



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

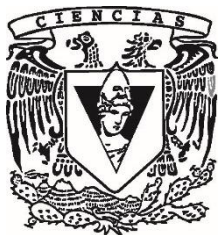
**Análisis de nutrientes en río, pozos y norias de la
cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas,
México.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

**B I Ó L O G O
P R E S E N T A:**

FRANCISCO ANTONIO BARAJAS GARCÍA



**DIRECTOR DE TESIS:
M. en C. GUSTAVO PÉREZ ORTIZ**

Cd. Universitaria, Cd. Mx. 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

1. Datos del alumno

Barajas
García
Francisco Antonio
55 43 42 62 66
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
307521792

2. Datos del tutor

M. en C.
Gustavo
Pérez
Ortiz

3. Datos del sinodal 1

Dra.
Marisa
Mazari
Hiriart

4. Datos del sinodal 2

Dr.
Javier
Carmona
Jiménez

5. Datos del sinodal 3

Dr.
Roberto
Bonifaz
Alfonzo

6. Datos del sinodal 4

M. en C.
Antonio
Tapia
Palacios

7. Datos del trabajo escrito.

Análisis de nutrientes en río, pozos y norias de la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas,
México.
Número de páginas 104
2017

“Este trabajo fue realizado con apoyo del Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad. Bajo la coordinación técnica de la Dra. Marisa Mazarí Hiriart y con financiamiento de Proyecto “Estudio Hidrológico y de Calidad del Agua del Sistema Lagunar de Montebello, Chiapas”, con clave 000000000167603, bajo la coordinación técnica del Dr. Oscar Escolero Fuentes del Instituto de Geología, UNAM.”

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México y a la Facultad de Ciencias de la UNAM por brindarme un espacio en el cual me permitió crecer a nivel intelectual, espiritual y humano.

Al Programa de Vinculación con los Egresados de la UNAM por el apoyo económico brindado para mi titulación.

Al Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad y al Instituto de Ecología por permitirme trabajar en sus instalaciones y brindarme los materiales necesarios para la realización de este trabajo.

Al Proyecto “Estudio Hidrológico y de Calidad del Agua del Sistema Lagunar de Montebello, Chiapas”, con clave 000000000167603, bajo la coordinación técnica del Dr. Oscar Escolero Fuentes del Instituto de Geología, UNAM por el financiamiento para la realización de este trabajo.

A mi asesor de tesis M. en C. Gustavo Pérez Ortiz por confiar en mí y no dudar en incluirme en varios proyectos, así como ayudarme a realizar en todo momento este trabajo, sin duda este trabajo no hubiera sido posible sin su ayuda.

A los miembros de mi jurado por sus acertados comentarios que me permitieron avanzar y mejorar este trabajo.

A la Dra. Marisa Mazari Hiriart por permitirme desarrollar profesionalmente en su equipo de investigación y por todo el apoyo que me ha brindado.

A la Dra. Ana Cecilia Espinosa por su apoyo y tiempo para escuchar, leer y comentar sobre este y otros trabajos.

Al Dr. Javier Carmona Jiménez por la cátedra impartida en la Facultad de Ciencias y por sus comentarios que hicieron de este un mejor trabajo.

Al Dr. Roberto Bonifaz Alfonzo por la información, consejos y ayuda que me proporciono para realizar este trabajo.

Al M en C. Antonio Tapia por la cátedra impartida en el Instituto de Ecología, la cual considero, fue fundamental para mi desarrollo profesional y personal. Por sus comentarios y consejos a lo largo de mi carrera.

A mi equipo de trabajo en la cuenca del Río Grande de Comitán: Erick, Jannice, Abisay y Stephanie por las experiencias y apoyo en campo y laboratorio.

A todas las personas que estuvieron involucrados directa e indirectamente para realizar este trabajo.

Dedicatoria

A mis padres a quienes jamás podré pagar los esfuerzos y sacrificios realizados para ayudarme a alcanzar mis sueños, a quienes debo lo que soy y que gracias a sus consejos me enseñaron a valorar las cosas de la vida. A mi madre María quien me ha brindado la fortaleza para enfrentar la vida; a mi padre Augusto quien me ha inculcado el valor de la perseverancia para alcanzar mis objetivos, gracias por siempre estar.

A mi hermano Diego por el apoyo que me ha brindado en cada momento y que me enorgullece ver que es una muestra de superación.

A mi pareja Griselda por su cariño, comprensión, paciencia, apoyo, motivación y sobre todo por la alegría que generas en mi vida.

A mis hermanos Eduardo y Lorena por todas las risas, películas, series, bromas, enojos y momentos que vivimos juntos en la carretera.

A Luka por acompañarme en todo momento y brindarme su amor incondicional, a Tiffany y Arun por que al llegar a mi vida me enseñaron a vivirla de una nueva forma.

A México por darme la oportunidad de explorar, vivir, disfrutar y siempre demostrar que es un gran país lleno de biodiversidad, paisajes, cultura y de un gran pueblo.

“... Una mejor comprensión de la naturaleza y evolución de la inteligencia humana puede ayudarnos a enfocar con lucidez los peligros ignotos que sin duda esconde el futuro.”

Carl Sagan

Índice

Índice	i
Abreviaturas	ii
1. Introducción	1
2. Marco Teórico	3
2.1 Importancia de los nutrientes en los socio-ecosistemas	3
2.2 Aporte de nutrientes en los ríos	3
2.3 Fósforo Total (PT)	4
2.3.1 Ortofosfatos	7
2.4 Carbono Orgánico Total (COT)	8
2.5 Nitrógeno Total (NT)	10
2.5.1 Nitrógeno Amoniacal	14
2.5.2 Nitritos y Nitratos	15
2.6 Eutrofización	15
12.3 Efectos en los ecosistemas acuáticos	17
12.3 Marco regulatorio	21
3. Antecedentes	26
4. Justificación	28
5. Objetivos	30
5.1 Objetivo general	30
5.2 Objetivos específicos	30
6. Área de estudio	31
7. Metodología	35
7.1 Método de campo	35
7.2 Método de laboratorio	38
7.3 Análisis de datos	38
8. Resultados	41
9. Discusión	72
10. Conclusiones	80
12. Referencias	83
Anexos	96

Abreviaturas

PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.
COT	Carbono Orgánico Total
NT	Nitrógeno Total
PT	Fósforo Total
OP	Ortofosfatos
NH ₃	Nitrógeno Amoniacal
NO ₂	Nitritos
NO ₃	Nitratos
LMP	Límite Máximo Permisible
NOM	Normas Oficiales Mexicanas
pH	Potencial de Hidrogeno
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigeno
P. D	Promedio Diario

1. Introducción

El agua es un elemento esencial para la vida, los ecosistemas y el desarrollo socio-económico. Sin embargo, debido a las presiones de uso, actualmente el agua puede tener efectos en la salud humana, en la producción de alimentos, en el desarrollo industrial, en el mantenimiento de los ecosistemas naturales, en la biodiversidad y desde el punto de vista del desarrollo humano incide en la estabilidad social y política (PNUMA, 2004).

Los ecosistemas acuáticos (EA) son aquellos que se encuentran asentados en áreas de agua, como los océanos, las lagunas, los pantanos y los ríos, generalmente en estos sitios llegan a coexistir diferentes especies de flora y fauna, que necesitan de las condiciones específicas que dominan ahí para sobrevivir (Arcos, 1995). Los EA pueden ser alterados por las condiciones naturales que rigen en el entorno donde se encuentran o por las actividades humanas, dentro de los factores naturales podemos mencionar: el clima, la hidrología, la geología, la fisiografía y biología, y dentro de las actividades humanas encontramos la producción agro-pecuaria, en específico el empleo de fertilizantes y pesticidas, los desechos domésticos, industriales y mineros (Margalef, 1991; Glynn y Gary, 1999; Carabias *et al.*, 2005). Estos potenciadores de cambios de los ecosistemas alteran las propiedades fisicoquímicas y biológicas de los ecosistemas acuáticos. Uno de los potenciadores más importantes es el cambio del uso del suelo, ya que hay una transformación de los ecosistemas naturales en terrenos de cultivo o bien en zonas urbanas (Naranjo *et al.*, 2007).

En México, la mayoría de los EA son utilizados para consumo y como parte del sistema de drenaje de los distintos asentamientos humanos (Montañana y Gálvez, 2013), los ecosistemas acuáticos reciben los elementos que se generan de la transformación de su cuenca de drenaje, provocando distintos niveles de contaminación (Ryding y Rast, 1992).

Las fuentes de contaminación en un EA se pueden caracterizar con base en su origen, ya sea puntuales o difusas. Las fuentes puntuales son aquellas que aportan contaminantes directamente a los cuerpos de agua, mientras que las fuentes difusas no se tienen un aporte directo de contaminantes, pero en algún momento llegan al cuerpo de agua, por ejemplo las aguas de retorno agrícola que contienen residuos de productos agroquímicos (Escobar y Barg, 1990).

El estado trófico de los cuerpos de agua, es uno de los procesos naturales que es alterado por el aporte de elementos ajenos al ecosistema acuático, en general, es un fenómeno complejo que involucra factores climáticos, físicos, químicos y biológicos. Es originado principalmente por el enriquecimiento de nutrientes y trae como consecuencia una gran cantidad de modificaciones, en la condición y calidad del agua (en función de su uso), y el incremento en la diversidad y abundancia de las especies (Weithoff *et al.*, 2000; de Anda y Maniak, 2007).

Los ecosistemas acuáticos bajos en nutrientes reciben el nombre de oligotróficos, estos presentan gran diversidad de flora y fauna con aguas cristalinas y permanecen oxigenados durante todo el año. Mientras que los ecosistemas ricos en nutrientes reciben el nombre de eutróficos y poseen aguas turbias con concentraciones de oxígeno variable con picos por periodos cortos en el año, son ecosistemas con grandes poblaciones, y baja diversidad (Figueruelo y Dávila, 2004; Weithoff *et al.*, 2000).

Por lo tanto, el proceso de eutrofización es provocado por el aporte de nutrientes, que llegan por escurrimientos originados, en general, dentro de una cuenca de drenaje y de forma natural se encuentra en los sedimentos arrastrados por las lluvias y en los sólidos que llegan por la acción del viento (Barrón *et al.*, 2003). Sin embargo, como ya se mencionó, las actividades

humanas modifican los procesos naturales, incrementando la velocidad de los mismos (de Anda y Maniak, 2007; Weithoff *et al.*, 2000).

2. Marco Teórico

2.1 Importancia de los nutrientes en los socio-ecosistemas

Dentro de los compuestos químicos que se encuentran en el agua, se consideran nutrientes aquellos que son la base para el desarrollo de algas y plantas acuáticas, éstos se encuentran de forma natural en los EA (Medina, 1997; Martínez y Fernández, 2008). Sin embargo, la actividad del hombre ha provocado el incremento de la concentración natural en que se presentan los nutrientes. Los casos más evidentes en EA son los del fósforo y nitrógeno, provocando eutrofización de los mismos. El incremento de la concentración de estos dos elementos está directamente vinculado con el uso indiscriminado y masivo de detergentes (polifosfatos) y fertilizantes (nitrógeno) (Margalef, 1991). La presencia de nutrientes en los ecosistemas es indispensable, pero el incremento descontrolado de alguno de ellos puede provocar desequilibrios en los mismos y efectos indirectos de distinta magnitud (Ryding y Rast, 1992).

2.2 Aporte de nutrientes en los ríos

Los ecosistemas acuáticos contienen concentraciones propias de materia orgánica, las cuales dependen principalmente del tipo de suelo en su cuenca de drenaje. El uso inadecuado de agroquímicos favorece la acumulación de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico, en los suelos, que por fenómenos de erosión y escorrentía son transportadas hasta los cauces de los ríos (González y Palacio, 2013). La medida más efectiva para el control de la eutrofización es la reducción de la entrada externa de nutrientes, para esto es necesario identificar las fuentes de nutrientes más importantes a un cuerpo de agua. Las fuentes externas de nutrientes

comprenden descargas de aguas residuales domésticas, efluentes de plantas de tratamiento de agua residual, escorrentía de suelos agrícolas y con actividad ganadera. Las fuentes internas comprenden del sedimento del fondo, la erosión, lixiviación y aportan formas biodisponibles de nitrógeno, como el nitrato, el nitrito y el amonio (González y Palacio, 2013; Ryding y Rast, 1992).

2.3 Fósforo Total (PT)

El fósforo es el único macronutriente que no se encuentra en la atmósfera, únicamente lo encontramos en forma sólida en las rocas y es un nutriente esencial para los organismos (Romero, 1999), ya que forma parte de la estructura de los huesos en los animales vertebrados, es parte del proceso metabólico de la respiración, es un componente estructural de ácidos 4cuático4 y es necesario para la transferencia de energía química en forma de moléculas de adenosina trifosfato(ATP), estas moléculas son las responsable de almacenar la energía química en todos los seres vivos (Cervantes, 2004; Odetti *et al.*, 2009). El fósforo en los ecosistemas acuáticos es el compuesto biogénico que desempeña la labor más importante en el metabolismo biológico, en comparación con los demás nutrientes es el menos abundante y es un factor limitante en la productividad primaria, ya que su concentración y suministro, regula la producción básica (Roland y Ramírez, 2008). Las algas requieren fósforo para su crecimiento, consecuentemente, un exceso de fósforo produce un desarrollo acelerado de ciertas especies de algas, inadecuadas para ciertos usos del agua (González *et al.*, 2014; Romero, 1999).

La fracción principal del fósforo que se utiliza por los organismos es el ion ortofosfato, cuyo origen principal son las rocas ígneas. La acción de las lluvias disuelve las rocas con la ayuda del ácido carbónico, liberado el fósforo y transportándolo a los EA (Ávila *et al.*, 2007;

Roland y Ramírez, 2008). El fósforo generalmente se encuentra en condiciones naturales y residuales como fosfatos (ortofosfatos, fosfatos condensados y compuestos organofosfatados) (Valadez, 2013). Existen otros compuestos que contienen fósforo en sus clases más comunes: el anión ortofosfato, los fosfatos condensados, los polifosfatos y metafosfatos (Snoeyink y Jenkins, 1987).

En el ciclo del fósforo (Figura 1), los animales obtienen fósforo como fosfato inorgánico del agua que beben y como fosfatos orgánicos e inorgánicos de los alimentos (Monge-Nájera, Gómez, y Rivas, 2002). Las plantas necesitan de fosfatos para crecer, estas absorben únicamente el fósforo que se encuentra disuelto en el suelo en forma de HPO_4^{-2} (ion fosfato mono ácido) y como fosfato diácido. En los ecosistemas acuáticos el fósforo se inmoviliza en los sedimentos en forma de apatita, sin embargo, también se tiene un aporte importante de fósforo gracias al intemperismo de las rocas y su arrastre por los ríos (Contreras, 1994; Failde, *et al.*, 2015).

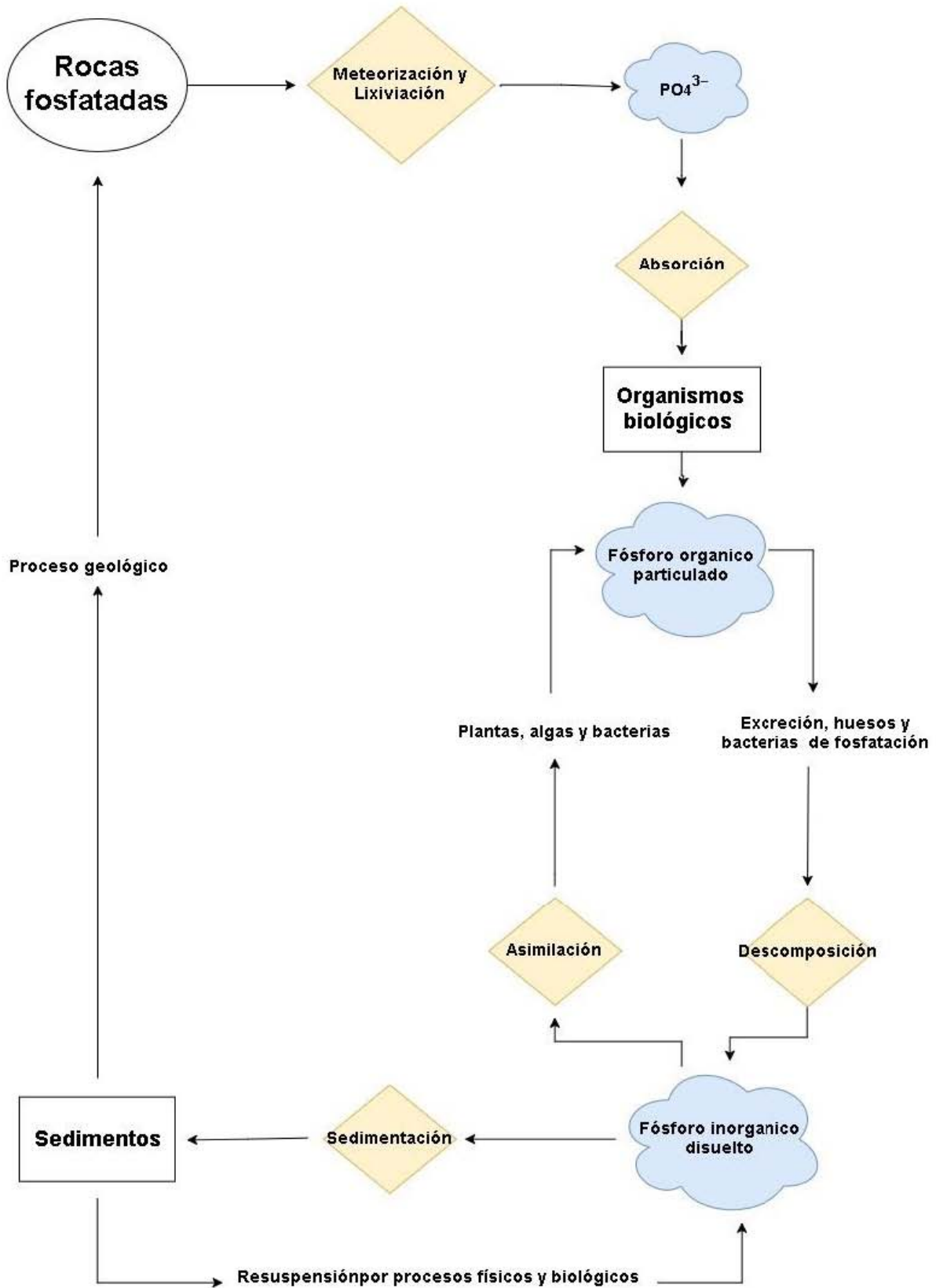


Figura 1 Ciclo del Fósforo (Modificado de Odum, 1971).

2.3.1 Ortofosfatos

El fósforo se encuentra formando parte de minerales bajo la forma de ortofosfatos (HPO_4^{-2}), en particular la luropatita y la apatita también conocida como fosfato de roca siendo su principal uso como fertilizante (Odetti *et al.*, 2009). Los ortofosfatos son la forma soluble y asimilable del fósforo; por ello se le nombra como fósforo soluble reactivo o fósforo asimilable, es la manera como las plantas acuáticas y el fitoplancton pueden absorberlo, por lo tanto, los ortofosfatos son utilizados para la formulación de abonos minerales para inducir y fortalecer la floración (Roland y Ramírez, 2008; Valderrama y You, 2014). El ortofosfato es un nutriente esencial para el crecimiento de los organismos, por lo que la descarga de estos en cuerpos de agua puede estimular el crecimiento de macro y microorganismos fotosintéticos en cantidades nocivas. Los ortofosfatos provienen de una gran cantidad de fuentes, como son: aguas residuales no tratadas, productos de limpieza, fertilizantes y procesos biológicos (de Anda y Maniak, 2007; Miranda, 1988; Valadez, 2013).

La disponibilidad de ortofosfatos en el agua aumenta en pH básicos y disminuye en pH ácidos (Carrera-Villacrés *et al.*, 2011). En los trópicos, las altas temperaturas aumentan el metabolismo de las plantas y el fitoplancton, por lo que los ortofosfatos se consumen rápido, esto explica por qué los valores de ortofosfatos son generalmente bajos o cercanos a los límites de detección en los cuerpos de agua localizados en los trópicos (Roland y Ramírez, 2008). La descarga de fosfatos a los cuerpos de agua puede estimular el crecimiento de macro y microorganismos fotosintéticos en diversidades que resultan nocivas. Estas descargas están reguladas en la legislación mexicana, en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 (DOF, 1997) que establece los límites máximos permisibles para fósforo total y nitrógeno total ya que son considerados como contaminantes básicos que se presentan en las descargas

de agua residual y pueden ser eliminados mediante distintos tratamientos. Los límites máximos permisibles para nitrógeno total y fósforo total se muestran en Anexo I. La remoción del fósforo está directamente relacionada con el pH y se realiza a través de procesos de sedimentación y por la integración del fósforo a la biomasa de las algas, mientras que la remoción del nitrógeno está relacionada con la asimilación durante la fotosíntesis y por la nitrificación o desnitrificación según los niveles de oxígeno presentes (Quintal y Zetina, 1993).

2.4 Carbono Orgánico Total (COT)

El carbono orgánico total (COT), es un componente esencial para los seres vivos, forma parte de las proteínas, enzimas y estructura de las células, de moléculas como la glucosa, el cual es un carbohidrato indispensables para la realización de procesos metabólicos como la respiración, o en forma de dióxido de carbono en procesos de fotosíntesis, de modo que es un indicador de la materia orgánica presente en el agua (Ordóñez, Bravo, Figueroa, 2013; Monge-Nájera, Gómez, y Rivas, 2002).

Se considera al carbono un nutriente limitante de la productividad primaria cuando el agua está saturada de fósforo y de nitrógeno, la disponibilidad de la luz y la temperatura son altas, y cuando el transporte de bióxido de carbono desde la atmósfera hasta la columna de agua es bajo. Se ha demostrado que la limitación en carbono normalmente afecta a las clases de algas existentes en la masa de agua, y se muestra estrechamente relacionada con el color del agua (Ryding y Rast, 1992).

Existen dos fuentes principales: una fuente autóctona y otra alóctona. La fuente autóctona se origina de forma natural en plantas y animales como resultado de su metabolismo, excreción y descomposición, mientras que las principales fuentes alóctonas de COT se deriva de las

actividades antropogénicas representadas por efluentes de plantas de tratamiento y escorrentías urbana (Figura 2) (Roland y Ramírez, 2008).

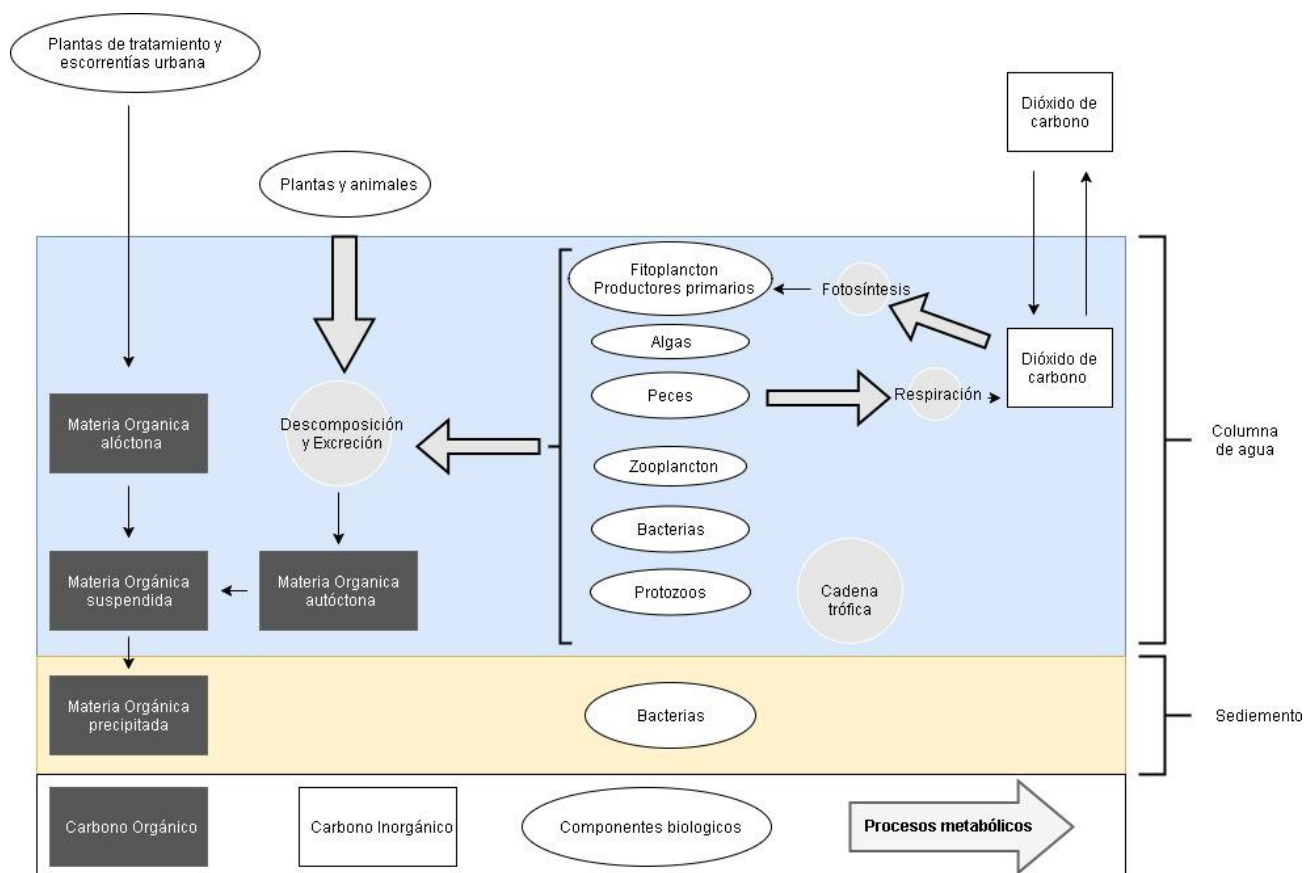


Figura 2 Principales fuentes alóctonas y autóctonas de carbono orgánico en ecosistemas acuáticos (Roland y Ramírez, 2008).

El Carbono Orgánico Total (COT) es un parámetro que se utiliza para valorar la calidad del agua de un determinado lugar, y es un parámetro que se utiliza para evaluar la calidad de las aguas en distintos EA (Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes, 2016). La cuantificación de las concentraciones de COT es una medida del contenido de carbono de las sustancias orgánicas disueltas y en suspensión del agua, siendo así el conjunto del carbono orgánico particulado de la biota (COP-biota) el cual corresponde a una fracción pequeña del COT y el carbono orgánico particulado detrítico (COP-detrítico) que se conforma por el carbono orgánico disuelto (COD) y el carbono orgánico detrítico, es decir, es una prueba no

específica que evalúa la concentración de todo el carbono orgánico presente en una muestra de agua (Kim *et al.*, 2017). El COP-detrítico es una fuente de energía alóctona muy importante en ríos, se relaciona con el crecimiento de bacterias que se desarrollan sobre la materia orgánica acumulada en el sedimento (Ordóñez *et al.*, 2013). La concentración de COD, es la fracción de COT más abundante, generalmente es diez veces mayor a la de COP-detrítico y se origina en la descomposición de plantas, animales y productos de excreción de estos organismos por lo tanto la concentración de COD está relacionada con el estado trófico del cuerpo de agua, generalmente la concentración de COD y COP-detrítico es mayor que la del COP-biota (Silva *et al.*, 2012). El COP-detrítico se le considera una fuente de energía alóctona muy importante en ríos y riachuelos. Proviene muchas veces de la resuspensión de sedimentos, generalmente se relaciona con el crecimiento de bacterias (Roland y Ramírez, 2008).

El COT autóctono producido por las macrófitas, algas y bacterias es altamente biodegradable, pero difícil de remover en un tratamiento convencional, el COT alóctono es menos biodegradable pero más fácilmente removible en un tratamiento convencional (González y Palacio, 2013). El monitoreo del COT del influente de una planta de tratamiento facilita el control de los procesos para maximizar la eficacia de la planta, mientras que el monitoreo del vertido suele ser un requisito para la descarga en aguas superficiales (HACH, 2015).

2.5 Nitrógeno Total (NT)

El nitrógeno es un nutriente esencial para toda forma de vida y cambios pequeños de concentración de nitrógeno biológicamente asequible puede afectar drásticamente los niveles de vida de animales y plantas (Espinosa *et al.*, 2013).

El nitrógeno, adquiere diferentes formas en su ciclo hidrogenoquímico, ya que pueden existir transferencia de especies de nitrógeno por diversos procesos (Figura 3), por lo que su evaluación en términos de balance es compleja (Naranjo *et al.*, 2007). El nitrógeno total es la suma de las concentraciones de nitrógeno Kjeldahl, nitritos y nitratos; representa el conjunto de las formas de nitrógeno reducidas orgánicas y amoniacales (Torres, 2006).

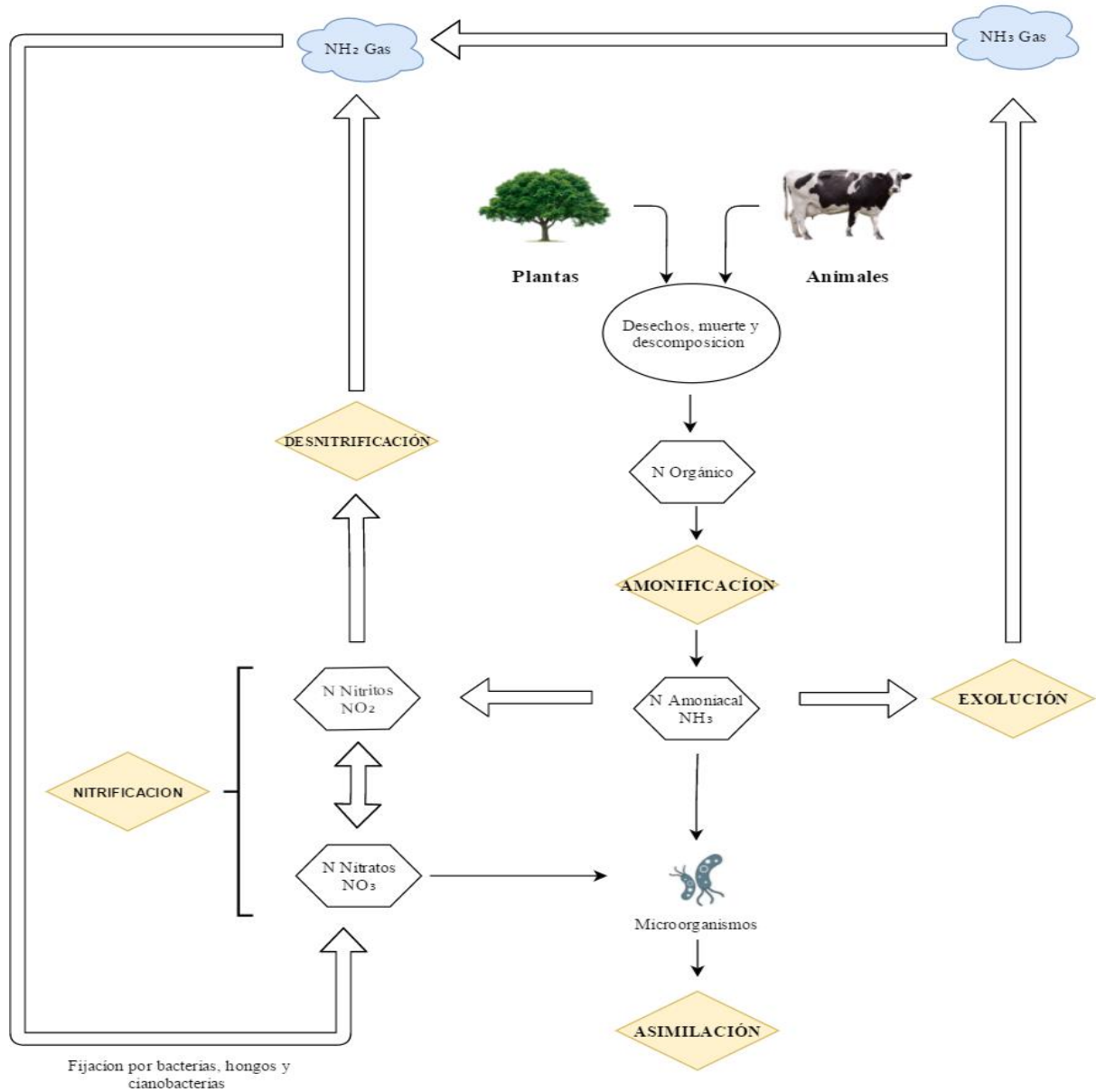


Figura 3. Transformación del nitrógeno por medio de diversos procesos (Modificado de Romero Rojas, 1999).

La química del nitrógeno puede tener diversos cambios de valencias efectuados por organismos vivos en especial las bacterias, el cambio de la valencia puede ser negativo o positivo según las condiciones aerobias o anaerobias que prevalezcan y en los cambios de oxidación que puede provocar en los organismos (Figura 2) (Espinosa *et al.*, 2013; Romero, 1999; Sawyer *et al.*, 2001).

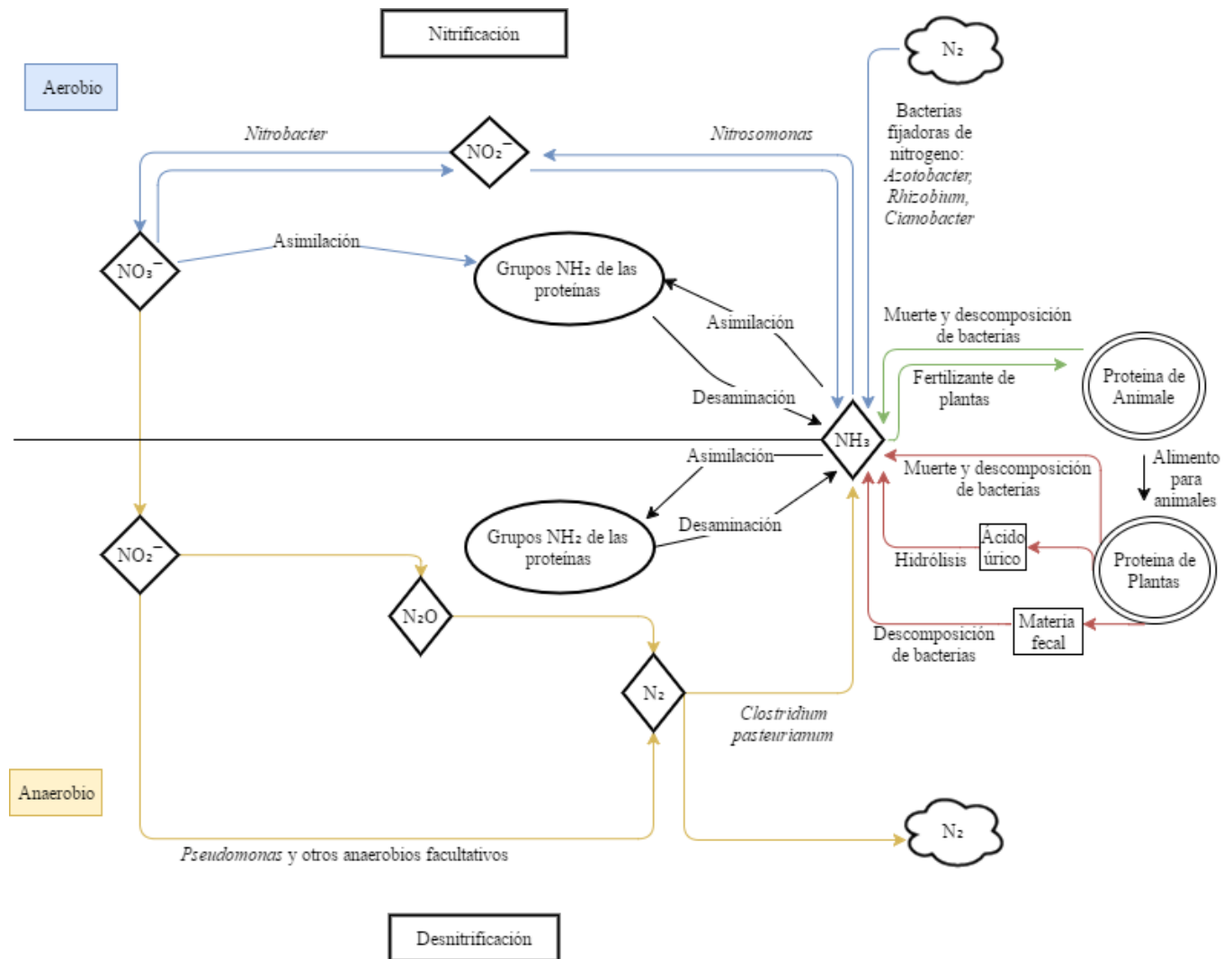


Figura 3. Principales bacterias relacionadas en el ciclo del nitrógeno que permiten el cambio de valencia en la naturaleza (Romero Rojas, 1999).

La fuente natural de nitrógeno en un ecosistema son los nitratos presentes en el suelo y en el agua, las plantas incorporan el nitrógeno de los nitratos (NO_3^-) o amoníaco (NH_3^+), a los

aminoácidos, proteínas, ácidos nucleicos y vitaminas. Las plantas suelen ser ingeridas por los animales, los cuales emplean los aminoácidos de las proteínas vegetales para sintetizar sus proteínas y otros compuestos nitrogenados (Monge-Nájera *et al.*, 2002).

El nitrógeno encontrado en aguas superficiales puede provenir de los efluentes domésticos o industriales, así como el escurrimiento superficial y sub-superficial de suelos enriquecidos con abonos nitrogenados (Torres, 2006). En el agua de origen residual existe amoníaco (NH_3^{+1}) en forma no ionizada, que es tóxico y la forma ionizada (ion amonio NH_4^+) relativamente no tóxico (Sawyer *et al.*, 2001).

Los animales excretan varios tipos de desechos nitrogenados como son urea, amoniaco y ácido úrico. En la Tabla 1 se pueden observar los principales productos de excreción, en algunos casos las bacterias transforman la urea y el ácido úrico en amoniaco, las bacterias desnitrificantes transforman parte del amoniaco en nitrógeno atmosférico (Barrientos, 2003).

Tabla 1. Principales desechos nitrogenados de diversos organismos (Monge-Najera, Gómez, Rivas, 2002).

Grupo Taxonómico	Desechos nitrogenados
Invertebrados acuáticos	NH_3^+
Teleosteos	NH_3^+ y bajas concentraciones de urea
Elasmobranquios	Urea
Anfibios (larva)	NH_3^+
Anfibios (adulto)	Urea
Insectos	Ácido úrico
Reptiles	Ácido úrico
Aves	Ácido úrico
Mamíferos	Urea

Otra fuente de nitrógeno es la atmósfera, pero los seres humanos y los animales son incapaces de utilizar el nitrógeno atmosférico para producir proteínas (Martínez, 2008). El nitrógeno

atmosférico se fija y transforma en compuestos orgánicos de nitrógeno por algunas algas del género *Nostoc*, por cianobacterias del género *Anabaena* y bacterias del género *Azotobacter* que se encuentran en el suelo (FAO, 1995). Las bacterias del Genero *Rhizobium* al hacer simbiosis con plantas pueden fijar el nitrógeno atmosférico y generar aminoácidos los cuales son metabolizados (Valadez , 2013).

2.5.1 Nitrógeno Amoniacal

El nitrógeno amoniacal es uno de los componentes transitorios en el agua ya que es parte del ciclo del nitrógeno y se ve influido por la actividad biológica (National Atmospheric Deposition Program, 2000). Es el producto natural de descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados. Las principales fuentes de nitrógeno amoniacal son las aguas residuales domésticas, escurrientías de suelos agrícolas, descomposición de productos nitrogenados orgánicos en el suelo y la descomposición de materia orgánica (Instituto Nacional de Tecnologías Educativas y Formación del Profesorado, 2016).

Las aguas superficiales no deben contener normalmente nitrógeno amoniacal, en general, la presencia de nitrógeno amoniacal es considerado como una prueba química de contaminación reciente, ya que la materia fecal es descompuesta por bacterias y convertida en nitrógeno amoniacal y el ácido úrico por medio de hidrolisis se trasforma en nitrógeno amoniacal (Espinosa *et al.*, 2013; Romero, 1999).

Si el nitrógeno amoniacal se encuentra en un medio aerobio, el nitrógeno amoniacal se transforma en nitritos y estos se oxidan al entrar en contacto con el cloro, de un sistema de desinfección de agua (Cobos, 2009). Algunos de los efectos de tener nitrógeno amoniacal en agua son: sabor desagradable, dificulta la cloración, altera el cobre de las tuberías por

formación de complejos solubles y aumenta la turbidez en el agua (Instituto Nacional de Tecnologías Educativas y de Formación del Profesorado, 2016)

2.5.2 Nitritos y Nitratos

Los nitritos y nitratos son compuestos de nitrógeno que se encuentran en suelo, plantas, alimentos y agua (Gray, 1996). En general se forman cuando los microorganismos como son: *Nitrosomona*, *Nitrobacter*, *Nitrococcus* y *Nitrosospira* que descomponen materiales orgánicos, sin embargo, existen productos ricos en nitratos que sirven para fertilizar las plantas y son convertidos en proteínas (Stumm y Morgan, 1996).

El proceso en el cual se forman los nitratos se le conoce como proceso de nitrificación y es común que se usen como primera etapa en el tratamiento de aguas residuales que contengan nitrógeno amoniacal (Marín, 1995; Metcalf y Eddy, 1998; Romero, 1999).

Los nitratos se encuentran en la litósfera en forma de sales potásicas y sódicas (Canter, 1996). En las aguas superficiales existen diversas fuentes de nitratos, como son: la descomposición de materia orgánica, disolución de las rocas, efluentes industriales y agricultura donde se utilizan fertilizantes nitrogenados (Beeck *et al.*, 1988). El aprovechamiento de nitratos está en función del grado de nitrificación que sufra, los nitratos que se producen en exceso tienen un alto grado de movilidad en agua, y suelen transportarse por medio del sistema hidrológico, estos nitratos suelen llegar a aguas subterráneas a través del suelo ya que la mayoría de los sedimentos no tiene la capacidad de retenerlos (Canter, 1996; Marín, 1995; Sawyer *et al.*, 2001).

2.6 Eutrofización

La eutrofización es el proceso que ocurre en los cuerpos de agua donde se produce un enriquecimiento con nutrientes, generalmente el nitrógeno y fósforo llegan a sobresaturar un

cuerpo acuático, lo que conlleva a un incremento en la productividad primaria con proliferación de algas y macrofitas, provocando un deterioro de la calidad del agua e interfiriendo con el uso de la misma (Khan y Ansari, 2005; Ryding y Rast, 1992). La eutrofización provocada por el hombre, conocida como “eutrofización cultural” es la más preocupante, siendo una de las causas más comunes la descarga directa de las aguas residuales crudas o parcialmente tratadas y la agricultura. En la Figura 3 se presentan los diversos factores que influyen en la naturaleza trófica, que pueden provocar eutrofización cuando los nutrientes aportados no son aprovechados por el medio (Romero, 1999).

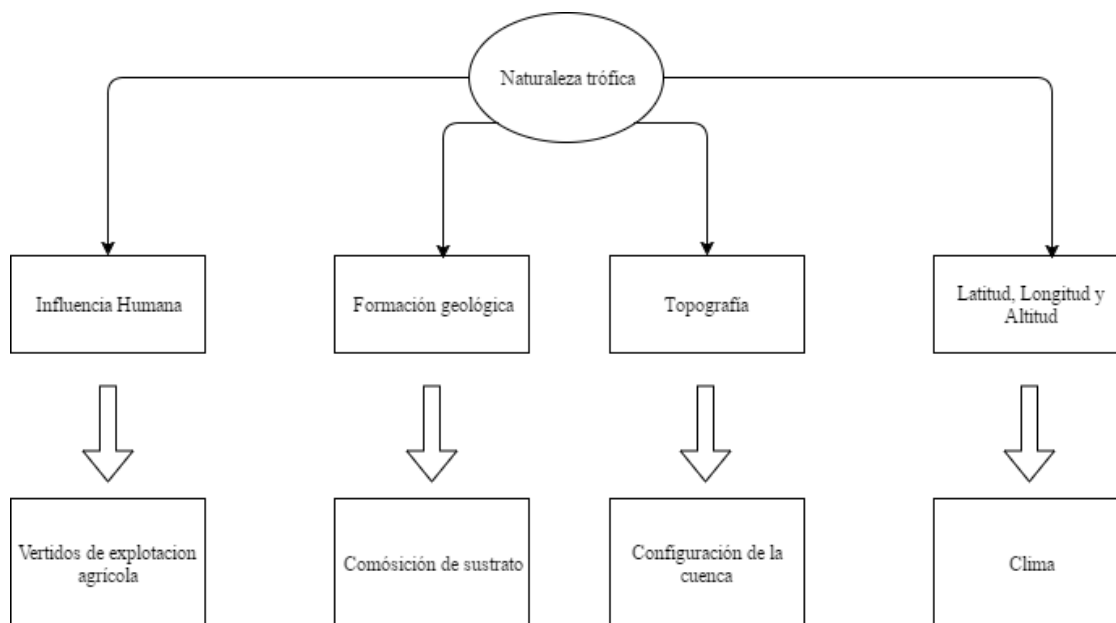


Figura 4. Factores que intervienen en la naturaleza trófica (Modificado de Romero, 1999).

Otra fuente importante de nutrientes es la erosión de origen terrígeno ya que introduce gran cantidad de nutrientes (Contreras, 1994). Estas fuentes de nutrientes contienen altos contenidos de nitrógeno y fósforo, los cuales representan altas concentraciones de nutrientes con los que las algas y plantas crecen a través de la fotosíntesis, crean tejido vegetal y generan oxígeno; la mayoría de este oxígeno suele terminar en la atmósfera. Cuando la planta muere es degradada por microorganismos, cuando la cantidad de materia orgánica degradada es

demasiada genera un descenso en la concentración de oxígeno disuelto en el agua (Socorro y Valdés, 2002).

Por lo anterior, en los EA eutrofizados encontramos altos niveles de productividad y de biomasa, teniendo aguas en condiciones de anoxia por la degradación de materia orgánica, a menudo menos diversidad de especies de plantas y animales, y una alteración en la calidad de agua que limita su aprovechamiento (Margalef, 1991; Ryding y Rast, 1992).

Los efectos de la eutrofización cultural sobre la calidad de agua o su utilización pueden hacer necesario el tratamiento del agua que permita su aprovechamiento para diversos usos y para asegurar la protección de la vida acuática (Metcalf y Eddy, 1998). Una masa de agua que sufre eutrofización cultural puede ser tratada de forma que vuelva a tener una velocidad de degradación característica de una eutrofización natural (Marín, 1995; Quintal y Zetina, 1993).

12.3 Efectos en los ecosistemas acuáticos

Como ya se mencionó los nutrientes se encuentran de forma natural en los ecosistemas acuáticos con un origen autóctono (Ryding y Rast, 1992). Sin embargo, el aporte excesivo de nutrientes ya sea de origen autóctono o alóctono puede provocar diversos efectos adversos, como la filtración de nutrientes a cuerpos de agua subterráneos y eutrofización en aguas superficiales (Abella *et al.*, 1990; Miranda, 1988).

Las descargas de fósforo a cuerpos de agua pueden estimular el crecimiento de micro y macrorganismos acuáticos fotosintéticos en cantidades nocivas (APHA-AWWA-WPCF, 2012); Una de las principales fuentes alóctona de fosfatos son los detergentes, los cuales contienen grandes cantidades de fósforo, y cuyo uso ha aumentado el contenido de fosfato

en las aguas residuales domésticas, que al ser descargadas en cuerpos receptores transfieren su contenido de fósforo (Romero, 1999).

Se considera que en ecosistemas acuáticos no alterados la concentración de fósforo es baja, entre 0.01 a 1 mg/L (Romero, 1999). Khan y Ansari (2005) mencionan que los cuerpos de agua que contengan más de 0.05 mg/L de fósforo podrían presentar condiciones eutróficas; otros autores indican que pueden ser concentraciones mayores a 0.1 mg/L (Al-Hamdani y Sirna, 2008). En aguas residuales domésticas podemos encontrar concentraciones que varían entre 1-15 mg/L y en aguas de retorno o drenaje agrícola entre 0.05-1 mg/L (Romero, 1999). Para evitar problemas de eutrofización y crecimiento de fitoplancton la norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en la descarga de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, especifica que la concentración de fósforo en embalses naturales y artificiales de uso público urbano se debe de encontrar entre 5 a 10 mg/L (DOF, 1998).

No existe conocimiento de que el Carbono Orgánico Total provoque efectos adversos sobre la salud humana (Peña y Ramírez, 2010; Saldarriaga *et al.*, 2011). Sin embargo, elevadas concentraciones de COT en las aguas superficiales genera una disminución muy importante del oxígeno disuelto, teniendo como consecuencia la pérdida de biodiversidad (Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes, 2016). En los procesos de potabilización el COT reacciona con el cloro, el ozono o el dióxido de cloro y forma subproductos de desinfección (SPDs), principalmente carbonáceos (C-SPDS), entre estos los trihalometanos (THMs) y los ácidos haloacéticos (HAAs) considerados mutagénicos (González y Palacio, 2013). Esto podría llegar a ser un problema para las personas que consuman agua potabilizada por estos métodos y para la biodiversidad que se exponga a estos cuerpos de agua.

Diversos estudios han determinado que altas concentraciones de nitrógeno total son derivadas de efluentes provenientes de zonas con un uso de suelo agrícola, urbano e industrial (Canter, 1996; National Atmospheric Deposition Program, 2000). Dado que la velocidad con la que se aportan estas sustancias es mayor que la velocidad con las que se degradan, se corre el riesgo de eutrofización en agua superficial y de infiltración a agua subterránea, por lo que el uso indiscriminado de fertilizantes nitrogenados plantea una gran preocupación por problemas de salud pública ligados al consumo de agua (Beeck *et al.*, 1988; National Atmospheric Deposition Program, 2000).

En ecosistemas acuáticos no alterados la concentración de nitrógeno total es baja, de 0.1 a 3.0 mg/L (Romero, 1999). La NOM-001-ECO-1996 establece un máximo permisible de 25 mg/L de nitrógeno total en embalses naturales y artificiales de uso público urbano (DOF, 1998). Trabajos anteriores determinan que si los cuerpos de agua contiene más de 30 mg/L de nitrógeno podrían presentar condiciones eutróficas; otros autores proponen otras concentraciones en un intervalo de 20-39 mg/L (Ryding y Rast, 1992; Vollenweider y Kerekes, 1981; Wood, 1975); en aguas residuales domesticas podemos encontrar concentraciones que varían entre 20-70 mg/L (Vollenweider y Kerekes, 1981) y en aguas de drenaje agrícola entre 20-50 mg/L (National Atmospheric Deposition Program, 2000).

El nitrógeno amoniacal, es extremadamente toxico debido a su capacidad de movilizarse a través de las membranas celulares (Cárdenas y Sánchez, 2013). Para la preservación de flora y fauna se recomienda que las concentraciones de nitrógeno amoniacal sean menores a 0.02 mg/L ya que en concentraciones mayores puede llegar a ser tóxico, en aguas no contaminadas la concentraciones de nitrógeno amoniacal se encuentran en el intervalo de 0-5 mg/L por lo que algunos autores recomiendan que las descargas de agua residual a ecosistemas acuáticos

naturales sea de 0.02 mg/L (DOF, 1996; Romero, 1999; Vollenweider & Kerekes, 1981); En estos mismo trabajos se determinó que si los cuerpos de agua contiene más de 10 mg/L de nitrógeno amoniacal podrían presentar condiciones eutróficas (Vollenweider & Kerekes, 1981); en aguas residuales domesticas podemos encontrar concentraciones que varían entre 10-25 mg/L (Romero, 1999).

Las altas concentraciones de nitratos en agua residual son un indicador de que el residuo de nitrógeno se ha estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno, la presencia de nitratos puede ser aprovechada por algas y otras plantas para la síntesis de proteínas; el principal efecto adverso que provocan los nitratos en los seres vivos es el incremento de metahemoglobina en la sangre (Canter, 1996; Romero, 1999). La Ley Federal de Derechos en materia de agua establece únicamente un límite máximo de 5 mg/L en aguas superficiales para el uso público (Comisión Nacional del Agua, 2016); en aguas no contaminadas la concentración de nitratos se encuentran en el intervalo de 0-10 mg/L (Vollenweider & Kerekes, 1981).

Los nitritos se encuentran en un estado de oxidación intermedio entre el amoniaco y el nitrato y pueden llegar a ser tóxicos para los peces, ya que impiden la fijación de oxígeno por la hemoglobina (Organización Mundial de la Salud, 1980). En general, la concentración de nitritos en agua superficial es baja. En aguas no contaminadas la concentración de nitritos se encuentra en el intervalo de 0 a 0.01 mg/L (Vollenweider & Kerekes, 1981); pero pueden incrementar debido al aporte de aguas residuales doméstica (Albert, 1985). Por lo tanto, sus niveles deben ser monitoreados cuidadosamente, lo cual puede realizarse rutinariamente mediante kits comerciales de control de calidad del agua (Castello Orvay, 1993). La concentración de nitritos es un indicador de la contaminación anterior al proceso de

estabilización y rara vez excede la concentración de 1 mg/L en agua residual y 0.1 mg/L en el caso de agua subterránea y superficial. Diversos trabajos señalan que las concentraciones en las que los nitritos pueden presentar toxicidad van entre 0.1 y 0.9 mg/L (Erickson, 1985; Marín, 1995). La Ley Federal de Derechos en materia de agua establece un límite de 0.05 mg/L de nitritos para el uso público (Comisión Nacional del Agua, 2016). Los nitritos presentes en los efluentes de aguas residuales se oxidan por adición de cloro, lo cual aumenta la cantidad de cloro a dosificar y por lo tanto el costo de la desinfección (Metcalf & Eddy, 1998).

Los principales problemas ambientales generados por la presencia de compuestos nitrogenados en los EA son: el aumento de la acidez, eutrofización y el aumento de las concentraciones de nitrógeno hasta niveles tóxicos para los seres vivos (Cárdenas y Sánchez, 2013).

12.3 Marco regulatorio

México cuenta con diversas herramientas legales en materia de agua como son: leyes, códigos y normas para el cumplimiento de las obligaciones administrativas y fiscales. La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), creada en 1989, es la única autoridad federal en materia de agua en el país y pertenece a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) la cual es la institución gubernamental que tiene como propósito fomentar la protección, restauración y conservación de los ecosistemas y recursos naturales.

La SEMARNAT es el organismo responsable de administrar y regular el uso de recursos naturales, vigila, en coordinación con autoridades federales, estatales y municipales el cumplimiento de las normas relacionadas con el medio ambiente y la CONAGUA verifica el cumplimiento de las normas, determina la calidad y cantidad de las descargas de agua

residual. A continuación, se mencionan algunas herramientas legales para la gestión, desarrollo, conservación y uso de los recursos hídricos.

La Ley Federal de Derechos en Materia de Agua, reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 18 de noviembre de 2015, establece las bases para que el usuario cumpla con sus obligaciones fiscales derivadas de contar con una concesión, asignación o permiso para explotar, usar o aprovechar algún bien nacional a cargo de la Comisión Nacional del Agua. Es necesario que quienes aprovechan aguas nacionales, zonas federales o descargan aguas residuales a bienes de propiedad nacional cumplan sus obligaciones administrativas establecidas en la Ley de Aguas Nacionales, su reglamento, título de concesión, asignación y permiso (CONAGUA, 2016).

El artículo 224 de la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua nos indica diversos parámetros para establecer la calidad del agua que será aprovechada y regresan a su fuente original o que son vertidas en cualquier otro sitio previamente autorizado. Dentro de estos parámetros podemos encontrar compuestos inorgánicos (PT, NO₂, NO₃ y NH₃), orgánicos (COT) y parámetros fisicoquímicos (sólidos disueltos totales, sólidos suspendidos totales, temperatura y turbiedad). Los límites de cada parámetro (Anexo II) se establecen dependiendo del uso que se pretenda dar. Los usos son: abastecimiento para uso público urbano, riego agrícola y protección de la vida acuática (agua dulce, incluyendo humedales, aguas costeras y estuarios).

La Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 28 de enero de 1988, Sección VI, especifica que la Secretaría emitirá normas oficiales mexicanas en materia ambiental, para garantizar el derecho de toda

persona a vivir en un medio ambiente sano para su desarrollo, salud y bienestar, así como, la preservación, la restauración y el mejoramiento del ambiente.

Las Normas Oficiales Mexicanas en materia ambiental, establecen los requisitos, especificaciones, condiciones, procedimientos, metas, parámetros y límites permisibles que deberán observarse en regiones, zonas, cuencas o ecosistemas, en aprovechamiento de recursos naturales, en el desarrollo de actividades económicas, en la producción, uso y destino de bienes, en insumos y en procesos. Considerando las condiciones necesarias para el bienestar de la población y la preservación o restauración de los recursos naturales y la protección al ambiente.

En cuanto a normas sobre vertimientos a cuerpos de agua, la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de enero de 1997 (DOF, 1997), establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales, con el objetivo de proteger su calidad y posibilitar sus usos. Al igual que la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua, los límites máximos permisibles para contaminantes básicos (NT y PT) son establecidos por el uso que se le proporcione (Anexo 1). Entendiendo como contaminantes básicos a aquellos compuestos o parámetros que pueden ser removidos o estabilizados mediante procesos convencionales (DOF, 1998).

La Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 14 de agosto de 1998 (DOF, 1998), establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público (Anexo III), con el objetivo de proteger el medio ambiente y la salud de la población (DOF, 1998). En esta norma se establecen los límites máximos permisibles de contaminantes

como: coliformes fecales, huevos de helminto, grasas y aceites, demanda bioquímica de oxígeno y sólidos suspendidos totales. Los límites consideran el tipo de reúso como son: servicios al público con contacto directo y servicio al público con contacto indirecto u ocasional.

En cuanto a salud pública, México cuenta con la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, con última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 20 de junio del 2000 (DOF, 2000), con el título “Salud ambiental, agua para uso y consumo humano; límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización”. Esta establece los límites permisibles de calidad y los tratamientos de potabilización del agua para uso y consumo humano, que deben de cumplir los sistemas de abastecimiento públicos y privados o cualquier persona física o moral que la distribuya, en todo el territorio nacional. Esta norma establece límites máximos permisibles para contaminantes básicos (Anexo IV) como NO_2 , NO_3 y NH_3 .

En Estados Unidos se controlan las descargas de agua residual y la calidad del agua por instancias federales como estatales. La Agencia para la Protección Ambiental (*United States Environmental Protection Agency*, USEPA), es la principal dependencia que regula la calidad del agua, bajo la Ley Federal de Control de la Contaminación del Agua (*Federal Water Pollution Control Act “Clean Water Act”*). La citada ley exige que todas las descargas de fuentes puntuales en los cuerpos de agua obtengan un permiso bajo el *National Pollutant Discharge Elimination System*, con el fin de regular el vertimiento de contaminantes y proteger la salud pública y el medio acuático. Es responsable de investigar y establecer estándares nacionales para vertimiento, delegando la responsabilidad a los estados de otorgar

permisos, supervisar y hacer cumplir las regulaciones del 2010 emitidas por la USEPA (USEPA, 2010).

3. Antecedentes

Se han realizado diversos estudios en la cuenca del Río Grande de Comitán en Chiapas; sin embargo, son pocos los trabajos que involucran la cuantificación y análisis de nutrientes en dicho río. Entre las investigaciones que se han hecho en la cuenca del Río Grande de Comitán se encuentran los siguientes:

La Comisión Federal de Electricidad (CFE, 2012), llevó a cabo un estudio para conocer la calidad del agua de las Lagunas de Montebello, Chiapas. El trabajo consta de tres tomos los cuales se titulan: Hidrometeorología, geohidrología y modelos matemáticos. Donde se determina que las fuentes potenciales de contaminación son: lixiviación e infiltración de residuos sólidos municipales y descarga de aguas residuales no tratadas.

Galicia (2012) analizó la problemática de cambio de color en las Lagunas de Montebello, desde un enfoque de sistemas complejos. En el cual se concluye que existe un proceso de contaminación diferenciado entre el sistema Tepancoapan y La Candelaria. Y que estos procesos han resultado en el cambio de color de los lagos, como parte de un fenómeno de eutrofización debido al exceso de nutrientes del agua.

Juárez (2014) realizó un estudio hidrogeoquímico de la cuenca de Río Grande de Comitán, determinó que la contaminación de la cuenca de Río Grande se debe principalmente a actividades agrícolas de la zona.

Alvarado (2015) identificó las fuentes potenciales de contaminación en la cuenca de Río Grande de Comitán, logrando localizar las fuentes puntuales y posibles fuentes difusas a lo largo de la cuenca y la contribución de cada subcuenca al EA.

Hernández (2015) realizó una investigación en la cuenca de Río Grande de los microorganismos como indicadores del proceso de degradación, logrando determinar la calidad microbiológica del agua, presenta los límites máximos permisibles para riego y protección a la vida acuática en la zona mediana de la cuenca. Asimismo determinó que es de vital importancia modificar el desarrollo de las actividades económicas en toda la cuenca, en especial las prácticas agropecuarias y el manejo adecuado del agua residual.

Olea (2015) realizó un análisis del impacto de la actividad agrícola en el agua subterránea en la zona de La Trinidad. El autor determinó que el ingreso de contaminantes por medio de los fertilizantes nitrogenados al acuífero se ve afectado por el proceso de nitrificación y desnitrificación.

Ortiz (2017) realizó un análisis de la comunidad íctica y su estructura a lo largo de diversos grados de perturbación. El análisis de Correspondencia Canónica que realizó, mostró que la presencia de algunas especies, están determinadas por un gradiente de diversidad de sustratos, pH y temperatura, mientras que la presencia de otras, se determina por un gradiente de oxígeno disuelto y temperatura.

4. Justificación

México está considerado como un país con disponibilidad heterogénea de agua y cuenta con diversos ecosistemas acuáticos continentales distribuidos a lo largo del territorio (CONABIO, 2006). México se divide en 37 regiones hidrológicas y 13 regiones hidrológico administrativas, de las cuales hay una gerencia regional de la CONAGUA, reconocido como la autoridad en la materia.

Específicamente el estado de Chiapas alberga el 30% de los recursos hídricos del país, la cuenca del Río Grande de Comitán es parte de los municipios de Comitán de Domínguez, La Independencia, La Trinidad y Las Margaritas. Pertenece a la región hidrológica Frontera Sur, es una de las regiones hidrológicas prioritarias, la cual afirma CONABIO tiene una clasificación de AAB (Regiones de alta biodiversidad) (CONABIO, 2006).

La cuenca del Río Grande es considerada una región hidrológica prioritaria de alta diversidad biológica, sin embargo, es una de las más contaminadas a nivel nacional (Escobar, 2002) ya que ha sufrido diversos cambios a través del tiempo, el crecimiento poblacional ha provocado cambios de uso de suelo en la zona. En este contexto es fundamental evaluar las condiciones actuales de los recursos hídricos, así como determinar la influencia en los cambios de uso del suelo, como la agricultura y la urbanización en la cuenca del Río Grande de Comitán.

El Río Grande de Comitán se ubica próximo a la ciudad de Comitán de Domínguez, por lo cual está expuesto a la influencia antropogénica, en particular al producto de agua de retorno agrícola, la cual generalmente contiene altas concentraciones de nutrientes (Juárez, 2014). Al existir escasa información sobre la calidad del agua con base en la concentración de nutrientes en los EA de la cuenca del Río Grande (por ejemplo en pozos, ríos y norias). Su evaluación aportará información sobre la concentración de nutrientes y la caracterización

fisicoquímica del sistema hidrológico, esto permitirá establecer la condición del sistema e indicar la influencia de las actividades humanas, como la agricultura. Se determinará el grado de perturbación y el impacto que tienen las actividades humanas en el Río Grande de Comitán, a través de la cuantificación de los siguientes nutrientes: Carbono Orgánico Total (COT), Nitrógeno Total (NT), Nitritos (NO_2), Nitratos (NO_3), Nitrógeno amoniacal (NH_4^+), Fósforo total (PT) y Ortofosfatos (PO_4^{-3}).

De este modo se podrán tomar decisiones enfocadas a la conservación y recuperación del sistema hidrológico de la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas; especialmente en el control de descargas de aguas de diferente calidad y considerar el tratamiento de agua más adecuado.

5. Objetivos

5.1 Objetivo general

Establecer la condición de calidad del agua del Río Grande de Comitán, Chiapas, con base en la concentración de nutrientes, con el fin de identificar la tendencia del aporte de nutrientes al ecosistema acuático.

5.2 Objetivos específicos

- Cuantificar nitrógeno (N) y fósforo (P) en río, pozos y norias en la cuenca del Río Grande de Comitán.
- Caracterizar fisicoquímicamente el agua en río, pozos y norias en la cuenca del Río Grande de Comitán.
- Establecer con base en el uso de suelo los aportes de nutrientes al río, pozos y norias en la cuenca del Río Grande de Comitán.
- Evaluar los niveles fósforo total y nitrógeno total con respecto al marco regulatorio mexicano.

6. Área de estudio

La cuenca del Río Grande de Comitán- Lagos de Montebello o también conocida como cuenca del Río Grande forma parte de la Región Hidrológica Nacional No. 30 Grijalva-Usumacinta y es tributaria de la subcuenca del río Lacantún-Chixoy. Abarca parte de los territorios de los municipios de, Comitán, La Independencia y La Trinitaria, así como una pequeña porción del municipio de Las Margaritas, está conformada por 76, 206, 000 hectáreas, geográficamente se ubica entre las coordenadas 96°10'7.6" y 91°39'41.2" de longitud oeste y 16°04'17" y 16°25'30.8" de latitud norte (Comité de Cuenca Río Grande-Lagunas de Montebello, 2009).

La elevación es de 2400 msnm que corresponden a la ciudad de Comitán y el nivel mínimo de elevación en la cuenca es de 1300 msnm cercano al Parque Nacional Lagunas de Montebello (CONANP, 2009).

La cuenca del Río Grande de Comitán cuenta con un total de 168 localidades con 141,013 habitantes en la ciudad de Comitán, 72,769 habitantes en el municipio de La Trinitaria y 41,266 habitantes en el municipio de La Independencia (INEGI, 2010).

La temperatura oscila de acuerdo a su altitud y a diferentes periodos en el año, durante los meses de mayo a octubre la temperatura máxima va desde los 24°C a 27°C en la mayor parte de la cuenca, en la ciudad de Comitán y en una pequeña parte del territorio de Las Margaritas la temperatura disminuye a los 18°C. La temperatura mínima promedio varía en la cuenca donde se registra una temperatura entre los 9°C y los 18°C, durante los meses de noviembre a abril. La temperatura máxima en la mayor parte de la cuenca se encuentra entre los 21°C y 24°C, en la ciudad de Comitán desciende a los 18°C, la temperatura mínima durante los

meses de noviembre a abril se encuentra entre 9°C y 12°C, en la mayor parte la cuenca, en la ciudad de Comitán desciende hasta los 6°C (CONANP, 2009^a).

La CONAGUA estima que en promedio la cuenca hidrológica número 56, conocida como Comitán, cuenta con 290 millones de metros cúbicos de agua superficial anual, en la cuenca del Río Grande de Comitán, la precipitación es de 1,373 mm según la estimación del 2008, comparado con el promedio de precipitación a nivel nacional (900 mm) es de 52.4% más alto (INIFAP-CONAGUA-municipio de Comitán, 2007).

De acuerdo con INEGI, el área de la cuenca del Río Grande de Comitán, es de origen sedimentario y está constituido principalmente por calizas cretácicas que representan el 62% del total del área, el resto está compuesto por asociación de limolitas y areniscas del terciario superior a cuaternario 19% y aluviones del cuaternario (19%) (Vásquez y Méndez, 1994).

Se encuentran cinco tipos de suelos: Rendzina, Feozem, Litosol, Vertisol y Luvisol. Los suelos de tipo rendzina, son los que tienen mayor cobertura en la cuenca, y presentan el 36% del total del área, estos suelos son someros rocosos y tienen un periodo de humedad limitado, sujeto a la época de lluvias, también suelen ser el resultado de los procesos de erosión (Vásquez y Méndez, 1994). Los suelos de tipo Feozem representan el 34% del total del territorio de la cuenca, los suelos de tipo Feozem se caracterizan por ser medianamente profundos, oscuros con alta fertilidad y son aptos para la agricultura, estos suelos se desarrollan en climas templados y húmedos, pueden presentar niveles medios y altos de materia orgánica y una buena aireación (CFE-SPC-GEIC-Departamento de Geohidrología, 2012). Los suelos de tipo Litosol constituyen el 14% en toda la cuenca, estos suelos se caracterizan por su escasa profundidad (10 centímetros) y pedregosidad, lo que lo hace más vulnerable a los procesos erosivos, los suelos de tipo Luvisol constituyen el 13% de la cuenca

y se caracterizan por ser inundables y son aptos para el cultivo de pastos. El tipo de suelo Vertisol es el de menor cobertura en la cuenca, tan solo representa el 3% del total del área, estos suelos se encuentran en climas estacionalmente húmedos o sujetos a sequías erráticas y a inundaciones (CFE-SPC-GEIC-Departamento de Geohidrología, 2012; Comité de Cuenca Río Grande-Lagunas de Montebello, 2009; SAGARPA-FIRCO, 2007^a).

Los suelos de tipo Rendzina, Luvisol y Vertisol, presentan características que los hacen altamente susceptibles a la erosión hídrica, debido a su poca profundidad, generalmente son suelos con menos de 60 cm de profundidad, por lo tanto, la cuenca de Río Grande está constituida por el 52% por tipo de suelos de poco profundo a muy poco profundo, como resultado de una fuerte erosión, principalmente en la zona de ladera (Vásquez y Méndez, 1994). La degradación de los suelos se ha dado principalmente por el alto grado de deforestación y el cambio de usos de suelo forestal a agropecuario (Pérez *et al.*, 2007).

Vegetación y uso de suelo

La agricultura temporal constituye el 57% de uso de suelo en el territorio de la cuenca mientras que la vegetación 41% y otros tipos de suelos (cuerpos de agua y zonas urbanas) el 2% (INEGI, 2007) . La cuenca cuenta con seis tipos de vegetación: bosques mesófilos (0.03%), bosques de coníferas (8.8%), bosques deciduos (6.4%), vegetación secundaria (14.4%), matorrales (0.6%), pastizales y herbazales 10.3%, sumando el 41% de la distribución vegetal de la cuenca (INIFAP-CONAGUA-municipio de Comitán, 2007).

En el territorio de la cuenca, la vegetación es escasa, a pesar de contar con la mitad del territorio de la reserva del Parque Nacional Lagunas de Montebello (CONANP, 2009^a). Se estima que la cuenca cuenta con 43,694 hectáreas de agricultura de temporal, por lo cual se

tienen bajos porcentajes de vegetación y se considera que este territorio representa una zona con problemas de deforestación (INEGI, 1996; SAGARPA, 2011).

El Río Grande de Comitán nace como desagüe de la Laguna Juznajib, al norte de la ciudad de Comitán de Domínguez y desemboca en un sistema de humedales ubicados en las inmediaciones del Parque Nacional Lagunas de Montebello, en el sitio conocido como Paso del Soldado (CONANP, 2009; ONCA y CONAGUA, 2007).

7. Metodología

Esta investigación se llevó a cabo en tres etapas que se identifican como: método de campo, método de laboratorio y análisis de datos.

7.1 Método de campo

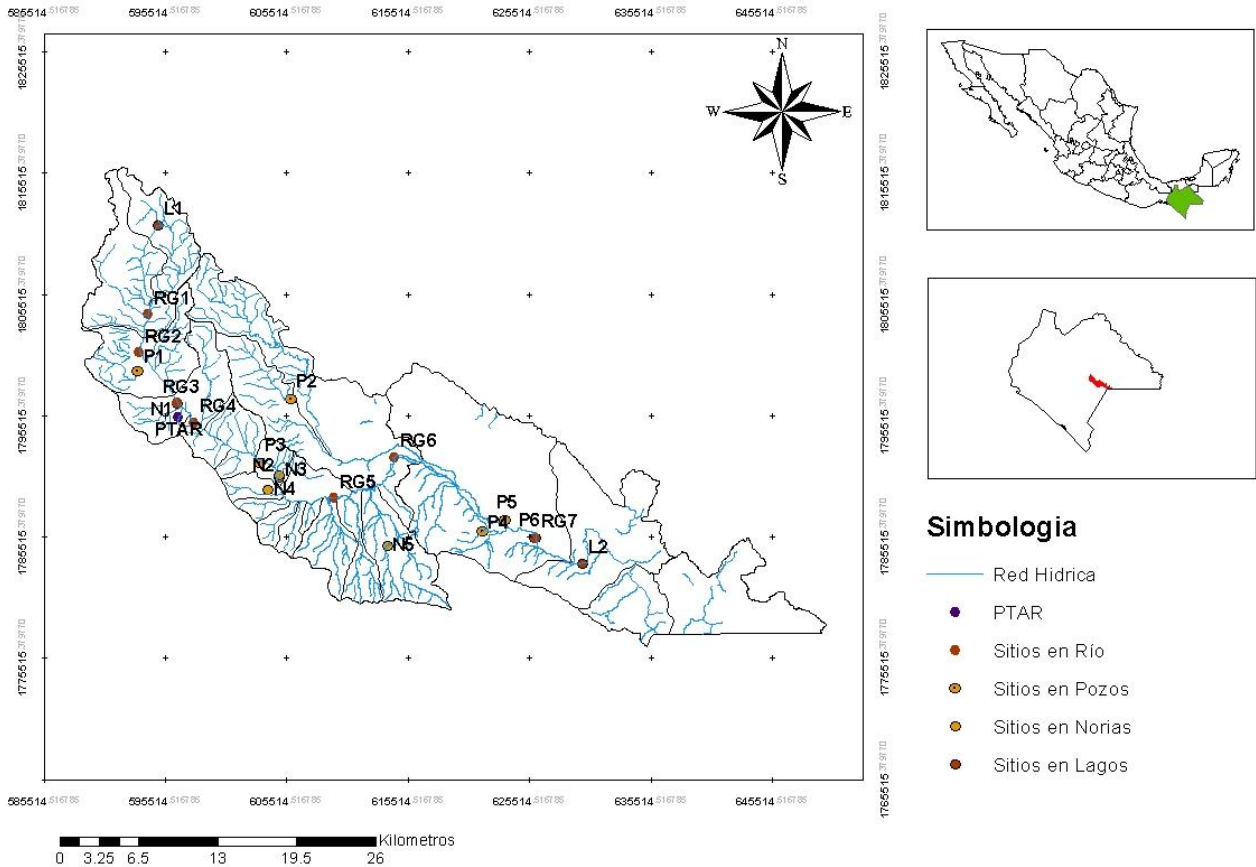
Se realizó un muestreo del 18 de abril al 25 de abril del 2015, en 24 sitios en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas de los cuales nueve sitios se encuentran dentro del Río Grande de Comitán, cinco corresponden a norias, seis a pozos y tres a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la ciudad de Comitán (Tabla 2). A partir de imágenes satelitales, mapas de uso de suelo y trabajos anteriormente realizados en la zona, se determinaron los sitios de muestreo con el objetivo de caracterizar las condiciones de la cuenca en zona alta, media (donde se concentra la mayor superficie con un uso de suelo urbano y agrícola) y la zona baja donde se encuentra la desembocadura del Río Grande (Figura 1). Son seis sitios de agua superficial y tres (CARC, IN y EF) dentro de la Planta de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) localizados en la ciudad de Comitán de Domínguez de los cuales uno (L1) se encuentra en el Lago de Juznajib y cinco (RG1, RG2, RG3 y RG4) en el Río Grande, dos (RG5 y RG6) en el municipio de La Independencia y dos en el municipio de La Trinitaria de los cuales uno (L2) se encuentra en el Lago Balamtetik y el otro sitio se encuentra en el Río Grande. Los sitios de agua subterránea muestreados se localizan distribuidos de la siguiente forma: dos pozos (P1 y P2) y cuatro norias (N1, N2, N3 y N4) en la ciudad de Comitán de Domínguez, en el municipio La Independencia se localizan un pozo (P2) y dentro del municipio de La Trinitaria se localizan tres pozos (P4, P5 y P6) y una noria (N5).

Tabla 2. Coordenadas geográficas de los sitios muestreados en agua superficial y en agua subterránea.

CLAVE	DESCRIPCION DEL SITIO	UTM	
		15Q (X)	(Y)
AGUA SUPERFICIAL (RÍO, PTAR Y LAGOS)			
L1	Lago Juznajib	594919	1811190
RG1	Los Riegos	594058	1803916
RG2	Los Sabinos	593385	1800760
RG3	Los Desamparados	596527	1796593
CARC	Cárcamo	0596049	1795128
IN	Influente	0596626	1795411
EF	Efluente	0596539	1796028
RG4	San José	597855	1795006
RG5	Emiliano Zapata	609390	1788771
RG6	Venustiano Carranza	614392	1792143
RG7	Rancho El Carrizal	626059	1785457
L2	Lago Balamtetik	629934	1783302
AGUA SUBTERRANEA (NORIAS Y POZOS)			
N1	Junto a puente de los desamparados	0596522	1796545
N2	Pasando Gpe. Quistaj	0604936	1790424
N3	Casa Pollos adobados	0604890	1790652
N4	Sr. Orlan Cruz Abarca fútbol	0603968	1789381
N5	Agrocima venta de agroquímicos	0613830	1784762
P1	Pozo Cedro	0593312	1799197
P2	Pozo La Libertar	0605905	1796931
P3	Pozo Quistaj	0603325	1791664
P4	Pozo la Esperanza	0621705	1786013
P5	Pozo Porvenir Agarista	0623511	1786941
P6	Pozo Rancho el Carrizal	0626059	1785457

Cada sitio se georreferenció utilizando un GPS Garmin modelo 60CSX (Figura 1). Se determinó *in situ* las variables fisicoquímicas: temperatura (°C), pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), sólidos disueltos totales (g/L), salinidad (%), Potenciales de Oxidación-Reducción (ORP), sólidos disueltos totales (g/L), saturación de oxígeno (%) y oxígeno disuelto (mg/L). Todas las cuantificaciones se realizaron por medio de la sonda multiparámetros YSI 6600-M.

Mapa de Sitios de Muestreo en agua subterránea y agua superficial de la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.



Autor: Francisco Antonio Barajas García

Figura 5. Localización de sitios muestreados en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México (INEGI).

Las muestras de agua se colectaron por triplicado en cada sitio, en recipientes de polipropileno de alta densidad de 500 mL. Las muestras fueron colectadas en el río, pozos, norias y planta de tratamiento. Se utilizó una botella muestreadora de acero inoxidable, la cual se enjuagaba con agua destilada previo a la colecta, al interior del muestreador se colocó un recipiente de polipropileno de 500 mL. Los recipientes fueron previamente lavados con jabón libre de fósforo (Extran®). Las muestras se conservaron a 4°C para su posterior análisis en el laboratorio.

7.2 Método de laboratorio

Las muestras fueron procesadas en el Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad (LANCIS) del Instituto de Ecología, UNAM. Se determinaron los parámetros de nitrógeno total (NT), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), nitrógeno amoniacal (NH_3^+), fósforo total (PT), fósforo reactivo como ortofosfatos (PO_4^{-3}) y carbono orgánico total (COT), de acuerdo con el manual de operación (HACH, 2000). Para esto se utilizó un espectrofotómetro (HACH modelo DR2800).

7.3 Análisis de datos

A través del Sistema de Información Geográfico (SIG) ArcGIS 10.3 se realizaron mapas en los que se indica la concentración de nutrientes que se obtuvieron en cada sitio de muestreo. Para realizar estos mapas fue necesario integrar un banco de datos obtenidos en una tabla de Excel e importarlos al programa ArcGIS 10.3 (Anexo VI). Los datos vectoriales de la red hidrológica de la cuenca de Río Grande fueron obtenidos de INEGI (2007). Para establecer el área de uso de suelo urbano, pastizal y agrícola, se realizó una intersección de capas en el SIG, donde se generaron capas individuales para cada uso de suelo y posteriormente fueron sobrepuestas a la capa de la subcuenca.

A partir de la información generada por Alvarado (2015) y Bonifaz (en proceso) se realizó una superposición de capas, donde a cada sitio muestreado se le asignaron símbolos proporcionales a la variación de la concentración de COT, NT y PT en agua subterránea y agua superficial. Una vez generadas las capas de uso de suelo, red hidrológica y los sitios muestreados con concentraciones de COT, NT y PT, y con la finalidad de establecer en que uso de suelo se encuentran las concentraciones más altas de nutrientes, se realizó la

superposición de capas para generar tres mapas con los sitios muestreados para el sistema de agua superficial y tres mapas con los sitios muestreados para el sistema de agua subterránea.

Una vez obtenidos los resultados se contrastaron con el uso de suelo donde se incluyeron las actividades agrícolas y se identificaron los principales poblados de la cuenca para establecer las relaciones entre concentración de nutrientes de cada sitio y uso de suelo de la zona. Así mismo se establecieron las afectaciones al ecosistema acuático.

Para determinar si existía alguna relación estadísticamente significativa entre los sitios muestreados con base a la concentración de nutrientes. Los resultados obtenidos se analizaron con el programa estadístico Statgraphics Centurion XVI versión 16.1.18 con el cual se realizaron los gráficos de caja y bigote y la prueba de Kruskal-Wallis. Para realizar la prueba Kruskal-Wallis se generaron 14 bancos de datos de las cuales: siete bases de datos, una por cada nutriente analizado (COT, NH_3^+ , NO_2^- , NO_3^- , NT, PO_4^{3-} y PT), contienen los resultados obtenidos en los sitios de agua superficial muestreados (agua residual, río y lagos); los otros siete bancos de datos contienen los resultados de cada nutriente analizado (COT, NH_3 , NO_2 , NO_3 , NT, OP y PT) en los sitios de agua subterránea muestreados (norias y pozos). De modo que se realizó el análisis para cada nutriente muestreado y una gráfica de caja y bigotes.

Debido a que se pretende establecer cuál es la condición del agua del Río Grande de Comitán en cuanto a su calidad se realizó una comparación de los resultados con respecto al marco regulatorio mexicano para diferentes usos del agua, a las gráficas de caja y bigotes obtenidos en el programa Statgraphics Centurion se le agregaron los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-127-SSA1-1994 y la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016; DOF, 2000, 2003).

Para determinar cuáles medianas son significativamente diferentes se realizó una gráfica de caja y bigotes donde se aprecia los valores máximos, mínimos, media y mediana de cada sitio, también, se realizaron mapas señalando la concentración de nutrientes en agua superficial y agua subterránea para determinar con base en el uso de suelo los aportes de nutrientes a río, pozos y norias. A continuación, se incluyen los mapas de la cuenca con su gráfica, cada uno correspondiendo al nutriente analizado.

8. Resultados

En esta sección se presentan los resultados obtenidos en 24 sitios en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas.

Las concentraciones de carbono orgánico total (COT) oscilaron entre 1.5 y 605 mg/L, en lo que se refiere a los sitios de muestreo de agua superficial, existe una tendencia a incrementar el carbono orgánico total después de la PTAR y en presencia de un uso de suelo urbano y agrícola (Figura 5 y 6).

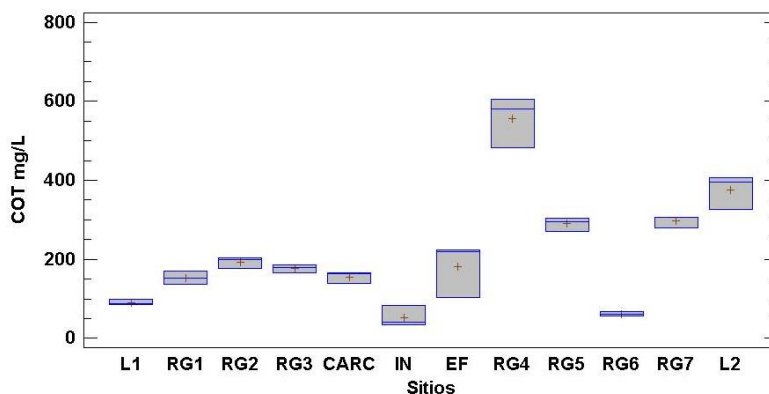


Figura 6. Diagrama de cajas para Carbono Orgánico Total (COT) en agua superficial (Lagos, Río y PTAR) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

El valor más alto de COT que se registró fue en San José (RG4) con 556 mg/L, el cual se localiza después del efluente de la planta de la PTAR, mientras que el valor más bajo se registró en Venustiano Carranza (RG6) con 62 mg/L. Es importante señalar que las concentraciones más bajas de COT en agua superficial de la cuenca del Río Grande se

registraron antes del efluente de la planta de tratamiento, al norte de la cuenca, las concentraciones de carbono orgánico total oscilaron entre 90 y 180 mg/L.

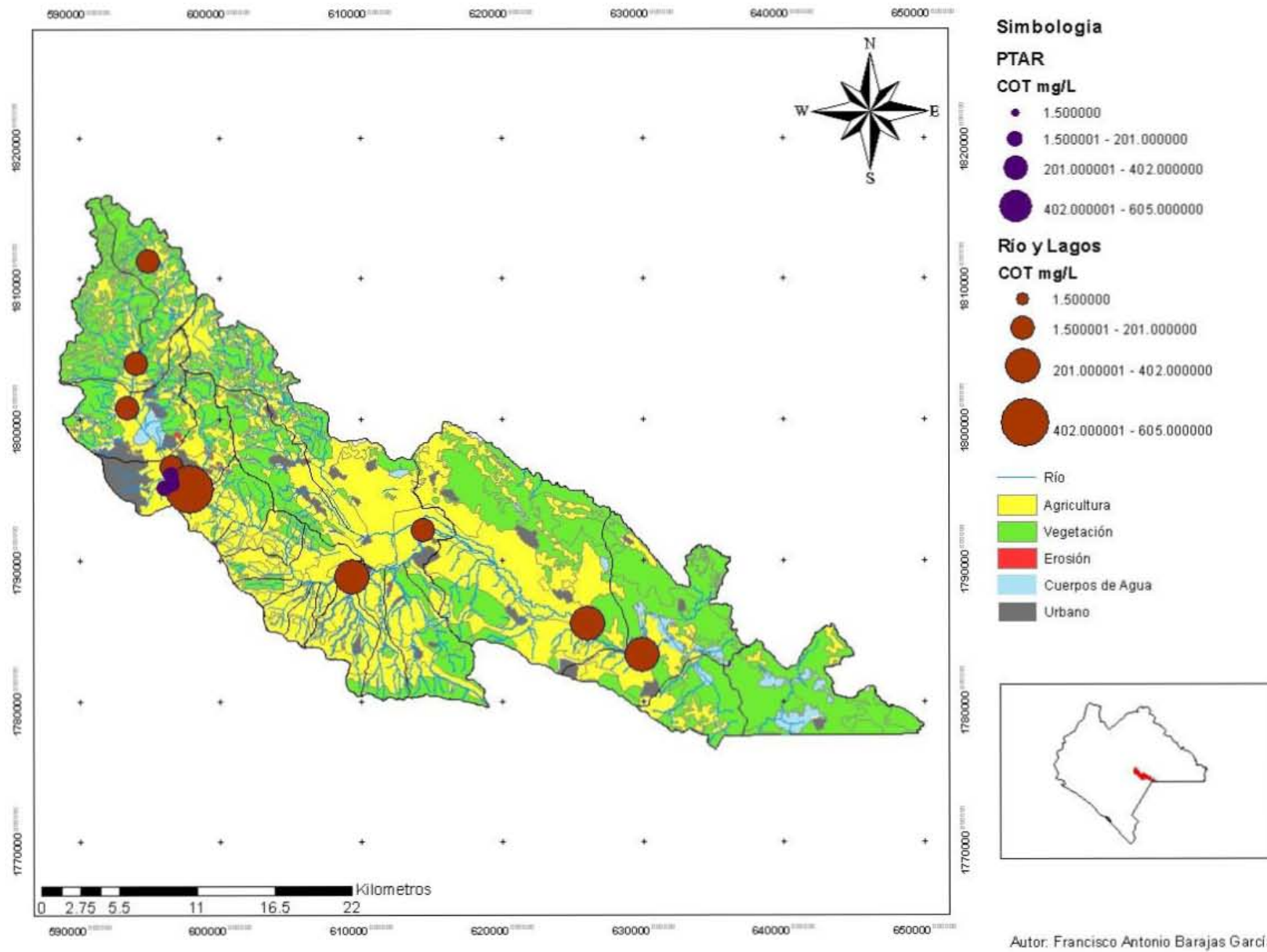


Figura 7. Carbono Orgánico Total en agua superficial y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

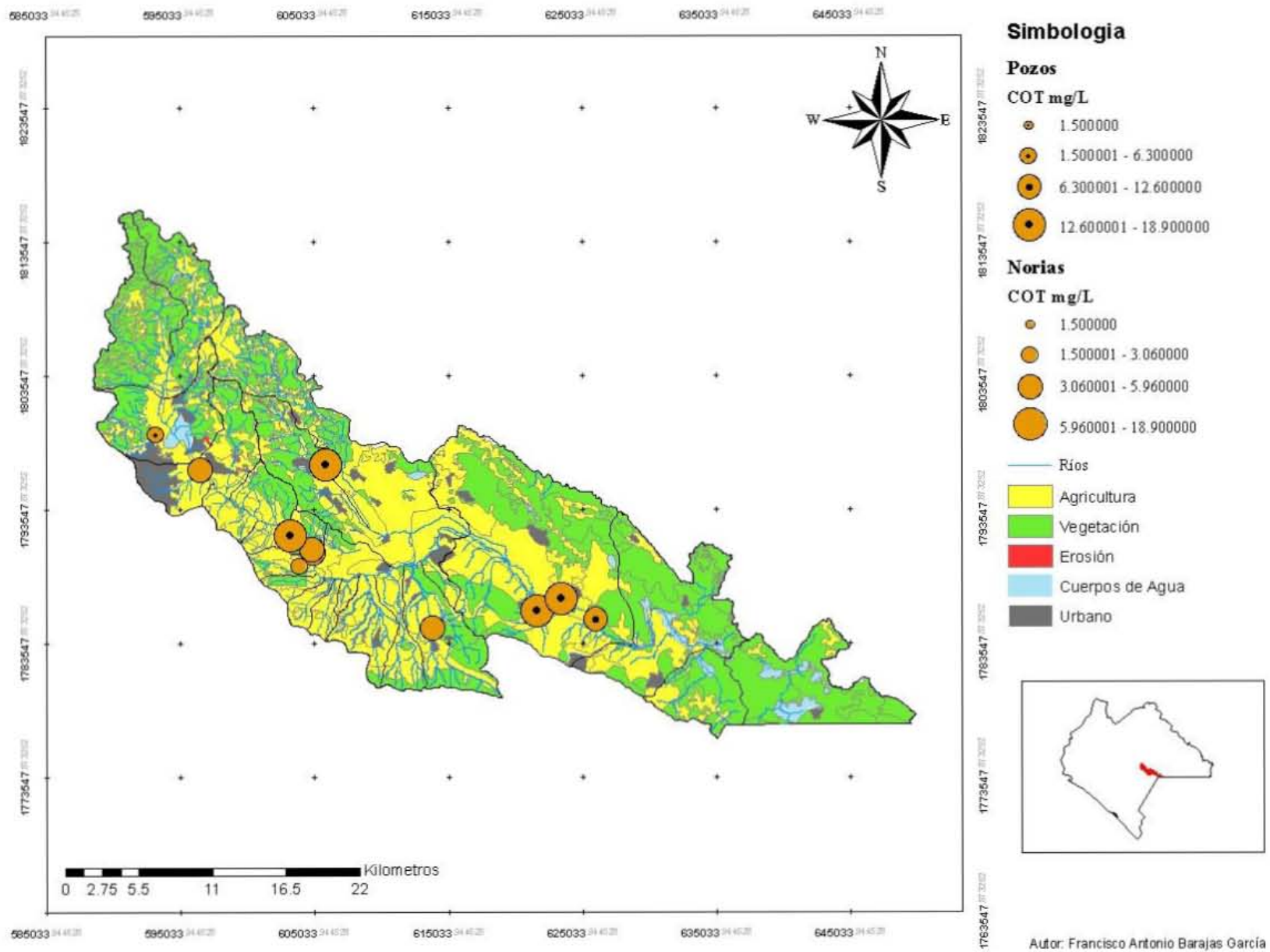


Figura 8. Carbono Orgánico Total en agua subterránea y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

Las concentraciones de COT en agua subterránea oscilaron entre 1.5 y 20 mg/L; las concentraciones más altas en agua subterránea se obtuvieron en los pozos, en los que la concentración más alta en pozo la Esperanza (P4) con 18.5 mg/L, los valores más bajos se registraron en las norias, en específico en el sitio Sr. Orlan Cruz Abarca fútbol (N4) con 3.06 mg/L (Figura 8).

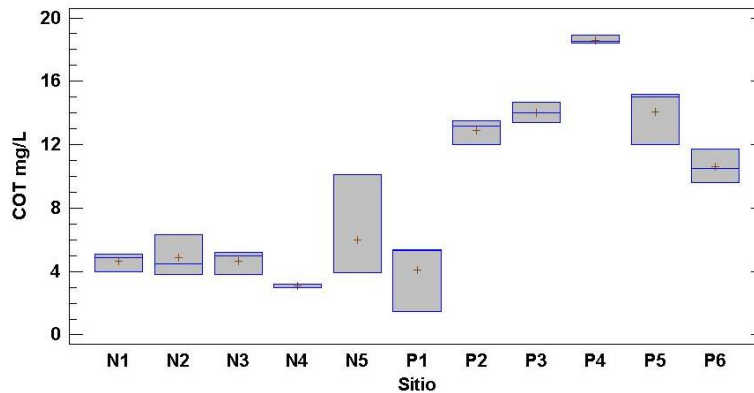


Figura 9. Diagrama de cajas para la concentración de COT en agua subterránea (norias y pozos) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

Existe tendencia a incrementar el COT en presencia de un uso de suelo agrícola. Sin embargo, en pozo Cedro (P1) que se encuentra antes de la ciudad de Comitán de Domínguez se obtuvieron concentraciones por debajo de los sitios muestreados después con uso de suelo urbano (Figura 5).

Los valores obtenidos en agua subterránea son menores a los obtenidos en agua superficial, ya que el valor más bajo obtenido en agua superficial es de 62 mg/L (Figura 6) mientras que el valor más alto en agua subterránea es de 18.5 mg/L (Figura 8).

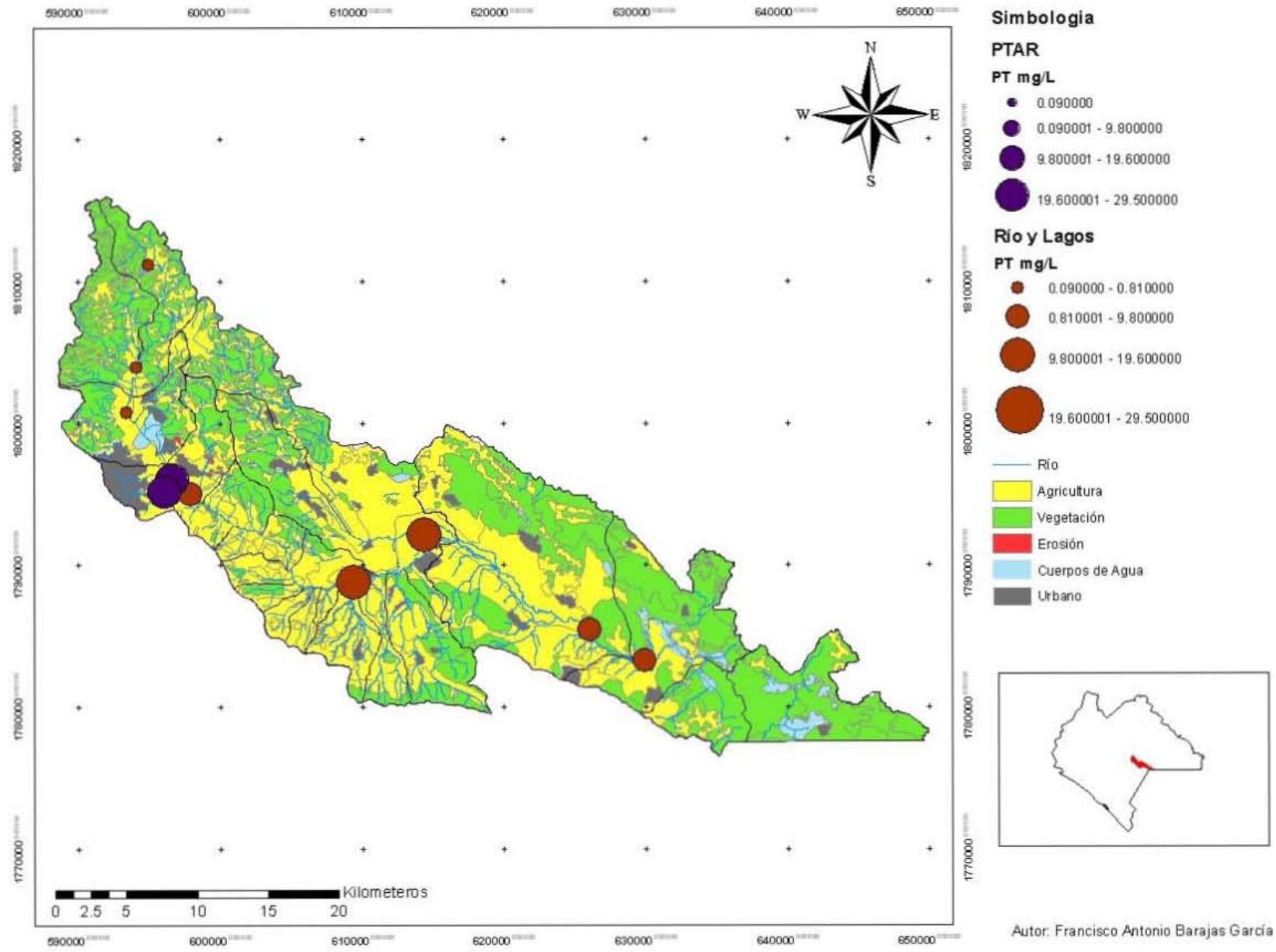


Figura 10. Fósforo Total en agua superficial y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

En lo que se refiere al fósforo total (PT) en agua superficial, las concentraciones obtenidas oscilaron entre 0.09 y 29.5 mg/L; los valores más alto se registraron en cárcamo dentro de la PTAR con 28.96 mg/L en CARC, seguido por EF con un valor de 24.4 mg/L, mientras que en el Río Grande el sitio Emiliano Zapata (RG5) registro concentraciones de 15 mg/L y Venustiano Carranza (RG6) de 15.1 mg/L. En los sitios muestreados antes de la PTAR (L1, RG1, RG2 y RG3) se obtuvieron valores por debajo de 1 mg/L. Las concentraciones más altas se obtuvieron posterior a al ciudad de Comitán de Domínguez el cual cuenta con el uso de suelo urbano y dentro de suelos de uso agrícola (Figura 9 y 10).

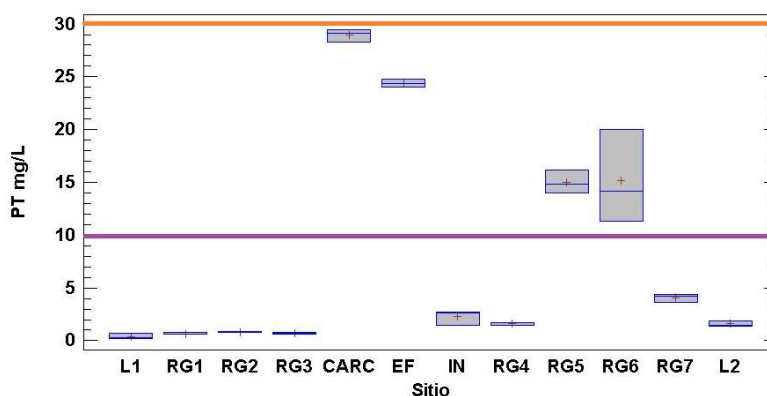


Figura 11. Diagrama de cajas para la concentración de Fósforo Total (PT) en agua superficial (Lagos, Río y PTAR) en la cuenca del Río Grande y LMP de la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-001-SEMARNAT-1996.

— 30 mg/L LMP Promedio Diario, para uso en riego agrícola y uso público urbano en NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003).

— 10 mg/L LMP Promedio Diario, para protección de la vida acuática en NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003).

Todos los sitios muestreados en agua superficial cumplen con LMP Promedio Diario, para uso en riego agrícola y uso público urbano, sin embargo, los sitios CARC, EF, RG5 y RG6 rebasan los Límites Máximos Permisibles (LMP) para protección de la vida acuática en NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003).

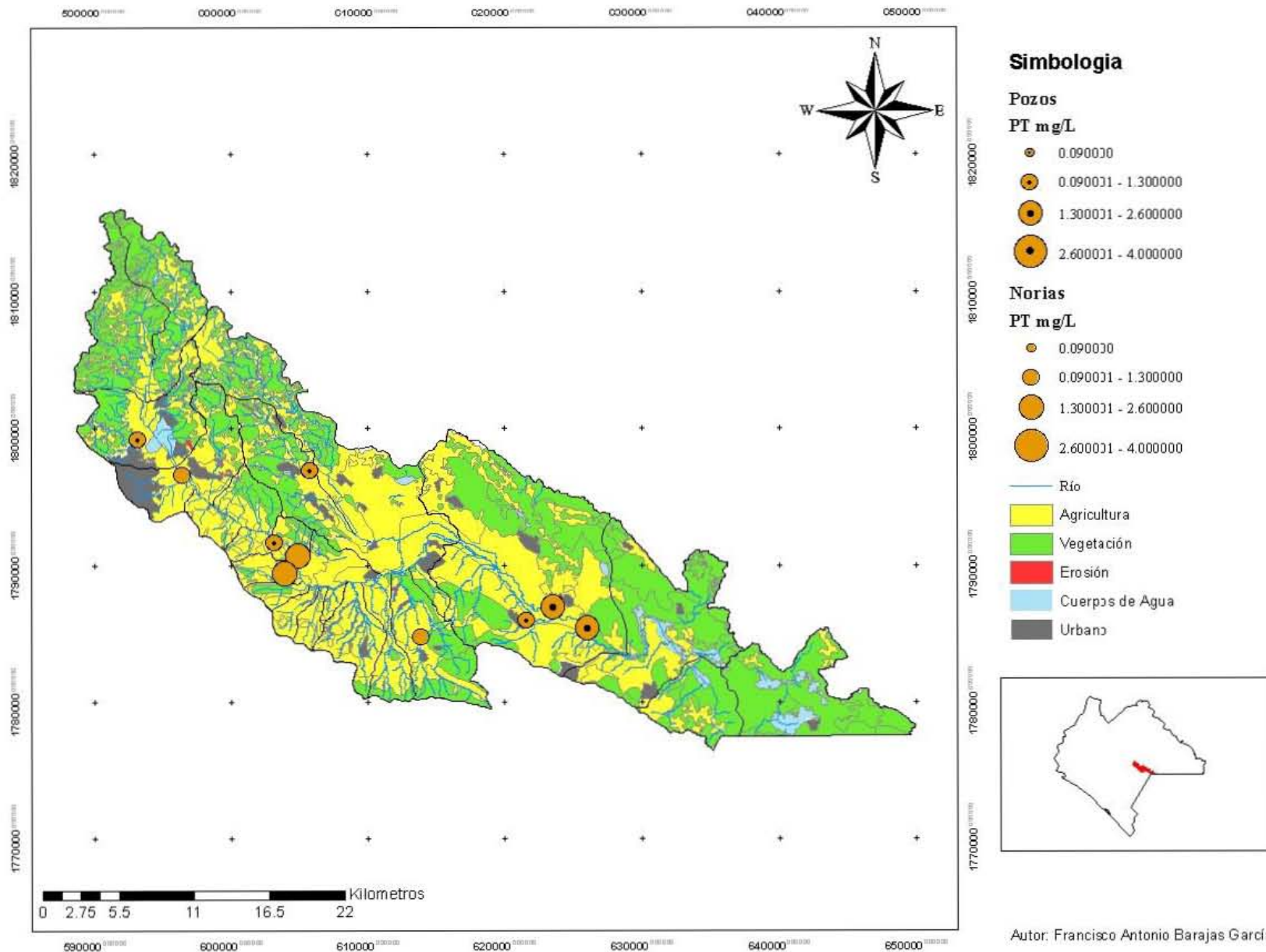


Figura 12. Fósforo Total en agua subterránea y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

Del análisis de fósforo total en agua subterránea, las concentraciones oscilaron entre 0.09 y 4 mg/L, el valor más alto que se registró en agua subterránea de la cuenca del Río Grande, Comitán fue en pozo Porvenir Agrarista (P5), con un valor de 2.08 mg/L, seguido por el sitio Casa Pollo Adobados (N3) con 1.94 mg/L, mientras que el valor más bajo se registró junto a puente de los desamparados (N1) con 0.27 mg/L.

Es importante señalar que existe una tendencia a incrementar la concentración de PT cuando existen actividades agrícolas en la cuenca del Río Grande. Sin embargo, en el pozo Cedro (P1) que se encuentra antes de la ciudad de Comitán de Domínguez se obtuvieron valores por debajo de los sitios muestreados después del uso de suelo urbano.

Todos los sitios muestreados en agua subterránea cumplen con LMP para para protección de la vida acuática en agua dulce en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016), de igual manera cumple con los LMP Promedio Diario, para uso en riego agrícola y uso público urbano en NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003) (Figura 11 y 12).

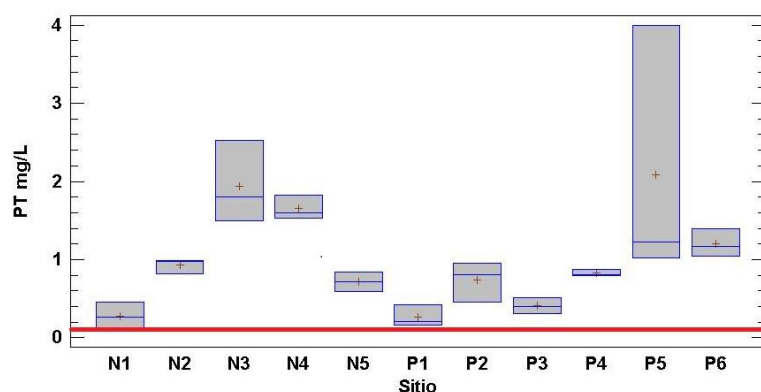


Figura 13. Diagrama de cajas para la concentración de Fósforo Total (PT) en agua subterránea (norias y pozos) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

— 0.05 mg/L LMP para protección de la vida acuática en agua dulce en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016).

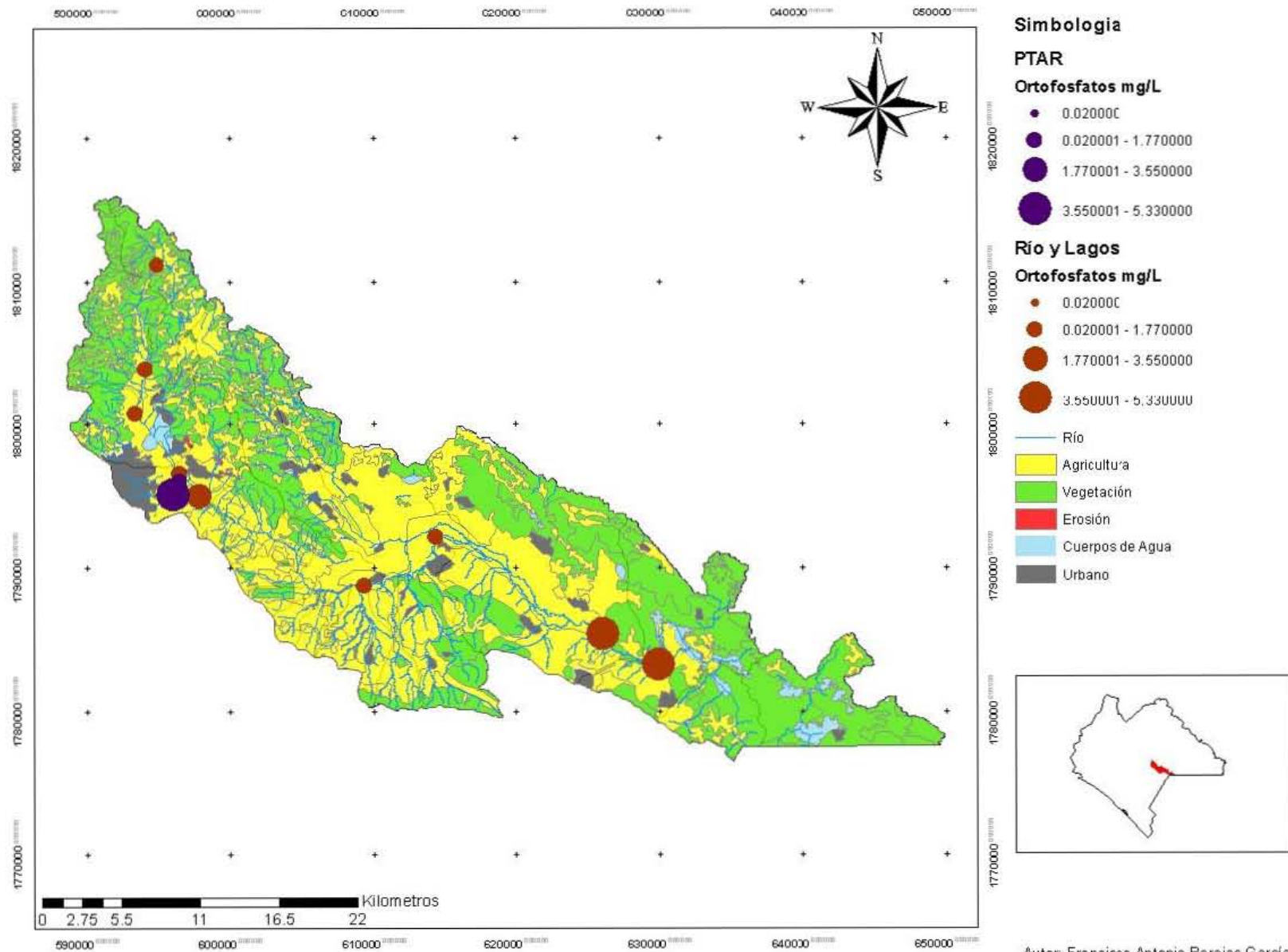


Figura 14. Ortofosfatos en agua superficial y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

En cuanto a los ortofosfatos (OP), se encontraron valores que oscilan entre 0.02 y 5.33 mg/L. Los valores más altos se obtuvieron en Rancho El Carrizal (RG7) y en el Lago Balamtetik (L2) con 5 mg/L, en cada sitio. Los valores más bajos se registraron en Lago Juznajab (L1) con 0.05 mg/L y en Los Sabinos (RG1) con valores de 0.04 mg/L.

La cuenca del Río Grande de Comitán, registro en promedio concentraciones más bajas en sitios localizados antes de la PTAR, comparado con los sitios ubicados después del efluente de la PTAR, además, las concentraciones más altas de OP se localizan después de la mayor área con un uso de suelo agrícola (Figura 13 y 14).

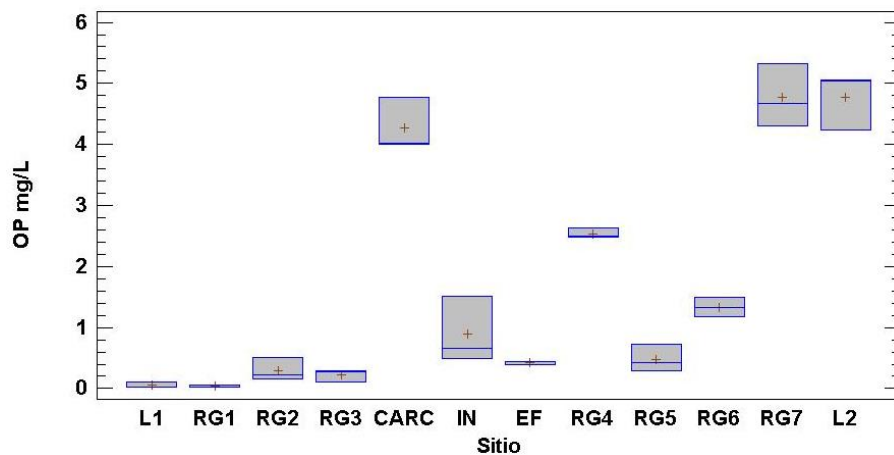


Figura 15. Diagrama de cajas para Ortofosfatos (OP) en agua superficial (Lagos, Río y PTAR) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

Sin embargo, en la PTAR se registró una disminución de OP, ya que en el cárcamo (CARC) se obtuvieron valores de 4.27 mg/L, mientras que en el efluente (EF) se registraron valores de 0.43 mg/L.

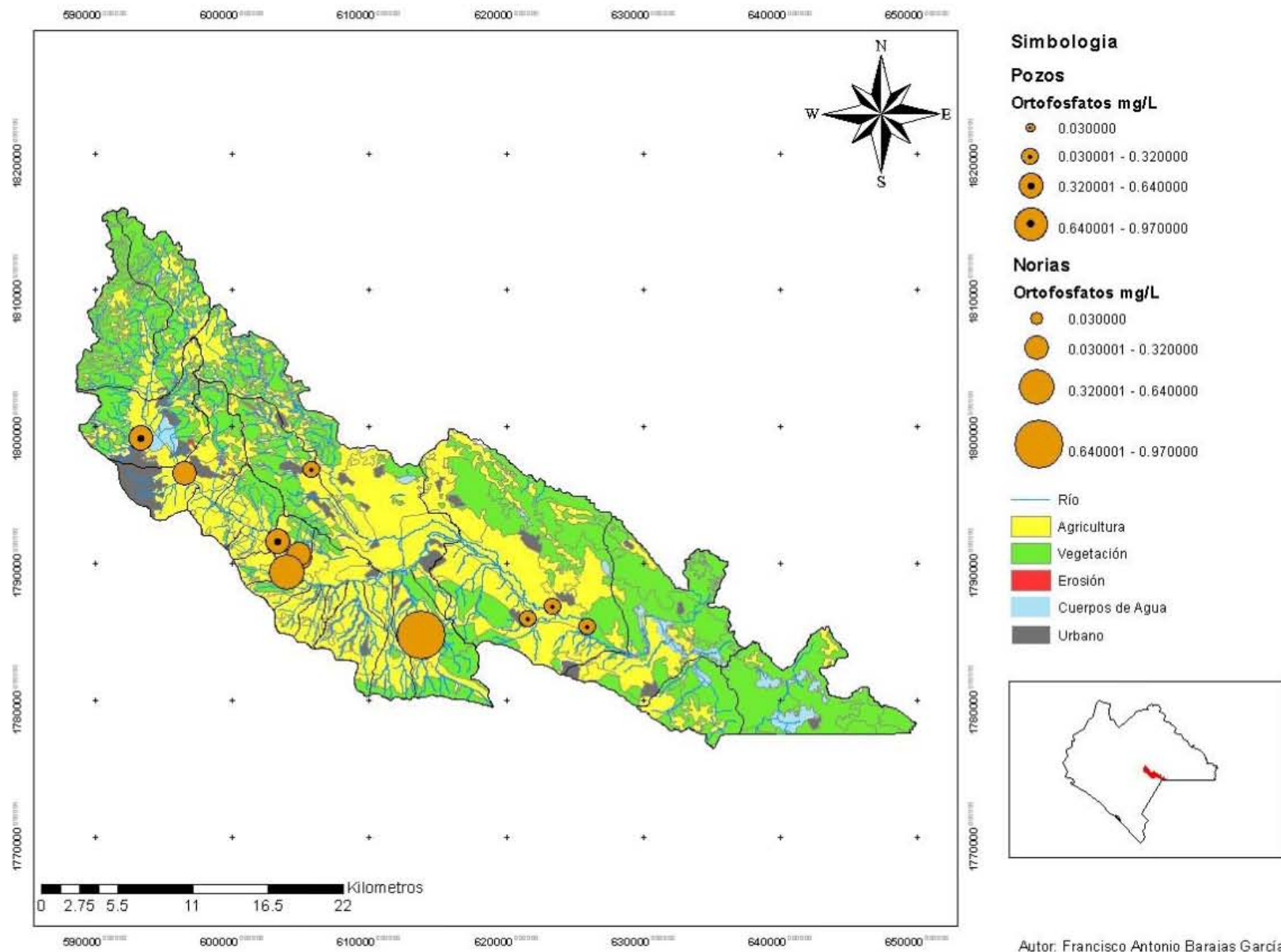


Figura 16. Ortofosfatos en agua subterránea y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

En cuanto los OP en agua subterránea, se encontraron valores que oscilan entre 0.02 y 0.97 mg/L. El valor más alto se obtuvo en (N7) con 0.7 mg/L, en cada sitio. Las concentraciones más bajas se registraron junto a puente de Los Desamparados (N1) con 0.06 mg/L y en Pozo la Esperanza (P4) con concentraciones de 0.1 mg/L.

En la cuenca del Río Grande se registran en promedio concentraciones más altas de OP en sitios posteriores a las de mayor en suelo agrícola, sin embargo, en los pozos localizados en usos de suelo agrícola se registraron valores más bajos, en comparación con las norias que se encuentran en áreas con uso de suelo agrícola (Figura 15 y 16).

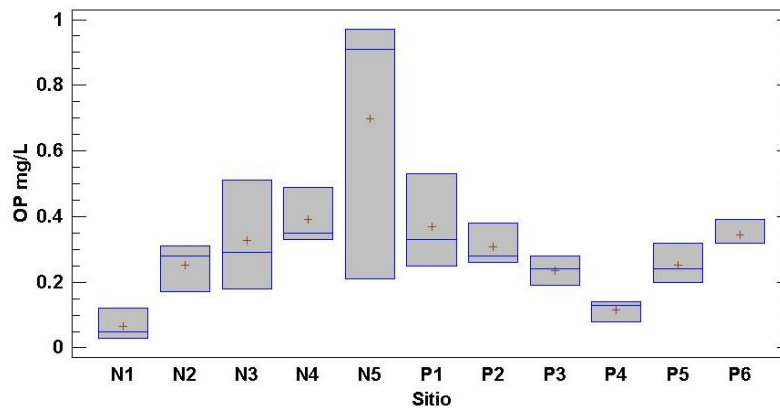


Figura 17. Diagrama de cajas para la concentración de Ortofosfatos (OP) en agua subterránea (norias y pozos) en la cuenca del Río Grande de Comitán de Comitán, Chiapas, México.

Los pozos no muestran una tendencia al incremento de los valores de OP con respecto a las norias muestreadas, por lo que los valores obtenidos no difieren de 0.5 mg/L.

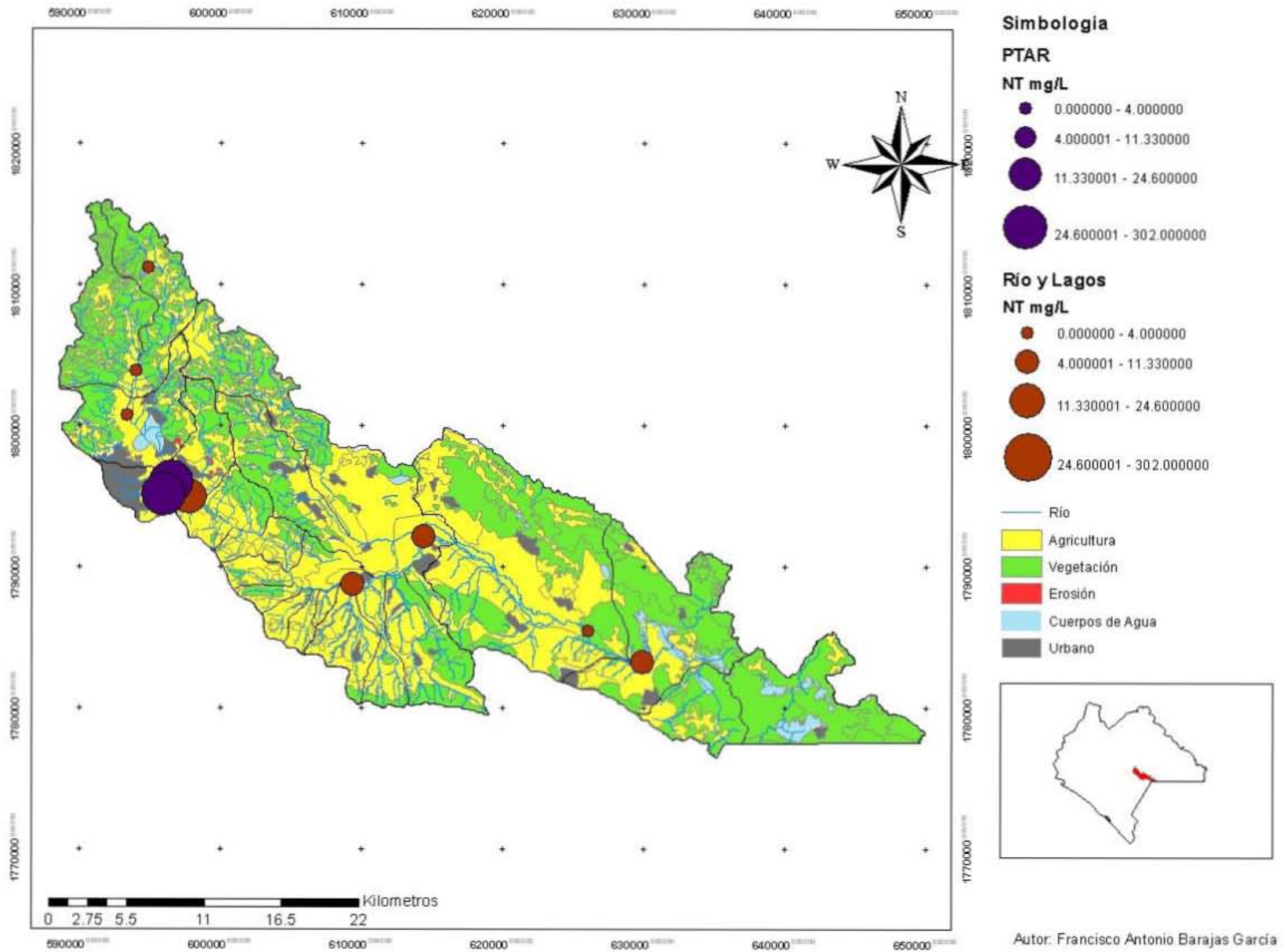


Figura 18. Nitrógeno Total en agua superficial y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

En el análisis de NT en agua superficial, los valores oscilaron entre 0 y 60 mg/L, sin embargo, en el sitio cárcamo (CARC) dentro de la PTAR se registró una concentración de 302 mg/L, este es el valor más alto dentro de la cuenca del Río Grande.

Las concentraciones más bajas de NT se registraron antes de la PTAR, incluso el sitio Los Desamparados (RG3) se registró una concentración de 0.03 mg/L y es el sitio de agua superficial con menor concentración de NT. Los sitios con mayor concentración de NT se localizan dentro de la PTAR y en San José (RG4) los cuales están localizados después de la ciudad de Comitán de Domínguez y dentro de suelo de uso agrícola (Figura 17 y 18).

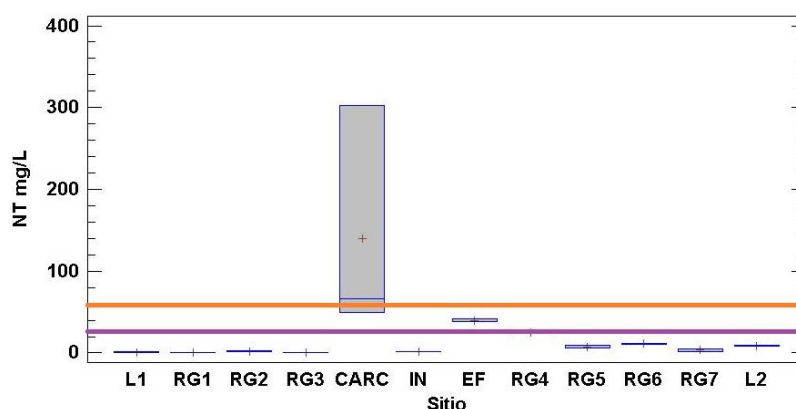


Figura 19. Diagrama de cajas de la concentración de Nitrógeno Total (NT) en agua subterránea (norias y pozos) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

— 60 mg/L Promedio Diario, para uso en riego agrícola y uso público urbano en NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003).

— 25 mg/L Promedio Diario, para protección de la vida acuática en NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003).

Los sitios muestreados en agua superficial cumplen con LMP para para protección de la vida acuática en agua dulce en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016), a excepción de CARC y EF que rebasan los LMP, para uso en riego agrícola y uso público urbano en NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003).

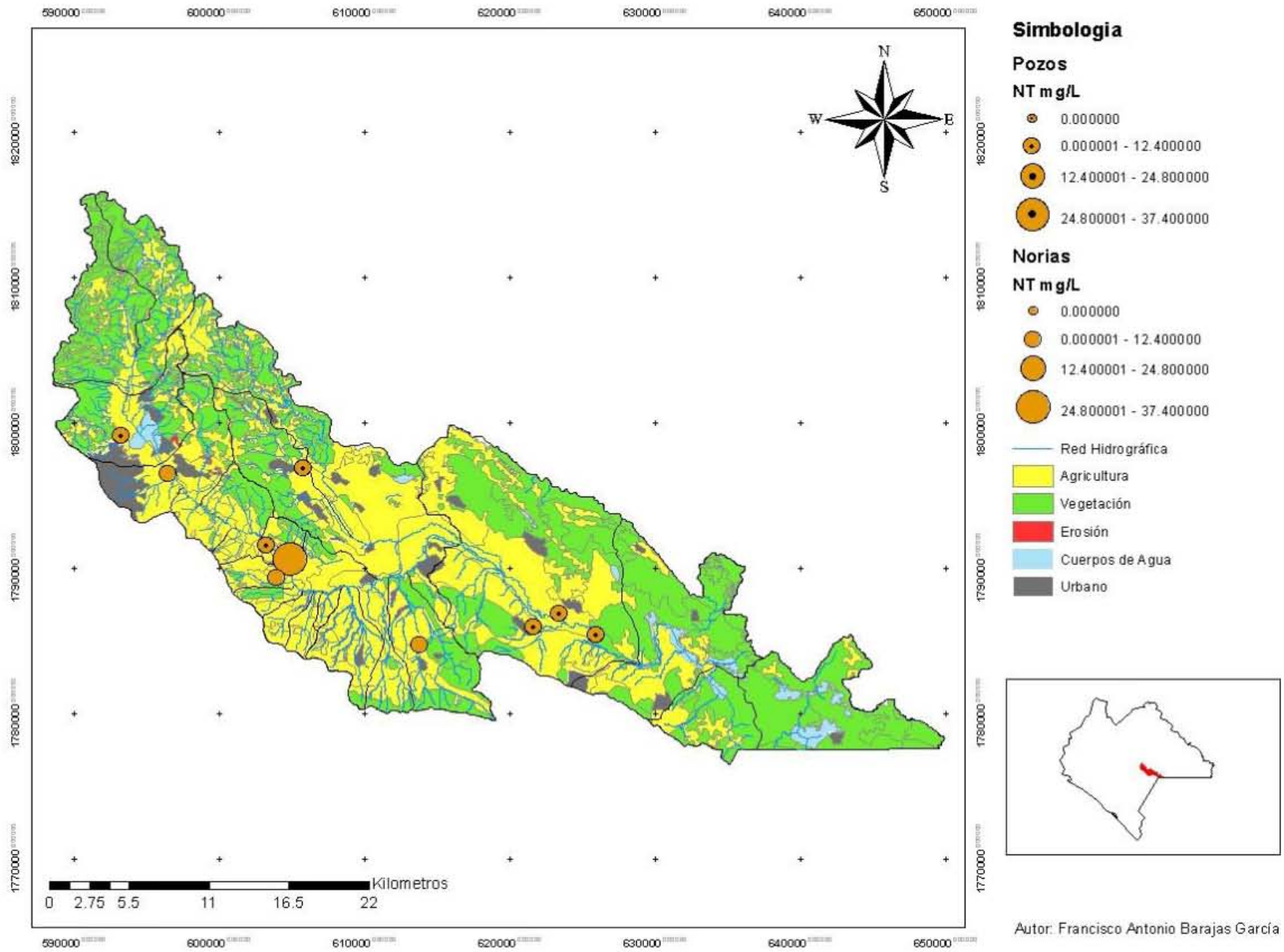


Figura 20. Nitrógeno Total en agua subterránea y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

En lo que se refiere al análisis de NT en agua subterránea, los valores oscilaron entre 0 y 37.4 mg/L, la concentración más alta de NT se registró en Casa Pollos Adobados (N3) ubicado en la localidad Guadalupe Quistaj, y es este el valor más alto de NT en agua subterránea dentro de la cuenca del Río Grande. Las concentraciones más bajas de NT se registraron pasando Guadalupe Quistaj (N2) y Pozo Rancho El Carrizal (P4) con concentraciones menores a 0.5 mg/L y 0.4 mg/L respectivamente.

El sitio N3 con mayor concentración de NT se ubica dentro de una zona con suelo de uso agrícola en la localidad Guadalupe Quistaj (Figura 19 y 20).

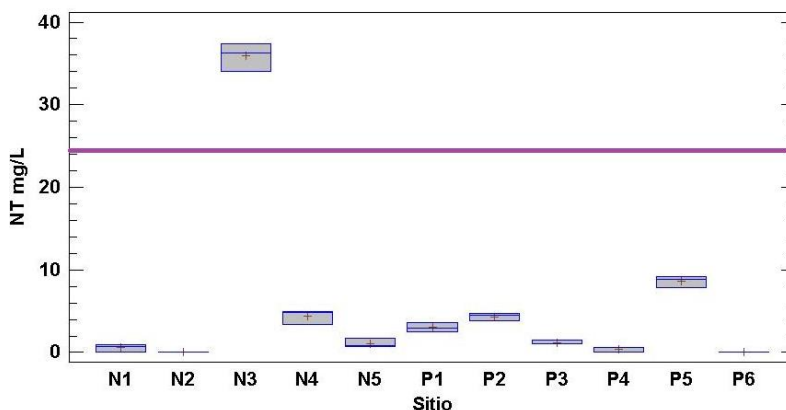


Figura 21. Diagrama de cajas para Nitrógeno Total (NT) en agua subterránea (norias y pozos) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

■ 25 mg/L LMP Promedio Diario, para protección de la vida acuática en NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003)

Este sitio fue el único que rebaso los LMP Promedio Diario, para protección de la vida acuática en NOM-001-SEMARNAT-1996, por lo tanto, el resto de pozos y norias muestreados en agua subterránea cumplen con el marco regulatorio mexicano (DOF, 2003).

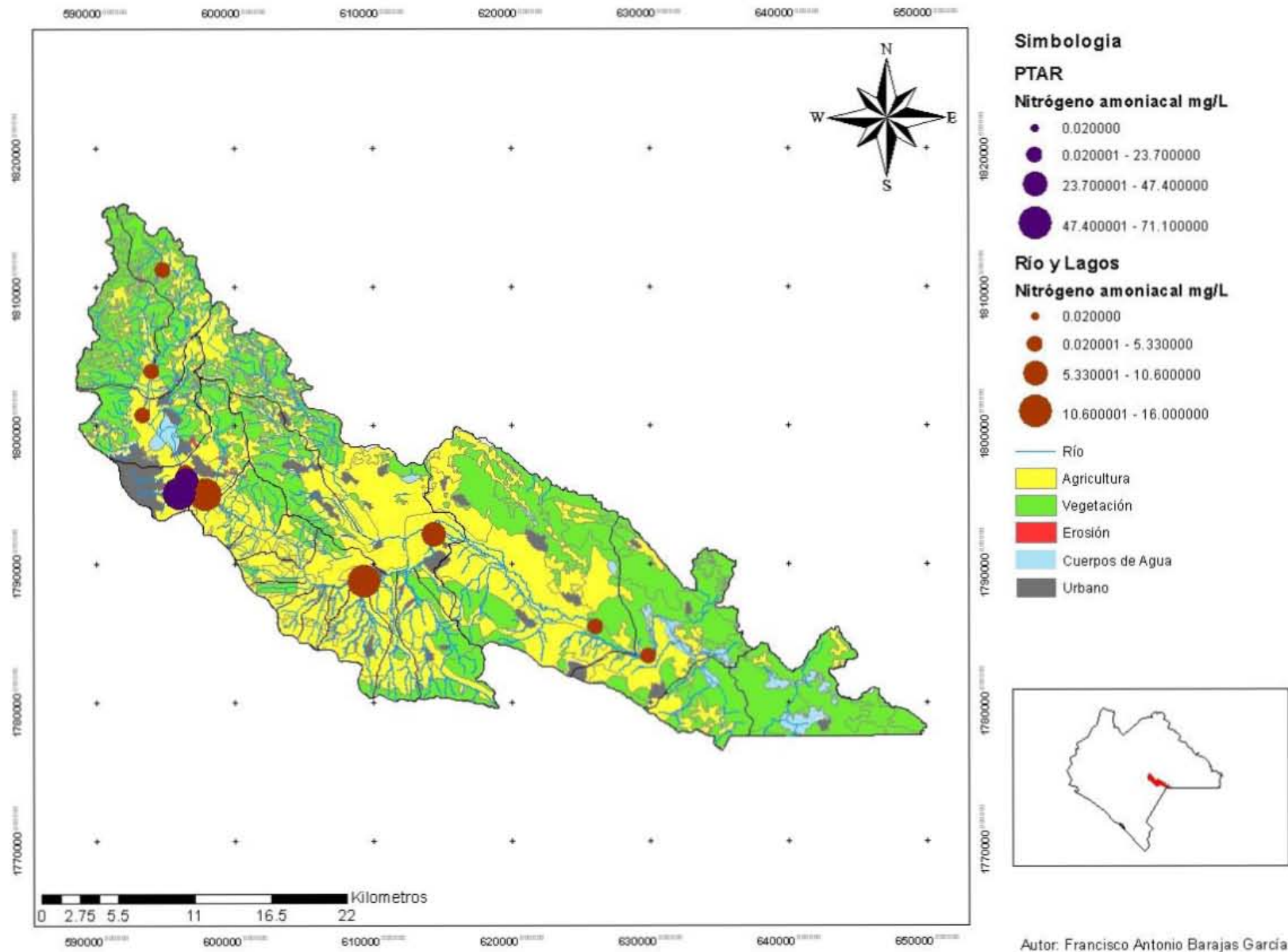


Figura 22. Nitrógeno Amoniacal en agua superficial y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

Los valores obtenidos para NH_3 , en agua superficial, se encuentran en el intervalo de 0.02 a 71 mg/L, el valor más alto de NH_3 se registró en el sitio cárcamo (CARC) dentro de la PTAR con 65.43 mg/L promedio. El sitio San José (RG4) y Emiliano Zapata (RG5) fueron los sitios con mayor concentración de NH_3 en el Río Grande, con valores de 16 mg/L. Estos sitios están localizados, después de un área de suelo de uso urbano y del efluente (EF) de la PTAR, ya en una zona de suelo de uso agrícola (Figura 21) y no cumplen con los LMP para uso y consumo humano establecidos en NOM-127-SSA1-1994, así como los sitios Venustiano Carranza (RG6) y Racho el Carrizal (RG7), a pesar de mostrar una disminución en las concentraciones, tampoco cumplen con los LMP.

Los valores más bajos se obtuvieron en los sitios Los Riegos (RG2) y en Los Desamparados (RG3) con 0.04 y 0.05 mg/L respectivamente, estos sitios si cumplen con los LMP para uso y consumo humano establecidos en NOM-127-SSA1-1994, así como los sitios Lago Juznajib (L1), Lago Balamtetik (L2) y Las Sabinos (RG1) (Figura 21 y 22).

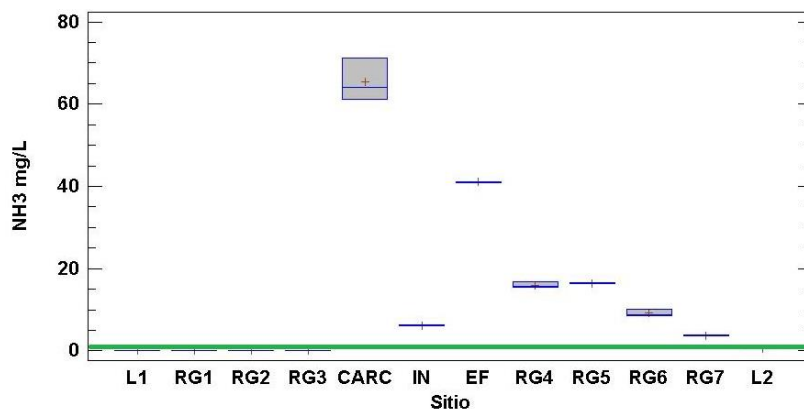


Figura 23. Diagrama de cajas de la concentración de Nitrógeno Amoniacal (NH_3) en agua superficial (Lagos, Río y PTAR) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

— 0.5 mg/L LMP para uso y consumo humano en NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000).

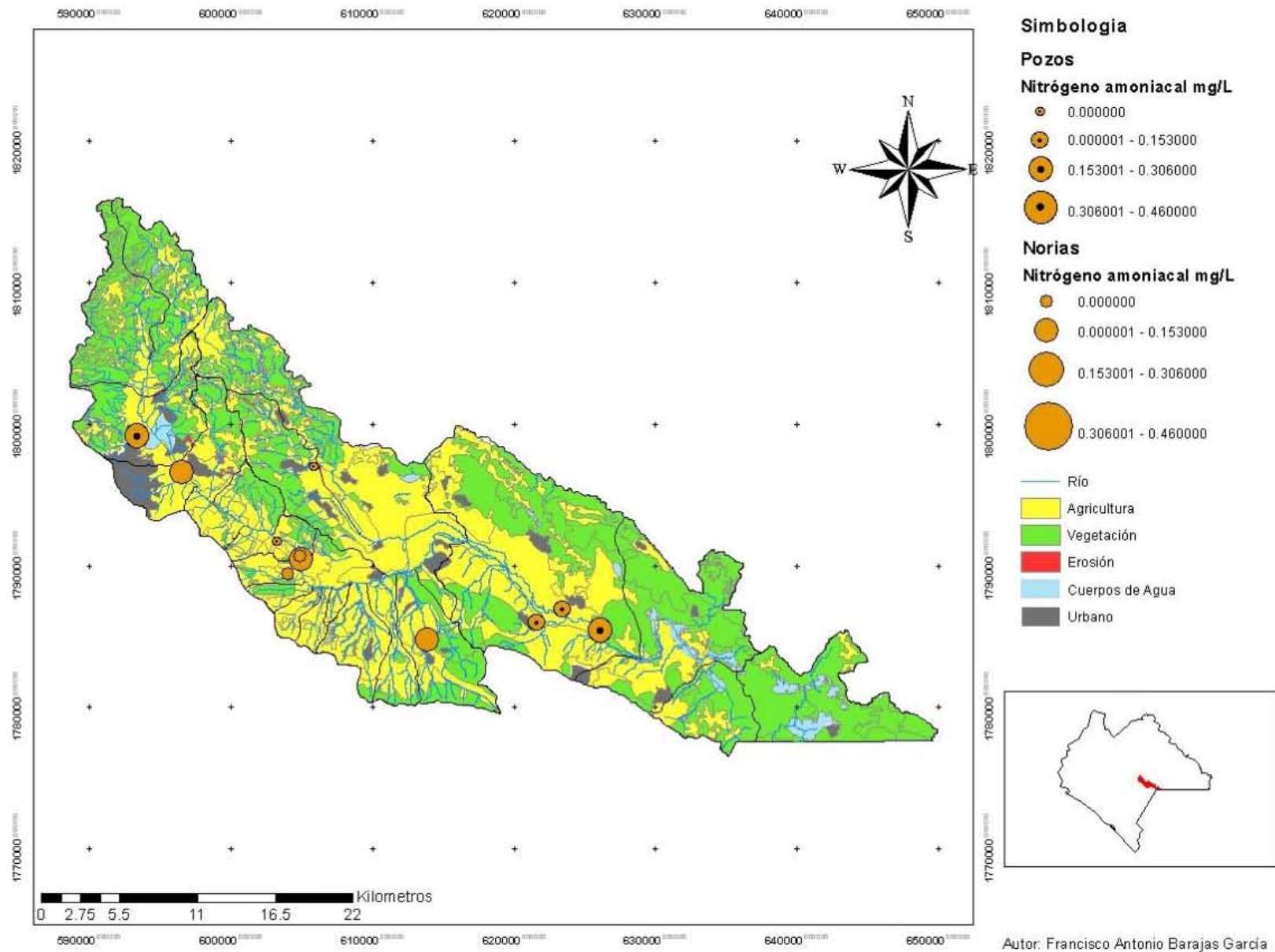


Figura 24. Nitrógeno Amoniacal en agua subterránea y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

En el análisis de NH_3 , en agua subterránea, las concentraciones oscilaron entre 0.02 y 0.46 mg/L, para el caso de los pozos la concentración es mayor en comparación con la de las norias, es el Pozo Rancho El Carrizal (P6) el sitio con mayor concentración con un valor de 0.3 mg/L, seguido por el Pozo Cedro (P1) con 0.2 mg/L. El sitio Junto a R2 puente de los desamparado (N1), es la noria con mayor concentración con un valor promedio de 0.12 mg/L (Figura 24).

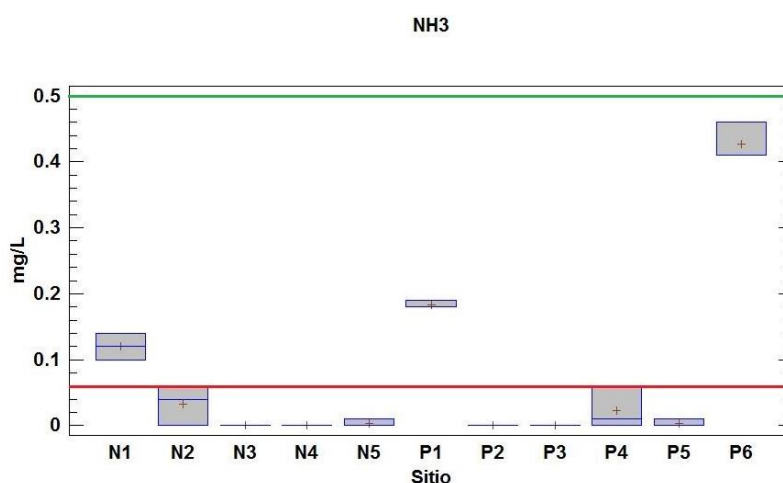


Figura 25. Diagrama de cajas de la concentración de Nitrógeno amoniacal (NH_3) en agua subterránea (norias y pozos) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

— 0.5 mg/L LMP para uso y consumo humano en NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000).

— 0.06 mg/L LMP para protección de la vida acuática en agua dulce en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016).

Los sitios anteriormente mencionados no cumplen con los LMP para protección de la vida acuática en agua dulce en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016), sin embargo, cumplen con los LMP para uso y consumo humano en NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000). Los valores más altos fueron obtenidos en los sitios cercanos a la ciudad de Comitán de Domínguez, el cual cuenta con un uso de suelo urbano (Figura 23).

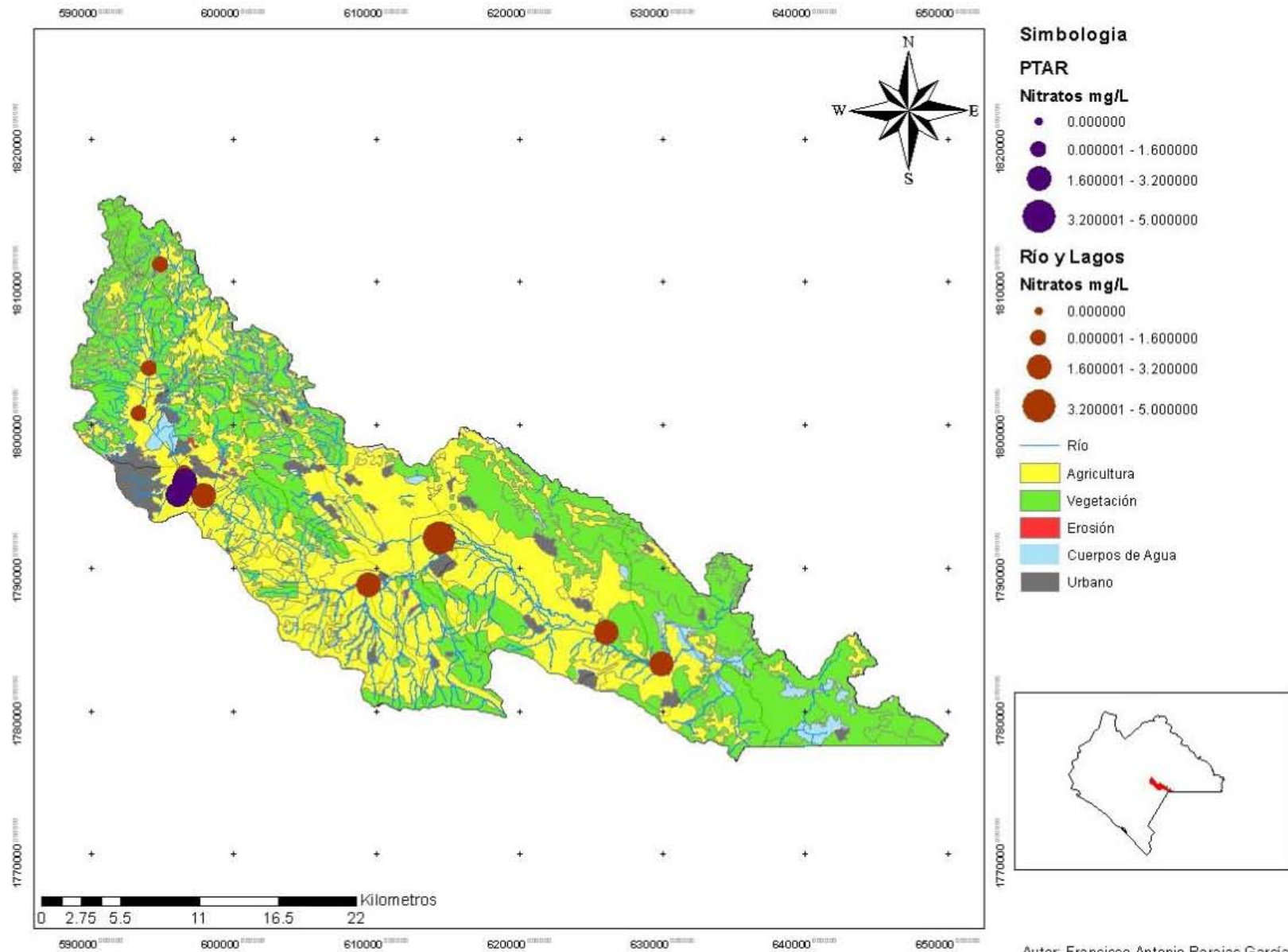


Figura 26. Nitratos en agua superficial y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

Para nitrógeno en forma de NO_3 , en agua superficial, en general los valores registrados se encuentran en un intervalo entre 0 y 5 mg/L. Cárcamo (CARC) y Venustiano Carranza (RG6) fueron los sitios que registraron valores más altos con 3.1 y 4 mg/L respectivamente, los valores más bajos se encontraron en Lago Juznajab (L1) con 1 mg/L. Los valores más bajo se obtuvieron en Lago Juznajab (L1) y en Los Sabinos (RG1) con 1mg/L en promedio.

Todos los sitios muestreados en la cuenca del Río Grande cumplen con los LMP para uso público urbano que establece la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016).

Las concentraciones más altas se registraron en el sitio CARC pasando la ciudad de Comitán de Domínguez el cual tiene un uso de suelo urbano y el sitio RG6 en Venustiano Carranza en donde se localiza la mayor área de suelo de uso agrícola (Figura 25 y 26).

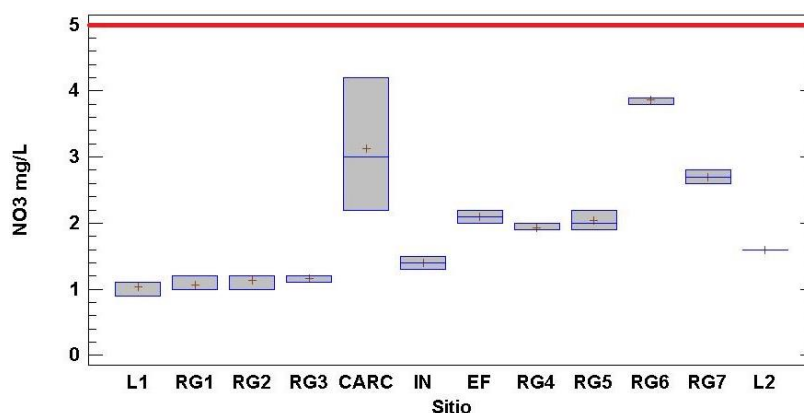


Figura 27. Diagrama de cajas de la concentración de Nitratos (NO_3) en agua superficial (Lagos, Río y PTAR) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

— 5 mg/L LMP para uso público urbano en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016).

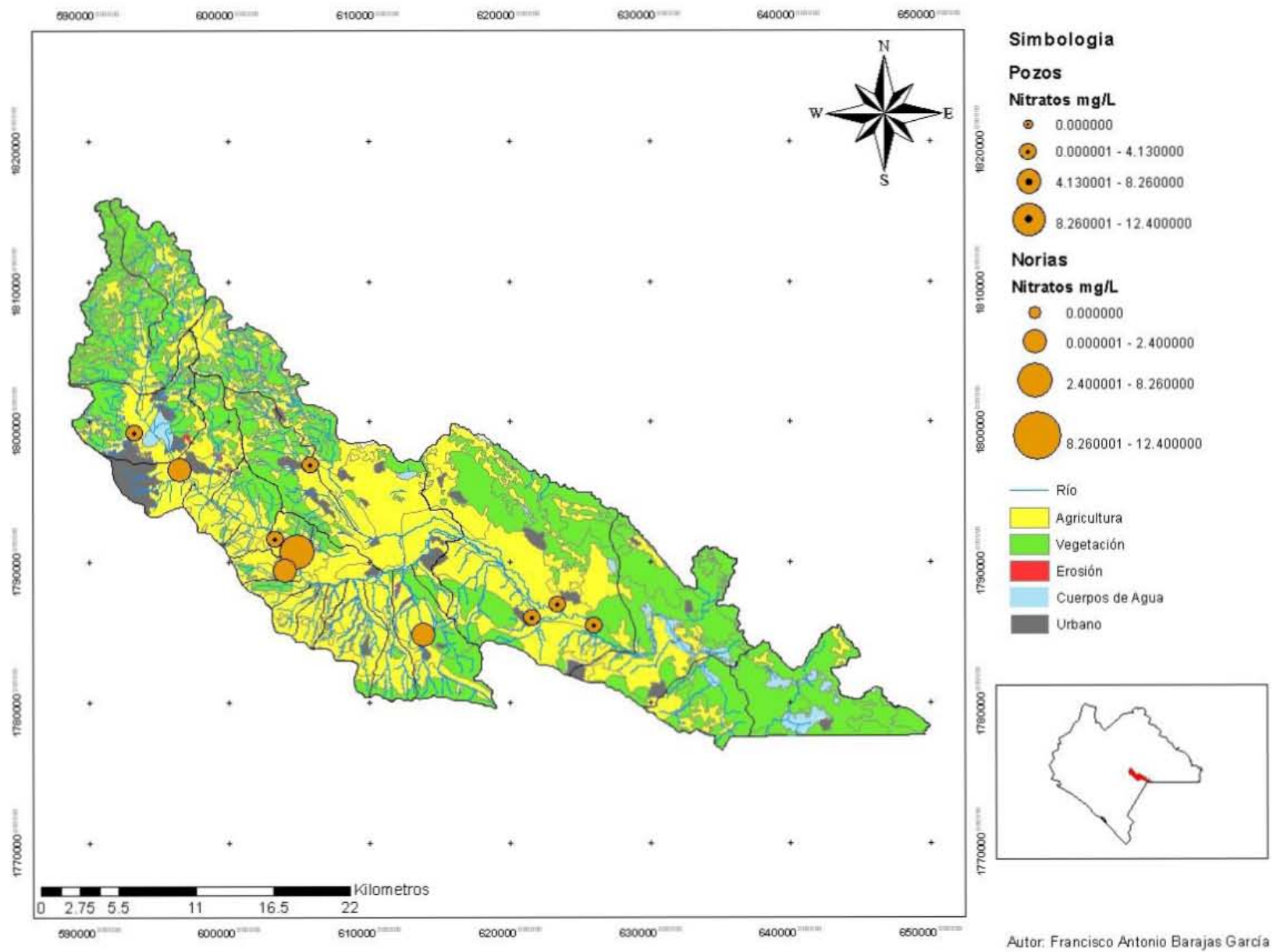


Figura 28. Nitratos en agua subterránea y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

En el análisis de nitrógeno en forma de NO_3 , en agua subterránea, se registraron valores que oscilan entre 0.1 y 12.4 mg/L, es el valor más alto registrado en Casa Pollos Adobados (N3) con 7.1 mg/L en promedio y el valor promedio más bajo se registró en Pozo Rancho El Carrizal (P6) con 0.5 mg/L.

En general todos los sitios cumplen con los LMP para uso y consumo humano establecidos en NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000) y los LMP para uso público urbano establecidos en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016), a excepción del sitio N3 el cual una de las muestras analizadas registro el valor de 12.4 mg/L el cual rebasa los LMP establecidos en NOM-127-SSA1-1994, de igual manera, rebasa los LMP para uso público urbano establecidos en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua.

El sitio con mayor concentración de nitrógeno en forma de NO_3 se encuentra en la localidad de Quistaj N3 localizado en suelo de uso agrícola (Figura 27 y 28).

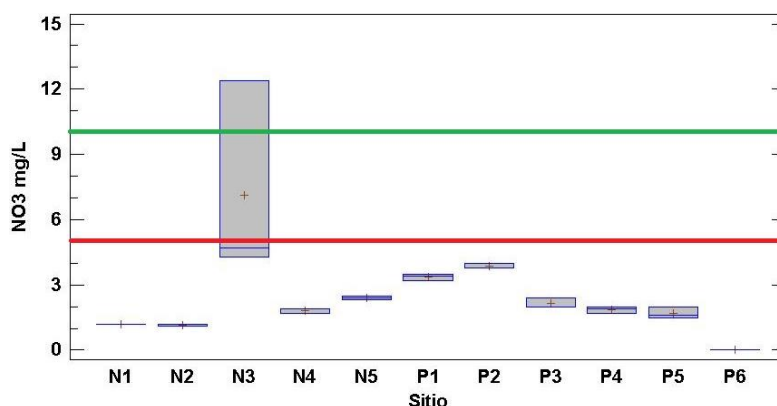


Figura 29. Diagrama de cajas de la concentración de Nitratos (NO_3) en agua subterránea (norias y pozos) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

- 10 mg/L LMP para uso y consumo humano en NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000).
- 5 mg/L LMP para uso público urbano en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016).

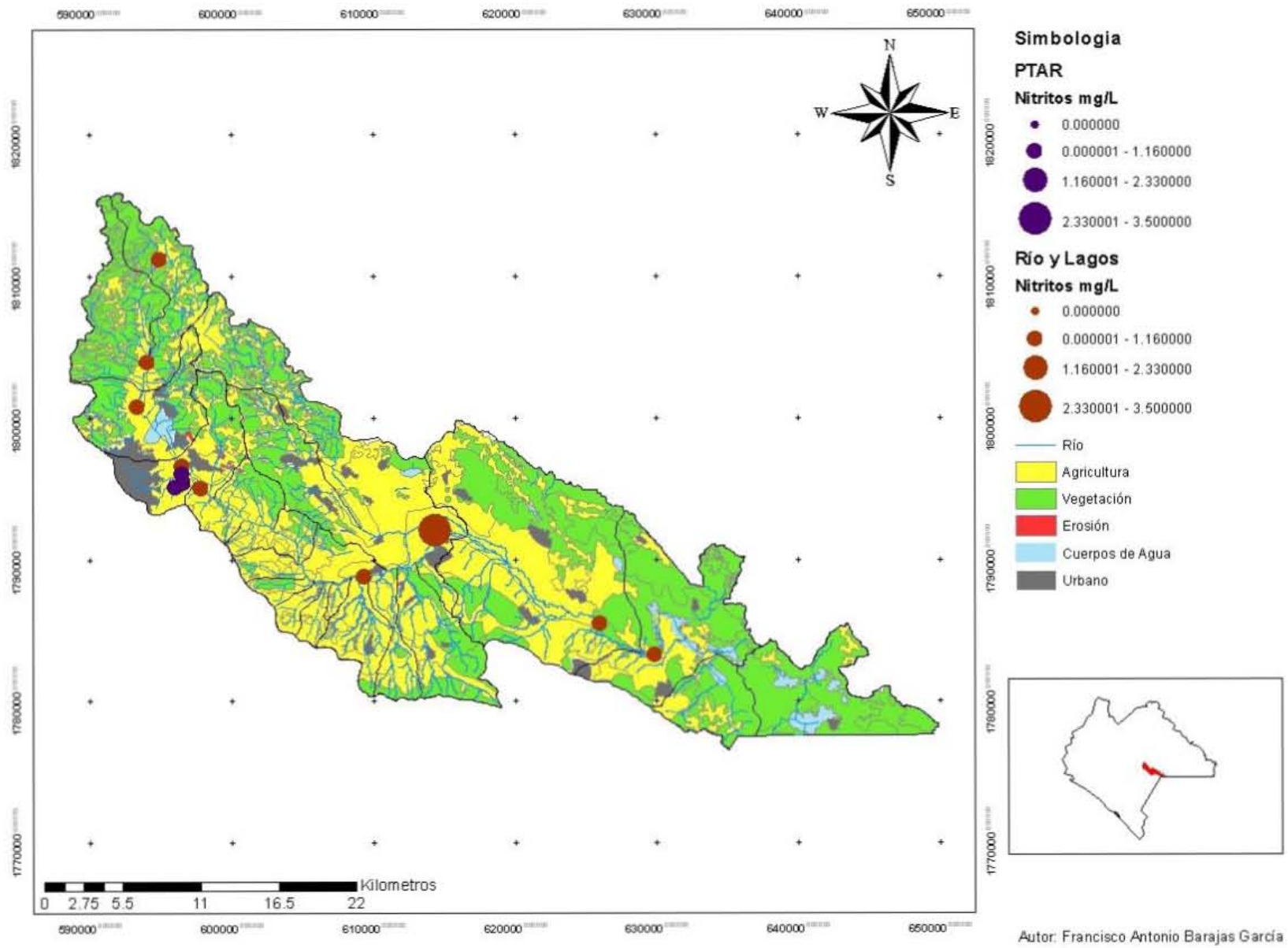


Figura 30. Nitritos en agua superficial y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

En cuanto al análisis de nitrógeno en forma de NO_2 , en agua superficial, los valores obtenidos oscilaron entre 0.002 y 4 mg/L, la concentración más alta se registró en Venustiano Carranza (RG6) con 3.5 mg/L, mientras que la concentración más baja se registró en Lago Juznajib (L1) con 0.003 mg/L. En general los sitios muestreados presentan concentraciones dentro de los parámetros establecidos en la NOM-127-SSA1-1994 y en la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua, sin embargo, el sitio RG6 rebasa los LMP para uso y consumo humano en NOM-127-SSA1-1994 y los LMP para uso público urbano en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua.

El sitio con mayor concentración y el único que no cumple con el marco regulatorio mexicano se localiza cercano a la localidad de Venustiano Carranza el cual tiene un uso de suelo urbano, además, el sitio se localiza dentro de la zona con mayor uso de suelo de agricultura (Figura 29 y 30).

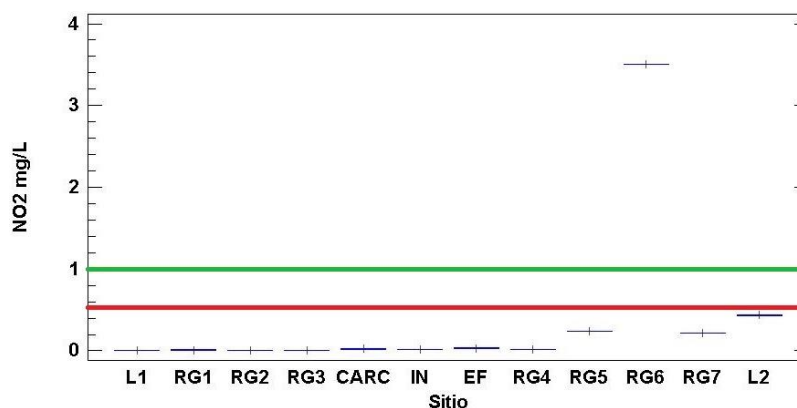


Figura 31. Diagrama de cajas de la concentración de Nitritos (NO_2) en agua superficial (Lagos, Río y PTAR) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

- 1 mg/L LMP para uso y consumo humano en NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000)
- 0.05 mg/L LMP para uso público urbano en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016)

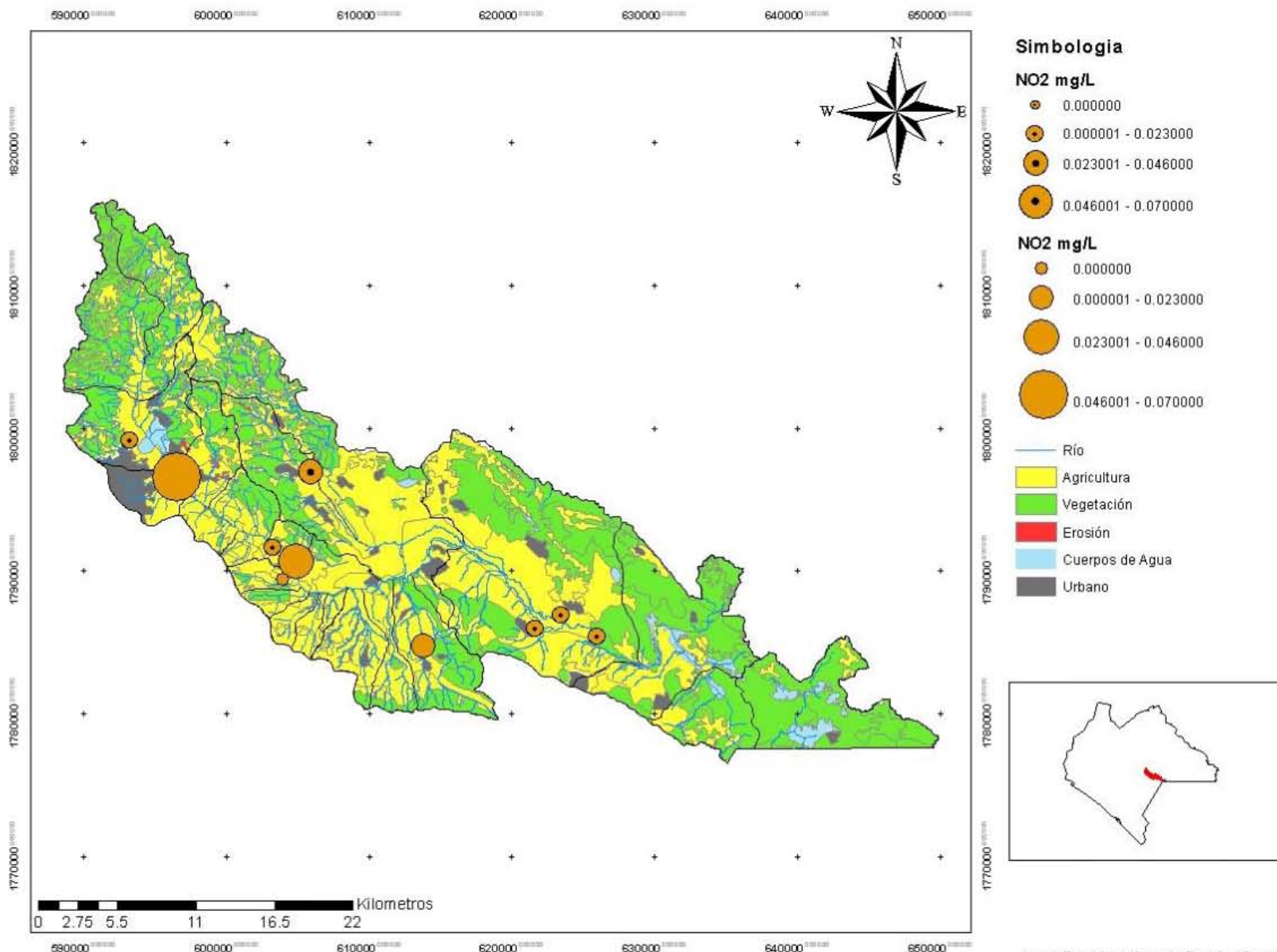


Figura 32. Nitritos en agua subterránea y uso de suelo en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

El nitrógeno en forma de NO_2 , se pudo cuantificar en los sitios de muestreo de agua subterránea. Las concentraciones obtenidas oscilaron por debajo del límite de detección de 0.002 mg/L y concentraciones de 0.07 mg/L, la noria que registro mayor concentración de nitrógeno en forma de NO_2 es Casa Pollos Adobados (N3) con un valor promedio de 0.03 mg/L, mientras que el pozo con mayor concentración registrada fue el sitio Pozo La Libertad (P3) con un valor promedio de 0.03 mg/L. Los valores más bajo registrados fueron en el sitio Sr. Orlan Cruz Abarca fútbol (N3) con concentraciones por debajo del límite de detección de 0.002 mg/L y Pozo La Esperanza (P4) con concentración de 0.003 mg/L. La concentración más alta se registró en el sitio N3 que se localiza pasando la ciudad de Comitán de Domínguez y cuenta con un uso de suelo urbano, al igual que el sitio P3 que se encuentra en la localidad de La Independencia, con un uso de suelo urbano (Figura 31 y 32).

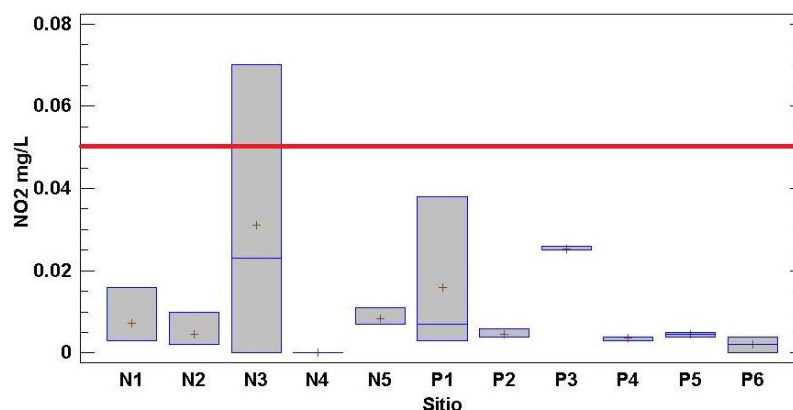


Figura 33. Diagrama de cajas de la concentración de Nitritos (NO_2) en agua subterránea (norias y pozos) en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

— 0.05 mg/L LMP para uso público urbano en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016).

En general los sitios cumplen con los LMP para uso público urbano establecidos en la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016), a excepción de una muestra analizada en el sitio N3 que registro una concentración de 0.07 mg/L.

El análisis estadístico Kruskal-Wallis se utilizó para comparar las concentraciones de nutrientes entre sitios de muestreo y determinar si existe diferencia estadística significativa.

Tabla 3. Resultado de la prueba Kruskal-Wallis entre sitios para nutriente analizado en agua superficial y agua subterránea.

AGUA SUPERFICIAL (RÍO Y LAGOS)		
Nutriente	Rango estadístico	Valor-P
COT	25.3199	0.00137187
NH ₃	24.3702	0.00198601
NO ₂	23.2641	0.00304118
NO ₃	24.2576	0.00207458
NT	25.4796	0.00128868
OP	24.6968	0.00174945
PT	24.4876	0.00189762
AGUA SUPERFICIAL (PTAR)		
Nutriente	Rango estadístico	Valor-P
COT	5.6	0.0608101
NH ₃	7.26	0.0265095
NO ₂	5.90	0.0522578
NO ₃	6.87	0.0320719
NT	7.26	0.0265095
OP	7.26	0.0265095
PT	7.2	0.0273237
AGUA SUBTERRANEA (POZOS Y NORIAS)		
Nutriente	Rango estadístico	Valor-P
COT	27.7654	0.0019680
NH ₃	27.0893	0.0025209
NO ₂	16.3929	0.0889235
NO ₃	31.0075	0.0005850
NT	31.1317	0.0005580
OP	20.9727	0.0212850
PT	29.3628	0.0010882

Los valores de P obtenidos en el análisis estadístico Kruskal-Wallis se muestran en la Tabla 3. Y con una confianza del 95% podemos aceptar la hipótesis nula en la que no hay diferencia

significativa, tanto en agua superficial como en agua subterránea, en los nutrientes NH_3 , NO_3 , NT, OP y PT.

Únicamente existe diferencia estadísticamente significativa, en la concentración de COT y NO_2 en la PTAR ya que el valor de P es mayor a 0.05 en cada caso, además, no se acepta la hipótesis nula en agua subterránea ya que el valor $P \leq 0.05$, por lo cual se acepta la hipótesis alterna al existir diferencias significativas en la concentración de nutrientes de los sitios de agua subterránea muestreados.

9. Discusión

Es importante señalar que se registró la presencia de nutrientes en todos los sitios de colecta y existe una variación en función de la ubicación espacial y el uso del suelo. Primero con respecto a la concentración de nutrientes en agua superficial, se registró que las concentraciones más altas se encuentran en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, sin embargo, la concentración del carbono orgánico total aumenta a partir de la PTAR de la ciudad de Comitán de Domínguez. Se atribuye que dicho aporte de materia orgánica proviene del asentamiento con mayor número de pobladores de la zona. Sin embargo, río abajo se sigue incrementando la concentración de COT, lo que indica que hay una acumulación de este nutriente en el Río Grande por las actividades que se realizan dentro de la cuenca.

En México no hay ningún marco regulatorio que establezca límites máximos permisibles de COT en agua dulce, no obstante, diversos autores recomiendan el monitoreo de descarga de aguas tratadas en aguas superficiales (González y Palacio, 2013), ya que el COT es una fuente de energía alóctona muy importante para el río y se relaciona con el crecimiento de bacterias (Ordóñez *et al.*, 2013). Por lo tanto, los sitios con altas concentraciones de COT tendrán alta densidad bacteriana, además elevadas concentraciones de COT en las aguas superficiales genera una disminución muy importante del oxígeno disuelto, teniendo como consecuencia la pérdida de biodiversidad (Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes, 2016). Es importante mencionar que el análisis de Kruskal-Wallis, muestra que no hay diferencia estadísticamente significativa en la concentración de COT, entre los sitios de agua superficial (PTAR), lo cual nos indica que es constante la presencia de COT en concentraciones importantes en la PTAR.

En lo que refiere a las concentraciones de COT en agua subterránea, se registró que las concentraciones en pozos oscilan entre 8 y 20 mg/L mientras que en norias de 2 a 10 mg/L, es la concentración más alta de COT en pozos que en norias, esto puede deberse a la profundidad y estructura de los pozos, en general son más profundos que las norias y probablemente más antiguos.

Para fósforo total, la norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003), establece que para embalses naturales y artificial de uso en riego agrícola y uso público urbano, el fósforo se debe de encontrar por debajo de 30 mg/L y en promedio diario, para protección de la vida acuática por debajo de 10 mg/L, la concentración más alta que se obtuvo en el muestreo fue de 28.96 mg/L en el cárcamo de la planta de tratamiento de agua residual, sin embargo, en el efluente se registró un valor de 24.4 mg/L, RG5 nuevamente fue uno de los sitios con mayor concentración, con 15 mg/L y RG6 con 15.1 mg/L (Figura 10) por lo cual no se cumple con el promedio diario, para protección de la vida acuática establecido en la norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Las concentraciones de PT son elevadas debido a las descargas de aguas residuales domésticas y agrícolas, el exceso de fósforo produce un desarrollo acelerado de algas, el cual es causa de condiciones inadecuadas para ciertos usos benéficos del agua (González *et al.*, 2014; Romero, 1999). Los sitios localizados en la mayor área con uso de suelo agrícola son los sitios RG5 y RG6 (Figura 9), los cuales presentaron concentraciones superiores a los 10 mg/L, esto se puede deber a las aportaciones antropogénicas de fósforo a los ecosistemas acuáticos mediante los fertilizantes utilizados en la agricultura, además del arrastre natural de las partes más elevadas de la cuenca (Morales y Chávez, 2010). Río abajo en los sitios RG7 y L2 las concentraciones de

fósforo disminuyen considerablemente registrándose valores entre 1 y 4 mg/L, esto se puede deber a que el fósforo es aprovechado por plantas, animales o microorganismos.

No se registró una diferencia que sea estadísticamente significativa en la concentración de fósforo total, entre los sitios de agua superficial, lo cual nos indica que no es constante la presencia de fósforo total en concentraciones importantes en agua superficial.

En agua subterránea los valores de PT son inferiores a los de agua superficial, sin embargo, superan los límites máximos permisibles para protección de la vida acuática en agua dulce establecidos en la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua, los sitios con valores más altos en aguas subterránea fueron N3 y N4 que responden a norias y a los pozos P5 y P6, los valores oscilan entre 1.5-3 mg/L y 1-4 mg/L respectivamente. Los sitios con mayor concentración de PT se localizan en zonas con uso de suelo agrícola (Figura 11), por lo que las altas concentraciones de PT pueden estar relacionadas con la infiltración de fósforo por parte de los fertilizantes utilizados en la zona.

En los ortofosfatos, se encontró un patrón diferente al del fósforo total ya que los sitios con mayor concentración de ortofosfatos se localizaron al sur de la cuenca del Río Grande, río abajo, en los sitios RG7 y L2, con valores de 4 a 5.5 mg/L, los sitios se localizan después de la zona con mayor uso de suelo agrícola. La fracción soluble de fósforo, los ortofosfatos (PO_4^{-3}), son la manera como las plantas acuáticas y el fitoplancton pueden absorberlo, son utilizados para la formulación de abonos minerales para inducir y fortalecer la floración. (Roland y Ramírez, 2008; Valderrama y You, 2014).

Diversos estudios han determinado que altas concentraciones de NT son derivadas de efluentes provenientes de zonas con un uso de suelo agrícola, urbano e industrial (Canter, 1996). En la cuenca del Río Grande, las concentraciones de NT al igual que COT tienden a

aumentar a partir de la PTAR (Figura 17), sin embargo, existe una diferencia estadísticamente significativa en la concentración de nitrógeno total, entre los sitios de agua superficial, lo cual nos indica que no es constante la presencia de NT en concentraciones importantes en agua superficial, al igual que en agua subterránea. En ecosistemas acuáticos no alterados la concentración de nitrógeno es baja, de 0.1 a 3 mg/L (Romero, 1999). Trabajos anteriores determinan que si los cuerpos de agua contienen más de 30 mg/L de nitrógeno podrían presentar condiciones eutróficas; mientras que otros autores indican condiciones de eutrofización a concentraciones en el intervalo de 20-39 mg/L (Ryding y Rast, 1992; Vollenweider y Kerekes, 1981; Wood, 1975). En general la concentración de nitrógeno total no rebasa los límites máximos permisibles, para uso en riego agrícola y uso público urbano en NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003), los valores registrados oscilan entre 0.3 y 11 mg/L, no obstante, el efluente (EF) de la planta de tratamiento, que registro un valor de 24.4 mg/L, de modo que no cumple con los límites máximos permisibles para protección de la vida acuática, establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003). Estas concentraciones pueden ser aprovechadas por diferentes organismos y generar mayor cantidad de biomasa que a su vez alterarían el ciclo del nitrógeno provocando medios anoxigenicos (Romero, 1999), como es el caso del sitio RG4 en agua superficial que presentó una concentración de nitrógeno total de 24.6 mg/L y registró una concentración de oxígeno disuelto de 1.2 mg/L (Anexo VII) y que a su vez es el sitio con la mayor concentración de carbono orgánico total. Con base a las concentraciones de nitrógeno total se determina que el efluente (EF) y el sitio (RG4) presentan condiciones eutróficas.

El nitrógeno amoniacal es el producto natural de descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados, las aguas superficiales no deben contener normalmente nitrógeno

amoniaco, la presencia de nitrógeno amoniacal es considerado como una prueba química de contaminación reciente y peligrosa (Espinosa *et al.*, 2013; Instituto Nacional de Tecnologías Educativas y de Formación del Profesorado, 2016). Los valores de nitrógeno amoniacal registrados en agua superficial oscilan entre 0 y 15 mg/L en el Río Grande, mientras que en la planta de tratamiento se registraron valores entre 30 y 75 mg/L. Diversos trabajos recomiendan que las concentraciones de nitrógeno amoniacal deben ser menores a 0.02 mg/L para la preservación de flora y fauna, ya que en concentraciones más altas puede llegar a ser tóxico, en aguas no contaminadas la concentración de nitrógeno amoniacal se encuentra en el intervalo de 0-5 mg/L y se recomienda que: la descarga de agua residual a ecosistemas acuáticos naturales no rebasen los 0.02 mg/L, además, se ha determinado que si un cuerpo de agua presenta más de 10 mg/L de nitrógeno amoniacal se pueden presentar condiciones eutróficas (DOF, 1998; Romero, 1999; Vollenweider y Kerekes, 1981). Las concentraciones de nitrógeno amoniacal en los sitios L1, RG1, RG2 y RG3 que se encuentran antes del cárcamo de la planta de tratamiento son menores a 0.3 mg/L, se observa que a partir de la PTAR se elevan a 5 y 75 mg/L (Figura 21), por lo que existe una influencia de la PTAR, y es el efluente el sitio con mayor concentración de nitrógeno amoniacal en la cuenca del Río Grande con 75 mg/L, rebasando los límites máximos permisibles para uso y consumo humano en NOM-127-SSA1-1994 y los límites máximos permisibles para protección de la vida acuática en agua dulce en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (CONAGUA, 2016; DOF, 2000). Estas concentraciones pueden tener implicaciones en la salud humana, así como en la diversidad, riqueza y abundancia de la fauna en los ecosistemas acuáticos.

A partir del efluente, los sitios RG4, RG5 y RG6 se consideran sitios con aguas contaminadas ya que sus concentraciones rebasan los 5 mg/L, también se consideran sitios eutróficos ya que en general cuentan con 16 mg/L de nitrógeno amoniacal. A partir del sitio RG7 nuevamente se muestra una disminución en la concentración con 4 mg/L de nitrógeno amoniacal y es el sitio L2 registrando un valor de 0.5 mg/L. La prueba Kruskal-Wallis, demuestra que hay diferencia estadísticamente significativa en la concentración de nitrógeno amoniacal, entre los sitios de agua superficial, al igual que en agua subterránea, lo cual nos indica que no es constante la presencia de nitrógeno amoniacal, por lo tanto solo hay presencia de contaminación resiente en sitios específicos.

Por otro lado, en agua subterránea, la concentración de nitrógeno amoniacal disminuye en comparación con la de agua superficial. Además, la concentración de nitritos es similar tanto en agua superficial como en agua subterránea, lo que mostraría que el proceso de nitrificación. Los sitios con mayor concentración de nitrógeno amoniacal se encuentran en el P1 y P6 con 0.2 y 0.3 mg/L, mientras que los sitios con mayor concentración de nitritos se registraron en el sitio N1 con 0.07 y N3 con 0.03. Los nitritos se encuentran en un estado de oxidación intermedio entre el amoniaco y el nitrato por lo que pueden llegar a ser tóxicos para los peces, la concentración de nitritos en agua superficial es baja, en aguas no contaminadas la concentración de nitritos se encuentra en el intervalo de 0 a 0.01 mg/L, diversos trabajos señalan que las concentraciones en las que los nitritos pueden presentar toxicidad van entre 0.1 y 0.9 mg/L, por lo tanto, sus niveles deben ser controlados cuidadosamente, es posible que los nitritos y nitratos sean rápidamente asimilados por los organismos o por ser poco solubles se precipitan rápidamente al sedimento, por lo que se dificulta su detección en agua (Erickson, 1985; OMS, 1980; Vollenweider y Kerekes, 1981).

La concentración de nitritos registrada fue más alta en agua subterránea comparada con los sitios en agua superficial, no obstante, se detectaron altas concentraciones de nitritos en la zona con mayor uso de suelo agrícola sitio RG6 con 3.5 mg/L, por lo que se considera que este sitio presenta concentraciones tóxicas de nitritos que no cumplen con los límites máximos permisibles establecidos en la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994 y en la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua por ende pone en riesgo la vida acuática, las altas concentraciones de nitritos en el sitio pueden deberse a los procesos de nitrificación que se llevan a cabo a partir del nitrógeno amoniacal, incluso estas concentraciones pueden deberse a los agroquímicos que se utilizan y en la variación en la dosis de aplicación, ya que está en función de que si el agricultor recibió o no asesoría por parte de autoridades o servicios externos, se tiene registro que en la zona con uso de suelo agrícola en la Cuenca del Río Grande se utilizan diversos agroquímicos donde su principio activo está conformado principalmente por nitrógeno ureico, nitrógeno amoniacal, nitrógeno nítrico, fósforo, potasio y calcio total, y enriquecidos con nitritos y nitratos que sirven para fertilizar las plantas y son convertidos en proteínas (López, 2017; Gray, 1996).

En aguas superficiales existen diversas fuentes de nitratos, como la descomposición de materia orgánica, disolución de las rocas, efluentes industriales y agricultura donde se utilizan fertilizantes nitrogenados (Beeck *et al.*, 1988). Los nitratos mostraron un comportamiento variable a lo largo de la cuenca del Río Grande, ya que los nitratos tienden a disminuir en la cuenca baja, lo que puede estar relacionado con la retención en el sedimento y los organismos que la consumen. En general las concentraciones de nitratos en agua superficial son mayores a las de agua subterránea, los nitratos que se producen en exceso tienen un alto grado de movilidad en agua, sobre todo en cuencas con suelos

calcáreos donde se aplican fertilizantes amoniacales y este tiene una conversión rápida a nitratos (pocos días), estos nitratos suelen moverse libremente con el agua del suelo, lo que origina alta susceptibilidad a lixiviación ya que la mayoría de los sedimentos no tiene la capacidad de retenerlos (Canter, 1996; Marín, 1995; Sawyer *et al.*, 2001). Al igual que el nitrógeno total y el COT, la concentración de nitratos aumenta después del efluente de la planta de tratamiento de agua residual, registrando valores entre 1.5 y 4 mg/L (Figura 26). Las altas concentraciones de nitratos en agua residual son un indicador de que el residuo de nitrógeno se ha estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno, la presencia de nitratos puede ser aprovechada por algas y otras plantas para la síntesis de proteínas (Canter, 1996; Romero, 1999). El sitio RG6 y RG7 registraron una concentración de nitratos de 4 y 3 mg/L respectivamente, se encuentran ubicados dentro de una zona con uso de suelo agrícola (Figura 25) por lo que las altas concentraciones de nitratos se pueden deber a procesos de nitrificación del sitio, además de los posibles agroquímicos ricos en nitrógeno que se utilizan en la zona.

10. Conclusiones

Al clasificar al Río Grande en relación a su estado trófico, y basados en la concentración de nitrógeno total y fósforo total, el estado es eutrófico a partir de la PTAR.

Espacialmente se muestra que la concentración de nutrientes se ve influenciada por el uso de suelo agrícola y urbano, al existir un incremento de concentración de nutrientes después de la ciudad de Comitán de Domínguez, el cual tiene uso de suelo urbano y una tendencia al incrementar en sitios con uso de suelo agrícola. De tal forma que las concentraciones de nutrientes entre los diversos usos de suelo, y son el uso de suelo agrícola y urbano los que aportan mayor cantidad de nutrientes al ecosistema acuático del Río Grande de Comitán.

Se registró mayor concentración de nutrientes en agua superficial, comparado con las concentraciones de nutrientes en agua subterránea, puede ser causadas por fenómenos biogeoquímicos derivados de la actividad de los sedimentos y al reciclamiento en la interfase agua-sustrato, lo que explica la mayor abundancia de nutrientes en agua superficial que en agua subterránea. Sin embargo, los sitios con mayor concentración de nutrientes que se registraron en agua subterránea se localizan a la periferia de las zonas con un uso de suelo urbano y dentro de las zonas con uso de suelo agrícola.

En general la concentración de nutrientes registrada antes de la planta de tratamiento se encuentra dentro de los límites máximos permisibles determinados por el marco regulatorio mexicano, después de la planta de tratamiento se detectaron sitios que no cumplen con el marco regulatorio mexicano, como se explica a continuación:

- Para nitrógeno total, el efluente de la planta de tratamiento rebasa los límites máximos permisibles, para protección de la vida acuática establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996.
- Para fósforo total, el efluente de la planta de tratamiento, al igual que los sitios RG5 y RG6, rebasa los límites máximos permisibles, para protección de la vida acuática establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996 y en la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua. Ninguno de los sitios muestreados en agua subterránea cumple con los límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática en agua dulce en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua.
- En cuanto a nitrógeno amoniacal, a partir del cárcamo de la planta de tratamiento ninguno de los sitios (RG4, RG5, RG6 y RG7) no cumplen con los límites máximos permisibles para uso y consumo humano establecidos en la NOM-127-SSA1-1994, sin embargo, a partir del efluente de la planta de tratamiento, se muestra una disminución de nitrógeno amoniacal a lo largo del Río Grande.
- Para nitritos, RG6 es el único sitio que no cumple con los límites máximos permisibles para uso y consumo humano en NOM-127-SSA1-1994 y para uso público urbano en Ley Federal de Derechos en Materia de Agua.

Finalmente, a partir del efluente de la planta de tratamiento de agua residual se registra un aumento en la concentración de nutrientes, provocando que en los sitios anteriormente mencionados se rebasen los límites máximos permisibles establecidos por el marco regulatorio mexicano. De modo que, la calidad del agua del Río Grande de Comitán no resultó ser apta para protección de vida acuática, por lo que se debe continuar con los monitoreos para seguir determinando parámetros que indiquen las condiciones en que se

encuentran los ecosistemas acuáticos, como la concentración de nutrientes que demostraron ser buenos indicadores de perturbación, además de la condición trófica del agua en la cuenca del Río Grande de Comitán.

Se debe prestar atención especial al efluente de la planta de tratamiento de agua residual, así como en manejo adecuado del agua residual, y sitios ubicados en un uso de suelo agrícola, en los cuales es necesario considerar las fuentes difusas de contaminación que representen el agua de retorno agrícola. Es importante seguir evaluándolos para poder determinar las condiciones generales y para garantizar los límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática.

12. Referencias

- Abella, C., García, L.J., y Amich, R.M. 1990. Aporte de nutrientes por los tributarios superficiales del lago de Banyoles. Colombia, 16(2): 141–154.
- Albert, L. 1985. Curso básico de Toxicología Ambiental. Limusa-Noriega, México: 7-306.
- Al-Hamdani, S., y Sirna, C. 2008. Physiological responses of salvinia minima to different phosphorus and nitrogen concentrations. American Fern Society, Jacksonville, Estados Unidos de América, 98(2): 71–82.
- Alvarado V. J. 2015, Evaluación espacial de la contaminación potencial, puntual y difusa en la cuenca del Río Grande de Comitán, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 90 pp.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association, Water Environmental Federation (AWWA), y Water Environment Federation (WEF). 2012. Standard Methods for Examination of Water y Wastewater (22^a ed.), New York: Am Public Health Association, Washington D.C.
- Arcos, M. 1995. Metodología para el saneamiento de ecosistemas acuáticos contaminados con fuentes antropogenicas. Tesis de maestría. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. 1-62
- Ávila, H., Tudares, C., Sánquiz, M., Araujo, M., Morales, N., Rojas, J., y Pirela, D. 2007. Nitrogen and phosphorus in superficial waters of the low part of the River Catatumbo. Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia, Venezuela, 30: 29–35.

- Barrientos, Z. 2003. Zoología general. Universidad Estatal a Distancia. San José, Costa Rica: 72-117.
- Barrón, C., Marbà, N., Duarte, C. M., Pedersen, M. F., Lindblad, C., Kersting, K., y Bokn, T. 2003. High Organic Carbon Export Precludes Eutrophication Responses in Experimental Rocky Shore Communities. *Ecosystems*, 6(2): 0144–0153.
- Beeck, C., Bookes, H., Rysbergen, D., y Straatman, R. 1988. The threat to Netherlands waterworks of nitrate in abstracted groundwater as demonstrated by the Vierlingsbeek wellfield. *Water Supply*, 6(3): 313–318.
- Bonifaz, R., en proceso. Mapa preliminar de uso de suelo de la Cuenca del Río Grande de Comitán-Lagos de Montebello, Chiapas, México.
- Canter, L. 1996. Nitrates in Groundwater. Illustrated, Estados Unidos de América: 1-183.
- Carabias, J., Landa, R., Collado, J., Martínez, P., y Tudela, F. 2005. Agua, medio ambiente y sociedad: hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México, Universidad Nacional Autónoma de México, México: 15-45.
- Cárdenas, G. y Sánchez, I. 2013. Nitrógeno en aguas residuales: origen, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud* 15(1): 72-88.
- Carrera-Villacrés, D. V., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-García, J., Ramírez-Ayala, C., Trejo-López, C., y Becerril-Román, A. E. 2011. Boro, fosfatos e índices de salinidad del sistema hidrográfico Zahuapan-Atoyac, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(2): 5-21.

- Cervantes, A. 2004. Comportamiento de los nitratos provenientes de aguas negras en el acuífero del Valle del Mezquital. Tesis Doctoral. Instituto de Geofísica. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 133 pp.
- Cobos, Y. 2009. Eliminación de nitrógeno amoniacal y nitratos usando gránulos aerobios. Tesis de Maestría. Instituto de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 127 pp.
- Comisión Federal de Electricidad (CFE)- Subdirección de Proyectos y Construcción (SPC)- Ingeniería Civil y la Gerencia de Estudios de Ingeniería Civil (GEIC)-Departamento de Geohidrología. 2012. Estudio para conocer la calidad del agua de las lagunas de Montebello, Chiapas. (Tomo II: Geohidrología). México, Estado de México. 125 pp.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2016. Ley Federal De Derechos, Disposiciones aplicables en materia de Aguas Nacionales. México, D.F. 168 pp.
- Comité de Cuenca Río Grande-Lagunas de Montebello. 2009. Plan de Gestión de la Cuenca Río Grande- Lagunas de Montebello, Chiapas, México. Comisión Nacional del Agua. 168 pp.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2009a. Estudio para el monitoreo de calidad del agua de las lagunas en el Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, México. 59 pp.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2009. Programa de manejo del Parque Nacional Lagunas de Montebello. Chiapas, México. Diario Oficial de la Federación. Diciembre 18 de 2009. 337 pp.

Contreras, F. 1994. Manual de Técnicas Hidrobiológicas. Trillas, México. 141 pp.

de Anda, J., y Maniak, U. 2007. Modificaciones en el régimen hidrológico y sus efectos en la acumulación de fósforo y fosfatos en el lago de Chapala, México. *Interciencia*, 32(2): 100–107.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*. Enero 6 de 1997.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 1998. Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. *Diario Oficial de la Federación*. Agosto 14 de 1998.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. *Diario Oficial de la Federación*. Junio 20 de 2000.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2003. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*. Abril 23 de 2003.

Erickson, R. J. 1985. An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. *Water Research* 19(8): 1047–

1058. Recuperado el 11 de noviembre de 2016, a partir de [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(85\)90375-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(85)90375-6)

Escobar, J. 2002. La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. Organización de las Naciones Unidas, Santiago de Chile. 68 pp

Escobar, J., y Barg, U. 1990. La contaminación de las aguas continentales de Bolivia, Colombia, Costa Rica, Ecuador, Panamá, Perú y Venezuela. FAO, Roma, Italia. Recuperado a partir de <ftp://ftp.fao.org/fi/Cdrom/aquaculture/a0844t/docrep/008/T0311S/T0311S00.htm>

Espinosa, M. del C., León, Y., y Rodríguez, X. 2013. Problemática de la determinación de especies nitrogenadas (nitrógeno total y amoniacal) en aguas residuales. CENIC, Ciencias Químicas, La Habana, Cuba, 44: 1–12.

Failde, A., Lanzilotta, B., Perdomo, C., Pérez, M., y Rosas, F. 2015. Instrumentos fiscales para el control y la reducción de la contaminación en cursos de agua. Estudio aplicado a la Cuenca del Río Santa Lucía en Uruguay. Informe Final, Centro de Estudios Fiscales, Uruguay. 94 pp. Recuperado el 17 de abril de 2017 a partir de http://www.cef.org.uy/images/Informes/Informe%20CalidadAgua_aPublicar.pdf

Figueruelo, J. E., y Dávila, M. M. 2004. Química física del ambiente y de los procesos medioambientales. Reverte, España. 143-351.

Galicia, V. 2012. Cambio de color en las lagunas de Montebello: las atonalidades de una problemática tonal. Tesis de Licenciatura. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental. Morelia, Michoacán, México. 6-120.

- Garduño, H. 2003. Administración de derechos de agua (Estudio Legislativo). FAO, Roma, Italia. 1-43. Recuperado el 16 de noviembre de 2016 a partir de <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/y5062s/y5062s00.pdf>
- Glynn, H., y Gary, H. 1999. Ingeniería ambiental (2ª ed.). Pearson Educación, México. 303-491
- González, M., Trigueros, A., Hansen, I., Rodríguez, H., y Moreno, M. 2014. Fosfatos en agua de drenaje agrícola: Cuenca baja del Río Sinaloa. *Ciencias desde el Occidente, México*, 1(2): 19–28.
- González, M., y Palacio, J. 2013. Nutrientes y carbono orgánico disuelto en el agua natural para un proceso de potabilización y su relación con el nivel del embalse afluente. *Revista Politécnica, Colombia*, 9(17): 27–37.
- Gray, F. 1996. *Drinking water quality: problems and solutions* (2ª ed.). Cambridsh University Press, Estados Unidos de América. 37-134.
- HACH. 2000. *Manual de análisis de agua* (2ª ed.). HACH Company, Colorado, Estados Unidos de América. 220 pp.
- HACH. 2015. *Importancia de la medición de carbono orgánico total*. HACH Company, Estados Unidos de América. 4 pp. Recuperado el 13 de octubre de 2016 a partir de <http://es.hach.com/asset-get.download.jsa?id=50613973176>
- Hernández, A. 2015. *Microorganismos en agua como indicadores del proceso de degradación de la cuenca del Río Grande de Comitán-Lagos de Montebello, Chiapas, México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 1-40

- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 1996. La agricultura en Chiapas (1ª ed.). México. 96 p.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2007. Censo Agrícola, Ganadero y Forestal. México. Recuperado el 22 de abril de 2017ª partir de <http://www.inegi.org.mx/>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI)., 2010. Censo de Población y Vivienda. México. Recuperado el 20 de abril de 2017ª partir de <http://www.inegi.org.mx>
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP)- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) Municipio de Comitán. 2007. Programa de manejo de agua y preservación de suelos 2005-2007. Chiapas, México.
- Instituto Nacional de Tecnologías Educativas y de Formación del Profesorado. 2016. Nitrógeno amoniacal. Recuperado el 10 de noviembre de 2016, a partir de <http://roble.pntic.mec.es/~mbedmar/iesao/quimica/nitrogen.htm>
- Juárez, H. 2014. Análisis hidrogeoquímico de la cuenca del Río Grande Comitán. Tesis de Licenciatura en Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 107 pp.
- Khan, F., y Ansari, A. 2005. Eutrophication: an ecological crisis, The New York Botanical Garden, Springer, Estados Unidos de América, 71(4): 449–482.
- Kim, J., Kim, D., Lee, W., Lee, Y., y Kim, H. 2017. Impact of total organic carbon and specific surface area on the adsorption capacity in Horn River shale. Journal of Petroleum Science and Engineering 149: 331–339. Recuperado el 10 de enero de 2017, a partir de <https://doi.org/10.1016/j.petrol.2016.10.053>

- Margalef, R. 1991. *Ecología*. Omega, Barcelona, España. 995 pp.
- Marín, R. 1995. *Análisis de agua y ensayos de tratamiento*. PACMER, S.A., Barcelona, España. 24 pp.
- Martínez, D. 2008. *Evaluación de nutrientes en el lago del bosque de San Juan de Aragón, México, DF*. Tesis de licenciatura. Ingeniero Civil, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza Aragón, México. 81 pp.
- Medina, E. 1977. *Introducción a la ecofisiología vegetal*. Organización de los Estados Americanos (OEA): Monografía científica, Venezuela. 35-89.
- Metcalf, y Eddy. 1998. *Ingeniería de aguas residuales tratamiento, vertido y reutilización* (3ª ed.). McGraw Hill, España. 2-750.
- Miranda, R. 1988. *Variación estacional de los nutrientes (nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal, fosfatos, ortofosfatos y silicatos) en la Laguna de Tamiahua, Veracruz, 1986*. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 52 pp.
- Monge-Nájera, J., Gómez, F., y Rivas, M. 2002. *Biología general* (1ª ed.). EUNED, San José, Costa Rica. 54-59.
- Montañana, D., y Gálvez, N. 2013. *La recuperación del río La Piedad un caso de regeneración socioecológica*. Ciencias. 107-108. Recuperado el 20 de diciembre de 2016, a partir de <http://www.revistaciencias.unam.mx/es/145-revistas/revista-ciencias-107-108/1180-la-recuperación-del-río-la-piedad-un-caso-de-regeneración-socioecologica.html>

- Morales, B., y Chávez, G. 2010. Estimación de la carga de nutrientes procedentes de la cuenca de drenaje superficial del río Tepenaguasapa. *Nexo, Nicaragua*, 23(1): 18–26.
- Naranjo, F., Gómez, M., Martínez, A., y Gallego, S. 2007. Calidad del agua en la parte alta de las cuencas Juan Cojo y El Salado, Colombia. Facultad Nacional de Agronomía, Colombia. 3735–3749.
- National Atmospheric Deposition Program (NADP). 2000. El nitrógeno en la lluvia nacional. Estados Unidos de América. 16 pp. Recuperado el 16 de marzo de 2017, a partir de <http://nadp.sws.uiuc.edu>
- Odetti, H., Bottani, E., Güemes, R., Ortolani, A., Tiburzi, M., Falicoff, C., y Rodríguez, R. 2009. Química Inorgánica. Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe, Argentina. 150-180.
- Odum, E. 1971. *Fundamentals of Limnology*. W. B Saunders, Filadelfia, Estados Unidos de América. 574 pp.
- Olea, S. 2015. Análisis del impacto de la actividad agrícola en el agua subterránea en la zona de la Trinidad, Chiapas. Tesis de Maestría. Instituto de Geología. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 1-129.
- Ordóñez, M., Bravo, I., y Figueroa, A. 2013. Flujo de Carbono Orgánico Total en una cuenca andina: caso subcuenca Río Las Piedras. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín, Colombia*, 13(24): 29–42.
- Ortiz, G. Cambios en la estructura de la comunidad íctica a lo largo de un gradiente de perturbaciones

- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 1995. Manual técnico de la fijación simbiótica del nitrógeno: leguminosa/rhizobium. FAO, Roma, Italia. 63 pp.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). 1980. Nitrates, nitrites et composés N-nitroso. Ginebra. 80-86.
- Organización para la Cultura y el Ambiente A.C (ONCA), y Comisión Nacional del Agua CONAGUA. 2007. Delimitación y cartografía básica de la cuenca Río Grande-Lagunas de Montebello. ONCA, México.
- Peña, R. y Ramírez, C. 2010. Implementación de un sistema para la remoción de materia orgánica y nutrientes en aguas residuales municipales. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 153 pp.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). 2004. Iniciativa Latinoamericana y Caribeña para el Desarrollo Sostenible: Indicadores 2004. Washington. 60 pp.
- Quintal, C., y Zetina, C. 1993. Tratamiento de aguas residuales mediante lagunas de estabilización. México: Boletín Académico de la Facultad de Ingeniería, 23: 61-69.
- Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR). 2016. Carbono orgánico total (COT) (Como C total o DQO/3). PRTR, España. Recuperado el 11 de octubre de 2016, a partir de <http://www.prtr-es.es/Carbono-organico-total-COTComo-C,15663,11,2007.html>

- Roland, G., y Ramírez, J. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. Universidad de Antioquia, Colombia. 77-370.
- Romero, J. 1999. Calidad del agua (2ª ed.). Alfaomega, México. 87-146.
- Saldarriaga, J. C., Hoyos, D. Á., y Correa, M. A. 2011. Evaluación de procesos biológicos unitarios en la remoción simultánea de nutrientes para minimizar la eutrofización. Revista EIA, Colombia. 129-140. Recuperado el 20 de junio de 2016 a partir de <http://www.redalyc.org/>
- Sawyer, C., McCarty, P., Parkin, G., y De García. 2001. Química para ingeniería ambiental (4ª ed.). McGraw Hill, Bogotá, Colombia. 22-180.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2011. Monitor Agroeconómico del Estado de Chiapas, México.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA)-Fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO). 2007a. Plan Rector de Producción y Conservación, Microcuenca Juznajib La Laguna, Comitán Chiapas. México.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA)-Fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO). 2007b. Plan Rector de Producción y conservación, Microcuenca Los Riegos, Comitán Chiapas. México.
- Silva, C. F. da, Pereira, M. G., Miguel, D. L., Feitora, J. C. F., Loss, A., Menezes, C. E. G., y Silva, E. M. R. da. 2012. Total organic carbon, microbial biomass and soil enzyme activity areas of agriculture, forestry and grassland in the middle Valley of Paraíba do Sul River (RJ). Revista Brasileira de Ciência do Solo, Brasil, 36(6): 1680–1689.

Recuperado el 20 de abril de 2017 a partir de <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600002>

Snoeyink, V. L., y Jenkins, D. 1987. Química del agua (1ª ed.). Limusa, México. 102-325.

Recuperado el 24 de julio de 2016 a partir de https://www.researchgate.net/publication/44453728_Quimica_del_agua_Vernon_L_Snoeyink_David_Jenkins

Socorro, M., y Valdés, E. 2002. Estudio de nitrificación y desnitrificación de un efluente secundario nitrogenado de carga variable. ResearchGate, México. 8 pp.

Stumm, W., y Morgan, J. 1996. Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters (3ª ed.). John Wiley Interscience, New York. 872-933.

Torres, C. 2006. Procedimiento para la Medición de Nitrógeno Total. Universidad Tecnológica de Panamá. 6 pp.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2010. National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES). Recuperado el 17 de noviembre de 2016, a partir de http://cfpub.epa.gov/npdes/cxa.cfm?program_id=45

Valadez, D. 2013. Anteproyectos de norma mexicana para la medición de nitritos, nitratos, cromo hexavalente y ortofosfatos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, mediante análisis por inyección en flujo (fia) acoplado a UV/VIS. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 136 pp.

Valderrama, C., y You, X. 2014. Estudio de la adsorción de fosfatos en aguas de depuradora mediante intercambiadores iónicos. Escuela Técnica Superior de Energía Industrial de Barcelona, España. 81 pp. Recuperado el 17 de abril de 2016 a partir de

<https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099.1/22649/Estudio%20de%20la%20adsorción%20de%20fosfatos%20en%20aguas%20de%20depuradora%20m.pdf?sequence=1>

Vásquez, M., y Méndez, E. 1994. Aspectos generales de la región: Lagos de Montebello. Reporte del trabajo para el curso de conservación de naturaleza y recursos naturales. Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste, Chiapas, México. 109 pp.

Vollenweider, R., y Kerekes, J. 1981. OECD Eutrophication of Waters, Portland, Maine. Estados Unidos de América. Recuperado el 26 de julio de 2016 a partir de <http://www.chebucto.ns.ca/science/SWCS/TPMODELS/OECD/oecd.html>

Weithoff, G., Lorke, A., y Walz, N. 2000. Effects of water-column mixing on bacteria, phytoplankton, and rotifers under different levels of herbivory in a shallow eutrophic lake. *Oecologia*, 125(1): 91–100. Recuperado el 27 de febrero de 2017 en <https://doi.org/10.1007/PL00008896>

Wood, G. 1975. An assessment of eutrophication in Australian inland waters. Canberra, Australian Govt. Pub. Service. 238 pp.

Anexos

Anexo I. Se muestran los límites máximos permisibles para nitrógeno total y fósforo total.

Anexo II. Tabla tomada y modificada de lineamientos de calidad del agua en la Ley federal de derechos en materia de agua (CONAGUA, 2016).

Anexo III. Tabla tomada de la Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de septiembre de 1998.

Anexo IV. Tabla tomada y modificada de la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, con última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 20 de noviembre del 2000.

Anexo V. Tabla tomada y modificada del decreto 1594 que establece los límites máximos permisibles en cuanto usos del agua y residuos líquidos, Bogotá.

Anexo VI. Se muestran las concentraciones obtenidas por triplicado para cada nutriente en los sitios muestreados.

Anexo VII. Se muestran las concentraciones obtenidas por triplicado para cada nutriente en los sitios muestreados.

Anexo I Se muestran los límites máximos permisibles para nitrógeno total y fósforo total.

Límites máximos permisibles para contaminantes básicos

Parámetros (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	Ríos				Embalses naturales y artificiales					
	Uso en riego Agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de la vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)	
	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10

N.A. = No es aplicable

P.M.=Promedio mensual

P.D.= Promedio diario

(A), (B) y (C): Tipo de cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos (DOF, 2003)

Anexo II. Tabla tomada y modificada de lineamientos de calidad del agua en la Ley federal de derechos en materia de agua (CONAGUA, 2016).

Parámetros mg/L	Usos		
	Público urbano	Riego Agrícola	Protección de la Vida Acuática: Agua dulce, incluye humedales
Parámetros Inorgánicos			
Fósforo Total	0.1	-	0.05
NO ₃	5	-	-
NO ₂	0.05	-	-
NH ₃	-	-	0.06
Parámetros Orgánicos			
Carbono Orgánico Total			
Extractable en alcohol	1.5	-	-
Extractable en cloroformo	0.3	-	-
Parámetros Físicos			
Sólidos disueltos totales	500	500	-
Temperatura (C°)	CN + 2.5	-	CN + 1.5
Turbidez (NTU)	10	-	-

C.N. Condiciones Naturales del sitio donde sea vertida la descarga de aguas residuales

Anexo III. Tabla tomada de la Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de septiembre de 1998.

Tipo de Reuso	Promedio Mensual				
	Coliformes fecales NMP/100ml	Huevos de Helminto (h/L)	Grasas y Aceites mg/L	DBO mg/L	SST mg/L
Servicio al público con contacto directo	240	≤1	15	20	20
Servicio al público con contacto indirecto u ocasional	1000	≤5	15	30	30

Anexo IV. Tabla tomada y modificada de la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, con última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 20 de noviembre del 2000.

Límites permisibles de características químicas

Características	Limite Permissible [mg/L]
Nitratos (NO ₃)	10
Nitritos (NO ₂)	0.05
Nitrógeno amoniacal (NH ₃)	0.50
pH*	6.5-8.5
SDT **	1000

*Potencial de Hidrogeno

**Solidos Disueltos Totales

Anexo V. Tabla tomada y modificada del decreto 1594 que establece los límites máximos permisibles en cuanto usos del agua y residuos líquidos, Bogotá.

Límites permisibles de características químicas

Características	Limite Permissible [mg/L]
Nitratos (NO ₃)	10
Nitritos (NO ₂)	1
Nitrógeno amoniacal (NH ₃)	0.50
pH*	5.0 - 9.0
SDT **	-

Anexo VI. Se muestran las concentraciones obtenidas por triplicado para cada nutriente en los sitios muestreados.

Clave	Serie	OP	NH3	COT	NO2	NO3	NT	PT
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
AGUA SUPERFICIAL (RÍO Y LAGOS)								
L1	A	0.03	0.13	98	0.003	1.1	1.3	0.31
L1	B	0.11	0.13	85	0.003	1.1	0.9	0.17
L1	C	0.02	0.12	89	0.002	0.9	0.9	0.68
RG1	A	0.06	0.15	152	0.001	1	0.6	0.59
RG1	B	0.03	0	170	0	1.2	0.1	0.63
RG1	C	0.03	0.21	138	0.012	1	0.3	0.75
RG2	A	0.51	0.04	203	0.004	1.2	2.3	0.75
RG2	B	0.16	0	200	0.01	1.2	1.3	0.79
RG2	C	0.22	0.07	176	0.009	1	1.6	0.89
RG3	A	0.29	0.04	180	0.004	1.2	0	0.68
RG3	B	0.1	0	186	0.005	1.2	0	0.64
RG3	C	0.28	0.1	165	0.004	1.1	0.1	0.82
RG4	A	2.5	15.6	580	0.012	1.9	24	1.5
RG4	B	2.63	15.4	483	0.013	2	24	1.7
RG4	C	2.49	16.8	605	0.015	1.9	26	1.7
RG5	A	0.72	16.3	295	0.241	1.9	9	14
RG5	B	0.42	16.4	270	0.238	2	6	16.2
RG5	C	0.3	16.6	305	0.244	2.2	6	14.8
RG6	A	1.32	8.5	62	3.5	3.8	11	11.3
RG6	B	1.49	8.8	67	3.5	3.9	11	14.2
RG6	C	1.18	10.1	57	3.5	3.9	12	20
RG7	A	4.31	3.8	307	0.216	2.8	5	4.2
RG7	B	5.33	3.8	307	0.216	2.6	2	3.6
RG7	C	4.67	3.6	279	0.218	2.7	5	4.4
L2	A	5.06	0.5	327	0.438	1.6	9	1.9
L2	B	4.23	0.5	406	0.434	1.6	8	1.5
L2	C	5.04	0.5	395	0.437	1.6	9	1.4
AGUA SUPERFICIAL (PTAR)								
Clave	Serie	OP	NH3	COT	NO2	NO3	NT	PT
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
EF	A	0.45	41.2	223	0.031	2.1	38	24
EF	B	0.4	41.2	103	0.031	2	42	24.4
EF	C	0.45	40.8	220	0.033	2.2	38	24.8
IN	A	1.52	6.3	84	0.014	1.3	1.8	1.5
IN	B	0.5	6.1	42	0.014	1.5	1.4	2.6
IN	C	0.66	6.2	34	0.013	1.4	1.7	2.7
CARC	A	4.02	64.1	165	0.013	2.2	66	29.1
CARC	B	4.01	71.1	163	0.03	4.2	50	28.3
CARC	C	4.78	61.1	139	0.024	3	302	29.5

AGUA SUBTERRANEA (POZOS Y NOIAS)								
Clave	Serie	OP	NH3	COT	NO2	NO3	NT	PT
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
N1	A	0.03	0.12	4	0.003	1.2	0.1	0.46
N1	B	0.05	0.1	5.1	0.003	1.2	0.9	0.1
N1	C	0.12	0.14	4.9	0.016	1.2	0.7	0.26
N2	A	0.28	0.06	4.5	0.01	1.2	0	0.98
N2	B	0.31	0.04	6.3	0.002	1.2	0	0.82
N2	C	0.17	0	3.8	0.002	1.1	0	0.99
N3	A	0.29	0	5	0.07	12.4	34	2.52
N3	B	0.51	0	3.8	0.023	4.7	36	1.5
N3	C	0.18	0	5.2	0	4.3	37	1.8
N4	A	0.33	0	3	0	1.9	5	1.82
N4	B	0.49	0	3.2	0	1.7	4.8	1.6
N4	C	0.35	0	3	0	1.9	3.4	1.53
N5	A	0.97	0.01	3.9	0.007	2.5	1.7	0.59
N5	B	0.21	0	10.1	0.011	2.3	0.7	0.72
N5	C	0.91	0.001	3.9	0.007	2.4	0.8	0.84
P1	A	0.25	0.18	5.4	0.007	3.2	2.5	0.42
P1	B	0.33	0.18	1.5	0.003	3.4	3.6	0.16
P1	C	0.53	0.19	5.3	0.038	3.5	3	0.21
P2	A	0.26	0	12	0.004	4	4.5	0.81
P2	B	0.38	0	13.5	0.006	3.8	4.7	0.96
P2	C	0.28	0	13.2	0.004	3.8	3.8	0.46
P3	A	0.19	0	14.7	0.026	2	1.1	0.51
P3	B	0.24	0	14	0.025	2.4	1	0.31
P3	C	0.28	0	13.4	0.025	2	1.5	0.4
P4	A	0.14	0.01	18.5	0.004	2	0.6	0.81
P4	B	0.13	0	18.4	0.003	1.7	0.1	0.87
P4	C	0.08	0.06	18.9	0.004	1.9	0.6	0.8
P5	A	0.2	0	15	0.005	1.5	9.2	4
P5	B	0.24	0.01	15.2	0.004	2	7.8	1.02
P5	C	0.32	0	12	0.004	1.6	8.9	1.23
P6	A	0.39	0.41	9.6	0	0	0	1.4
P6	B	0.32	0.41	10.5	0.004	0	0	1.17
P6	C	0.32	0.46	11.7	0	0	0	1.05

Anexo VII. Se muestran las concentraciones obtenidas por triplicado para cada nutriente en los sitios muestreados.

Clave	Temperatura [°C]	Conductividad [μS/cm ²]	SDT [g/L]	Salinidad [%]	Oxígeno Disuelto [mg/L]	Oxígeno Disuelto [%]	pH	ORP	Turbidez [NTU]
AGUA SUPERFICIAL (RÍO Y LAGOS)									
L1	21.87	413	0.286	0.21	6.06	69.4			0
RG1	20.6	385	0.275	0.2	6.85	75.9	8.07	34.1	36
RG2	20.43	422	0.3	0.22	7.54	83.8	7.97	130.9	18.4
RG3	20.62	441	0.312	0.23	1.01	11.5	7.41		0.2
RG4	24.63	868	0.467	0.43	1.2	14.8	7.85	131.7	59
RG5	23.4	825	0.554	0.42	10.77	126.8	8.17	131.3	20.5
RG6	26.43	880	0.557	0.42	12.95	161.3	8.07	127.5	21.9
RG7	22.17	783	0.538	0.41	5.54	63.8	7.75	123.7	6
L2	23.66	790	0.528	0.4	1.83	22.9			10.7
AGUA SUPERFICIAL (PTAR)									
EF	23.76	1202	0.803	0.58	5.04	60.1	7.52	128.8	300
IN	22.86	404	0.273	0.2	7.99	92.7	9.81	115.4	23.8
CARC	23.1	1460	0.984	0.76	0.09	1	6.86	54.9	72.7
AGUA SUBTERRANEA (POZOS Y NOIAS)									
N1	22.18	482	0.241	0.23	7.16	79.2	7.69		0.3
N2	21.69	534	0.37	0.28	51.7	59.2	7.9	124.5	3
N3	21.17	729	0.51	0.38	3.62	41	7.3	137.3	0.3
N4	21.7	732	0.508	0.38	5.87	67.1	7.1	121.8	0.3
N5	21.24	289	0.203	0.15	4.29	49.1	6.12		2.1
P1	22.29	685	0.47	0.35	7	80.7	7.25	119.3	0.4
P2	22.26	578	0.397	0.3	4.88	56.1	7.39		1.2
P3	22.7	616	0.418	0.31	4.56	53.1	7.1	135.5	2.1
P4	19.05	548	0.401	0.3	16.14	174.8	7.38	132.9	29.5
P5	22.28	568	0.389	0.29	4.05	47.1	6.87	136.3	1.7
P7	21.92	902	0.621	0.47	1.51	17.8	7.1	123	0.1