

UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA

IMPACTO POR NUTRIENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES VERTIDAS
EN LA CUENCA DEL RÍO DULCE Y LAGO DE IZABAL

INFORME DE TESIS

PRESENTADO POR:

HECTOR ANIBAL BOL MENDOZA

PARA OPTAR AL TITULO DE

QUÍMICO

GUATEMALA, OCTUBRE 2004

JUNTA DIRECTIVA

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA

M. Sc. Gerardo Leonel Arroyo Catalán	Decano
Licda. Jannette Sandoval Madrid de Cardona	Secretaria
Licda. Gloria Elizbeth Navas Escobedo	Vocal I
Lic. Juan Francisco Pérez Sabino	Vocal II
Licda. Beatriz Eugenia Batres de Jiménez	Vocal III
Br. Roberto Jose Garnica Marroquín	Vocal IV
Br. Rodrigo José Vargas Rosales	Vocal V

DEDICATORIA

A mi Abuelita

María Elena Hidalgo

A mi Mamá

Blanca Lilia Mendoza Hidalgo

AGRADECIMIENTOS

A
mis señoras

Hidalgo María Elena Hidalgo y Blanca Lilia Mendoza

Bessie , Pancho y Oscar Monzón

La Escuela de Química

INDICE

Resumen	
1. Introducción	07
2. Antecedentes	08
2.1. Teorías Ecológicas en las que se basa la Gestión del Agua y de los Ecosistemas Acuáticos	08
2.1.1. Teoría de las relaciones tróficas.	08
2.1.2. Teoría biogeoquímica de los ecosistemas acuáticos.	09
2.1.3. Teoría de las perturbaciones ecológicas y de la sucesión.	09
2.1.4. Teoría de la sucesión ecológica	10
2.1.5. Teoría de la diversidad	10
2.2. Caracterización de sistemas acuáticos	11
2.2.1. Morfología	11
2.2.2. Clima	12
2.2.3. Química	12
2.2.4. Potencial de reducción o potencial redox. (Eh)	13
2.3. Calidad del agua y contaminación química	13
2.3.1. Calidad del Agua	13
2.3.1.1. Indicadores de Calidad de Agua	14
2.3.1.1.1. <i>Potencial de hidrógeno (pH)</i>	14
2.3.1.1.2. <i>Oxígeno disuelto</i>	15
2.3.1.1.3. <i>Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)</i>	15
2.3.1.1.4 <i>Demanda química de oxígeno (DQO)</i>	16
2.3.1.1.5. <i>Material en suspensión o sólidos sedimentables totales</i>	16
2.3.1.1.6. <i>Nutrientes</i>	16
2.3.1.1.7. <i>Nitrógeno total</i>	16
2.3.1.1.8. <i>Fósforo total</i>	17
2.3.1.1.9. <i>Nitrógeno de nitratos y de nitritos</i>	17
2.3.1.1.10. <i>Fósforo de ortofosfatos</i>	17
2.3.1.1.11. <i>Conductividad</i>	17
2,3,1,1,12. <i>Temperatura</i>	17
2.3.1.1.13. <i>Indicadores Biológicos</i>	18
2.3.1.2. Deterioro de la calidad del agua	18
2.3.2. Contaminación	19
2.3.2.1. Contaminación del agua	19
2.3.2.1.1. Principales contaminantes del agua	19

2.3.2.1.2. Efectos de la contaminación del agua	20
2.3.2.2. Contaminación puntual y no puntual	21
2.4. Proceso de Eutrofización de Lagos	21
2.5. Calidad del Agua en Guatemala	22
2.6. Contexto general	21
2.6.1. Área de estudio	25
2.6.2. Perfil Socioambiental	25
2.6.2.1. Actividades socioeconómicas	25
2.6.3. Vulnerabilidad ambiental	25
2.6.3.1. Biodiversidad en la Región	26
2.7. Ordenamiento jurídico en la gestión ambiental	26
3. Justificación	27
4. Objetivos	28
4.1. General	28
4.2. Específicos	28
5. Hipótesis	29
6. Materiales y Métodos	30
6.1. Universo	30
6.2. Muestra	30
6.3. Materiales	30
6.4. Métodos (Procedimientos)	32
7. Resultados	34
8. Discusión de Resultados	48
8.1. Comportamiento de la cuenca	48
8.2. Variables fisicoquímicas	49
8.3. Sólidos	51
8.4. Nutrientes	52
8.5. DBO y DQO	55
9. Conclusiones	56
10. Recomendaciones	58
11. Bibliografía	59
12. Anexos	62

RESUMEN

El trabajo de tesis contiene los resultados obtenidos de la investigación teórica y práctica realizada respecto al *Impacto por nutrientes de las aguas residuales vertidas en Río Dulce y Lago de Izabal*.

Se estableció la calidad fisicoquímica del agua en Río Dulce y Lago de Izabal. La información general se obtuvo por medio del análisis fisicoquímico de las diferentes muestras tomadas en los puntos de muestreo seleccionados como puntos clave, durante el trabajo de campo. Posteriormente se determinaron las diferentes variables fisicoquímicas, como indicadores de la calidad del agua.

Se partió de la referencia base con el propósito de obtener respuesta a el objetivo fundamental de diagnosticar el impacto causado en la cuenca por las actividades humanas. Se localizaron los puntos de mayor contaminación los cuales se encuentran relacionados con la actividad humana y el vertido de aguas residuales. Se ejecutó el diagnóstico del impacto ambiental causado por el vertido de aguas residuales a la cuenca, así como el efecto de las actividades humanas en los alrededores de la misma.

El alcance del estudio se circunscribió a la cuenca de Río Dulce y a la parte oriental del Lago de Izabal. Se consideró conveniente el estudio de variables fisicoquímicas que incluyen: nutrientes, sólidos, pH, conductividad, temperatura, visibilidad, profundidad y otras.

Por medio del estudio realizado se logró determinar que el impacto de las actividades humanas en la cuenca de referencia se manifiesta de la siguiente forma:

Se produce principalmente por las aguas residuales vertidas en los afluentes y en la propia cuenca. La falta de educación ambiental, la falta de infraestructura sanitaria y la falta de responsabilidad en los seres humanos es el factor principal en la contaminación de la cuenca. La excesiva deforestación del entorno que contribuye al arrastre de sólidos que contaminan las aguas del lago y de los ríos. El deficiente manejo de los suelos en la agricultura, el exceso de fertilizantes y la ganadería, permite la escorrentía de nutrimentos lo que provoca una aceleración en el proceso de eutrofización.

Las principales conclusiones indican que la cuenca se encuentra severamente contaminada, y que las principales fuentes de contaminación se derivan de las actividades humanas. El deficiente manejo del entorno físico provoca un impacto negativo en la calidad

fisicoquímica del recurso agua. El Lago de Izabal presentó un moderado grado de eutrofización. En el presente estudio se determinó que la cuenca posee periodos de estabilización provocado por la hidrodinámica de la misma, que se manifiesta en el comportamiento de las concentraciones de las variables estudiadas en la cuenca.

1. INTRODUCCIÓN

La cuenca del Río Dulce y Lago de Izabal se caracteriza por una intensa actividad humana y por una gran riqueza ecológica, en ella tienen lugar procesos físicos, biológicos, sociales, económicos y culturales. Esta complejidad de relaciones multidireccionales es lo que identifica al conjunto biofísico de esta zona.

Una de las características de la cuenca del Río Dulce y Lago de Izabal es la gran productividad natural de los ecosistemas que la componen.

Existen varios problemas relacionados con la calidad del agua que constituyen una amenaza para la salud de los habitantes y la conservación de los ecosistemas. Las presiones causadas por las actividades humanas desarrolladas en el área de Río Dulce y Lago de Izabal y la explotación intensiva de los recursos, provocan la liberación de nutrientes y compuestos químicos tóxicos a los cuerpos de agua, por lo que la integridad ecológica de los mismos sufre alteraciones negativas.

La determinación de los niveles de nutrientes y ciertos parámetros fisicoquímicos es necesaria para medir el impacto de la descarga directa de aguas residuales no tratadas en la cuenca, debido a que la acelerada urbanización y manejo no planificado deteriora la calidad de las aguas, lo que a su vez afecta la viabilidad económica de actividades como el turismo.

Estos cambios inducidos dan lugar a conflictos en cuanto al uso de los recursos, la especulación por la tierra y a impactos intersectoriales negativos.

La investigación tiene como propósito estudiar el impacto por nutrientes, causado por la descarga directa de aguas residuales en la cuenca de Río Dulce y Lago de Izabal, durante el período de un año, con el fin de proponer medidas de mitigación que se puedan adoptar para el manejo sustentable de la cuenca de Río Dulce y Lago de Izabal.

Para determinar el impacto por nutrientes se seleccionaron once puntos de muestreo a lo largo de la cuenca, en donde se recolectaron muestras de agua para los análisis y se midieron in situ algunos parámetros fisicoquímicos necesarios,

2. ANTECEDENTES

2.1. Teorías Ecológicas en las que se basa la Gestión del Agua y de los Ecosistemas Acuáticos

Numerosos descubrimientos científicos relativos a características ambientales de los ecosistemas, en particular de los acuáticos, han llegado a constituir un conjunto de teorías que han sido aplicadas posteriormente en la gestión de los ecosistemas acuáticos. Así, por ejemplo, las teorías sobre una limitación de la producción vegetal por la escasez de nutrientes llevaron a desarrollar una amplia gama de prácticas humanas de fertilización para incrementar esta producción vegetal (Heinchel, 1976) y animal (Coll, 1986).

2.1.1. Teoría de las relaciones tróficas

Las más recientes teorías sobre la complejidad de las comunidades biológicas de los ecosistemas acuáticos proponen que las relaciones tróficas establecen una conexión en cascada o red de eslabones, de tal manera que la alteración de alguno de los componentes repercute consecutivamente en el resto (Carpenter, 1988). Durante cierto tiempo se ha mantenido una discusión científica sobre si el control de las conexiones tróficas se ejerce de los niveles tróficos superiores a los inferiores ("top-down") o al revés ("bottom-up"). (Heinchel, 1976).

Se ha llamado biomanipulación a la manipulación de poblaciones biológicas indeseables y la proliferación de poblaciones apetecibles porque manipulando uno o varios eslabones /poblaciones de la cadena /red trófica, se puede modificar algún otro eslabón /población o el conjunto de la cadena /red trófica (ver Anexo I Fig. 1) (Comín, 1997). Así en un sistema artificial, la fertilización con nutrientes puede hacer proliferar el fitoplancton, que es consumido por el zooplancton y este sirve de alimento para peces filtradores (control "bottom-up") (Comín, 1997).

En ecosistemas naturales la transmisión de la energía entre niveles tróficos es variable. Se puede llegar al fracaso con este planteamiento por la existencia de peces depredadores que consumen a los filtradores y por cesar el efecto de estos, al proliferar el zooplancton, el cual consume y controla el fitoplancton ("top-down").

En ecosistemas naturales la red trófica es más compleja y suele llegar a situaciones de equilibrio inestable o fluctuaciones de la

composición biológica sin una tendencia a la proliferación permanente de una población a largo plazo (Comín, et.al. 1999).

Si los aportes de nutrientes son excesivos respecto a la capacidad de reciclado de todo el ecosistema, el fitoplancton (incluso algunas especies de fitoplancton indeseables) puede proliferar como síntoma de una eutrofización creciente. Otro síntoma de la pérdida de calidad del agua es la disminución del oxígeno disuelto que contiene el cuerpo de agua y la pérdida de componentes biológicos, muchas veces de forma masiva. Los procesos de eutrofización pueden ser estimulados también por disminuir las tasas de renovación del agua en los ecosistemas, un ejemplo frecuente son los embalses de agua sobre todo si están situados en los cursos de los ríos y tiene lugar un aporte persistente y alto de nutrientes. Aparte de aportar herramientas para regular los componentes biológicos, la teoría ecológica ha contribuido también con ideas para la gestión de la calidad y cantidad del agua, algunas de las cuales se han concretado en aplicaciones de gran utilidad. (Comín, et.al. 1999).

2.1.2. Teoría biogeoquímica de los ecosistemas acuáticos

Los ciclos de los elementos químicos en los ecosistemas acuáticos tienen peculiaridades que se pueden utilizar para mejorar la calidad de las aguas que circula por ellos. Estas teorías, ya demostradas, postularon la interconversión de los elementos químicos a través de procesos biogeoquímicos entre los distintos componentes de los ecosistemas. En algunos de estos se pueden acumular y retener indefinidamente o liberar a otros sistemas retirándolos del agua y consiguiendo su depuración. Estos procesos, descubiertos y estudiados en ecosistemas acuáticos, incluyen la filtración y sedimentación de partículas sólidas, la degradación aeróbica y anaeróbica de la materia orgánica, reducción de nutrientes por desnitrificación, volatilización, precipitación, absorción por la vegetación, y muerte y degradación de microbios patógenos por sedimentación, filtración, acción de la radiación ultravioleta y por antibióticos excretados por las raíces de las plantas (Comín, et.al, 1999).

En este sentido, los humedales naturales y artificiales dominados por macrófitos emergentes son especialmente efectivos por la alta contribución del componente vegetal, para mejorar la calidad del agua que circula por ellos (ver Anexo I Fig. 2). La acción depuradora de los procesos biogeoquímicos en este tipo de ecosistemas, naturales o artificiales, se puede aplicar intensamente para el tratamiento de aguas contaminadas y dispersas en el medio natural de forma difusa o puntual (Brix & Schierup 1989, Comín et al. 1997). Esta aplicación de la teoría ecológica ha llegado a concretarse en la construcción de estaciones depuradoras de aguas residuales para poblaciones humanas de hasta

aproximadamente 2000 habitantes y otros sistemas generadores de residuos orgánicos e inorgánicos (Comín, et.al. 1999).

2.1.3. Teoría de las perturbaciones ecológicas y de la sucesión.

La gestión de la cantidad de agua es otro aspecto al cual ha contribuido y puede contribuir la aplicación de teorías ecológicas. La teoría de las perturbaciones ecológicas establece, entre otras cosas, que los ecosistemas están sometidos a perturbaciones naturales de diferente intensidad y frecuencia, relacionadas estas de forma inversa; y que esta recurrencia de las perturbaciones tiene capacidad organizativa sobre los ecosistemas (Margalef, 1997). Es decir, que los fenómenos naturales son parte del funcionamiento de toda la biosfera y contribuyen a la disponibilidad de los recursos naturales en un ecosistema en momento dado y a la continuidad del reciclado de los mismos. La ocurrencia de perturbaciones naturales generalmente asociadas a fenómenos climáticos, provoca discontinuidad en el volumen de agua que contienen los ecosistemas (ver Anexo I Fig. 3) (Comín, et.al. 1999).

Para asegurar un mínimo de funcionamiento de los sistemas naturales se han utilizado conceptos que establecen límites fijos en el caudal (o volumen) del agua y en el espacio físico donde se relacionan los componentes del ecosistema acuático (dominio público hidráulico); la cual es una mala adaptación de las teorías ecológicas (Comín, et al. 1999). Según éstas, la gestión correcta de los cursos fluviales y de los ambientes lacustres, con el objetivo de usar sus recursos de forma perdurable, debería permitir la variación de los caudales de acuerdo con las perturbaciones naturales. Es decir que en lugar de asegurar un caudal fijo o constante, que en la práctica parece que se ha traducido en disminuir el caudal de los ríos hasta un mínimo, lo que debería establecerse es un **hidroperíodo funcional**, consistente en mantener a lo largo del tiempo un volumen lo más acorde posible (tanto en carga líquida y sólida como en variaciones temporales de la carga) con las variaciones meteorológicas (Comín, et al. 1999).

2.1.4. Teoría de la sucesión ecológica

Postula, entre otras generalizaciones, la autoorganización de los ecosistemas y el aumento progresivo de su complejidad, en caso de estar sometidos a perturbaciones no intensas ni frecuentes. La canalización de los cursos fluviales en las zonas urbanas, una práctica tan usual en muchos municipios de todo tamaño, va en contra de estos principios y por tanto de la preservación de los valores ambientales del propio río que le dan también valor al núcleo urbano. La aplicación correcta de la teoría de las perturbaciones y de la sucesión llevaría consigo en este caso a

permitir que durante los periodos de crecida se inundan los márgenes y llanuras de inundación fluviales, lo cual hoy en día se contempla como un desastre, pero que bien planificado serviría para gestionar caudales de agua con múltiples beneficios (Margalef, 1974).

Respecto a la definición de los espacios, la aplicación correcta de las teorías ecológicas supondría el definir los límites de las zonas de dominio público hidráulico no con base a valores medios de los máximos niveles alcanzados por las aguas en épocas de crecida u otros criterios que impongan límites a la evolución geomorfológica de los sistemas naturales, sino en situar esos límites a partir de las líneas de máximo nivel alcanzado por las aguas en las condiciones climáticas actuales (Comín, et al. 1999).

Obviamente, en unas zonas de un ecosistema eso supondrá una extensión respecto a la línea ocupada por las aguas en un momento dado y en otras zonas otra extensión porque hay diferencias morfológicas entre zonas de un mismo ecosistema. Si se aplica homogéneamente la amplitud del dominio público hidráulico a todo el ecosistema se puede llegar a situaciones como la de la definición de la zona de exclusión marina de los estados que se basa en líneas paralelas a la línea de costa y no tiene sentido de protección de los recursos naturales, que era el interés original de la definición de estas zonas, porque los recursos no se disponen con igual intensidad hasta zonas límites paralelas a la línea de costa (Comín, et.al. 1999).

2.1.5. Teoría de la diversidad

De acuerdo con la teoría de la diversidad ecológica la distribución de la abundancia de las especies que componen un ecosistema indica y refleja su funcionalidad, en el sentido de que la presencia de pocas especies muy abundantes es propio de ecosistemas sometidos a variaciones y con gran disipación externa de la energía que circula en su entorno, mientras que la presencia de un número mayor de especies con una distribución más uniforme de su abundancia es más propia de ecosistemas sometidos a condiciones ambientales más estables y en los que la energía se aprovecha más eficientemente en los propios componentes biológicos, aunque al variar la escala de observación o de comparación de ecosistemas pueda apreciarse que sean los ecosistemas con perturbaciones intermedias los que muestran mayor diversidad. La aplicación de esta teoría a la interpretación de la evolución del paisaje en una zona del Delta del Ebro ha mostrado como la pérdida de diversidad ecosistémica lleva consigo también la pérdida de funciones que cumplen los distintos ecosistemas relacionados por los flujos de agua (ver Anexo I Fig. 4). La misma aplicación muestra que la restauración de humedales puede significar la recuperación de la diversidad

paisajística y de las funciones ejercidas por un gradiente de ambientes sobre la calidad y cantidad de agua que circula por ellos (Comín et al.).

La gestión del agua no puede aislarse de la de los ecosistemas de los que forma parte, del sustrato físico en el que está inmersa y de las interacciones de las que forma parte y a las que contribuye con sus flujos. De otra manera se pierde calidad y se producen disfunciones en la biosfera por alteración de la cantidad disponible en el tiempo y en el espacio. (Comín et.al.).

Las teorías ecológicas surgidas de la generalización de múltiples observaciones proporcionan numerosas aplicaciones para la gestión de las aguas y de los ecosistemas acuáticos. Entre otras, la manipulación de las redes tróficas y la utilización de los procesos biogeoquímicos propios de humedales, pueden contribuir a la mejora de la calidad del agua y el aprovechamiento de la energía asociada a perturbaciones naturales (por ej.; inundaciones, tormentas de viento), y la adaptación de las actividades humanas a las mismas pueden contribuir a la gestión de la cantidad del agua, a la regeneración de ecosistemas y paisajes degradados y a la restauración de sus funciones (Comín, et al. 1999).

2.2. Caracterización de sistemas acuáticos

2.2.1. Morfología

La morfología de los sistemas lacustres es función de su origen, el cual determina las relaciones entre contorno y profundidad. Las principales agrupaciones lacustres se encuentran asociadas a cordones montañosos y sus orígenes principales son tectónicos, volcánicos, de glaciación y deslizamientos de tierra, los cuales corresponden a los lagos más grandes y profundos. Los lagos y las lagunas naturales de menor profundidad se forman por actividad fluvial, costera, disolución y acción del viento (Vila, 2003).

Los parámetros más importantes a controlar son el área del espejo del agua, la profundidad máxima y las profundidades relativas al contorno de la cuenca, información que se define como la batimetría y cuya relación con el área permite calcular el volumen del lago. Las mediciones de la morfología de los lagos entregan información importante en relación con el comportamiento lumínico y térmico, y la productividad de los sistemas.

Los lagos profundos (> 100 m) tienden a presentar baja producción y son oligotróficos. Las lagunas y lagos someros presentan generalmente productividad alta correspondiente a sistemas eutróficos. Los sistemas fluviales, con flujo unidireccional del agua están condicionados en sus características por el caudal

(volumen de agua por tiempo) y la corriente (distancia por tiempo), los cuales determinan la presencia de un sustrato pedregoso o fangoso, factores que a su vez influyen en la composición de las comunidades biológicas (Vila, 2003).

2.2. Clima

La latitud y alturas de ríos y lagos determinan el funcionamiento lumínico y térmico de ellos. La cantidad de luz que es absorbida por un cuerpo de agua aumenta exponencialmente con la distancia del paso de la luz por la solución, 90 % de la longitud de onda de 750 nm es absorbida en un metro de profundidad. El alto calor específico del agua permite la acumulación de la luz como energía calórica. La producción de calor y su distribución en el lago depende de la morfometría, viento y corrientes (Vila, 2003).

2.3. Química

La producción química del agua natural es dependiente de la cantidad de lluvia, el área de drenaje, la erosión, solubilización e intemperización de los suelos, evaporación y sedimentación. Debido a los cambios climáticos hay ciclos de los componentes biológicos diarios, estacionales y a mayor plazo los que a su vez determinan estacionalidad en la composición química de las aguas. La actividad microbiana del fondo es también un factor que modifica la calidad química. La interfase atmósfera-agua representa un equilibrio de los gases O_2 , CO_2 y N_2 a los cuales se agrega en el mundo industrializado el SO_2 . (Vila, 2003).

Entre los gases disueltos en el agua, el oxígeno es crucial para la sobrevivencia vegetal y animal el cual interactúa en muchas reacciones químicas y biológicas; Este varía continuamente ya que es consumido en forma permanente en la respiración pero es producido por la fotosíntesis vegetal durante el día. Las aguas naturales contienen entre 8 y 12 mg/L en los lagos y hasta 15 mg/L en los ríos (Vila, 2003).

Hay variaciones diurnas y estacionales de O_2 las cuales reflejan el estado trófico del sistema. Así los sistemas oligotróficos experimentan pocas variaciones en los valores de oxígeno en profundidad y en el tiempo; en los sistemas eutróficos el oxígeno disminuye por respiración y descomposición de la materia orgánica hasta la ausencia o la anoxia en el hipolimnio, mientras que en la superficie muestra valores de sobresaturación. Con la anoxia se produce un cambio en las condiciones de óxido reducción en los sedimentos o potencial de óxido reducción (Eh) (Vila, 2003).

El factor ambiental regulador más importante de la cantidad de O_2 en el agua es la temperatura, y su concentración es inversamente proporcional a esta. El incremento de la temperatura durante la

primavera y el verano de los ecosistemas templados disminuye la cantidad de O_2 hasta en un 50 %. Esta cantidad es modificada por las relaciones de respiración y fotosíntesis. La saturación de este gas en el agua depende de la presión atmosférica o de la altura de ubicación del sistema. Si se mide el O_2 en profundidad y estacionalmente en lagos oligotróficos, las variaciones son mínimas entre la superficie y el fondo y durante todos los meses del año. Esta distribución recibe el nombre de ortograda. En lagos eutróficos, los valores disminuyen significativamente entre la superficie y el fondo generándose una línea denominada clinógrada. Mientras más eutrófico es el sistema, mayor es la disminución de oxígeno hacia el fondo (Vila, 2003).

2.2.4. Potencial de reducción o potencial redox. (E_h)

El cambio en el estado de oxidación de muchos iones metálicos y nutrientes como nitratos, fosfatos, sulfatos se define como potencial redox. El agua natural a pH neutro, temperatura de 25 °C y oxigenada tiene un potencial redox alrededor de + 500 mv. En estas condiciones la mayoría de los nutrientes y metales son termodinámicamente estables porque se encuentran en estado oxidado, así hay Fe^{3+} , nitratos, sulfatos y fosfatos insolubles. A medida que baja la cantidad de O_2 , el potencial redox también baja y los compuestos mencionados por pasar a un estado reducido se modifican: los nitratos cambian a nitritos y amonio y el potencial varía de +450 a +300 mV. Entre +200 mV el Fe^{3+} cambia a Fe^{2+} . A medida que E_h cae a cero, los sulfatos se modifican a anhídrido sulfhídrico y se redisuelve el fósforo. Estas reacciones se revierten cuando hay incorporación de O_2 . Estas transformaciones ocurren en la delgada zona de la interfase sedimento-agua (Vila, 2003).

La mayoría de las reacciones de óxido reducción mencionadas son mediadas por bacterias las cuales obtienen su energía de los cambios químicos, de aquí el nombre de ciclos biogeoquímicos debido a los cambios que ocurren con los elementos en el agua. Estos cambios son especialmente importantes en los sistemas eutróficos y en la mayoría de los sistemas el potencial redox permanece cercano a los + 500 mV (Vila, 2003).

Además de los gases como O_2 y CO_2 , especialmente las cantidades de fosfatos y nitratos que ingresan a los sistemas acuáticos determinan el nivel de trofia de los mismos. Estos compuestos son nutrientes que estimulan el crecimiento de fitoplancton y macrófitas acuáticas las cuales son la base de la vida acuática o lo que se conoce como trama trófica (Vila, 2003).

2.3. Calidad del agua y contaminación química

La disponibilidad de agua es de suma importancia para el desarrollo económico de cualquier región del mundo. Sin embargo, la cantidad de los recursos disponibles cambia, dependiendo del clima y de las posibilidades de obtener cantidades adicionales de agua. Los recursos disponibles deben dividirse entre numerosos usuarios además de tener en cuenta las necesidades del medio ambiente. Los recursos hídricos son parte del ciclo natural del agua, y al considerar el origen del agua, podemos hablar de recursos de agua convencionales y no convencionales (Fernández., 2003).

Recursos convencionales

Son aquellos recursos hídricos que se obtienen de aguas superficiales o de aguas subterráneas. El uso de unas u otras depende de muchos factores, inicialmente de la disponibilidad de cada recurso. Normalmente las aguas superficiales ofrecen cantidades mayores de agua a corto plazo, mientras que las subterráneas son un recurso más constante (Fernández., 2003).

Recursos no convencionales

Son aquellos recursos hídricos que se obtienen como por ejemplo el agua de lluvia, de la desalinización del agua de mar o el tratamiento del agua residual. Otras soluciones son las aguas de escorrentía y el agua procedente del rocío o escarcha (Fernández., 2003).

2.3.1. Calidad del Agua

La calidad del agua es la condición general que permite que el agua se emplee para usos concretos, está determinada por la hidrología, la fisicoquímica y la biología de la masa de agua a que se refiera. Las características hidrológicas son importantes ya que indican el origen, cantidad del agua y el tiempo de permanencia, entre otros datos. Estas condiciones tienen relevancia ya que, según los tipos de substratos por los que viaje el agua, ésta contendrá diferentes sales en función de la composición y la solubilidad de los materiales de dicho substrato. Así, las aguas que discurren por zonas calizas (rocas muy solubles) se cargarán fácilmente de carbonatos, entre otras sales. En el otro extremo, los cursos de agua que discurren sobre substratos cristalinos, como los granitos, se cargarán muy poco de sales, y aparecerá en cantidad apreciable la sílice (Fair, 1993).

La cantidad de materiales y la temperatura también son importantes cuando se analizan las causas que concurren para que el agua presente una calidad u otra. Lógicamente, para una cantidad de contaminantes dada, cuanto mayor sea la cantidad de agua receptora mayor será la dilución de los mismos y la pérdida de calidad será menor. Por otra parte, la temperatura tiene relevancia, ya que los procesos de putrefacción y algunas

reacciones químicas de degradación de residuos potencialmente tóxicos se pueden ver acelerados por el aumento de la temperatura (Fair, 1993).

El agua encontrada en estado natural nunca está en estado puro, sino que presenta sustancias disueltas y en suspensión. Estas sustancias pueden limitar de modo igualmente natural, el tipo de usos del agua. Las aguas hipersalinas o muy sulfurosas, por ejemplo, no se pueden usar como agua potable o de riego. En estos casos, con frecuencia, el carácter del agua la hace indicada para un uso reservado a la conservación, pues suele albergar comunidades endémicas (Fair, 1993).

2.3.1.1. Indicadores de Calidad de Agua

Los parámetros más comúnmente utilizados para establecer la calidad de las aguas son los siguientes (Oliva, 2001):

2.3.1.1.1. *Potencial de hidrógeno (pH)*

La concentración del ion hidrógeno (H^+) es un importante parámetro de calidad de agua superficial y agua residual. El rango de concentración del ion H^+ satisfactorio para la existencia de la mayor parte de vida biológica, es completamente estrecho y crítico, debe mantenerse dentro de un rango "normal" entre 6.5 a 8.0. El pH no es una medida lineal o directa de la acidez o alcalinidad de un cuerpo de agua, pero está relacionado con éstas y puede usarse como controlador de acidez o alcalinidad excesiva. El pH se describe como el logaritmo negativo de la concentración del ion H^+ . Los valores extremos de pH pueden causar la muerte rápida de los peces, alteraciones drásticas en la flora y la fauna, y reacciones peligrosas secundarias (cambios en la solubilidad de los nutrientes, formación de precipitados, etc.) (Metcalf & Eddy, 1991).

2.3.1.1.2. *Oxígeno disuelto*

El oxígeno disuelto proviene de la mezcla del agua con el aire ocasionada por el viento y en la mayoría de los casos, principalmente del oxígeno que liberan las plantas acuáticas en el proceso de fotosíntesis, La solubilidad del oxígeno como la de cualquier gas en el agua, depende de la presión imperante en cada punto, de la temperatura media del cuerpo de agua y de su contenido en sales disueltas. En términos generales la solubilidad del oxígeno es directamente proporcional a la presión e inversamente proporcional a la temperatura y a la salinidad del agua. El oxígeno disuelto es requerido para la respiración de microorganismos aeróbicos así como para otras formas de vida aeróbica,. La

reducción de oxígeno disuelto, interfiere con la población de peces a través de retrasos en la suelta de huevos, embriones reducidos en tamaño y vigor, deformaciones en jóvenes, interferencias con digestión, aceleración de coagulación en la sangre, disminución de tolerancia a tóxicos, crecimiento y velocidad. Otros organismos están afectados igualmente. Aun cuando no existe una concentración mínima de oxígeno que cause efectos fisiológicos adversos sobre la salud humana, si existe un limitante en cuanto a la cantidad de oxígeno que se requiere para sostener la vida de los peces en los cuerpos de agua superficial. En general se acepta que una concentración de 5 mg/L es adecuada para estos fines, en tanto que concentraciones menores a 3 mg/L, pueden ser letales para la fauna piscícola de un lago o reservorio. (Metcalf & Eddy, 1991).

2.3.1.1.3. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

Es el parámetro de mayor uso en la medición de la contaminación orgánica en agua residual y agua superficial. Constituye un índice general cualitativo del contenido de materia orgánica presente en la muestra, "que es susceptible de sufrir oxidación biológica" en un corto período de tiempo. Este parámetro es la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación química y biológica de las sustancias existentes en el agua en condiciones ambientales o normalizadas. Pueden contribuir: la materia orgánica carbónica utilizada como alimento o degradable por organismos aeróbicos, nitrógeno de nitritos, amoníaco o compuestos orgánicos, nutrientes para bacterias específicas, y algunos compuestos químicamente oxidables como iones ferroso, sulfuros, sulfito, que reaccionan con oxígeno disuelto o son metabolizados por bacterias. En la mayoría de procesos industriales y aguas residuales, la DBO mide la materia orgánica y amoníaco (derivado de materia vegetal o animal). Su normalización como DBO₅, se debe a que el oxígeno requerido en cinco días en condiciones determinadas para su oxidación, se utiliza como determinación de la capacidad contaminante de un agua residual y como elemento control para conocer el grado de depuración o contaminación de los receptores hídricos. La DBO₅, mide el peso de oxígeno disuelto utilizado por microorganismos para oxidar o transformar los compuestos presentes en el agua durante un período de 5 días, a 20 °C de temperatura. Normalmente representa un 30-40% de la demanda total de oxígeno de la mezcla, (Metcalf & Eddy, 1991, Oliva, 2001).

2.3.1.1.4. Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO es una medida aproximada del contenido de materia orgánica y todo el material oxidable presente en una muestra de agua, y se expresa como "el oxígeno equivalente al contenido de materia orgánica", en miligramos por litro. En condiciones naturales, dicha materia orgánica puede ser biodegradada lentamente, oxidada,

a CO_2 y H_2O , mediante un proceso lento que puede tardar, desde unas pocas semanas hasta unas cuantas décadas, dependiendo del tipo de materia orgánica presente. El DQO es un ensayo de oxidación química que se utiliza para estimar la demanda total de oxígeno para oxidar los compuestos presentes y se basa en la oxidación de componentes orgánicos, por agentes oxidantes fuertes, en medio ácido y con algunos catalizadores inorgánicos. Es más preciso, exacto y rápido que la DBO (Metcalf & Eddy, 1991).

2.3.1.1.5. Material en suspensión o sólidos sedimentables totales

Sólidos inorgánicos y orgánicos. Pueden ser arenas, grasa, aceite, alquitrán y tozos de restos de animales y vegetales, que sedimentan tarde o temprano. Pueden ser biodegradables lenta o rápidamente. Determinan la turbidez, reducen la penetración de la luz y afectan la actividad fotosintética de las plantas. Los sólidos en suspensión son importantes por razones estéticas debido a que conducen al desarrollo de depósitos de lodos y condiciones anaeróbicas. Sus depósitos afectan la vida acuática, sobre todo de organismos benéficos y si son orgánicos pueden sustraer oxígeno de la zona (en ocasiones con gran déficit, sobre todo por estratificación). Además de efectos tóxicos por su composición (solución de agua) pueden matar peces y moluscos por abrasión, obstrucción de agallas (hidróxido de aluminio, hierro) y de las vías respiratorias (Pérez, Oliva, Herrera. 2003).

2.3.1.1.6. Nutrientes

Los nutrientes se ven alterados debido a las descargas de aguas domésticas, al uso de fertilizantes, a la ganadería, etc. Al incrementar la concentración de éstos, se ven acelerados los procesos de eutrofización en los lagos, al darse un crecimiento exagerado en las poblaciones de algas. Al reducirse los niveles de oxígeno y la transparencia en el agua, se ven limitadas las condiciones propicias para las especies acuáticas (Pérez, Oliva, Herrera. 2003).

2.3.1.1.7. Nitrógeno total

Esta constituido por el nitrógeno que forma parte de los compuestos presentes en una muestra y que puede ser determinado como tal. La diferencia entre el nitrógeno total y el nitrógeno de especies inorgánicas constituye el nitrógeno orgánico, el cual representa una reserva para la conversión a formas más asequibles para la cadena trófica, por lo cual, es de importancia en los procesos de eutrofización. El nitrógeno orgánico puede convertirse en amoníaco por las bacterias saprofitas, siendo por lo tanto una fuente energética para las bacterias autótrofas que lo transforman en iones nitrito y nitrato. Estas especies

requieren 4.5 veces más oxígeno que el que requiere el amoníaco, por lo que afecta los niveles de oxígeno disuelto (Oliva, 2001).

2.3.1.1.8. Fósforo total

Es la suma del fósforo contenido en todas las especies químicas presentes en una muestra. La diferencia entre fósforo total y fósforo de ortofosfatos representa la reserva de fósforo que puede ser convertido a su forma más asequible para la cadena trófica, el ortofosfato, considerado como uno de los principales nutrientes en el agua y causante por lo tanto, de eutrofización en cuerpos de agua cuando se encuentra en cantidades elevadas (Oliva, 2001).

2.3.1.1.9. Nitrógeno de nitratos y de nitritos

La concentración de nitratos en aguas naturales es normalmente de unos pocos miligramos por litro, observándose en algunos lugares incrementos debido a las prácticas agrícolas con fertilizantes nitrogenados, El nitrito es el estado de oxidación intermedio del nitrógeno, tanto en la oxidación de amonio a nitrato, como en la reducción de nitrato. Cuando el ión nitrito es ingerido y llega al estómago, la elevada concentración de ácido clorhídrico lo convierte en ácido nitroso, el cual puede reaccionar con aminas secundarias en el tracto digestivo produciendo la cancerígena N-nitrosamina (Oliva, 2001).

2.3.1.1.10. Fósforo de ortofosfatos

Es la forma asequible del fósforo para intervenir en los procesos bioquímicos en el agua. El fósforo de ortofosfatos es generalmente el factor limitante de la productividad en cuerpos de agua, por lo que su análisis es importante para evaluar los procesos de eutrofización y contaminación en aguas naturales. El fosfato es el componente mayor de los fertilizantes, por lo que al aplicarse éstos en exceso, se altera el ciclo del fosfato. Los ortofosfatos son fosfatos inorgánicos solubles en agua que pueden ser arrastrados a las aguas superficiales por el agua de escorrentía (Oliva, 2001).

2.3.1.1.11. Conductividad

La conductividad eléctrica de una muestra de agua es la expresión numérica de su capacidad para transportar corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones en el agua, de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de medición. El contenido en sales disueltas de una muestra de agua, en mg/L, generalmente se

halla contenido entre el 60-70 % del valor de su conductividad eléctrica, en $\mu\text{S}/\text{cm}$. (Wetzel, 1981).

2.3.1.1.12. *Temperatura*

La temperatura en los cuerpos de agua superficial es un parámetro muy importante, debido a los efectos que provoca en las reacciones químicas y la proporción de las reacciones sobre la vida acuática. Por ejemplo, el incremento de temperatura puede causar un cambio en las especies de peces que puedan existir en el cuerpo de agua. La temperatura también es importante por el efecto sobre la solubilidad del oxígeno y en general sobre el efecto en las tasas de metabolismo, difusión y reacciones químicas y bioquímicas (Metcalf & Eddy, 1991, Fair 1993,).

2.3.1.1.13. *Indicadores Biológicos*

También se pueden emplear bioindicadores para evaluar la calidad media que mantiene el agua en periodos más o menos largos: en este sentido, los propios peces indican las condiciones existentes sin embargo para análisis más finos, se pueden emplear los invertebrados del agua, las cuales son muy diferentes en sensibilidad respecto de las condiciones de calidad del agua (Fair 1993).

Debido a la cantidad de parámetros que se utilizan en el diagnóstico de la calidad del agua y a lo complejo que éste puede llegar a ser, se han diseñado índices para sintetizar la información proporcionada por esos parámetros. Los índices tienen el valor de permitir la comparación de la calidad en diferentes lugares y momentos, y de facilitar la valoración de los contaminantes vertidos y de los procesos de auto depuración.

2.3.1.2. *Deterioro de la calidad del agua*

El deterioro de la calidad del agua es un problema que va en aumento, cuyas causas son conocidas en el mundo desarrollado, pero generalmente no se toman en cuenta en los países en desarrollo.

Las principales causas, tanto para el agua dulce como la salada son (Fair 1993):

- Vertidos incontrolados de aguas residuales y pluviales
- Prácticas agrícolas deficientes
- Contaminación atmosférica
- Acumulación de sustancias químicas en suelos y sedimentos
- Exceso de bombeo de aguas subterráneas, que pueden causar intrusión de agua de mar
- Minería y otras industrias de extracción.

Destrucción de zonas pantanosas

Dentro de este contexto es posible afirmar que el deterioro de la calidad del agua generada en núcleos urbanos por efluentes domésticos e industriales, fundamentalmente el uso de químicos en la industria, causa graves problemas ambientales (Fernández., 2003).

Los principales efectos que produce el deterioro de la calidad del agua al medio ambiente son (Fernández., 2003):

Contaminación microbiológica del agua, con la transmisión hídrica de enfermedades.

Pérdida de los ecosistemas acuáticos.

Riesgo de infecciones crónicas en el hombre, asociadas a la contaminación química.

Pérdida de la capacidad productiva en suelos regados, a causa de procesos de salinización.

Pérdida de la reserva de proteínas de los peces.

Pérdida de suelos por erosión.

El estado actual de suministro de agua sanitariamente segura y de los sistemas adecuados de saneamiento es alarmante. Como mínimo, el 20 % de la población mundial no tiene acceso al agua potable y un 50 % no tiene acceso a sistemas de saneamiento adecuados (Fernández., 2003, Pérez, F. Oliva, B. Herrera K. 2003).

Se puede considerar que casi todos los usos pueden contaminar el recurso y convertirlo en no disponible para otros usos, siendo indispensable un tratamiento. Se debe considerar que no todos los problemas de calidad de agua son consecuencia de la actividad humana. Las características geoquímicas naturales pueden aportar cantidades elevadas de hierro reducido, fluor, arsénico y sales a las aguas subterráneas, reduciendo su uso como agua potable. Las erupciones volcánicas y sus consiguientes torrentes de lava, las inundaciones y sequías pueden provocar un deterioro local y regional del ambiente acuático. No obstante, cualquiera de estos eventos, impacta menos que cualquier actividad desarrollada por el hombre (Fernández., 2003).

2.3.2. Contaminación

La contaminación es el deterioro de la calidad del aire, el agua o el suelo con productos que afectan la salud del hombre, la calidad de vida o el funcionamiento natural de los ecosistemas (Fair 1993).

2.3.2.1. Contaminación del agua

Es la incorporación al agua de materias extrañas, como microorganismos, productos químicos, residuos industriales y de otros tipos, o aguas residuales. Estas materias deterioran su calidad y la hacen menos eficaz para los usos pretendidos (Fair, 1993).

2.3.2.1.1. Principales contaminantes del agua

1. Aguas residuales y otros residuos que demandan oxígeno son (en su mayor parte materia orgánica, cuya descomposición produce la desoxigenación del agua), sólidos en suspensión, compuestos inorgánicos disueltos (en especial compuestos de fósforo y nitrógeno) y bacterias dañinas.
2. Agentes infecciosos entre los que se encuentran bacterias patógenas y virus.
3. Nutrientes vegetales que pueden estimular el crecimiento de las plantas acuáticas. Éstas a su vez, interfieren con los usos a los que se destina el agua y al descomponerse agotan el oxígeno disuelto y producen olores desagradables.
4. Productos químicos, incluyendo los pesticidas, diversos productos industriales, las sustancias tensoactivas contenidas en los detergentes, y los productos de la descomposición de otros compuestos orgánicos.
5. Petróleo, especialmente el procedente de los vertidos accidentales.
6. Minerales y compuestos químicos inorgánicos.
7. Sedimentos formados por partículas del suelo y minerales arrastrados por las tormentas y escorrentías desde las tierras de cultivo, los suelos sin protección, las explotaciones mineras, las carreteras y los desperdicios.
8. Sustancias radiactivas procedentes de los residuos producidos por la minería y el refinado del uranio y el torio, las centrales nucleares y el uso industrial, médico y científico de materiales radiactivos.
9. El calor también puede ser considerado un contaminante cuando el vertido del agua empleada para la refrigeración de las fábricas y las centrales energéticas hace subir la temperatura del agua de la que se abastecen.
10. Amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos procedentes de fuentes puntuales urbanas, industriales y áreas de ganadería.
11. Nutrientes de origen diverso, en áreas agrícolas y urbanas.
12. Contaminantes derivados de problemas de eutrofización.
13. Acidificación.
14. Filtraciones de vertederos de escombros (Basureros)
15. Filtraciones de embalses.

En todos los casos el exceso de captación contribuye a incrementar los efectos de la contaminación (Fair ,1993, Fernández., 2003).

2.3.2.1.2. Efectos de la contaminación del agua

Los efectos de la contaminación del agua incluyen los que afectan a la salud humana. La presencia de nitritos en el agua potable puede producir la cancerígena N-nitrosamina que en ocasiones es mortal (Oliva, 2001). El cadmio presente en los fertilizantes depositados en el cieno o lodo puede ser absorbido por las cosechas; de ser ingerido en cantidad suficiente, el metal puede producir un trastorno diarreico agudo, así como lesiones en el hígado y los riñones. Hace tiempo que se conoce de la peligrosidad de sustancias inorgánicas, como el mercurio, el arsénico y el plomo (Fair ,1993, Fernández., 2003).

Los lagos son especialmente vulnerables a la contaminación, y la eutrofización se produce cuando el agua se enriquece de modo artificial con nutrientes, lo que produce un crecimiento anormal de las plantas. Los fertilizantes químicos arrastrados por el agua desde los campos de cultivo pueden ser los responsables. El proceso de eutrofización puede ocasionar problemas estéticos y organolépticos tales como mal sabor y olor y un cúmulo de algas o verdín desagradable a la vista. Así mismo un crecimiento denso de las plantas con raíces, el agotamiento del oxígeno en las aguas más profundas y la acumulación de sedimentos en el fondo de los lagos, como otros cambios químicos, tales como la precipitación del carbonato de calcio en las aguas duras. Otro problema cada vez más preocupante es la lluvia ácida, que ha dejado muchos lagos del norte y el este de Europa y del noreste de Norteamérica totalmente desprovistos de vida (Fernández., 2003).

2.3.2.2. Contaminación puntual y no puntual

Es posible establecer una diferencia entre la contaminación de origen puntual y la de origen difuso o no puntual, en función de la forma de llegada a la fuente de agua (Fair, 1993).

La contaminación de origen puntual es fácil de detectar y es posible limitarla, en cambio, no es posible afirmar lo mismo sobre la contaminación de origen no puntual, que proviene en gran parte de la agricultura y de las poblaciones rurales. Los contaminantes agrícolas al igual que los sedimentos provenientes del suelo erosionado, el fósforo adsorbido a las partículas del suelo, las bacterias en suspensión, los nitratos disueltos y otros minerales y los plaguicidas agroquímicos en suspensión o soluciones no se pueden asociar fácilmente con una fuente u origen concreto, tanto en un caso como en el otro, lo que se produce es una degradación del recurso. Normalmente se intenta primero minimizar las fuentes puntuales, para después establecer una estrategia de limitación de las fuentes no puntuales (Fair, 1993).

2.4. Proceso de Eutrofización de Lagos

Los lagos pueden ser clasificados como oligotróficos, mesotróficos y eutróficos de acuerdo a ciertos factores o parámetros químicos y biológicos diferentes. Estos son la productividad primaria (gC/m^2 año), transparencia medida con disco Secci (m), clorofila (mg/m^3), fósforo total (mg/m^3), y nitrógeno total (mg/m^3). En los lagos oligotróficos, las concentraciones de los nutrientes solubles nitrógeno y fósforo adheridos a sedimentos son bajas y limitan el crecimiento de algas y otras plantas acuáticas. Estos lagos son normalmente profundos y tienen niveles de oxígeno adecuados incluso en el verano cuando la fotosíntesis y las temperaturas favorecen el máximo crecimiento de las plantas (Machorro 1996).

El término eutrofia fue utilizado por primera vez por el botánico alemán Weber en 1907 para describir las condiciones de nutrientes que determinan a la comunidad de plantas en las etapas iniciales de desarrollo de ciénagas de turba (carbón de residuos fósiles de vegetales acumulados).

Actualmente eutrofización es el término que se utiliza para describir los efectos biológicos del incremento en la concentración de los nutrientes de las plantas, usualmente nitrógeno y fósforo, pero también otras sustancias químicas como silicio o sílice, calcio, hierro o manganeso en ecosistemas acuáticos (Harper, 1992).

La propiedad característica de la eutrofización es el excesivo crecimiento de algas. La eutrofización es responsable por la formación de grandes depósitos de carbón y turba. La utilización de fertilizantes en la agricultura, la descarga de las aguas

domésticas residuales y el contenido en fósforo de los detergentes pueden elevar las concentraciones de nitrógeno y fósforo y por lo tanto incrementar la productividad biológica (Machorro 1996).

La eutrofización lleva consigo una serie de cambios importantes en un ecosistema lacustre, los cuales afectan tanto la composición química de sus aguas como la estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas que alberga (Torres, García, 1995).

Toda la evidencia disponible sugiere que cuando un ambiente desarrolla un florecimiento masivo de algas como resultado de la contaminación, este se debe al incremento en el suministro de fósforo y nitrógeno combinados. Sin embargo, ya que la mayoría de las algas cianofíceas filamentosas tienen la capacidad de fijar su propio nitrógeno, el fósforo resulta ser más importante (Torres, García, 1995). Y se puede considerar como el elemento limitante pero no en todos los casos.

En la mayoría de los casos se ha podido reconocer que los cambios en la condición trófica de los lagos observados desde tiempos históricos están determinados en gran medida por la influencia de las actividades humanas. Este fenómeno se conoce como eutrofización cultural, y es causado por el enriquecimiento artificial mediante la introducción de materiales, principalmente fosfatos y nitratos (Torres, García, 1995), al agua de los lagos.

Las alteraciones en los ecosistemas (La conversión de bosques en tierra de uso agrícola o urbano) pueden incrementar la carga de nutrientes sobre lagos oligotróficos estimulando el crecimiento de algas e iniciando el proceso de eutrofización como se observa en el siguiente esquema en el que se muestra la progresión de condiciones oligotróficas a mesotróficas y Eutróficas en los lagos (En base a diagrama, Henderson-Sellers y Markland, 1987, en Machorro, 1996)

Progresión de Condiciones Oligotróficas a Mesotróficas y Eutróficas en los Lagos

Tipo de Lago	Lago Oligotrófico	Lago Mesotrófico	Lago Eutrófico
Nutrientes	Pocos Nutrientes	Algunos Nutrientes	Nutrientes altos
Niveles de O₂	Altos Niveles de O ₂	---	Bajos Niveles de O ₂
Sedimentos	---	Baja concentración de Sedimentos	Altas concentraciones de Sedimentos

2.5.

Calidad del Agua en Guatemala

La calidad del agua superficial en Guatemala representa una preocupación que va en aumento. El agua superficial se considera dulce, excepto a lo largo de la costa, donde la calidad gradualmente cambia a salobre y finalmente a salina. Problemas de sedimentación que resultan de la deforestación, la contaminación biológica y química ocurren en intensidades variadas en el país, Los sistemas de tratamiento de aguas residuales en los principales centros de población son inadecuados o no existen, las descargas crudas van directamente a los arroyos locales. Durante la época lluviosa, las enfermedades de origen hídrico como el cólera aumentan debido a que las bacterias se esparcen a través de estas fuentes de agua superficial contaminadas (Machorro, 1996).

Con excepción del agua subterránea salobre o salina que se encuentra cerca de las costas del Pacífico y del Caribe, el agua subterránea es adecuada para la mayoría de los usos. La contaminación química y biológica ocurre en acuíferos no confinados y poco profundos cercanos a centros poblacionales. La contaminación química proveniente de la agricultura es también una fuente mayor de contaminación de agua superficial y subterránea y causa la degradación de los ríos y arroyos (Machorro, 1996).

2.6. Contexto general

La cuenca del Río Dulce y lago de Izabal se caracteriza por una intensa actividad humana y por una gran riqueza ecológica. Es una zona en la que tienen lugar procesos independientes físicos, biológicos, sociales, económicos y culturales. Esta vasta complejidad de relaciones multidireccionales es lo que identifica

al conjunto biofísico de esta zona. Una de las características más importantes es la gran productividad natural de los ecosistemas que la componen (Machorro, 1996, Pérez, et.al. 2003).

Las presiones causadas por las actividades humanas desarrolladas en el área de Río Dulce y lago de Izabal y la explotación intensiva de los recursos, han producido una reacción en pro de la protección de dichos recursos, tanto con fines de utilización como de conservación. Los cambios inducidos por las acciones humanas o naturales tienen el potencial de generar reacciones acumulativas, incluso en puntos muy distantes a su lugar de origen (Machorro, 1996).

La acelerada y desordenada urbanización de la cuenca deteriora la calidad de las aguas, lo que a su vez, afecta la viabilidad económica de actividades como el turismo. Estos cambios inducidos dan lugar a conflictos en cuanto al uso de los recursos, la especulación por la tierra y a impactos intersectoriales negativos (Machorro, 1996).

Dada la importancia de la zona y la relación que existe entre el desarrollo sostenible y los ambientes acuíferos podemos decir que el área de Río Dulce y Lago de Izabal:

Constituye un sistema integral esencial para el mantenimiento de la vida, ofrece oportunidades económicas y sociales para el desarrollo sostenible.

Se requiere de nuevos enfoques para el manejo integrado y estudio del área en vista de la creciente destrucción y degradación ambiental.

Desde la década de los 70's se han realizado estudios que demuestran la contaminación de las aguas y los sedimentos del lago de Izabal (Machorro, 1996). Uno de ellos es el realizado por M. Basterrechea en el período 1991-1992 (Basterrechea, 1993), quien realizó un estudio que comprendió la determinación de 49 parámetros físicos, químicos, bioquímicos y bacteriológicos en 22 estaciones. El estudio consistió en la determinación mensual de los parámetros seleccionados, por un año, estableciendo así una línea base para la calidad del agua del Lago de Izabal.

Un enriquecimiento del lago por los nutrientes inorgánicos como el amoníaco, los nitratos y el fósforo, debido a cargas orgánicas excesivas, puede ocasionar un deterioro de la calidad del agua, siendo conocido este proceso de sobreproducción como eutrofización (Payne, 1996). M. Bastterrechea, en el estudio citado anteriormente, concluye que los principales afluentes del Lago de

Izabal, están provocando cambios indeseables en el mismo, a través de la carga de material orgánico e inorgánico que son lavados de la cuenca. Así, se verificó que existe el proceso de eutrofización en el lago, al ocurrir florecimientos algales de cianofitas y diatomeas.

En 1998 se llevó a cabo un estudio (Pérez, et.al. 2003) sobre el Impacto de la calidad del agua en la cuenca del río Polochic sobre la Integridad Biológica del Lago de Izabal. En este estudio se consideraron 6 puntos de muestreo ubicados en la región occidental del lago (El Estor, Bocas de Cobán, Bocas de Bujajal, Río Oscuro, Centro del Lago y Punta Chapín). Además, en la cuenca se muestrearon 9 puntos (Papaljá, Pueblo Viejo, Tinajas, Jolomjix, Polochic en Panzos, Boca Nueva y Cahabón). Se evaluaron parámetros fisicoquímicos y biológicos.

En dicho estudio se verificó la importancia del humedal ubicado en Bocas de Polochic como una barrera filtradora de las aguas que van del Río Polochic hacia el lago de Izabal, ya que se encontró que los niveles de nutrientes (N y P) en el agua, disminuyen en el lago.

En 1997, ASINDEGUA efectuó un estudio sobre la Calidad del Agua en Río Dulce, en el cual seleccionaron 29 puntos de muestreo a lo largo del río. En dicho estudio determinaron principalmente contaminación microbiológica y por materia orgánica, y en algunos puntos grasas y aceites. Se concluyó que la principal fuente de contaminación era la descarga de aguas servidas, en vista que los niveles de coliformes totales y fecales eran demasiado elevados, encontrándose valores superiores a los 2,400 Unidades Formadoras de Colonias por 100 mL (ASINDEGUA, 1997).

2.6.1. Área de estudio

El lago de Izabal tiene un área de 718 Km², (Machorro, 1996); se encuentra localizado entre las coordenadas 15°24' N a 15°38' W. ubicado a 0.8 msnm aproximadamente (Machorro, 1996), y con una profundidad media de 11.9 m, es el lago más grande de Guatemala, su principal afluente es el río Polochic.

Río Dulce fue declarado Parque Nacional por Acuerdo Gubernativo del 26 de mayo de 1955 y delimitado por acuerdo ministerial del 23 de agosto de 1968. Se encuentra en el municipio de Livingston, departamento de Izabal. Constituye el drenaje natural del Lago de Izabal hacia el mar Caribe. Su extensión es de aproximadamente 7,200 ha, sin incluir el cuerpo de agua.

2.6.2. Perfil Socioambiental

La tasa de crecimiento de la población en la cuenca del Río Dulce es del 4.2 %, mientras que el promedio en el país es de 2.3 %. Debido a la expansión desordenada de asentamientos humanos caracterizados por condiciones de pobreza, por falta de oportunidades y falta de servicios básicos de saneamiento en la región se descargan millones de metros cúbicos anuales de aguas residuales al Río Dulce contaminando sus aguas (Mejía, 1997).

2.6.2.1. Actividades socioeconómicas

Las principales actividades socioeconómicas en la región de estudio son: agricultura, turismo, pesca, transporte, construcción, los cuales provocan el deterioro del ecosistema, ya que no existe un plan de manejo que permita la planificación de la cuenca (Mejía, 1997).

2.6.3. Vulnerabilidad ambiental

Cuatro factores inciden en el aumento de la vulnerabilidad ambiental y los impactos de los llamados desastres naturales, siendo estos:

- la degradación de las cuencas
- los patrones de asentamiento en zonas de riesgo y en condiciones de pobreza y marginación.
- la debilidad institucional en el conocimiento y manejo de riesgos
- la recurrencia de eventos hidrometeorológicos como lluvias y geodinámicos, como temblores y terremotos.

Estos factores provocan el azolvamiento de cuerpos de agua y la anegación de zonas pobladas y agrícolas, así como la recurrencia de eventos geofísicos como deslaves, derrumbes y hundimientos.

Las causas del creciente e indetenible proceso destructivo de Río Dulce son: El corte de especies vegetales que cubre tierras inundables, tierras pantanosas. La extracción de flora y fauna, la cacería furtiva o sistemática, la pesca durante época de veda. La deforestación, la construcción de casas y edificios, en especial de albergues recreativos en las riberas del río; la expansión de asentamientos humanos, la proliferación de actividades industriales, la frecuencia de cultivos intensivos y extensivos, las deposiciones humanas y la eliminación de sustancias tóxicas. La deforestación en los alrededores del parque ha conducido a la sedimentación de los ríos de la vertiente noroeste del Cerro San Gil y del noroeste de la Sierra de Santa Cruz, los cuales desembocan en el Río Dulce (Mejía, 1997),

2.6.3.1. Biodiversidad en la Región

De acuerdo con Villar (1998), el bioma de selva tropical lluviosa ocupa todo el departamento de Izabal, presenta grandes árboles y gran cantidad de animales silvestres. Entre los biotopos representativos del bioma se encuentran los humedales lacustres, los estuarios, pantanos, litorales marinos, selvas altas perennifolias, selvas altas subperennifolias, sabanas de palma y pastizales.

Según Villar (1998), en el departamento de Izabal existen áreas de selva de montaña, en la parte oriental de la Sierra de las Minas y fragmentación en la Sierra del Merendón. En este bioma, la vegetación es exuberante, variada y muchas veces presente en forma de bosques mixtos.

2.7. Ordenamiento jurídico en la gestión ambiental

El marco legal en que se fundamentan las áreas protegidas en el departamento de Izabal, es el siguiente:

- Constitución Política de la República de Guatemala
- Ley de Protección y Mejoramiento del Ambiente
- Ley de Areas Protegidas, Decreto 4-89
- Ley Forestal, Decreto 101-96.
- Ley Reguladora de las Areas de Reservas Territoriales del Estado de Guatemala. Decreto 126-97.

3. JUSTIFICACIÓN

Debido a la problemática que causa la contaminación producida por aguas residuales y excretas, la cual es la principal causa de contaminación por actividades humanas, es adecuado determinar el impacto ambiental de las mismas por medio del análisis fisicoquímico en muestras de agua. Esto nos permitirá establecer cuando un cuerpo de agua cambia las condiciones normales que su propio ecosistema define.

La determinación de los niveles de nutrientes y parámetros fisicoquímicos es necesaria para medir el impacto de la descarga directa de aguas residuales en la cuenca, debido a que estas aumentan la concentración de los mismos, lo que provoca una aceleración en el proceso de eutrofización en la cuenca de Río Dulce y Lago de Izabal, lo que a su vez afecta la viabilidad económica de diversas actividades.

El propósito de determinar el impacto causado por nutrientes de las aguas residuales vertidas en el área de estudio, es para realizar y proponer la evaluación de las medidas de mitigación que se puedan adoptar para el manejo sustentable de la cuenca de Río Dulce y Lago de Izabal.

4. OBJETIVOS

4.1. *General*

- œ Realizar un diagnostico del impacto ambiental causado por el vertido de aguas residuales domésticas en el agua del Lago de Izabal y Río Dulce.

4.2. *Específicos*

- œ Determinar los parámetros básicos establecidos para aguas residuales a lo largo de estos cuerpos de agua, en 11 puntos de muestreo.

Los parámetros básicos a analizar son:

- Demanda bioquímica de oxígeno DBO₅
 - Demanda Química DQO
 - Oxígeno Disuelto OD
 - Fósforo Total
 - Fósforo-Ortofosfatos
 - Nitrógeno total
 - Nitrógeno-Amoniaco
 - Nitrógeno-Nitrato
 - Nitrógeno-Nitrito
 - Sólidos sedimentables
 - Sólidos en suspensión
 - Sólidos Totales
 - Temperatura
 - pH
 - Conductividad
 - Visibilidad
 - Profundidad
-
- œ Establecer relaciones entre los niveles de calidad de agua y la contaminación causada por aguas residuales domesticas y agrícolas de las comunidades y los centros turísticos ubicados en la cuenca del Lago de Izabal y Río Dulce.
 - œ Determinar el impacto ambiental causado por el agua residual domestica vertida en el Lago de Izabal y Río Dulce.
 - œ Localizar los puntos de mayor contaminación a lo largo del Lago de Izabal y Río Dulce.

5. HIPÓTESIS

Los parámetros indicadores de calidad del agua para nutrientes están por encima de los límites permisibles para descarga de aguas residuales, lo que provoca un impacto negativo en la cuenca del Río Dulce y Lago de Izabal

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. *Universo*

El agua de la cuenca de Río Dulce y Lago de Izabal

6.2. *Muestra*

El agua colectada en once puntos de muestreo establecidos en la cuenca de Río Dulce y la parte Oriental del lago de Izabal.

6.3. *Materiales*

6.3.1. Equipo

- Autoclave
- Balanza Analítica
- Bomba de Vacío
- Conductímetro
- Conos Injhoff
- Desecadora
- Disco Seccii
- Espectrofotómetro UV-Visible Hach
- GPS
- Horno
- Incubadora
- Medidor de Oxígeno disuelto
- Medidor de porcentaje de humedad y temperatura
- Pipetas volumétricas automáticas
- Potenciómetro
- Termoreactor
- Vortex

6.3.2. Reactivos

- Ácido ascórbico (grado analítico)
- Ácido Clorhídrico concentrado
- Ácido Salicílico (grado analítico)
- Ácido Sulfúrico concentrado
- Agua destilada (grado analítico)
- Almidón
- Azida de sodio (grado analítico)
- Biyodato de potasio (grado analítico)
- Cloruro de amonio (grado analítico)
- Cloruro de calcio (grado analítico)

- Cloruro ferrico (grado analítico)
- Dicromato de Potasio (grado analítico)
- Fenol (grado analítico)
- Fluoruro de potasio (grado analítico)
- Fosfato diácido de potasio (grado analítico)
- Fosfato monoácido de potasio (grado analítico)
- Fosfato monoácido de sodio (grado analítico)
- Heptamolibdato de amonio (grado analítico)
- Hidróxido de sodio (grado analítico)
- Hipoclorito de sodio (grado analítico)
- Nitrover
- Nitriver
- Persulfato de potasio (grado analítico)
- Fosver
- Pirofosfato de sodio decahidratado (grado analítico)
- Silica Gel
- Sulfanilamida (grado analítico)
- Sulfato de magnesio heptahidratado (grado analítico)
- Sulfato de Manganeso (grado analítico)
- Tartrato de antimonilpotasio (grado analítico)
- Tiosulfato de sodio (grado analítico)
- Yoduro de sodio (grado analítico)

6.3.3. Cristalería y equipo menor

- Botellas de vidrio de 250 mL
- Botellas plásticas (polietileno de alta densidad) de 1 L
- Bulbos de succión
- Cápsulas de porcelana
- Espátulas
- Filtros plásticos
- Gradillas
- Pizeta
- Puntas para pipeta volumétrica
- Termómetro
- Agitador de vidrio
- Balones de fondo plano de 25, 50, 100 y 250 mL de capacidad
- Bureta de 25 y 50 mL de capacidad
- Erlenmeyer de 250 mL de capacidad
- Micropipetas
- Pipetas volumétricas de 10, 50 y 100 mL de capacidad
- Tubos de ensayo con tapón de rosca de 50 mL de capacidad
- Tubos de ensayo de 25 y 50 mL de capacidad
- Vasos de precipitar de 25, 50, 100, 250 y 500 mL de capacidad

6.3.4. Materiales

- Baterías AA
- Equipo de oficina
- Hieleras
- Jabón de manos
- Lazos y Rafias
- Libreta de campo
- Marcadores indelebles
- Masking Tape
- Mayordomo
- Tijeras

6.3.5. Otros (Transporte)

- Vehículo automotor
- Lancha

6.4. *Métodos (Procedimientos)*

6.4.1. Diseño de Investigación

El plan de desarrollo del tema incluyó las siguientes etapas principales:

6.4.1.1. *Selección de Sitios de muestreo*

La selección de los puntos de muestreo, se realizó en una gira de reconocimiento, en la cual se seleccionaron 11 puntos de muestreo con base en las principales fuentes de contaminación de aguas residuales, en la parte oriental del Lago de Izabal y Río Dulce. (Ver mapa de puntos de muestreo)

Los criterios para la selección de los puntos de muestreo se basaron en las actividades que se realizan en el área, la ubicación de comunidades, lugares turísticos en el área y afluentes.

6.4.1.2. *Muestreo*

En los puntos seleccionados para el muestreo, se realizaron procedimientos internacionalmente aceptados para la toma de muestras de agua. Las muestras de agua fueron tomadas en recipientes de polietileno o de propileno de alta densidad de un litro de capacidad, en cada punto seleccionado se tomaron un total de tres litros de agua. Cada botella se trató previamente para eliminar cualquier tipo de contaminante. El recipiente que se utilizó para el muestreo permaneció cerrado hasta el momento de tomar la muestra, y se dejó un espacio de aire para facilitar la agitación de la muestra (Organización Mundial para la Salud "OMS" 1988). Posterior al muestreo las muestras se almacenaron a una temperatura menor a cuatro grados centígrados, a pH ácido y a pH neutro dependiendo de los análisis posteriores.

6.4.1.3. *Análisis de parámetros físicos en el campo*

Los parámetros físicos en el campo se midió con la ayuda de potenciómetros portátiles y otro equipo adecuado, con los cuales se midió pH, conductividad, sólidos disueltos, temperatura, visibilidad y profundidad.

6.4.1.4. *Análisis de parámetros en el laboratorio*

Los diferentes parámetros como Demanda Química de oxígeno DQO, Fósforo Total, Fósforo-Ortofosfatos, Nitrógeno total, Nitrógeno-Amonio, Nitrógeno-Nitrato, Nitrógeno-Nitrito, Oxígeno Disuelto OD y Demanda bioquímica de oxígeno DBO₅ se realizaron según metodología de la Asociación de Salud Pública Americana y Asociación de trabajos del Agua de Estados Unidos (APHA y AWWA 1992), Los diferentes tipos de sólidos se midieron según los procedimientos de APHA y AWWA recomendados en el Standard Methods (1998),

6.4.1.5. *Evaluación de Resultados*

Los resultados se evaluaron, por análisis Jerárquico de Agrupamiento y por análisis geoestadísticos, a partir de los datos obtenidos en los análisis fisicoquímicos, con el propósito de determinar el impacto ambiental causado por aguas residuales.

7. RESULTADOS

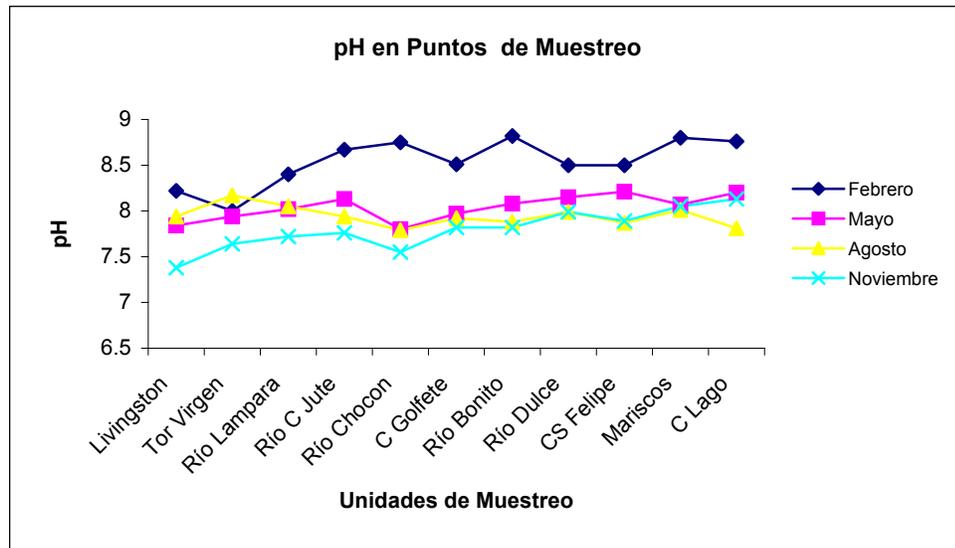
CUADRO 1

Cuadro de pH durante los meses de muestreo

UMG	pH			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	8.22	7.84	7.94	7.38
Tor Virgen	8	7.94	8.17	7.64
Río Lampara	8.4	8.02	8.05	7.72
Río C Jute	8.67	8.13	7.94	7.76
Río Chocon	8.75	7.8	7.79	7.55
C Golfete	8.51	7.97	7.92	7.82
Río Bonito	8.82	8.08	7.88	7.82
Río Dulce	8.5	8.15	7.99	7.99
CS Felipe	8.5	8.21	7.87	7.89
Mariscos	8.8	8.07	8.01	8.05
C Lago	8.76	8.2	7.81	8.13

Minimo Maximo

FIGURA 1.



CUADRO 2.

Cuadro de Conductividad uS/ cm durante los meses de muestreo

UMG	Conductividad uS/cm			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	4.84	2.1	0.29	378
Tor Virgen	3	2	0.28	244
Río Lampara	1290	1.9	0.28	237
Río C Jute	1290	2	0.25	234
Río Chocon	1290	1.8	0.26	223
C Golfete	1290	1.8	0.26	242
Río Bonito	204	2.5	0.37	214
Río Dulce	1290	2	0.26	238
CS Felipe	68.9	2	0.29	224
Mariscos	24	184.6	0	221
C Lago	NM	3	0.34	220

Minimo

Maximo

NM

No medido

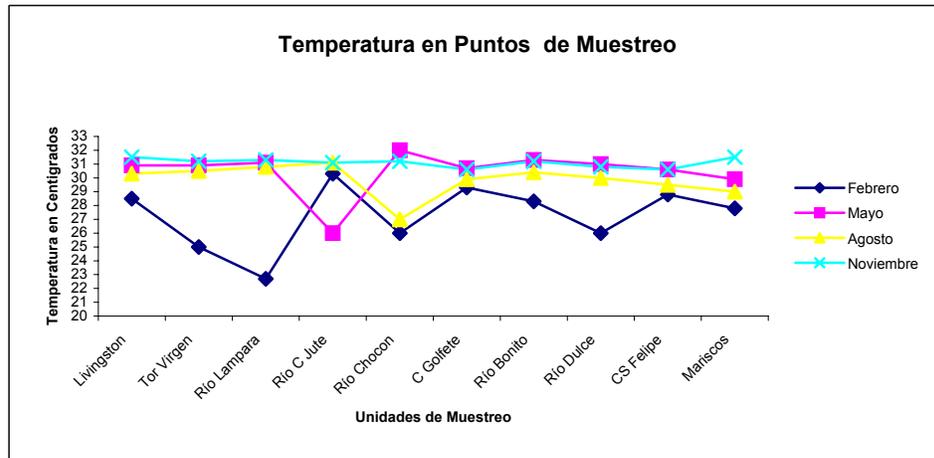
CUADRO 3.

Cuadro de Temperatura durante los meses de muestreo

UMG	Temperatura °C			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	28.5	30.9	30.3	31.5
Tor Virgen	25	30.9	30.5	31.2
Río Lampara	22.7	31.1	30.8	31.3
Río C Jute	30.3	26	31.1	31.1
Río Chocon	26	32	27	31.2
C Golfete	29.3	30.7	29.9	30.6
Río Bonito	28.3	31.3	30.4	31.2
Río Dulce	26	31	30	30.8
CS Felipe	28.8	30.6	29.5	30.6
Mariscos	27.8	29.9	29	31.5
C Lago	25	30.2	29.8	30.7

Minimo Maximo

FIGURA 3.



CUADRO 4

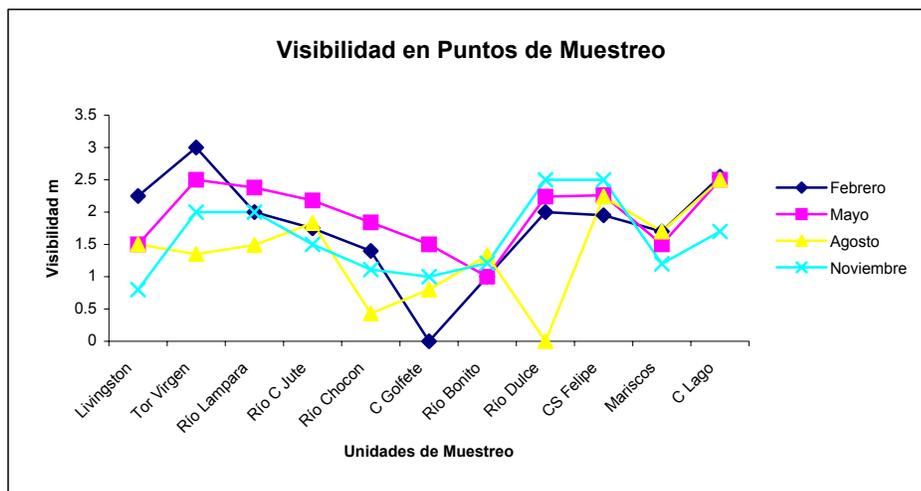
Cuadro de Visibilidad en metros durante los meses de muestreo

UMG	Visibilidad m			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	2.25	1.5	1.5	0.8
Tor Virgen	3	2.5	1.35	2
Río Lampara	2	2.38	1.49	2
Río C Jute	1.75	2.18	1.83	1.5
Río Chocon	1.4	1.84	0.43	1.11
C Golfete	NM	1.5	0.8	1
Río Bonito	1	1	1.33	1.21
Río Dulce	2	2.24	0	2.5
CS Felipe	1.95	2.26	2.24	2.5
Mariscos	1.7	1.5	1.7	1.2
C Lago	2.55	2.5	2.5	1.7

Minimo Maximo

NM No medido

FIGURA 4.



CUADRO 5

Cuadro de Profundidad en metros durante los meses de muestreo

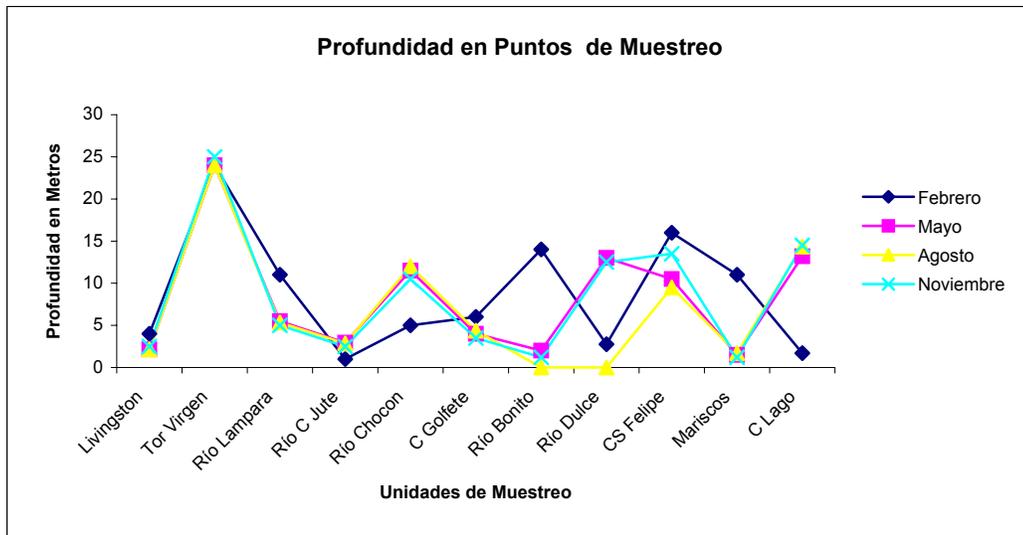
UMG	Profundidad m			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	4	2.15	2.15	2.5
Tor Virgen	24	24	24	25
Río Lampara	11	5.5	5.35	5
Río C Jute	1	2.95	2.85	2.5
Río Chocon	5	11.5	12	10.5
C Golfete	6	4	4.37	3.5
Río Bonito	14	2	NM	1.21
Río Dulce	2.75	13	NM	12.5
CS Felipe	16	10.5	9.5	13.5
Mariscos	11	1.5	1.7	1.2
C Lago	1.7	13.2	14.34	14.5

Minimo Maximo

NM

No medido

FIGURA 5.



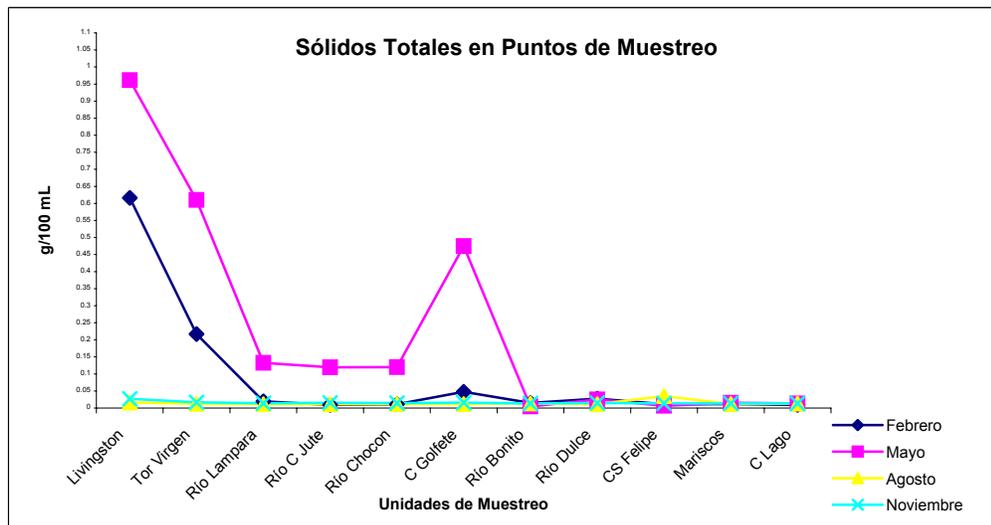
CUADRO 6.

Cuadro de Sólidos Totales en g/100 mL durante los meses de muestreo

UMG	Sólidos Totales g /100 mL			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	0.6164	0.9616	0.0161	0.0269
Tor Virgen	0.217	0.61	0.0125	0.0167
Río Lampara	0.0194	0.1326	0.0114	0.0139
Río C Jute	0.0095	0.1192	0.0113	0.0153
Río Chocon	0.011	0.12	0.0117	0.0146
C Golfete	0.0478	0.4748	0.0117	0.0158
Río Bonito	0.0147	0.0048	0.0134	0.0135
Río Dulce	0.0275	0.025	0.0113	0.0149
CS Felipe	0.011	0.0067	0.03478	0.0135
Mariscos	0.0117	0.0152	0.0117	0.0136
C Lago	0.0094	0.0134	0.0132	0.0134

Minimo Maximo

FIGURA 6.



CUADRO 7

Cuadro de Sólidos Totales Disueltos g/ L durante los meses de muestreo

UMG	Sólidos Disueltos mg/ L			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	186	48	37	11
Tor Virgen	16	36	10	2
Río Lampara	9	3	1	2
Río C Jute	6	7	0	1
Río Chocon	8	10	39	7
C Golfete	7	20	1	1
Río Bonito	3	3	0	1
Río Dulce	13	5	1	2
CS Felipe	1	1166	39	7
Mariscos	12	4	0	1
C Lago	3	2	4	1

Minimo Maximo

CUADRO 8

Cuadro de Sólidos Suspendedos g/ 100 mL durante los meses de muestreo

UMG	Sólidos Suspendedos g/ 100 mL			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	3.5341	0.9651	0.0203	0.0218
Tor Virgen	0.2232	0.4631	0.0228	0.0123
Río Lampara	0.0178	0.1033	0.0029	0.0101
Río C Jute	0.015	0.939	0.0129	0.011
Río Chocon	0.0178	0.1033	0.0029	0.0101
C Golfete	0.0615	0.5186	0.0135	0.0113
Río Bonito	0.0086	0.0126	0.0137	0.0113
Río Dulce	0.0332	0.0333	0.0114	0.0116
CS Felipe	0.01	0.0101	0.0169	0.0109
Mariscos	0.0063	0.0116	0.0154	0.0103
C Lago	0.0139	0.0099	0.0149	0.0098

Minimo Maximo

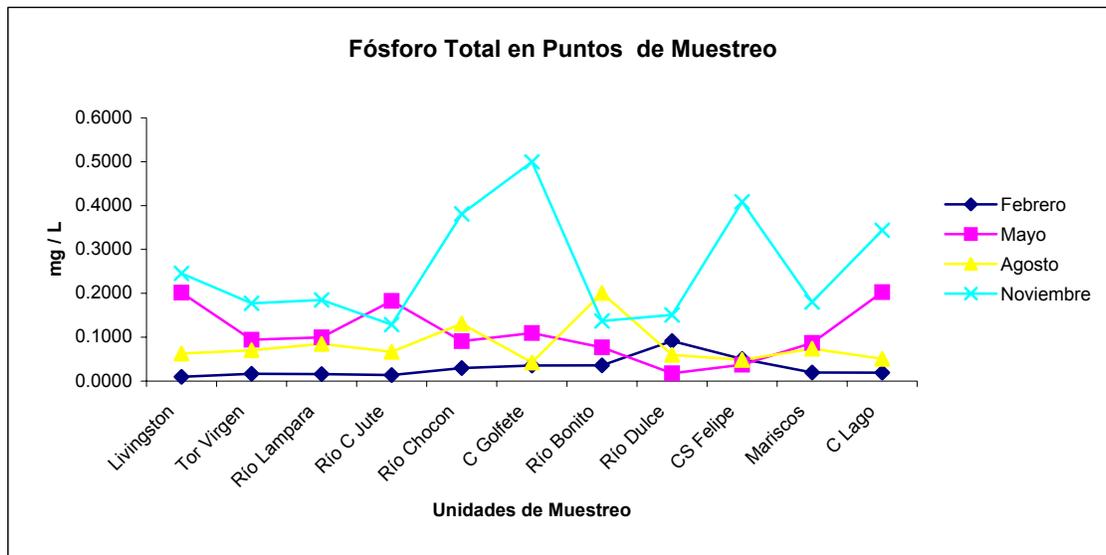
CUADRO 9

Cuadro de Fósforo Total mg/ L durante los meses de muestreo

UMG	Fósforo Total mg/ L			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	0.0097	0.2017	0.0627	0.246
Tor Virgen	0.0168	0.0944	0.0704	0.177
Río Lampara	0.0158	0.0996	0.0848	0.185
Río C Jute	0.0139	0.1829	0.0668	0.129
Río Chocon	0.0299	0.0911	0.1307	0.381
C Golfete	0.0355	0.1094	0.0423	0.500
Río Bonito	0.0360	0.0770	0.2008	0.137
Río Dulce	0.0914	0.0177	0.0598	0.151
CS Felipe	0.0505	0.0374	0.0482	0.409
Mariscos	0.0196	0.0869	0.0741	0.180
C Lago	0.0191	0.2027	0.0508	0.344

Minimo Maximo

FIGURA 9.



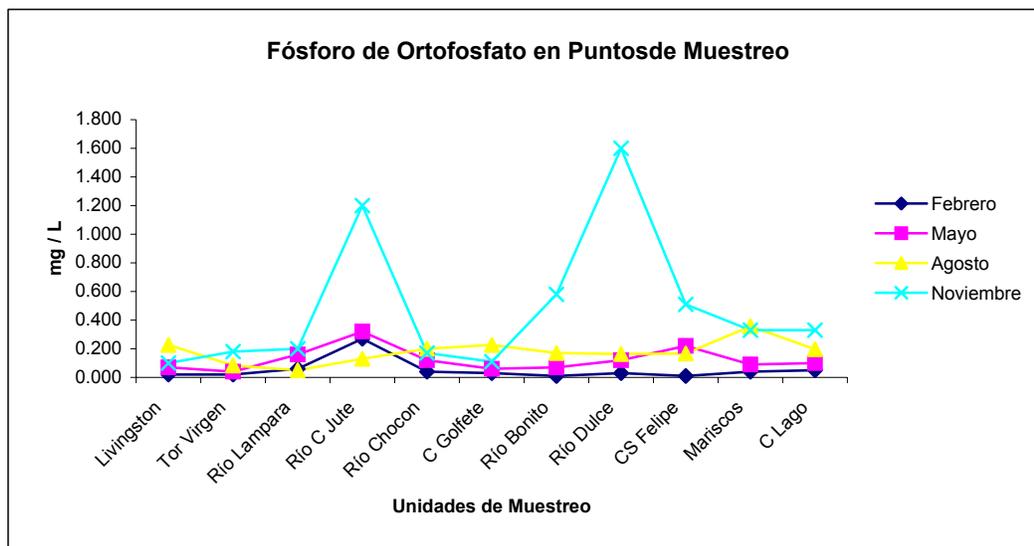
CUADRO 10

Cuadro de Fósforo de Ortofósatos mg/ L durante los meses de muestreo

UMG	Fósforo de Ortofósatos mg/ L			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	0.020	0.070	0.227	0.100
Tor Virgen	0.020	0.040	0.083	0.180
Río Lampara	0.060	0.160	0.050	0.200
Río C Jute	0.270	0.320	0.130	1.200
Río Chocon	0.040	0.120	0.200	0.170
C Golfete	0.030	0.060	0.227	0.110
Río Bonito	0.010	0.070	0.170	0.580
Río Dulce	0.030	0.120	0.163	1.600
CS Felipe	0.010	0.220	0.167	0.510
Mariscos	0.040	0.090	0.357	0.330
C Lago	0.050	0.100	0.197	0.330

FIGURA 10.

Minimo Maximo



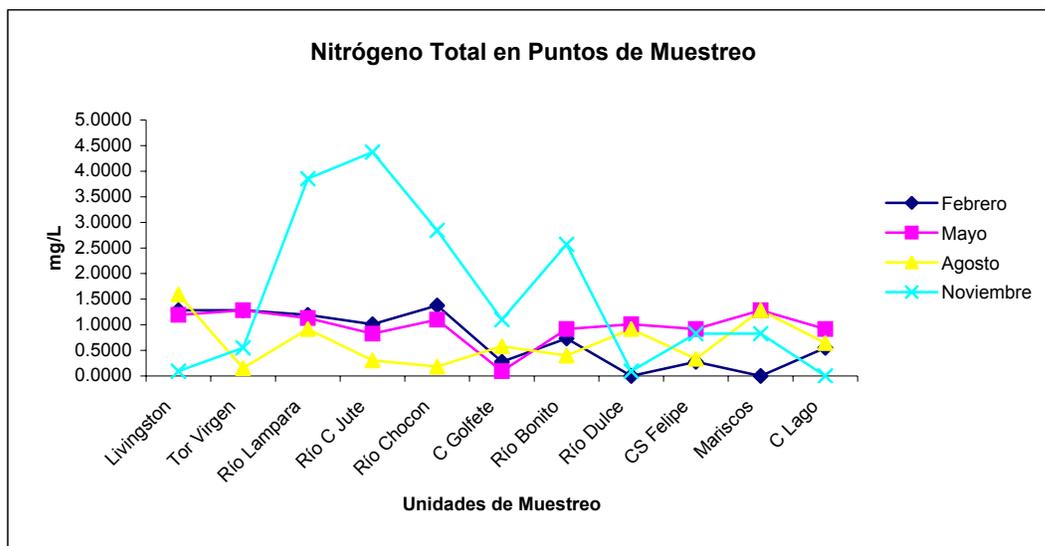
Cuadro 11

Tabla de Nitrógeno Total mg/ L durante los meses de muestreo

UMG	Nitrógeno Total mg/ L			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	1.2844	1.1927	1.5902	0.0917
Tor Virgen	1.2844	1.2844	0.1529	0.5505
Río Lampara	1.1927	1.1315	0.9174	3.8532
Río C Jute	1.0092	0.8257	0.3058	4.3731
Río Chocon	1.3761	1.1009	0.1835	2.8440
C Golfete	0.2752	0.0917	0.5810	1.1009
Río Bonito	0.7339	0.9174	0.3976	2.5688
Río Dulce	0.0000	1.0092	0.9174	0.0917
CS Felipe	0.2752	0.9174	0.3364	0.8257
Mariscos	0.0000	1.2844	1.2844	0.8257
C Lago	0.5505	0.9174	0.6422	0.0000

Minimo Maximo

GRAFICA 11.



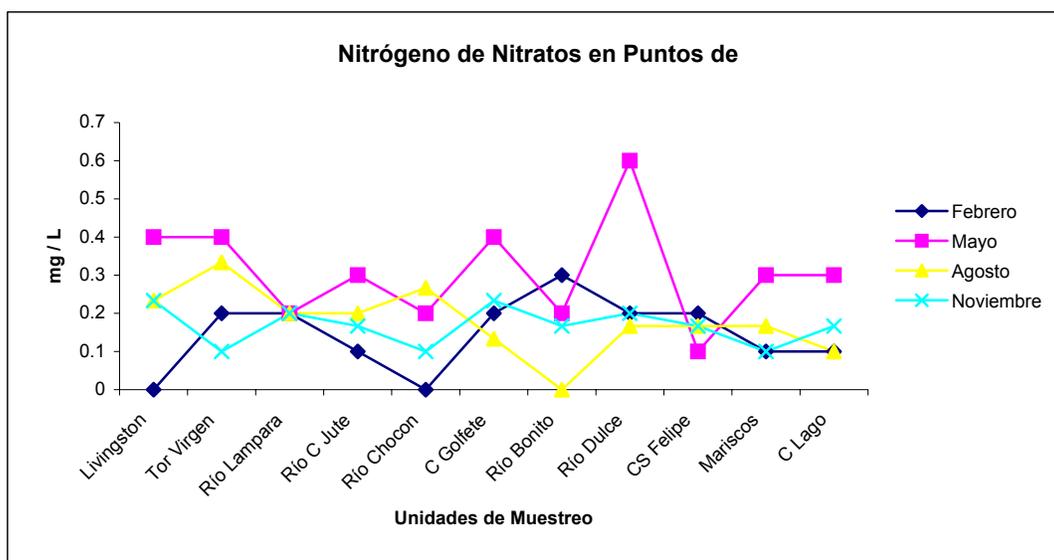
CUADRO 12

Cuadro de Nitrógeno de Nitratos mg/ L durante los meses de muestreo

UMG	Nitrógeno de Nitratos mg/ L			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	0	0.4	0.23	0.23
Tor Virgen	0.2	0.4	0.33	0.10
Río Lampara	0.2	0.2	0.20	0.20
Río C Jute	0.1	0.3	0.20	0.17
Río Chocon	0	0.2	0.27	0.10
C Golfete	0.2	0.4	0.13	0.23
Río Bonito	0.3	0.2	0.00	0.17
Río Dulce	0.2	0.6	0.17	0.20
CS Felipe	0.2	0.1	0.17	0.17
Mariscos	0.1	0.3	0.17	0.10
C Lago	0.1	0.3	0.10	0.17

Minimo Maximo

FIGURA 12.



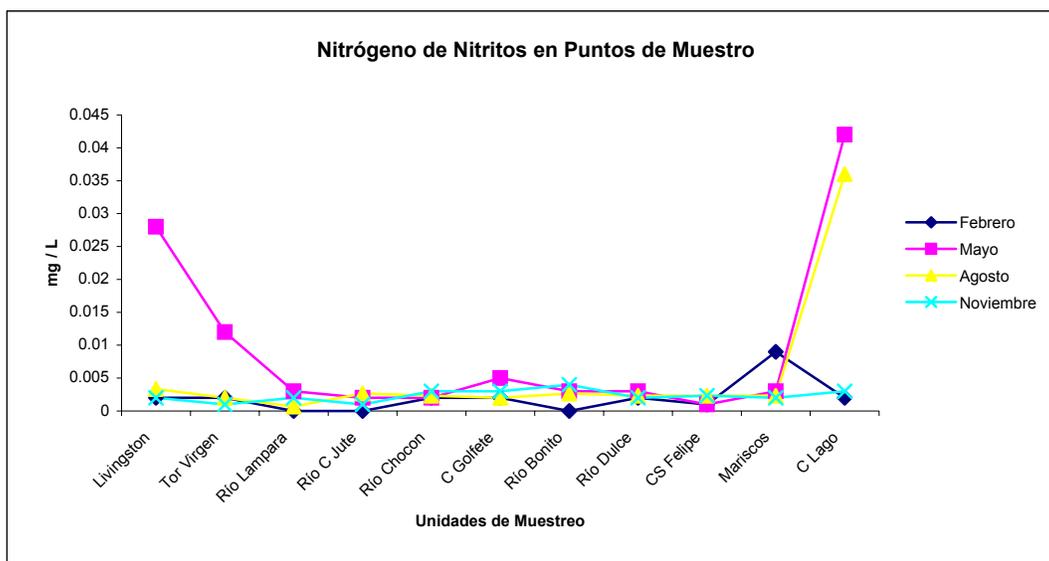
CUADRO 13

Cuadro de Nitrógeno de Nitritos mg/ L durante los meses de muestreo

UMG	Nitrógeno de Nitritos mg/ L			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	0.002	0.028	0.003	0.002
Tor Virgen	0.002	0.012	0.002	0.001
Río Lampara	0	0.003	0.001	0.002
Río C Jute	0	0.002	0.003	0.001
Río Chocon	0.002	0.002	0.002	0.003
C Golfete	0.002	0.005	0.002	0.003
Río Bonito	0	0.003	0.003	0.004
Río Dulce	0.002	0.003	0.002	0.002
CS Felipe	0.001	0.001	0.002	0.002
Mariscos	0.009	0.003	0.002	0.002
C Lago	0.002	0.042	0.036	0.003

Minimo Maximo

FIGURA 13.



CUADRO 14

Cuadro de DBO cm durante los meses de muestreo

CUADRO 14.

UMG	DBO			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	9	6	15	12
Tor Virgen	3	6	6	9
Río Lampara	0	3	3	12
Río C Jute	4.5	12	18	6
Río Chocon	3	12	9	15
C Golfete	3	12	9	6
Río Bonito	1.5	15	9	13.5
Río Dulce	19.5	9	9	6
CS Felipe	3	9	6	3
Mariscos	6	9	9	3
C Lago	3	6	6	3

Minimo Maximo

NM No medido

CUADRO 15

Cuadro de DQO cm durante los meses de muestreo

CUADRO 15

UMG	DQO			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Livingston	93	92	136.67	5
Tor Virgen	1150	88.8	8.00	1.33
Río Lampara	0	61	67.00	67
Río C Jute	5	1	5.60	5.6
Río Chocon	1	1	22.00	22
C Golfete	1	4	8.67	8.66
Río Bonito	0	7	17.00	17
Río Dulce	1	0	27.67	27.66
CS Felipe	4	2	25.00	25
Mariscos	1	2	25.67	25.66
C Lago	1	1	10.67	10.67

Minimo Maximo

NM No medido

8. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

8.1. Comportamiento de la cuenca:

A los resultados obtenidos por medio de los análisis fisicoquímicos, se les realizó un análisis estadístico por agrupamiento jerárquico de datos, el cual correlaciona los puntos de muestreo agrupándolos según la similitud de la concentración obtenida del análisis efectuado, agrupando las variables fisicoquímicas estudiadas en: nutrientes (nitrógeno total, nitratos, nitritos, fósforo total, fosfatos), sólidos (totales, disueltos y filtrables) y variables físicas (pH, temperatura, visibilidad, profundidad). Por otra parte el análisis global de todas las variables, revelan que en el transcurso del estudio de la cuenca, las concentraciones de las variables estudiadas, en los meses de Febrero y Noviembre así como en los meses de Mayo y Agosto son similares, observándose dos periodos en la estabilización de las concentraciones de las variables estudiadas en la cuenca. (Anexo II Diagrama: del 1 al 16).

Las diferentes agrupaciones de variables revelan que el comportamiento de los puntos de muestreo son distintas en cada conjunto, Esto indica que las características geofísicas en las que se encuentra cada unidad de muestreo, influyen en su totalidad, en el comportamiento de las variables estudiadas. (Anexo II cuadros: 1 y 16).

En conjunto esta información de los puntos de muestreo constituye una pequeña porción del espacio o territorio que se puede considerar relativamente puntual, lo que permite referirla a un determinado tiempo. Los grupos formados por el análisis de agrupamiento indica que los puntos de muestreo se comportan similarmente en los valores de concentración de la variable fisicoquímica estudiada a lo largo de la cuenca, (Anexo II cuadros: 1 y 16) Estos datos revelan el comportamiento que tiene la misma y las transformaciones o cambios que se desarrollan en el tiempo y el espacio.

El análisis demuestra que en los meses de Febrero y Agosto existe mayor heterogeneidad en la cuenca. Posiblemente, por ser los meses en los cuales el ciclo climático cambia de estación lluviosa a seca (Febrero) y de Verano a Invierno (Agosto), esto se refleja en el comportamiento de las unidades de muestreo a lo largo de la cuenca.

En el periodo de estudio se pueden apreciar puntos con características propias donde las condiciones biofísicas y actividades humanas influyen drásticamente en el comportamiento de las variables estudiadas (Unidad de muestreo: Livingston). Por

otro lado el comportamiento de la cuenca en un determinado periodo de tiempo refleja cambios biológicos en el área, causados por agentes externos (Unidad de muestreo: Mariscos), como el brote de la planta *Hydrilla verticillata* que altera las concentraciones de las variables fisicoquímicas.

Es interesante observar que el comportamiento de los sólidos es singular, Los resultados indican que el comportamiento de estabilización de los sólidos en la cuenca se da en Noviembre y Febrero y no en los meses de Mayo y Agosto que presentan el resto de las variables (Fisicoquímicos y Nutrientes), Posiblemente este fenómeno se deba a los movimientos del agua en la cuenca causado por las corrientes generadas por los afluentes, así como los efectos de las corrientes superficiales que son movimientos del ciclo del agua, generados por fuerzas externas que incluyen el esfuerzo de fricción del viento, cambios en la presión atmosférica, gradientes de densidad horizontal causados por calentamiento diferencial o por difusión de los mismos materiales disueltos, y la entrada y salida de agua a la cuenca relacionadas con el tiempo de renovación.

Con respecto a los periodos de estabilización que sufren las concentraciones de la variables estudiadas en la cuenca, se observa que la entrada y salida de agua en la cuenca con relación al tiempo de renovación de la misma, explica los cambios en la homogeneidad de las unidades de muestreo con la dirección en que se renueva el agua en la cuenca en los meses de Mayo y Noviembre.

Los resultados obtenidos en los análisis fisicoquímicos, reflejan que la calidad del agua en las unidades de muestro a lo largo de la Cuenca de Río Dulce y Lago de Izabal se encuentran contaminados, debido a la falta del adecuado manejo. Al realizar una comparación de los niveles de contaminación se observa que los límites establecidos en el Reglamento de Requisitos Mínimos y Máximos Permisibles de Contaminación para descargas de Aguas Servidas, de la Comisión Nacional del Medio Ambiente -CONAMA- y en los criterios de Calidad de Agua Natural de la Environmental Protection Agency (EPA) de los Estados Unidos, han sido superados, lo que pone de manifiesto que la calidad del agua en los puntos de muestreo se encuentran moderadamente contaminados, lo cual representa un riesgo moderado para la población humana que habita alrededor de la cuenca, debido a la utilización que se hace del recurso agua. Asimismo la contaminación de la cuenca afecta a otros ecosistemas, poniendo en riesgo la salud de las biopoblaciones así como su diversidad.

Los diagramas estadísticos realizados a los nutrientes variables físicas revelan que durante los meses de Febrero y Noviembre (Anexo II, Diagrama 1, 4) existen tres agrupaciones de puntos de muestreo

diferentes en los cuales las concentraciones de las variables físicas a lo largo de la cuenca son distintas, las condiciones de cada grupo son determinadas por el comportamiento hidrodinámico de la misma y en menor escala por las condiciones geográficas de los puntos de muestreo, por ejemplo, los puntos que se encuentran en los extremos de la cuenca (Livingston y Centro del Lago). En los meses de Mayo y Agosto (Anexo II, Diagrama 2, 3) se observa la estabilización hidrodinámica de la cuenca con respecto a las concentraciones de las variables físicas en los puntos de muestreo debido que las concentraciones en los parámetros son similares en la mayoría de los puntos. Los nutrientes (Anexo II, Diagrama 9, 12) actúan de igual forma que las variables físicas, con la diferencia que las concentraciones en los puntos de muestreo se verán afectados no solo por las condiciones hidrodinámicas y geográficas de la cuenca sino también por el uso y manejo del suelo.

El comportamiento de los sólidos estudiados es inverso al observado en las variables físicas, en el cual los meses de Febrero y Noviembre (Anexo II, diagrama 5, 7) presentan mayor homogeneidad en los puntos de muestreo que los meses de Mayo y Agosto (Anexo II, diagrama 6, 8) posiblemente las lluvias benefician la dilución de los sólidos causando que las concentraciones en los puntos de muestreo durante los meses de Noviembre y Febrero sean parecidas.

8.2. Variables Fisicoquímicas

8.2.1. pH

En los meses de Mayo, Agosto y Noviembre el pH en los puntos de muestreo se encontró entre el rango de 7.8 a 8.21, siendo el pH en las unidades de muestreo muy similares. En el mes de Febrero el rango de pH fue entre 8 y 8.8 lo que sugiere una mayor variabilidad entre los puntos de muestreo y demuestra que en el mes de Febrero se encontraban los valores de pH más altos.

(Cuadro 1. Figura 1.)

Probablemente el aumento en los valores de pH en el mes de Febrero esta relacionado con la reducción de los caudales, la evaporación del agua en la cuenca, la proliferación de macrofitas, la absorción de dióxido de carbono y la concentración de sales, debido a la ausencia de la lluvia en la época seca.

Durante la época lluviosa (Agosto- Noviembre), existe formación de ácidos húmicos, debido a la descomposición de materia orgánica arrastrada por el agua de escorrentía (Pérez 1999), lo que genera una disminución en los valores de pH.

Los máximos valores de pH reportados en los puntos de muestro son: Mariscos 8.8 (Febrero), Castillo de San Felipe 8.21 (Mayo), Torno de la Virgen 8.17 (Agosto), Centro del Lago 8,13 (Noviembre), (Figura 1.) lo que confirma que en la época seca los puntos de muestreo presentan los valores mas altos de pH,. Posiblemente estos valores de pH estén afectados por la alta actividad humana, como agricultura, turismo y usos domésticos.

En la época lluviosa los puntos de muestreo con valores mas altos son puntos con poca actividad humana, lo que refleja que los valores están sujetos a las condiciones geofísicas del lugar. Durante el mes de Mayo existe una estabilización entre los valores de pH a lo largo de la cuenca, lo que indica que se da una homogenización en las características físicas del agua en la cuenca,

Otros factores importantes que afectan los valores de pH, son la geología de la cuenca, en la cual predomina áreas cársticas, así como la geomorfología, la biofísica y actividades humanas en la misma, debido a que estos factores aumentan o disminuyen los valores de pH según las características del punto geográfico donde se tomen estos valores por ejemplo Livingston (7.4 - 8.2) y Mariscos (8.0 - 8.8).

8.2.2. Conductividad

La conductividad indica la cantidad de electrolitos disueltos o sustancias disueltas ionizadas. Los puntos de muestro localizados en un afluente o cercanos a los mismos, presentan valores de conductividad mayores que los puntos de muestreo que no presentan esta característica geográfica. Posiblemente los afluentes atraviesen terrenos cársticos, lo que influye en los valores mayores de conductividad.

Como producto de la concentración de las sales en la época seca se observa un pico en la conductancia de la mayor parte de los puntos de muestreo en el mes de Febrero, Los valores de conductividad alcanzan el máximo de 1200 uS/cm. La cual disminuye en los meses siguientes, debido a la dilución por la afluencia de agua dulce de los afluentes de la cuenca y las lluvias, lo cual se relaciona con la disminución en la concentración de los sólidos. (Cuadro 2).

8.2.3. Temperatura

La capacidad de los cuerpos de agua de la cuenca para amortiguar los cambios estacionales de temperatura se ve reflejado en el estudio realizado, ya que el rango en los cambios de temperatura a lo largo de la cuenca fue de 8.8 centígrados. (Cuadro 3).

La temperatura mas alta a lo largo de la cuenca fue de 31.5° Celsius en el mes de Noviembre (Mariscos, Livingston) y el valor de temperatura más bajo fue de 22.7 ° Celsius en Febrero (Río Lampara) bajo condiciones semejantes. (Cuadro 3.).

En los meses de Mayo, Agosto y Noviembre la temperatura se estabiliza lo que se comprueba observando la diferencia entre los valores máximos y mínimos de temperatura entre los puntos de muestreo en Febrero (7.6 centígrados) y en Noviembre (0.9 centígrados). (Figura 3).

8.2.4. Visibilidad

Es una medida de la penetración de la luz solar en el agua, Durante el estudio se obtuvieron valores entre 0.8 cm y 2.55 m. Los valores mínimos fueron observados en el mes de Agosto y coinciden con la época lluviosa, por el contrario los valores máximos se observan en Mayo en donde la estabilidad de la cuenca llega al máximo de estabilidad durante el periodo seco. Otro factor que supone un máximo en los valores de visibilidad en los puntos de muestreo se debe a que están a mayor distancia de los puntos donde ingresan los sedimentos a la cuenca. (Cuadro 4)

8.3. Sólidos

8.3.1. Sólidos Totales

Los sólidos totales son una medida del total de materia presente en el agua, ya sea sustancias en solución, materia erosionada, o plancton. La elevada concentración de sólidos que se observa en la mayor parte de los puntos de muestreo durante febrero y mayo, se debe a la erosión de los suelos y lavado de estos por el agua de lluvia, causado por la deforestación en la cuenca, lo cual constituye una amenaza para la integridad de la misma, ya que los sólidos reducen la penetración de la luz solar e incrementan la carga de nutrientes, lo que provoca un aumento en el proceso de eutrofización y facilita la reproducción de plantas exóticas con mayor capacidad para competir por los nutrientes en comparación con las plantas nativas. (Cuadro 6).

8.3.2. Sólidos disueltos totales

En el cuadro 7 se puede observar que los valores de sólidos disueltos son mayores en la época seca, lo que se comprueba con los valores alcanzados durante los meses de Febrero y Mayo.

La tendencia muestra que durante la época seca se presentan los valores mas altos en concentración de sólidos disueltos. Los valores disminuyen durante la época lluviosa por un aumento en el caudal de los afluentes. Esto incide en la disminución de la concentración de los sólidos disueltos ya que el agua de escorrentía no esta en contacto con el suelo el tiempo suficiente para disolver la misma cantidad de material. A medida que finaliza el invierno y la cantidad de lluvia disminuye, se observa un aumento en la concentración de los mismos, tendencia que se conserva hasta llegar nuevamente a la época seca, lo que refleja los valores alcanzados durante el mes de febrero.

Los valores de conductividad en las unidades de muestreo que se encuentran en el lago de Izabal son relativamente bajos para un lago de ese tipo, 200uS/cm lo cual sugiere que los valores de conductividad están relacionados con los valores de sólidos disueltos ionizados.

8.3.3. Sólidos suspendidos

Los sólidos suspendidos juegan un papel importante en la vida acuática, ya que estos pueden actuar directamente sobre los peces matándolos o reduciendo su tasa de crecimiento, su resistencia a las enfermedades, disminuye el desarrollo de los huevos de los peces y larvas y reduce la producción del alimento disponible. Debido a que no permiten un intercambio de energía y oxígeno con la superficie.

Los máximos valores de sólidos suspendidos se reportan en el punto de muestreo de Livingston, por ser un área con alta densidad de población, lo que implica mayor actividad humana, aunado a las características geográficas del litoral costero que influyen en los valores de concentración. Por el contrario los valores mínimos de sólidos suspendidos se encuentran en el punto de muestreo ubicado en el centro del Lago de Izabal, cuyas características son completamente opuestas a la del punto con mayor concentración, lo que comprueba que las características geográficas y culturales de cada lugar afectan la concentración de las variables estudiadas. (Cuadro 8).

8.4. Nutrientes

8.4.1. Fósforo

El fósforo es un nutriente clave para el control de los ciclos reproductivos del plancton. El fósforo presente en los cuerpos de agua está constituido por el fósforo orgánico y el de ortofosfatos, proveniente tanto de fuentes naturales como

antropogénicas, derivadas del uso de detergentes, fertilizantes y de las descargas de aguas domésticas; todo esto contribuye a la contaminación de la cuenca.

8.4.1.1. Fósforo Total

Los niveles de fósforo total son elevados y confirman el estado eutrófico de los cuerpos de agua de la cuenca. Normalmente el fósforo es el nutriente limitante. De acuerdo con Machorro (1996), los niveles de 0.020 a 0.100 mg/L de fósforo total son indicativos de un estado eutrófico, (Cuadro 9).

En la figura 9 se observa el incremento gradual de la concentración de este nutriente en la cuenca. Entre los meses de Febrero a Noviembre se observa un aumento en las condiciones expuestas por Machorro (1996). El valor mínimo de fósforo total es de 0.0097 mg/L en Febrero (Livingston) y el valor máximo es de 0.500 mg/L en Noviembre. (Centro del Golfete). (Figura 9).

El fósforo total no figura entre los parámetros del reglamento vigente respecto a los requisitos mínimos y sus límites máximos permisibles de contaminación para la descarga de aguas servidas ni en la Propuesta de Reglamento de Aguas Residuales, ni en los Criterios para Calidad del Agua de la Agencia para la Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos. En cuanto a los niveles de fósforo total reportados en otros estudios, se indica que el criterio permitido es de 4 mg/L de fósforo total.

La alta concentración de fósforo indica que el área de estudio presenta estados de eutroficación. Estas altas concentraciones se deben probablemente al uso incorrecto de fertilizantes y a la descarga de aguas residuales. Estos altos niveles de nutrientes contribuyen también a la rápida propagación de la planta acuática *Hydrilla verticillata* y crecimiento de fitoplancton.

8.4.1.2. Fósforo de Ortofosfatos

Los reglamentos vigentes mencionados, no exponen límites máximos permisibles para fósforo de Ortofosfatos. La EPA, sin embargo, recomienda que el fósforo de ortofosfatos no debe de exceder 0.05 mg/L, en los ríos previo a su ingreso a un lago u otro cuerpo de agua. En el cuadro 10 se observa que durante el mes de Febrero un 80% de los puntos de muestreo cumplen con la norma establecida por la EPA, sin embargo, en los meses siguientes todos los puntos de muestreo presentan niveles de ortofosfato muy superiores al criterio de 0.05 mg/L de la EPA.

El comportamiento del fósforo de ortofosfatos es similar al del fósforo total, incrementándose la concentración gradualmente desde

Febrero a Noviembre, alcanzando un máximo de 1.600 mg/L. En Noviembre.

La elevada concentración puede ser causada por actividades humanas principalmente por las descargas de aguas residuales de las poblaciones que se encuentran a lo largo de la cuenca. Otro factor importante que puede incidir en la alta concentración de fósforo de ortofosfatos se debe a la aplicación de grandes cantidades de fertilizantes en el área, el cual llega a los cuerpos de agua por escorrentía durante la época lluviosa.

La distribución de la contaminación en cuanto al fósforo no tiene una tendencia definida, ya que se observan fluctuaciones en las concentraciones de fósforo total y de fosfatos, como consecuencia de los factores geográficos del lugar, y los afluentes que aportan cantidades variables de fósforo a la cuenca. (Figuras 9 y 10).

8.4.2. Nitrógeno

8.4.2.1. Nitrógeno Total

El nitrógeno total presente en las muestras está constituido tanto por nitrógeno orgánico como por nitrógeno inorgánico que corresponde a la suma de los niveles de amonio, nitratos y nitritos. Una gran parte del nitrógeno total encontrado es de origen orgánico y en muchos casos mayor que el 50 %.

En casi todos los puntos se puede observar una disminución en la concentración de nitrógeno total en la cuenca, durante los meses de Mayo y Agosto, se observa además el aumento del mismo en el mes de Noviembre esto se relaciona con la época lluviosa que arrastra la mayor cantidad de nitrógeno hacia el río, el cual incluiría materia rica en nutrientes, tal como material fecal, nitrógeno de material vegetal, así como de fertilizantes y de descargas domesticas.

Es interesante observar que los puntos de muestreo cercanos a lugares donde hay mayor densidad de población, contienen mayor cantidad de nitrógeno total, lo cual indica que la mayor parte del nitrógeno total corresponde a nitrógeno orgánico, lo cual se confirma por las concentraciones bajas de nitratos, nitritos y amonio. El nitrógeno orgánico se concentra en los sólidos disueltos y suspendidos por la presencia de aguas residuales y por la erosión elevada del suelo.

Los puntos de muestreo que presentaron las mayores concentraciones de nitrógeno total fueron los afluentes río Lámpara, río Chocón, y río Creek Jute. Esto indica que existe una mayor carga de nutrientes en dichos afluentes, como

consecuencia de la escorrentía producida por deforestación y a posibles malas prácticas agrícolas, como el uso excesivo de fertilizantes. (Cuadro 11).

Los niveles de nitrógeno total observados en la cuenca en todos los puntos muestreados durante el período de estudio, indican la presencia de concentraciones de nitrógeno correspondientes a un lago en estado eutrófico, ya que Machorro (1996) cita niveles entre 0.350 a 0.660 mg/L para nitrógeno total en cuerpos de agua eutróficos. Respecto a los niveles propuestos por Machorro (1996), en el presente estudio se encontró que los mismos fueron superados ampliamente.

8.4.2.2. Nitrógeno de Nitratos, Nitritos y Amonio

Las concentraciones de nitrógeno de nitratos en la mayoría de los puntos de muestreo son inferiores a 0.5 mg/L, lo cual confirma que la mayor parte de nitrógeno total corresponde a nitrógeno orgánico contenido en los sólidos disueltos y suspendidos.

En el mes de noviembre se observa que los valores en la concentración de nitrógeno de nitratos en los diferentes puntos de muestreo son semejantes, porque la cuenca llega a un periodo de estabilización. En el área del Lago de Izabal los valores de nitrógeno de nitrato son muy parecidos durante los cuatro muestreos realizados, por las características geográficas del Lago.

Los afluentes del Río Dulce, río Lámpara, río Chocón, y río Creek Jute, son los puntos de muestreo que presentan la mayor concentración de nitrógeno de nitratos y nitrógeno total, lo que confirma que existe una mayor carga de nutrientes en dichos afluentes, provocado por la deforestación y malas prácticas agrícolas. (Cuadro 12).

El nitrógeno de nitratos figura entre los parámetros de la EPA, y establece un criterio de 10 mg/L de nitrógeno de nitrato para agua de suministro doméstico. Dicho criterio no fue superado por ninguno de los puntos de muestreo, Durante el estudio realizado el valor máximo obtenido fue de 0.33 mg/L., lo cual indica que la cuenca se encuentra en un estado incipiente de eutrofización por contaminación de Nitrógeno de nitratos.

El comportamiento del nitrógeno de nitritos es similar al nitrógeno de nitrato ya que las concentraciones de este provocan un estado incipiente de contaminación a la cuenca, Los niveles de nitrógeno de nitritos en la cuenca son normales, ya que no superan el valor de 0.01 mg/L, Basterrechea (1991-1992). En el mes de Mayo se observó un leve aumento de nitrógeno de nitritos en

los puntos de muestreo de Livingston, Centro del Golfo, y Centro del Lago.

Durante el mes de Febrero los niveles más elevados de nitrógeno de nitritos se encuentran en el punto de muestreo de Mariscos, lo cual confirma alguno de los efectos provocados por contaminación de la planta *Hydrilla verticillata*. Al igual que el nitrógeno de nitratos, el nitrógeno de nitritos no figura entre los parámetros ambientales de las Instituciones responsables.

El límite establecido para nitrógeno de amonio en el reglamento vigente de requisitos mínimos y sus límites máximos permisibles de contaminación para la descarga de aguas servidas, es únicamente para la descarga de industria procesadora de metales y de otras que empleen sales metálicas, estando sus límites entre 40 y 600 mg/L, no figura en los reglamentos establecidos. Sin embargo, la EPA ha establecido un criterio para aguas que conforman ecosistemas de salmón, de entre 0.8 y 1.3 mg/L de nitrógeno de amonio. Al comparar los niveles de nitrógeno de amonio encontrados en el presente estudio, estos no alcanzan el valor de 0.1 mg/L, nivel que podría ser perjudicial para los peces al combinarse con el pH básico del ecosistema.

8.5. Demanda Bioquímica de Oxígeno y Demanda Química de Oxígeno

En cuanto a la Demanda Bioquímica de Oxígeno existen valores altos en la cuenca, durante febrero, en los puntos de muestreo de Río Dulce y en octubre, en el punto de muestreo de Livingston. Esto debe a la descarga de aguas residuales.

Sobre la Demanda Química de Oxígeno se presentan altos niveles en las unidades de muestreo Livingston, Torno de la Virgen, río Lámpara, río Bonito, río Creek Jute, río Chocón, Mariscos y río Dulce,

9. CONCLUSIONES

1. La cuenca de Río Dulce y del Lago de Izabal es una estructura compleja con un sistema de interacciones caracterizada por un importante dinamismo, puede decirse que se mantiene por el resultado de las interacciones de componentes vivos e inertes (roca, atmósfera, agua, microorganismos, plantas, animales, acciones humanas) en general constituida por un equilibrio bastante crítico y fácil de alterar.
2. Los cambios drásticos en las características fisicoquímicas de la calidad del agua de la cuenca se reflejan en la geografía

del lugar así como de la influencia de actividades humanas, unas veces por aumento de su influjo, otras por cambio del tipo de acción y también por abandono o cesación.

3. La evolución del ciclo de la cuenca en el tiempo es espontánea con un proceso de autoorganización que en los ecosistemas naturales constituye el proceso de *sucesión ecológica*. Desde distintos estadios de perturbación el sistema responde con cambios característicos de las relaciones entre las corrientes de materia y energía y su acumulación en los distintos reservorios.
4. La hidrodinámica de los movimientos del agua es inseparable del sistema funcional de la cuenca, y deben considerarse sus efectos en los cambios de temperatura, en los gases disueltos, nutrientes y otros parámetros químicos.
5. La cuenca es una estructura compleja que representa un mosaico de características fisicoquímicas, geofísicas, morfológicas y ambientales que se reflejan en cada una de las unidades de muestreo que cambian en torno al tiempo y al espacio
6. Cada punto de muestreo debe su carácter a la base biofísica, resultado de relaciones históricas hombre-territorio (historia de intervención) y el estado actual del uso de la cuenca muestra diferentes grados o tipos de comportamiento, el cual presenta particularidades en cuanto a la problemática ambiental que de ello deriva.
7. Los niveles en la concentración de nutrientes han aumentado y una función fundamental en el comportamiento de la cuenca, es amortiguar el efecto directo que tiene la contaminación de las aguas provenientes tanto de los afluentes como de aguas residuales.
8. La cuenca se ve amenazada por altos niveles de degradación, deforestación o deterioro de la misma, particularmente, en las cercanías de poblaciones humanas que presentan actividades como turismo, agricultura, y descarga de aguas residuales, lo cual se ve reflejado en las elevadas concentraciones de sólidos y nutrientes.

9. Los puntos de muestreo que identifican las principales fuentes de contaminación en la cuenca son: Fronteras (Río Dulce), Livingston, los afluentes Río Bonito, Río Lámpara, Río Creek Jute,
10. Las elevadas concentraciones de fósforo y la carga de sólidos totales y en suspensión representan la principal amenaza para la aceleración del proceso de eutrofización de la cuenca de Río Dulce y Lago de Izabal así como para la propagación de la planta acuática *Hydrilla verticillata*.

10. RECOMENDACIONES

1. Se deben conocer los problemas ambientales, evidentes y potenciales, presentes en las poblaciones que habitan en los alrededores de la cuenca, para decidir un curso de acción definido que contribuya al fortalecimiento colectivo del deseo y la actitud para preservar los recursos del ecosistema.
2. Persuadir a la población con el propósito de que conozca los efectos y consecuencias del manejo inadecuado de los recursos naturales, especialmente el recurso agua y colabore en el cuidado de sus fuentes y de todos aquellos recursos naturales en peligro de deterioro y agotamiento.
3. Sensibilizar a la comunidad para participar y contribuir en la gestión ambiental, lo que implica abrir líneas de comunicación a través de talleres de discusión, mesas redondas, encuestas, etc., para que contribuyan en el logro de diagnósticos, fijación de prioridades, elaboración de planes y proyectos, así como a la ejecución y participación en la evaluación de resultados.
4. Realizar un compromiso entre las autoridades públicas, ambientales y pobladores, teniendo en cuenta los problemas asociados a la utilización y manejo de la cuenca lo cual incluye participación en sistemas de información ambiental y en jornadas de educación ambiental, siembra y cuidado de especies nativas, apoyo en diferentes organizaciones ecológicas y consejos locales de planificación y la colaboración de los medios de comunicación.
5. Crear la línea de investigación de Geoquímica del Paisaje, debido a la interacción de numerosos factores de los geosistemas ya que están acompañados de reacciones químicas, transferencias de sustancias de un compartimiento a otro y de fenómenos químicos que tienen lugar a escala del paisaje, por ejemplo el comportamiento de flujos de materia en un territorio, gradientes geoquímicos en el espacio y pérdidas e incorporación de los productos de interacción de las rocas a cuerpos de agua,

11. BIBLIOGRAFIA

1. ASINDEGUA, 1997. Informe Preliminar: Calidad Del Agua en Río Dulce Guatemala. 92 pp.
2. Basterrechea, M. 1993. Calidad del Agua del Lago de Izabal y Principales Tributarios, Informe v Técnico. Convenio DGEN-SEBV, Guatemala. 60 pp.
3. Brix, H. & H.H. Schierup 1989. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio* 18:100-107 pp.
4. Carpenter, S.R. 1988. Complex interactions in lake communities. Springer-Verlag, Berlin. 115 pp.
5. Castañeda F. Pierola K. 2001. Estudio de Monitoreo de la Calidad de Agua del Parque nacional laguna del Tigre, San Andres, Peten, Guatemala, Periodo de época lluviosa 1999 a época seca 2001. Conservación Internacional, Proyecto Petenero para un Bosque Sustentable, Guatemala. Universidad de San Carlos de Guatemala. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. 69 pp.
6. Coll, J. 1986. Acuicultura marina animal. E. Mundi-Prensa, Madrid. 15 pp.
7. Comín, F.A., J.A. Romero, V. Astorga, C. García 1997. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters for agricultural runoff. *Wat. Sci. Tech.* 35(5):255-261 pp.
8. Comín, F.A., X. Rodó, J.A. Romero, M. Menéndez. 1999. Aplicaciones de las Teorías Ecológicas a la Gestión del Agua y de los Ecosistemas Acuáticos. Barcelona, España. Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona. 6 p
9. Directrices Técnicas sobre Agua, Medio Ambiente y Saneamiento, Hacia una mejor Programación, Manual sobre Agua. Fondo de las Naciones Unidas para la infancia (UNICEF) 1999. 250 pp.
10. Dix, M. Fernández, J. 2001. Inventario Nacional de los Humedales de Guatemala. San Jose, CR.: UICN-Mesoamerica: CONAP: USAC. 324 pp.

11. Fair, Gueyer y Okun, 1993. Ingeniería Sanitaria y Aguas Reiduales.Vol. 1,3,4. Limusa. México. 1/32, 3/12-250 4/437 pp.
12. Fernández Cirelli, A., 2003. Calidad de Agua y Contaminación Química. El Agua en Ibero América Aportes para la integración entre los organismos de gestión y los centros de investigación. CYTED XVII. Chile. 31-36 pp.
13. Harper, D., 1992. Eutrophication of Fresh Waters, op. cit. en Machorro (1996). 100 pp.
14. Heinchel, G.H. 1976. Agricultural production and energy resources. Amer. Sci. 64(1):64-72 pp.
15. <http://www.monografias.com/trabajos5/anagua/anagua.shtm>. 2003.
16. <http://www1.ceit.es/Asignaturas/Ecologia/Hipertexto/11CAgu/110ConAg.htm>. 2001.
17. Machorro, R 1996. Water Quality at Lago de Izabal, Guatemala: Geochemical Characterization and Assesment of Trophic Status. Department of Geological Sciences. University of Texas at El Paso. (Ph, D, Dissertation) 240 pp.
18. Margalef, R. 1997. Our Biosphere. In O. Kinne (ed.). Excellence in Ecology, 10, Ecology Institute, Oldendorf. 220 pp.
19. Margalef, R. 1974. Ecología. Ed. Omega, Barcelona. 180 pp.
20. Mejía, M.V. 1997. Memorial del Golfo Dulce. Editorial de La Rial academia, Guatemala. 191 pp.
21. Metcaff & Eddy. 1991. Wasterwater Engineering Treatmet Disposal Reuse. McGraw-Hill International Editions. Singapore. 1100pp.
22. Oliva, B. Pérez, F. Callejas, B. 2001. Caracterización Fisicoquímica y Bacteriológica de las Aguas del Río de Las Vacas. Proyecto 82-99 de la Línea FODECYT. Guatemala. Universidad de San Carlos de Guatemala. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. 142 pp.
23. OMS. 1988. Guías para la Calidad de Agua Potable. Organización Mundial de la Salud, Washington. 132 pp.
24. OMS. 1995. Guías para la Calidad de Agua Potable. Organización Mundial de la Salud, Ginebra. 195 pp.

25. Payne, A.I. 1996. The Ecology of Tropical Lakes and Rivers. John Wiley & Sons (editor) Great Britain. 260 pp.
26. Pérez, F. Oliva, B. Herrera K. 2003. "Contaminación Físicoquímica y Bacteriológica del Río Dulce y Lago de Izabal". Programa Universitario de Investigación de Recursos Naturales y Ambiente -PUIRNA-. Guatemala. Universidad de San Carlos de Guatemala. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. 18 pp.
27. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. EL AGUA EN IBEROAMERICA Aportes para la integración entre los organismos de gestión y los centros de investigación. CYTED XVII Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos 2003. 110pp.
28. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Edition number 20. 1998. 1193 pp.
29. Torres, R. y García, J. 1995. Introducción al Manejo de Datos Limnológicos, Universidad Autónoma Metropolitana, México. 1era Edición. 550 pp.
30. Verrey Jack M. 1968. Agua su Calidad y Tratamiento. Primera edición en español. Union Tipográfica Editorial Hispanoamericana. México. 1-155 pp.
31. Vila Pinto, ID, 2003. Caracterización de Ecosistemas Acuáticos, Interacciones Sedimento-Agua. El Agua en Ibero América Aportes para la integración entre los organismos de gestión y los centros de investigación. CYTED XVII. Chile. 17-19 pp.
32. Wetzel Robert G. 1981. Limnologia. Barcelona, Ediciones Omega, S.A. , 679 pp.

12 . ANEXOS

ANEXO I
TEORIAS ECOLÓGICAS

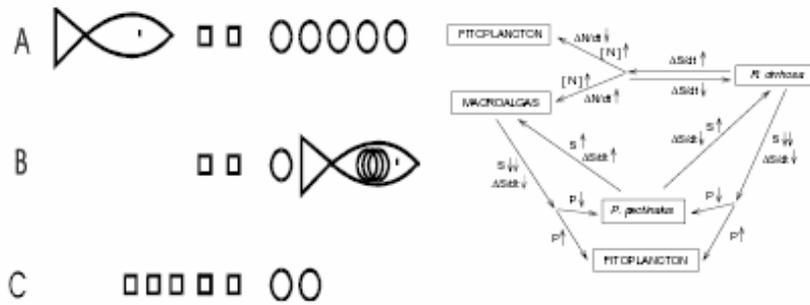
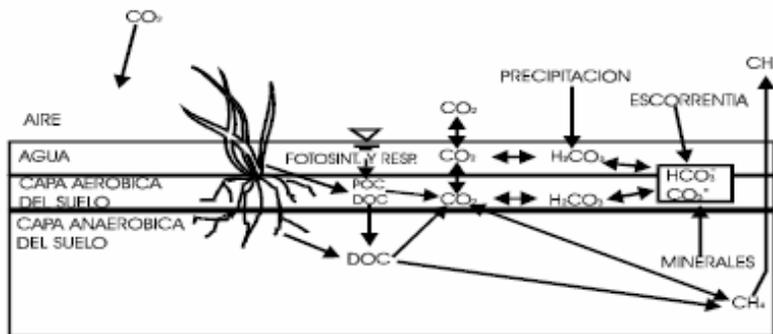


Fig. 1. Esquemas de dos ejemplos de biomannipulación en medios acuáticos con efecto sobre la composición de las comunidades biológicas. (Izda.) De A a C: La acción de depredación selectiva de un vertebrado sobre una presa, círculo, favorece el cambio en abundancia relativa de las poblaciones del nivel trófico inferior. (Dcha.) Cambios en la disponibilidad relativa de nutrientes en lagunas someras favorecen la proliferación de diferentes poblaciones de productores primarios. (N: nitrógeno, P: fósforo, S: salinidad, Flechas: aumento y disminución)



	Concentración Entrada mg/m ³ /día	Concentración Salida mg/m ³ /día	Eficiencia %
N-(NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻)	41,76±25,17	0,14±0,16	99,59±0,56
N-NH ₄ ⁺	2,33±2,35	0,85±0,60	31,71±84,40
SRP	2,54±1,18	2,27±1,44	-4,29±84,85
NIT. TOTAL	102,73±77,88	20,75±16,11	74,22±16,26
DIN	63,47 ±41,34	2,48 ±2,32	95,55± 3,37

Fig. 2. Esquema de las relaciones biogeoquímicas del ciclo del carbono en humedales dominados por macrófitos emergentes (arriba) y tabla de eficiencias de eliminación de nitrógeno y fósforo del agua que circula por humedales restaurados en el Delta del Ebro (abajo)

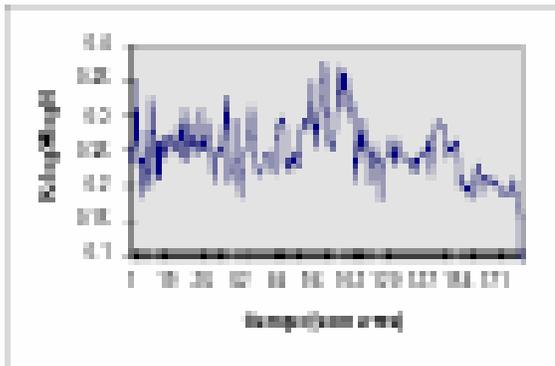
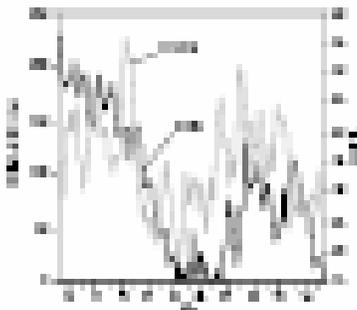


Fig. 2. Situación actualizada de datos del nivel del agua medida remotamente en el lago de Chapala (México) y en la zona de Chapala (México), y las acciones de la Corporación de la Comercialización de Aguacaliente de las Bajas Toluca (CASA) (México).

	1991	1992	1993	1994	1995
Máx.	200	200	200	200	200
n	7	7	7	7	7
Desv. Est.	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0

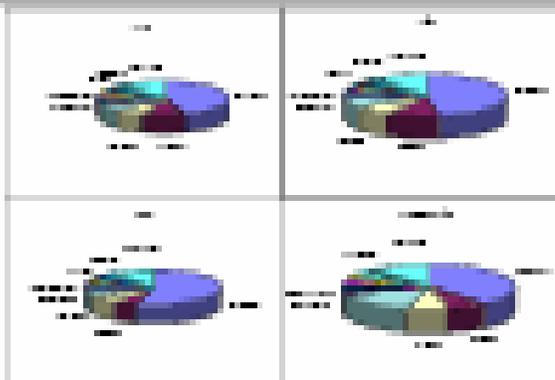


Fig. 3. Cambios en la dimensión física de la zona de las Ciénegas de Chapala en los años 1991-1995 del nivel del agua, considerando el lago de Chapala (México), provincia de las Bajas Toluca (México) en el centro y sur de México en el área de las Ciénegas de Chapala (México) y las acciones de la Corporación de la Comercialización de Aguacaliente de las Bajas Toluca (México), y las acciones de distribución del agua de Chapala (México) en las diferentes acciones físicas (México).

ANEXO II

DIAGRAMAS ESTADÍSTICOS
DE AGRUPAMIENTO JERARQUICO DE DATOS

DIAGRAMA ESTADÍSTICO 1
 FEBRERO VARIABLES FÍSICAS

ANÁLISIS: DISTANCIA EUCLUDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Versión 3.12

Porcentaje de cambio = 7.69

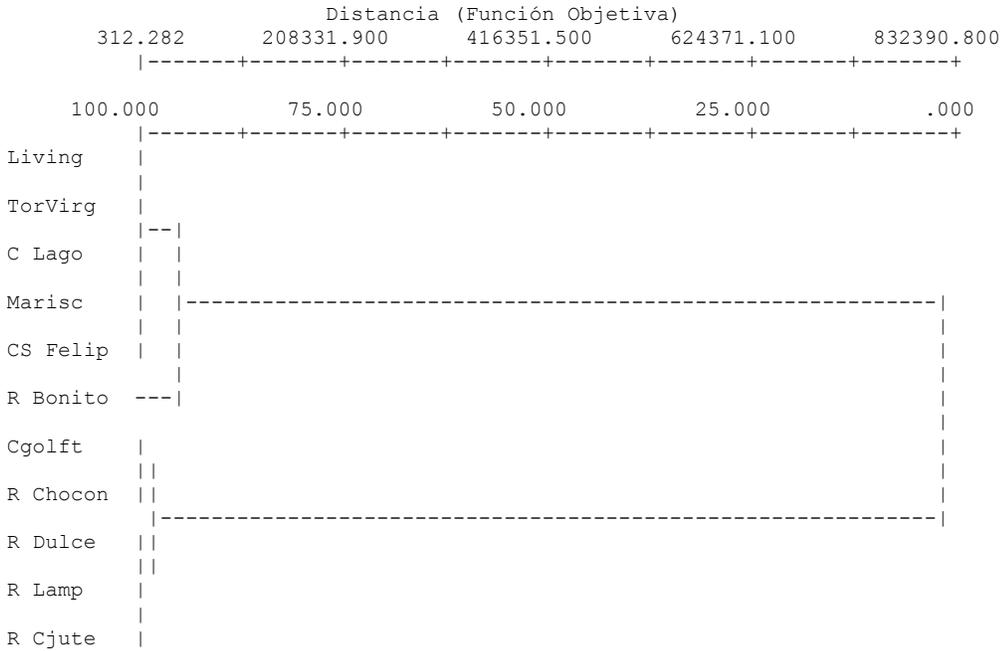


DIAGRAMA ESTADÍSTICO 2
 MAYO VARIABLES FÍSICAS

ANÁLISIS: DISTANCIA EUCLUDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Versión 3.12

Porcentaje de cambio = 34.62

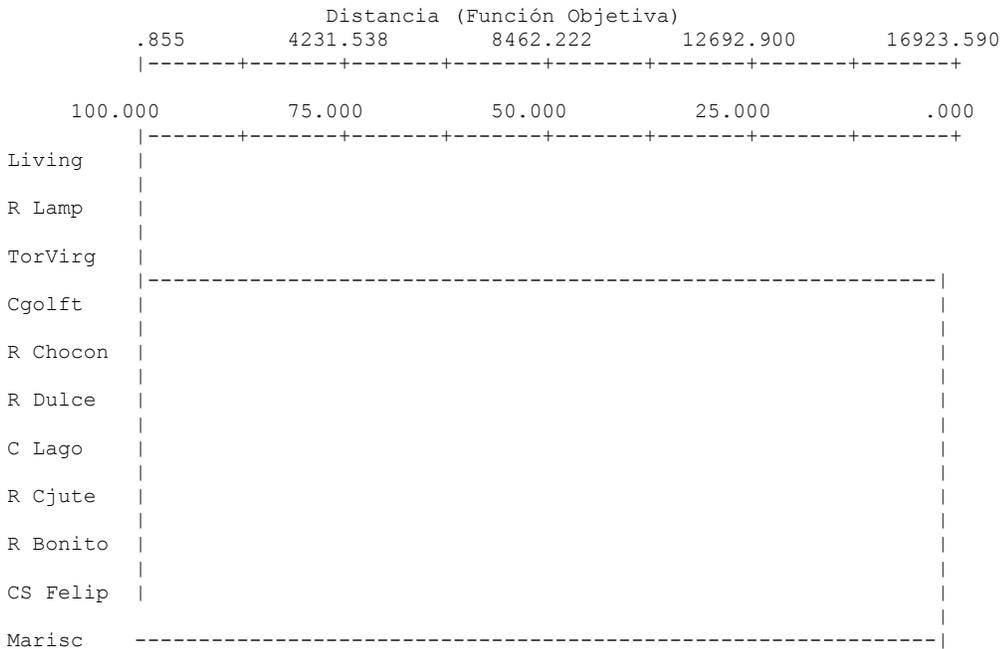


DIAGRAMA ESTADÍSTICO 3
 AGOSTO VARIABLES FÍSICAS

ANALISIS: DISTANCIA EUCLIDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Version 3.12

Porcentaje de cambio = 42.31

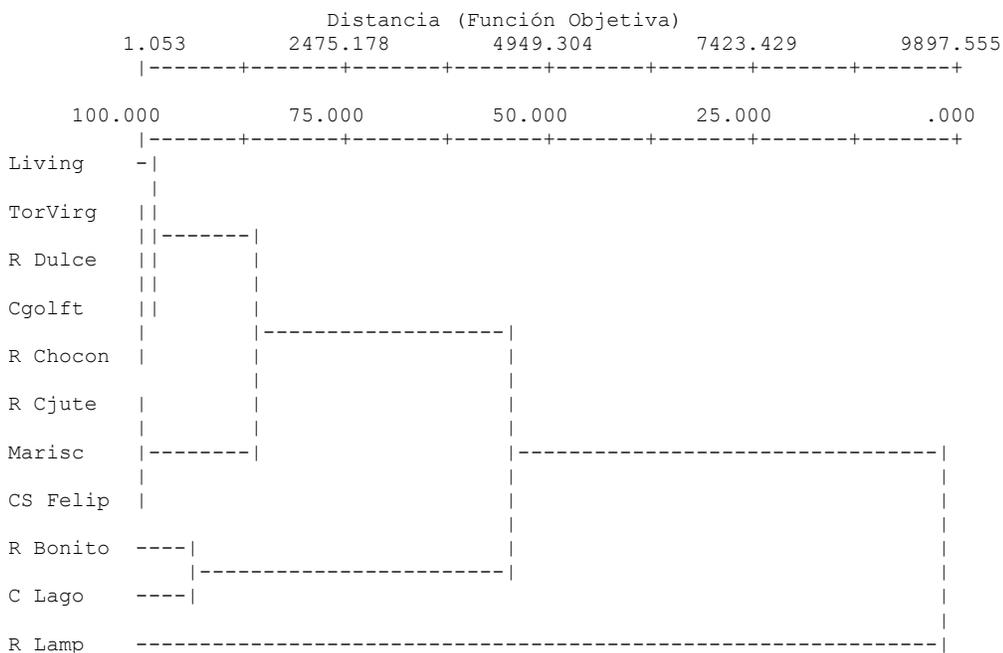


DIAGRAMA ESTADÍSTICO 4
 NOVIEMBRE VARIABLES FÍSICAS

ANALISIS: DISTANCIA EUCLUDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Version 3.12

Porcentaje de cambio = 26.92

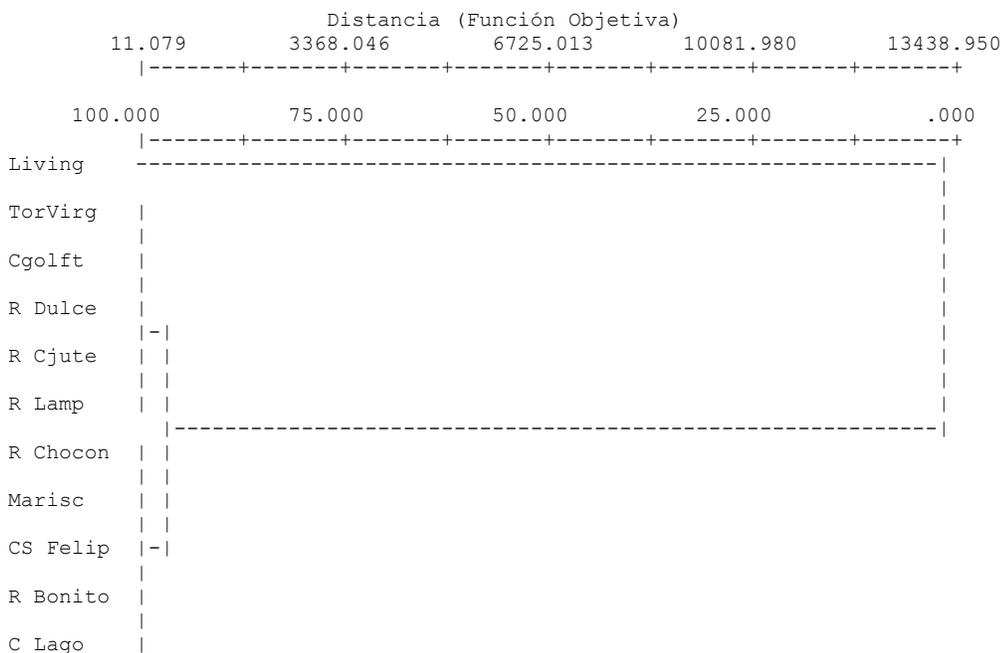


DIAGRAMA ESTADÍSTICO 5
 FEBRERO VARIABLE SÓLIDOS

ANALISIS: DISTANCIA EUCLIDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Version 3.12

Porcentaje de cambio = 92.31

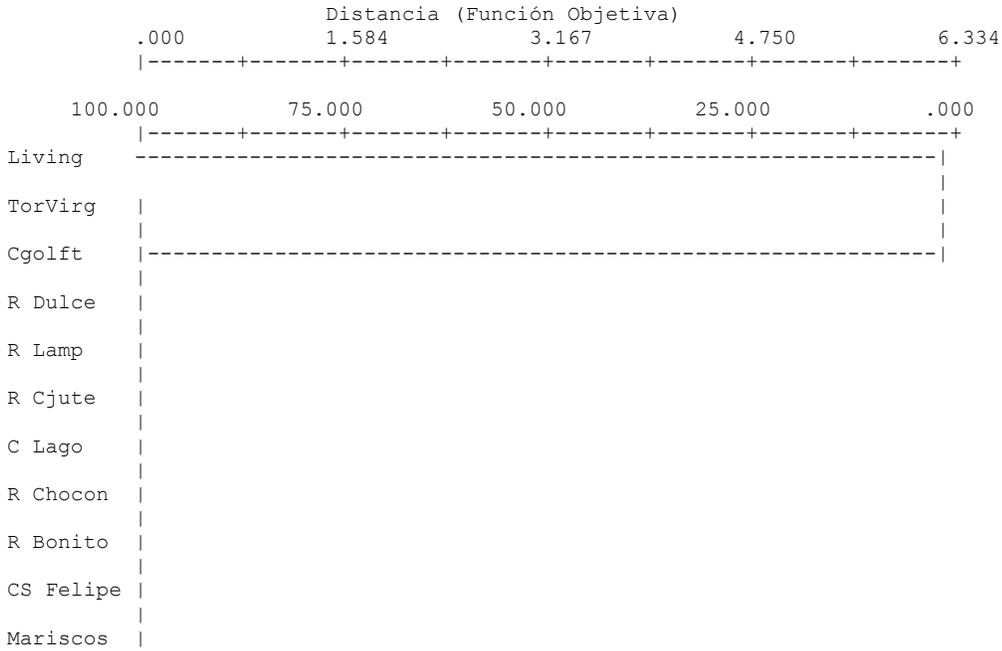


DIAGRAMA ESTADÍSTICO 6
 MAYO VARIABLE SÓLIDOS

ANALISIS: DISTANCIA EUCLIDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Version 3.12

Porcentaje de cambio = 30.77

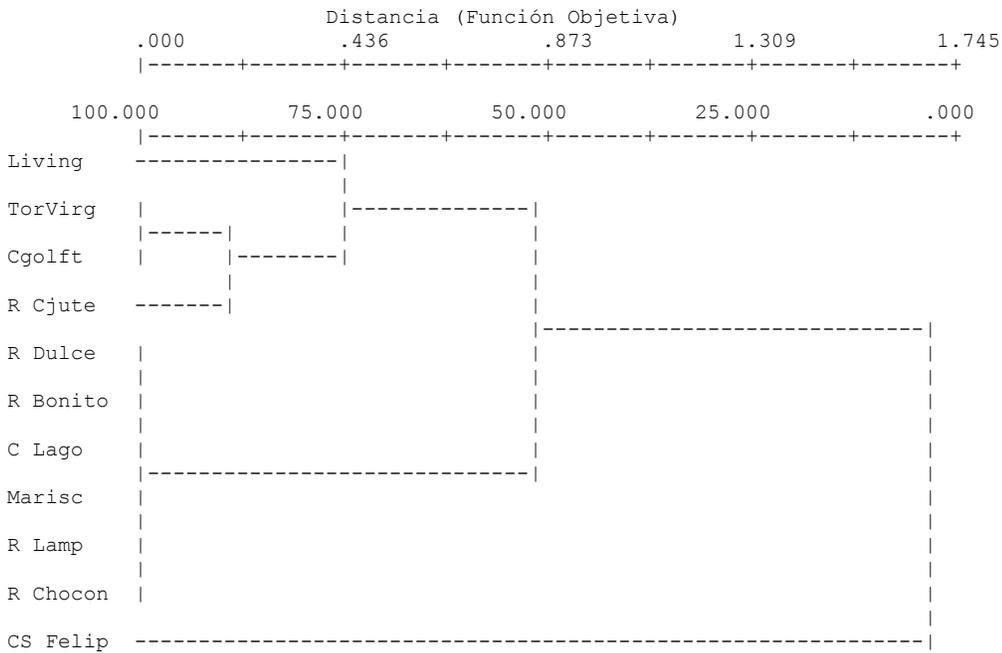


DIAGRAMA ESTADÍSTICO 7
 AGOSTO VARIABLE SÓLIDOS

ANÁLISIS: DISTANCIA EUCLIDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Version 3.12

Porcentaje de cambio = 61.54

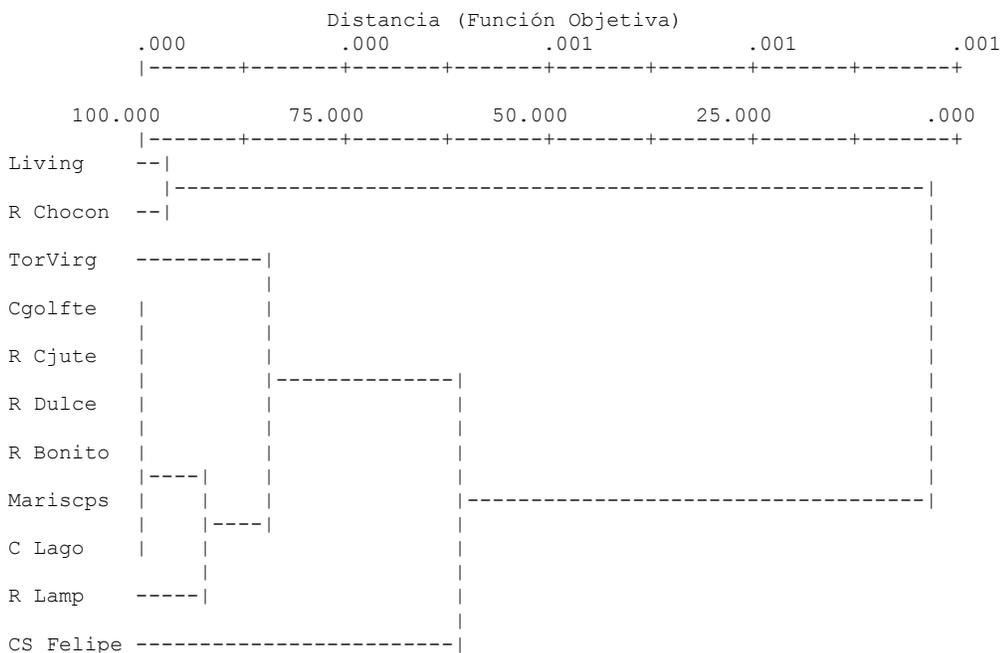


DIAGRAMA ESTADÍSTICO 8
 NOVIEMBRE VARIABLE SÓLIDOS

ANÁLISIS: DISTANCIA EUCLIDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Version 3.12

Porcentaje de cambio = 50.00

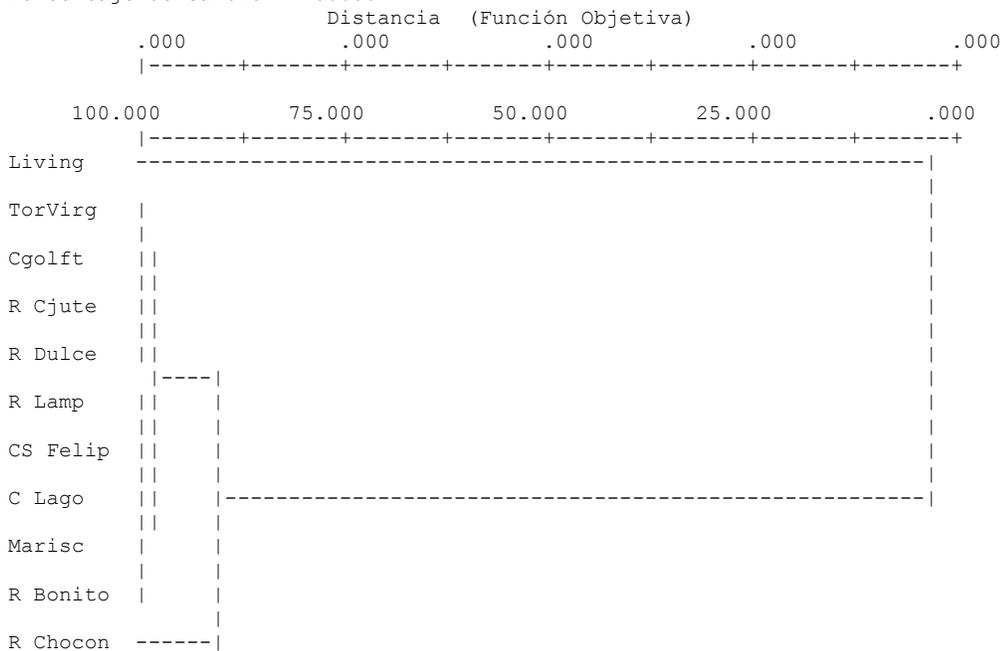


DIAGRAMA ESTADÍSTICO 9
 FEBRERO VARIABLE NUTRIENTES

ANALISIS: DISTANCIA EUCLIDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Version 3.12

Porcentaje de cambio = 7.69

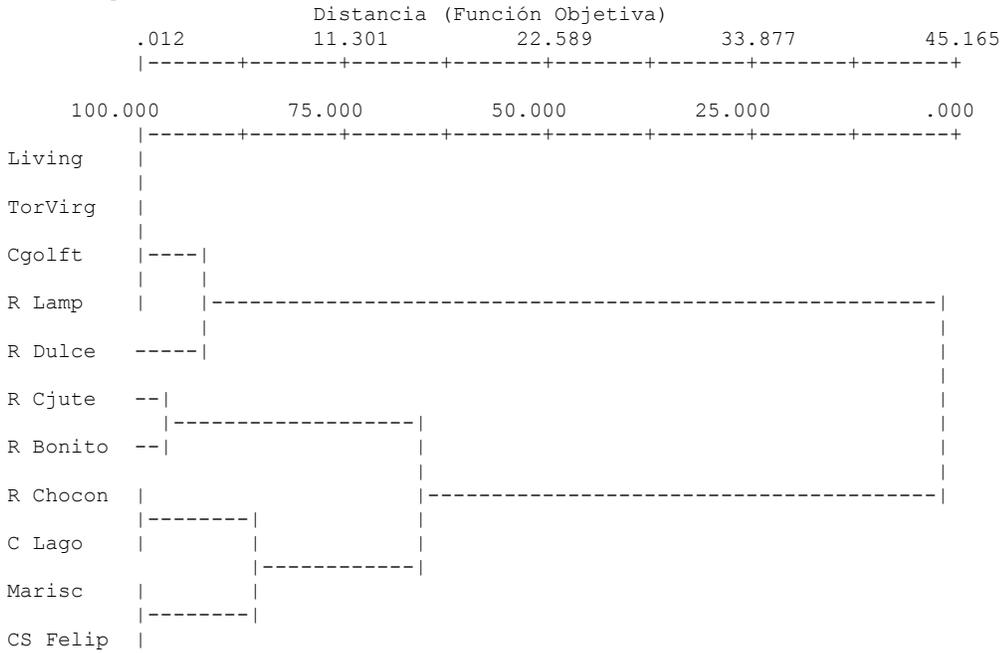


DIAGRAMA ESTADÍSTICO 10
 MAYO VARIABLE NUTRIENTES

ANALISIS: DISTANCIA EUCLIDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Version 3.12

Porcentaje de cambio = 23.08

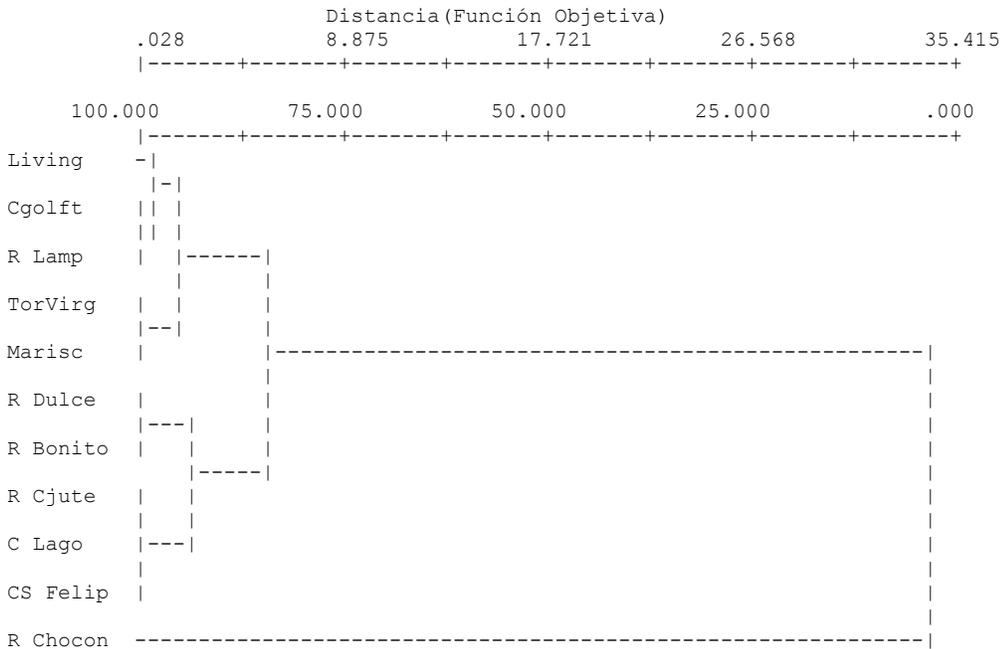


DIAGRAMA ESTADÍSTICO 11
 AGOSTO VARIABLE NUTRIENTES

ANALISIS: DISTANCIA EUCLIDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Version 3.12

Porcentaje de cambio = 11.54

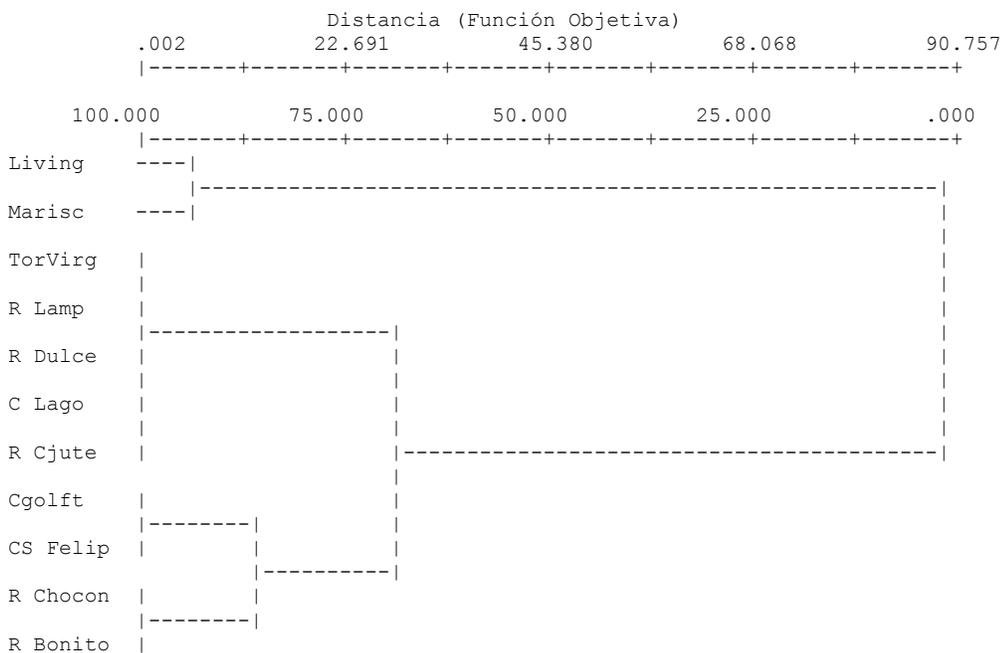
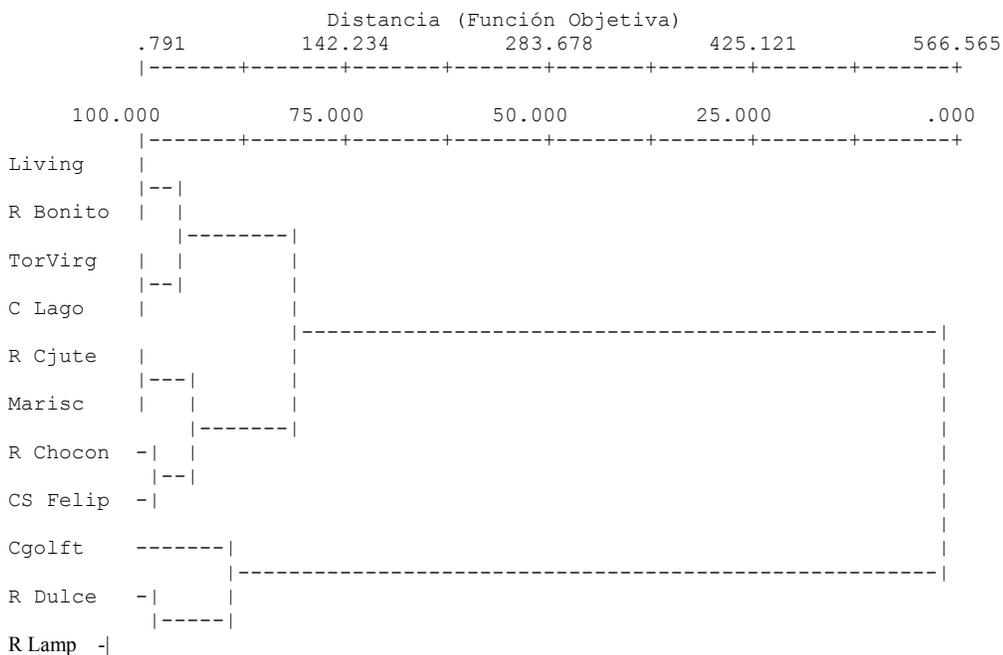


DIAGRAMA ESTADÍSTICO 12
 NOVIEMBRE VARIABLE NUTRIENTES

ANALISIS: DISTANCIA EUCLIDIANA, GRUPO PROMEDIO
 PC-ORD, Version 3.12

Porcentaje de cambio = 3.85



ANEXO III

MAPAS

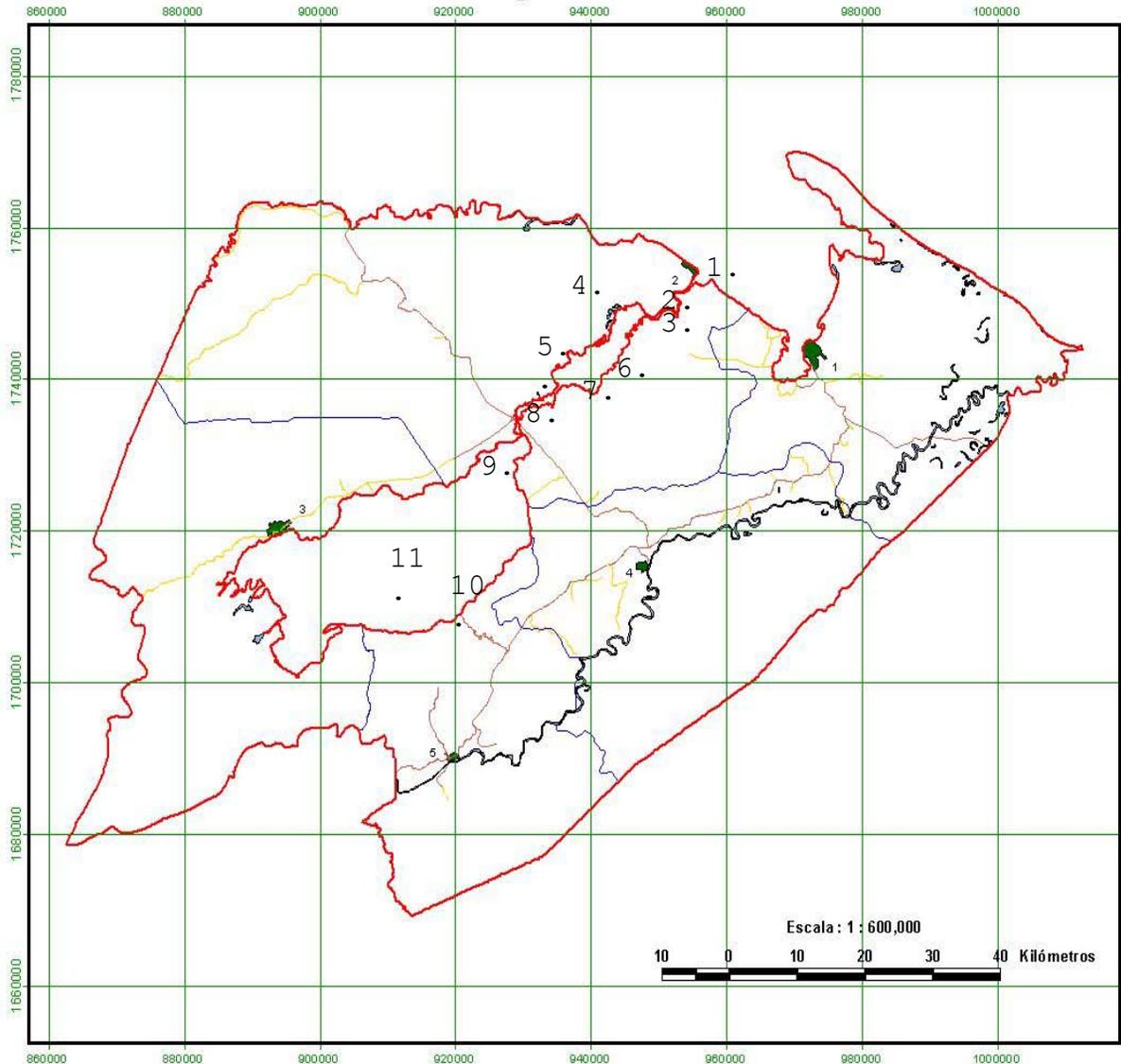
Mapa Base



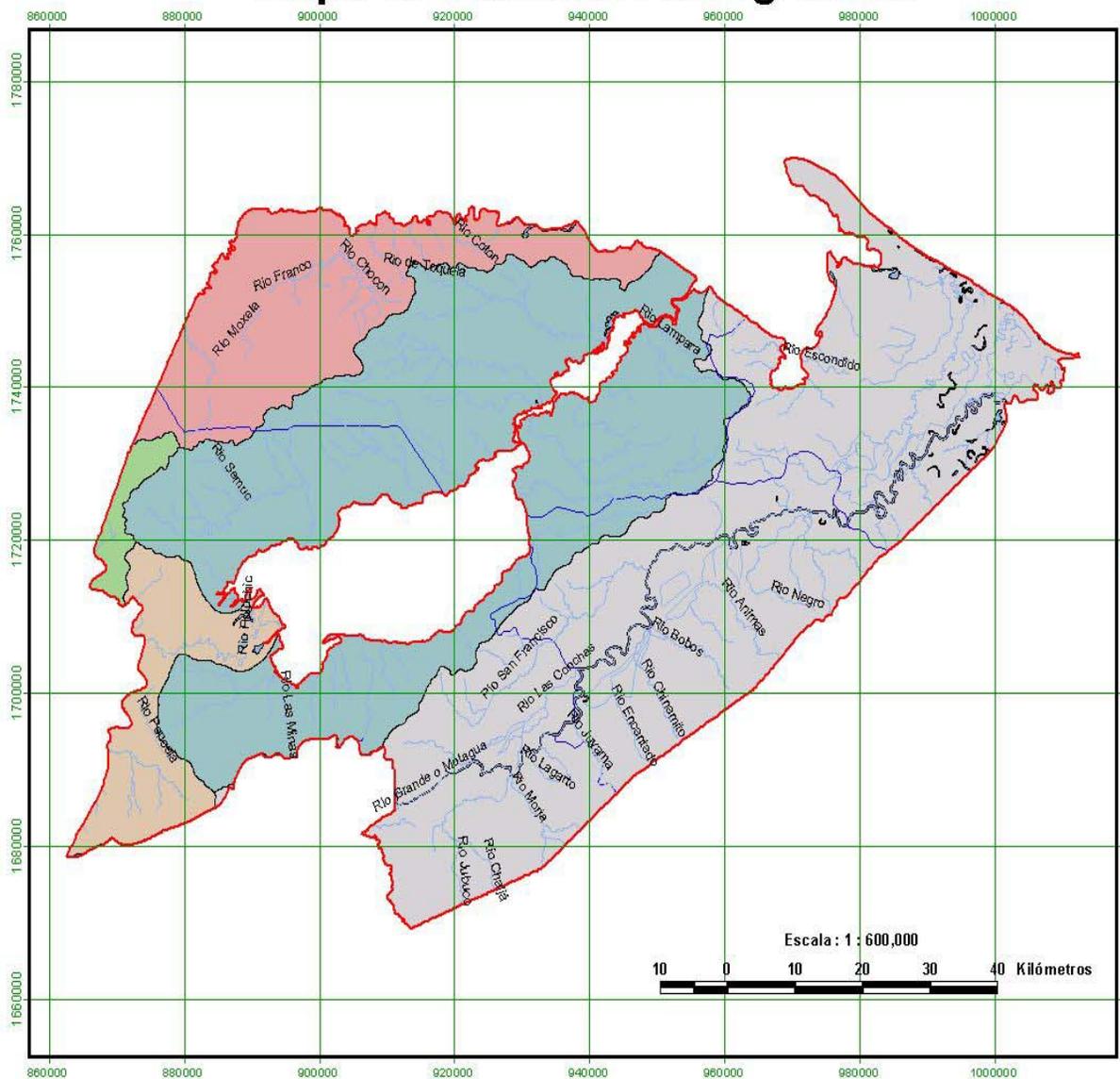
PUNTOS DE MUESTREO

- 1 Livingston
- 2 Torno de la Virgen
- 3 Río Lampara
- 4 Río Creek Jute
- 5 Río Chocon
- 6 Centro del Golfete
- 7 Río Bonito
- 8 Río Dulce (Fronteras)
- 9 Castillo de San Felipe
- 10 Mariscos
- 11 Centro del Lago

Unidad de Políticas e Información Estratégica (UPIE).
Sistema de Información Geográfica (SIG - MAGA).
Guatemala, Marzo 2001.



Mapa de Cuencas Hidrográficas



Departamento de Izabal

Leyenda:

- Límite Departamental
- Límite Municipal
- Cuerpos de Agua

Cuencas Hidrográficas

- Río Motagua
- Lago de Izabal-Río Dulce
- Río Polochic
- Río Cahabón
- Río Sarstún

Proyección del mapa digital:
UTM, zona 15, DATUM NAD 27
Proyección del mapa impreso:
UTM, zona 15, DATUM NAD 27

Fuente:
Programa de Emergencia por Desastres Naturales (PEDN).
Procesado por:
Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica (SIG-MAGA)
Con base a: Mapa de Cuencas
de la República de Guatemala, IGN Escala 1:500 000.

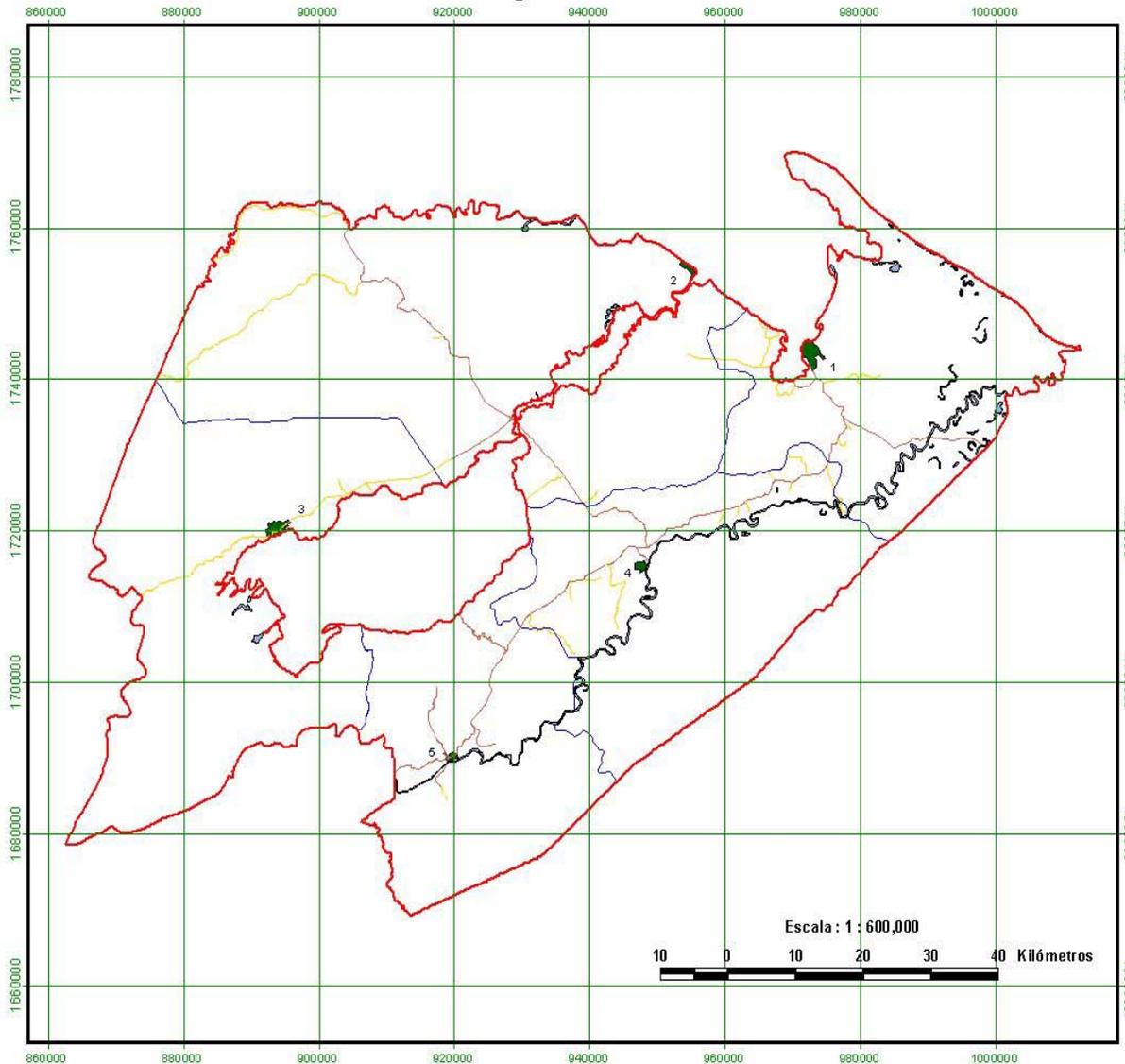
Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación (MAGA).
Unidad de Políticas e Información Estratégica (UPIE).
Sistema de Información Geográfica (SIG - MAGA).
Guatemala, Marzo 2001.



Escala: 1 : 600,000

10 0 10 20 30 40 Kilómetros

Mapa Base



Departamento de Izabal

Legenda:

- Límite Departamental
- Límite Municipal
- Cuerpos de Agua
- Cabeceras Municipales

Caminos

- Asfaltado
- Terracería

Municipios

- 1 Puerto Barrios
- 2 Livingston
- 3 El Estor
- 4 Morales
- 5 Los Amates

Proyección del mapa digital:
UTM, zona 15, DATUM NAD 27
Proyección del mapa impreso:
UTM, zona 15, DATUM NAD 27

Fuente:
Programa de Emergencia por Desastres Naturales (PEDN).
Procesado por:
Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica (SIG-MAGA)

Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación (MAGA).
Unidad de Políticas e Información Estratégica (UPIE).
Sistema de Información Geográfica (SIG - MAGA).
Guatemala, Marzo 2001.

