintas, industria farmacéutica, abastecimiento de productos fotográficos, plantas termoeléctricas, textil.</p>
32. Níquel	<p>El níquel puede terminar en la superficie del agua cuando es parte de las aguas residuales. La mayor parte de todos los compuestos de níquel que son liberados al ambiente se absorben en sedimentos o partículas del suelo y llega a inmovilizarse. En suelos ácidos, el níquel se une para llegar a ser más móvil y a menudo alcanza el agua subterránea. No hay mucha información disponible sobre los efectos del níquel en humanos y otros organismos. Se sabe que altas concentraciones de níquel en suelos arenosos pueden claramente dañar a las plantas y que en aguas superficiales puede disminuir el rango de crecimiento de las algas. Los microorganismos pueden sufrir también una disminución del crecimiento debido a la presencia de níquel, pero ellos usualmente desarrollan resistencia al níquel. Para los animales, el níquel es un elemento esencial en pequeñas cantidades. Pero el níquel no es sólo favorable como elemento esencial, puede ser también peligroso cuando se excede la máxima cantidad tolerable. Esto puede causar varios tipos de cáncer. El níquel no parece acumularse en peces o en otros animales destinados al consumo humano. formación de aluminio, manufacturas de baterías, extracción de carbón, componentes eléctricos, electroplateado y acabados, componentes eléctricos, químicos para maderas y gomas, químicos inorgánico, hierro y acero químicos orgánicos, curtiembres, productos metálicos, metales diferentes al hierro, pinturas y tintas, industria farmacéutica, abastecimiento de productos fotográficos, plásticos y sintéticos, esmaltado de porcelana, jabones y detergentes, plantas termoeléctricas, textil.</p>

ANEXO 1. Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte *et al.*, 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
33. Cianuros	<p>El cianuro y el cianuro de hidrógeno se usan en la industria de la galvanoplastia, metalurgia, producción de compuestos orgánicos, revelado fotográfico, manufactura de plásticos, fumigación de barcos y algunos procesos de minería. Para la vida acuática son extremadamente peligrosos pues mientras que para algunas especies se ha encontrado que una concentración de 0,05 mg/L de cianuros libres es aceptable, otros son sensibles a concentraciones más bajas, lo que dificulta el establecimiento de concentraciones límite. El cianuro en el agua no se acumula en el cuerpo de peces. Los compuestos de cianuro se mueven con bastante facilidad en el suelo. Una vez que llega al suelo, el cianuro puede ser removido a través de varios procesos. En el suelo, algunos compuestos de cianuro pueden formar cianuro de hidrógeno que luego se evapora mientras que otros compuestos de cianuro se transforman a otras formas químicas por la acción de microorganismos en el suelo. En concentraciones altas, el cianuro es tóxico a estos microorganismos por lo que el cianuro permanece sin ser cambiado a otras formas y atraviesa el suelo llegando así hasta el agua subterránea. El cianuro y el cianuro de hidrógeno se usan en la industria de la galvanoplastia, metalurgia, producción de compuestos orgánicos, revelado fotográfico, manufactura de plásticos, fumigación de barcos y algunos procesos de minería como extracción de oro y plata. Los giros industriales de origen son: Adhesivos revestimiento de bobinas, electroplateado y acabados, químicos inorgánicos, hierro y acero, curtiembres, metales diferentes al hierro, minería, plaguicidas, referencias de petróleo, industria farmacéutica, abastecimiento de productos fotográficos, textil.</p>
34. Sulfatos	<p>El sulfato (SO₄) se encuentra en casi todas las aguas naturales. La mayor parte de los compuestos sulfatados se originan a partir de la oxidación de las menas de sulfato, la presencia de esquistos y la existencia de residuos industriales. Es uno de los principales constituyentes disueltos de la lluvia. Al moverse el agua a través de formaciones rocosas y suelos que contienen minerales sulfatados, una parte del sulfato se disuelve en las aguas subterráneas. Una alta concentración de sulfato en agua potable tiene un efecto laxativo cuando se combina con calcio y magnesio, los dos componentes más comunes de la dureza del agua. Las bacterias que atacan y reducen los sulfatos, hacen que se forme sulfuro de hidrógeno gas (H₂S). En la naturaleza se encuentran en forma de yeso, o aljez, (sulfato de calcio dihidratado CaSO₄ • 2 H₂O), baritina (sulfato de bario) o sulfato de sodio (Na₂SO₄). El Sulfato de sodio: Na₂SO₄•10H₂O, se utiliza en la fabricación de vidrio. La forma anhidra se utiliza como desecante. El sulfato de magnesio: Se utiliza como laxante. Previene la absorción de agua en el cuerpo. Al haber más agua de lo normal en los intestinos se produce esa acción laxante. En su forma deshidratada es un poderoso desecante. Sulfato cálcico CaSO₄•2H₂O conocido vulgarmente como yeso. Una de las formas del yeso es el alabastro que es relativamente blando lo que lo convierte en un excelente material para hacer esculturas. El sulfato de cobre: el sulfato de cobre cristaliza en unos cristales de un color azul intenso. Se puede obtener haciendo reaccionar ácido sulfúrico con carbonato de cobre, se utiliza ampliamente como fungicida. Industria: químicos inorgánicos, laboratorios, industria farmacéutica.</p>

ANEXO 1.Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte et al., 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
35. Hierro	<p>Se encuentra en la naturaleza formando parte de numerosos minerales, entre ellos muchos óxidos y raramente se encuentra libre. Para obtener hierro en estado elemental, los óxidos se reducen con carbono y luego es sometido a un proceso de refinado para eliminar las impurezas presentes. El uso más extenso del hierro es para la obtención de aceros estructurales; también se producen grandes cantidades de hierro fundido y de hierro forjado. Entre otros usos del hierro y de sus compuestos se tienen la fabricación de imanes, tintes (tintas, papel para heliográficas, pigmentos pulidores) y abrasivos (colcotar). Lo producen las siderúrgicas y la industria química. En los suelos los contenidos de arcilla y materia orgánica influyen en la disponibilidad del Fe. Debido a la extremadamente baja solubilidad de los óxidos de hierro en el rango de pH normal en los suelos, el hierro liberado precipita rápidamente como óxido o hidróxido, solo una pequeña parte del hierro oxidado se incorpora a las arcillas y/o a la materia orgánica. El contenido materia orgánica, influye en el aprovechamiento del hierro por parte de las plantas debido a las características acidificantes y reductoras así como a la capacidad de determinadas sustancias húmicas para formar quelatos en condiciones adversas de pH.</p>
36. Manganeso	<p>Debido a que el manganeso forma parte natural del ambiente, siempre se estará expuesto a niveles bajos en el agua, el aire, el suelo y los alimentos. Es común que el agua subterránea, el agua potable y el suelo contengan niveles bajos de manganeso. Beber agua que contiene manganeso o nadar o bañarse en agua que contiene manganeso son medios de exposición a niveles bajos de esta sustancia. El permanganato de potasio, $KMnO_4$, es un reactivo de laboratorio muy común debido a sus propiedades oxidantes. El dióxido de manganeso (MnO_2) se emplea como despolarizador en pilas secas. También se puede usar para decolorar vidrio que presente color verde debido a la presencia de trazas de hierro. Este óxido también se emplea para dar color amatista al vidrio y es responsable del color de la amatista (una variedad del cuarzo). Además, se utiliza en la producción de cloro y oxígeno. Algunas monedas de aluminio contienen manganeso como aleación. También es usado en fuegos artificiales, baterías secas, abonos, pinturas, agente para visualizar imágenes médicas, cosméticos. También puede ser usado como aditivo en gasolina para mejorar el octanaje. Cantidades pequeñas de manganeso se usan en un producto farmacéutico para mejorar la detección de lesiones en órganos del cuerpo mediante imágenes de resonancia magnética. Tiene origen industrial en: baterías, laboratorios manufactura de explosivos pinturas y tintas, hospitales, autos y otras lavanderías, laboratorios.</p>
37. Aluminio	<p>El aluminio es el metal más abundante en la corteza terrestre y se encuentra extensamente distribuido. Aluminio metálico: Se usa para fabricar latas de bebidas, ollas y sartenes, aviones, partes de autos, el exterior de murallas y techos de viviendas y papel de aluminio. El polvo de aluminio metálico se usa a menudo en explosivos y fuegos artificiales. Compuestos de aluminio: Tienen muchas aplicaciones importantes en industria, por ejemplo, como alumbres (sulfato de aluminio) en el tratamiento de aguas y alúmina (óxido de aluminio) en abrasivos y revestimiento de hornos. Productos de consumo: antiácidos, astringentes, aspirina con cubierta entérica, aditivos para alimentos, desodorantes, cosméticos. Giros industriales de origen: automotriz, construcción, eléctrica, cosmética, química, fabricación de utensilios de cocina, farmacéutica El aluminio es liberado al medio ambiente principalmente por procesos naturales. Puede ocurrir de diferentes formas en el agua, puede formar especies hidroxialuminio monoméricas y poliméricas, soluciones poliméricas coloidales y geles, así como precipitados. Además, puede formar complejos con diversos compuestos orgánicos (por ejemplo, ácidos húmicos o fúlvicos) e inorgánicos (por ejemplo, fluoruro, cloruro y sulfato), la mayoría son solubles. Los ambientes ácidos, influyen en el aumento en el contenido de aluminio disuelto de las aguas circundantes.</p>

ANEXO 1. Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte *et al.*, 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
38. Sulfuros	<p>El sulfuro de hidrógeno y sus productos de disociación pueden estar presentes de forma natural. La abundancia relativa de cada componente depende en principio del pH. En pH 5 cerca del 99% de los sulfuros están presentes como sulfuro de hidrógeno molecular (H₂S). En la neutralidad cerca de la mitad de la forma molecular y la otra parte esta como sulfuro de hidrógeno ion (HS⁻) y en pH 9 el 99% se encuentra en forma ionizada. Una concentración tan alta como 0.7 mg/l de sulfuro de hidrógeno se ha encontrado en la capa superficial de los sedimentos y concentraciones de 0.1 a 0.02 se han medido en los 20 mm de la columna de agua de estos sedimentos. Bajo condiciones normales de pH y óxido reducción de agua con oxígeno, los sulfuros rápidamente se oxidan a sulfatos. La concentración de sulfuros en el agua superficial por lo tanto es casi despreciable. El sulfuro de hidrógeno es un gas soluble muy venenoso con un olor característico a huevo podrido. Su toxicidad está asociada principalmente a la forma no ionizada. Consecuentemente, su toxicidad incrementa con el decrecimiento del pH debido a la presencia mayor en proporción de la forma no ionizada (H₂S). La descomposición anaeróbica de la materia orgánica y lodos de desecho son consideradas como las mayores fuentes de sulfuro de hidrógeno. Los sulfuros también se producen como subproductos en la industria de la curtiduría, química, petroquímica, y la de pulpa y papel. Los datos disponibles indican que concentraciones tan bajas como 0.002 mg/l no son dañinas para muchos peces y otros organismos acuáticos. Arriba de esta concentración puede haber efectos tóxicos a largo plazo.</p>
39. Etilbenceno	<p>El uso principal del etilbenceno es para fabricar otro producto químico, estireno y por la polimerización de éste se obtiene el poliestireno, que sirve en la fabricación de resinas, plásticos y hules. El menor uso del etilbenceno es como disolvente, como componente del asfalto y la nafta y en combustibles. El etilbenceno se utiliza también en la fabricación de acetofenona, acetato de celulosa, dietilbenceno, antraquinona de etilo y óxido de propileno. Los giros industriales de origen son: adhesivos, auto y otra lavanderías extracción de carbón, componentes eléctrico, pinturas y tintas, refinerías de petróleo, manufactura de caucho, textil, químicos para maderas y gomas, químicos inorgánicos, curtiembres, productos mecánicos, químicos orgánicos, plásticos y sintéticos, pulpa y papel, productos de madera.</p>
40. Bis-(2-Etilhexil) Ftalato	<p>Es un constituye de los plásticos en una proporción del 1 al 40%. Se emplea en productos de imitación de pieles, impermeables, zapatos y utensilios plásticos diversos de uso personal o en el hogar, así mismo en la tubería hidráulica, en capacitores eléctricos y es también ingrediente en plaguicidas. Son generados por la industria de la química (polímeros y plásticos) Dado sus coeficientes de adsorción, el compuesto tiende a quedar adsorbido en el sedimento y material particulado, con pobre volatilidad. El factor de bioconcentración (FBC) se ha determinado a tener valores entre 115 a 817, por lo que es un contaminante bioacumulable. Este compuesto no es metabolizado por los organismos ya que son moléculas sintéticas. Es un compuesto considerado como carcinogénico. El proceso de la carcinogénesis se ha observado que se induce por la proliferación de peroxisoma y éste compuesto al inducir toxicidad hepática desencadena el proceso. Por otro lado, también es un inhibidor de la producción de testosterona. Es un Distruptor endocrino (G1) (CEE).</p>

ANEXO 1. Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte *et al.*, 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
41. Dietilftalato	<p>Si se libera al agua, basado en los valores de coeficiente de adsorción (Koc), se espera que el Dietilftalato sea adsorbido a sólidos suspendidos y sedimentos. Se espera También que este compuesto se biodegrade en el ambiente acuático con vida media de 3 y 28 días para condiciones aerobias y anaerobias, respectivamente. Basado en que es un compuesto con esta constante de la ley Henry, no se espera que la volatilización de superficies de agua sea un proceso importante de destino. Un factor de bioconcentración en peces de 117 en peces sugiere que la bioconcentración en organismos acuáticos es alta. Sin embargo, estudios de la bioconcentración en compuestos que son estructuralmente similares sugieren que la bioconcentración puede ser inferior a la indicada por las ecuaciones derivadas de regresión debido a la capacidad de los organismos acuáticos a metabolizar fácilmente esta clase de compuestos. Se espera que el dietilftalato se hidrolice lentamente en el medio ambiente con una vida media estimada de 106 días a un pH 8. Es usado comúnmente para dar flexibilidad a plásticos. Se utiliza en una amplia variedad de productos cosméticos, y otros artículos de cuidado personal. Como disolvente y vehículos de fragancias y otros ingredientes de los cosméticos. Se utiliza también como desnaturizador del alcohol. El dietilftalato también se utiliza en insecticidas.</p>
42. 2,4 Dimetilfenol	<p>Es un compuesto fenólico que, al igual que otros fenoles se utilizan en la industria como antioxidantes, productos químicos intermedios, desinfectantes, agentes de curtido, reveladores fotográficos y aditivos de lubricantes y gasolina. En las industrias de fotografía, petróleo, pinturas, explosivos, caucho, productos farmacéuticos y productos agrícolas. Los tres principales usos de los fenoles son la fabricación de resinas fenólicas, bisfenol A y caprolactamo. Se utilizan en la fabricación de medicamentos, tintes y resinas artificiales incoloras o de colores claros. Es un desinfectante general para cuartos de baño, establos, pozos negros, suelos y alcantarillas, así como disolvente extractivo para el refinado del petróleo. Se encuentra en pinturas germicidas, bactericidas anti moho y colas. Como antioxidante en las industrias del caucho, química, fotografía, colorantes, grasas y aceites, así como en cosméticos y en algunos productos farmacéuticos. No incluida en NPRI ni en TRI. Considerado por RCRA como residuo peligroso formando parte de otros residuos. La industria asociada es la química (fotografía, encurtido, pinturas, caucho y explosivos y fármacos), así como la del Petróleo y petroquímica.</p>
43. 2-Nitrofenol	<p>Si se presenta en el agua, no se espera que el 2-nitrofenol se adsorba sensiblemente a sedimentos debido a su bajo coeficiente de adsorción (Koc). Su disminución en su concentración es el resultado de los procesos de fotólisis, biodegradación y volatilización. No existen estudios disponibles que indicaran cuál es la vida media de biodegradación en aguas naturales. Estudios de proyección indican que el 2-nitrofenol se biodegrada más lentamente que el 4-nitrofenol (Vida media en agua dulce de 1-8 días) con aclimatación siendo extremadamente importante. La biodegradación es moderadamente rápida en condiciones anaerobias, lo que implica que la degradación puede ser importante en los sedimentos anaerobios. La volatilización (Vida media de 12 días en un río típico) y la fotólisis pueden ser importantes. El 2-nitrofenol se utiliza principalmente como un intermediario para la producción de colorantes, pigmentos, productos químicos de caucho y fungicidas. Se utilizan pequeñas cantidades como un indicador de ácido – base y como un reactivo para la glucosa.</p>

ANEXO 1. Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte *et al.*, 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
44. 2,4,6 triclorofenol	En el agua, se disocia un poco al 2, 4,6-triclorofenolato. Se espera que se adsorba a sedimentos y partículas, se volatilice lentamente de las superficies de agua de acuerdo a su constante de la ley de Henry. La vida media de volatilización estimadas del 2,4,6-triclorofenol en un modelo de río y uno de lago son de 20 y 150 días, respectivamente. Este compuesto sufre de fotólisis en aguas superficiales, basado en una vida media de fotólisis acuosa de 2.1 horas cuando es irradiado con luz a longitudes de onda para el medio ambiente. Se biodegrada en sistemas acuáticos, basados en pruebas con vidas medias en un intervalo de 3 a 70 días aproximadamente. Basado en valores de FBC de 250 a 310 medidos en peces, se espera que el potencial de bioconcentración sea muy alto. Se usa como herbicida, defoliante, preservador, desinfectante, bactericida y fungicida. La industria asociada es la de la curtiduría y la de químicos orgánicos.
45. 2,4 Dinitrotolueno	Se absorbe principalmente en suelos y sedimentos, difícilmente se volatiliza de la superficie del agua. Tiene un FBC de 7 y características que indican que es bajo su potencial de acumulación. Se usa generalmente para fabricar espumas flexibles de poliuretano de empleo en industrias de muebles y colchones. También en la producción de explosivos, municiones y tinturas, así como para la elaboración de bolsas de aire en automóviles. La industria asociada es la química, automotriz, pintura y tintas.
46. Fluoranteno	Es un hidrocarburo que si se libera al agua, basado en el Koc, se espera que se adsorba a sólidos suspendidos y sedimentos en el agua. Las vidas medias para la descomposición fotoquímica directa de fluoranteno en agua dulce se reportaron de: 21.0 horas cerca de la superficie de agua dulce, 160 horas a una profundidad de 5 m y 200 horas a una profundidad mayor 5 m y se asociaron a los sedimentos. Basado en su constante de la ley de Henry, no se espera que la volatilización de superficies de agua sea un proceso importante de destino. La vida media de volatilización estimada en un río es de 6 días aproximadamente. La vida media de volatilización estimada de un lago es de 46 días aproximadamente. Sin embargo, el Koc de 29,500 a 295,000 sugiere que la volatilización podría ser atenuada por la adsorción de sólidos en suspensión y sedimentos en el agua. El FBC es de 380 en la trucha arco iris y 3,981 en carpa cabezona lo que sugiere que la bioconcentración en organismos acuáticos es alta y muy alta. No se espera que la hidrólisis ocurra debido a la falta de grupos hidrolizables funcionales. Posible cancerígeno atribuido al grupo de PAHs. Para el ostión (<i>Crassostrea rhizophorae</i>) le produce inhibición de la catalasa e incremento en la peroxidación de lípidos y a la trucha arcoíris (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) es carcinogénico y genotóxico. No hay producción comercial o uso conocido del fluoranteno. Es un hidrocarburo poliaromático (HAP) producto de combustión incompleta de compuestos orgánicos, producido por actividades industriales como la del hierro y el acero, refinerías de petróleo y químicos orgánicos, por incineradores, asimismo es componente del petróleo.

ANEXO 1. Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte *et al.*, 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
47. Hexaclorociclopentadieno	<p>En agua se adsorbe a sólidos suspendidos y sedimentos en correspondencia con su (coeficiente de adsorción) Koc. Por su valor de la constante de la ley de Henry, se espera que la volatilización de superficies de agua sea un proceso importante. Sin embargo, la adsorción en sedimentos puede atenuar la volatilización del agua. La vida media estimada en un río y un lago son de 2 horas y 7 días, respectivamente. La vida media en un estanque se estima como de 37 días. El hexaclorociclopentadieno se fotodegrada rápidamente en superficies soleadas del agua con una vida media de fotodegradación de varios minutos a más de una hora. Se espera que la vida media hidrolítica del hexaclorociclopentadieno en condiciones ambientales sean desde varias horas hasta 2-3 semanas. Los valores de FBC en el intervalo de 100-1354 medido en peces, sugieren que la bioconcentración en organismos acuáticos es muy alta. Se usa para manufacturar plaguicidas relacionados (aldrin, clordano, dieldrin, endosulfán, endrina, heptacloro, isodrin, mirex y pentac). Solamente dos de estos plaguicidas, endosulfan y pentac, están registrados actualmente para uso en los Estados Unidos. Se usa también para fabricar retardadores de llamas, resinas que no se inflaman, plásticos a prueba de golpes, ésteres, cetonas, fluorocarbonos y tinturas. Es tóxico a los organismos acuáticos a concentraciones tan bajas como 0.082 mg/l.</p>
47. Pentaclorofenol	<p>Sus coeficientes de adsorción define su fuerte tendencia a quedar adsorbido en sedimentos y en material particulado, en forma aniónica. No se espera volatilización a la atmósfera. Su potencial de bioconcentrarse muy amplio y va de bajo a muy alto en tejidos de peces, en los que se reportan FBC de 5 a 5370. Inhibe la actividad de la ATP asa produciendo el decaimiento de la energía disponible. Esto produce también un aumento en la demanda de oxígeno y el incremento en la tasa de respiración. Este compuesto es neurotóxico y nefrotóxico e induce el aumento de la actividad de transcripción en genes que se relacionan con apoptosis. Carcinógeno clasificado por IARC en grupo 2B. Se emplea como preservativo de maderas, desinfectante (fungicida, bactericida, alguicida y herbicida. La industria asociada es la de productos de madera, plaguicidas, adhesivos, curtiembre, química, pinturas. Tóxico a organismos acuáticos.</p>
48. Bis (2-Cloroisopropil) Eter	<p>Es un compuesto que no se absorbe en sedimento o material particulado, se volatiliza a la atmósfera. Su potencial de bioconcentración en organismos es bajo ya que su FBC es de 5.2 a 12 para peces. Se usa en la industria textil y como solvente para resinas naturales o sintéticas en la industria de los plásticos. Bajo exposición a dosis elevadas, los organismos pueden presentar congestión e inflamación de mucosas respiratorias y algún nivel de necrosis en el hígado.</p>
49. Tricloroeteno	<p>Sus coeficientes de adsorción define su tendencia a quedar adsorbido en sedimentos y en material particulado, así como la constante de Henry también señala el potencial de su volatilidad en alguna proporción. Su integración en tejidos es de baja a moderada con FBC de 4 a 39, dependiendo de la especie de peces de que se trate. Su empleo es como desengrasante en la producción de plásticos, joyería, automóviles, textiles, papel, vidrio y pinturas y tintas. La industria asociada es la de plásticos, metalurgia, auto motiva, textil, papel, vidrio, pinturas y tintas. Es tóxico agudo a concentraciones altas (18 mg/l). En general afecta la transcripción genética involucrada en el transporte, canales iónicos de membrana, transcripción, diferenciación, cito esqueleto, ciclo celular y apoptosis. En un teratógeno y cancerígeno, clasificado por IARC como 2^a.</p>

ANEXO 1. Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte *et al.*, 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
50. Bifenilos policlorados	<p>Los bifenilos policlorados como el Aroclor 1242, en agua, se espera que se adsorba a sólidos suspendidos y sedimentos, basado en su estimación del Koc. Los congéneres menos clorados que el Aroclor 1242 tendrán una sorción menos enérgica que los congéneres más clorados. El Aroclor 1242 en agua se biodegrada lentamente. Se ha demostrado también que los congéneres más altamente clorados que el Aroclor 1242 son susceptibles a dechlorinación reductora por organismos anaerobios encontrado en sedimentos acuáticos. Los procesos de transformación abiótica como la hidrólisis y la oxidación no degradan significativamente al Aroclor 1242 en el medio acuático. Con base en la constante de la ley de Henry, la volatilización de este compuesto de superficies de agua es un proceso importante de transferencia. Las vidas medias estimadas para un río y un lago son de 2.5 a 87 horas y de 6 a 46 días, respectivamente. Aunque la adsorción puede inmovilizar a los PCBs por períodos de tiempo relativamente largos en el medio acuático, se ha demostrado que se produce resuspensión en la columna de agua. Valores experimentales de FBC de 3,600 a 43,000 sugieren que la bioconcentración en organismos acuáticos es muy alta. El Aroclor 1242 se usa en transformadores, transferencia de calor, fluidos hidráulicos turbinas de transmisión de gas, gomas, papel carbón, adhesivos y extensores de cera. La sustancia presenta persistencia, bioacumulación o riesgo de cáncer, por lo que la exposición humana debe reducirse al mínimo. Su presencia ocasiona efectos agudos y crónicos a bajas concentraciones (0.04 y 0.009 mg/l, respectivamente).</p>
51. Benceno	<p>Es volátil de baja persistencia en superficies acuáticas, o suelos. Se proyecta a la atmósfera con facilidad. Se calcula un FBC de 6 a 23.4, que señala baja bioconcentración. Provoca daño epitelial de membranas branquiales y mucosas en general así como daño hepático. El benceno se utiliza en pinturas, aceites, resinas, limpiadores de pinceles, adhesivos, aspirinas, desodorantes, limpiadores de hornos,, asfalto, explosivos, plaguicidas, plásticos, detergentes, tintes, hules sintéticos y muchos otros productos. La industria asociada es la química, la de pinturas y tintas, automotriz, petróleo y petroquímica, vidrio, asbesto y plaguicidas.</p>
52. Tolueno	<p>No persiste en el medio ambiente y se divide rápidamente en el aire y el agua. Puede ser liberado al medio ambiente como emisiones durante la producción y transporte de pilas y en la fabricación de productos de espuma de poliuretano y revestimientos. Se utiliza también para hacer, envases y muebles, adhesivos, selladores y recubrimientos de poliuretano para productos metálicos y cuero. Produce efectos agudos y crónicos para los organismos acuáticos.</p>
53. Xilenos	<p>Se adsorbe fuertemente en sedimentos y partículas, aunque también puede volatilizarse de la superficie del agua. Con factores de bioconcentración en peces bajos de 15. El compuesto, en organismos vertebrados y peces, incrementa la producción del citocromo P450 y de la NADPH reductasa en el hígado, lo cual es un biomarcador de procesos de detoxificación activos resultado de la exposición. Microsomas en tejidos respiratorios y riñones también muestran incrementos por exposición a Xilenos en suma a procesos inflamatorios. Tiene efectos crónicos en algas en concentraciones altas de 4.4 mg/l. Es un intermediario químico que se encuentra presente en productos del petróleo tales como gasolinas y, en general, en combustibles. Se asocia a la industria del petrolero</p>

ANEXO 1. Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte *et al.*, 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
54. Cloruro de metilo	<p>El cloruro de metilo o clorometano cuando es liberado al agua, no se adsorbe a sólidos suspendidos y sedimentos en agua según el Koc estimado. Resultados de campo y de laboratorio demuestran que varios halogenados alifáticos pueden biodegradarse lentamente en condiciones anaerobias, pero no bajo condiciones aerobias. Basado en compuestos con esta constante de la Ley de Henry, se espera que se volatilice rápidamente en la superficie del agua. Las vidas medias volatilización estimadas para un río y un lago son 46 min y 3 días, respectivamente. Un FBC estimado de 3 sugiere que el potencial de bioconcentración en organismos acuáticos es bajo. Este compuesto es usado en la producción de resinas y polímeros de silicio de metilo. Es un agente clorante y metilante en química orgánica. Se utiliza como una solución para grasas, aceites y resinas. Es un disolvente en la industria del caucho sintético. Se usa ampliamente como un agente de refrigerante, propulsor y soplado en la producción de espuma de poliestireno, como un anestésico local, como intermediario en la fabricación de drogas, como un fumigante, como aditivo, como un extintor de incendios, como un portador de catalizador en la polimerización de baja temperatura, como un fluido para equipos de termométrica y termostático y como herbicida. Es tóxico a los organismos acuáticos pero en altas concentraciones (16 mg/l).</p>
55. Cloruro de vinilo	<p>El cloruro de vinilo o cloroetano, cuando se libera en agua, no se espera que se adsorba a sólidos suspendidos y sedimentos de acuerdo con su el Koc. La vida media de biodegradación del cloruro de vinilo en aguas aerobias y anaerobias se registra de 28 y 110 días, respectivamente; con base en la constante de la ley de Henry, se espera que la volatilización de superficies de agua sea un proceso importante. Las vidas medias de volatilización estimadas para un río y un lago fueron de 1 hora y 3 días, respectivamente. Un valor de FBC medido de menos de 10 en peces, sugieren que la bioconcentración en organismos acuáticos es baja. No se espera que la hidrólisis sea un proceso de importante ya que presenta una vida media de hidrólisis de 9.91 años en un pH 7 y 25 °C. El cloruro de vinilo puede sufrir fotólisis indirecta en aguas naturales cuando fotosensibilizadores como materiales húmicos están disponibles. Este proceso sólo se espera que sea importante en aguas de superficie soleadas que contengan materiales húmicos. La mayor parte del cloruro de vinilo producido en Estados Unidos se usa para fabricar un polímero llamado cloruro de polivinilo (PVC), el que consiste de una cadena larga de unidades de cloruro de vinilo. El PVC se usa para fabricar una variedad de productos de plástico, entre los que se incluyen cañerías, revestimientos de alambres y cables y materiales para empaque. El PVC se usa también en tapices de muebles y automóviles, cubiertas de murallas, artículos para el hogar y partes para automóviles. Durante un tiempo, el cloruro de vinilo se usó como refrigerante, como propulsor de aerosoles y en algunos cosméticos. Sin embargo, desde mediados de la década de los 1970, el cloruro de vinilo se ha usado principalmente en la manufactura de PVC.</p>
56. 1,2 Diclorobenceno	<p>El 1,2 diclorobenceno es tóxico y se bioconcentra. Adicionalmente puede ser considerado persistente debido a que no se biodegrada cuando las comunidades de microbiológicas no son aclimatadas. Aditivo, aglutinante, decolorante, disolvente, limpiador, plaguicida, tinta-tinte. El principal uso de 1,2-diclorobenceno es como un disolvente. Se utiliza en el sector agrícola para productos de lana de marca. El producto químico se encuentra una serie de usos industriales como un desengrasante / descarbonizador de automóviles y en removedores de pintura industrial. Se formula en un desodorante industrial. Preparación farmacéutica. Es un tóxico agudo por arriba de 4 mg/l y crónico desde 0.4 mg/l.</p>

ANEXO 1. Principales parámetros de calidad del agua medidos y su significado ambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de Nisbet y Verneaux, 1970; McNeely *et al.*, 1979; Merian 1991; Harte *et al.*, 1995; Jiménez, 2001; CONAGUA, 2011.

Parámetro	Significado
57. 1,4 Diclorobenceno	En agua se espera una rápida proyección a la fase aérea o su adsorción en los sólidos suspendidos y sedimentos. Su FBC es de 33 a 720 (moderada -alta) dependiendo si el compuesto no se metaboliza. Se biodegrada lentamente en agua y sedimento con vida media de un año o mayor. Induce tumores en zona renal que, en vertebrados, resulta de la formación metabólica de epóxidos que se enlazan con las proteínas celulares en un proceso tumoral, Carcinógeno G 2B IARC. Es un aromático clorinado que se emplea como desodorante ambiental, fumigante y control de plagas (polilla) . En 2007 se introdujo como intermediario para producir polifenil sulfato empleado en la industria plástica. Se emplea como germicida y desinfectante, fumigante de suelos e insecticida. Es intermediario en la fabricación de productos farmacéuticos y resinas, agente de control de mohos del tabaco, semillas piel y como lubricante para alta presión. Se asocia con la industria de componentes eléctricos, químicos para maderas y gomas, química orgánica, curtiembres, plaguicidas, farmacéutica, plásticos, jabones y detergentes. Es tóxico a los organismos acuáticos a concentraciones por arriba de 0.57 mg/l.
58. 1,2 Dicloroetano	Escasa absorción en sedimento o sólidos suspendidos, principalmente tiende a volatilizarse de la superficie del agua. Se calcula un FBC de 2, que señala baja probabilidad de bioconcentrarse. Solvente para las grasas, aceites, ceras, gomas, resinas, y particularmente para el caucho; manufactura de celulosa de acetilo, extracto del tabaco. Como fumígeno de insectos y suelo. Ingrediente en cosméticos y de empleo en producción farmacéutica. Se asocia a la industria química. Induce toxicidad hepática, tóxico .Carcinogénico G 2B IARC. Produce toxicidad crónica en peces por arriba de 0.1 mg/l.
59. 1,1,2,2 Tetracloroetileno	Es volátil de baja persistencia en cuerpos de agua superficial o suelos. Se transmite a la atmósfera con facilidad. Se calcula un FBC que va de bajo a alto con valores de 23 a 115 en peces. Producto químico empleado en tintorerías, como desmanchador, limpiador de alfombras y tapices, así como removedor de pinturas. También se utiliza en textiles durante la fabricación de ropas y otros productos. Intermediario químico de la desulfuración del caucho y fluido de transformadores. Es materia prima de correctores líquidos tipográficos Se considera posible carcinogénico y mutagénico, se pueden presentar efectos crónicos en los organismos acuáticos a partir de 4 mg/l (cladóceros). La actividad industrial asociada a su uso son lavandería, curtiembres, extracción de carbón, minería, química, pinturas, plásticos sintéticos, impresión, papel, manufactura del caucho, jabones y detergentes, textil y productos de madera. Mutágeno incorporado a IARC en grupo 2A. En nematodos se observó que paraliza la digestión de nutrientes, también ejerce un efecto agudo a nivel neurológico al igual que otros volátiles, al afectar la función de los canales de intercambio iónico que modulan la función neuronal y motora. Puede provocar efectos agudos en peces y cladóceros a partir de concentraciones tan altas como 5 mg/l.

ANEXO 2. Parámetros medidos y métodos analíticos utilizados para sedimentos de la presa Manuel Ávila Camacho, Puebla.

No.	Parámetro	Método analítico	Unidades
1	Materia orgánica	MSA CHAPTER 34	% MS
Metales totales y metaloides			
1	Mercurio	EPA 7471A-1995	mg/kg
2	Antimonio	EPA 6010B-1996	mg/kg
3	Arsénico	EPA 6010B-1996	mg/kg
4	Bario	EPA 6010B-1996	mg/kg
5	Berilio	EPA 6010B-1996	mg/kg
6	Cadmio	EPA 6010B-1996	mg/kg
7	Cobalto	EPA 6010B-1996	mg/kg
8	Cobre	EPA 6010B-1996	mg/kg
9	Cromo	EPA 6010B-1996	mg/kg
10	Fierro	EPA 6010B-1996	mg/kg
11	Litio	EPA 6010B-1996	mg/kg
12	Manganeso	EPA 6010B-1996	mg/kg
13	Mercurio	EPA 6010B-1996	mg/kg
14	Molibdeno	EPA 6010B-1996	mg/kg
15	Níquel	EPA 6010B-1996	mg/kg
16	Plomo	EPA 6010B-1996	mg/kg
17	Talio	EPA 6010B-1996	mg/kg
18	Vanadio	EPA 6010B-1996	mg/kg
19	Zinc	EPA 6010B-1996	mg/kg

NUTRIENTES			
1	Nitratos (Nitrógeno de)	MSA 62-1	mg/kg
2	Nitritos (Nitrógeno de)	MSA 62-1	mg/kg
3	Nitrógeno Amoniacal	NMX AA-026-SCFI-2001	mg/kg
4	Nitrógeno Total KJELDHAL (NTK)	EPA 351.2-1978	mg/kg
5	Fósforo Inorgánico	NMX AA-029-SCFI-2001	mg/kg
6	Fosfatos totales	EPA 365.1-1984	mg/kg
7	Fósforo Total	MSA 73-3	mg/kg

ANEXO 2. Continuación.

Compuestos orgánicos semivolátiles no clorados			
No.	Parámetro	Método analítico	Unidades
1	2,4-Dinitrotolueno	EPA 8270D-1998	mg/kg
2	2,6-Dinitrotolueno	EPA 8270D-1998	mg/kg
3	4-Bromofenil Fenil Eter	EPA 8270D-1998	mg/kg
4	Acenafteno	EPA 8270D-1998	mg/kg
5	Acenaftileno	EPA 8270D-1998	mg/kg
6	Antraceno	EPA 8270D-1998	mg/kg
7	Bencidina	EPA 8270D-1998	mg/kg
8	Benzo (A) Antraceno	EPA 8270D-1998	mg/kg
9	Benzo (B) Fluoranteno	EPA 8270D-1998	mg/kg
10	Benzo (G,H,I) Perileno	EPA 8270D-1998	mg/kg
11	Benzo (K) Fluoranteno	EPA 8270D-1998	mg/kg
12	Benzo (A) Pireno	EPA 8270D-1998	mg/kg
13	Bis-2-Cloroetil) eter	EPA 8270D-1998	mg/kg
14	Bis-2-(Cloroisopropil) Eter	EPA 8270D-1998	mg/kg
15	Bis-2-(Etilhexil) Ftalato	EPA 8270D-1998	mg/kg
16	2 Cloronaftaleno	EPA 8270D-1998	mg/kg
17	Criseno	EPA 8270D-1998	mg/kg
18	Dibenzo (A,H) Antraceno	EPA 8270D-1998	mg/kg
19	Dietilftalato	EPA 8270D-1998	mg/kg
20	Dimetilftalato	EPA 8270D-1998	mg/kg
21	Fenantreno	EPA 8270D-1998	mg/kg
22	Fluoranteno	EPA 8270D-1998	mg/kg
23	Fluoreno	EPA 8270D-1998	mg/kg
24	Hexaclorobutadieno	EPA 8270D-1998	mg/kg
25	Hexaclorociclopentadieno	EPA 8270D-1998	mg/kg
26	Hexacloroetano	EPA 8270D-1998	mg/kg
27	Indeno (1,2,3,C-D) Pireno	EPA 8270D-1998	mg/kg
28	Isoforona	EPA 8270D-1998	mg/kg
29	Naftaleno	EPA 8270D-1998	mg/kg
30	Nitrobenceno	EPA 8270D-1998	mg/kg

ANEXO 2. Continuación.

Compuestos orgánicos semivolátiles clorados			
No.	Parámetro	Método analítico	Unidades
1	N-Nitrosodifenilamina	EPA 8270D-1998	mg/kg
2	N-Nitrosodimetilamina	EPA 8270D-1998	mg/kg
3	N-Nitroso-Di-N-Propilamina	EPA 8270D-1998	mg/kg
4	Pireno	EPA 8270D-1998	mg/kg
5	Piridina	EPA 8270D-1998	mg/kg
6	1 Cloronaftaleno	EPA 8270D-1998	mg/kg
7	1,2-Difenilhidracina	EPA 8270D-1998	mg/kg
8	Dibutilftalato	EPA 8270D-1998	mg/kg
9	Di-N-octiftalato	EPA 8270D-1998	mg/kg
10	2,3,4,6-Tetraclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
11	2,4,5-Triclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
12	2,4,6-Triclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
13	2,4-Dimetilfenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
14	2,4-Dinitrofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
15	2-Clorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
16	4-Nitrofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
17	Dinitro-O-Cresol	EPA 8270D-1998	mg/kg
18	Fenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
19	M y P-cresol	EPA 8270D-1998	mg/kg
20	O-cresol	EPA 8270D-1998	mg/kg
21	Pentaclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
22	2,3 Diclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
23	2,4 Diclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
24	2,5 Diclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
25	2,6 Diclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
26	3 + 4 Clorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
27	3 Metil 6 Clorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
28	3,3' Diclorobenzidina	EPA 8270D-1998	mg/kg
29	Bis Clorometil Eter	EPA 8270D-1998	mg/kg
30	Clorotalonil	EPA 8270D-1998	mg/kg
31	Pentaclorobenceno	EPA 8270D-1998	mg/kg
32	3,4 Diclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
33	Bis(2-Etilexil) Adipato	EPA 8270D-1998	mg/kg
34	Anilina	EPA 8270D-1998	mg/kg
35	Butilbenzil Ftalato	EPA 8270D-1998	mg/kg
36	N-Nitrosodibutilamina	EPA 8270D-1998	mg/kg
37	N-Nitrosodietilamina	EPA 8270D-1998	mg/kg
38	N-Nitrosopirrolidina	EPA 8270D-1998	mg/kg

ANEXO 2. Continuación.

Compuestos orgánicos semivolátiles clorados			
No.	Parámetro	Método analítico	Unidades
39	Etil Glicol	EPA 8270D-1998	mg/kg
40	Propilen Glicol	EPA 8270D-1998	mg/kg
41	2 Metil 4 Clorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
42	1,2,4,5 tetraclorobenceno	EPA 8270D-1998	mg/kg
43	1,2,3,4 Tetraclorobenceno	EPA 8270D-1998	mg/kg
44	Bromoxinil	EPA 8270D-1998	mg/kg
45	Nonilfenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
46	Captan	EPA 8270D-1998	mg/kg
47	Thiobencarb	EPA 8270D-1998	mg/kg
48	2,4 Diclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
49	2-Nitrofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
Herbicidas clorados			
1	Acido 2,4 Diclorofenoxiacetico (2,4-D)	EPA 8151A-1996	mg/kg
2	Dalapon	EPA 8151A-1996	mg/kg
3	Dicamba	EPA 8151A-1996	mg/kg
4	Dicloroprop	EPA 8151A-1996	mg/kg
5	Dinoseb	EPA 8151A-1996	mg/kg
6	Silvex	EPA 8151A-1996	mg/kg
7	2,4,5-T	EPA 8151A-1996	mg/kg
8	2,4-DB	EPA 8151A-1996	mg/kg
9	Mecoprop	EPA 8151A-1996	mg/kg
10	MCPA	EPA 8151A-1996	mg/kg
11	Bentazona	EPA 8151A-1996	mg/kg
12	Picloran	EPA 8151A-1996	mg/kg
Plaguicidas derivados de la urea			
1	Clorotoluron	EPA 532	mg/kg
2	Isoproturon	EPA 532	mg/kg
3	Diuron	EPA 532	mg/kg
4	Linuron	EPA 532	mg/kg
Plaguicidas clorados			
1	Aldrin	EPA 8081A-1996	mg/kg
2	BHC (Alfa, Beta y Delta)	EPA 8081A-1996	mg/kg
3	Clordano	EPA 8081A-1996	mg/kg
4	DDD	EPA 8081A-1996	mg/kg
5	DDE	EPA 8081A-1996	mg/kg
6	DDT	EPA 8081A-1996	mg/kg
7	Dieldrin	EPA 8081A-1996	mg/kg
8	Alfa Endosulfan	EPA 8081A-1996	mg/kg

ANEXO 2. Continuación.

	Plaguicidas clorados	Método analítico	Unidades
No.	Parámetro	Método analítico	Unidades
9	Beta Endosulfan	EPA 8081A-1996	mg/kg
10	Endrin	EPA 8081A-1996	mg/kg
11	Gama-BCH (Lindano)	EPA 8081A-1996	mg/kg
12	Heptacloro	EPA 8081A-1996	mg/kg
13	Heptacloro Epoxido	EPA 8081A-1996	mg/kg
14	Hexaclorobenceno	EPA 8081A-1996	mg/kg
15	Metoxicloro	EPA 8081A-1996	mg/kg
16	Toxafeno	EPA 8081A-1996	mg/kg
17	Delta-BHC	EPA 8081A-1996	mg/kg
18	Endrin Aldehido	EPA 8081A-1996	mg/kg
19	Endosulfan Sulfato	EPA 8081A-1996	mg/kg
20	Alacloro	EPA 8081A-1996	mg/kg
21	Atrazina	EPA 8081A-1996	mg/kg
22	Cyanazina	EPA 8081A-1996	mg/kg
23	Deltametrina	EPA 8081A-1996	mg/kg
24	Metolaclor	EPA 8081A-1996	mg/kg
25	Mirex	EPA 8081A-1996	mg/kg
26	Pendimetalina	EPA 8081A-1996	mg/kg
27	Terbutilazina	EPA 8081A-1996	mg/kg
28	Trifluralin	EPA 8081A-1996	mg/kg
29	Simazina	EPA 8081A-1996	mg/kg
Plaguicidas fosforados			
1	Bolstar	EPA 8141A-1994	mg/kg
2	Comafos	EPA 8141A-1994	mg/kg
3	Demeton-S	EPA 8141A-1994	mg/kg
4	Diazinon	EPA 8141A-1994	mg/kg
5	Dimetoato	EPA 8141A-1994	mg/kg
6	EPN	EPA 8141A-1994	mg/kg
7	Etoprop	EPA 8141A-1994	mg/kg
8	Fensulfotion	EPA 8141A-1994	mg/kg
9	Fention	EPA 8141A-1994	mg/kg
10	Forato	EPA 8141A-1994	mg/kg
11	Malation	EPA 8141A-1994	mg/kg
12	Merfos	EPA 8141A-1994	mg/kg
13	Metilazinfos (Guthion)	EPA 8141A-1994	mg/kg
14	Metilparation	EPA 8141A-1994	mg/kg
15	Mevinfos	EPA 8141A-1994	mg/kg
16	Paration	EPA 8141A-1994	mg/kg

ANEXO 2. Continuación.

Plaguicidas fosforados			
No.	Parámetro	Método analítico	Unidades
17	Ronnel	EPA 8141A-1994	mg/kg
18	Sulfotep	EPA 8141A-1994	mg/kg
19	Tokution	EPA 8141A-1994	mg/kg
20	Tricloronato	EPA 8141A-1994	mg/kg
21	Bromacil	EPA 8141A-1994	mg/kg
22	Diclorvos	EPA 8141A-1994	mg/kg
23	Metribuzin	EPA 8141A-1994	mg/kg
24	Triclorfon	EPA 8141A-1994	mg/kg
25	Trialato	EPA 8141A-1994	mg/kg
26	Molinato	EPA 8141A-1994	mg/kg
27	Terbufos	EPA 8141A-1994	mg/kg
28	Piriproxifen	EPA 8141A-1994	mg/kg
29	Clorpirifos	EPA 8141A-1994	mg/kg
1	Bifenilos Policlorados (BPCS)	EPA 8082-1996	mg/kg

ANEXO 3. Parámetros medidos y métodos analíticos utilizados para tejido de peces

No.	Parámetro	Método Analítico	Unidades
Metales			
1	Mercurio total	EPA 7471A-1995	mg/kg
2	Cadmio total	EPA 6010B-1996	mg/kg
3	Níquel total	EPA 6010B-1996	mg/kg
4	Plomo total	EPA 6010B-1996	mg/kg
Plaguicidas clorados			
1	Hexaclorobenceno	EPA 8081A-1996	mg/kg
2	BHC Alfa	EPA 8081A-1996	mg/kg
3	BHC gama (Lindano)	EPA 8081A-1996	mg/kg
4	BHC beta	EPA 8081A-1996	mg/kg
5	Heptacoloro	EPA 8081A-1996	mg/kg
6	BHC delta	EPA 8081A-1996	mg/kg
7	Aldrin	EPA 8081A-1996	mg/kg
8	Heptacoloro Epoxido	EPA 8081A-1996	mg/kg
9	Alfa Endosulfan	EPA 8081A-1996	mg/kg
10	DDE	EPA 8081A-1996	mg/kg
11	Dieldrin	EPA 8081A-1996	mg/kg
12	Endrin	EPA 8081A-1996	mg/kg
13	DDD	EPA 8081A-1996	mg/kg
14	Beta Endosulfan	EPA 8081A-1996	mg/kg
15	DDT	EPA 8081A-1996	mg/kg
16	Endrin Aldehido	EPA 8081A-1996	mg/kg
17	Endosulfan Sulfato	EPA 8081A-1996	mg/kg
18	Metoxicloro	EPA 8081A-1996	mg/kg
19	Clordano	EPA 8081A-1996	mg/kg
20	Toxafeno	EPA 8081A-1996	mg/kg
Hidrocarburos poliaromáticos			
1	Naftaleno	EPA 8310-1986	mg/kg
2	Acenaftileno	EPA 8310-1986	mg/kg
3	Acenafteno	EPA 8310-1986	mg/kg
4	Fluoreno	EPA 8310-1986	mg/kg
5	Fenantreno	EPA 8310-1986	mg/kg
6	Antraceno	EPA 8310-1986	mg/kg
7	Fluoranteno	EPA 8310-1986	mg/kg
8	Pireno	EPA 8310-1986	mg/kg
9	Benzo (A) Antraceno	EPA 8310-1986	mg/kg
10	Criseno	EPA 8310-1986	mg/kg
11	Benzo (B) Fluoranteno	EPA 8310-1986	mg/kg
12	Benzo (K) Fluoranteno	EPA 8310-1986	mg/kg

ANEXO 3. Continuación

	Hidrocarburos poliaromáticos	MÉTODO ANALÍTICO	UNIDADES
13	Benzo (A) Pireno	EPA 8310-1986	mg/kg
14	Indeno (1,2,3,C-D) Pireno	EPA 8310-1986	mg/kg
15	Dibenzo (A,H) Antraceno	EPA 8310-1986	mg/kg
16	Benzo (G,H,I) Perileno	EPA 8310-1986	mg/kg
	Compuestos orgánicos semivolátiles		
1	N-nitrosodimetilamina	EPA 8270D-1998	mg/kg
2	Fenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
3	2-Clorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
4	Bis-2-Cloroetil) eter	EPA 8270D-1998	mg/kg
5	Bis-2-(Cloroisopropil) Eter	EPA 8270D-1998	mg/kg
6	Hexacloroetano	EPA 8270D-1998	mg/kg
7	Nitrosopropilamina	EPA 8270D-1998	mg/kg
8	Nitrobenzeno	EPA 8270D-1998	mg/kg
9	Isoforona	EPA 8270D-1998	mg/kg
10	2-Nitrofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
11	2,4-Dimetilfenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
12	2,4 Diclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
13	Hexaclorobutadieno	EPA 8270D-1998	mg/kg
14	Hexacloropentadieno	EPA 8270D-1998	mg/kg
15	2,4,6-Triclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
16	2,4,5-Triclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
17	2 Cloronaftaleno	EPA 8270D-1998	mg/kg
18	Dimetilftalato	EPA 8270D-1998	mg/kg
19	2,6-Dinitrotolueno	EPA 8270D-1998	mg/kg
20	4-Nitrofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
21	2,4-Dinitrofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
22	2,3,4,6-Tetraclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
23	2,4-Dinitrotolueno	EPA 8270D-1998	mg/kg
24	Dietilftalato	EPA 8270D-1998	mg/kg
25	Dinitro-O-Cresol	EPA 8270D-1998	mg/kg
26	1,2-Difenilhidracina	EPA 8270D-1998	mg/kg
27	N-Nitrosodifenilamina	EPA 8270D-1998	mg/kg
28	4-Bromofenil Fenil Eter	EPA 8270D-1998	mg/kg
29	Pentaclorofenol	EPA 8270D-1998	mg/kg
30	Dibutilftalato	EPA 8270D-1998	mg/kg
31	Bencidina	EPA 8270D-1998	mg/kg
32	Bis-2-(Etilhexil) Ftalato	EPA 8270D-1998	mg/kg
1	Bifenilos Policlorados (BPCS)	EPA 8270D-1998	mg/kg

ANEXO 4. Metales, metaloides y BPC medidos en tejidos del lirio acuático y los métodos analíticos utilizados.

No.	Parámetro	Método analítico	Unidades
1	Mercurio total	EPA 7471A-1995	mg/kg
2	Arsénico total	EPA 6010B-1996	mg/kg
3	Bario total	EPA 6010B-1996	mg/kg
4	Berilio total	EPA 6010B-1996	mg/kg
5	Cadmio total	EPA 6010B-1996	mg/kg
6	Cobalto total	EPA 6010B-1996	mg/kg
7	Cromo total	EPA 6010B-1996	mg/kg
8	Cobre total	EPA 6010B-1996	mg/kg
9	Fierro total	EPA 6010B-1996	mg/kg
10	Litio total	EPA 6010B-1996	mg/kg
11	Manganeso total	EPA 6010B-1996	mg/kg
12	Molibdeno total	EPA 6010B-1996	mg/kg
13	Níquel total	EPA 6010B-1996	mg/kg
14	Plomo total	EPA 6010B-1996	mg/kg
15	Antimonio total	EPA 6010B-1996	mg/kg
16	Talio total	EPA 6010B-1996	mg/kg
17	Vanadio total	EPA 6010B-1996	mg/kg
18	Zinc total	EPA 6010B-1996	mg/kg
1	Bifenilos policlorados	EPA 8082-1996	mg/kg

ANEXO 5. Resultados y estadísticas de parámetros, físicos, químicos y biológicos obtenidos en seis muestreos realizados en los ríos Atoyac y Alseseca (Antes de la Confluencia con la Presa Valsequillo, A. C. P.), así como en el efluente de la presa, denominado como aguas abajo de la presa Valsequillo (a. a. P.).

5.1.a	Caudal, Materia flotante, Turbiedad, Color, Sólidos suspendidos totales, Sólidos sedimentables.
5.1.b	Temperatura, pH, conductividad eléctrica, cloro residual y total.
5.1.c	Oxígeno, DBO ₅ , DQO, CO.
5.1.d	Dureza total (CaCO ₃), Arsénico, Boro, Cadmio, Cobre.
5.1.e	Cromo total y hexavalente, Mercurio, Níquel.
5.1.f	Plomo, Zinc, Aluminio.
5.1.g	Antimonio, Boro, Berilio.
5.1.h	Cobalto, Fierro, Litio.
5.1.i	Manganeso, molibdeno, plata.
5.1.j	Selenio, talio, uranio, vanadio.
5.1.k	Nitrógeno total, nitratos, amoniacal, NTK, orgánico.
5.1.l	Fósforo, Fosfatos, Fósforo orgánico, Fósforo inorgánico.
5.1.m	Cianuros, cloruros, fluoruros, sulfuros, sulfatos, alcalinidad total (CaCO ₃) y a la fenolftaleína.
5.1.n	Dureza al calcio, Bicarbonatos, Carbonatos, hidroxilos, grasas y aceites, SAAM.
5.1.o	Toxicidad, Relación de Adsorción de Sodio, sodio, calcio y magnesio.

Anexo 5.1.a

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Caudal	Materia flotante	Turbiedad	Color verdadero	Sólidos Suspendedos Totales	Sólidos Sedimentales
		Día/Mes/Año	lps	Adimensional	UTN	U Pt/Co	mg/L	mL/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	5861	Ausencia	109	42	70	0.3
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	4009	Ausencia	185	—	77	0.1
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	7690	Presencia	77	91	315	1.5
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	4278	Ausencia	130	183	112.5	0.3
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	6870	Ausencia	267	104	1545	6.5
Media:			5741.6		153.6	105.0	423.9	1.7
Mediana:			5861.0		130.0	97.5	112.5	0.3
Moda:								0.3
Mínimo:			4009.00		77.00	42.00	70.00	0.10
Máximo:			7690.0		267.0	183.0	1545.0	6.5
Desviación estándar:			1599.05		74.60	58.45	634.68	2.72
Coefficiente de variación:			27.9		48.6	55.7	149.7	156.2
n:			5		5	4	5	5
Margen de error:			1401.60		65.39	57.28	556.31	2.38
Intervalo de confianza(-):			4340.0		88.2	47.7	-132.4	-0.6
Intervalo de confianza(+):			7143.2		219.0	162.3	980.2	4.1
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	818	Ausencia	220	152	81	ND
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	820	Ausencia	206	—	122.5	0.3
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	1254	Presencia	144	225	75	0.2
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	1040	Ausencia	195	219	75	ND
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	972	Ausencia	205	68	245.71	1.5
Media:			980.8		194.0	166.0	119.8	0.7
Mediana:			972.0		205.0	185.5	81.0	0.3
Moda:							75	
Mínimo:			818.00		144.00	68.00	75.00	0.20
Máximo:			1254.0		220.0	225.0	245.7	1.5
Desviación estándar:			180.68		29.33	73.23	73.11	0.72
Coefficiente de variación:			18.4		15.1	44.1	61.0	108.5
n:			5		5	4	5	3
Margen de error:			158.37		25.71	71.77	64.08	0.82
Intervalo de confianza(-):			822.4		168.3	94.2	55.8	-0.2
Intervalo de confianza(+):			1139.2		219.7	237.8	183.9	1.5
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	SC	Ausencia	12	62	12.5	ND
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	18000	Ausencia	14	—	ND	ND
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	40500	Ausencia	20	78	7	ND
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	20000	Ausencia	20	66	8	<0.1
Media:			26166.7		16.5	68.7	9.2	
Mediana:			20000.0		17.0	66.0	8.0	
Moda:					20			
Mínimo:			18000.00		12.00	62.00	7.00	
Máximo:			40500.0		20.0	78.0	12.5	
Desviación estándar:			12453.25		4.12	8.33	2.93	
Coefficiente de variación:			47.6		25.0	12.1	32.0	
n:			3		4	3	3	
Margen de error:			14091.92		4.04	9.42	3.32	
Intervalo de confianza(-):			12074.8		12.5	59.2	5.9	
Intervalo de confianza(+):			40258.6		20.5	78.1	12.5	

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica.

Anexo 5.1.b Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Temperatura ambiente	Temperatura del agua	pH	Conductividad eléctrica	Cloro residual	Cloro total
		Día/Mes/Año	°C	°C	UpH	µS/cm	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	25.1	18.5	7.60	1177	0.6	—
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	19.8	19.5	7.65	1921	<0.01	<0.01
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	23.9	20.6	7.70	896	0.21	0.21
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	17.5	19.4	7.81	1285	<0.01	<0.01
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	NE	21.2	7.69	792	<0.01	<0.01
	Media:		21.6	19.8	7.7	1214.2	0.405	0.210
	Mediana:		21.9	19.5	7.7	1177.0	0.405	0.210
	Moda:							
	Mínimo:		17.50	18.50	7.60	792.00	0.210	0.210
	Máximo:		25.1	21.2	7.8	1921.0	0.600	0.210
	Desviación estándar:		3.54	1.06	0.08	443.13	0.276	
	Coefficiente de variación:		16.4	5.4	1.0	36.5	68.092	
	n:		4	5	5	5	2	1
	Margen de error:		3.47	0.93	0.07	388.42	0.382	
	Intervalo de confianza(-):		18.1	18.9	7.6	825.8	0.023	
	Intervalo de confianza(+):		25.0	20.8	7.8	1602.6	0.787	
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	24.5	20.6	7.48	1910	<0.01	—
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	29.9	23.9	7.38	2030	<0.01	<0.01
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	26.7	23.1	7.42	1203	0.02	0.02
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	26.6	22.6	7.75	1768	<0.01	<0.01
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	NE	21.4	7.89	970	<0.01	<0.01
	Media:		26.9	22.3	7.6	1576.2	0.020	0.020
	Mediana:		26.7	22.6	7.5	1768.0	0.020	0.020
	Moda:							
	Mínimo:		24.50	20.60	7.38	970.00	0.020	0.020
	Máximo:		29.9	23.9	7.9	2030.0	0.020	0.020
	Desviación estándar:		2.23	1.32	0.22	463.92		
	Coefficiente de variación:		8.3	5.9	3.0	29.4		
	n:		4	5	5	5	1	1
	Margen de error:		2.18	1.16	0.20	406.64		
	Intervalo de confianza(-):		24.7	21.2	7.4	1169.6		
	Intervalo de confianza(+):		29.1	23.5	7.8	1982.8		
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	19.6	15.2	7.40	760	0.09	—
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	30.2	17.2	7.18	632	<0.01	<0.01
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	23.2	20.9	7.52	886	0.03	0.03
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	NE	19.6	7.65	876	<0.01	<0.01
	Media:		24.3	18.2	7.4	788.5	0.060	0.030
	Mediana:		23.2	18.4	7.5	818.0	0.060	0.030
	Moda:							
	Mínimo:		19.60	15.20	7.18	632.00	0.030	0.030
	Máximo:		30.2	20.9	7.7	886.0	0.090	0.030
	Desviación estándar:		5.39	2.53	0.20	118.98	0.042	
	Coefficiente de variación:		22.2	13.9	2.7	15.1	70.711	
	n:		3	4	4	4	2	1
	Margen de error:		6.10	2.48	0.20	116.60	0.059	
	Intervalo de confianza(-):		18.2	15.7	7.2	671.9	0.001	
	Intervalo de confianza(+):		30.4	20.7	7.6	905.1	0.119	

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica.

5.1.c Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Oxígeno disuelto	DBO5 Total	DQO Total	Carbón Orgánico Purgable	Carbón Orgánico Total	Carbono orgánico soluble	Carbón Orgánico Fijo
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	0.15	77	206	0.21	33.71	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	0.20	204	311	ND	82.08	---	80.43
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	4.95	30	84	3.07	15.27	---	12.20
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	0.18	43	175	---	24.38	19.64	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	4.00	85.75	190.76	---	25.22	15.70	---
Media:			1.896	87.950	193.352	1.640	36.132	17.670	46.315
Mediana:			0.200	77.000	190.760	1.640	25.220	17.670	46.315
Moda:									
Mínimo:			0.150	30.000	84.000	0.210	15.270	15.700	12.200
Máximo:			4.950	204.000	311.000	3.070	82.080	19.640	80.430
Desviación estándar:			2.378	68.868	81.090	2.022	26.502	2.786	48.246
Coefficiente de variación:			125.432	78.303	41.939	123.313	73.349	15.767	104.169
n:			5	5	5	2	5	2	2
Margen de error:			2.085	60.364	71.077	2.803	23.230	3.861	66.864
Intervalo de confianza(-):			-0.189	27.586	122.275	-1.163	12.902	13.809	-20.549
Intervalo de confianza(+):			3.981	148.314	264.429	4.443	59.362	21.531	113.179
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	0.11	209	404	0.66	98.62	---	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	0.16	393	554	ND	121.18	---	110.54
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	0.12	94	235	1.72	41.09	---	39.37
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	0.19	215	483	---	113.27	100.98	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	3.80	56	131.8	---	34.51	31.43	---
Media:			0.876	193.400	361.560	1.190	81.734	66.205	74.955
Mediana:			0.160	209.000	404.000	1.190	98.620	66.205	74.955
Moda:									
Mínimo:			0.110	56.000	131.800	0.660	34.510	31.430	39.370
Máximo:			3.800	393.000	554.000	1.720	121.180	100.980	110.540
Desviación estándar:			1.635	131.633	174.921	0.750	40.981	49.179	50.325
Coefficiente de variación:			186.630	68.063	48.379	62.986	50.139	74.283	67.140
n:			5	5	5	2	5	2	2
Margen de error:			1.433	115.379	153.322	1.039	35.921	68.158	69.745
Intervalo de confianza(-):			-0.557	78.021	208.238	0.151	45.813	-1.953	5.210
Intervalo de confianza(+):			2.309	308.779	514.882	2.229	117.655	134.363	144.700
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	6.33	2	33	0.3	4.97	---	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	5.10	11	23	ND	26.32	---	24.39
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	5.71	7	32	2.5	15.45	---	12.95
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	5.00	4.45	26.13		15.73	14.18	---
Media:			5.535	6.113	28.533	1.400	15.618	14.180	18.670
Mediana:			5.405	5.725	29.065	1.400	15.590	14.180	18.670
Moda:									
Mínimo:			5.000	2.000	23.000	0.300	4.970	14.180	12.950
Máximo:			6.330	11.000	33.000	2.500	26.320	14.180	24.390
Desviación estándar:			0.616	3.845	4.774	1.556	8.717		8.089
Coefficiente de variación:			11.128	62.904	16.731	111.117	55.815		43.328
n:			4	4	4	2	4	1	2
Margen de error:			0.604	3.768	4.678	2.156	8.542		11.211
Intervalo de confianza(-):			4.931	2.344	23.854	-0.756	7.075		7.459
Intervalo de confianza(+):			6.139	9.881	33.211	3.556	24.160		29.881

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

6.1.d Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Dureza Total	Arsénico total	Arsénico disuelto	Boro total	Boro disuelto	Cadmio total	Cadmio disuelto	Cobre total	Cobre disuelto
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	315	ND	---	0.318	---	ND	---	0.02	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	499	<0.010	<0.010	0.800	0.7825	<0.010	<0.010	0.02123	<0.020
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	276	<0.010	<0.010	0.318	<0.50	<0.010	<0.010	<0.020	<0.020
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	350	---	---	0.499	---	---	---	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	272.9	---	---	<0.20	---	---	---	---	---
Media:			342.580			0.484	0.783			0.021	
Mediana:			315.000			0.409	0.783			0.021	
Moda:						0.318					
Mínimo:			272.900			0.318	0.783			0.020	
Máximo:			499.000			0.800	0.783			0.021	
Desviación estándar:			92.967			0.227				0.001	
Coefficiente de variación:			27.137			47.017				4.219	
n:			5			4	1			2	
Margen de error:			81.487			0.223				0.001	
Intervalo de confianza(-):			261.093			0.261				0.019	
Intervalo de confianza(+):			424.067			0.707				0.022	
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	294	ND	---	0.337	---	ND	---	0.031	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	379	<0.010	<0.010	0.598	<0.50	<0.010	<0.010	0.04431	<0.020
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	268	<0.010	<0.010	0.422	<0.50	<0.010	<0.010	0.02888	<0.020
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	310	---	---	0.533	---	---	---	---	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	229.08	---	---	<0.20	---	---	---	---	---
Media:			296.016			0.473				0.035	
Mediana:			294.000			0.478				0.031	
Moda:											
Mínimo:			229.080			0.337				0.029	
Máximo:			379.000			0.598				0.044	
Desviación estándar:			55.568			0.116				0.008	
Coefficiente de variación:			18.772			24.536				24.083	
n:			5			4				3	
Margen de error:			48.707			0.114				0.009	
Intervalo de confianza(-):			247.309			0.359				0.025	
Intervalo de confianza(+):			344.723			0.586				0.044	
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	208	ND	---	0.238	---	ND	---	ND	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	228	<0.010	<0.010	0.339	<0.50	<0.010	<0.010	<0.020	<0.020
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	236	<0.010	<0.010	0.282	<0.50	<0.010	<0.010	<0.020	<0.020
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	239.04	---	---	<0.20	---	---	---	---	---
Media:			227.760			0.286					
Mediana:			232.000			0.282					
Moda:											
Mínimo:			208.000			0.238					
Máximo:			239.040			0.339					
Desviación estándar:			13.972			0.051					
Coefficiente de variación:			6.135			17.685					
n:			4			3					
Margen de error:			13.692			0.057					
Intervalo de confianza(-):			214.068			0.229					
Intervalo de confianza(+):			241.452			0.344					

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

5.1.e Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Dureza Total	Cromo total	Cromo disuelto	Cromo Hexavalente	Mercurio total	Mercurio disuelto	Níquel total	Níquel disuelto
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	315	0.01		ND	ND	---	0.0056	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	499	<0.010	<0.010	---	<0.001	<0.001	0.02062	0.01702
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	276	<0.010	<0.010	<0.10	<0.001	<0.001	0.01263	<0.010
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	350	---	---	---	---	---	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	272.9	---	---	---	---	---	---	---
Media:			342.580	0.010					0.013	0.017
Mediana:			315.000	0.010					0.013	0.017
Moda:										
Mínimo:			272.900	0.010					0.006	0.017
Máximo:			499.000	0.010					0.021	0.017
Desviación estándar:			92.967						0.008	
Coefficiente de variación:			27.137						58.032	
n:			5	1					3	1
Margen de error:			81.487						0.009	
Intervalo de confianza(-):			261.093						0.004	
Intervalo de confianza(+):			424.067						0.021	
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	294	0.01	---	ND	ND	---	0.0094	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	379	<0.010	<0.010	---	<0.001	<0.001	<0.010	<0.010
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	268	<0.010	<0.010	<0.10	<0.001	<0.001	0.01877	0.02109
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	310	---	---	---	---	---	---	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	229.08	---	---	---	---	---	---	---
Media:			296.016	0.010					0.014	0.021
Mediana:			294.000	0.010					0.014	0.021
Moda:										
Mínimo:			229.080	0.010					0.009	0.021
Máximo:			379.000	0.010					0.019	0.021
Desviación estándar:			55.568						0.007	
Coefficiente de variación:			18.772						47.040	
n:			5	1					2	1
Margen de error:			48.707						0.009	
Intervalo de confianza(-):			247.309						0.005	
Intervalo de confianza(+):			344.723						0.023	
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	208	ND	---	ND	ND	---	0.0036	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	228	<0.010	<0.010	---	<0.001	<0.001	<0.010	<0.010
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	236	<0.010	<0.010	<0.10	0.00108	<0.001	<0.010	<0.010
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	239.04	---	---	---	---	---	---	---
Media:			227.760				0.001		0.004	
Mediana:			232.000				0.001		0.004	
Moda:										
Mínimo:			208.000				0.001		0.004	
Máximo:			239.040				0.001		0.004	
Desviación estándar:			13.972							
Coefficiente de variación:			6.135							
n:			4				1		1	
Margen de error:			13.692							
Intervalo de confianza(-):			214.068							
Intervalo de confianza(+):			241.452							

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

5.1.f Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Dureza Total	Plomo total	Plomo disuelto	Zinc total	Zinc disuelto	Aluminio total	Aluminio disuelto
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	315	ND	---	0.0639	---	1.29	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	499	<0.050	<0.050	0.0786	<0.050	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	276	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	350	---	---	---	---	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	272.9	---	---	---	---	---	---
Media:			342.580			0.071		1.290	
Mediana:			315.000			0.071		1.290	
Moda:									
Mínimo:			272.900			0.064		1.290	
Máximo:			499.000			0.079		1.290	
Desviación estándar:			92.967			0.010			
Coefficiente de variación:			27.137			14.589			
n:			5			2		1	
Margen de error:			81.487			0.014			
Intervalo de confianza(-):			261.093			0.057			
Intervalo de confianza(+):			424.067			0.086			
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	294	ND	---	0.0624	---	0.601	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	379	<0.050	<0.050	0.05	<0.050	---	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	268	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	---	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	310	---	---	---	---	---	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	229.08	---	---	---	---	---	---
Media:			296.016			0.056		0.601	
Mediana:			294.000			0.056		0.601	
Moda:									
Mínimo:			229.080			0.050		0.601	
Máximo:			379.000			0.062		0.601	
Desviación estándar:			55.568			0.009			
Coefficiente de variación:			18.772			15.602			
n:			5			2		1	
Margen de error:			48.707			0.012			
Intervalo de confianza(-):			247.309			0.044			
Intervalo de confianza(+):			344.723			0.068			
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	208	ND	---	ND	---	ND	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	228	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	---	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	236	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	---	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	239.04	---	---	---	---	---	---
Media:			227.760						
Mediana:			232.000						
Moda:									
Mínimo:			208.000						
Máximo:			239.040						
Desviación estándar:			13.972						
Coefficiente de variación:			6.135						
n:			4						
Margen de error:			13.692						
Intervalo de confianza(-):			214.068						
Intervalo de confianza(+):			241.452						

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

5.1.g Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Dureza Total	Antimonio total	Antimonio disuelto	Bario total	Bario disuelto	Berilio total	Berilio disuelto
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	315	ND	---	0.01	---	ND	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	499	---	---	<0.10	<0.10	---	<0.010
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	276	---	---	<0.10	<0.10	---	<0.010
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	350	---	---	---	---	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	272.9	---	---	---	---	---	---
Media:			342.580			0.010			
Mediana:			315.000			0.010			
Moda:									
Mínimo:			272.900			0.010			
Máximo:			499.000			0.010			
Desviación estándar:			92.967						
Coefficiente de variación:			27.137						
n:			5			1			
Margen de error:			81.487						
Intervalo de confianza(-):			261.093						
Intervalo de confianza(+):			424.067						
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	294	ND	---	0.01	---	ND	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	379	---	---	<0.10	<0.10		<0.010
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	268	---	---	<0.10	<0.10		<0.010
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	310	---	---	---	---	---	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	229.08	---	---	---	---	---	---
Media:			296.016			0.010			
Mediana:			294.000			0.010			
Moda:									
Mínimo:			229.080			0.010			
Máximo:			379.000			0.010			
Desviación estándar:			55.568						
Coefficiente de variación:			18.772						
n:			5			1			
Margen de error:			48.707						
Intervalo de confianza(-):			247.309						
Intervalo de confianza(+):			344.723						
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	208	ND	---	0.1106	---	ND	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	228	---	---	0.1011	<0.10		<0.010
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	236	---	---	<0.10	<0.10		<0.010
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	239.04	---	---	---	---	---	---
Media:			227.760			0.106			
Mediana:			232.000			0.106			
Moda:									
Mínimo:			208.000			0.101			
Máximo:			239.040			0.111			
Desviación estándar:			13.972			0.007			
Coefficiente de variación:			6.135			6.346			
n:			4			2			
Margen de error:			13.692			0.009			
Intervalo de confianza(-):			214.068			0.097			
Intervalo de confianza(+):			241.452			0.115			

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

5.1.h Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Dureza Total	Cobalto total	Cobalto disuelto	Fierro total	Fierro disuelto	Litio total	Litio disuelto
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	315	ND	---	1.203	---	0.0466	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	499	---	---	---	---	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	276	---	---	0.6337	<0.050	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	350	---	---	---	---	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	272.9	---	---	---	---	---	---
Media:			342.580			0.918		0.047	
Mediana:			315.000			0.918		0.047	
Moda:									
Mínimo:			272.900			0.634		0.047	
Máximo:			499.000			1.203		0.047	
Desviación estándar:			92.967			0.403			
Coefficiente de variación:			27.137			43.835			
n:			5			2		1	
Margen de error:			81.487			0.558			
Intervalo de confianza(-):			261.093			0.360			
Intervalo de confianza(+):			424.067			1.476			
RAL1	Río Alsesecca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	294	ND	---	1.206	---	0.0479	---
RAL1	Río Alsesecca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	379	---	---	4.241	0.4817	---	---
RAL1	Río Alsesecca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	268	---	---	0.9974	0.2817	---	---
RAL1	Río Alsesecca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	310	---	---	---	---	---	---
RAL1	Río Alsesecca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	229.08	---	---	---	---	---	---
Media:			296.016			2.148	0.382	0.048	
Mediana:			294.000			1.206	0.382	0.048	
Moda:									
Mínimo:			229.080			0.997	0.282	0.048	
Máximo:			379.000			4.241	0.482	0.048	
Desviación estándar:			55.568			1.815	0.141		
Coefficiente de variación:			18.772			84.514	37.050		
n:			5			3	2	1	
Margen de error:			48.707			2.054	0.196		
Intervalo de confianza(-):			247.309			0.094	0.186		
Intervalo de confianza(+):			344.723			4.202	0.578		
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	208	ND	---	ND	---	0.0181	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	228	---	---	0.0748	<0.050	---	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	236	---	---	0.1074	<0.050	---	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	239.04	---	---	---	---	---	---
Media:			227.760			0.091		0.018	
Mediana:			232.000			0.091		0.018	
Moda:									
Mínimo:			208.000			0.075		0.018	
Máximo:			239.040			0.107		0.018	
Desviación estándar:			13.972			0.023			
Coefficiente de variación:			6.135			25.304			
n:			4			2		1	
Margen de error:			13.692			0.032			
Intervalo de confianza(-):			214.068			0.059			
Intervalo de confianza(+):			241.452			0.123			

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

5.1.i Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Dureza Total	Manganeso total	Manganeso disuelto	Molibdeno total	Molibdeno disuelto	Plata total	Plata disuelto
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	315	0.2355	---	ND	---	0.006	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	499	0.2435	0.2349	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	276	0.2041	0.1756	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	350	---	---	---	---	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	272.9	---	---	---	---	---	---
Media:			342.580	0.228	0.205			0.006	
Mediana:			315.000	0.236	0.205			0.006	
Moda:									
Mínimo:			272.900	0.204	0.176			0.006	
Máximo:			499.000	0.244	0.235			0.006	
Desviación estándar:			92.967	0.021	0.042				
Coefficiente de variación:			27.137	9.146	20.429				
n:			5	3	2			1	
Margen de error:			81.487	0.024	0.058				
Intervalo de confianza(-):			261.093	0.204	0.147				
Intervalo de confianza(+):			424.067	0.251	0.263				
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	294	0.0917	---	ND	---	0.006	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	379	0.1206	0.06801	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	268	0.08457	0.08928	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	310	---	---	---	---	---	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	229.08	---	---	---	---	---	---
Media:			296.016	0.099	0.079			0.006	
Mediana:			294.000	0.092	0.079			0.006	
Moda:									
Mínimo:			229.080	0.085	0.068			0.006	
Máximo:			379.000	0.121	0.089			0.006	
Desviación estándar:			55.568	0.019	0.015				
Coefficiente de variación:			18.772	19.281	19.124				
n:			5	3	2			1	
Margen de error:			48.707	0.022	0.021				
Intervalo de confianza(-):			247.309	0.077	0.058				
Intervalo de confianza(+):			344.723	0.121	0.099				
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	208	0.3944	---	ND	---	ND	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	228	0.5942	0.4345	0.5942	<0.010	<0.010	<0.010
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	236	0.4576	0.4273	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	239.04	---	---	---	---	---	---
Media:			227.760	0.482	0.431	0.594			
Mediana:			232.000	0.458	0.431	0.594			
Moda:									
Mínimo:			208.000	0.394	0.427	0.594			
Máximo:			239.040	0.594	0.435	0.594			
Desviación estándar:			13.972	0.102	0.005				
Coefficiente de variación:			6.135	21.184	1.182				
n:			4	3	2	1			
Margen de error:			13.692	0.116	0.007				
Intervalo de confianza(-):			214.068	0.367	0.424				
Intervalo de confianza(+):			241.452	0.598	0.438				

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

5.1.j Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Dureza Total	Selenio total	Selenio disuelto	Talio total	Talio disuelto	Uranio	Vanadio total	Vanadio disuelto
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	315	ND	---	ND	---	ND	0.0082	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	499	<0.010	<0.010	---	---	---	0.116	0.122
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	276	0.01915	0.01827	---	---	---	0.08128	0.07654
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	350	---	---	---	---	---	---	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	272.9	---	---	---	---	---	---	---
Media:			342.580	0.019	0.018				0.068	0.099
Mediana:			315.000	0.019	0.018				0.081	0.099
Moda:										
Mínimo:			272.900	0.019	0.018				0.008	0.077
Máximo:			499.000	0.019	0.018				0.116	0.122
Desviación estándar:			92.967						0.055	0.032
Coefficiente de variación:			27.137						80.337	32.381
n:			5	1	1				3	2
Margen de error:			81.487						0.062	0.045
Intervalo de confianza(-):			261.093						0.006	0.055
Intervalo de confianza(+):			424.067						0.131	0.144
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	294	ND	---	ND	---	ND	0.0085	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	379	<0.010	<0.010	---	---	---	0.06289	0.05392
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	268	0.0179	0.0179	---	---	---	0.04851	0.04463
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	310	---	---	---	---	---	---	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	229.08	---	---	---	---	---	---	---
Media:			296.016	0.018	0.018				0.040	0.049
Mediana:			294.000	0.018	0.018				0.049	0.049
Moda:										
Mínimo:			229.080	0.018	0.018				0.009	0.045
Máximo:			379.000	0.018	0.018				0.063	0.054
Desviación estándar:			55.568						0.028	0.007
Coefficiente de variación:			18.772						70.518	13.331
n:			5	1	1				3	2
Margen de error:			48.707						0.032	0.009
Intervalo de confianza(-):			247.309						0.008	0.040
Intervalo de confianza(+):			344.723						0.072	0.058
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	208	ND	---	ND	---	ND	ND	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	228	<0.010	<0.010	---	---	---	0.05666	0.04753
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	236	<0.010	<0.010	---	---	---	0.04674	0.04336
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	239.04	---	---	---	---	---	---	---
Media:			227.760						0.052	0.045
Mediana:			232.000						0.052	0.045
Moda:										
Mínimo:			208.000						0.047	0.043
Máximo:			239.040						0.057	0.048
Desviación estándar:			13.972						0.007	0.003
Coefficiente de variación:			6.135						13.568	6.488
n:			4						2	2
Margen de error:			13.692						0.010	0.004
Intervalo de confianza(-):			214.068						0.042	0.041
Intervalo de confianza(+):			241.452						0.061	0.050
Fuente Abastecimiento de Agua Potable				0.01		0.01				
Riego Agrícola				0.02						
Protección de la Vida Acuática				0.008		0.01				

NA: No aplica; ND: No detectado; NT: No tóxica

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

5.1.k Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Nitrógeno Total	N-Nitratos	N-Nitritos	Nitrógeno Amoniacal	NTK	NTK disuelto	Nitrógeno Amoniacal disuelto	Nitrógeno Orgánico disuelto
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	23.78	0.1202	0.3753	19.5226	23.2871	19.7464	9.2798	10.47
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	49.96	0.0271	0.0143	23.317	49.917	32.2451	17.533	14.712
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	10.52	0.33	0.104	7.952	10.0829	9.9439	6.7862	3.158
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	19.71	0.0375	0.0686	18.4997	19.6067	17.6179	14.4232	3.1947
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	11.82	2.8	0.16	6.79	8.86	8.6973	5.4713	3.226
Media:			23.158	0.663	0.144	15.216	22.351	17.650	10.699	6.952
Mediana:			19.710	0.120	0.104	18.500	19.607	17.618	9.280	3.226
Moda:										
Mínimo:			10.520	0.027	0.014	6.790	8.860	8.697	5.471	3.158
Máximo:			49.958	2.800	0.375	23.317	49.917	32.245	17.533	14.712
Desviación estándar:			15.959	1.201	0.140	7.395	16.589	9.447	5.129	5.362
Coefficiente de variación:			68.915	181.131	96.593	48.597	74.222	53.521	47.940	77.122
n:			5	5	5	5	5	5	5	5
Margen de error:			13.989	1.053	0.122	6.482	14.541	8.280	4.496	4.700
Intervalo de confianza(-):			9.169	-0.390	0.022	8.735	7.810	9.370	6.203	2.253
Intervalo de confianza(+):			37.147	1.716	0.267	21.698	36.892	25.930	15.194	11.652
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	74.23	0.1033	0.3392	26.6695	73.7849	65.5711	3.1612	62.41
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	99.94	0.0452	0.0307	45.0034	99.8665	95.5643	40.411	55.153
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	33.83	0.2	0.008	24.3088	33.6215	29.1582	19.4584	9.7
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	55.84	0.0077	0.0473	55.7823	55.7823	50.2755	49.5015	0.774
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	26.25	1.07	<0.02	23.7	25.18	20.5805	20.5805	ND
Media:			58.018	0.285	0.106	35.093	57.647	52.230	26.623	32.009
Mediana:			55.840	0.103	0.039	26.670	55.782	50.276	20.581	32.427
Moda:										
Mínimo:			26.250	0.008	0.008	23.700	25.180	20.581	3.161	0.774
Máximo:			99.942	1.070	0.339	55.782	99.867	95.564	49.502	62.410
Desviación estándar:			30.081	0.445	0.156	14.520	30.322	29.974	18.384	31.269
Coefficiente de variación:			51.847	155.887	146.849	41.376	52.600	57.388	69.053	97.686
n:			5	5	4	5	5	5	5	4
Margen de error:			26.366	0.390	0.153	12.727	26.578	26.273	16.114	30.643
Intervalo de confianza(-):			31.651	-0.105	-0.047	22.366	31.069	25.957	10.509	1.367
Intervalo de confianza(+):			84.384	0.675	0.259	47.820	84.225	78.502	42.736	62.652
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	4.34	0.1436	0.2329	4.2284	3.9683	3.2631	3.2631	ND
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	7.63	0.0241	0.0715	5.2913	7.5387	7.5386	5.1416	2.397
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	12.72	0.11	0.023	7.6954	12.5894	9.5296	6.1682	3.361
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	7.9	<0.66	<0.02	6.79	9.0254	7.9	6.0342	1.8658
Media:			8.150	0.093	0.109	6.001	8.280	7.058	5.152	2.541
Mediana:			7.767	0.110	0.072	6.041	8.282	7.719	5.588	2.397
Moda:										
Mínimo:			4.345	0.024	0.023	4.228	3.968	3.263	3.263	1.866
Máximo:			12.720	0.144	0.233	7.695	12.589	9.530	6.168	3.361
Desviación estándar:			3.449	0.062	0.110	1.543	3.571	2.674	1.339	0.758
Coefficiente de variación:			42.324	66.577	100.697	25.705	43.132	37.886	25.992	29.826
n:			4	3	3	4	4	4	4	3
Margen de error:			3.380	0.070	0.124	1.512	3.500	2.620	1.312	0.858
Intervalo de confianza(-):			4.770	0.023	-0.015	4.490	4.780	4.437	3.840	1.684
Intervalo de confianza(+):			11.530	0.162	0.233	7.513	11.780	9.678	6.464	3.399

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

5.1.I Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Fósforo Total	Fósforo soluble	Fosfatos Solubles (ortofosfatos)	Fósforo Orgánico	Fósforo Orgánico soluble	Fósforo Inorgánico	Fósforo Inorgánico soluble
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	4.026	3.333	6.422	0.38	---	3.642	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	6.121	5.002	4.749	0.492	---	5.629	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	2.186	1.253	5.015	ND	---	2.19	---
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	3.593	2.174	9.991	1.4622	1.0954	2.13	1.0781
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	0.850	0.820	---	ND	ND	0.85	0.8195
Media:			3.355	2.516	6.544	0.778	1.095	2.888	0.949
Mediana:			3.593	2.174	5.719	0.492	1.095	2.190	0.949
Moda:									
Mínimo:			0.850	0.820	4.749	0.380	1.095	0.850	0.820
Máximo:			6.121	5.002	9.991	1.462	1.095	5.629	1.078
Desviación estándar:			1.987	1.691	2.412	0.595		1.823	0.183
Coefficiente de variación:			59.234	67.202	36.860	76.487		63.127	19.273
n:			5	5	4	3	1	5	2
Margen de error:			1.742	1.482	2.364	0.673		1.598	0.253
Intervalo de confianza(-):			1.613	1.034	4.180	0.105		1.290	0.695
Intervalo de confianza(+):			5.097	3.998	8.908	1.451		4.486	1.202
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	7.750	6.830	13.618	1.58	---	6.174	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	8.373	2.940	5.884	ND	---	8.373	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	4.222	4.054	10.49	1.71	---	2.517	---
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	6.441	5.304	23.255	1.5932	0.6785	4.848	4.6251
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	3.054	1.564	---	1.3786	ND	1.675	1.6752
Media:			5.968	4.138	13.312	1.565	0.679	4.717	3.150
Mediana:			6.441	4.054	12.054	1.587	0.679	4.848	3.150
Moda:									
Mínimo:			3.054	1.564	5.884	1.379	0.679	1.675	1.675
Máximo:			8.373	6.830	23.255	1.710	0.679	8.373	4.625
Desviación estándar:			2.276	2.042	7.351	0.138		2.720	2.086
Coefficiente de variación:			38.139	49.335	55.219	8.789		57.665	66.216
n:			5	5	4	4	1	5	2
Margen de error:			1.995	1.790	7.203	0.135		2.384	2.891
Intervalo de confianza(-):			3.973	2.349	6.108	1.431		2.333	0.259
Intervalo de confianza(+):			7.963	5.928	20.515	1.700		7.102	6.041
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	1.780	1.760	5.223	0.02	---	1.759	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	3.519	2.863	3.152	ND	---	3.519	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	2.786	2.631	3.696	0.074	---	2.712	---
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	2.252	2.209	---	ND	ND	2.252	2.209
Media:			2.584	2.366	4.024	0.047		2.561	2.209
Mediana:			2.519	2.420	3.696	0.047		2.482	2.209
Moda:									
Mínimo:			1.780	1.760	3.152	0.020		1.759	2.209
Máximo:			3.519	2.863	5.223	0.074		3.519	2.209
Desviación estándar:			0.746	0.486	1.074	0.038		0.748	
Coefficiente de variación:			28.886	20.551	26.684	81.242		29.219	
n:			4	4	3	2		4	1
Margen de error:			0.732	0.476	1.215	0.053		0.733	
Intervalo de confianza(-):			1.853	1.889	2.809	-0.006		1.827	
Intervalo de confianza(+):			3.316	2.842	5.239	0.100		3.294	

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

5.1.m Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Cianuros Totales	Cloruros	Fluoruros	Sulfatos	Sulfuros	Alcalinidad Total	Alcalinidad a la Fenolftaleína
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	0.0018	87	0.4729	154.01	0.066	212	ND
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	ND	193.20	0.4152	154.17	24.378	619	ND
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	0.0102	52.30	0.4083	179.04	0.074	328	ND
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	0.0098	98.50	0.4987	167.57	ND	405	ND
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	0.0077	63.28	0.3	74.37	ND	226	---
Media:			0.007	98.856	0.419	145.832	8.173	358.054	
Mediana:			0.009	87.000	0.415	154.170	0.074	328.000	
Moda:									
Mínimo:			0.002	52.300	0.300	74.370	0.066	212.000	
Máximo:			0.010	193.200	0.499	179.040	24.378	619.000	
Desviación estándar:			0.004	55.845	0.077	41.287	14.034	165.755	
Coefficiente de variación:			52.543	56.491	18.311	28.311	171.722	46.293	
n:			4	5	5	5	3	5	
Margen de error:			0.004	48.949	0.067	36.189	15.881	145.288	
Intervalo de confianza(-):			0.004	49.907	0.352	109.643	-7.708	212.766	
Intervalo de confianza(+):			0.011	147.805	0.486	182.021	24.054	503.342	
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	ND	136.60	0.7176	307.16	ND	260	ND
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	0.0014	168.50	0.127	152.89	11.707	537	ND
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	0.0082	87.80	0.3597	37.06	0.132	378	ND
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	0.0098	126.10	0.4774	127.75	ND	543	ND
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	0.007	---	0.54	148.14	0.377	352	---
Media:			0.007	129.750	0.444	154.600	4.072	414.098	
Mediana:			0.008	131.350	0.477	148.140	0.377	378.000	
Moda:									
Mínimo:			0.001	87.800	0.127	37.060	0.132	260.000	
Máximo:			0.010	168.500	0.718	307.160	11.707	543.000	
Desviación estándar:			0.004	33.275	0.220	97.283	6.613	123.050	
Coefficiente de variación:			55.326	25.645	49.407	62.925	162.408	29.715	
n:			4	4	5	5	3	5	
Margen de error:			0.004	32.609	0.192	85.271	7.483	107.856	
Intervalo de confianza(-):			0.003	97.141	0.252	69.329	-3.411	306.242	
Intervalo de confianza(+):			0.010	162.359	0.637	239.871	11.555	521.954	
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	0.0025	51.80	0.3523	87.3	ND	264	ND
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	ND	58.10	1.404	39.88	0.378	284	ND
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	0.0269	64.10	0.4083	71.09	0.14	311	ND
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	0.0048	62.21	0.58	66.99	ND	294	---
Media:			0.011	59.053	0.686	66.315	0.259	288.148	
Mediana:			0.005	60.155	0.494	69.040	0.259	288.795	
Moda:									
Mínimo:			0.003	51.800	0.352	39.880	0.140	264.000	
Máximo:			0.027	64.100	1.404	87.300	0.378	311.000	
Desviación estándar:			0.013	5.445	0.488	19.684	0.168	19.597	
Coefficiente de variación:			118.180	9.221	71.161	29.683	64.977	6.801	
n:			3	4	4	4	2	4	
Margen de error:			0.015	5.336	0.478	19.290	0.233	19.205	
Intervalo de confianza(-):			-0.004	53.716	0.208	47.025	0.026	268.943	
Intervalo de confianza(+):			0.027	64.389	1.165	85.605	0.492	307.352	

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

5.1.n Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Dureza Total	Dureza de Calcio	Bicarbonatos	Carbonatos	Hidroxilos	Grasas y Aceites	SAAM
		Día/Mes/Año	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	315	---	212	ND	ND	22.9	0.1525
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	499	---	619	ND	ND	23.7	2.0146
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	276	---	328	ND	ND	3.4	0.05
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	350	---	405	ND	ND	ND	5.405
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	272.9	169.32	---	---	---	15.71	3.19
Media:			342.580	169.320	391.000			16.428	2.162
Mediana:			315.000	169.320	366.500			19.305	2.015
Moda:									
Mínimo:			272.900	169.320	212.000			3.400	0.050
Máximo:			499.000	169.320	619.000			23.700	5.405
Desviación estándar:			92.967		171.455			9.399	2.241
Coefficiente de variación:			27.137		43.850			57.214	103.649
n:			5	1	4			4	5
Margen de error:			81.487		168.022			9.211	1.965
Intervalo de confianza(-):			261.093		222.978			7.217	0.198
Intervalo de confianza(+):			424.067		559.022			25.638	4.127
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	294	---	260	ND	ND	3.1	0.4289
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	379	---	537	ND	ND	ND	2.3192
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	268	---	378	ND	ND	7.8	1.84
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	310	---	543	ND	ND	ND	4.955
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	229.08	143.42	---	---	---	11.33	6.06
Media:			296.016	143.420	429.500			7.410	3.121
Mediana:			294.000	143.420	457.500			7.800	2.319
Moda:									
Mínimo:			229.080	143.420	260.000			3.100	0.429
Máximo:			379.000	143.420	543.000			11.330	6.060
Desviación estándar:			55.568		136.407			4.129	2.320
Coefficiente de variación:			18.772		31.760			55.720	74.349
n:			5	1	4			3	5
Margen de error:			48.707		133.677			4.672	2.034
Intervalo de confianza(-):			247.309		295.823			2.738	1.087
Intervalo de confianza(+):			344.723		563.177			12.082	5.154
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	208	---	264	ND	ND	ND	0.1693
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	228	---	284	ND	ND	ND	0.3084
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	236	---	311	ND	ND	2.6	0.24
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	239.04	119.52	---	---	---	<5.00	0.54
Media:			227.760	119.520	286.333			2.600	0.314
Mediana:			232.000	119.520	284.000			2.600	0.274
Moda:									
Mínimo:			208.000	119.520	264.000			2.600	0.169
Máximo:			239.040	119.520	311.000			2.600	0.540
Desviación estándar:			13.972		23.587				0.161
Coefficiente de variación:			6.135		8.238				51.125
n:			4	1	3			1	4
Margen de error:			13.692		26.690				0.158
Intervalo de confianza(-):			214.068		259.643				0.157
Intervalo de confianza(+):			241.452		313.024				0.472

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

5.1.o Continuación.

Clave	Nombre del sitio	Fecha	Toxicidad	Toxicidad	Toxicidad	Toxicidad	Relación de Adsorción de Sodio	Sodio	Calcio	Magnesio
			Aguda V. fischeri	Aguda V. fischeri	Aguda D. magna	Aguda D. magna				
			UT, 5 min.	UT, 15 min.	UT, 24 h.	UT, 48 h.	Adimensional	mg/L	mg/L	mg/L
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	6.81	7.87	TND	TND	3.22	124.00	65.01	28.93
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	29/04/2010	10.67	12.66	TND	1.1	5.98	234.30	77.34	23.70
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	NT	NT	NT	NT	2.21	86.49	71.44	27.29
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	4.93	5.14	---	---	3.58	156.20	92.58	31.61
RAT1	Río Atoyac, A.C. P. Valsequillo	12/07/2011	NT	NT	---	---	2.23	84.61	---	---
Media:			7.470	8.557		1.100	3.444	137.120	76.593	27.883
Mediana:			6.810	7.870		1.100	3.220	124.000	74.390	28.110
Moda:										
Mínimo:			4.930	5.140		1.100	2.210	84.610	65.010	23.700
Máximo:			10.670	12.660		1.100	5.980	234.300	92.580	31.610
Desviación estándar:			2.926	3.807			1.541	61.848	11.788	3.308
Coefficiente de variación:			39.175	44.489			44.739	45.105	15.390	11.865
n:			3	3		1	5	5	4	4
Margen de error:			3.311	4.308			1.351	54.211	11.552	3.242
Intervalo de confianza(-):			4.159	4.249			2.093	82.909	65.041	24.640
Intervalo de confianza(+):			10.781	12.864			4.795	191.331	88.144	31.125
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	20/01/2010	3.56	5.88	1.46	1.82	6.63	245.20	71.02	19.92
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	28/04/2010	5.15	6.26	1.23	1.32	5.62	232.70	88.46	25.13
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	17/08/2010	3.96	3.79	TND	TND	3.81	140.70	74.49	17.42
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	01/06/2011	5.3	6.62	---	---	5.08	212.50	93.03	24.05
RAL1	Río Alseseca, A.C. P. Valsequillo	13/07/2011	NT	NT	---	---	3.68	127.69	---	---
Media:			4.493	5.638	1.345	1.570	4.964	191.758	81.750	21.630
Mediana:			4.555	6.070	1.345	1.570	5.080	212.500	81.475	21.985
Moda:										
Mínimo:			3.560	3.790	1.230	1.320	3.680	127.690	71.020	17.420
Máximo:			5.300	6.620	1.460	1.820	6.630	245.200	93.030	25.130
Desviación estándar:			0.864	1.268	0.163	0.354	1.245	54.023	10.647	3.594
Coefficiente de variación:			19.223	22.496	12.092	22.519	25.080	28.173	13.024	16.617
n:			4	4	2	2	5	5	4	4
Margen de error:			0.846	1.243	0.225	0.490	1.091	47.353	10.434	3.522
Intervalo de confianza(-):			3.646	4.395	1.120	1.080	3.873	144.405	71.316	18.108
Intervalo de confianza(+):			5.339	6.880	1.570	2.060	6.055	239.111	92.184	25.152
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	21/01/2010	NT	NT	NT	NT	2.40	84.69	56.93	22.88
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	28/04/2010	NT	NT	NT	NT	2.16	80.53	68.40	22.50
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	16/08/2010	NT	NT	NT	NT	2.52	87.20	58.42	19.74
RAT2	Río Atoyac, a.a. P. Valsequillo	11/07/2011	1.92	2.41	---	---	2.53	90.00	---	---
Media:			1.920	2.410			2.403	85.605	61.250	21.707
Mediana:			1.920	2.410			2.460	85.945	58.420	22.500
Moda:										
Mínimo:			1.920	2.410			2.160	80.530	56.930	19.740
Máximo:			1.920	2.410			2.530	90.000	68.400	22.880
Desviación estándar:							0.172	4.019	6.237	1.714
Coefficiente de variación:							7.164	4.695	10.182	7.895
n:			1	1			4	4	3	3
Margen de error:							0.169	3.938	7.057	1.939
Intervalo de confianza(-):							2.234	81.667	54.193	19.767
Intervalo de confianza(+):							2.571	89.543	68.307	23.646

NE: No efectuado. ND: No detectado. NA: No aplica

ANEXO 6. Valores promedio y su desviación estándar, coeficiente de variación, la mediana e intervalo de los parámetros de calidad del agua medidos en la presa Manuel Ávila Camacho.

PARÁMETRO	Promedio	Desviación Standard	C.V.	Mediana	Intervalo	
	(mg/ l ¹)	(±)	(%)	mg/l	Máximo	Mínimo
Temperatura Ambiente (°C)	22.00	2.54	11.6	21.8	27.2	17.30
Temperatura agua (°C)	20.2	2.56	12.6	20.6	24.3	14.90
Traspirencia (m), Secchi	1.1	0.69	64.9	0.9	2.5	0.10
Oxígeno Disuelto Superficie	2.113	1.932	91.420	1.920	7.870	0.010
pH (UpH)	7.7	0.36	4.7	7.6	8.5	7.06
Conductividad Eléctrica (µS/cm)	826.1	97.61	11.8	823.0	970.0	513.00
Color Verdadero Pt/Co	96.0	42.34	44.1	85.7	185.0	31.00
DBO ₅ Total	8.172	5.307	64.940	7.000	32.4	2.000
DQO Total	40.609	15.766	38.824	39.000	84.0	19.000
Turbiedad (UTN)	23.3	22.25	95.6	16.0	95.0	1.12
SST	17.7	14.32	80.9	13.2	55.0	5.00
Sólidos Sedimentales	0.2	0.06	38.5	0.2	0.2	0.10
COT	16.643	7.592	45.62	12.920	32.65	6.49
Cianuros Totales	0.004	0.004	99.1	0.003	0.014	0.001
Cloruros	59.332	8.932	15.1	60.000	72.000	30.700
Fluoruros	0.402	0.123	30.6	0.397	0.947	0.056
Sulfatos	73.756	17.638	23.9	77.010	101.86	40.880

Anexo 6. Continuación

PARÁMETRO	Promedio	Desviación Standard	C.V.	Mediana	Intervalo	
	(mg/ l ¹)	(±)	(%)	mg/l	Máximo	Mínimo
Sulfuros	2.018	3.110	154.1	0.382	8.996	0.062
Alcalinidad Total	293.947	40.330	13.7	292.000	440.00	191.000
Dureza Total	233.371	31.756	13.6	227.090	353.0	163.000
Grasas y Aceites	8.651	1.964	22.7	8.500	12.200	1.964
SAAM	0.306	0.314	102.4	0.213	1.740	0.040
Fósforo Total	2.683	1.149	42.8	2.474	5.845	0.980
Fósforo Soluble	2.209	0.752	34.0	2.260	3.723	0.764
Ortofosfatos	6.154	2.883	46.8	4.940	12.490	2.738
Fósforo Orgánico	0.484	0.646	133.5	0.283	3.168	0.001
Fósforo Orgánico Soluble	0.251	0.122	48.6	0.220	0.398	0.050
Fósforo Inorgánico	2.343	1.048	44.7	2.210	5.351	0.980
Fósforo Inorgánico Soluble	2.157	0.384	17.8	2.135	2.960	1.465
Nitrógeno Total	8.940	4.244	47.5	9.123	31.070	4.582
N-Nitratos	0.380	0.685	180.0	0.146	3.310	0.007
N-Nitritos	0.156	0.167	106.8	0.110	0.860	0.003
Nitrógeno Amoniacal	5.793	1.744	30.1	5.730	9.010	3.079
NTK	8.433	4.323	51.3	7.747	31.010	3.990
NTK Disuelto	6.986	1.958	28.0	6.650	11.032	3.795

ANEXO 6. Continuación

PARAMETRO	Promedio	Desviación Standard	C. V.	Mediana	Intervalo	
	(mg L-1)	(+)	(%)	mg/l	Máximo	Mínimo
Nitrógeno Amoniacal Disuelto	5.112	1.538	30.1	5.031	7.819	2.516
Nitrógeno Orgánico	1.927	1.328	68.9	1.639	5.357	0.037
Toxicidad Aguda <i>V. fischeri</i> UT, 5 min.	5.478	2.212	40.4	5.795	7.690	1.670
Toxicidad Aguda <i>V. fischeri</i> UT, 15 min.	8.248	4.000	48.5	8.210	12.820	1.930
Relación de adsorción de Sodio	2.522	0.278	11.0	2.540	2.900	1.590
Sodio	91.405	13.354	14.6	91.100	114.900	44.000
Calcio	61.617	9.875	16.0	61.110	80.390	36.150
Magnesio	22.531	3.183	14.1	23.325	27.500	13.100
Arsénico Total	< 0.010	-	-	< 0.010	< 0.010	< 0.010
Arsénico Disuelto	< 0.010	.	-	< 0.010	< 0.010	< 0.010
Boro Total	0.290	0.049	16.96	0.276	0.386	0.200
Boro Disuelto	<0.50	-	-	<0.50	<0.50	<0.50
Cadmio Total	<0.010	-	-	<0.010	<0.010	<0.010
Cadmio Disuelto	<0.010	-	-	<0.010	<0.010	<0.010
Cobre Total	<0.020	-	-	<0.020	<0.020	<0.020
Cobre Disuelto	<0.020	-	-	<0.020	<0.020	<0.020
Cromo Total	<0.010	-	-	<0.010	<0.010	<0.010
Cromo Disuelto	<0.010	-	-	<0.010	<0.010	<0.010
Cromo Hexavalente	<0.10	-	-	<0.10	<0.10	<0.10

ANEXO 6. Continuación.

PARÁMETRO	Promedio	Desviación Standard	C. V.	Mediana	Intervalo	
	(mg L-1)	(+)	(%)	mg/l	Máximo	Mínimo
Mercurio Total	<0.001	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
Mercurio Disuelto	<0.001	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
Níquel total	0.007	0.006	86.658	0.004	0.022	0.003
Níquel Disuelto	0.013	-	-	0.013	0.013	0.013
Plomo Total	<0.050	-	-	<0.050	<0.050	<0.050
Plomo Disuelto	<0.050	-	-	<0.050	<0.050	<0.050
Zinc Total	0.190	0.113	59.380	0.245	0.298	0.062
Zinc Disuelto	0.077	0.025	32.126	0.073	0.104	0.055
Bario Total	0.109	0.008	7.755	0.105	0.131	0.102
Bario Disuelto	0.101	0.003	3.000	0.100	0.107	0.100
Berilio Total	<0.010	-	-	<0.010	<0.010	<0.010
Berilio Disuelto	<0.010	-	-	<0.010	<0.010	<0.010
Selenio Total	0.016	0.003	18.870	0.015	0.016	0.014
Selenio Disuelto	0.016	-	-	0.016	0.016	0.016
Vanadio Total	0.051	0.006	12.250	0.051	0.061	0.042
Vanadio Disuelto	0.045	0.006	12.712	0.042	0.055	0.038
Litio Total	0.021	0.002	10.042	0.019	0.024	0.019
Litio Disuelto	0.021	0.002	11.7	0.021	0.023	0.019
Manganeso Total	0.236	0.160	68.0	0.205	0.637	0.053
Manganeso Disuelto	0.272	0.197	72.3	0.226	0.701	0.067
Fierro Total	0.333	0.512	153.8	0.093	1.611	0.050
Fierro Disuelto	0.109	0.053	48.2	0.138	0.158	0.051
Molibdeno Total	0.594	-	-	0.594	0.594	0.594
Molibdeno Disuelto	<0.010	-	-	<0.010	<0.010	<0.010
Plata Total	<0.010	-	-	<0.010	<0.010	<0.010
Plata Disuelta	<0.010	-	-	<0.010	<0.010	<0.010

Tabla 6.1 Calidad del agua de los ríos Atoyac y Alseseca, así como en el efluente de la presa Valsequillo (P.V) determinada a partir de indicadores básicos o convencionales.

Indicador (mg/l)	Río Atoyac	Río Alseseca	Efluente P.V.	Referencia
Turbiedad (UNT)	Turbia >>15	Turbia >>15	Clara	2-15 (Metcalf & Eddy)
Sólidos suspendidos totales	Fuertemente contaminado >400	Aceptable 75-150	Excelente < 25	CONAGUA (2008)
Color (U P _i /Co)	Moderada Calidad	Moderada Calidad	Moderada Calidad	50-300, OGTG (1991)
pH (U pH)	Moderadamente Alcalino	Moderadamente Alcalino	Moderadamente Alcalino	SEDUE-CECA (1989)
Conductividad eléctrica (µS/cm)	1,214±443 Alta, 1.75 veces la mediana nacional (RNM) No cumple uso en riego.	1,576±464 Alta, 2.27 la mediana nacional (RNM) No cumple uso en riego.	788.5±119 Normal. Cumple uso en riego	1000 µS/cm, uso en riego (SEDUE-CECA, 1989). 694 µS/cm, Mediana nacional RNM (2000-2010)
Temperatura (°C)	19.8±1.06 Normal	22.3±1.3 Moderadamente alta	18.2±2.53 Normal	SEDUE-CECA (1989)
Oxígeno disuelto	< 5 Anóxico	< 5 De anóxico a levemente oxigenado	>5 Oxigenado	5 mg/l para la protección de la vida acuática. (SEDUE-CECA, 1989).
DBO ₅	Fuertemente contaminado	De contaminado a fuertemente contaminado	Aceptable	CONAGUA (2008)
DQO	Fuertemente contaminado	Contaminado	Aceptable	CONAGUA (2008)
COT	Contaminado	Contaminado	Aceptable	Kavanaugh (1978)
Aluminio	No cumple	No cumple	Cumple	Criterio de Calidad del Agua para Riego 0.05 mg/l (SEDUE-CECA, 1989).
Nitrógeno total	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	(UNECE, 1994)
Nitrógeno amoniacal	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	OGTG (1991)
Nitrógeno de NO ₃	Excelente calidad	Excelente calidad	Excelente calidad	OGTG (1991)
Nitrógeno de NO ₂	Contaminado	Contaminado	Contaminado	OGTG (1991)
Fósforo total y reactivo	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	UNECE (1994) Ramos et al., (2004) McNeely, (1979)
Cloruros	Moderadamente altos	Moderadamente altos	Moderadamente altos	CONAMA (2004),
Sulfuros	Fuertemente contaminado	Fuertemente contaminado	Contaminado	0.002 mg/l (McNeely, 1979)

Tabla 6.1 Calidad del agua de los ríos Atoyac y Alseseca, así como en el efluente de la presa Valsequillo (P.V) determinada a partir de indicadores básicos o convencionales. Continuación

Sulfatos	Ligeramente altos	Ligeramente altos	Condición normal	Ramos <i>et al.</i> , (2004)
Dureza, CaCO ₃	Agua dura a muy dura	Agua dura a muy dura	Dura	Sawyer y McCarty (1967),
Alcalinidad, CaCO ₃	muy fuerte, de ríos contaminados	muy fuertes, de ríos contaminados	Fuerte de ríos contaminados	Nisbet y Verneux, (1970);
Grasas y aceites	Mala	Buena	Excelente	CONAMA (2004)
Detergentes, SAAM	Contaminado	Contaminado	No contaminado	0.1 mg/l, para PVA (SEDUE-CECA, 1989).
RAS	Excelente a muy buena calidad	Buena a muy buena	Excelente a muy buena calidad	CONAMA (2004)
Toxicidad	Alta	De moderada a alta	De no tóxica a moderada	Porcella (1983), modificada por CONAGUA

6.2 Calidad del agua de la presa Manuel Ávila Camacho, Valsequillo a partir de indicadores básicos o convencionales.

Indicador (mg/l)	Calidad del agua	Referencia
Turbiedad (UNT)	Turbia	SEPA (2000)
Disco Secchi (m)	Baja visibilidad, eutrófico	SEPA (2000), Vollenweider (1983)
Sólidos suspendidos totales	Altos	CONAGUA (2008)
Color (U Pt/Co)	Alta coloración	SEPA (2000)
Conductividad eléctrica (µS/cm)	Cumple uso en riego	1000 µS/cm, uso en riego (SEDUE-CECA, 1989).
Dureza, CaCO ₃	Agua dura	Sawyer y McCarty (1967),
Alcalinidad, CaCO ₃	Fuerte típica de aguas muy productivas	Nisbet y Verneux, (1970); De la Lanza (1995)
pH (U pH)	Alcalino	SEDUE-CECA (1989)
Temperatura (°C)	Cuerpo de agua tropical	Salas y Limón (1985)
Oxígeno disuelto	Típico de un sistema eutrófico. Altos en el día y cercanos a la anoxia por la noche. El estado más frecuente no cumple el CECA.	5 mg/l para la protección de la vida acuática. (SEDUE-CECA, 1989).
DBO ₅	Aceptable	CONAGUA (2008)
DQO	De aceptable a contaminada	CONAGUA (2008)
COT	Contaminada	SEPA (2000)
Aluminio, arsénico, cadmio, cromo hexavalente, plomo, cadmio, cobren níquel	Cumple	Criterio de Calidad del Agua (SEDUE-CECA, 1989).
Zinc	No cumple el Criterio de Protección de Vida Acuática de 0.03 mg/l	Criterio Ecológico de Calidad (SEDUE-CECA, 1989).
Nitrógeno total	Fuertemente contaminado	(SEPA, 2000)
Nitrógeno amoniacal	Fuertemente contaminado	McNeely (1973)
Nitrógeno de NO ₃	Excelente calidad	OGTG (1991)
Nitrógeno de NO ₂	Excelente calidad	OGTG (1991)
Fósforo total y reactivo	Elevada, característica de sistemas eutróficos	Vollenweider (1983)
Cloruros, cianuros	Excelente calidad	CONAMA (2004),
Sulfuros	Contaminada	0.002 mg/l (McNeely, 1979)
Sulfatos	Condición normal	Ramos <i>et al.</i> , (2004)
Grasas y aceites	Buena a regular	CONAMA (2004)
Detergentes, SAAM	No cumple	0.1 mg/l, para PVA (SEDUE-CECA, 1989).
RAS	Excelente a muy buena	CONAMA (2004)
Toxicidad	De baja a alta toxicidad en la zona profunda	Porcella (1983), modificada por CONAGUA

SECRETARIA DE DESARROLLO URBANO Y ECOLOGIA

ACUERDO por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89.

Al margen un sello con el Escudo Nacional, que dice: Estados Unidos Mexicanos.- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología.

PATRICIO CHIRINOS CALERO, SECRETARIO DE DESARROLLO URBANO Y ECOLOGIA, CON FUNDAMENTO EN LOS ARTICULOS 37 FRACCIONES XVI, XVII Y XVIII DE LA LEY ORGANICA DE LA ADMINISTRACION PUBLICA FEDERAL; 1o. FRACCION VI, 5o. FRACCIONES II Y XV Y 117 DE LA LEY GENERAL DEL EQUILIBRIO ECOLOGICO Y LA PROTECCION AL AMBIENTE, HE DICTADO ACUERDO POR EL QUE SE ESTABLECEN LOS CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA CE-CCA-001/89, CON BASE EN LOS SIGUIENTES:

CONSIDERANDOS

Que la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, faculta a la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología para formular los criterios ecológicos que deberán observarse en la aplicación de la política general de ecología y que, uno de los asuntos al que se le otorga especial atención dentro de dicha política, es el aprovechamiento racional y la prevención y control de la contaminación del agua, así como la protección de la flora y la fauna acuáticas.

Que para poner en práctica la política ecológica en la materia, resulta fundamental definir los criterios ecológicos de calidad del agua, con este marco de referencia, en el que se precisan los niveles de los parámetros y de las sustancias que se encuentran en el agua, o sus efectos como son color, olor o sabor, potencial de hidrógeno y sus niveles permisibles, las autoridades competentes podrán calificar a los cuerpos de agua, como aptos para ser utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable, en actividades recreativas con contacto primario, para riego agrícola, para uso pecuario, para uso en la acuicultura, o bien, para el desarrollo y la conservación de la vida acuática. Dichos parámetros constituyen la calidad mínima requerida para el uso o aprovechamiento del agua en los casos mencionados.

Que la comparación de estos criterios ecológicos con la calidad real de los cuerpos de agua, permitirá a las autoridades competentes, identificar la necesidad de establecer programas coordinados de prevención y control de la contaminación del agua, orientados a restaurar la calidad de aquellos cuerpos de agua que muestren signos de deterioro, o bien, a proteger a aquéllos que actualmente presentan mejores condiciones que las establecidas en los propios criterios; determinar la necesidad de rediseñar o, en su caso, ampliar la red nacional de monitoreo de la calidad del agua, así como identificar los casos en que deberán fijarse condiciones particulares a las descargas de aguas residuales.

Que la presencia de contaminantes en cualquier cuerpo de agua desequilibra el balance natural de las sustancias disueltas o suspendidas, modificando con ello la composición del agua. Los organismos que viven en ese medio pueden bioacumular contaminantes en forma directa, o indirecta como resultado de su transmisión a través de la cadena alimenticia.

Que por ello ha sido de importancia fundamental en la definición de estos criterios, el conocimiento de los contaminantes del agua, de la correlación entre su presencia y los efectos que éstos ocasionan en los seres vivos, así como de los consumidores directos del agua, y de las especies y actividades productivas que dependen de este recurso.

Que para establecer los niveles de los parámetros y de las sustancias que se encuentran en el agua, se tomó en consideración que, en el país, las condiciones naturales de los cuerpos de agua varían ampliamente en calidad y cantidad; el avanzado deterioro que presentan algunos de estos cuerpos; las condiciones ambientales necesarias para la existencia y desarrollo normal de los organismos en un ecosistema y los diversos efectos que ocasiona la variación de las características físicas, químicas y biológicas del agua, entre especies y aun entre individuos de la misma especie; así como los principales usos del agua.

Que los criterios ecológicos de calidad del agua en la fuente de abastecimiento para agua potable y con fines recreativos, se enfocan a la protección de la salud humana, basándose en las propiedades carcinogénicas, tóxicas u organolépticas (color, olor o sabor) de las sustancias, así como en los efectos que éstas puedan causar a los organismos que se encuentran presentes en el agua. En este caso, los criterios no se refieren a la calidad que debe tener el agua para ser ingerida, sino a los niveles permisibles en el cuerpo de agua que se pretenda utilizar para proveer agua para consumo humano.

Que tratándose de los criterios ecológicos de calidad del agua, para uso recreativo con contacto primario, también se tomó en cuenta, que los cuerpos de agua que se utilizan como área de recreación pueden sostener o de hecho sostienen vida acuática y que por tanto deben reunir condiciones que aseguren la protección de la vida de agua dulce o de agua marina, según sea el caso.

Que los criterios ecológicos de calidad del agua para riego agrícola, se definieron considerando su aplicación a todo tipo de cultivo.

Que los criterios ecológicos de calidad del agua para uso pecuario, se establecieron considerando la protección de la salud de los animales domésticos y los destinados a la alimentación del hombre, previendo las posibilidades de bioacumulación de sustancias tóxicas que pudieran afectar la salud humana.

Que los criterios ecológicos de calidad del agua para la protección de la vida de agua dulce y agua marina, se fijaron sobre la base de garantizar la sobrevivencia de los organismos acuáticos y evitar el peligro de bioacumulación, previniendo el daño a las especies que forman parte de la cadena alimenticia.

Que los criterios ecológicos de calidad del agua para uso en acuicultura, se establecieron sobre la base de garantizar el crecimiento y el desarrollo de ciertas especies sujetas a cultivo o semicultivo, previendo las posibilidades de bioacumulación de sustancias que pudieran afectar la salud humana por su consumo.

Que en la formulación de estos criterios ecológicos participaron las Secretarías de Marina, de Agricultura y Recursos Hidráulicos, a través de la Comisión Nacional del Agua, de Salud y de Pesca.

En mérito de lo anterior, he tenido a bien dictar el siguiente:

ACUERDO

ARTICULO 1o.—El presente Acuerdo tiene como propósito establecer los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89, con base en los cuales la autoridad competente podrá calificar a los cuerpos de agua como aptos para ser utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable, en actividades recreativas con contacto primario, para riego agrícola, para uso pecuario, en la acuicultura, o para la protección de la vida acuática.

ARTICULO 2o.—Para los efectos de este Acuerdo se considerarán las definiciones contenidas en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, y las siguientes:

CALIDAD PARA LA PROTECCION DE LA VIDA DE AGUA DULCE: Grado de calidad del agua, requerido para mantener las interacciones e interrelaciones de los organismos vivos, de acuerdo al equilibrio natural de los ecosistemas de agua dulce continental.

CALIDAD PARA LA PROTECCION DE LA VIDA DE AGUA MARINA: Grado de calidad del agua, requerido para mantener las interacciones e interrelaciones de los organismos vivos, de acuerdo al equilibrio natural de los ecosistemas de agua marina.

CALIDAD PARA USO EN LA ACUACULTURA: Grado de calidad del agua, requerido para las prácticas acuaculturales, que garantiza el óptimo crecimiento y desarrollo de las especies cultivadas, así como para proteger su calidad para el consumo humano.

CALIDAD PARA RIEGO AGRICOLA: Grado de calidad del agua, requerido para llevar a cabo prácticas de riego sin restricción de tipos de cultivo, tipos de suelo y métodos de riego.

CALIDAD PARA USO COMO FUENTE DE ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE: Grado de calidad del agua, requerido para ser utilizada como abastecimiento de agua para consumo humano, debiendo ser sometida a tratamiento, cuando no se ajuste a las disposiciones sanitarias sobre agua potable.

CALIDAD PARA USO PECUARIO: Grado de calidad del agua, requerido para ser utilizada como abastecimiento de agua para consumo por los animales domésticos, que garantiza la protección de su salud y la calidad de los productos para consumo humano.

CALIDAD PARA USO RECREATIVO CON CONTACTO PRIMARIO: Grado de calidad del agua, requerido para ser utilizada en actividades de esparcimiento, que garantiza la protección de la salud humana por contacto directo.

CUERPO DE AGUA: Los lagos; lagunas; acuíferos; ríos y sus afluentes directos e indirectos, permanentes o intermitentes; presas; embalses; cenotes; manantiales; litorales; estuarios; esteros; marismas y en general las zonas marinas mexicanas.

FUENTE DE ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE: Todo cuerpo de agua que es o puede ser utilizado para proveer agua para consumo humano.

ARTICULO 3o.—Los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua a los que se refiere el artículo 1o. de este Acuerdo, son los que se establecen en las tablas siguientes:

FORMA CG-1A

TABLA 1

CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

SUSTANCIA O PARAMETRO	FUENTE ABASTECIMIENTO: DE AGUA POTABLE	RECREATIVO CON CONTACTO PRIMARIO	RIEGO AGRICOLA	PECUARIO	PROTECCION DE LA VIDA ACUATICA	
					AGUA DULCE	AGUA MARINA (AREAS COSTERAS)
ACENAPTENO	0.02				0.02 (I)	0.01 (I)
ACIDO 2,4 DICLOROFENOXIACETICO	0.1					
ACRILONITRILLO (II)	0.0006 (III)				0.07 (I)	
ACROLEINA	0.5		0.1		0.0007 (I)	0.0005 (I)
ALCALINIDAD (como CaCO ₃)	400.0				(IV)	(IV)
ALDRIN (II)	0.00003 (III)	0.00005	0.02		0.003	0.001
ALUMINIO	0.02		5.0	5.0	0.05	0.2
ANTIMONIO	0.1		0.1		0.09 (I)	
ARSENICO (II)	0.05 (III)		0.1	0.2	0.2 (como As III)	0.04 (como As III)
ASBESTOS (II) (fib-as/l)	3000 (III)					
ASPECTOS ESTETICOS	(V)	(V)	(V)	(V)	(V)	(V)
BARIO	1.0				0.01	0.5
BENCENO (II)	0.01 (III)				0.05 (I)	0.065
BENCIDINA (II)	0.000001 (III)				0.02 (I)	
BERILIO (II)	0.00007 (III)		(VI)	0.1	0.001	
BIFENILOS POLICLORADOS (II)	0.0000008 (III)				0.00001	0.00003
BHC (II) (VII)					0.001 (I)	0.000003 (I)
BHC (LINDANO)	0.003 (III)				0.002	0.0002
BIS (2-CLOROETIL) ETER	0.0003 (III)				(VIII)	
BIS (2-CLOROISOPROPIL) ETER	0.03 (III)				(VIII)	

FORMA CG-1A

CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

2/7

SUSTANCIA O PARAMETRO	FUENTE ABASTECIMIENTO: DE AGUA POTABLE	RECREATIVO CON CONTACTO PRIMARIO	RIEGO AGRICOLA	PECUARIO	PROTECCION DE LA VIDA ACUATICA	
					AGUA DULCE	AGUA MARINA (AREAS COSTERAS)
BIS (2-ETILHEXIL) FTALATO	32.0				(IX)	(X)
4-BROMOFENIL-FENIL-ETER					0.01	
BORO (II)	1.0		0.7 (XI)	5.0		0.009 (XII)
BROMOFORMO (II)	0.002 (III)					
BROMURO DE METILO	0.002					
CADMIO (II)	0.01		0.01	0.02	(XIII)	0.0009
CARBONO ORGANICO: EXTRACTABLE EN ALCOHOL	1.5					
EXTRACTABLE EN CLOROFORMO	3.0					
CIANURO (como CN ⁻)	0.2	0.02	0.02		0.005 (XII)	0.001 (XIV)
CLORDANO (II) (MEZCLA TECNICA DE METABOLITOS)	0.003 (III)	0.00002	0.003		0.002	0.00009
CLORO RESIDUAL					.011 (XII)	.0075 (XII)
CLORO BENCENO	0.02				(XV)	(XVI)
2 CLORO ETIL VINIL ETER					0.5 (I)	
2 CLOROFENOL	0.03				0.04	0.1
CLOROFORMO (II)	0.03 (III)				0.3 (I)	
CLORONAFTALENOS					0.02 (I)	0.00007 (I)
CLORUROS (como Cl ⁻)	250.0		147.5		250.0	
CLORURO DE METILENO	0.002 (III)					
CLORURO DE METILO	0.002 (III)					
CLORURO DE VINILO	0.02 (III)					
COBRE	1.0		0.20	0.5	(XVII)	0.002 (XIV)
COLIFORMES FECALIS (NMP/100 ml)	1000.0	(XVIII)	1000.0		(XVIII)	(XVIII)

FORMA CG-1A

CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

3/7

SUSTANCIA O PARAMETRO	FUENTE ABASTECIMIENTO: DE AGUA POTABLE	RECREATIVO CON	PIEGO	PECUARIO	PROTECCION DE LA VIDA ACUATICA	
		CONTACTO PRIMARIO	AGRICOLA		AGUA DULCE	AGUA MARINA (AREAS COSTERAS)
COLOR (unidades de escala Pt-Co)	75.0				(XIX)	(XIX)
CONDUCTIVIDAD ELECTRICA (µmhos/cm)			1.0 (XX)			
CROMO HEXVALENTE	0.05		1.0	1.0	0.01 (XII)	0.05 (XII)
DDD (II)	0.000002 (III)				0.000006 (I)	0.00004 (I)
DDE (II)			0.04		0.01 (I)	0.0001 (I)
DDT (II)	0.001 (III)	0.000005			0.001	0.0001
DICLOROBENCENOS	0.4				0.01	0.02
1,2 DICLOROETANO (II)	0.005				1.2 (I)	1.1 (I)
1,1 DICLOROETILENO (II)	0.0003				(XXI)	(XXII)
1,2 DICLOROETILENO (II)	0.0003				(XXI)	(XXII)
2,4 - DICLOPOFENOL	0.03				0.02 (I)	
1,2 DICLOROPROPANO					0.2 (I)	0.1 (I)
1,2 DICLOROPROPILENO	0.09				0.06 (I)	0.008 (I)
DIELDRIN (II)	0.000007 (III)	0.000003	0.02		0.002	0.0007
DIETILFTALATO	350.0				(IX)	(X)
1,2 DIFENILHIDRACINA (II)	0.0004 (III)				0.003	
2,4 - DIMETIL FENOL	0.4				0.02	
DIMETIL FTALATO	313.0				(IX)	(X)

FORMA CG - 1A

CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

4/7

SUSTANCIA O PARAMETRO	FUENTE ABASTECIMIENTO: DE AGUA POTABLE	RECREATIVO CON	RIEGO	PECUARIO	PROTECCION DE LA VIDA ACUATICA	
		CONTACTO PRIMARIO	AGRICOLA		AGUA DULCE	AGUA MARINA (AREAS COSTERAS)
2,4 DINITROFENOL	0.07				0.002 (I)	0.05
DINITRO-O-CRESOL	0.01 (III)					0.01
2,4 DINITROTOLUENO (II)	0.001 (III)				(XXIII)	(XXIV)
2,6 DINITROTOLUENO					(XXIII)	(XXIV)
ENDOSULFANO (alfa y beta) (II)	0.07				0.0002	0.00003
ENDRIN	0.001	0.000002			0.00002	0.00004
ETILBENCENO	1.4					0.5
FENOL	0.3	0.001			0.1 (I)	0.06 (I)
FIERRO	0.3		5.0		1.0	0.05
FLUORANTENO	0.04				0.04 (I)	0.0004 (I)
FLUORUROS (como F ⁻)	1.5		1.0	2.0	1.0	0.5
FOSFATOS (como PO ₄)	0.1				(XXV)	0.002
FOSFORO ELEMENTAL					0.0001	0.0001
GASES DISUELTOS					(XXVI)	(XXVI)
GRASAS Y ACEITES	AUSENTE					
HALOMETANOS (II)	0.002 (III)				0.1 (I)	
HEPTACLORO (II)	0.0001 (III)	0.000002	0.02		0.0005	0.0005
HEXAACLOROBENCENO	0.00001 (III)				(XV)	(XVI)

FORMA CO-1A

CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

5/7

SUSTANCIA O PARAMETRO	FUENTE ABASTECIMIENTO:	RECREATIVO CON	RIEGO	PECUARIO	PROTECCION DE LA VIDA ACUATICA	
	DE AGUA POTABLE	CONTACTO PRIMARIO	AGRICOLA		AGUA DULCE	AGUA MARINA (AREAS COSTERAS)
HEXACLOROCETADIENO (II)	0.004 (III)				0.0009 (I)	0.0003 (I)
HEXACLOROCICLOPENTADIENO	0.001				0.00007 (I)	0.00007 (I)
HEXACLOROBETANO (II)	0.02 (III)				0.01 (I)	0.008 (I)
HIDROCARBUROS AROMATICOS POLINUCLEARES (II)	0.00003 (III)					0.1
ISOFORONA	5.2				1.2 (I)	0.1 (I)
MANGANESO	0.1					
MATERIA FLOTANTE	V.2	V.2	V.2	V.2	V.2	V.2
MERCURIO (Hg) (II)	0.001			0.003	0.00001 (XII)	0.00002 (XII)
METOXICLOFO	0.03					
NAFTALENO					0.02 (I)	0.02 (I)
NIQUEL	0.01		0.2	1.0	(XVII)	0.008 (XII)
NITRATOS (NO ₃) (como N)	5.0			90.0		0.04
NITRITOS (NO ₂) (como N)	0.05			10.0		0.002
NITROBENCENO	20.0				0.3 (I)	0.07 (I)
2 NITROFENOL Y 4 NITROFENOL	0.07				0.002 (I)	0.05 (I)
NITROGENO AMONIACAL					0.06	0.01
N-NITROSDIFENILAMINA (II)	0.05 (III)				(XVIII)	(XIX)

FORMA CG - 1A

CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

6/7

SUSTANCIA O PARAMETRO	FUENTE ABASTECIMIENTO: DE AGUA POTABLE	RECREATIVO CON CONTACTO PRIMARIO	RIEGO AGRICOLA	PECUARIO	PROTECCION DE LA VIDA ACUATICA	
					AGUA DULCE	AGUA MARINA (AREAS COSTERAS)
N-NITROSODIMETILAMINA (II)	0.00001 (III)				(XXVIII)	(XXIX)
N-NITROSODI-N PROPILAMINA (II)					(XXVIII)	(XXIX)
OXIGENO DISUELTO (XXX)	4.0				5.0	5.0
PARATION	0.00003				0.00004	0.00004
OLOR	AUSENTE					
PENTACLOROFENOL	0.03				0.0005 (I)	0.0005 (I)
POTENCIAL HIDROGENO (pH) (XXI)	5-9		4.5 - 9.0		(XXII)	(XXII)
PLATA	0.05				(XXIII)	0.002
PLOMO	0.05		5.0	0.1	(XXIV)	0.006 (XII)
SABOR	CARACTERISTICO					
SELENIO (como selenato)	0.01		0.02	0.05	0.008	0.4
SOLIDOS DISUELTOS	500.0		500.0 (XXV)	1000.0		
SOLIDOS SUSPENDIDOS	500.0		50.0		(XIX)	(XIX)
SOLIDOS TOTALES	1000.0					
SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILENO	0.5				0.1	0.1
SULFATOS (SO ₄)	500.0		100.0		0.005	
SULFUROS (como H ₂ S)	0.2				0.002	0.002
TALIO	0.01				0.01 (I)	0.02 (I)

FORMA CG-1A

CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

7/7

SUSTANCIA O PARAMETRO	FUENTE ABASTECIMIENTO: DE AGUA POTABLE	RECREATIVO CON CONTACTO PRIMARIO	RIEGO AGRICOLA	PECUARIO	PROTECCION DE LA VIDA ACUATICA	
					AGUA DULCE	AGUA MARINA (AREAS COSTERAS)
TEMPERATURA (°C)	CONDICIONES NATURALES +2.5				CONDICIONES NATURALES +1.5	CONDICIONES NATURALES +1.5
2,3,7,8-TETRACLORODIBENZO -P-DIOXINA (II)	0.000000001 (III)				0.00000001	0.00000001
1,1,2,2-TETRACLOROETANO (II)	0.002 (III)				0.09 (I)	0.09 (I)
TETRACLOROETILENO (II)	0.008 (III)				0.05 (I)	0.1 (I)
TETRACLORURO DE CARBONO (II)	0.004 (III)				0.3 (I)	0.5 (I)
TOLUENO	14.3				0.2 (I)	0.06 (I)
TOXAFENO	0.000007	0.00003	0.005		0.0000002(XII)	0.0000002 (XII)
1,1,1 TRICLOROETANO (II)	18.4 (III)				0.2 (I)	0.3 (I)
1,1,2 TRICLOROETANO (II)	0.006 (III)				0.2 (I)	
TRICLOROETILENO (II)	0.03 (III)				0.01	0.02
2,4,6 TRICLOROFENOL (II)	0.01 (III)				0.01	
TURBIEDAD (Unidades escale de sílice)	CONDICIONES NATURALES				(XIX)	(XIX)
ZINC	5.0		2.0	50.0	(XXVI)	0.09 (XII)
RADIATIVIDAD:						
ALFA TOTAL (Bq/l)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
BETA TOTAL (Bq/l)	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0

FORMA CG-1A

TABLA 2

CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA ACUACULTURA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

PARAMETRO	Unidades	E S P E C I E						
		Tilapia	Carpa	Bagre	Trucha Arco-iris	Langostino	Camaron	Moluscos Bivalvos
SUSTANCIA								
Color		VERDE - AZUL VERDE						
Transparencia	cm	45	30 - 50	45	45	15 - 25		
Turbiedad	UNIDADES DE TURBIEDAD JACKSON	100					15.0	
Temperatura	°C	24 - 30	20 - 30	20 - 30	10 - 15	18 - 34	26 - 30	15 - 30
pH (XXXI)		7 - 8	7 - 8.5	6.5 - 8.	6.5 - 8.0	7.0 - 8.5	7.5 - 8.8	
Sólidos Suspendidos	mg/l			25-70				
Sólidos Disueltos	mg/l				400			

FORMA C G - 1 A

CRITERIOS ECOLÓGICOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA ACUICULTURA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

25

PARAMETRO	UNIDADES	E S P E C I E						
		Tilapia	Carpa	Bagre	Trucha (Arco-iris)	Langostino	Camarón	Moluscos bivalves
Oxígeno Disuelto (XXX)	mg/l	2.1	5	- 4	7.8	75% del nivel de saturación	6.0	
Salinidad	PPM		15			12 - 14	27-35	23-28
Alcalinidad	mg/l	54 - 200	100	120 - 200	5.0-31			
Dureza	mg/l	50 - 100	300	20-150	5.0-200	150		
Dioxido de Carbono	mg/l			25				
Amoniaco	mg/l			0.42			0.1	

FORMA C G - 1 A

CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA ACUACULTURA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

3/5

PARAMETRO	Unidades	E S P E C I E						
		Tilapia	Carpa	Bagre	Trucha Arco-iris	Langostino	Camaron	Moluscos Bivalves
Nitrógeno de NO ₂	mg/l				0.55		2.0	
Nitrógeno de NO ₃	mg/l						5.0	
Fósforo Total	mg/l						5.0	
Coliformes Fecales	NMP/100 ml.							14, no más del 10% de las muestras debe ser mayor de 43
Coliformes Totales	NMP/100 ml.							70, no más del 10% de la muestra debe ser mayor de 230

FORMA C G - 1 A

CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA ACUACULTURA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

4/5

PARAMETRO	Unidades	E S P E C I E						
		Tilapia	Carpa	Bagre	Trucha Arco-irisi	Langostino	Casernón	Moluscos Bivalvos
SUSTANCIA								
Aluminio	mg/l		0.2	0.5				
Arsénico	mg/l		1.0					
Bario	mg/l		5.0	0.6				
Cadmio	mg/l		0.05				0.005	
Cromo Hexavalente	mg/l		0.5					
Cromo Trivalente	mg/l		1.0					

FORMA CG-1A

CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA ACUACULTURA
Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad

5/5

PARAMETRO	O	Unidades	E S P E C I E					
			Tilapia	Carpa	Bagre	Trucha	Langostino	Camarón
SUSTANCIA								
Cobre		mg/l		0.02	0.025	0.06		0.005
Cianuro		mg/l		0.025				
Hierro		mg/l		0.5	0.5	1.0		
Plomo		mg/l		0.1	0.1			0.005
Silicatos		mg/l						100

ANEXO DE LAS TABLAS 1 Y 2

- I.—El nivel de esta sustancia se obtuvo de multiplicar la toxicidad aguda reportada por 0.01
- II.—La sustancia presenta persistencia, bioacumulación o riesgo de cáncer, por lo que debe reducirse a un mínimo la exposición humana
- III.—El nivel ha sido extrapolado mediante el empleo de un modelo matemático, por lo que en revisiones posteriores podrá ser modificado a valores menos estrictos
- IV.—La alcalinidad natural del cuerpo de agua no debe ser reducida en más de 25%, cuando ésta sea menor o igual a 20 mg/l no deberán admitirse reducciones inducidas
- V.—El cuerpo de agua debe de estar libre de sustancias atribuibles a aguas residuales u otras descargas que:
1. Formen depósitos que cambien adversamente las características físicas del agua;
 2. Contengan materia flotante como partículas, aceites u otros residuos que den apariencia desagradable;
 3. Produzcan color, olor, sabor o turbiedad; o
 4. Propicien vida acuática indeseable o desagradable.
- VI.—Para riego continuo de los suelos, el agua contendrá como máximo 0.1 mg/l de berilio, excepto para el caso de suelos alcalinos y de textura fina donde se pueden aplicar concentraciones de hasta 0.5 mg/l
- VII.—Los datos indicados para BHC involucran la mezcla de isómeros *a, B y E*
- VIII.—La toxicidad aguda para organismos de agua dulce multiplicada por 0.01 indica que la concentración de cloroalquil ésteres no debe ser mayor a 2,38 mg/l
- IX.—La toxicidad aguda para organismos de agua dulce multiplicada por 0.01 indica que la concentración de ésteres del ácido ftálico no debe ser superior a 0.0094 mg/l
- X.—La toxicidad aguda para organismos de agua marina multiplicada por 0.01 indica que la concentración de ésteres del ácido ftálico no debe ser superior a 0.02944 mg/l
- XI.—Para riego de cultivos sensibles al boro, el agua contendrá como máximo 0.75 mg/l de esta sustancia, excepto para otros cultivos donde se pueden aplicar concentraciones de hasta 3 mg/l.
- XII.—La concentración promedio de 4 días de esta sustancia, no debe exceder este nivel, más de una vez cada 3 años
- XIII.—La concentración promedio de cadmio de 4 días en $\mu\text{g/l}$ no debe exceder más de una vez cada 3 años el valor numérico de la siguiente ecuación:
$$(0.7852 [\ln (\text{dureza})] - 3.490)$$
- $\text{Cd } (\mu\text{g/l}) = e$
Dureza = mg/l como CaCO_3
- XIV.—La concentración promedio de una hora de esta sustancia, no debe exceder este nivel, más de una vez cada 3 años
- XV.—La toxicidad aguda de clorobencenos multiplicada por 0.01 indica que la concentración de éstos (excepto diclorobencenos) no debe ser superior a 0.00250 mg/l para proteger a los organismos de agua dulce
- XVI.—La toxicidad aguda de clorobencenos para organismos de agua marina multiplicada por 0.01 indica que la concentración de éstos (excepto diclorobencenos) no debe ser superior a 0.00160 mg/l

XVII.—La concentración promedio de cobre de 4 días en $\mu\text{g/l}$, no debe exceder más de una vez cada 3 años el valor numérico de la siguiente ecuación:

$$(0.8545 [\ln (\text{dureza})] - 1.465)$$

$$\text{Cu } (\mu\text{g/l}) = e$$

$$\text{Dureza} = \text{mg/l como CaCO}_3$$

XVIII.—Los organismos no deben exceder de 200 como número más probable en 100 mililitros (NMP/100 ml) en agua dulce o marina, y no más del 10% de las muestras mensuales deberá exceder de 400 NMP/100 ml

XIX.— Los sólidos suspendidos (incluyendo sedimentables) en combinación con el color, no deben reducir la profundidad del nivel de compensación de la luz para la actividad fotosintética en más de 10% a partir del valor natural

XX.—Este nivel considera el uso del agua bajo condiciones medias de textura del suelo, velocidad de infiltración, drenaje, lámina de riego empleada, clima y tolerancia de los cultivos a las sales. Desviaciones considerables del valor medio de estas variables pueden hacer inseguro el uso de esta agua

XXI.—La toxicidad aguda de dicloroetilenos para organismos de agua dulce multiplicada por 0.01 indica que su concentración no debe ser superior a 0.116 mg/l

XXII.—La toxicidad aguda de dicloroetilenos para organismos de agua marina multiplicada por 0.01 indica que su concentración no debe ser superior a 2.24 mg/l

XXIII.— La toxicidad aguda de dinitrotoluenos para organismos de agua dulce multiplicada por 0.01 indica que su concentración no debe ser superior a 0.0033 mg/l

XXIV.— La toxicidad aguda de dinitrotoluenos para organismos de agua marina multiplicada por 0.01 indica que su concentración no debe ser superior a 0.0059 mg/l

XXV.— Los fosfatos totales, medidos como fósforo, no deberán exceder de 0.05 mg/l en influentes a lagos o embalses ni de 0.025 mg/l dentro del lago o embalse, para prevenir el desarrollo de especies biológicas indeseables y para controlar la eutrofización acelerada

Para el caso de ríos y arroyos, se permitirán concentraciones de hasta 0.1 mg/l

XXVI.— La concentración total de gases disueltos no debe ser superior a 1.1 veces al valor de saturación en las condiciones hidrostáticas y atmosféricas prevalentes

XXVII.— La concentración promedio de níquel de 4 días en $\mu\text{g/l}$ no debe exceder más de una vez cada tres años el valor numérico de la siguiente ecuación:

$$(0.8460 [\ln (\text{dureza})] + 1.1645)$$

$$\text{Ni } (\mu\text{g/l}) = e$$

$$\text{Dureza} = \text{mg como CaCO}_3$$

XXVIII.— La toxicidad aguda de N-nitrosaminas para organismos de agua dulce multiplicada por 0.01 indica que su concentración no debe ser superior a 0.0585 mg/l

XXIX.— La toxicidad aguda de N-nitrosaminas para organismos de agua marina multiplicada por 0.01 indica que su concentración no debe ser superior a 33 mg/l

XXX.— Para oxígeno disuelto, los niveles establecidos deben considerarse como mínimos

XXXI.— Para el potencial de hidrógeno (pH), los niveles establecidos deben considerarse como mínimos y máximos

XXXII.— No podrá haber variaciones mayores a 0.2 unidades de pH, tomando como base el valor natural estacional

XXXIII.— La concentración de plata en $\mu\text{g/l}$ no debe exceder del valor numérico dado por la siguiente ecuación:

$$(1.72 [\ln (\text{dureza})] - 6.52)$$

$$\text{Ag } (\mu\text{g/l}) = e$$

$$\text{Dureza} = \text{mg/l como CaCO}_3$$

XXXIV.— La concentración promedio de plomo de 4 días en $\mu\text{g/l}$ no debe exceder más de una vez cada 3 años el valor numérico de la siguiente ecuación:

$$(1.273 [\ln (\text{dureza})] - 4.705)$$

$$\text{Pb } (\mu\text{g/l}) = e$$

$$\text{Dureza} = \text{mg/l como CaCO}_3$$

XXXV.— La concentración de sólidos disueltos que no tienen efectos nocivos en ningún cultivo es de 500 mg/l, en cultivos sensibles es de entre 500 y 1000 mg/l, en muchas cosechas que requieren de manejo especial es de entre 1000 y 2000 mg/l y para cultivos de plantas tolerantes en suelos permeables es de entre 2000 y 5000 mg/l, requiriendo de un manejo especial

Por otra parte, para la cosecha de frutas sensibles, la Razón de Absorción de Sodio (RAS) debe ser menor o igual que 4 y para forrajes la RAS podrá estar entre 8 y 18

XXXVI.— La concentración promedio de zinc de 4 días en $\mu\text{g/l}$ no debe exceder más de una vez cada 3 años el valor numérico de la siguiente ecuación:

$$(0.8473 [\ln(\text{dureza})] + 10.3604)$$

$$\text{Zn } (\mu\text{g/l}) = e$$

Dureza = mg/l) como CaCO_3

Para la interpretación de las tablas anteriores se tomará en cuenta que:

- Los niveles están referidos a cuerpos de agua;
- La ausencia de datos sobre parámetros y sustancias para ciertos usos, obedece a que el nivel correspondiente no ha sido determinado;
- En los casos en que la columna de parámetro o sustancia, o bien, en las que se establecen los niveles aparezca un número romano, deberá consultarse el anexo de las tablas; y
- Cuando la referencia al número romano se encuentre en la columna correspondiente al parámetro o sustancia, se entenderá que la misma se aplica a todos los niveles correspondientes al parámetro o sustancia de que se trate. Cuando dicha referencia aparezca en cualquiera otra columna, se entenderá su aplicación limitada a ese nivel en específico.

ARTICULO 4o.— En la aplicación de los presentes criterios ecológicos de calidad del agua, los métodos de análisis que deben observarse para determinar los niveles de los parámetros y de las sustancias presentes en los cuerpos de agua, son los contenidos en las Normas Oficiales Mexicanas correspondientes, o en su caso, en las que expida la autoridad competente.

TRANSITORIO

UNICO.— El presente Acuerdo entrará en vigor al día siguiente de su publicación en el **Diario Oficial de la Federación**.

Ciudad de México, a 1o. de diciembre de mil novecientos ochenta y nueve. - El Secretario de Desarrollo Urbano y Ecología, **Patricio Chirinos Calero**. - Rúbrica.

-----oOo-----

ACUERDO por el que se expide la Norma Técnica Ecológica NTE-CRP-011/89 que establece los requisitos para la operación de un confinamiento controlado de residuos peligrosos.

Al margen un sello con el Escudo Nacional, que dice: Estados Unidos Mexicanos.- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología.

PATRICIO CHIRINOS CALERO, SECRETARIO DE DESARROLLO URBANO Y ECOLOGIA, CON FUNDAMENTO EN LOS ARTICULOS 37 FRACCIONES XVI Y XVII DE LA LEY ORGANICA DE LA ADMINISTRACION PUBLICA FEDERAL; 1o FRACCION VI 3o. FRACCION XXVII 5o. FRACCIONES VIII Y XIX, 8o FRACCION VII, 36, 37, 151 Y 152 DE LA LEY GENERAL DEL EQUILIBRIO ECOLOGICO Y LA PROTECCION AL AMBIENTE; 1o, 3o, 4o, FRACCIONES II Y IV, 5o, 8o, 9o, 10, 13, 21, 23, 24, 31 FRACCION I, 33, 37, 39, 40, 41 y 42 DEL REGLAMENTO DE LA LEY GENERAL DEL EQUILIBRIO ECOLOGICO Y LA PROTECCION AL AMBIENTE EN MATERIA DE RESIDUOS PELIGROSOS, HE DICTADO ACUERDO POR EL QUE SE EXPIDE LA NORMA TECNICA ECOLOGICA NTE-CRP-011/89 QUE ESTABLECE LOS REQUISITOS PARA LA OPERACION DE UN CONFINAMIENTO CONTROLADO DE RESIDUOS PELIGROSOS, CON BASE EN LOS SIGUIENTES:

CONSIDERANDOS

Que tanto el crecimiento industrial como el de la población han contribuido a la generación de residuos, algunos de ellos peligrosos para el equilibrio ecológico y el ambiente.

Que la regulación de residuos peligrosos está considerada en la Ley General del Equilibrio Eco-

lógico y la Protección al Ambiente, así como en el Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Residuos Peligrosos, como asunto de alcance general de la Nación y de interés de la Federación.

Que debido a los impactos negativos que los residuos peligrosos producen sobre el ambiente, se hace necesario su control, de ahí que la citada Ley y su Reglamento en Materia de Residuos Peligrosos hayan establecido que su manejo, es decir, desde su generación hasta su destino final, deba llevarse a cabo con apego a las normas técnicas ecológicas.

Que el confinamiento controlado es uno de los sistemas para la disposición final de los residuos peligrosos y debe reunir condiciones de máxima seguridad, a fin de garantizar la protección de la población, las actividades económicas y sociales y, en general, el equilibrio ecológico. Entre estas condiciones se encuentran los requisitos que deben observarse en la operación de un confinamiento controlado.

Que la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, con la participación de las Secretarías de Energía, Minas e Industria Paraestatal, Comercio y Fomento Industrial, Agricultura y Recursos Hidráulicos y la de Salud, procedió a formular la presente norma técnica ecológica.

El mérito de lo anterior, he tenido a bien dictar el siguiente:

ACUERDO

ARTICULO 1o.—Se expide la norma técnica ecológica NTE-CRP-011/89 que establece los requisitos para la operación de un confinamiento controlado de residuos peligrosos.

ARTICULO 2o.—Esta norma técnica ecológica es de observancia obligatoria para el generador de residuos peligrosos, así como para las empresas que presten servicios relacionados con la disposición final de los mismos.

ARTICULO 3o.—Para los efectos de esta norma técnica ecológica:

I.—Se entenderá por:

Confinamiento: El confinamiento controlado a que se refieren los artículos 32 y 33 del Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Residuos Peligrosos.

Ley: La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.

Reglamento: El Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Residuos Peligrosos.

Residuos: Los residuos peligrosos determinados en la norma técnica ecológica correspondiente.

Secretaría: La Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología.

II. Se considerarán además de las definiciones contenidas en la Ley y el Reglamento, las siguientes:

Celda de confinamiento: Espacio creado artificialmente para la disposición final de residuos peligrosos.

Celda de tratamiento: Espacio creado artificialmente para reducir la peligrosidad y volumen de los residuos peligrosos, así como disminuir el riesgo de fuga de contaminantes.

Lodo: mezcla de líquido y sólido que va en proporciones normalmente de 3 a 7% en peso de sólido y el resto de agua u otro líquido.

Obras complementarias: Conjunto de obras de apoyo necesarias para llevar a cabo la correcta operación del confinamiento.

Zonas restringidas: Aquellas áreas del confinamiento que requieran de equipo de protección personal, conocimiento de riesgo y entrenamiento adecuado para permanecer en ellas.

ARTICULO 4o.—Para la operación de un confinamiento, además de atender a lo dispuesto en la Ley, el Reglamento y las normas técnicas ecológicas que resulten aplicables, se deberá contar con:

- I. Bitácora de recepción foliada;
- II. Libro de registro de pesaje y talonario foliados;
- III. Libro de registro del laboratorio;
- IV. Plano general de las áreas y celdas del confinamiento, y
- V. Libro de registro de monitoreo foliado.

ARTICULO 5o.—La bitácora de recepción foliada tiene como objetivo hacer constar las entradas y salidas de los residuos y de los vehículos de transporte de los mismos.

ARTICULO 6o.—El libro de registro de pesaje foliado tiene como objetivo hacer constar la cantidad en peso de los residuos a depositar.

ARTICULO 7o.—El libro de registro del laboratorio tiene como objetivo hacer constar los resultados del muestreo y análisis de verificación de los residuos a depositar.

ARTICULO 8o.—El plano general tiene como objetivo la representación e identificación del proceso de asignación de las áreas y celdas del confinamiento.

ARTICULO 9o.—El libro de registro de monitoreo foliado tiene como objetivo hacer constar los casos de detección de los posibles lixiviados, de las emisiones de gases y vapores, generados en el interior de las celdas de confinamiento, así como de la calidad de las aguas subterráneas.

ARTICULO 10.—La recepción, pesaje, análisis, tratamiento, asignación de área y celda de cada volumen de residuos, para su disposición final en un confinamiento, se sujetarán a lo previsto en esta norma técnica ecológica.

RECEPCION DEL RESIDUO

ARTICULO 11.—La recepción de cada volumen de residuos en un confinamiento se sujetará a la presentación al destinatario, por parte del transportista, del manifiesto correspondiente en original y una copia debidamente firmados por el generador y el propio transportista y a la verificación y cumplimiento de las condiciones a que se refiere el artículo siguiente.

ARTICULO 12.—El destinatario deberá verificar en relación con el manifiesto presentado por el transportista, que:

I. El documento corresponda al formato autorizado por la Secretaría y que en él se encuentren registrados los datos correspondientes a todos y cada uno de los rubros indicados en el mismo;

II. Los residuos especificados en el documento, correspondan a aquellos que puedan ser depositados en el confinamiento, de conformidad con la autorización del mismo;

III. En forma preliminar, la textura, peso volumétrico, envase, identificación y en general, las especificaciones del residuo, correspondan a las señaladas en el documento.

PESAJE

ARTICULO 13.—Una vez realizada la verificación preliminar del volumen de residuos de que se trate, el destinatario procederá al pesaje de los mismos, para comprobar que la cantidad en peso corresponda a lo señalado en el manifiesto.

ARTICULO 14.—Una vez realizado el pesaje el destinatario deberá asentar en el libro de registro y en el talonario foliados los datos siguientes:

I. Fecha y hora de recepción;

II. Características del residuo;

III. Número de placas y económico del vehículo de transporte;

IV. Procedencia del residuo;

V. Peso bruto, tara y neto en kgs ;

VI. Número de registro y firma del transportista.

ARTICULO 15.—En el caso de que el volumen de residuos a depositar cumpla con los requisitos de recepción y pesaje a que se refieren los artículos 12 y 13 que anteceden, el destinatario procederá a su registro en la bitácora de recepción foliada, asentando los datos siguientes:

I. Fecha y hora de recepción;

II. Nombre del generador;

III. Características del residuo;

IV. Procedencia del residuo;

V. Cantidad en peso y volumen;

VI. Número de registro y firma del transportista, y

VII. Observaciones.

ARTICULO 16.—En el caso de que el volumen de residuos a depositar no cumpla con alguno de los requisitos a que se refieren los artículos 12 y 13 de esta norma técnica ecológica, el destinatario deberá dar aviso de este hecho al generador y notificar a la Secretaría.

ANALISIS

ARTICULO 17.—Verificado el cumplimiento de los requisitos de recepción y pesaje de los residuos, el destinatario procederá al muestreo, análisis y clasificación de los mismos.

ARTICULO 18.—Para llevar a cabo el análisis se tomarán muestras representativas de los residuos, que permitan verificar las propiedades físicas y químicas de los mismos.

ARTICULO 19.—La toma de muestras representativas de los residuos se deberá realizar por el personal técnico del laboratorio, en el área de acceso y espera del confinamiento.

ARTICULO 20.—El muestreo y manejo de muestras, análisis y clasificación de los residuos debe-

rá realizarse conforme a las normas técnicas ecológicas que resulten aplicables y, por personal técnico con experiencia en el manejo de los mismos.

ARTICULO 21.—El análisis de las muestras de los residuos según se trate de lodos, sólidos orgánicos e inorgánicos deberá realizarse en el laboratorio del confinamiento, para verificar sus características de acuerdo a los siguientes:

INDICADORES PARA EL ANALISIS DE VERIFICACION DE
RESIDUOS EN UN CONFINAMIENTO

INDICADOR	LODOS	SOLIDOS ORGANICOS	SOLIDOS INORGANICOS
pH	X		
Gravedad específica		X	X
Agua (%)	X	X	X
Aceite	X	X	X
Reactividad al agua		X	X
Inflamabilidad	X	X	X

ARTICULO 22.—Una vez realizado el muestreo y análisis de verificación de los residuos, el responsable del laboratorio anotará, en el libro de registro correspondiente, los datos siguientes:

- I. Método de muestreo;
- II. Técnica de laboratorio utilizada;
- III. Resultados del análisis;
- IV. Fecha, y
- V. Nombre y firma del técnico analista.

ARTICULO 23.—En caso de que en los resultados de los análisis de verificación de los residuos se detecte alguna diferencia con lo expresado en el manifiesto, el responsable del confinamiento deberá dar aviso de este hecho al generador y notificar a la Secretaría.

ARTICULO 24.—Con base en los resultados obtenidos del análisis de verificación de los residuos, el responsable del laboratorio procederá a la clasificación de los mismos para determinar de acuerdo a su estado físico, presentación, incompatibilidad y peligrosidad, su tratamiento o disposición final.

TRATAMIENTO

ARTICULO 25.—Una vez realizado el análisis de verificación y clasificación de los residuos, el responsable del confinamiento procederá al tratamiento de aquellos que rebasen las concentraciones máximas permisibles conforme a la norma técnica ecológica correspondiente y que por tanto se requiera fijarlos, estabilizarlos o reducir su peligrosidad y riesgo de fuga. El tratamiento se aplicará a los residuos y sus lixiviados.

ARTICULO 26.—El tratamiento para los residuos y sus lixiviados se efectuará conforme a lo establecido en las normas técnicas ecológicas que resulten aplicables.

ASIGNACION DEL AREA Y CELDAS DE CONFINAMIENTO.

ARTICULO 27.—Analizados, clasificados y, en su caso, tratados los residuos, el destinatario deberá proceder en forma inmediata a depositarlos en el área y celda de confinamiento asignadas.

ARTICULO 28.—Para la asignación del área de los residuos, se tomarán en cuenta las características de los mismos, en cuanto a corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad al ambiente, inflamabilidad, así como su incompatibilidad y presentación en envases o a granel.

ARTICULO 29.—De acuerdo con las características de los residuos a que se refiere el artículo que antecede, éstos se depositarán según sea el caso, en el área y celdas de confinamiento específicamente destinadas para:

- I. Residuos con contenido menor al 30% de humedad;
- II. Lodos estabilizados orgánicos e inorgánicos;
- III. Sólidos orgánicos o inorgánicos, envasados o a granel;
- IV. Residuos reactivos, y
- V. Residuos explosivos.

ARTICULO 30.—Previamente a la descarga de los residuos en el área y celdas asignadas, el responsable del confinamiento deberá verificar:

- I. La correcta ubicación del área y celda de confinamiento asignadas;
- II. El envasado de los residuos e identificación de los envases y embalajes conforme a las normas técnicas ecológicas correspondientes, y
- III. El uso del equipo de protección por el personal que lleva a cabo la descarga de los residuos, y la disponibilidad del equipo de seguridad para la atención a contingencias.

ARTICULO 31.—La descarga de los residuos sólidos a granel o envasados en la celda de confinamiento asignada, se deberá realizar con el equipo correspondiente como son tolvas, ductos, montacargas y tubos.

En el caso de descarga de sólidos a granel, el espesor de los residuos en las celdas de confinamiento, estará dado hasta alcanzar una compactación mínima del 80% de la prueba proctor y cubrirse con tierra después de cada operación.

Si se trata de envases, éstos deben ser comprimidos perimetralmente con tierra; tener una capa horizontal de separación y compactada al 80% de la prueba proctor.

ARTICULO 32.—Las celdas de confinamiento cuya capacidad ha sido alcanzada deberán cubrirse y ocluir en la parte superior con una placa de identificación resistente a la intemperie, en la que se asienten los datos siguientes: clave de la celda, nombre y cantidad de los residuos depositados, nombre de los generadores y fechas de inicio de operación y cierre de la celda.

El área y las celdas de confinamiento deberán estar identificadas en el plano general.

ARTICULO 33.—Una vez cerrada la celda del confinamiento se deberá:

- I. Dotarla con una cubierta superficial con pendientes de escurrimientos de aguas para evitar encharcamientos; y
- II. Tomar las medidas necesarias para evitar la erosión de los materiales en el terraplén y taludes, para que los residuos no queden al descubierto.

MONITOREO

ARTICULO 34.—Una vez realizada la disposición final de los residuos en las celdas de confinamiento, el responsable deberá llevar a cabo el monitoreo permanente, en los pozos de monitoreo y sistemas de venteo a que se refieren las normas técnicas ecológicas correspondientes para la detección de los posibles lixiviados y de las emisiones de gases y vapores, generados en el interior de las celdas de confinamiento, así como de la calidad de las aguas subterráneas.

ARTICULO 35.—Cuando como consecuencia del monitoreo se detecte la existencia de lixiviados, éstos deberán extraerse de los pozos correspondientes para su análisis, tratamiento y posterior confinamiento, de preferencia en la misma celda donde se produjeron o en otra compatible.

ARTICULO 36.—El análisis de los lixiviados y su tratamiento se efectuarán conforme a las normas técnicas ecológicas que resulten aplicables.

ARTICULO 37.—Cuando se detecte la existencia de lixiviados en la celda de confinamiento, el responsable del confinamiento deberá adoptar las medidas de corrección que resulten procedentes.

ARTICULO 38.—El responsable del confinamiento deberá asentar en el libro de registro de monitoreo foliado, los datos siguientes:

- I. Fecha de muestreo;
- II. Celda identificada;
- III. Características generales de los lixiviados, gases o aguas subterráneas muestreadas;
- IV. Resultados de los análisis, y
- V. Nombre y firma del responsable.

OBRAS COMPLEMENTARIAS.

ARTICULO 39.—Las entradas y salidas de los vehículos para el transporte de los residuos, del personal, del equipo, de los materiales y de la maquinaria que se utilicen en la operación del confinamiento, se realizará por un solo acceso, sin perjuicio del número de salidas de emergencia que se indiquen en el programa de atención a contingencias.

ARTICULO 40.—El responsable del confinamiento deberá:

- I. Vigilar las entradas y salidas de los vehículos que transportan los residuos, del personal, del equipo, de los materiales y de la maquinaria al interior del confinamiento;
- II. Evitar el paso de personas ajenas a las actividades propias del confinamiento, así como de los animales; y

III. Controlar el acceso a las zonas restringidas del confinamiento.

ARTICULO 41.—Los caminos interiores deberán estar disponibles, de acuerdo al avance de las actividades en la operación de las áreas y celdas del confinamiento, conservarse libres de obstrucciones, limpios y en buen estado, con los señalamientos correspondientes.

ARTICULO 42.—La velocidad de circulación de vehículos al interior del confinamiento, no deberá ser mayor del 50% de la velocidad de diseño que establece la norma técnica ecológica correspondiente.

ARTICULO 43.—En el caso de que un volumen de residuos no pueda confinarse de inmediato por lluvia, celda no disponible, necesidad de tratamiento, residuos fuera de especificaciones, éste deberá ser enviado al área de almacenamiento temporal, en donde no permanecerán por un período mayor de 15 días.

ARTICULO 44.—En el área de almacenamiento temporal, no deberán depositarse residuos a granel.

ARTICULO 45.—Los drenajes exteriores e interiores deberán mantenerse limpios y en buen estado, de manera que se asegure su correcto funcionamiento.

El drenaje exterior se destinará para captar y conducir aguas pluviales.

El drenaje interior se destinará para captar y conducir, separadamente, las aguas residuales de las zonas restringidas del confinamiento y las procedentes de las oficinas administrativas y áreas de servicio para los trabajadores.

ARTICULO 46.—Las aguas residuales del confinamiento deberán ser sometidas a tratamientos físicos, químicos o biológicos, según el grado y tipo de contaminación que presenten, las cuales únicamente podrán ser descargadas en el cuerpo receptor cuando cumplan las disposiciones legales que resulten aplicables.

ARTICULO 47.—El área de amortiguamiento deberá destinarse a usos pasivos, como son áreas verdes. No está permitido en esta área el estacionamiento de vehículos, descarga de residuos, instalaciones del confinamiento o actividades recreativas.

ARTICULO 48.—El área de limpieza será destinada para descontaminar al término de la jornada, maquinaria, equipos y vehículos en contacto con los residuos.

ARTICULO 49.—Los materiales y equipos en desuso que hayan estado en contacto con los residuos, deberán ser depositados en celdas compatibles dentro del mismo confinamiento.

ARTICULO 50.—Los señalamientos se instalarán en cantidad suficiente y de manera que permitan la correcta operación del confinamiento.

ARTICULO 51.—En el caso de los señalamientos que indiquen la ubicación de los equipos e implementos de seguridad para la atención a contingencias, se deberá tener especial cuidado en colocarlos en sitios visibles.

ARTICULO 52.—La iluminación permanecerá encendida durante la noche y cuando las condiciones meteorológicas así lo requieran, de manera que permita una mejor vigilancia.

ARTICULO 53.—El área de emergencia operará cuando por situaciones que provengan de alguna contingencia se requiera recibir en el confinamiento residuos en forma temporal y extraordinaria, casos en los que el responsable del mismo deberá dar aviso en forma inmediata a la Secretaría y proceder a su almacenamiento temporal en esta área por un periodo no mayor de tres meses, en tanto se determina el sistema de disposición final procedente.

ARTICULO 54.—En el confinamiento se deberá contar con un programa de atención a contingencias, desarrollado específicamente para casos de accidentes que pudieran ocurrir en las instalaciones y al realizar cualquiera de las actividades propias de la operación, conforme a lo establecido en la Ley y su Reglamento; asimismo deberán observarse las disposiciones que en materia de seguridad e higiene en el trabajo determinen los ordenamientos legales respectivos y los demás que resulten aplicables.

ARTICULO 55.—El incumplimiento de las disposiciones contenidas en la presente norma técnica ecológica, será sancionado conforme a lo dispuesto por la Ley, su Reglamento y los demás ordenamientos legales que resulten aplicables.

TRANSITORIO

UNICO.—El presente Acuerdo entrará en vigor al día siguiente de su publicación en el **Diario Oficial de la Federación**.

Ciudad de México, 13 de diciembre de mil novecientos ochenta y nueve.—**Patricio Chirinos Calero**.—Rúbrica.