

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
“ANTONIO NARRO”
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



DETERMINACIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN EN EL LAGO DEL PARQUE LAS
ETNIAS DE LA CIUDAD DE TORREÓN, COAHUILA

POR:

KENIA EDITH HERNÁNDEZ SÁNCHEZ

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

SEPTIEMBRE DE 2011

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"
ÚNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS**

**DETERMINACIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN EN EL LAGO DEL PARQUE LAS
ETNIAS DE LA CIUDAD DE TORREÓN, COAHUILA**

TESIS DE LA C. **KENIA EDITH HERNÁNDEZ SÁNCHEZ**, QUE SE SOMETE A
LA CONSIDERACIÓN DEL COMITÉ PARTICULAR DE ASESORÍA Y APROBADA
COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

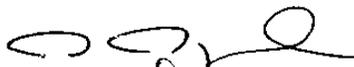
APROBADA POR:

ASESOR:



DR. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS

COASESOR:



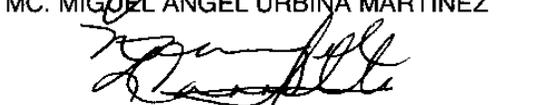
DR. JOSÉ LUIS REYES CARRILLO

COASESOR:

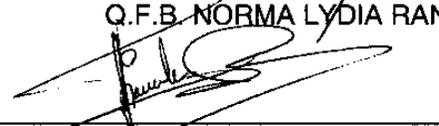


MC. MIGUEL ÁNGEL URBINA MARTÍNEZ

COASESOR:



Q.F.B. NORMA LYDIA RANGEL CARRILLO



DR. FRANCISCO JAVIER SÁNCHEZ RAMOS

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

SEPTIEMBRE DE 2011

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"
ÚNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

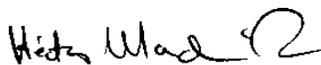
DETERMINACIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN EN EL LAGO DEL PARQUE LAS
ETNIAS DE LA CIUDAD DE TORREÓN, COAHUILA

TESIS DE LA C. KENIA EDITH HERNÁNDEZ SÁNCHEZ, QUE SE SOMETE A
LA CONSIDERACION DEL H. JURADO EXAMINADOR Y APROBADA COMO
REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

APROBADA POR:

PRESIDENTE:



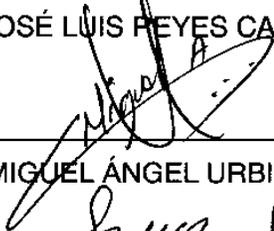
DR. HÉCTOR MADINA VEITIA RÍOS

VOCAL:



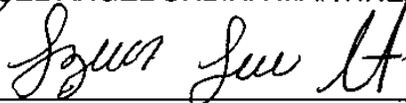
DR. JOSÉ LUIS REYES CARRILLO

VOCAL:



MC. MIGUEL ÁNGEL URBINA MARTÍNEZ

VOCAL SUPLENTE:



I.Q.A. ISAÍAS LÓPEZ HERNÁNDEZ



DR. FRANCISCO JAVIER SÁNCHEZ RAMOS

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

SEPTIEMBRE DE 2011

DEDICATORIA

Este trabajo se lo quiero dedicar a Dios. Por darme la vida, amor, confianza y esperanza para lograr culminar una de mis más grandes metas. Gracias por estar siempre conmigo en estos años de mi vida, y sé que estarás conmigo por siempre, como el amigo fiel que has sido en todo este tiempo. Gracias por todo.

A mis padres Hiram Hernández Martínez y María Guadalupe Sánchez por apoyarme siempre en todo lo que realizó, por esforzarse y sacrificarse siempre mil gracias los amo, a mis hermanos Hiram y Claribel Hernández Sánchez por siempre estar con migo y apoyarme en todas mis decisiones, así mismo a mis tíos el Ing. Reginaldo Hernández Martínez, Martha Arandia, al Dr. Roberto Salcedo, Martha Martínez a mi abuelita Lucita, quienes siempre estuvieron ahí apoyándome.

A mis amigos Lupis, Neftalí, Memo, Lulu y en especial a Heron Ruiz por que siempre estuvieron ahí apoyándome y nunca dudaron en mi sueños. Solamente les quiero decir a todos los que me apoyaron gracias por todo.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a mi ALMA TIERRA por darme la oportunidad de ejercer esta bonita carrera además, por tener grandes profesores y amigos.

A mis profesores en especial a los que ralmente se esforzaron y dedicaron su tiempo para que el alumno desarrollara su estancia en la universidad.

Al Dr. Héctor Madinaveitia, asesor principal de este proyecto por ser un apoyo en el desarrollo de esta línea de investigación aparte lo admiro porque se preocupa de que los alumnos participen en lograr sus metas.

Al Dr. José Luis Reyes Carrillo por ser uno de mis asesores así mismo por ser uno de mis profesores que me proporciono varias herramientas, para el desarrollo de este trabajo y por brindar su apoyo a los alumnos y ayudar a estos en su desarrollo de habilidades para que se superen cada día más.

Al M.C. Miguel Ángel Urbina Martínez por ser uno de mis asesores y en segundo por darme la oportunidad de trabajar junto a el en este trabajo, y por la dedicación que tiene con todos los alumnos.

A la Q.F.B. Norma Lydia Rangel Carrillo por ser mi asesora y una gran amiga en esta investigación, apoyarme siempre en todo y en los análisis de laboratorio. Por brindar su apoyo a los alumnos y ayudar a estos en su desarrollo de habilidades para que se superen cada día más.

Al I.Q.A. Isaías López Hernández por brindarme su confianza y apoyo en esta investigación, en los análisis de laboratorio que no se pudieron realizar en la universidad.

A la Bióloga María Isabel Blanco Cervantes, por su valioso apoyo amistad y participación en este trabajo.

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS.....	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
RESUMEN.....	iv
INTRODUCCIÓN.....	1
OBJETIVO GENERAL.....	3
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
HIPÓTESIS	3
REVISIÓN DE LITERATURA	4
Eutrofización.....	4
Eutrofización de cuerpos de agua en México.....	6
Factores físicos, químicos y biológicos que influyen en la eutrofización de cuerpos de agua.....	8
pH:	8
Conductividad eléctrica.....	9
Fósforo.....	11
Efectos ecológicos del fósforo.....	13
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).. ..	16
Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	16
Temperatura.....	17
Color.....	19
Turbidez.....	20
Nitratos.....	21
Sólidos Totales. Sólido.....	23
MATERIAL Y MÉTODOS.....	26
Localización del área de estudio.....	26
Cuadro 1. Sitios de muestreo (En el lago del “Parque las Etnias”).....	27
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	30
Figura 1. Valor de los parámetros medidos en el estanque del parque las Etnias de Torreón Coahuila. Enero- Mayo de 2011.	33
CONCLUSIONES.....	34
RECOMENDACIONES.....	35
LITERATURA CITADA	36

RESUMEN

La eutrofización es definida como un rango de crecimiento de la producción primaria y acumulación de materia orgánica que resulta usualmente por la adición excesiva de nutrientes en el agua, por el aporte artificial de sustancias químicas, como el fósforo y el nitrógeno, procedentes de las zonas agrícolas, ganaderas o por las descargas de agua domésticas y industriales. También provoca un afloramiento de bacterias degradadoras, que consumen grandes cantidades de oxígeno, y modifican drásticamente las condiciones del medio, de tal manera que las poblaciones de peces e invertebrados llegan a asfixiarse por la ausencia de oxígeno. El propósito de esta investigación fue determinar la calidad del agua en el lago del parque las etnias de la ciudad de Torreón Coahuila. Los muestreos se hicieron al azar, en los estanques donde se recolectaron seis muestras de 0-15 centímetros de profundidad, mediante los análisis físicos, químicos y biológicos para conocer la eutrofización con los parámetros: pH, conductividad eléctrica, temperatura, color, turbidez, sólidos totales, nitrógeno, fósforo, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno. Los resultados obtenidos indicaron que los parámetros de pH, nitratos, turbidez, color, demanda química de oxígeno se ubican fuera de los límites máximos permisibles de acuerdo a la norma Oficial Mexicana (NMX-AA-001-1996).

Palabras claves: Eutrofización, nitratos, fósforo, demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno.

INTRODUCCIÓN

El tamaño de la población mundial y la habilidad tecnológica de los seres humanos para explotar y manipular los recursos naturales están poniendo enormes presiones en los requerimientos básicos de agua, alimento, energía y espacio en el cual todas las formas de vida dependen (Thomas *et al.*, 2004). Los efectos de estas presiones pueden fácilmente ser cuantificadas para los humanos: por ejemplo, ha sido estimado que para el 2025, arriba del 50 % de la humanidad estará viviendo en condiciones donde países presenten estrés hídrico (falta de agua en la mayor parte del año) (United Nations Environmental Programme 2009).

Los ecosistemas están sufriendo cambios debido a las actividades humanas. La agricultura intensiva, manejo de bosques, y la urbanización están afectando a la naturaleza y a los paisajes naturales. Estos cambios son causados por las actividades de los seres humanos y están afectando directamente a la naturaleza generando grandes impactos en la reproducción y en los sistemas respiratorios de diferentes especies animales (Møller 2004; Gaston *et al.*, 2005; Torti y Dunn, 2005). Factores tales como la contaminación por químicos y la eutrofización afectan en la reproducción de especies que habitan en los ríos, océanos y en los lagos (Flaherty y Dodson, 2005).

Durante los últimos años ha aumentado el interés en evaluar las distintas fuentes de contaminación del agua, siendo la industrial una de las principales. Las

descargas naturales y domésticas, así como materiales derivados del ciclo de vida de plantas y animales acuáticos, contribuyen en gran medida con aportes sustanciales de materia orgánica de origen biológico a los cauces de los ríos (Topalián *et al.* 1999).

Desde la aparición de las primeras civilizaciones, el hombre ha entendido la importancia del agua como recurso fundamental para su sobrevivencia, por lo que la gran mayoría de las actividades humanas se han desarrollado en sitios con disponibilidad de agua. Prueba de esto es la ubicación de los poblados, siempre cerca de fuentes de agua, y la determinación de las épocas de siembra y cosecha en concordia con la estación de lluvias.

El acelerado deterioro de los ecosistemas, del cual ya todos somos conscientes empieza cuando el hombre incrementa su capacidad transformadora al desarrollar durante la revolución industrial, la tecnología que le permite modificar y explotar los recursos naturales en cantidades y formas antes desconocidas. La mayoría de los países han pasado por esta experiencia en el momento de su industrialización. Los fenómenos de contaminación se percibieron solo localmente en las zonas cercanas a las industrias y en las grandes ciudades, primero en los países desarrollados de Europa y Estados Unidos de América, en la actualidad no hay país o región del mundo que escape de este problema (Gómez *et al.*, 1994).

OBJETIVO GENERAL

Determinar la calidad del agua del estanque artificial mediante los análisis físicos, químicos y biológicos para conocer la eutrofización.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Determinación de los parámetros: pH, conductividad eléctrica, temperatura, color, turbidez, sólidos totales, nitrógeno, fósforo, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno en el lago del parque las etnias de la ciudad de Torreón Coahuila

HIPÓTESIS

Existe eutrofización en el lago artificial del parque Las Etnias de Torreón, Coahuila

REVISIÓN DE LITERATURA

Eutrofización

Un problema que hoy se ha esparcido ampliamente en los cuerpos de agua es la eutrofización (Larsson *et al.*, 1985; Cederwall y Elmgren 1990; Bonsdorff *et al.* 1997; Raateoja *et al.* 2005). La eutrofización es un proceso natural de sucesión ecológica; el hombre ha alterado este proceso al acelerar la acumulación de nutrientes en el agua por el aporte artificial de sustancias químicas, como el fósforo y el nitrógeno, procedentes de las zonas agrícolas, ganaderas o por las descargas de agua domésticas y industriales. La eutrofización provoca un afloramiento de bacterias degradadoras, que consumen grandes cantidades de oxígeno, y modifican drásticamente las condiciones del medio, de tal manera que las poblaciones de peces e invertebrados llegan a asfixiarse por la ausencia de oxígeno o bien se favorece la proliferación de organismos de un solo nivel trófico, que logra adaptarse a las condiciones existentes, esto simplifica el ecosistema con la consecuente pérdida de biodiversidad (Gómez *et al.*, 1994).

La eutrofización es definida como un rango de crecimiento de la producción primaria y acumulación de materia orgánica (Nixon, 1995), que resulta usualmente por la adición excesiva de nutrientes, y tiene como resultado indeseables cambios en los ecosistemas. La eutrofización es un fenómeno global, con efectos significantes en las cadenas tróficas, calidad del agua, y en las condiciones químicas del agua (Cloern, 2001; Rabalais, 2004).

La eutrofización es un término utilizado por los científicos acuáticos para describir los síntomas que los cuerpos de agua dulce exhiben en manera de responder a la fertilización con nutrientes (Hutchinson, 1973). Los síntomas comunes incluyen densas concentraciones de algas causando gran turbiedad e incrementando condiciones anóxicas (ausencia de oxígeno) en las partes profundas de los cuerpos de agua. Las condiciones anóxicas eliminan la vida acuática. Uno de los síntomas más objetables de la eutrofización ha sido la presencia de grandes cantidades de algas flotando en la superficie del agua. En aguas dulces, estos crecimientos superficiales son frecuentemente por la presencia de cianobacterias fijadoras de nitrógeno (popularmente conocidas como algas azul verdes) (Schindler, 1977). También es común encontrar formas similares en estuarios eutrofizados (Boesch *et al*, 2006) aunque otro tipo de algas también son comunes (Anderson *et al.*, 2002).

Los seres humanos están produciendo más y más nitrógeno reactivo igual que fósforo, resultando en flujos de nitrógeno y fósforo descargados a cuerpos de agua los cuales por muy lejos exceden su rango natural de producción (Bennett *et al.*, 2001; Tilman *et al.*, 2001; Galloway y Cowling, 2002; Foley *et al.*, 2005).

El crecimiento de algas se debe al incremento de sedimentos por la descomposición de la materia orgánica (Glibert *et al.*, 2005). Una vez que disminuye la concentración de oxígeno a un nivel crítico, los organismos sensibles presentan comportamiento de sobrevivencia, o comienzan a morir

conforme la concentración oxígeno disuelto va disminuyendo (Rabalais *et al.*, 2001a, 2001b; Díaz y Rosenberg, 2008).

Las algas causan turbidez en el agua, este problema minimiza la cantidad de luz que penetra a la columna de agua y por ende provoca deterioro en el ambiente visual (Utne-Palm, 2002)

Eutrofización de cuerpos de agua en México.

En México, más de 70 % de los cuerpos acuáticos superficiales (lagunas, arroyos, ríos, embalses, etc.) Muestran diversos tipos y grados de contaminación ya que por lo general reciben aguas residuales no tratadas (CNA, 2004, INEGI, 1999).

La eutrofización tiene como principal consecuencia el alto incremento en la productividad primaria (presencia de organismos fotosintéticos), lo que a su vez ocasiona el envejecimiento prematuro y la eventual extinción del embalse (Adler, *et al.* 1996, Wood y McAtamney, 1996; Brix, 1997).

En este sentido, si bien el fósforo (P) es un elemento promotor, también puede ser visto como el nutriente limitante, en consecuencia, su eliminación en las corrientes de agua repercutiría en la prevención de la eutrofización de los cuerpos acuáticos receptores (Cortes, 1987, Lin *et al.* 2002). Cabe señalar que por lo general, los principales derivados de P son el fosfato (PO_4^{3-}), el fosfato monoácido ($H_2PO_4^-$) y el ácido fosfórico (H_3PO_4), que constituyen el 80 % del total de las

formas en las que se encuentra el P en las aguas residuales de tipo doméstico (Drizo, et al. 1997, Jing, *et al.* 2001, Lin, *et al.* 2002).

Para resolver este tipo de problemática se deben encontrar alternativas de solución viables, en función de los recursos disponibles y apegados a los criterios de calidad del agua para la protección de la vida acuática, así como a las disposiciones ambientales internacionales. Estas últimas, estipulan niveles máximos permisibles de descarga de fósforo total (PT) está entre 1 y 5 mg/ L.

En el caso específico de México, la normatividad nacional vigente aplicable es la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, la que indica valores máximos permitidos de PT de 5 mg/L, como promedio mensual y de 10 mg/L como promedio diario, susceptibles de ser descargados en ríos, destinados a la protección de la vida acuática y en embalses naturales y artificiales para uso público urbano (Diario Oficial de la Federación 1997).

La contaminación de las aguas superficiales en el país es un problema que ha sido objeto de estudio en los últimos años (Soto *et al.* 1994, Downs, *et al.* 1999, Hene, et al. 2002). Las fuentes de contaminación son descargas de drenaje doméstico, industrial y actividad agropecuaria (Gold *et al.* 1997, Downs, *et al.* 1999).

En algunas zonas del país, el agua superficial y subterránea está contaminada con agentes orgánicos (Gelover *et al.* 2000), inorgánicos (Carrillo, *et al.* 1992,

Carrillo y Cajuste, 1992, Méndez et al. 2000) y biológicos (CNA, 1999, Hene, *et al.* 2002, Jiménez, 2005).

Sin embargo, en la mayor parte de México se carece de un banco de datos sobre las fuentes de contaminación de aguas, tampoco se posee un registro de la carga de contaminantes que las comunidades vierten a los cauces y cuerpos naturales de agua, sólo se tienen algunos reportes aislados (Hansen y Van Afferden, 2004). Por lo tanto, no se tienen evaluaciones cuantitativas de riesgo de exposición de los habitantes a los contaminantes físicos, químicos y biológicos que llevan las aguas residuales crudas; menos aún de las consecuencias en la morbilidad poblacional.

Factores físicos, químicos y biológicos que influyen en la eutrofización de cuerpos de agua

pH. La expresión usual para medir la concentración del ión Hidrógeno en una solución está en términos del pH, el cual se define como el logaritmo negativo de la concentración del ión hidrógeno:

$$\text{pH} = -\text{Log}_{10} [\text{H}^+]$$

La concentración del ión hidrógeno en el agua está íntimamente relacionada con la extensión de la reacción de disociación de las moléculas del agua. El agua se disocia en los iones hidroxilo e hidrógeno. Los microorganismos presentes en el

agua no soportan variaciones en el pH. La mayoría de ellos habitan en agua con un pH neutro (Crites, R. y Tchobanoglous, G., 2000).

La determinación del pH se realiza con electrodos. El valor de pH es un parámetro regulado por los límites máximo permisibles (LMP) en descargas de aguas residuales, también es un parámetro de calidad de agua para usos y actividades agrícolas, para contacto primario y para humano. Esta determinación se basó en la norma NMX-AA-008-SCFI-2000.

El pH ideal para una buena calidad de agua tratada utilizada para el riego de áreas verdes es de 6-9 (Álvarez *et al.*, 2002).

La mayoría del pH ligeramente básico debido a la presencia de carbonatos y bicarbonatos. Un pH muy ácido puede ser inicio de una contaminación industrial.

El valor de pH de las soluciones acuosas es de gran importancia en la industria para definir la calidad de las mismas. Este valor se requiere para calcular el índice de Langelier que permite evaluar la agresividad o el poder incrustante del agua.

Conductividad eléctrica.

La conductividad eléctrica (CE) del agua es la medida de la capacidad de una solución para reducir la corriente eléctrica. Como la corriente eléctrica es

transportada por iones en solución, el aumento en la concentración de iones provoca un aumento en la conductividad.

Por lo tanto, el valor de la CE es usado como un parámetro sustituto de la concentración de sólidos disueltos totales (SDT). Actualmente, el parámetro más importante para determinar la posibilidad de uso en agua para riego se establece mediante la medición de su conductividad eléctrica. El agua de baja salinidad se puede usar para riego con baja probabilidad de que el suelo se vuelva salino. (Crites, R. y Tchobanoglous, G., 2000).

La conductividad eléctrica es una expresión de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Para medir la conductividad se utiliza un dispositivo conocido como conductivímetro. Esta determinación se debe de realizar conforme a lo establece la norma NMX-AA-093-SCFI-2000.

La conductividad eléctrica es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de los iones, concentración total, movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura.

La conductividad es un parámetro regulado por los límites máximos permisibles en la descarga de agua residual o alcantarillados y a cuerpos receptores, también es un parámetro de calidad de agua para usos y actividades agrícolas, para el contacto primario y para consumo humano.

La determinación de la conductividad eléctrica es de gran importancia pues dan una gran idea de grado de mineralización de agua natural, potable, residual de procesos o bien de agua para ser usada en laboratorios en análisis de rutina o bien para trabajos de investigación (NMX-AA-1997).

Fósforo.

El fósforo es un nutriente esencial para los organismos vivos; en aguas frescas y sistemas marinos está sujeto a procesos de transformación continua que incluyen consumo o desprendimiento del elemento en sus diferentes formas o especies. Es considerado como un parámetro crítico en la calidad de aguas debido a su influencia en el proceso de eutrofización, de ahí la importancia de disponer de las técnicas analíticas y de muestreo adecuadas para la determinación de la concentración de las diferentes especies que pueden estar disueltas en el agua, adsorbidas sobre partículas o asociadas con organismos acuáticos (Sánchez, 2001).

Lewin (1973) documentó que en Alemania, Canadá (Legge *et al*, 1970), Suecia y en casi cualquier lugar llegó a ser muy estricta la legislación para limitar el uso de fósforo y propusieron proyectos para su eliminación de agua residual.

Loehr (1869) citado por Dunne y Luna (1968) reportaron que las concentraciones de fosfatos disueltos en altas concentraciones tales como de 30 mg/l en el agua torrencial de un abrevadero.

Las formas comunes en que el fósforo se presenta en el agua residual son: en ortofosfatos ($\text{PO}_4^{=}$), polifosfatos (polímeros de ácido fosfórico) y formas orgánicas. Los polifosfatos, tales como hexametáfosfato gradualmente se hidrolizan en el agua en forma ortosolubles y la descomposición bacteriana de compuestos orgánicos liberan ortofosfatos (Hammer, 1986). Estas formas de fosfato provienen de una gran cantidad de fuentes, tales como productos de limpieza, fertilizante, procesos biológicos etc. (NMX-AA-029-1997).

El agua residual doméstica es otro importante contribuyente de fósforo a los cauces, más de la mitad es aportado por detergentes en formas conocidas como fosfatos condensados en solución o sólidos.

El escurrimiento del agua torrencial de áreas urbanas pueden acarrear grandes concentraciones de residuos orgánicos altos en fósforo a los cauces. Dunne y Luna (1998) citan que Silvestre (1961) da valores superiores de 1.4 mg/l para fósforo total (promedio de 0.2 mg/l) arriba de 0.7 mg/l para el fósforo soluble (promedio de 0.08 mg/l) para el escurrimiento urbano.

La contribución de fosfato totales al agua residual o doméstica es alrededor de 1.6 kg/persona/año, dando una concentración promedio de 10mg/l. el 30 – 59 % de fósforo es de agua sanitaria mientras que el 50_70% restante es compuestos fosfatados usadas en detergentes domésticos (Hammer, 1986).

El fósforo en agua residual industrial es de poca significancia, puesto que se presenta acompañado de otros iones que están a más alta concentración. La eliminación de estos otros iones generalmente elimina el contenido de fósforo al mismo tiempo. Los polifosfatos son frecuentemente usados en la industria para evitar los problemas causados por la formación de sarro en boiler, calentadores circuitos de enfriamiento y recientemente en plantas de desalinización (Lewin, 1973).

Efectos ecológicos del fósforo.

El principal efecto del fósforo en agua residual es la eutrofización. Los resultados en lagos y presas son: excesivo crecimiento de algas cuando reducción en la transparencia del agua, depleción de oxígeno disuelto, liberación de fétidos olores, pérdidas de las especies más sensibles y denso crecimiento de mezclas acuáticas en bahías poco profundas (Hammer, 1986).

Generalmente se cree una concentración de fósforo entre 0.01 y 0.1 mg/l es suficiente para promover una acelerada eutrofización. Los efluentes de plantas de tratamiento de agua a menudo contienen de 5 – 10 mg/l de fósforo. El caudal de un río que atraviesa una región ganadera puede acarrear de 1 - 4 mg (Arne *et al*, 1990).

El fósforo es un nutriente esencial para el crecimiento de organismos, por lo que la descarga de fosfatos en cuerpos de agua puede estimular el crecimiento de marco micro organismos fotosintéticos en cantidades nocivas (NMX-AA-1997).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y Demanda química de oxígeno (DQO). En los cuerpos de agua contaminados también se puede encontrar materia orgánica biodegradable. La materia orgánica biodegradable se mide en términos de DBO y de DQO.

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro que mide la cantidad de materia orgánica susceptible de ser oxidada por medios químicos por los cual expresa la concentración de masa de oxígeno consumido por la descomposición química de la materia orgánica e inorgánica. (NOM-001-ECOL-1996) El vertido de agua residual con elevada DQO en el entorno acuático puede llevar al agotamiento de los recurso naturales de oxigeno y al desarrollo de condiciones sépticas. Además de la materia orgánica biodegradable, también existe materia orgánica refractaria. Este tipo de materia orgánica puede interferir en los métodos convencionales de tratamiento, por otra parte el vertido de agua que la contenga con elevada concentración puede contaminar el agua natural de productos tóxicos o, según algunos estudios, incluso cancerígenos (pesticidas, fungicidas, herbicidas, fenoles, etc.) (Jiménez, 2001).

Medida del contenido de materia orgánica por DBO y DQO. En la actualidad, el método comúnmente utilizado para estimar las cantidades de materia orgánica en

aguas contaminadas incluye la demanda de oxígeno a los cinco días (DBO_5). La DBO_5 es el método utilizado con mayor frecuencia para determinar la concertación de materia orgánica en el agua residual. (Crites, R. y Tchobanoglous, G., 2000).

La DBO_5 corresponde a la cantidad de oxígeno necesario para descomponer la materia orgánica por acción bioquímica aerobia, se expresa en $mg L^{-1}$. El cálculo de la demanda bioquímica de oxígeno se efectúa mediante la determinación del contenido inicial de oxígeno de una muestra dada y lo que queda después de cinco días en otra muestra semejante, conservada en un frasco cerrado a $20\text{ }^{\circ}C$. La diferencia entre los dos contenidos corresponde a la DBO_5 (Barrenechea, 2000).

El oxígeno disuelto (OD) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) señalan buena o mala calidad de cuerpo de agua, o sea, una carga orgánica que implicara un aumento repentino de la DBO_5 y una disminución repentina del OD, esto significa que habrá una proliferación de microorganismos que promoverán la degradación del contaminante, con un elevado consumo de oxígeno

Por otro lado, la demanda química de oxígeno (DQO) equivale a la cantidad de oxígeno consumido por los cuerpos reductores presentes en el agua sin la intervención de organismos vivos (Barrenechea, 2000).

La DQO es un índice de contaminación del agua que representa, el contenido de compuestos orgánicos muy compleja y difícil de degradar y la materia orgánica no

biodegradable. Por esta razón, este parámetro siempre va a ser mayor que la DBO5 (Crites, R. y Tchobanoglous, G., 2000).

Contienen principalmente material orgánico disuelto que, medido como demanda química de oxígeno (DQO), alcanza valores de hasta 150 g/L que comparados con el valor permitido en las descargas domésticas (150 mg/L) es extraordinariamente alto (Durán, 1988, Durán et al. 1991a).

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).

Es la cantidad de oxígeno empleado por los microorganismos a lo largo de un periodo de 5 días para descomponer la materia orgánica de agua residual a una temperatura de 20°C. se expresa en mg de oxígeno por litro. Un valor DBO elevado indica un agua con mucha materia orgánica. El subíndice de cinco indica el número de días en los que se realizó la medida.

Demanda Química de Oxígeno (DQO).

Se entiende por demanda química de oxígeno (DQO) como la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua susceptible a ser oxidada por un oxidante fuerte (NMX-AA-030-1997).

En la mayoría de los casos la (DQO) guarda una buena relación con la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) por lo que es de gran utilidad al no necesitar los cinco días de la DBO. Sin embargo la DBO no diferencia entre materia

biodegradable y el resto no suministra información sobre la velocidad de degradación en condiciones naturales.

www.ceit.es/Asignaturas/ecologia/Hiertexto/11CAgua/100CoAcu.htm

La DQO es la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica por medio de dicromato a una solución ácida y convertirla en dióxido de carbono y agua. El valor de DQO es siempre superior al de la DBO₅ porque muchas sustancias orgánicas pueden oxidarse químicamente, pero no biológicamente.

Temperatura.

La temperatura de los afluentes urbanos no plantea grandes problemas ya que oscila entre 10 y 20 °C, facilitando así el desarrollo de una buena bacteriana y flora autóctona, ejerciendo una acción amortiguadora frente a la temperatura ambiente tanto en verano como en invierno y en cualquier tipo de tratamiento biológico.

El aumento de la temperatura del agua, disminuye el contenido de oxígeno disuelto y hace a los organismos acuáticos más vulnerables a enfermedades, parásitos y sustancias químicas tóxicas.

La temperatura elevada en el agua es indicadora de actividades biológicas, químicas y físicas en el agua. Lo anterior tiene influencia en los tratamientos y abastecimientos para el agua, así como en la evaluación limnológica de un cuerpo

de agua por lo que es necesario medir la temperatura como un indicador de la presencia de compuestos y contaminantes de agua.

El valor de la temperatura es un criterio de calidad para protección de la vida acuática y las fuentes de abastecimiento de agua potable es un parámetro establecido como límites máximo permitido en la descarga de agua residual y una especificación de importancia en los cálculos de balance de energía y de calor en los parámetros industriales. (NMX-AA-007-1997).

La temperatura del agua residual es por lo general mayor que el agua para abastecimiento como consecuencia de la incorporación del agua caliente proveniente del uso doméstico e industrial. La temperatura del agua está directamente relacionada con la temperatura ambiental y los aireadores de los reactores secuenciales. La temperatura del agua residual varía de estación a estación y también con la posición geográfica en regiones frías, la temperatura varía de 7- 18°C, mientras que en las regiones cálidas la variación será de 13 a 30°C. La medición de la temperatura es importante, ya que muchos de los sistemas de tratamiento de agua residual incluyen procesos biológicos que dependen de la temperatura. Parámetro importante que afecta directamente las reacciones químicas y velocidad, de relación de vida acuática y adecuación del agua para fines benéficos. El oxígeno es menos soluble en agua caliente que en agua fría, el aumento de velocidad de las reacciones bioquímicas, como consecuencia del incremento en la temperatura del agua superficial, puede ocasionar una drástica disminución de la concentración de oxígeno disuelto

durante los meses de verano. La temperatura optima para el desarrollo de la actividad bacteriana esta en el rango de 25 a 35°C cuando la temperatura se acerca a los 15°C las bacterias productoras de metano cesan su actividad y alrededor de los 5°C las bacterias autotróficas nitrificantes dejan de actuar. Cuando la temperatura es de 2°C se alcanza incluso la inactivación de bacterias quimioheterotróficas que actúan sobre la materia orgánica carbonacea (Crites *et al.*, 2000; Metcalf & Eddy, 1996).

Color.

El color en el agua es causado por los sólidos suspendidos material coloidal y sustancias en solución. El color generado por sólidos suspendidos se llama color aparente mientras que el color causado por sustancias disueltas y coloidales se denomina color verdadero (Crites *et al.*, 2000).

La coloración indica la concentración de y composición de las aguas contaminadas, puede variar de gris a negro. En medida de que este es mas intenso, la capacidad de absorción de la energía solar es menor.

El color varía entre gris y pardo pero estos pueden pasar a negros debido a procesos anaeróbicos descontrolados (Pérez y Espigares, 1999).

El color debido a la materia en suspensión se conoce como color "aparente". El color "verdadero" es causado por sustancias de tipo vegetal.

Muchas aguas residuales industriales son altamente coloreadas e imparten color a las aguas en las que se descargan, destacan las aguas residuales industriales provenientes de las industrias textiles, de pulpa y papel y de colorantes orgánicos. La remoción del color verdadero es difícil. La determinación del color se hace por medios colorimétricos utilizando soluciones estándar arbitrarias a partir de cloroplatinato de potasio (K_2PtCl_6) teñidas con pequeñas cantidades de cloruro de cobalto. Una unidad de color (UC) es igual al color producido por 1mg/L de platino como (K_2PtCl_6). Es un indicativo de las aguas residuales domésticas. Cuando son frescas, el color es grisáceo; a medida que los compuestos orgánicos son desdoblados por las bacterias y las condiciones ambientales se tornan anaerobias, el color cambia a negro. El color afecta principalmente el paso de la luz a través del agua, la presencia de materiales coloridos de difícil degradación son de riesgo para la vida acuática ya que obstruyen el buen desarrollo de esta, además algunos compuestos utilizados en la industria textil son tóxicos para la vida en el agua (NMX-AA-045-1981).

Turbidez.

La turbidez es originada por las partículas en suspensión o coloides que por su tamaño, se encuentran suspendidas dentro de la fase líquida del agua (Barrenechea, 2000).

El parámetro de turbidez permite establecer la cantidad de sólidos que permanecen en el cuerpo receptor de agua. Las etapas de tratamiento primario de

las aguas residuales, permite la remoción del 80- 85% de sólidos suspendidos en la fase líquida. La importancia de conocer la turbiedad permite determinar la cantidad de sólidos que están sedimentándose (Domínguez *et al.*, 2004).

La turbidez es uno de los parámetros más importantes en la calidad del agua, es un indicativo de su contaminación, tiene un papel importante en el desempeño de laboratorios de prueba de análisis de las plantas de tratamiento de aguas residuales y de plantas purificadoras agua (Sybil, 2010).

Es una expresión de la propiedad o efecto óptico causado por la dispersión e interferencia en los rayos luminosos que pasan a través del cuerpo de agua. Es la propiedad óptica de una suspensión que hace que la luz sea reemitida y no transmitida a través de la suspensión. La turbiedad en el agua puede ser causada por una gran variedad de materiales en suspensión, que varían en tamaño desde dispersiones coloidales hasta partículas gruesas, entre otros, arcilla, limo, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, organismos planctónicos, microorganismos, etc., (Romero, 1999).

Nitratos.

El nitrato es una de las formas de nitrógeno de mayor interés en aguas naturales y residuales, se presentan generalmente como traza en agua superficial, pero puede alcanzar niveles elevados en aguas subterráneas.

El nitrato se encuentra solo en pequeñas cantidades en agua residuales domesticas, es un nutriente esencial para muchos autótrofos fotosintéticos, y en algunos casos ha sido identificado como el determinante de crecimiento.

Una concentración alta de nitratos es indicio de una etapa mayor de mineralización de los compuestos nitrogenados. En el a agua de algunos pozos suele encontrarse cantidades apreciables de nitratos, lo que es objetable desde el punto de vista sanitario (NMX-AA-079-1997).

Los nitratos pueden variar en su concentración de 0 a 20 mg/l como N en afluentes de agua residual con un intervalo de 15 a 20 mg/l como N. las normas de agua potable USPHS limitan la concentración de nitrato a 45 mg/l debido a sus grandes concentraciones y efectos totales sobre los niños. En cantidades excesivas contribuyen a la enfermedad cosida como metahemoglobinemia infantil. (Metcalf and Eddy, 1994).

Efluentes de agua residual descargada en agua superficial sin la adecuada dilución puede traer como consecuencia alta concentración de nitratos. Es probable que esto se presente solamente cuando el caudal es bajo y recibe grandes cantidades de agua residual (Hammer, 1986)

La presencia de nitratos es muy importante cuando se aplican sistemas de vertido a suelos. Además, por la capacidad de eutrofización que desarrollan estos

compuestos cuando aparecen en concentraciones elevadas en la parte superficial del suelo (Seoáñez, 1997).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) incluye a los nitratos entre los componentes que pueden ser nocivos para la salud: en determinadas circunstancias los NO₃; pueden ser peligrosos para los niños cuando su concentración es mayor de 45 mg/l. En el estómago, estos pasan a la sangre y son responsables de la metahemoglobinemia infantil y posibles desarrollos de cáncer. Asimismo, las enfermedades gastrointestinales causadas por bacterias patógenas, constituyen un problema de salud público, en especial en niños menores de un año. (Perdomo y Casanova, 2001).

El ion nitrato es la forma termodinámica estable del nitrógeno combinado en los sistemas acuosos y terrestres oxigenados, de forma que hay una tendencia de todos los materiales nitrogenados a ser convertidos a nitratos a estos medios.

Las pequeñas cantidades de nitrógeno que contienen las rocas ígneas pueden proporcionar algún nitrato a las aguas naturales en el proceso de meteorización (Holtan *et al.* 1988).

Sólidos Totales.

Sólido es todo residuo que queda después de la evaporación de la del agua a 103°C. La prueba de sólidos sedimentales y suspendidos totales evalúa

compuestos muy variados. Los sólidos incluyen tanto sales inorgánicas como materia orgánica (Jiménez, 2002). Los residuos sólidos comprenden los sólidos disueltos y en suspensión. Los sólidos en suspensión se dividen a su vez en sedimentales y no sedimentales, dependiendo del número de miligramo de sólidos que se depositan a partir de 1 Litro de agua residual en una hora (Sánchez, 1995).

El contenido de sólidos en el agua es uno de los parámetros más significativos durante la caracterización de un agua residual, la cantidad, el tamaño y el tipo de sólidos dependen del agua residual que se esté manejando. Los sólidos en suspensión componen alrededor de un 40 por 100 del total de sólidos o de una concentración de 350 mg L^{-1} aproximadamente (Kiely, 2003).

Los sólidos suspendidos totales (SST) son los sólidos retenidos al pasar agua a través de un papel filtro con apertura de poro de 0.45. Estos sólidos representan la fracción de contaminante susceptible de ser eliminada por sedimentación, floculación y filtración. Lo constituyen partículas inorgánicas (arcillas, arenas, suelos) y orgánicas (fibras de plantas, células de microorganismos, etc.) (Jiménez, 2002).

La determinación de sólidos totales en muestras de agua por desecación es un método muy utilizado, algunas de sus aplicaciones son: determinación de sólidos y sus fracciones fijas y volátiles en muestras sólidas y semisólidas como sedimentos de río o lagos, lodos aislados en procesos de tratamiento de aguas limpias,

residuales y aglomeraciones de lodo en filtrado al vacío, de centrifugación u otros procesos de deshidratación de lodos (Robert *et al.*, 1999).

Los sólidos suspendidos son principalmente de naturaleza orgánica; están formados por algunos de los materiales más objetables contenidos en el agua residual. La mayor parte de los sólidos suspendidos son desechos humanos, desperdicios de alimentos, papel, trapos y células biológicas que forman una masa de sólidos suspendidos en el agua. Incluso las partículas de materiales inertes adsorben sustancias orgánicas en su superficie. Pueden plantear problemas cuando las aguas residuales son tratadas mediante sistemas agrarios, debido a su capacidad de ocluir los poros del suelo y de poder llegar a establecer costras impermeables sobre la superficie de los terrenos (Seoanez, 1998).

MATERIAL Y MÉTODOS

Localización del área de estudio

El proyecto en su fase de campo se inicio el día 10 de Enero del 2011 y concluyó el día 2 de Mayo del 2011, los muestreos de agua se realizaron en los lagos artificiales localizados en el parque las Etnias de Torreón Coahuila, con ubicación geográfica $25^{\circ}33'2.58''$ N y $103^{\circ}23'22''$ W a una altura aproximada de 1120 metros sobre el nivel del mar.

Las muestras colectadas fueron procesadas, una parte en el laboratorio de suelos ubicado dentro de las instalaciones de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (Unidad Laguna), y otra parte se contó con el apoyo del Sistema Municipal de Aguas y Saneamiento (SIMAS) de Torreón Coahuila.

Muestreos

Los muestreos se hicieron al azar, en los estanques se recolectaron doce muestras de 0-15 centímetros de profundidad, se utilizaron dos recipientes de plástico de polietileno de alta densidad, (HDEP) con capacidad de almacenamiento de dos litros, seis muestras se emplearon para la medición de la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Además se colectaron otras seis muestras en los mismos sitios de muestro que sirvieron para medir color, turbidez, conductividad eléctrica, pH, sólidos totales, nitratos y fósforo se utilizaron dos recipientes de plástico (HDEP) con capacidad de almacenamiento de un litro, cabe señalar que la única medición que se hizo

dentro del mismo lugar (*in situ*) fue la temperatura de los estanques utilizando el termómetro de mercurio. En referente a lo arriba mencionado se recolectaron en total la cantidad de seis muestras.



Cuadro 1. Sitios de muestreo (En el lago del “Parque las Etnias”)

Para la medición del pH se utilizó el ph metro (modelo: ORION 420 ®) en una relación muestra 1:1 muestra agua, (Thomas, 1999), la conductividad eléctrica se midió con el conductivimetro (modelo: ORION 162 ®) en una relación 1:1 muestra agua.

Por otra parte para la medición del fósforo total se utilizó el método de solución extractora de bicarbonato de sodio mediante el método AS_10 de la Norma_021_Recnat_2000 y por el método de colorimétrico (DILS y HEATHWAITE 1998). Luego para determinar la cantidad total de los nitratos se utilizó el método de extracción de hidróxido de calcio y desarrollador de color.

Para la determinación de sólidos totales primero se pesó el vaso de precipitado, utilizando la balanza analítica (modelo: HR-200 ®), luego se le agregó 10mL de la muestra recolectada, enseguida se repito el proceso de pesaje, después la muestra pesada fue llevada a la placa de calentamiento (Termolyne) mediante el método de diferencia de peso de evaporación, por último se uso el método de longitud de onda.

Para la determinación de color se trabajó con el método de cobalto platino (Co-Pt).

Para medir la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) se utilizó la metodología estipulada en la norma NMX-AA-028-SCFI-2001, donde se basa la medición del oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno.

Para la medición de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), se basó en la metodología estipulada en la norma NMX-AA-030-SCFI-2000, Luego se evaluó la cantidad del dicromato sin reaccionar titulando con una disolución de hierro (II). La demanda química de oxígeno se calculó a partir de la diferencia entre el dicromato el cual fue añadido inicialmente y el dicromato encontrado tras la oxidación (Ramos *et al.*, 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se menciono anteriormente el pH es una medida de la acidez o alcalinidad de un sistema. De acuerdo a los análisis realizados, el parámetro de potencial hidrogeno (pH) no se encuentra dentro del límite máximo permisible ya que se encuentra en un rango de 9 lo cual no es considerado optimo para la descarga de aguas residual al alcantarillado o a cuerpos receptores debido a su alcalinidad, esto de acuerdo a la NOM-001-ECOL-1996.

La Conductividad Eléctrica es un parámetro no regulado por los límites máximos permisibles en la descarga de aguas residuales al alcantarillado o de cuerpos receptores, agua para usos y actividades agrícolas, para el contacto primario y para consumo humano. Este parámetro si se encuentra dentro del límite máximo permisible el cual es de 1500 mS/cm esto de acuerdo a la NMX-AA-093-SCFI-2000.

De acuerdo a lo señalado en la Norma Oficial Mexicana (NMX-AA-001-1996) la concentración promedio de fòsforo se encuentra dentro de los límites máximos permisibles que es de (10mg/L).

Los sólidos totales de acuerdo a la norma Oficial Mexicana (NMX-AA-001-1996) se encuentran dentro de los límites máximos permisibles (60mg/L).

Los nitratos son unas de las formas de nitrógeno de mayor interés en aguas naturales y residuales, los cuales se presentan generalmente como traza en agua

superficial, pero puede alcanzar niveles elevados en aguas subterráneas. De acuerdo al estudio los nitratos se ubican fuera de los límites máximos permisibles que es de (10mg/L), de acuerdo a la norma Oficial Mexicana (NMX-AA-001-1996).

La turbidez es originada por las partículas en suspensión o coloides que por su tamaño, se encuentran suspendidas dentro de la fase líquida del agua. De acuerdo a la norma Oficial Mexicana (NMX-AA-001-1996) se ubican fuera de los límites máximos permisibles establecidos (5 UTN), lo que nos indica que esta sobrepasa en grandes concentraciones la concentración de turbidez, como lo menciona la teoría esta concentración dificultaría la penetración de los rayos ultravioleta y por ende afectaría directamente en la vida acuática de los cuerpos de agua superficial o subterránea según sea el caso.

El color de acuerdo a la norma Oficial Mexicana (NMX-AA-001-1996) se ubican fuera de los límites máximos permisibles (20 UCV). Lo que significa que este parámetro se excedió en grandes concentraciones los valores establecidos por la norma.

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) no se encuentra dentro de los límites máximos permisibles, donde de acuerdo a la norma oficial mexicana (NMX-AA-030-SCFI-2001) el cual es de 200 mg/L.

La Demanda Bioquímica de Oxígeno se determino con la relación en la medición del oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en la oxidación bioquímica de la materia orgánica en un período de incubación generalmente de 5 días a 20° C (Metcalf y Eddy, 1996). Esto se encuentra dentro de los límites máximos permisible que es de 75 mg/L, de acuerdo a la NOM-001-ECOL-1996.

Figura 1. Valor de los parámetros medidos en el estanque del parque las Etnias de Torreón Coahuila. Enero- Mayo de 2011.

Variables	Unidades	Sitios de muestreo						Media	Desviación Estándar	Límites Máximos permisible.
		1	2	3	4	5	6			
Ph		9.72	9.91	9.28	9.03	9.57	9.64	9.525	0.318	6.5 – 8.5
C.E	μS/cm a 25°	48.8	50.1	44.4	44.5	44.5	49.1	46.9	2.700	1500
DQO	Mg/l	360.64	392	266.56	219.52	376.32	407.68	337.12	76.011	200
DBO ₅	Mg/l	56.6	60.6	41.4	31.8	52.8	52	49.2	113.82	75
COLOR	Unidades de color verdadero	3100	3500	1600	1500	3000	3000	2616.66	847.15	20
TURBIDEZ	(UNT)	432	352	238	227	578	634	408.5	168.55	5
S.T	Mg/l	28.78	30.26	28.50	30.18	30.74	31.09	29.9266	1.0532	60
FOSFORO	Mg/l	5.35	4.312	5.30	4.48	7.87	7.59	5.8166	1.5428	10
NITRATOS	Mg/l	24.73	29.47	35.79	48.78	42.10	32.38	35.7466	11.60	10

Abreviaturas

DQO= Demanda Química de Oxígeno.
 pH= Potencial Hidrógeno
 CE= Conductividad Eléctrica.
 DBO₅= Demanda Bioquímica de Oxígeno.
 DQO= Demanda Química de Oxígeno.
 S.T= Sólidos Totales

CONCLUSIONES.

De acuerdo a los resultados de los análisis fisicoquímicos y biológicos, se concluye que la concentración de fósforo se mantuvo en los límites máximos permisibles que establece la norma oficial Mexicana, como es de saber este elemento es el principal contribuyente a perjudicar a los cuerpos de agua, por último en lo que refiere a los demás parámetros como fueron; el pH, Demanda Química de Oxígeno, Nitratos y Turbidez se encontraron valores por arriba de los índices de calidad de agua que establece la norma, por lo que existe un problema grave de contaminación, y por ende se presenta el problema de eutrofización.

RECOMENDACIONES

Los parámetros analizados en esta investigación están incompletos, por lo tanto se debería de hacer un estudio de todos los parámetros como son: oxígeno disuelto, grasas, aceites, olor, flujo, materia flotante y coliformes fecales etc, esto con el fin de obtener valores precisos y representativos pero sobre todo confiables, finalmente se recomienda tomar medidas de remediación para mejorar la calidad del agua del lago.

LITERATURA CITADA

- Adler, P. S., T. Summerfelt D. y Glenn M. 1996. Evaluation of a wetland system designed to meet stringer phosphorus discharge requirements. *Wat. Environ. Res.* 68, 836840.
- Álvarez, M. C; Jara T. 1995. La calidad de las aguas continentales México. Estado actual e investigación. Logroño: Ediciones Geoforma. Obra técnica sobre el estado actual del agua en México.
- Anderson DM, *et al.* (2002) Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* 25:704–726.
- Aren, Vesiliand; d. Jeffery, Price;, Ruth 1990, Environmental pollution and control. Third edition. Butterworth- heine mann.
- Barrencha M.A 2000 manual sobre aspectos fisicoquímicos de la calidad del agua Vol. I pp. 3-55
- Bennett, E. M., S. R Carpenter y N. F. Caraco 2001. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: a global perspective. *BioScience*, 51: 227–234.
- Boesch D, Hecky R, O'Melia C, Schindler DW, Seitzinger S (2006) *Eutrophication of Swedish Seas* (Final Report, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm Sweden).
- Bonsdorff E, Blomqvist EM, Mattila J, Norkko A. 1997. Coastal eutrophication: causes, consequences and perspectives in the archipelago areas of the northern Baltic Sea. *Estuar Coast Shelf Sci.* 44(Suppl A):63–72.
- Carrillo, G. R. y J. Cajuste L., 1992. Behavior of trace metals in soils of Hidalgo, México. *J. Environ. Sci. Health.* A30, 143-155.
- Cederwall H, Elmgren R. 1990. Biological effects of eutrophication in the Baltic Sea, particularly the coastal zone. *Ambio.* 19:109–112.

- Cloern, J. E. 2001. Review. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223–253.
- CNA (Comisión Nacional del Agua) 2004. Estadísticas básicas del agua 2004.
- Cortes, V. J., 1987. Laboratorio de Contaminación Marina, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Coyoacán, México D. F., Apdo. Postal 70-305, México.
- Crites, R. y Tchobanoglous, G. 2000. Sistemas de manejo de aguas residuales A para núcleos pequeños y descentralizados. 1 Edición Editorial McGraw-Hill. Bogota, Colombia. Pp. 2-3, 21-25, 34, 44, 50-52.
- Diario Oficial de la Federación 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-001- SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Enero 6, D. F., México, 73.
- Diaz, R. J. y R. Rosenberg 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321: 926–929.
- Domínguez, A.T krestzschmall y F. Nuñez.2004. Velocidades de sedimentación en aguas pluviales de Cd. Juárez, Chihuahua México.
- Drizo, A., Frost C., Smith K. y Grace J. 1997. Phosphorus removal by horizontal reed beds using shale as a substrate. *Wat. Envirom. Res.* 68, 951954.
- Dunne, Thomas and Luna B. Leopold. 1998. *Water in environmental. Planning.* Fifteenth printing.wlt. Freeman and Company. New York.
- Durán, B. C. 1988. Tratamiento biológico de aguas residuales. Deptac,
- Flaherty CM, Dodson SI. 2005. Effects of pharmaceuticals on *Daphnia* survival, growth, and reproduction. *Chemosphere.* 61:200–207.

- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., et al. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570–574.
- Galloway, J. N., y Cowling, E. B. 2002. Reactive nitrogen and the world: two hundred years of change. *Ambio*, 31: 64–71.
- Gaston AJ, Gilchrist HG, Hipfner JM. 2005. Climate change, ice conditions and reproduction in an Arctic nesting marine bird: Brunnich's guillemot (*Uria lomvia* L.). *J Anim Ecol.* 74:832–841.
- Gelover, S., R. Vándala E., T. Leal A., Pérez S. y Martínez E. 2000. GC-MS determination of volatile compounds in drinking water supplies in Mexico. *Environ. Toxicol* 15, 131-139.
- Glibert, P. M., Seitzinger, S., Heil, C. A., Burkholder, J. M., Parrow, M. W., Codispoti, L. A., and Kelly, V. 2005. The role of eutrophication in the global proliferation of harmful algal blooms. *Oceanography*, 18: 198–209.
- Gold, B. G., M Zavala C., O. Zapata P. y V. Ceja M. 1997. Hydrocarbon concentration in oysters (*Crassostrea virginica*) and recent sediments from three coastal lagoons in Tabasco, México. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59, 430-437.
- Gómez, A., Kulatilake P. H., Villalba-atondo A. I., Burgos-flores D. y Sortillón- Venezuela M. R. 1994. Investigación de la calidad del agua en la cuenca hidrológica del río san pedro, sonora, México. (Primera etapa) departamento de investigaciones científicas y tecnológicas de la universidad de sonora. Informe académico final. Hermosillo, Sonora, México. P. 97.
- Hammer, mark. 1986. *Water and wastewater Technology*. Second edition. Prentice hall, Englewood cliffs. New Jersey.
- Hansen, A. M. y V. Afferden M. 2004. Modeling cadmium concentration in water of Lake Chapala, Mexico. *Aquatic Sci.* 66, 266-273.
- Hene, L.J., D. W. Schneider y L. M Martínez. 2002. Rapid assessment of organic pollution in a west central Mexican river using a family level biotic index. *J. Environ. Planning Managent.* 45, 613-632.

Hutchinson, GE (1973) Eutrophication. *Am Sci* 61:269–279.

Jiménez, B. 2005. Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse: a case study in Mexico. *Ir. Drainage*. 54, S23-S33.

Jiménez, B.E. 2002, la contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología primera edición. Editorial Luminosa-Noriega México pp. 33-43,108-113.

Kiley G, 1999. *Ing Ambiental fundamentos entornos, tecnologías y sistemas de gestión*, primera edición Mc. Graw-itill Mexico D.F. pp. 690-694 y 702-705.

Larsson U, Elmgren R, Wulff F. 1985. Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences. *Ambio*. 14:9–14.

Lewin, valentin. Phrosphorus. In fresh water and the Marine Environmental. Water research. The jornal of the international Associaton on water pollution Research. Volumen7 numbers 1-4 1973. 13 April 1972. University Collage London. Pergamen Press.

Metcalf and Eddy, 1994. *Ingeniería tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*. Segunda edición. Traducción de Juan de Dios Trillo M. editorial Labor. S.A. Mexico.

Møller AP. 2004. Protandry, sexual selection and climate change. *Glob Change Biol*. 10:2028–2035.

Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199–219.

Noma oficial mexicana NMX-AA-001-1996 que establece los límites máximos permitibles de contaminantes en las descargas de Residuales en aguas bienes nacionales.

Noma oficial mexicana NMX-AA-007-1997 determinación de las temperaturas en aguas naturales y residuales.

Norma oficial mexicana NMX-AA-007-SCFI-2000 análisis de agua determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y tratadas método de prueba pp.1-23

Norma oficial mexicana NMX-AA-008-1997 determinación del pH en aguas naturales.

Norma oficial mexicana NMX-AA-029-1997 determinación del fósforo total en aguas naturales y residuales.

Norma oficial mexicana NMX-AA-030-1997 análisis de agua- Demanda química de oxígeno en aguas naturales y residuales.

Norma oficial mexicana NMX-AA-079-1997 análisis de agua determinación de nitratos en aguas naturales, potables y residuales.

Norma oficial mexicana NMX-AA-093-SCFI-2000 determinación de la C.E. método de prueba pp.1-22

Norma Mexicana NMX-AA-007-1997. Determinación de la Temperatura en Aguas Naturales y Residuales.

Norma Mexicana NMX-AA-045-1981. Análisis de agua - determinación de color (escala platino - cobalto). p 6.

Norma Oficial Mexicana (NOM-001-ECOL-1996). Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Pérez, J; Espigares, M. 1999. Estudio Sanitario del Agua. Segunda edición. Universidad Granada, España. p 454.

Química de la Universidad de Carabobo, Venezuela Sánchez, L. E.

Raateoja M, Seppälä J, Kuosa H, Myrberg K. 2005. Recent changes in the trophic state of the Baltic Sea along SW coast of Finland. *Ambio*. 34:188–191.

- Rabalais, N. N. 2004. Eutrophication, Chapter 21. In *The Global Coastal Ocean: Multiscale Interdisciplinary Processes*. The Sea, 13, pp. 819–865
- Robert, S; Persky C.; Cisek, P. 1999. Aplicación de los métodos de análisis químico clásico análisis físico químico de aguas. Editorial Díaz de Santos. Ediciones Martínez Roca. S.A. p 23.
- Romero R., J.A. 1999. Calidad del agua. Alfaomega grupo editor, S.A. de C.V. (vol. 2), México, D.F. pp. 63-80, 191-195.
- Sánchez L:E: 1995. Control de la contaminación del agua, cursos internacionales de aspectos geológicos de protección ambiental, ingeniera de minas de la universidad politécnica de Sao Paulo. Vol. I capitulo 17 pp. 265-281.
- Sánchez, F. J. 2001. Profesora Titular. Directora de la Escuela de Ingeniería.
- Schindler DW (1977) Evolution of phosphorus limitation in lakes: Natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science* 195:260–262.
- Seoanes, C.M. 1998. Aguas Residuales Urbanas. Tratamientos Naturales de bajo costo y Aprovechamiento. Editorial, MUNDI-PRENSA. p 10.
- Soto, G. E., J. Paulo M., E. López L. y J. A. Serna H. 1994. Environmental deterioration of Rio Grande de Morelia, México: An endangered tropical system. *Lake Reserv. Mañanée*. 9, 105-115.
- Sybil, P. P. 2010. Medición de Turbidez en la Calidad del Agua. Editorial McGraw Hill. p 6.
- Thomas, C. D. et al. 2004 Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145–148.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., et al. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292: 281–284.

Topalián, M. L; Castañe, P. M., Rovedatti M. G, y Salibián A. 1999. Principal componet análisis of disolved heavy metals in water of the reconquista river (Buenos Aires, Argentina). Bull. Envirón. Contam. Toxicol. 63:484-490.

Torti VM, Dunn PO. 2005. Variable effects of climate change on six species of North American birds. *Oecologia*. 145:486–495.

Un producto del sistema unificado de información básica del agua (SUIBA). México, D.F.

United Nations Environmental Programme 2009 (en línea). The environmental food crisis. [Online] available at [http:// www.grida.no/](http://www.grida.no/) (Consultado el 28 de Septiembre del 2010).

Utne-Palm AC. 2002. Visual feeding of fish in a turbid environment: physical and behavioural aspects. *Mar Freshwater Behav Physiol*. 35:111–128.