

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

***Evaluación de la calidad de agua del sistema hídrico del contexto comunitario,
en función del uso de la tierra de las aldeas de San Marcos, Santa Lucía y
zonas vecinas, Eco-región Lachuá, Cobán Alta Verapaz.***

Oscar Alberto Rojas Castillo

Biólogo

Guatemala, marzo del 2017

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

*Evaluación de la calidad de agua del sistema hídrico del contexto comunitario,
en función del uso de la tierra de las aldeas de San Marcos, Santa Lucía y
zonas vecinas, Eco-región Lachuá, Cobán Alta Verapaz.*

Informe de Tesis
Presentado por

Oscar Alberto Rojas Castillo

Para optar al título de

Biólogo

Guatemala, marzo del 2017

JUNTA DIRECTIVA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA

Dr. Rubén Dariel Velásquez Miranda	Decano
M.A. Elsa Julieta Salazar Meléndez de Ariza	Secretaria
MSc. Miriam Carolina Guzmán Quilo	Vocal I
Dr. Juan Francisco Pérez Sabino	Vocal II
Lic. Carlos Manuel Maldonado Aguilera	Vocal III
Br. Andreina Delia Irene López Hernández	Vocal IV
Br. Carol Andrea Betancourt Herrera	Vocal V

DEDICATORIA

A mis padres: Oscar Estuardo Rojas y María del Rosario Castillo por brindarme la oportunidad de una excelente educación, por su guía, su ejemplo, su apoyo y su increíble manera de quererme como soy (con una cola o con una capa de Batman, con un corazón roto o un nuevo invento, con una bola de fútbol o una bata de laboratorio, con insomnio o con la idea de cambiar el mundo). Por todos esas pequeñas cosas que hoy son las más grandes, por además de heredarme sus colochos y su necesidad, su actitud y creencias, heredarme esa inteligencia y ese corazón tan completo.

A mis hermanos: Pablo, Juan Carlos y Lula por ser mi manada, compartir todas esas experiencias que marcaron mi vida y que me permitieron llegar hasta aquí. Por ser de otro planeta, enseñarme todo lo que se de fut (del lado izquierdo), todo lo que se de ruso, de arte, de música, de cualquier deporte y de videojuegos. Gracias por dejar esa huella y por acompañarme en mi viaje, incluso estando en España y Rusia.

A mi familia: Por ese cariño y apoyo tan característico que envuelve el mundo alcanzando Florida, España ☺, Rusia, Dinamarca y mi Guatemala. Gracias por creer en mí, aceptarme como soy y estar ahí siempre (tomando fotos en Cuenca, abrazándome en Madrid, viajando al Pacaya, subiéndonos al Kraken en Orlando, comiendo Tórtrix de limón, conociendo a Chopo, esquiendo en Carolina del Norte,

jugando básquetbol en Guatebanco, comiendo pizza en la mesa de los colochos, resbalándonos de la Peña del Ángel y en el templo escondido en Tikal, sembrando encinos, quemando cuetes en navidad, jugando cualquier juego de mesa, asustando a Laila en San José, jugando ping-pong en Champerico, hablando de hockey en Moscú, viajando al Acatenango o simplemente estando conmigo).

A mis amigos: Quienes por medio de risas, charlas, tristezas, fiestas, laboratorios, giras de campo y partidos de futbol dejaron una huella en mi persona.

A mi USAC: Por ser un pilar básico en mi formación y por enseñarme que se podía emplear la ciencia en favor de los demás.

A mis catedráticos: Por compartirme sus conocimientos, experiencias y actuar como ejemplos durante mi proceso de formación.

A Rodolfo Kepfer y Mérida Méndez Porque también se es lo que se pierde...

...

Ver el mundo, cosas peligrosas por llegar, ver detrás de los muros, acercarse, encontrarse el uno al otro y sentir. Ese es el propósito de la vida...

(Logo Revista Life)

AGRADECIMIENTOS

*Al Laboratorio LAFYM
y a la Lic. Ana Rodas*

Sin los cuales el proceso de análisis *ex situ* de las muestras de agua no hubiera podido ser llevado a cabo de forma tan calificada, eficiente, ordenada y gratificante.

Gracias Lic. por su profesionalismo, su deseo incondicional de ayudar y su excelencia como persona.

*Al Parque Nacional
Laguna Lachuá
(PNLL) y al equipo
que lo conforma*

A Don Fermín Ayala, Don Erick Cornel, Don Romeo Palacios, Don Paulino Baleu, Don Pedro Yat Oxom, Don Augusto Oxom, Don Juan Carlos Cucul, Don Carlos Yat Oxom, por abrirme las puertas, por acompañarme en el mapeo de la red hídrica y en la toma de unidades observacionales y por ser mi segunda casa durante el proceso de EPS y Tesis.

Gracias por ese entusiasmo, energía, sabiduría y amistad que los caracteriza.

*A las comunidades
Santa Lucía y San
Marcos Lachuá*

Principalmente a las Familias Tox, Xo y Xat por acogerme en sus comunidades, por compartirme todo ese cariño, bondad, experiencia y conocimiento durante mi estadía y al igual que el PNLL ser mi segunda casa durante mi Tesis y EPS.

*A la USAC y unidades
de Investigación
PIMEL, y TERRA:*

Por brindarme las herramientas requeridas durante el desarrollo de este proceso.

*Universidad de
Toronto*

Al Dr. Ryan Isaacson y M.Sc. Anastasia Hervas de la Universidad de Toronto, por integrarme en su equipo de investigación (el mejor de todos), por toda su dedicación, esfuerzo y apoyo en el proyecto; por acogerme en sus casas compartir su comida y hasta regalarme calcetines para el frío. Pero principalmente por toda la amistad, la increíble experiencia de conocerlos y el cariño. Gracias por ser geniales.

Al Lic. Claudio
Méndez

Por todo el apoyo recibido en la planificación, logística, desarrollo de este proyecto y por el aporte de ideas excelentes que enriquecieron la tesis y mi desarrollo académico.

A Carlos Avendaño

Por enseñarme que la inteligencia, compromiso, perseverancia y esfuerzo abren muchas puertas, pero si le agregas humildad, sinceridad y un gran corazón puedes abrir todas.

Gracias por ser más que un doctor, un guía; más que un catedrático, un ejemplo; más que un genio, una luz; más que un asesor de tesis, un hermano.

*Al Dr. Rubén
Velásquez y la M.A.
Elsa Julieta Salazar
Meléndez de Ariza*

Por todo el apoyo brindado durante el proceso de investigación, todas las cartas y solicitudes de firmas otorgadas y sobre todo por el seguimiento a los respectivos procesos que permitieron la culminación de esta tesis.

ÍNDICE

RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	3
ANTECEDENTES	6
Eco-región Lachuá sitio de importancia RAMSAR	6
Aspectos Biofísicos de la Eco-región.....	6
Recurso hídrico de la Eco-región.....	7
Importancia ecológica-biológica de la Eco-región y de los humedales que alberga.....	8
Riqueza cultural e importancia social de la Eco-región y de su red hídrica	11
Parámetros fisicoquímicos del agua en la Eco-región Lachuá.....	13
Parámetros fisicoquímicos importantes de la calidad del agua.....	14
Conductividad eléctrica:	14
Potencial de Hidrógeno (pH):.....	14
Dureza:	15
Oxígeno disuelto	15
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO):	16
Demanda química de oxígeno (DQO):.....	16
Temperatura	17
Concentración de nutrientes como Nitratos, Fosfatos y Sulfatos	17
Estudios sobre calidad de agua	19
Estudios en nacimientos y ríos de primer orden, una nueva y eficiente perspectiva	19
Estudios de calidad de agua en karst	20
Efecto del uso del suelo en la calidad del agua	21
Historia del uso de la tierra en la Eco-región Lachuá.....	23
Estudios de agua en la Eco-región Lachuá.....	26
Protocolo de Monitoreo de la Calidad del Agua en la Eco-región Lachuá	28
Palma africana en el mundo, en Guatemala y en la Eco-región	28
Palma africana y su impacto en el sistema hídrico	30
Dinámica del cultivo de Milpa.....	31
JUSTIFICACIÓN	35

OBJETIVOS	37
GENERAL:	37
ESPECÍFICOS:	37
HIPÓTESIS	37
MATERIALES Y MÉTODOS	38
Universo.....	38
Población	38
Muestra	38
MATERIALES.....	38
Equipo de trabajo.....	38
Instrumentos:	39
Reactivos:	40
Cristalería:.....	40
MÉTODOS	40
Análisis Estadísticos:	44
Cronograma	47
RECURSOS ECONÓMICOS E INSTITUCIONALES.....	48
Recursos económicos.....	48
Recursos institucionales	48
RESULTADOS.....	49
Área de Captación Hídrica	49
Área de captación hídrica del tratamiento de bosque:.....	49
Figura 1. Área de captación hídrica de los ríos de primer orden del Parque Nacional Laguna Lachuá (tratamiento de bosque).	50
Área de captación hídrica del tratamiento de palma africana:	51
Figura 2. Área de captación hídrica de los ríos de primer orden de la comunidad San Marcos Lachuá (tratamiento de palma africana).....	52
Área de captación hídrica del tratamiento de Santa Lucía:.....	53
Figura 3. Área de captación hídrica de los ríos de primer orden de la comunidad Santa Lucía (tratamiento de Santa Lucía).	54
Contraste de los Parámetros Fisicoquímicos y Calidad del agua, en los distintos tratamientos	55

Figura 4. Comparación de temperatura en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	56
Cuadro 1. Prueba de hipótesis, comparación de temperatura en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).....	56
Figura 5. Comparación de la conductividad eléctrica en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	58
Cuadro 2. Prueba de hipótesis, comparación de la conductividad eléctrica en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	58
Figura 6. Comparación de concentración de nitrato en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	60
Cuadro 3. Prueba de hipótesis, comparación de concentración de nitrato en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	61
Figura 7. Comparación de Amoníaco en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	62
Cuadro 4. Prueba de hipótesis, comparación de Amoníaco en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).....	62
Figura 8. Comparación de fosfatos en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	64
Cuadro 5. Prueba de hipótesis, Comparación de fosfatos en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).....	64
Figura 9. Comparación de sulfato en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	66
Cuadro 6. Prueba de hipótesis, Comparación de sulfatos en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).....	66

Figura 10. Comparación de sílice en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	68
Cuadro 7. Prueba de hipótesis, comparación de sílice en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	68
Figura 11. Comparación de oxígeno disuelto en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	70
Cuadro 8. Prueba de hipótesis, comparación de oxígeno disuelto en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).....	70
Figura 12. Comparación de la demanda química de oxígeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).....	72
Cuadro 9. Prueba de hipótesis, Comparación de la demanda química de oxígeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).....	72
Figura 13. Comparación de la demanda bioquímica de oxígeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).....	74
Cuadro 10. Prueba de hipótesis comparación de la demanda bioquímica de oxígeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).....	74
Figura 14. Comparación de potencial de hidrógeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	76
Cuadro 11. Prueba de hipótesis, comparación de potencial de hidrógeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	76
Figura 15. Comparación de la Dureza en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).	77
Cuadro 12. Prueba de hipótesis, comparación de la Dureza en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).....	78
Figura 16. Análisis de Componentes Principales.....	79

Figura 17. Análisis de Correspondencia Canónica	80
DISCUSIÓN DE RESULTADOS	81
Calidad del Agua:.....	81
Temperatura	82
Conductividad Eléctrica (CE)	84
Nutrientes: Nitratos, fosfatos y sulfatos.....	87
Sílice	92
Oxígeno Disuelto (OD):.....	94
Potencial de Hidrógeno (pH):.....	97
Demanda Química y Bioquímica de Oxígeno (DQO).....	99
Dureza	101
CONCLUSIONES.....	105
RECOMENDACIONES	105
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
ANEXOS	126
Anexo 1. Esquema de Metodología	126
Anexo 2. Análisis de la temperatura atmosférica y la temperatura de corriente	127
Anexo 3. Análisis de la precipitación y los nutrientes.....	128
Anexo 4. Análisis de la temperatura del agua y su relación con el OD.	129
Anexo 5. Condición de los ríos según su concentración de oxígeno disuelto..	130
Anexo 6. Análisis de la precipitación y su relación con la conductividad eléctrica	131

RESUMEN

La Eco-región Lachuá tiene una riqueza natural importante, con numerosos recursos naturales y servicios ecosistémicos; entre estos la red hídrica que representa un inmenso beneficio para más de 55 comunidades humanas y una gran diversidad de especies de flora y fauna. Sin embargo, debido a la sobreexplotación histórica de sus recursos naturales, el impacto de las hidroeléctricas, petroleras y otras actividades degradativas, como la ganadería, construcción de carreteras y agricultura, la Eco-región Lachuá se encuentra en un estado crítico. Dentro del ámbito de agricultura, la expansión del monocultivo de palma africana ha sido asociado a graves problemas de contaminación, pérdida de diversidad y conflictos sociales en otros países. En Guatemala la expansión de este monocultivo ha sido desmedida principalmente en el Departamento de El Petén y en la región de la Costa Sur, centrándose en tierras bajas con altos niveles de lluvia; y desde 2007 se han establecido plantaciones en la Eco-región Lachuá. El recurso hídrico de la Eco-región Lachuá es de alta importancia social y ecológica en el país, y a pesar de que existe evidencia de que actividades humanas repercuten en la calidad del agua, no se han llevado a cabo estudios en la región que demuestren como la dinámica actual del uso de la tierra, asociada a la expansión de palma africana y a otras prácticas degradativas, se encuentra afectando al recurso hídrico. El presente estudio buscó determinar cómo afectan las plantaciones de Palma Africana localizados en la comunidad de San Marcos Lachuá a la calidad del agua del sistema hídrico de Lachuá. Para ello empleando imágenes satelitales y verificación de campo una serie de 12 ríos de primer orden ubicados en áreas de bosque y de palma africana fueron seleccionados, mapeados y estudiados durante un periodo de 6 meses. Posteriormente, el mismo procedimiento fue realizado al incluir 6 ríos más de primer orden, lo que constituyó una serie en total de 18 ríos de primer orden, ubicados en bosque, palma africana, y en la comunidad de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros) durante un periodo de 6 meses. El monitoreo se realizó con muestreos una vez cada dos meses, y se analizaron parámetros fisicoquímicos de calidad de agua (temperatura, concentración de nutrientes y conductividad, dureza, oxígeno disuelto, DQO, DBO

y amoníaco). La temperatura, oxígeno disuelto, concentración de sílice fueron los parámetros que difirieron más entre los tratamientos. El tratamiento de palma africana presentó valores mayores de temperatura, nitratos, conductividad y pH en relación a los observados en bosque. En contraste, el bosque presentó valores mayores en oxígeno disuelto y concentración de sílice. El tratamiento Santa Lucía presentó valores intermedios de oxígeno disuelto, concentración de sílice, pH y temperatura; y valores de conductividad y nitrato similares al tratamiento de palma africana. Los mayores impactos en ríos de primer orden asociados a la palma africana se resumen en reducción de oxígeno en el agua, un aumento de la temperatura y la disminución del sílice a causa de la deforestación total en la práctica. En relación a los resultados sobre menores valores de sílice asociadas a la palma africana, es posible entonces que se contribuya en la alteración del proceso de reciclaje del silicio, causada probablemente por la erradicación total del bosque quien cumple un papel determinante como hábitat fuente de dicho elemento. Lo anterior resulta crítico para considerar la importancia de los bosques en la calidad de los sistemas hídricos. Se recomienda continuar este tipo de estudios, a través de la inclusión y comunicación continua a las autoridades comunitarias locales e instituciones nacionales, con el fin de que estas puedan monitorear y administrar recursos naturales, y planificar el uso de su territorio de la mejor manera posible.

INTRODUCCIÓN

La Eco-región Lachuá es de alta importancia en el país, está catalogado como un sitio RAMSAR siendo inminentemente importante su red hídrica, y es además un sitio IBA (*Important Bird Area*), de importancia para aves (Escuela de Biología, 2004, p.1; Eiserman y Avendaño, 2007, p.30). El Recurso hídrico en términos ecológicos, forma parte importante del hábitat de numerosas especies de mamíferos, anfibios, peces, réptiles, insectos y aves, incluyendo migratorias. En materia social, el recurso hídrico de la Eco-región, es utilizado en diversas actividades personales cotidianas, como preparación de alimento, el aseo, lavado de ropa, riego de cultivos, etc. (Escuela de Biología, 2004, pp.8-12). Los distintos usos del suelo poseen una fuerte influencia sobre la calidad de agua de los sistemas hídricos asociados, y sobre esto existe evidencia que las prácticas forestales no impactan negativamente de manera drástica la calidad de agua (Fernandes, Souza y Tanaka, 2014, pp. 182-184). Otras prácticas, sin embargo, como el desarrollo urbano y la agricultura latifundista y de monocultivos, la impactan considerablemente (ORASECOM, 2010, p.33; Monzón, 1999, p.73; Hernández, 2005, p.16).

En los últimos años, el agro negocio de la palma africana viene experimentado un rápido crecimiento, principalmente en Centroamérica y Suramérica. En el 2014 el producto llegó a ser de 2.73 millones de toneladas, 140 mil toneladas más que lo producido en el 2013. Concentrándose los aumentos más pronunciados en Guatemala 11% (FEDEPALMA, 2014, p.1). Esta tendencia alcista que ha perdurado en los años pasados, continuará debido a la demanda del producto y al tipo de producción al cual se relaciona. La lógica expansionista, como consecuencia de la demanda del mercado externo, ha llevado a los inversionistas palmeros a ampliar sus plantaciones desde la costa sur hacia el norte del país, adquiriendo tierras en la Franja Transversal del Norte (FTN) y Petén (Solano, 2015, pp. 1-2). Dentro de este contexto la Eco-región Lachuá al encontrarse en la FTN ha sufrido una transformación del uso del suelo, y esto ha generado condiciones de amenaza, fragmentación y aislamiento de los sistemas boscosos

(Escuela de Biología, 2004, p.6-12; Solano, 2012, p.59). El monocultivo de Palma Africana, ha sido asociado en otras áreas del planeta, a situaciones de degradación no solo ecológica sino también social (Brown y Jacobson, 2005, p.2; Obidzinski et al. 2012, p.13). En este sentido, resulta de alta importancia generar información sobre los impactos que tiene la dinámica reciente del uso de la tierra sobre la calidad del agua en la Eco-región Lachuá, con el fin generar información que permita la predicción de las posibles consecuencias socio-ecológicas asociadas a la nueva estructuración paisajística.

En la presente investigación se exploraron puntos estratégicos en el paisaje de la Eco-región Lachuá, categorizándose en función de sus respectivas áreas de captación hídrica y cobertura de elementos paisajísticos (por ejemplo: bosque, cultivo de palma africana, milpa). En estos puntos se analizaron *in situ* la calidad de agua en función de parámetros fisicoquímicos de: Oxígeno disuelto, esencial para la respiración celular y degradación de materia orgánica y afectado por la descarga de material orgánico (Das y Acharya, 2003, p. 170) y potencial de hidrógeno (pH), el cual evidencia procesos químicos asociados a nutrientes inorgánicos y conductividad eléctrica, medida indirecta de los sólidos disueltos (Jiménez, 2000, p.3-9); con una sonda multiparamétrica *HI9813-6N* y un oxímetro *Extech DO210*. Además se analizarán en el laboratorio por medio de un espectrofotómetro, los parámetros de conductividad eléctrica, evidenciando procesos de erosión y eutroficación (Rosli *et al*, 2010, p. 419); dureza, propiedad que explica la naturaleza del sistema hídrico y se ve afectada por descargas industriales (Kannan et al, 2005, p. 270) y concentraciones de fosfatos y nitratos, que se ven asociado a presencia de fertilizantes (Moduying et al., 2000, p.28); En conjunto estos parámetros funcionan como indicadores de presencia de contaminantes asociados a fertilizantes, agroquímicos y procesos degradativos (Jiménez, 2000, p. 3-9; Rosli *et al*, 2010, p. 420; Gandaseca *et al.*, 2015, p.530). Ambos listados de parámetros mencionados, fueron utilizados para proveer la información básica y relevante para evaluar características importantes de la calidad del agua, la cual se esperaba que fuera mayor (alto nivel de oxígeno, baja

conductividad eléctrica, pH neutro, TDS bajo y concentración baja de fosfatos y nitratos) en áreas boscosas, en relación a las áreas asociadas a usos degradativos (Fernandes, Souza y Tanaka, 2013, pp.183-184; Rosli et al, 2010, p. 420; Gandaseca *et al.*, 2015, p.530; Freeman *et al.*, 2007, p.11).

Posteriormente se llevaron a cabo análisis de estadística descriptiva y multivariada no paramétrica, para contrastar la hipótesis de investigación la calidad de agua será menor en las áreas de captación hídrica en donde dominen los elementos paisajísticos no boscosos y de carácter intensivo. Con este estudio se estableció una línea base de análisis de la calidad de agua a nivel paisajístico, en asociación al uso de suelo y a factores hidrológicos, empleando ríos de primer orden. Esto, ya que en general cada aspecto importante de un sistema hídrico empieza en el nacimiento (ríos de primer orden), y al analizarlo se facilita la interpretación del fenómeno de contaminación (Freeman *et al.*, 2007, p.11).

ANTECEDENTES

Eco-región Lachuá sitio de importancia RAMSAR

Aspectos Biofísicos de la Eco-región

La Eco-región Lachuá es una de las cinco divisiones político-administrativas en la que se dividió la Franja Transversal del Norte (FTN) y se encuentra en el noreste del departamento de Alta Verapaz, municipio de Cobán correspondiendo a las tierras bajas del Norte de Guatemala. (Monzón, 1999, p. 7). Está conformada por el Parque Nacional Laguna Lachuá -PNLL- y su zona de influencia, localizándose el PNLL dentro de las coordenadas 15°46"54", 15°49"11", 15°59"11", 15°59"19" latitud norte y 90°45"14", 90°34"48", 90°29"56", 90°45"26" longitud oeste, limitadas por los ríos Chixoy e Icbolay al este, oeste y norte, en la parte sur se encuentra limitada por las montañas La Sultana y el Peyán (Escuela de Biología, 2004, p.1; CONAP *et al*, 2003, p.4).

Fisiográficamente pertenece al Cinturón Plegado del Lacandón, y es una región kárstica con rocas sedimentarias del Cretácico superior. La región es parte de un cinturón de selva tropical lluviosa verdadera, con precipitación anual promedio de 3300 mm., y lluvias registradas todo el año, siendo el período de mayor precipitación entre los meses de junio y noviembre, y el período de menor precipitación o época seca entre los meses de febrero a abril. Según el sistema de Thornwaithe, el clima predominante en el área se clasifica como cálido y húmedo, la temperatura promedio anual es de 25.3° C. La humedad relativa anual alcanza el 91.02 %, siendo un área muy húmeda en la que llueve aproximadamente 150 días al año, teniendo una precipitación bastante alta comparada con la mayoría del territorio guatemalteco, mostrando un promedio anual de 3,300 milímetros (CONAP *et al*, 2003, p.8).

En la zona existen formaciones del período Terciario Superior Oligoceno-Plioceno; del cretáceo; Cretáceo Terciario y sedimentos del Cuaternario. El área se localiza en la provincia fisiográfica de las tierras altas sedimentarias y presenta dos tipos de relieve: en la parte norte y central del parque, tierras planas con

altitud promedio de 180 msnm y al sur, colinas paralelas con altitudes entre 300 a 750 msnm. Los suelos del área son de tipo calcáreo o kárstico, poco profundos y con buen drenaje. De acuerdo a Simmons corresponden al subgrupo IIB. La mayor parte de estos suelos (76.58 %) son de vocación forestal y conservación. Solamente un 4.76% del área se identificó de potencial agrícola (CONAP et al., 2003, p.9).

Recurso hídrico de la Eco-región

La Eco-región Lachuá contiene una gran variedad de humedales jugando un papel esencial para proveer y mantener la calidad del agua tanto del país como del mundo. Esta red de humedales comprende ecosistemas acuáticos como lo es la laguna y el río Peyán, Río Icbolay, etc. y planicies inundables temporales. El sistema de humedales hace de la Eco-región un sitio de importancia RAMSAR por su importante papel en la conservación del recurso hídrico. El cuerpo central de esta red hídrica es la Laguna Lachuá, reconocida por su belleza paisajística actuando como espejo de agua cristalina y presentando vegetación en un estado óptimo de conservación. Esta tiene una extensión de 400 hectáreas, una morfología de cono invertido con una profundidad máxima estimada de 222 metros y 8 kilómetros de perímetro. El lecho de la laguna es kárstico con alto contenido de azufre y altas concentraciones de sales de calcio (CONAP, et al., 2003, p. 10; Escuela de Biología, 2004, p.5). El afluente superficial que abastece la laguna es el río Peyán que nace dentro del Parque Nacional, y temporalmente por el río Escondido. La laguna drena hacia el río Chixoy por el río Lachuá y río El Altar, ambos afluentes del río Icbolay, el cual es una de las corrientes más importantes de la región, ubicada en la zona de influencia del Parque. Además de la belleza paisajística de este río, Incluye las lagunetas del Faisán que es donde se sumerge el río, rebrotando espectacularmente en la Reserva Forestal de la comunidad Rocjá Pomtilá (CONAP, et al., 2003, p. 10). Existen, además, otros ríos en el área como La Machaca, Pizotes, Ranas, etc. La totalidad del sistema hídrico pertenece a tres subcuencas: Río Chixoy, Icbolay e Ixloc, las que se conforman por 14 microcuencas (CONAP et al., 2003, p. 10; Monzón, 1999, p.67). Al norte del PNLL en el área de Salinas Nueve Cerros y Cerro Tortugas, a una elevación de 300

msnm., existen tres cibales (lagunetas cubiertas de vegetación acuática) y tres lagunetas con espejo de agua. Además de la Laguna Lachuá y los ríos mencionados, dentro del área existen diversas zonas de bosque y matorral sujetos a inundación, calificando como humedales, los cuales juegan un papel importante en el mantenimiento del balance hídrico de la región y de la calidad de agua (CONAP et al., 2003, p.10).

Importancia ecológica-biológica de la Eco-región y de los humedales que alberga

Además de la importancia hidrológica, el sistema hídrico de la Eco-región cumple un rol importante en la biodiversidad al ser parte importante del hábitat de la misma. En términos evolutivos La Eco-región se encuentra dentro de la cuenca del Usumacinta que corresponde a la Provincia íctica denominada Usumacinta-Grijalba, considerada como un centro de evolución de peces y una de las de mayor endemismo ictiológico de la región mesoamericana. La mayoría de las especies son endémicas de la provincia biogeográfica, como las pertenecientes al género *Atherinella* de la familia Atherinopsidae, así como 8 especies de los géneros *Cichlasoma* y *Thorichthys* (Familia Cichlidae) (Granados, 2001, p.43). Esta unidad biogeográfica en la que se incluye la Eco-región es fuertemente amenazada y fragmentada, posee un gran número de especies, muchas de las cuales en peligro de extinción (al menos 40) y varias reguladas por el Convenio internacional CITES (al menos 22) (Hermes y Rosales-Meda, 2011, p.43; CONAP, 2009, pp.75-88).

Además el Parque Nacional Laguna Lachuá (PNLL) representa uno de los pocos remanentes boscosos de la Eco-región Lachuá, esta es un área de importancia en términos de la biodiversidad del país. El PNLL cuenta con al menos 130 especies de mamíferos, equivalente a un 50% de las especies reportadas para el país, y entre un 15-20% de los reptiles y anfibios (30-40 especies, entre ellas la rana de árbol *Hyla ebreccata* y la culebra de pantano *Tretanorhinus nigroluteus*). El PNLL alberga especies emblemáticas de mamíferos como lo son: el jaguar (*Panthera onca*), el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el tepezcuintle (*Agouti paca*)

y el coche de monte (*Tayassu tajacu*). Y especies de distribución restringida como los son el cocodrilo moreleti (*Crocodilus moreletti*) y el mono aullador o saraguato (*Alouatta pigra*) (CONAP, 2003, p.16; Hermes y Rosales-Meda, 2011, p.24; PIMEL, 2004 en Escuela de Biología, 2004, p.7).

El PNLL puede ser considerado también un área importante para la avifauna neotropical. Estudios recientes reportan 177 especies, incluyendo 29 especies migratorias, lo que equivale aproximadamente al 44% del total del país. Las familias más representadas fueron Tyrannidae, Thraupinae y subfamilia Parulinae, la cual incluye la mayor cantidad de especies de aves migratorias como el pelicano café (*Pelecanus occidentalis*) y el gavilán tijereta (*Elanoides forficatus*). La laguna es un sitio importante para la avifauna, ya que se encontraron 13 de las 17 especies endémicas regionales reportadas (Avendaño, 2001, p.12). Además, es determinante para la conservación de 8 especies de aves residentes incluidas en la lista roja del Convenio Internacional de Tráfico de Especies Silvestres (CITES) (Hermes y Rosales-Meda, 2011, p.49; CONAP, 2009, pp.96-98). Existen también de acuerdo con Avendaño (2001), en los bosques inundables reportan 49 especies de aves, siendo esta cantidad mayor que en el bosque alto (p.27). Un componente estudiado ha sido la población de escarabajos de la familia Scarabaeinae (Coleóptera: Scarabaeidae), la cual según Avendaño (1999) constituye un indicador de la biodiversidad y alteración antropogénica de bosques (p.12).

La Eco-región además de su importancia faunística alberga a dos tipos de asociaciones vegetales diferentes; el Bosque Muy Húmedo Subtropical Cálido y Bosque Subtropical Pluvial, los cuales se distribuyen en la Eco-región. Las tierras planas cubiertas con bosque denso y tierras altas en las montañas del Peyán y la Sultana, se encuentran en un estado de baja perturbación convirtiendo al área en un sitio importante en términos de biodiversidad para el país (CONAP et al, 2003, p.11). Aunque en investigaciones más recientes se ha reportado tasas anuales de hasta 2.8% y la tasa anual promedio de deforestación del 1.6%, siendo las áreas cercanas a la carretera las más afectadas con un 80% y algunas hasta un 100% de deforestación debido principalmente al establecimiento de comunidades,

construcción de carreteras, la introducción de cultivos anuales, pastizales para ganadería y palma africana, y aunque se reporten áreas intactas de bosque dentro de áreas protegidas (Quezada, 2013, p.1139), la desaparición de la cobertura en áreas anexas provocará presión sobre las áreas “protegidas”, resaltando la importancia de la conservación del área.

Según los estudios llevados a cabo en el Parque Nacional Laguna Lachuá, la vegetación del área está compuesta por más de 80 especies de árboles y una gran variedad de helechos, arbustos y hierbas. Se reportan 76 familias de plantas que comprenden 220 especies de las que 99 son árboles; 8 son arborescentes; 37 son arbustos; 33 hierbas, 31 epífitas; 9 arbustos, enredaderas o bejucos; 2 árboles parásitos y hierba parásita; y 4 hierbas enredaderas. De las 76 familias mencionadas anteriormente las más representativas son Orchidaceae (17), Arecaceae (13), Fabaceae (10), Rubiaceae (10), Moraceae (9) y Melastomataceae (8). Distribuyéndose las 76 familias en 5 estratos con alturas máximas entre 23 y 28 metros. Los estratos superiores del bosque están conformados por árboles de 28 metros de altura, siendo los más característicos: el tamarindo (*Dialium guianense*), ceiba (*Ceiba pentandra*), Mario o barillo (*Callophylum brasiliense*), irayol (*Genipa americana*), san juan (*Vochysia hondurensis*), caoba (*Swietenia macrophylla*) y cedro (*Cedrela odorata*). En los estratos medios es común encontrar árboles entre 10 y 20 metros entre los cuales sobresalen: anona de montaña (*Annona sp.*), majagua (*Trichospermum grewiaefolium*), zapotón (*Pachira acuatica*), achiotillo (*Bernardia interrupta*), madre lancetillo (*Astrocaryum sp*), corozo (*Orbignia cohune*) y el izote de montaña o pony tail (*Dracaena americana*). El estrato inferior está identificado por presencia de brotes de los estratos anteriores, así como bromelias, palmas, liliáceas, rubiáceas y abundantes helechos. Además, según criterio de Castañeda, existen en el área por lo menos 16 comunidades vegetales, siendo las más representativas las de chicozapote, bosque heterogéneo, zapotón-pucté, bosque con izote, canxán-palo sangre, caoba-canxán, ceiba, bosque bajo, antiguo cardamomal, zapotón con lirio, bajo herbáceo y márgenes del río Peyán (Castañeda, 1997, pp. 68-70).

Riqueza cultural e importancia social de la Eco-región y de su red hídrica

Complementario a la importancia ecológica de la Eco-región, esta tiene una fuerte importancia cultural ya que en la misma se desarrolló la cultura maya hace aproximadamente 1800 años, los cuales llevaron a cabo un manejo de los recursos muy eficiente (Avendaño, 2012, pp.152-153; Avendaño et al, 2012, p. 5), jugando la flora y fauna un papel social, nutricional, medicinal y religioso (Guerra et al., 2010, p.351); y prueba de esto, la ciudad de Salinas Nueve Cerros en la Eco-región tiene una de las ocupaciones más largas del mundo maya, desde el Preclásico Medio Temprano (1000-800 DC) hasta el posclásico temprano cuando fue abandonada (Avendaño, 2012, pp.152-153; Avendaño et al, 2012, p.5). Además de Salinas Nueve Cerros han sido localizado 3 sitios arqueológicos importantes: Atzam, Cuevas Hirsh y Nuevo León y Sitio Chajumpek en el área y se cree que existen más por descubrir (Escuela de Biología, 2004, p.9).

Actualmente la Eco-región es habitada por al menos 44 comunidades, colindando con el cuerpo hídrico central del PNLL se encuentran las comunidades: Rocjá Purribal, Santa Isabel Seijá, Salacuim, Saholom, Rocjá Pomtilá, Tzetoc, Pataté Icbolay, Faisán I & III, San Benito II, Santa Lucía, San Marcos, San Luis, Nuevo Semuy I & II, Monte Sinaí, San Lorenzo y Zapotal I & II. Resulta de alta importancia entender que la mayoría de pobladores pertenecen principalmente a la etnia Q'eqchi', la cual se caracteriza por ser eminentemente agrícola y comerciante (CONAP et al., 2003, pp. 2 y 17), utilizando las zonas inundables y cuerpos de agua para diversas actividades tradicionales tanto como para el lavado de ropa, aseo personal, actividades de pesca; como para el riego de cultivos minifundistas, principalmente el arroz, milpa, frijol, ayote, chile, cardamomo, cacao, melón, sandía y piña; y recientemente latifundistas como la palma africana (Monzón, 1999, p.72; Escuela de Biología, 2004, p.6; Solano, 2012, p. 32).

La historia de la zona de poblamiento en la FTN es el resultado de la demanda de tierras y la guerra interna, que determinó la dinámica demográfica local, a lo largo de la década de 1980 y cuyos efectos son aún evidentes en la problemática de

tenencia de tierra (CONAP et al., 2003, p.21). Lo cual ha generado a lo largo de la historia Colonizaciones masivas, siendo la primera en los años 70's, consecuencia de la declaración de la FTN, por el gobierno, como zona de desarrollo rural, ejecutando el ofrecimiento de tierras a familias principalmente de oriente, Costa Sur, Alta y Baja Verapaz, Huehuetenango y San Marcos. La segunda colonización ocurrió a mediados de los años 70's, consecuencia de la alta explotación de los finqueros de Alta Verapaz, siendo la mejor opción para los trabajadores la migración a la FTN (FARCOTA, 2000, p.30). Posterior a las colonizaciones se dio un abandono de numerosas comunidades consecuencia de la represión contra insurgente durante los años 80's, consecuencia de la guerra interna (FARCOTA, 2000, p.31; Sosa, 2001, pp.28-31). Posteriormente se dio una recolonizaciones, a través de los denominados polos de desarrollo bajo control del ejército en la FTN, a finales de los 80's (Sosa, 2001, p.32). En 1986 inician las negociaciones de los Acuerdos de Paz, lo que trajo el aumento marcado de la densidad poblacional, consecuencia de la repatriación de exiliados durante el periodo de posguerra, haciendo aún mayor presión sobre los recursos en el área (FARCOTA, 2000, p.39). Este desordenado historial de ocupación territorial de la Franja transversal del Norte, consecuencia de un proceso de colonización altamente influenciado por situaciones críticas, como el conflicto armado (70-90's) y el periodo de posguerra (1996-2005). Ha generado serios problemas de sustentabilidad en la Franja Transversal del Norte (Avendaño, 2005, p.4).

En la época actual se observa un gran deterioro del ambiente, un aumento de la densidad demográfica y la desestabilidad económica han ocasionado la homogenización de los cultivos y la introducción de ganado a zonas forestales (Avendaño, 2005, p.4).

La ausencia de un ordenamiento territorial adecuado, la debilidad institucional y debilidad del desarrollo social ha propiciado condiciones de uso de recursos poco sostenibles (Avendaño, 2005, p.4) generando un extensivo y descontrolado uso de la tierra y un crecimiento indefinido por parte de las comunidades humanas, que

ha provocado incrementos de los campos de cultivo y los campos ganaderos. Aunado a esto sucede la tala de árboles desmedida, la cacería no controlada y la contaminación y pérdida de las fuentes de agua; afectando de manera directa a la Eco-región (Méndez et al., 2008, p.57). Actualmente, la Eco-región Lachuá se encuentra en un estado muy vulnerable debido a que nuevas presiones económicas y sociales están acelerando la pérdida de recursos naturales y biodiversidad del humedal. Aspectos políticos y megaproyectos de desarrollo que promueven la siembra de extensos monocultivos de palma africana para producción de biocombustibles, la explotación petrolera y el establecimiento grandes de latifundios para ganadería extensiva están ejerciendo una fuerte demanda sobre los recursos naturales y amenazando la forma tradicional de vida de las comunidades locales (Hermes y Rosales-Meda, 2011, p.15). La sobreexplotación histórica de los recursos naturales de la Eco-región, han llevado a la misma a un estado de fragilidad, con un futuro incierto (Quezada, et al., 2013, p. 1147), donde resulta de alta importancia la investigación del estado actual de los recursos, para la implementación de medidas de mitigación ante las distintas amenazas, que los mismos afrontan.

Parámetros fisicoquímicos del agua en la Eco-región Lachuá

En resumen y de una manera muy general se puede indicar que desde el punto de vista fisicoquímico, los ríos de la Eco-región Lachuá pueden describirse como ríos de aguas con pHs básicos, con alto contenido de sulfatos y principalmente de carbonatos debido al origen cárstico de los suelos del área (VanTuylen et al., 2006, p.21; García, 2008, p.14)., clasificándose como aguas duras desde un punto de vista químico, lo que las hace no apto para consumo humano a pesar de que todas las características físicas (color, olor, pH, temperatura, sabor y turbiedad) cumplan los requisitos físicos para usos creativos y potables (Monzón, 1999, p.71). El alto contenido de sales le confiere una alta conductividad a los mismos. La concentración de nutrientes tiende a ser bastante baja, por lo que se clasifica el estado trófico de estos ríos como oligotrófico lo que hace que la demanda química y bioquímica de los mismos sea baja, al limitar la alimentación de la microbiota. Debido al área en que se encuentran, estos ríos presentan temperaturas altas que

oscilan generalmente entre los 23.5°C a los 29°C (VanTuylen et al., 2006, p.21; García, 2008, p.14). El Estudio de García se estableció que los parámetros de pH, oxígeno disuelto, conductibilidad, total de sólidos disueltos y concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) aún no son afectados por el uso de suelo agropecuario, el cual es el que domina fuera de las áreas protegidas (García, 2010, p.55); sin embargo la investigación fue llevada a cabo en redes de ríos, sin poder separar (ni siquiera parcialmente) el efecto de cada uso del suelo. En cambio al analizar ríos de primer orden y el área micro de captación hídrica de estos, podrían generarse datos que pudieran explicar de una forma más directa el efecto del uso del suelo en la calidad del agua (Rozemeijer et al., 2014, p.8981).

Parámetros fisicoquímicos importantes de la calidad del agua

Conductividad eléctrica:

El agua pura se comporta como aislante eléctrico, por lo que la conductividad eléctrica es un indicativo de la presencia de iones disueltos con la capacidad de conducir la corriente eléctrica en disolución, generalmente son sales. Se determina mediante electrometría con un electrodo conductimétrico, expresándose el resultado en microsiemens cm^{-1} ($\mu\text{S cm}^{-1}$). Esta es una medida indirecta de la cantidad de sólidos disueltos, siendo indicativo del grado de contaminación que esta presenta (Londoño, s.f, p.4; Jiménez, 2000, p.8).

Potencial de Hidrógeno (pH):

El pH o potencial de hidrógeno es una medida de la concentración de iones hidronio (H_3O^+) en una disolución. Se determina mediante electrometría de electrodo selectivo (pHmetro) obteniendo la concentración en valores de pH comprendidos entre 1 y 14, según la función matemática de Logaritmo negativo de base 10 de la concentración acuosa de iones hidrógeno: $\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$. El valor de pH se utiliza para establecer si una sustancia es ácida o alcalina. Las aguas con valores de pH menores de 7 son aguas ácidas y favorecen la corrosión de las piezas metálicas en contacto con ellas, y las que poseen valores mayores de 7 se denominan básicas y pueden producir precipitación de sales insolubles denominadas incrustaciones. Se debe tomar en cuenta que las medidas de pH

sufren variaciones con la temperatura y que los valores indicados son para 20 °C. (Jiménez, 2000, pp.7-8; Londoño, s.f, p.4).

Dureza:

La Dureza es una medida para indicar el contenido iónico de una muestra de agua. Esta se refiere a la concentración total de iones calcio, magnesio, estroncio y bario, aunque se debe fundamentalmente a los dos primeros. La presencia de este tipo de iones en el agua suele ser de origen natural, y raramente antrópica. Se obtiene a partir de la determinación por separado del contenido en calcio y magnesio de la muestra o de manera conjunta por compleximetría con EDTA, expresándose en mg de Ca^{2+} dividido Litro de solución la utilizada en la investigación. Las aguas con altos contenidos de Calcio o magnesio, denominadas duras, suelen formar precipitados insolubles formando incrustaciones asociados a problemas domésticos (Jiménez, 2000, p.8; Londoño, s.f, p.4).

Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es una medida de la cantidad de oxígeno disuelto en solución en la corriente, el oxígeno se difunde desde la atmósfera dentro de la corriente hasta que alcanza su nivel de saturación. La cantidad real de oxígeno que puede estar presente en una solución es gobernado por los siguientes 4 factores, solubilidad del gas, presión parcial del gas en la atmósfera, temperatura y la concentración de impurezas en el agua como salinidad y sólidos en suspensión (Smith, 2004, p.321; Jiménez, 2000, p. 4). La temperatura presenta una relación inversa con el punto de saturación de oxígeno. Los meses calurosos se asocian a niveles bajos de oxígeno disuelto , el movimiento de las aguas también es un factor que afecta a la solubilidad de los gases en el agua y por lo tanto al oxígeno disuelto, tendiendo las corrientes mayores a retener más oxígeno que las aguas estáticas (Smith, 2004, p.321).

En sistemas de aguas residuales, el oxígeno disuelto es deseable porque puede eliminar la formación de olores nocivos (Metcalf y Eddy, 2004, p.16). El oxígeno disuelto se utiliza en procesos de respiración y descomposición, siendo un parámetro requerido en el metabolismo de los microorganismos aeróbicos. Los

niveles de Oxígeno disuelto deben ser lo suficientemente altos para mantener la salud y el bienestar de los organismos acuáticos (Smith, 2004, p.320). El oxígeno es esencial para el mantenimiento de los procesos de oxidación de sulfuro microbiano (Seidel et al., 2005, p.1444), no se usa solamente como un parámetro de la calidad de agua, sino como indicador para el tipo de peces que habitan en los mismos (Smith, 2004, p. 320).

El descargo de efluentes directos en cuerpos acuáticos disminuye las concentraciones de oxígenos disuelto. El horario debe ser considerado para llevar a cabo el análisis de oxígeno disuelto tendiendo a disminuir durante la noche debido al aumento en el consumo y al incremento en la tasa de crecimiento del plancton durante estas horas (Alongi et al., 2003, pp.56-58).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO):

La demanda bioquímica de oxígeno, DBO, se define como la cantidad de oxígeno usado por los microorganismos no fotosintéticos a una temperatura de 20°C, para metabolizar los compuestos orgánicos degradables biológicamente (Cisterna y Peña, 2010, p.7). El método se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos y representa de manera indirecta la cantidad de materia orgánica biodegradable (DGN, 2001, p.3). Expresa la cantidad de miligramos de oxígeno disuelto por cada litro de agua, que se utiliza conforme se consumen los desechos orgánicos por la acción de las bacterias en el agua. La demanda bioquímica de oxígeno se expresa en partes por millón (ppm) de oxígeno (IDEAM, 2007, p.2).

Demanda química de oxígeno (DQO):

La demanda química de oxígeno, DQO, es la cantidad de oxígeno en mg/l consumido en la oxidación de las sustancias reductoras que están en agua. En otras palabras la demanda química de oxígeno, DQO, corresponde a la cantidad de oxígeno requerida para oxidar completamente por medios químicos los compuestos orgánicos a CO₂ y H₂O. Para llevar a cabo el procedimiento se

emplean oxidantes químicos, generalmente el dicromato potásico para medir el contenido de materia orgánica a través de reacciones oxidativas. Se emplea el dicromato potásico como agente químico fuertemente oxidante agregándose en el medio ácido para la determinación del equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse (Cisterna y Peña, 2010, p.6).

Temperatura

La temperatura a pesar de ser un parámetro muy limitante pudiéndose medir únicamente en el lugar de muestreo "*in situ*" es de alto interés al tratarse del análisis de la calidad del agua (Jiménez, 2000, p.3). La temperatura es uno de los parámetros físicos más importantes en el agua, por influir en diversos factores como: el retardo o aceleración de la actividad biológica, la absorción de oxígeno, la precipitación de compuestos, la formación de depósitos, la desinfección y los procesos de mezcla, floculación, sedimentación (Barrenechea, sf, p.13). Además es importante para el metabolismo de la biota, pudiendo duplicarse la actividad biológica cada diez grados (ley del Q10), aunque superado un cierto valor característico de cada especie viva, tiene efectos letales para los organismos. Un aumento anormal (por causas no climáticas) de la temperatura del agua, suele tener su origen en el vertido de aguas utilizadas en procesos industriales de intercambio de calor. La temperatura se determina mediante termometría realizada "*in situ*" (Jiménez, 2000, p.3).

Concentración de nutrientes como Nitratos, Fosfatos y Sulfatos

Existen nutrientes que tienen efectos importantes sobre la calidad del agua. El nitrógeno es un nutriente importante para el desarrollo de los animales y las plantas acuáticas. Por lo general, en el agua se lo encuentra formando amoníaco, nitratos y nitritos. Si un recurso hídrico recibe descargas de aguas residuales domésticas, el nitrógeno estará presente como nitrógeno orgánico amoniacal, el cual, en contacto con el oxígeno disuelto, se irá transformando por oxidación en nitritos y finalmente en nitratos. En general, los nitratos (sales del ácido nítrico, HNO_3) son muy solubles en agua debido a la polaridad del ion. En los sistemas acuáticos y terrestres, los materiales nitrogenados tienden a transformarse en

nitratos, siendo importantes para la vida acuática. El uso excesivo de fertilizantes nitrogenados, incluyendo el amoníaco, y la contaminación causada por la acumulación de excretas humanas y animales pueden contribuir a elevar la concentración de nitratos en agua (Barrenechea, s.f, p.39; Jiménez, 2000, p.9). Las especies químicas de fósforo más comunes en el agua son los ortofosfatos, los fosfatos condensados y los fosfatos orgánicos. Estos fosfatos pueden estar solubles como partículas de detritus o en los cuerpos de los organismos acuáticos. Es común encontrar fosfatos en el agua, ya que son nutrientes de la vida acuática y limitantes del crecimiento de las plantas. Sin embargo, su presencia está asociada con la eutrofización de las aguas, con problemas de crecimiento de algas indeseables en embalses y lagos, con acumulación de sedimentos, etcétera. Para una buena interpretación de la presencia de fosfatos en las fuentes de aguas crudas, es recomendable la diferenciación analítica de las especies químicas existentes en ellas. La fuente principal de los fosfatos orgánicos son los procesos biológicos, generándose a partir de los ortofosfatos en procesos de tratamiento biológico o por los organismos acuáticos del cuerpo hídrico. Otra fuente importante de fosfatos en las aguas superficiales son las descargas de aguas que contienen como residuo detergentes comerciales (Barrenechea, s.f, p.32; Jiménez, 2000, p.9). Los sulfatos son un componente natural de las aguas superficiales y por lo general en ellas no se encuentran en concentraciones que puedan afectar su calidad. Pueden provenir de la oxidación de los sulfuros existentes en el agua y, en función del contenido de calcio, podrían impartirle un carácter ácido. Los sulfatos de calcio y magnesio contribuyen a la dureza del agua y constituyen la dureza permanente, estos confieren al agua un sabor amargo y efectos laxantes, sobre todo cuando se encuentra presente el magnesio. Este efecto es más significativo en niños y consumidores no habituados al agua de estas condiciones. Cuando el sulfato se encuentra en concentraciones excesivas en el agua ácida, le confiere propiedades corrosivas. La remoción de sulfato puede resultar costosa y requerir métodos complicados, por lo cual es preferible elegir fuentes naturales con niveles de sulfato por debajo de los límites aconsejados. Por sus efectos laxantes, su influencia sobre el sabor y porque no hay métodos definidos para su

remoción, la OMS recomienda que en aguas destinadas al consumo humano, el límite permisible no exceda 250 mg/L, pero indica, además, que este valor guía está destinado a evitar la probable corrosividad del agua. Las Guías de Calidad para Agua de Bebida del Canadá recomiendan un máximo de 500 mg/L (Barrenechea, s.f, p.47).

Estudios sobre calidad de agua

Estudios en nacimientos y ríos de primer orden, una nueva y eficiente perspectiva

En el estudio de Dodds y Oakes se investigó la influencia del uso de la tierra sobre el río y la cuenca, como una función del tamaño del río en la química del agua superficial, para ello 68 cuencas de la Eco-región del este de Kansas fueron elegidos para el estudio. En el estudio se determinó que los parámetros químicos encontrados en la corriente abajo del río estaba altamente correlacionada con la zona riparia de los ríos de primer orden de la cuenca hidrográfica, además se observó que la variable de uso de la tierra fue la que explicó más la calidad del agua (Dodds y Oakes, 2007, p.367).

En la revisión bibliográfica realizada por Freeman et al (2007) se observó que de manera cumulativa los nacimientos y ríos de primer orden contribuyen al mantenimiento de la conectividad hidrológica (transporte de materia, energía y organismos) y la integridad del ecosistema a una escala regional. Los ríos de primer orden comprenden 2/3 de la red hídrica, por lo que influyen fuertemente en esta, pudiendo la alteración de estas corrientes repercutir seriamente en la calidad del sistema hídrico, tanto en aspectos químicos y físicos como en biológicos y ecológicos (p.5).

En el artículo de Alexander et al., (2007) establece que el conocimiento de la influencia que tienen los nacimientos o ríos de primer orden sobre la calidad del agua y las condiciones de la corriente en aguas río abajo, es esencial para el manejo del recurso hídrico en todos los niveles gubernamentales. En el estudio se revisó estudios recientes de cuencas hidrográficas y se usó un modelo de calidad

de agua para investigar la influencia de los nacimientos sobre el resto del sistema hídrico, demostrando que existen relaciones intrínsecas entre los ríos de primer orden, los procesos del paisaje y las corrientes río abajo a través de la influencia en el suministro, transporte y destino del agua en las cuencas hidrográficas. En el estudio se simuló el flujo de nitrógeno, el cual es un nutriente primario en lo que respecta a la calidad del agua por su acción acidificante en ríos y lagos y eutroficante en aguas costales; se cuantificó el transporte del nutriente de los nacimientos a aguas río abajo, encontrando que los ríos de primer orden contribuyen al 70% del volumen anual y al 65% del flujo de nitrógeno en ríos de segundo orden, y al 55% y 44% en ríos de 4° orden. Estos resultados demuestran la profunda influencia que los ríos de primer orden poseen en la calidad y cantidad de agua río abajo (p.41).

Según el artículo de MacDonald y Coe (2007) el área de captación de los ríos de primer orden o nacimientos componen 60% a 80% del área total de la cuenca, generando la mayor parte del flujo de corriente río abajo. Los ríos de primer orden también proveen constituyentes importantes río abajo incluyendo sedimentos orgánicos gruesos y finos, nutrientes; siendo muy variable la importancia relativa de los ríos de primer orden en este aspecto debido a que cada constituyente puede modificarse por propiedades de almacenamiento del canal, dilución, consumo biológico, disminución y transformación química (p.148).

Por las razones planteadas en los párrafos anteriores, la presente investigación centrará sus esfuerzos en el estudio de ríos de primer orden y nacimientos, para abordar la temática de cómo está siendo afectado el sistema de humedales de la Eco-región Lachuá por el crecimiento de las plantaciones de palma africana de una manera directa y efectiva.

Estudios de calidad de agua en karst

La Eco-región de Lachuá corresponde a las tierras bajas del Norte de Guatemala cuya región fisiográfica pertenece al Cinturón Plegado del Lacandón caracterizado por ser una región Kárstica con orígenes en el Cretácico superior (Escuela de Biología, 2004, p.2). Las regiones kársticas están compuestas de rocas solubles,

comúnmente piedra caliza, que conduce a la formación de fisuras, sumideros y conductos de flujo de agua, tales como cuevas. Esto hace que las conexiones de un sistema hídrico sean difíciles de discernir, ya que los distintos cuerpos de agua no pueden conectarse de forma visual, y su lo hagan a través de estas estructuras subterráneas, características del karst (Baker y Groves, 2008, pp.103-104). Cuerpos de agua que presentan geología kárstica pueden presentar conexiones con aguas subterráneas e inclusive cuerpos hídricos superficiales, que visualmente no aparentan mostrar conectividad (Lu, 2007, p.697). Para el presente estudio se piensa que al utilizar ríos de primer orden, recorridos previamente hasta su nacimiento, se reduce la probabilidad de tomar en cuenta conexiones subterráneas que podrían generar sesgo en los resultados.

Efecto del uso del suelo en la calidad del agua

Son varios los autores que establecen relaciones entre el uso de la tierra y la calidad del agua superficial (Jiménez y Vélez, 2006, p. 53), e incluso subterránea (Kolpin, Thurman y Linhart, 1998, p.385). En el estudio de Fernandez, Souza y Tanaka (2013), utilizando los parámetros fisicoquímicos conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, concentraciones de fósforo, amonio, nitrógeno y silicatos proponen la relación, que en áreas rurales existe un efecto positivo de parte de los bosques riparios en el mantenimiento e incremento de la calidad de agua de los sistemas hídricos asociados (pp.183-184). Esto coincide con el estudio de Vanzela *et al.* (2010), en el que se demostró que las áreas ocupadas por bosques y pastizales, aumentaban la calidad del agua de sistemas hídricos asociados, al presentar menor concentración de nutriente, menores concentraciones de sólidos disueltos y mayor oxígeno disuelto. Este estudio aportó además información sobre el efecto negativo que tienen las áreas con cultivos agrícolas y en general las áreas habitadas por humanos sobre la calidad en el agua de estos sistemas (pp.60-63).

En el valle agrícola de Willamette de Estados Unidos, localizado en la Eco-región de Oregón determinaron que la correlación entre el porcentaje de uso agrícola de la tierra y las variables químicas del agua, varía entre las escalas espaciales y

temporales, además observaron que las variables de orden físico (diámetro de sustratos erosionables y corriente a alcanzar en la pendiente), se correlacionaron positivamente y de manera significativa con el porcentaje de uso agrícola a lo largo de la red de corriente, fortaleciendo la evidencia de que los parches anexos a sistemas hídricos repercuten en la calidad del agua de estos; y en el caso de agricultura, se determinó un impacto negativo (Pan et al., 2004, p. 59). Además de los beneficios ya mencionados la vegetación riparia ejerce un papel en la regulación de la temperatura. En ambientes de clima templados, estudios indican que la temperatura determina de manera crítica el hábitat de diversos peces, además se ha evidenciado la influencia negativa de la actividad humana sobre la calidad y la distribución del hábitat disponible (De la Hoz Franco y Budy, 2005, p.1176; Theurer, Lines y Nelson, 1985, p.53). Estas relaciones no han sido fuertemente exploradas en los trópicos sin embargo existe cierta evidencia de que es gobernada por mecanismos similares. En Costa Rica se detectó una marcada influencia de la temperatura y deforestación en la composición taxonómica de macroinvertebrados bénticos, asociada a disminución de la diversidad y eliminación de los taxas más sensibles (Kennedy, 2009B, p.165). El aumento en la temperatura de corriente asociada a la destrucción de vegetación riparia también se ha visto relacionada con alteraciones en comunidades de peces (Macedo et al., 2013, p.8; Kennedy, 2009A, p.468) y decrecimiento de diversidad en anuros (Eck et al., 2014, p.302).

En Guatemala el Decreto No. 1523 del Congreso de la República del 05 de mayo de 1962 creó La Comisión Guatemalteca de Normas (COGUANOR) es el Organismo Nacional de Normalización, los cuales elaboraron la norma COCUANOR NGO 29001 AGUA POTABLE, que tiene por objeto fijar los valores de las características que definen la calidad de agua potable en el País (COGUANOR, 2013, p.10). Sin embargo históricamente, la disponibilidad, el aprovechamiento y la compensación por el uso adecuado de los recursos hídricos en Guatemala se ha constituido como una constante fuente de conflictividad entre los distintos actores interesados. Siendo un país con potencial para producir cantidades de agua altas, por encima de las necesidades de la población, pero

debido a una deficiente organización del sector, poca investigación sobre el recurso y recursos limitantes hoy en día, a pesar de la existencia de COGUANOR, existe una serie de debilidades en cuanto al acceso, calidad y conservación del agua. Evidencia de lo anterior es que más del 22% de la población no cuenta con acceso a fuentes mejoradas de agua, cerca de un 40% de los recursos hídricos presentan algún grado de contaminación, y la inversión que hace el Estado de Guatemala por habitante, en cuanto a Abastecimiento de Agua y Saneamiento, es menos de Q 75 por año, para el año 2012. Por el motivo anterior se reconoce la necesidad de generar y difundir una Ley de Aguas para el país, tal y como lo establece la Constitución en el artículo 127 (hace más de 27 años), no obstante, también se tiene en cuenta que los problemas del sector van más allá de la aprobación de una ley específica, ya que merecen un replanteamiento de todo el sistema de planeación y financiamiento (Benavides, 2012, pp.1 y 4).

Historia del uso de la tierra en la Eco-región Lachuá

La Eco-región Lachuá se ubica en el municipio de Cobán, Departamento de Alta Verapaz, y atravesada por la Franja Transversal del Norte. La Eco-región tiene una extensión de aproximadamente 42,000 Ha, que en los últimos 50 años ha sido víctima de grandes impactos antrópicos que en conjunto representan una tasa anual de 1.6% de deforestación, perdiendo finalmente un 55.3% de la cobertura forestal representada por bosque lluvioso tropical (Monzón, 1999, p.7; Quezada et al., 2013, p.1139). Hasta mediados del año 1978 se consideraba con una cobertura boscosa de 70%, disminuyendo a un 30% para 1986. Parte de la causa, se debe a la dependencia de los recursos naturales por parte de los pobladores de la zona, manifestado en un avance de la frontera agropecuaria (Monzón, 1999, pp.XII y 7). Un estudio más detallado sobre el impacto antrópico durante los últimos 50 años determina dos periodos diferentes, un primer periodo que abarca desde 1962 a 1987 y un segundo que abarca de 1987 al 2006 (Quezada et al., 2013, p.1139).

En el primer periodo (1962 a 1987) el procesos de deforestación fue menor presentándose una tasa de deforestación de solamente 0.56% (Quezada, 2013,

p.1146), la cual se asoció a establecimientos humanos, promovidos por el Decreto 60-70 Ley de Establecimiento de Zonas de Desarrollo Agrario (1969-1979), la construcción de carreteras siendo el evento principal el inicio de la construcción de la Franja Transversal del Norte en 1970, que surge con el fin de promover la colonización del área (Rogers, 2013, p.48), el apoyo de la extracción de petróleo y la minería; y la agricultura anual, asociada al grupo de colonizadores de la etnia Q'eqchi', cuya agricultura de subsistencia se caracteriza por cultivos de maíz, frijol y chile (Hurtado, 2008, p.27; Rogers, 2013, p.48). Según el estudio de Monzón (1999), la zona de amortiguamiento del PNLL atravesó una enorme pérdida de cobertura arbórea, que entre 1954 y 1996 resultó en una reducción de 20,707 hectáreas, lo que se expresa como un promedio de 493 hectáreas de cobertura perdida por año (p.XII). Un análisis general fuera de los límites del parque muestra que al norte, la cobertura boscosa está bastante fragmentada, permaneciendo únicamente parches muy pequeños de bosques aislados (Monzón, 1999, p.XII). Esta fragmentación se ha dado debido principalmente al desarrollo de cultivos anuales y de ganadería. En la parte norte de la Zona de influencia, Monzón (1999) establece que se ha dado un manejo inadecuado de las masas boscosas remanentes, debido también a la extracción selectiva de las especies de mayor valor comercial (caoba, cedro y rosúl). Finalmente, esta fragmentación ha provocado la desaparición de especies forestales primarias, y el incremento en el dominio de especies secundarias y terciarias de escaso valor comercial, y por consiguiente la degradación del bosque que permita su uso sostenido (Monzón 1999, pp.68-70). Lo anterior no ocurre tan marcadamente en el bosque de la parte Sur fuera del PNLL, Monzón (1999) estableció que se encontraba con una menor fragmentación, permaneciendo áreas más extensas cubiertas de bosques densos y abiertos. Monzón atribuyó este fenómeno a dos factores: el primero fue el tipo de suelo y las pendientes escarpadas predominantes en la zona sur del PNLL, impidiendo el desarrollo de la actividad agrícola; y el segundo factor fue la asociación de la utilidad de sombra para el cultivo de cardamomo, el cual había sido característico de esta zona sur (Monzón, 1999, pp.54-59).

El segundo periodo establecido por Quezada *et al.* (2013) abarca de 1987 al 2006 en este, la tasa de deforestación anual fue de 2.73%, 5 veces mayor que la del periodo pasado, los centros urbanos incipientes aumentaron, así también como la densidad de las poblaciones humanas, lo cual se asoció a un aumento en la deforestación durante este periodo (p.1146). Otro factor relacionado a este alto índice de deforestación fue la aplicación del decreto 1551 del artículo 12, el cual establecía que las tierras que no estaban siendo utilizadas para agricultura o ganadería eran consideradas ociosas y su propietario era castigado con multas e impuestos o inclusive pérdida de la propiedad, lo cual provocó la pérdida de grandes masas boscosas. Otras causas de la alta deforestación además de las mencionadas fueron las mejoras en la infraestructura de carreteras y las políticas gubernamentales que promovían la colonización y el subsidio del desarrollo en la región. A pesar de que estos incentivos estimularon la deforestación extensiva, 4 de las áreas protegidas establecidas aún protegen el 78% de la cobertura forestal de la Eco-región (Quezada *et al.*, 2013, p.1147).

La Eco-región Lachuá tiene una riqueza natural y cultural inmensa, sin embargo debido a la sobreexplotación histórica de sus recursos naturales, esta presenta un futuro incierto. En el año 2012 el gobierno inició la pavimentación de carreteras, continuó promoviendo exploraciones petroleras y apoyó en la expansión de monocultivos, como es el caso de la Palma Africana (Quezada, *et al.*, 2013, p. 1147; SEGEPLAN, 2011, pp.7-11, 79-81 y 108) la cual ha sido asociada en diversos estudios con la disminución de diversidad biológica, contaminación del suelo y de cuerpos de agua, plagas y enfermedades, etc. (Wakker, 1998, p.54; Wakker, 2000, pp. I-III; Brown y Jacobson, 2005, pp. IV y V). Además del cultivo de Palma en la Zona de Influencia prevalece, en contraste continúan existiendo actividades agrícolas ancestrales, que incluye cultivos como el maíz (*Zea mays*), frijol (*Phaseolus vulgaris*), arroz (*Oriza sativa*) y cacao (*Theobroma cacao*); relacionado a esto permanecen sistemas agroforestales que emplean especies como el cardamomo (*Elletaria cardamomoum*), Tamarindo (*Dialium guianensis*), Canxán (*Terminalia amazonia*), Tem (*Croton sp.*) y San Juan (*Vochysia hondurensiss*), varias de estas para fines exclusivamente comerciales,

funcionando además con fines de aprovechamiento comunitario de los recursos forestales que incluye, entre otros, la obtención de frutos, semillas, plantas medicinales, hongos, leña, madera, bejucos y animales silvestres (Hernández, 2004, p.2). Siendo relevantes otras actividades realizadas en el área como lo son la crianza de animales de corral, gallinas, patos y cerdos para el consumo familiar.

Además del Parque Nacional Laguna Lachuá, la Reserva Municipal Salinas Nueve Cerros ubicada en la parte norte del PNLL, mantiene aún su cobertura forestal en aproximadamente 850 hectáreas. Este bosque es más alto y estructuralmente diferente al del PNLL, ya que presenta densidad de copas abierto con alturas en su dosel superior que van de los 30 a 40 metros promedio. El volumen de madera aprovechable de las masas de bosque intervenido, permite cubrir la demanda de madera que se da en la región actualmente (CONAP et al., 2003, p.15).

Estudios de agua en la Eco-región Lachuá

El sistema hídrico de la Eco-región Lachuá cumple una función importante, tanto ecológica y evolutiva, como social. La Eco-región cuenta con una serie de zonas inundables y humedales consideradas de Importancia para Aves (IBA), al ser sitios de paso y descanso por lo menos 95 especies de aves migratorias, hogar de al menos 14 especies endémicas y hábitat de cientos de especies, 35 de las cuales englobadas en la categoría CITES (Avendaño, 2001, p.III). Además, albergan a al menos 35 especies de peces que corresponden a 24 géneros pertenecientes a 14 familias y 10 órdenes (Granados, 2001, p.49). En la Laguna Lachuá se encuentran varias especies de ciprinodontoides y cíclidos que habitan la cuenca del río Usumacinta, donde según Miller (1982) proviene la mayoría de las 145 especies dulceacuícolas reportadas para la provincia (p.492). La Eco-región es un hábitat importante para numerosos réptiles, entre ellos el cocodrilo *Crocodylus moreletii* y una variedad de serpientes pertenecientes a las familias Colubridae, Elapidae, Viperidae (UICN-USAC, 1999, p.13). Complementario a esto las zonas inundables y cuerpos de agua de la Eco-región Lachuá son regularmente utilizados por las personas que integran las comunidades para actividades básicas como el aseo, lavado de ropa, actividades de pesca, y riego de cultivos

minifundistas, como el arroz, milpa, frijol, ayote, chile, melón, sandía y piña; y recientemente latifundistas como la palma africana (Monzón, 1999, p. 58; Solano, 2012, pp. 32 y 74). Es por esta razón que algunos investigadores han realizado estudios sobre temas importantes relacionados con este sistema de tan eminente importancia.

Se conocen algunos estudios que se enfocan en el recurso hídrico de la Eco-región Lachuá. Entre los más importantes se encuentra: “El Estudio general de los recursos agua, suelos y del uso de la tierra del Parque Nacional Laguna Lachuá y su zona de influencia, Cobán, Alta Verapaz”, realizado por Monzón, en el cual se generó la información básica a escala general del recurso suelo, la dinámica del uso de la tierra e intensidad y el sistema hídrico fluviolagunar en Lachuá. Se determinó, en dicho estudio, que las características físicas del agua llenan los requisitos para usos recreativos. Sin embargo, los análisis químicos indican que no es aceptable para el consumo humano ni para el riego, por los elevados niveles de dureza y alto peligro de salinidad (Monzón, 1999, p.71).

Otro estudio de alta importancia sobre el recurso hídrico y el uso de la tierra desarrollado en Lachuá es el denominado “Evaluación de los Efectos del cambio del uso de la Tierra sobre la calidad del agua y los patrones de diversidad de macroinvertebrados acuáticos en la Eco-región Lachuá, Cobán, Alta Verapaz” realizado por García, en el cual se evaluó como el cambio del uso de la tierra en la Eco-región, ha tenido un efecto sobre las características fisicoquímicas del agua de los ríos, y sobre la distribución y la diversidad de los ensambles de macroinvertebrados acuáticos. García evaluó diferentes secciones de varios ríos de la Eco-región en bosques, cultivos y potreros y en base a 8 parámetros fisicoquímicos y a colectas de macroinvertebrados acuáticos se determinó que los ríos estudiados se caracterizaban por presentar aguas duras con pH básicos y temperaturas entre los 24 y 30°C, y que a pesar de que no presentaban concentraciones altas de nutrientes, sin importar el uso del suelo por donde cursaban, si mostraron cambios en otros parámetros fisicoquímicos, siendo la cobertura riparia la característica que presentó mayores diferencias entre los

diferentes usos de suelo. La distribución de los macroinvertebrados acuáticos en la Eco-región reflejó las condiciones fisicoquímicas (pH, dureza y conductividad) de los cuerpos acuáticos, consolidando el uso de macroinvertebrados como indicadores del estado de conservación de los sistemas lenticos de la Eco-región (García, 2010, p.vi).

Protocolo de Monitoreo de la Calidad del Agua en la Eco-región Lachuá

Un trabajo importante sobre la temática del recurso hídrico en la Eco-región es el Protocolo de Monitoreo de la Calidad del Agua en la Eco-región Lachuá, en el cual buscan llevar a cabo una evaluación del efecto de la ampliación de la Franja Transversal del Norte (FTN) sobre el intercambio de biota perteneciente al Parque Nacional Laguna Lachuá y sobre el estado de conservación del río La Ilusión. Para esto, se cuantificó el impacto en las características fisicoquímicas del río como consecuencia de las modificaciones del cauce de este, y se evaluó la respuesta de la biota acuática a los cambios en las características fisicoquímicas consecuencia de la ampliación de la FTN. En el estudio proponen que la ampliación de la FTN y la construcción de un puente sobre el río La Ilusión que incluye canalización y construcción de gaviones disminuirá la calidad física del hábitat ribereño más allá de los cambios ya generados por el cambio del uso del suelo a lo largo del tiempo y que estas modificaciones del cauce en el río, al modificar las características ambientales del río disminuirán la diversidad biótica a lo largo del tiempo (García, Méndez y López, 2014, p.72).

Palma africana en el mundo, en Guatemala y en la Eco-región

De acuerdo al Banco mundial, para el 2009 más de un tercio de la producción mundial de aceites se obtenía a partir del cultivo de Palma Africana. Este cultivo es conocido por su rápida y abrupta expansión global desde los años ochenta, cuando solo representaba una extensión de 1.55 millones de hectáreas, mientras en el año 2009 contaba ya con 12.2 millones de hectáreas, con una tendencia a la expansión (World Bank, 2011, p.11). Mientras que el crecimiento desmedido del cultivo de palma tuvo sus orígenes en el sudeste de Asia, el fenómeno se ha

dispersado hasta Centro América, donde el área utilizada para el cultivo se ha duplicado desde el año 2000 hasta el 2009 (Borras et al, 2012, pp.18-19).

En el sudeste de Asia la expansión de plantaciones de Palma Africana ha producido algunos de los efectos más devastadores en el ecosistema de bosques lluviosos tropicales y también en su biota. Desde los años setentas las áreas de plantaciones de Palma Africana se han expandido radicalmente, en países como Malasia e Indonesia, representando para el 2003 el 11% del área total y el 62% del área cultivada en Malasia (Yee y Chandran, 2005, p.142). Consecuencia de esta expansión miles de hectáreas de bosque tropical han sido eliminadas (Wakker, 2000, p.17; Wakker, 2005, pp.16-17), a pesar de que la industria frecuentemente establece que las plantaciones han sido establecidas en tierras de uso agrícola desde el inicio, la Palma Africana ha sido un factor drástico en la pérdida forestal en los pasados 30 años (Wakker, 2005, pp.16-17). Asociado a esta pérdida forestal, la Palma Africana ha sido la causa directa de problemas ecológicos como amenaza de especies silvestres debido tanto a problemas de deforestación y pérdida de hábitat, como a la facilitación de accesos para la cacería y desplazamiento por especies exóticas (Brown y Jacobson, 2005, pp.iv-v.); destrucción y fragmentación de hábitats, relacionados en muchos casos a bloqueo de corredores biológicos, obstrucción de patrones migratorios y a la facilitación del establecimiento de especies invasoras (Wakker, 2005, pp.19-20); contaminación de suelo, aire y agua debido a pesticidas, fertilizantes y efluentes industriales sin tratamiento previo, afectando también la salud de las personas que trabajan en esta industria (Roper y Roberts, 1999, p.21; PAN y Tenaganita, 2002, p.i); y conflictos sociales, que van desde problemas económicos relacionados a mala paga y envidia, hasta desplazamientos de comunidades indígenas y agricultores de subsistencia (Roper y Roberts, 1999, p.21).

En Guatemala el cultivo empezó de manera tardía comparado con otros países como Costa Rica y Honduras. A mediados de los ochentas los cultivos de palma africana empezaron a reemplazar las plantaciones de algodón en el sur del país, extendiéndose posteriormente al norte hasta ser catalogado en el 2010, el

catorceavo país del mundo en términos de producción y el noveno en términos de exportación, siendo el segundo de Latinoamérica, después de Ecuador (Guereña y Zepeda, 2013, pp.6-7). Para el año 2014, Guatemala presentó el aumento del 11% en relación a la producción de aceite de palma, el cual fue el aumento más pronunciado en toda Latinoamérica, pasando de tener en el 2008, 60 mil hectáreas, a tener 130 mil en el 2014 (Solano, 2015, pp. 2 y 5). Los puntos importantes de producción se han centrado en las tierras bajas del norte del país (Hurtado, 2008, p.10) ocurriendo el mayor dinamismo del negocio en los municipios de Chisec y Cobán, Alta Verapaz; Ixcán, Quiché, y Sayaxché, Petén, donde opera Palmas del Ixcán, S.A. (PALIX), con plantaciones propias y productores independientes (Solano, 2015, p.1). Por esta razón resulta importante enfocar la atención en estas áreas, mientras aún exista la posibilidad de protegerlas.

Palma africana y su impacto en el sistema hídrico

La Mesa Redonda de Palma Africana Sustentable “RSPO” por sus siglas en inglés (Roundtable Meeting on Sustainable Palm Oil) es una cooperación fundada en el 2003-2004, que reúne a los grupos interesados de todos los sectores de la industria de Palma Africana con el fin de desarrollar e implementar una sustentabilidad estándar para la industria de Palma Africana y comprometer a los mismos para cumplir ese fin. En relación al recurso hídrico la RSPO fomenta la conservación de sistemas hídricos mediante la protección de bosques riparios y otras zonas buffer, y de esta manera busca promover el mantenimiento de la calidad de agua de estos sistemas (RSPO, 2013, pp.1-2). Sin embargo estos fomentos en muchos casos suelen ser no solo insuficientes sino también desconocidos y/o ignorados en el país.

Los impactos principales que causan los cultivos de Palma Africana a los cuerpos de agua se deben al excesivo uso de pesticidas, a la erosión del suelo, al aumento de la sedimentación en ríos y la contaminación de la misma debido a efluentes con un tratamiento indebido de las aguas (Wakker, 2005, p.24; Wakker, 2000, p.16)

La industria de Palma Africana utiliza aproximadamente 25 diferentes herbicidas, insecticidas y otros pesticidas, causando la contaminación de cultivos, suelos y aguas subterráneas (Roper y Roberts, 1999, p.12). Los más comúnmente utilizados son los químicos Paraquat ©, Glifosato, 2,4-D amina, warfarina, bromadiolina, cipermetrina, carbofurano, benomilo, entre otros (PAN y Tenaganita, 2002, p.2). El Paraquat© se ha visto asociado en numerosos casos a problemas de salud humana (Wakker, 2005, p.24). Otra problemática común en los cultivos de Palma africana, se deben al aumento de los procesos erosivos a consecuencia del desbroce del terreno antes ocupado por bosques, que deja el suelo desnudo y expuesto a las fuertes lluvias tropicales, provocando que la sedimentación de los cursos de agua se cuadruplen (Henson, 1994, p.33). Estos procesos erosivos a su vez afectan a los cursos de agua provocando contaminación y sedimentación, lo cual tiene además consecuencias sobre las especies acuáticas que allí habitan y por ende sobre las poblaciones locales que se abastecen de agua y alimentos de la misma. Tanto la erosión como la sedimentación pueden agravarse, como consecuencia de la eliminación de las zonas *buffer* de bosques lluviosos riparios, esto se debe a que al eliminar los bosques riparios se permite la entrada directa de las corrientes de lluvia, que a su vez arrastran el suelo superficial a los cuerpos de agua (Henson, 1994, pp.12-13; Wakker, 2000, p.31). Adicionalmente, las industrias procesadoras impactan sobre la calidad de las aguas por la liberación de grandes cantidades de afluentes (por cada tonelada de aceite se generan 2,5 toneladas de efluentes), que en muchos casos contaminan los cursos de agua por no cumplir con los requisitos legales en cuanto a su tratamiento (Carrere, 2001, pp.10-11).

Dinámica del cultivo de Milpa

El maíz, es el cultivo más importante en la Eco-región, al jugar un papel dentro de la cosmovisión cultural q'eqchi' y al ser un alimento en la dieta básica de los comunitarios. Por lo general el maíz es un cultivo de subsistencia, siendo únicamente para consumo y es solamente cuando se cultiva en exceso, cuando este se destina para el comercio, sin embargo cuando esto sucede el precio al que

venden los agricultores está muy por debajo del precio al que lo compran (Hernández, 2004, p.52).

El maíz, es el cultivo central de la milpa, el cual puede ser acompañado en un esquema de policultivo, por cultivos anuales como el frijol y la calabaza, cultivos verticales como el camote y otras raíces, o cultivos frutales como el banano y plátano. Generalmente el maíz es sembrado dos veces al año. La primera cosecha es realizada en los meses de octubre y noviembre, durante la época de lluvia, es por esto que la milpa durante estas fechas es conocida como milpa de invierno o milpa grande (Kátkal). La segunda siembra es realizada durante los meses de noviembre y diciembre. Debido a que su crecimiento ocurre en la época seca, es conocida como milpa de verano, obteniéndose la cosecha en los meses de marzo o abril (Hernández, 2004, p.52).

La dinámica del cultivo de milpa es ciertamente elaborado, el proceso consta una serie de pasos, entre los cuales cabe destacar: la medición, roza y quema previo a la primera siembra; y la limpia, serie de cuidados culturales y la cosecha, previo a la segunda siembra. Tanto los factores climáticos (lluvia y sol), como los cuidados implementados en el cultivo son factores que condicionan la calidad de la cosecha.

La medición o B'isok: consiste en el proceso de medir el área en el que se planea llevar la siembra. Esta se hace por medio de tareas o cuerdas, lo que equivale a 17.47m^2 , pero esta no es una medida estándar porque existe variación entre una persona y otra, tanto entre como dentro de las comunidades. Para algunos una cuerda o tarea equivale 13.97m^2 y para otros de 19.56m^2 hasta 20.96m^2 . Para esta actividad los agricultores no utilizan instrumentos métricos de exactitud, utilizando solamente cuerdas y estacas, sin embargo logran alta exactitud en cuanto al área y a la orientación de la misma. La roza o K'alek refiere al procedimiento de botar o cortar los guamiles que generalmente son de 2, 3 y algunos hasta de 4 años. Esta actividad es realizada en los meses de verano, por lo que el trabajo inicia a las 4 o 5 de la mañana, para evitar el calor extremo. Normalmente botan 1 tarea (13.97m^2) por día dependiendo el tamaño del guamil,

empleado únicamente machete. La quema o K'atok en cambio refiere al proceso en el que por medio del uso de fuego eliminan hierbas y transforman la materia orgánica en nutrientes. Para la realización de esta actividad se busca un día no muy soleado y preferiblemente después de las primeras lluvias, generalmente a finales de abril y principios de mayo, o se realiza por la tarde para tener control del fuego. Para encender la línea de fuego se usan hojas de manaco y para evitar que el fuego se extienda al bosque o a los alrededores hacen una ronda de 1.5 a 2 metros (alrededor de su campo). Este trabajo requiere apoyo familiar, incluso de los niños y amigos, ya que se debe tener mucho cuidado para evitar incendios y a la vez lograr un fuego intenso que queme bien el "monte". La Siembra o Awk: consiste en la puesta de semillas en el área quemada. Para ello cuatro días antes de ir a sembrar se selecciona la semilla para la siembra, muchos utilizan la misma de la cosecha anterior y algunos la compran, esto no es muy común. Dos días después de la quema se realiza la siembra, para que en el terreno no ocurra la pérdida de cenizas y nutrientes por aire y lluvia. Se busca sembrar dos días antes o después de luna llena. La actividad de siembra es colectiva y en ella participan los hijos y amigos del dueño de la milpa, dicho grupo se rota para sembrar en los terrenos de todos los amigos. La técnica del sembrado se efectúa empleado una vara con punta para abrir los hoyos en el terreno, en los cuales se depositan 3 a 5 granos de maíz. Esto se hace caminando en línea recta, sembrando a una distancia de 1.397m^2 entre surco y surco. Cada uno de los sembradores siembra entre 17.47m^2 y 34.94m^2 . Para llevar a cabo la limpia o Aq'ink, se requiere un machete bien afilado, esta se lleva a cabo 15 días después de la siembra, que es cuando comienza a crecer las hierbas. Posteriormente cuando el monte se encuentra a una altura de más o menos 5 cm. y la milpa a un cuarto del suelo, se procede a la aplicación del herbicida químico Gramoxón, empleado principalmente para eliminar un tipo de gramínea de crecimiento agresivo conocida como chak'ra, la cual es difícil de arrancar por presentar hojas con agujas de silicio. El uso de químicos está generalizado en las comunidades de la Eco-región, las pocas personas que no los emplean se sirven de alternativas como los productos orgánicos. Además otro tipo de limpia es realizada antes de la siembra de verano,

generalmente en el mismo sitio en el que se sembró la milpa de invierno, y consiste en eliminar con machete los rastros de la cosecha anterior y el monte que esta comenzado a crecer. Entre los cuidados culturales se pueden mencionar, la vigilancia, en el dueño de la milpa hace visitas regulares a la milpa para vigilar el crecimiento, sobre todo cuando recién ha sembrado, revisa que las aves no hayan comido los granos de maíz. También a los 20 días de la siembra algunos aprovechan para abonar lo que “ayuda a la planta a crecer”, utilizando abono 20-20. Por último la cosecha o Q’olok, se lleva a cabo aproximadamente 2 meses después de la siembra. Se cosecha una pequeña cantidad de mazorca tierna (elote) que se destina para la elaboración de tamalitos y atol. La cosecha de la mazorca madura se realiza 5 meses después, actividad en la que participa toda la familia. Las mazorcas son guardadas en un costal para luego ser llevadas con la ayuda de un mecapal a la troja. Aquí es donde se almacenan las mazorcas con o sin hojas, cuando no tienen hojas es porque se va a utilizar pronto. Todas las mazorcas se utilizan, aun estén picadas o el crecimiento no haya sido muy bueno. Cuando la cosecha ha sido buena se estima que se han obtenido 2 costales por 17.47 m² (1 costal equivale a 300 mazorcas, 150 lb), y si la cosecha no fue buena puede obtenerse hasta un costal por tarea (Hernández, 2004, pp.52-56).

El bosque secundario o guamil es un término importante al tratar la rotación del uso de la tierra en la dinámica de milpa, que refiere al cambio espacial del cultivo de maíz, evitando el sobreuso de la tierra de un área específica. Al rotar el uso de la tierra, se da lugar a una regeneración del bosque, en el área que fue utilizada para maíz, lo que favorece al aprovechamiento racional de ciertos productos del nuevo bosque. Los guamiles son productos de esta rotación del uso de la tierra, resultan del abandono del área después de dos o tres años de cultivo. El guamil es un elemento clave en el sistema de producción, y como acompañante de la agricultura, y el mismo puede servir como reserva alimenticia, al ser útil como zona de pastoreo para aves y animales; además contiene muchas especies de plantas que no se encuentran en el bosque y pueden tener utilidad en la cocina y medicina. Por último puede obtenerse proteína animal de estos, al ser sitio de alimentación para animales como el tepezcuintle (Hernández, 2004, p.28).

JUSTIFICACIÓN

La Eco-región Lachuá está conformada por una serie de humedales de importancia ecológica y social, y es considerada un área de Importancia para Aves (IBA), al ser sitios de paso y descanso de por lo menos 95 especies de aves migratorias, hogar de al menos 14 especies endémicas y hábitat de cientos de especies, 35 de las cuales englobadas en la categoría CITES (Avendaño, 2001, p.III); y un sitio RAMSAR, importante para la conservación del recurso hídrico. En la Laguna Lachuá se encuentran al menos 35 especies pertenecientes a 14 familias, 40% cichlidae, 14% poecilidae que habitan la cuenca del río Usumacinta (Granados, 2001, p.2); de donde proviene la mayoría de las 145 especies dulceacuícolas reportadas para la provincia (Miller, 1982, p. 492). La Eco-región es un hábitat importante para numerosos réptiles, anfibios, (UICN-USAC, 1999, pp.8-9) mamíferos, y especies emblemáticas como el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*), y de importancia cinegética como coches de monte (*Tayassu pecari*), el tepezcuintle (*T. tajacu*), la paca (*Agouti paca*) y el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) (PIMEL, 2004 en Escuela de Biología, 2004, p.7).

Complementario a esto, las zonas inundables y cuerpos de agua de la Eco-región Lachuá son regularmente utilizados actividades básicas humanas (Monzón, 1999, p. 53); y recientemente para fines agrícolas latifundistas como la palma africana (Solano, 2012, p.44), lo que viene a impactar de forma drástica la Eco-región.

El cambio en el uso de la tierra ha sido notable en la Eco-región Lachuá. En el 2004 la Escuela de Biología, estableció que la Eco-región presentaba un patrón de alta fragmentación, donde la conectividad paisajística era preocupante (Escuela de Biología, 2004, p.6). Actualmente, agregando el incremento de la superficie de plantaciones de palma africana en la FTN, pasando de 60 mil hectáreas en el 2008 a 130 mil en el 2014 y continuando el alza en el 2015 (Solano, 2015, p. 2 y 5); y considerando que la expansión de la palma africana se ha asociado a problemas socio-ecológicos devastadores en diversos países (Wakker 1998, p.54; Wakker 2000, pp. I-III; Brown y Jacobson, 2005, pp. IV y V). La Eco-región Lachuá se encuentra en un escenario ciertamente frágil con un futuro incierto (Quezada, et

al., 2013, p. 1147). Ante este escenario, se cree que la dinámica hídrica también se ha visto transformada y con esto la calidad del agua de la región.

Existe evidencia que el cultivo de palma africana afecta el recurso hídrico debido principalmente al uso de fertilizantes, herbicidas y pesticidas (Guereña y Zepeda, 2013, p.47), al aumento de erosión y disminución del efecto buffer, consecuencia de la transformación del uso de la tierra y a la destrucción de bosques riparios (Fernandes, Souza y Tanaka, 2014, p.175); provocando contaminación en los cuerpos de aguas cercanos (Guereña y Zepeda, 2013, p.47). En la Eco-región Lachuá el impacto de la expansión del monocultivo no ha sido investigado lo suficiente, además la temática no ha sido abordada adecuadamente por el Ministerio del Medio Ambiente del país (Guereña y Zepeda, 2013, p.47), por lo que se cuenta con información fragmentada sobre el tema.

Por esta razón, resulta importante llevar a cabo estudios sobre el impacto que tiene la expansión del monocultivo de palma africana, sobre la calidad del recurso hídrico en la Eco-región Lachuá, con el fin de abordar de la mejor forma posible la diversa problemática implicada, y de esta manera generar información útil para que las autoridades pertinentes puedan tomar las medidas de mitigación adecuadas. A pesar de que este estudio no se enfocó en los efectos directos o potencialmente impactantes como los fertilizantes y pesticidas, si se enfoca en cambios en la cobertura y algunos parámetros que podrían estar relacionados a esta.

OBJETIVOS

GENERAL:

Determinar la calidad de agua del sistema hídrico de la comunidad de Santa Lucía, San Marcos Lachuá y PNLL, en relación al actual uso de la tierra.

ESPECÍFICOS:

Ubicar los ríos de primer orden del sistema hídrico asociados a áreas boscosas, cultivos de milpa y a plantaciones de palma africana, en Santa Lucía, San Marcos y PNLL.

Determinar el área de captación hídrica de los ríos de primer orden localizados en el sistema hídrico de Santa Lucía, San Marcos y PNLL.

Categorizar el área de captación hídrica de los ríos de primer orden localizados en el sistema hídrico de Santa Lucía, San Marcos y PNLL.

Relacionar los parámetros fisicoquímicos de calidad de agua con el uso del suelo del área de captación hídrica.

HIPÓTESIS

La calidad de agua (DO, DBO, DQO, ce, TSD y concentración de nutrientes) es afectada negativamente en relación a un área de captación con mayor porcentaje de usos de la tierra asociados a baja cobertura forestal y simplificación estructural.

MATERIALES Y MÉTODOS

Universo

Cuerpos de aguas asociados a actividades agrícolas latifundistas (palma africana), minifundistas (milpa) y a zonas boscosas.

Población

Cuerpos de aguas asociada a plantación de palma africana, milpa y a zonas boscosas en Santa Lucía, San Marcos Lachuá y PNLL

Muestra

Tramos de ríos de primer orden que nacen en plantaciones de palma africana, milpa y en zonas boscosas en Santa Lucía, San Marcos, Lachuá y PNLL.

MATERIALES

Equipo de trabajo

- Guardarrecursos y comunitarios que participaron en el proceso de mapeo y toma de unidades observacionales del sistema hídrico: Don Paulino Baleu, Don Ernesto Caal, Don Ángel Tox, Don Oscar Oxom, Don Pedro Oxom, Don Luis Cucul y Don Carlos Oxom.
- Asesor de Investigación: Prof. Carlos Avendaño.
- Revisor de Investigación: Prof. Claudio Méndez.
- Lic. Ana Rodas, directora del Laboratorio de Análisis Físicoquímicos y Microbiológicos (LAFYM), lugar en donde se analizaron *ex situ* las muestras de agua.

Instrumentos:

- Sonda Multiparámetros Hatch, propiedad de la Escuela de Biología de La Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Sonda Multiparámetros HI 9813-6N y Oxímetro Extech DO210 donada por el proyecto de la Universidad de Toronto; *“The Socio-Ecological Ramifications of Boom Crops: Examining the Impacts of Oil Palm Expansion upon Food Entitlements, Water Quality, and Household Reproduction in Northern Guatemala”*.
- Hatch DR 6000, propiedad del Laboratorio de Análisis Físicoquímico y Microbiológico (LAFYM).
- Hatch Termoreactor DRB 200, propiedad del Laboratorio de Análisis Físicoquímico y Microbiológico (LAFYM).
- Spectroquant TR 320, propiedad del Laboratorio de Análisis Físicoquímico y Microbiológico (LAFYM).
- Spectroquant Nova 60, propiedad del Laboratorio de Análisis Físicoquímico y Microbiológico (LAFYM).
- Conductímetro Inolab Cond Level 2, propiedad del Laboratorio de Análisis Físicoquímico y Microbiológico (LAFYM).
- pH metro Inolab pH level 1, propiedad del Laboratorio de Análisis Físicoquímico y Microbiológico (LAFYM).
- Vortexer, propiedad del Laboratorio de Análisis Físicoquímico y Microbiológico (LAFYM).
- Incubadora VWR para DBO (24C°), propiedad del Laboratorio de Análisis Físicoquímico y Microbiológico (LAFYM).

Reactivos:

- Agua destilada brindada por el laboratorio LAFYM y la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, USAC.
- Reactivos de calibración de la sonda Multiparámetros HI 9813-6N y Oxímetro Extech DO210, donados por el proyecto de la Universidad de Toronto; “*The Socio-Ecological Ramifications of Boom Crops: Examining the Impacts of Oil Palm Expansion upon Food Entitlements, Water Quality, and Household Reproduction in Northern Guatemala*”.
- Kits específicos del equipo: Hatch DR 6000, Hatch Termoreactor DRB 200, Spectroquant TR 320, Spectroquant Nova 60, Conductímetro Inolab Cond Level 2 y pH metro Inolab pH propiedad del Laboratorio de Análisis Físicoquímicos y Microbiológicos (LAFYM).

Cristalería:

- Propiedad del laboratorio LAFYM: Balones de aforo, pipetas volumétricas de 1, 2, 3, 5 y 10 ml., pipeteador o bulbo, pizetas de 50mL, buretas 50 ml para titulación, erlen meyer, beaker de 100ml, tubos de ensayo con batería.

MÉTODOS

Con el fin de evaluar el posible impacto de las plantaciones de palma en la calidad del agua, se evaluó la diferencia entre algunos parámetros físicoquímicos de calidad de agua (temperatura, potencial de hidrógeno, conductividad, oxígeno disuelto, fosfatos, nitratos, sulfatos, sílice, demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno) en diferentes tratamientos (paisaje dominado por palma africana, paisaje dominado por bosque, paisaje dominado por milpa y/o potrero). Inicialmente la combinación de revisar imágenes satelitales a través del programa ArcGIS © y Google Earth, y la verificación de campo en la Eco-región, fue el método inicial para determinar y categorizar áreas de captación hídrica en

función del uso de la tierra, utilizando la metodología modificada a partir de Méndez, *et al.* (2008, p.6) y Leal *et al.* (2016, pp. 4-5). Se cuantificó por área de captación, la composición y cobertura de usos de tierra a nivel paisajístico para contrastar la hipótesis de investigación. Se esperaban categorizar 3 diferentes tratamientos, áreas con alta cobertura boscosa y baja cobertura de palma africana, áreas con baja cobertura boscosa y alta cobertura de palma africana (San Marcos Lachuá) y áreas con cobertura forestal media, presencia de cultivos y potreros. Se le dio prioridad a ríos de primer orden, ya que en general cada aspecto importante de un sistema hídrico empieza en el nacimiento, y al analizarlo se facilita la interpretación del fenómeno de contaminación (Freeman *et al.*, 2007, p.11; Dodds y Oakes, 2007, p.376). Además los ríos de 1° orden resultan importantes para el sistema hídrico al ser las arterias conectivas que transfieren energía, nutrientes y organismos, proveyendo corredores de movimiento para la biota, el transporte de agua, sedimentos, nutrientes y materia orgánica a lo largo del sistema hídrico y esto hacen que sean claves para la conservación de la calidad del agua (Allan, 2004, pp.257 y 279; Freeman *et al.*, 2007, p.11; Lowe y Likens, 2005, p.197; Clarke *et al.*, 2008, p.459).

La categorización fue la base para seleccionar sitios que se ajustarán mejor al diseño experimental, respondiendo a la pregunta de investigación “¿De qué manera afectan los usos de la tierra asociados a baja cobertura forestal y simplificación del paisaje a la calidad de agua en el sistema hídrico de la Eco-región Lachuá?”. El total de ríos de primer orden fueron mapeados y corroborados, estos ubicados en tratamiento de bosque (uso de suelo principal bosque), tratamiento de Palma Africana (uso de suelo principal palma africana) y tratamiento de Santa Lucía (usos de suelo principal milpa y potrero). Los parámetros fisicoquímicos de los ríos fueron analizados cada dos meses durante un periodo de 1 año (contrastando únicamente los tratamientos de palma africana y de bosque en los primeros 2 muestreos y agregando el tratamiento de Santa Lucía en el tercer, cuarto y quinto muestreo); un total de 19 unidades experimentales en cada muestreo (7 del tratamiento bosque, 6 del tratamiento palma africana y 6 del tratamiento Santa Lucía) limitadas por presupuesto y por

esfuerzo involucrado. Para la toma de datos se empleó la metodología modificada para ríos de primer orden obtenida de la sección de análisis fisicoquímicos del Protocolo de Monitoreo de la Calidad de Agua para la Eco-región Lachuá, en la cual las unidades experimentales son representadas por secciones de 100 metros del río. En la presente investigación en cada río de 1° orden bajo estudio, se seleccionaron 3 áreas puntuales separadas por 50m. El punto ubicado al final de la sección o punto donde se une a otro río (punto final), el punto ubicado en el centro de la sección (a 50 m del punto ubicado al final de la sección) y el punto ubicado al inicio de la sección (a 100 m del punto ubicado al final de la sección) (García, Méndez y López, 2014, p.6), los tres puntos del río forman en conjunto cada una de las unidades experimentales (ver anexo No. 1).

Al tener localizadas las diferentes unidades experimentales (sección de 100m representada por 3 puntos) de los tratamientos se utilizó un contenedor de plástico para tomar la unidad de agua y empleando la Sonda multiparamétrica Hatch HI9813 y Oxímetro Extech DO210, *In situ* se analizaron las características fisicoquímicas de temperatura, pH, conductividad, total de sólidos disueltos.

Temperatura: importante en el desarrollo de los diversos procesos que en agua se realizan, siendo limitante para la solubilidad de sustancias sólidas y gaseosas (Drever, 1997, p. 159).

Potencial de hidrógeno (pH): obteniendo la concentración en valores de pH comprendidos entre 1 y 14. Las aguas con valores de pH menores de 7 son aguas ácidas y favorecen la corrosión de las piezas metálicas en contacto con ellas, y las que poseen valores mayores de 7 se denominan básicas y pueden producir precipitación de sales insolubles (incrustaciones) (Jiménez, 2000, pp.7-8; Londoño, s.f, p.4).

Conductividad: la cual es una medida indirecta de la cantidad de sólidos disueltos.

Total de Sólidos Disueltos (TDS): que representan procesos de contaminación asociados a erosión del suelo, uso de fertilizantes, etc. (Rosli et al, 2010, p. 419).

Oxígeno disuelto (OD): el cual es esencial para la respiración de los seres vivos y la descomposición de la materia orgánica siendo la concentración máxima de OD en un rango normal de temperatura de aproximadamente 9 mg/L, y considerándose que cuando la concentración baja de 4 mg/L, el agua no es apta para desarrollar vida en su seno (Jiménez, 2000, p.4; Das y Acharya, 2003, p. 170).

Además del análisis *in situ*, se realizaron análisis de laboratorio en las que se tomaron muestras en bolsas plásticas (Nasco Whirl-Park ©) transportados en una hielera con hielo seco y almacenada en un refrigerador. Los parámetros a tomar en cuenta para el análisis de laboratorio fueron: conductividad, fosfatos, nitratos, sulfato, sílice, DBO, DQO, Dureza y amoníaco.

Fosfatos: siendo el fósforo, junto con el nitrógeno dos de los nutrientes fundamentales de todos los seres vivos, de forma que contenidos anormalmente altos de estos en las aguas pueden producir un crecimiento incontrolado de la biomasa acuática (eutrofización). Una gran parte del fósforo presente en las aguas se debe al uso de abonos fosfatados y detergentes (Jiménez, 2000, p.9; Moduying et al., 2000, p.28).

Nitratos: siendo el Nitrógeno un indicador de que un curso de agua ha sufrido una contaminación reciente (Jiménez, 2000, p.9; Moduying et al., 2000, p.28).

Sulfatos: brindando información de prácticas antrópicas asociadas a detergentes (Goel y Kaur, 2012, p.68).

Sílice: importante para organismos vegetales como plantas y plancton (diatomeas) (Wetzel, 2001, pp.362-363; Street-Perrott y Barker, 2008, p.1441). Indicador de presencia de fitolitos, compuestos solubles de silicio encontrados en los tejidos de los organismos vegetales (Wüst y Bustin, 2003, p.267). Indicador del reciclaje del compuesto en el sistema hídrico, promoviendo el ciclo del silicio (Treguer et al, 1995, p.375).

Demanda bioquímica de oxígeno DBO: el cual brinda información de la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en una muestra, regularmente un bajo valor de DBO se asocia a un nivel bajo de contaminación orgánica sin embargo dado que existen sustancias difícilmente biodegradables (sustancias refractarias) o que incluso inhiben el proceso biológico (tóxicos) se necesita conocer la demanda química de oxígeno (Jiménez, 2000, pp.4-6).

La demanda química de oxígeno DQO: con la cual se determina todo el carbono oxidable de una muestra, en general, se puede decir que cuando $DBO_5/DQO < 0,5$ estamos ante un efluente fácilmente biodegradable, mientras que si este cociente es inferior a 0,2 será escasamente biodegradable (Jiménez, 2000, pp.4-6).

La dureza: la cual es otra forma de indicar el contenido iónico de un agua, refiriéndolo a la concentración total de iones calcio, magnesio, estroncio y bario, aunque se debe fundamentalmente a los dos primeros. La presencia de este tipo de iones en el agua suele ser de origen natural (Jiménez, 2000, p.8), lo cual podría explicar particularidades del suelo kárstico, característico de la Eco-región Lachuá.

Amoníaco: siendo la fuente principal de este los fertilizantes utilizados en las prácticas agrícolas, como lo son la milpa y las plantaciones de palma africana (Gandaseca et al., 2015, p.527).

Análisis Estadísticos:

Con el fin de analizar los rangos, diferencias y comportamiento de los parámetros fisicoquímicos en los tratamientos se empleó estadística descriptiva. Para ello se emplearon gráficos de cajas. Esto se realizó con el fin de cuantificar la variabilidad y dispersión de los datos, obteniendo el comportamiento de los mismos en un marco gráfico para facilitar la interpretación de los resultados (Borcard, Gillet y Legendre, 2012, pp.18-20). Este análisis se auxilió realizando pruebas de hipótesis, con el fin de determinar si existía diferencia significativa entre los tratamientos, en función de los diferentes parámetros fisicoquímicos. Para llevar a cabo estas pruebas de hipótesis, primero se determinó la normalidad de los datos

de cada parámetro durante cada mes. La normalidad fue determinada con las prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y de Anderson-Darling, al ser consideradas las pruebas más exactas (Hammer, 2012, p.53), para las cuales fue empleado el programa PAST. Con los conjuntos de datos que no presentaron normalidad se procedió a realizar una prueba de Kruskal Wallis, la cual compara medianas sin asumir sin asumir distribuciones normales (Hammer, 2012, p.69). Los conjuntos de datos que si presentaron normalidad (distribución normal) fueron sometidos a la prueba paramétrica de T de student (comparación de solamente 2 tratamientos) y la prueba de ANDEVA (comparación de más de 2 tratamientos). La prueba de ANDEVA automáticamente ejecutó la prueba de Levene de homoscedasticidad (homogeneidad de varianzas). Para los datos que no presentaron homoscedasticidad se utilizó la versión Welch de ANDEVA, la cual analiza datos con heterogeneidad de varianza (Hammer, 2012, pp.64-65). Los datos que si presentaron homoscedasticidad fueron analizados con el ANDEVA tradicional.

Con el objeto de evaluar el comportamiento de las variables fisicoquímicas con respecto a los distintos usos del suelo presentes en los distintos tratamientos, se desarrollaron análisis de componentes principales (ACP). El análisis de componentes principales encuentra las variables hipotéticas (componentes) que explican la mayor varianza posible de los datos de una matriz multivariada (muchas variables). Este análisis ejecuta un reordenamiento de las variables originales de tal manera que la mayor varianza posible entre los datos se disponga en los primeros componentes (1 y 2 regularmente). El reordenamiento resulta útil para analizar de una manera gráfica (plano cartesiano) el comportamiento de las variables, según la matriz de datos introducida (Harper, 2012, p.79), y así encontrar las causas de la variabilidad de un conjunto de datos y ordenarlas por su importancia (Legendre y Legendre, 1998, p.394; Borcard, Gillet y Legendre, 2012, p.117; McGarigal, Cushman y Stafford, 2000, p.20). A través de estos análisis fueron detectadas las variables que presentaron las mayores diferencias entre los sitios. Además con ayuda del ACP se analizó si estas diferencias se debían a cambios en el uso de la tierra.

Además de los análisis de componentes principales se llevaron a cabo análisis de correspondencia canónica (ACC). El ACC busca corresponder las variables de respuesta (parámetros de calidad del agua: temperatura de corriente, concentración de nutrientes como nitrato, sulfato, fosfato, amoníaco y sílice, conductividad, pH, dureza, DBO y DQO) en función de las variables ambientales (uso de la tierra y cobertura). Este análisis al igual que el ACP realiza un reordenamiento de las variables (aunque utiliza solamente las ambientales) para presentar el modelo gráfico que explique la mayor varianza posible en dos componentes. El ACC considera las variables no ambientales como respuesta al gradiente formado en función de las variables ambientales (Harper, 2012, p.89; McCune y Grace, 2002, pp.164-166). Este análisis tuvo como objetivo aclarar relaciones entre los diferentes usos del suelo y los parámetros fisicoquímicos, brindando información sobre los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua a los que afecta cada uso del suelo.

Al analizar los datos se decidió eliminar el río BC7 de los análisis correspondientes ya que este representaba casi todos los valores extremos del tratamiento bosque, lo que generaba ruido y valores extremos en los análisis observados. Este ruido al no poder ser explicado en los alcances de esta investigación, generaba confusión y por ello fue eliminado.

RECURSOS ECONÓMICOS E INSTITUCIONALES

Recursos económicos

Sonda multiparamétrica Hatch HI9813 y Oxímetro Extech DO210: Donado por la Universidad de Toronto, Canadá con el proyecto “*The Socio-Ecological Ramifications of Boom Crops: Examining the Impacts of Oil Palm Expansion upon Food Entitlements, Water Quality, and Household Reproduction in Northern Guatemala*” traducido como “*Las ramificaciones socio-ecológicas del crecimiento de cultivos: examinando los impactos de la expansión de la palma africana sobre el alimento, derechos, calidad de agua y reproducción de hogares en el Norte de Guatemala*”,

GPSmap 60CSx (Precio estimado de Q2500): Prestado por el CECON y por Lic. Claudio Méndez

Se contará con el apoyo del Laboratorio de Análisis Físicoquímicos y Microbiológicos (LAFYM) y La facultad de Ciencias Químicas y Farmacia para financiar los análisis de calidad de agua y sus respectivos reactivos en el Laboratorio LAFYM (Costo estimado de Q10,000).

Recursos institucionales

Estación biológica Santa lucía Lachuá (EBSLL)

Laboratorio de ciencias de la Tierra, Paisaje y Ambiente (TERRA), *en proceso de formación*.

Programa de investigación y monitoreo de la Eco-región Lachuá (PIMEL).

Laboratorio de Análisis Físicoquímicos y Microbiológicos (LAFYM)

RESULTADOS

Área de Captación Hídrica

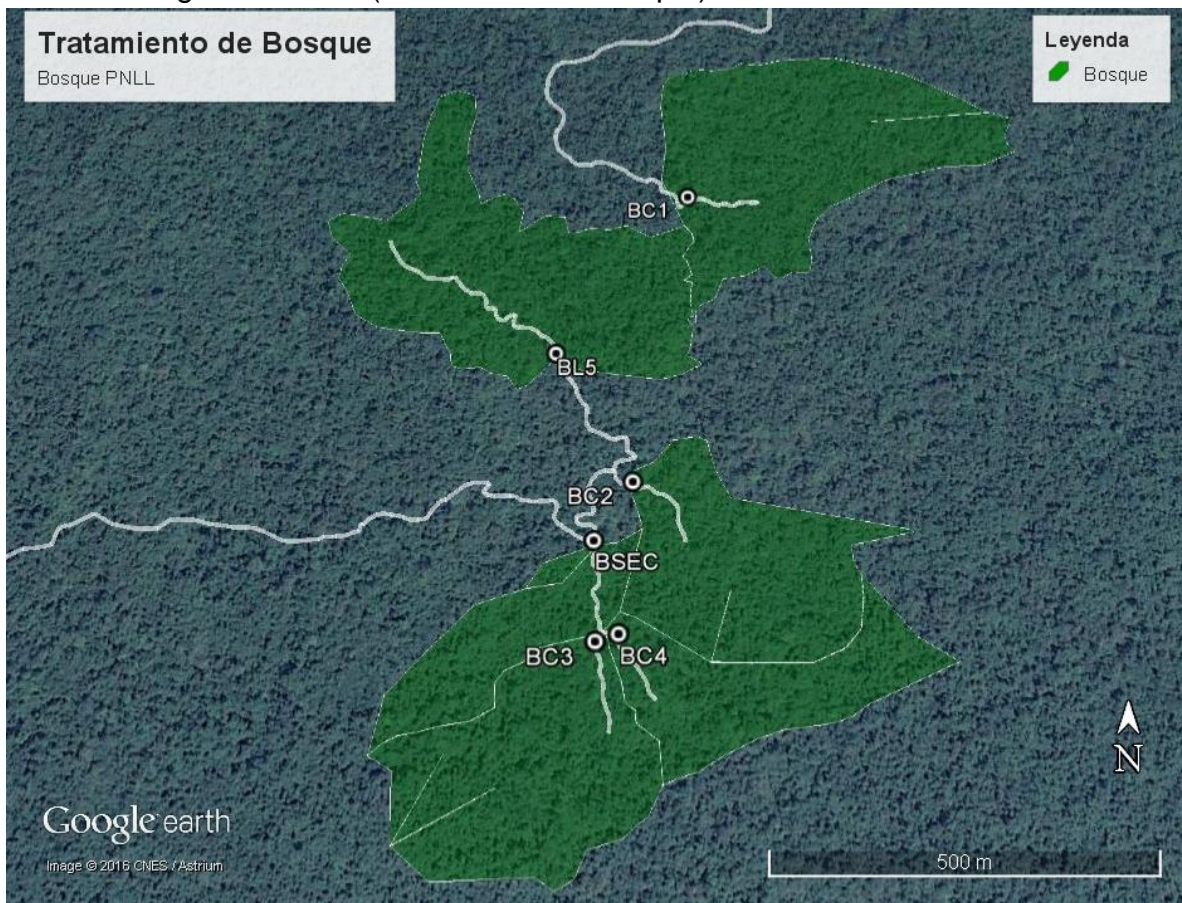
Área de captación hídrica del tratamiento de bosque:

El área de estudio del tratamiento de Bosque en el Parque Nacional Laguna Lachuá, se encontró conformada por 5 ríos de primer orden (BC1, BC2, BC3, BC4 y BL5) y un río de segundo orden (BSEC) compuesto de los ríos BC3 y BC4.

El área de captación hídrica de las 5 unidades experimentales fue conformada en su totalidad por el uso de suelo bosque (100%). El sitio BC1 presentó un área de captación hídrica de 157,711 m². La unidad experimental BC2 presentó un área de captación hídrica de 80,565 m². La unidad experimental BC3 presentó un área de captación hídrica de 52,797 m² similar a la unidad experimental BC4, anexado al primero, conformado por un área de captación hídrica de 82,078 m². La unidad experimental BL5 presentó un área de captación hídrica de 154,375m² y el área de captación hídrica de BSEC de 175,855 m².

En su totalidad el área de captación hídrica del tratamiento de bosque mide aproximadamente 568,506 m². Esta se encontró conformado en su totalidad por el uso de suelo bosque (100%).

Figura 1. Área de captación hídrica de los ríos de primer orden del Parque Nacional Laguna Lachuá (tratamiento de bosque).



Sitio	Área total (m2)	Bosque (%)
BL5	154375	100
BC1	157711	100
BC2	80565	100
BC4	82078	100
BC3	52797	100
BSEC	175855	100

Datos obtenidos de forma manual, empleando modelos 3D de Global Mapper obtenidos a partir de curvas a nivel, y trazado en Google Earth.

Área de captación hídrica del tratamiento de palma africana:

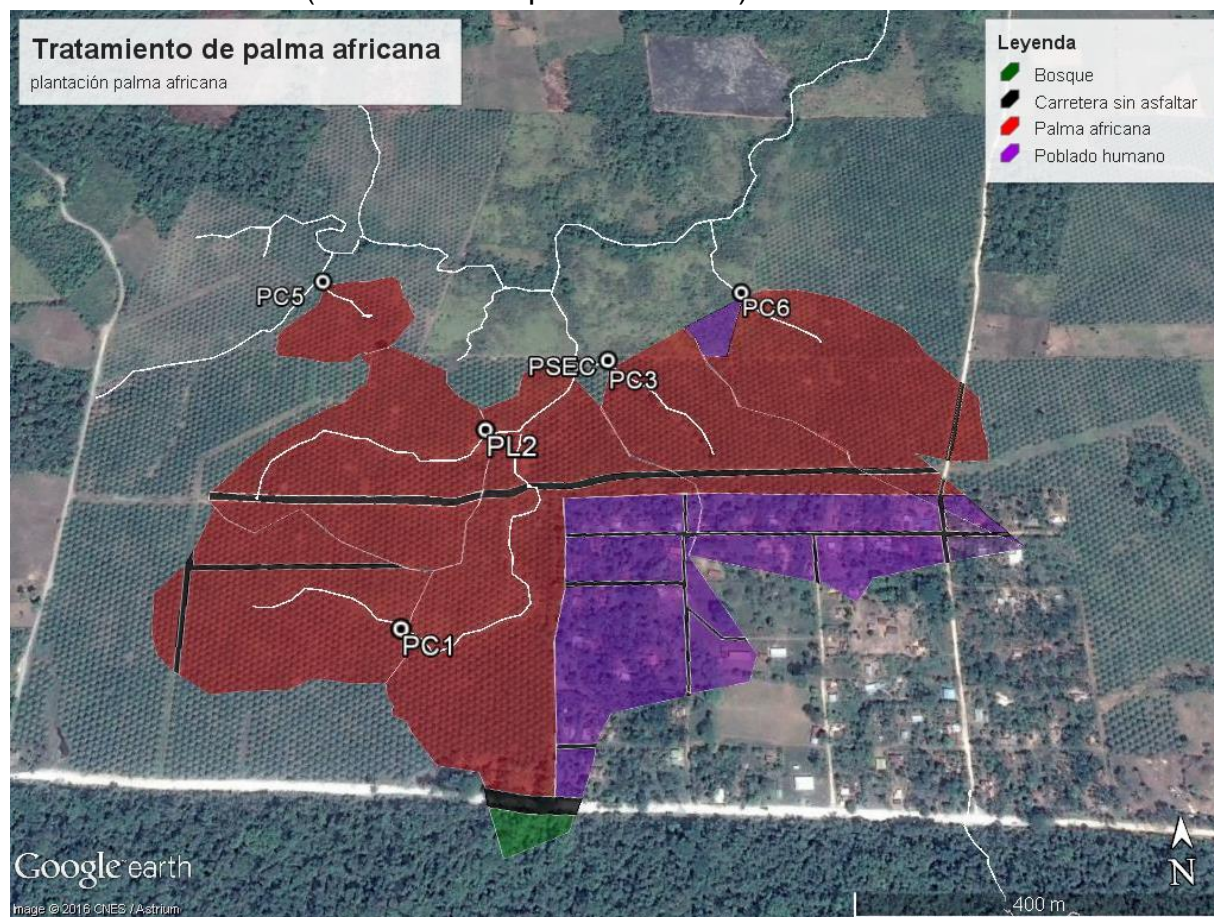
El área de estudio del tratamiento de palma africana en San Marcos Lachuá, se encontró conformada por 5 ríos de primer orden (PC6, PC3, PC1, PL2 y PC5) y un río de segundo orden (PSEC) compuesto por los ríos PC1 y PL2.

El área de captación hídrica de la unidad experimental PC6 se caracterizó por presentar un área de 72,736 m². El uso de suelo carretera, conformado por los caminos sin asfaltar utilizados por automóviles, representó el 3.9% del área, el uso de suelo urbano el 2.8%, un 88.1% lo representó el uso de suelo plantación de palma africana y un 5.2% lo representó el uso de suelo guamil. El área de captación de la unidad experimental PC3 presentó un área de 82,026 m², que se encontró representado principalmente por el uso de suelo urbano (56.5%), el uso de suelo de palma africana también representó un uso importante en esta unidad experimental (33.5%), el uso de suelo carretera representó un 7.5% del uso del suelo y un 2.5% es representado por el uso de suelo guamil. El área de captación hídrica de la unidad experimental PC1 se caracterizó por presentar 57,721 m² de área que fue representada en su mayoría por el uso de suelo de plantación de palma africana (96%) y el resto es representado por el uso de suelo carretera (4%). La unidad experimental PL2 presentó un área de captación hídrica de 66,620 m² conformada en su mayoría por el uso de suelo de plantación de palma africana (92%) y el resto carretera (8%). El área de captación hídrica de la unidad experimental PSEC se encontró compuesto por el área de captación hídrica de la unidad experimental PC1 y la unidad experimental PL2, además de un área anexa importante. En su totalidad el área de captación hídrica del PSEC midió 276,392 m², el 87% del área se encontró conformada por el uso de suelo plantación de palma africana, un 5.8% lo conformó un área urbana, un 6.1% la carretera y el resto 1.1% se encontró conformado por bosque. El área de captación hídrica de la unidad experimental PC5 mide 17,428 m², se encontró representada en su totalidad por el uso de suelo de plantación de palma africana.

En su totalidad el área de captación hídrica del tratamiento de palma africana fue conformada por aproximadamente 448,582 m² de área. En su mayoría se

encontró conformado por áreas de plantaciones de palma africana (78%). Además un alto porcentaje de su área es de tipo urbano, conformado por centros urbanos incipientes (14%). Las carreteras sin asfaltar representaron un 5.8% del área, el uso de suelo guamil representó un 1.3% del área total y el bosque únicamente un 0.7% (figura 2).

Figura 2. Área de captación hídrica de los ríos de primer orden de la comunidad San Marcos Lachuá (tratamiento de palma africana).



Sitio	Área Total (m2)	Carretera (%)	Urbano (%)	Palma (%)	Guamil (%)	Bosque (%)
PC6e	72736.0	3.9	2.8	88.1	5.3	0.0
PC3e	82026.0	7.5	56.5	33.5	2.5	0.0
PSECe	276392.0	6.2	5.8	86.9	0.0	1.2
PL2e	66620.0	8.1	0.0	91.9	0.0	0.0
PC5e	17428.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0
PC1e	57721.0	4.2	0.0	95.8	0.0	0.0

Datos obtenidos de forma manual, empleando modelos 3D de Global Mapper obtenidos a partir de curvas a nivel, y trazado en Google Earth.

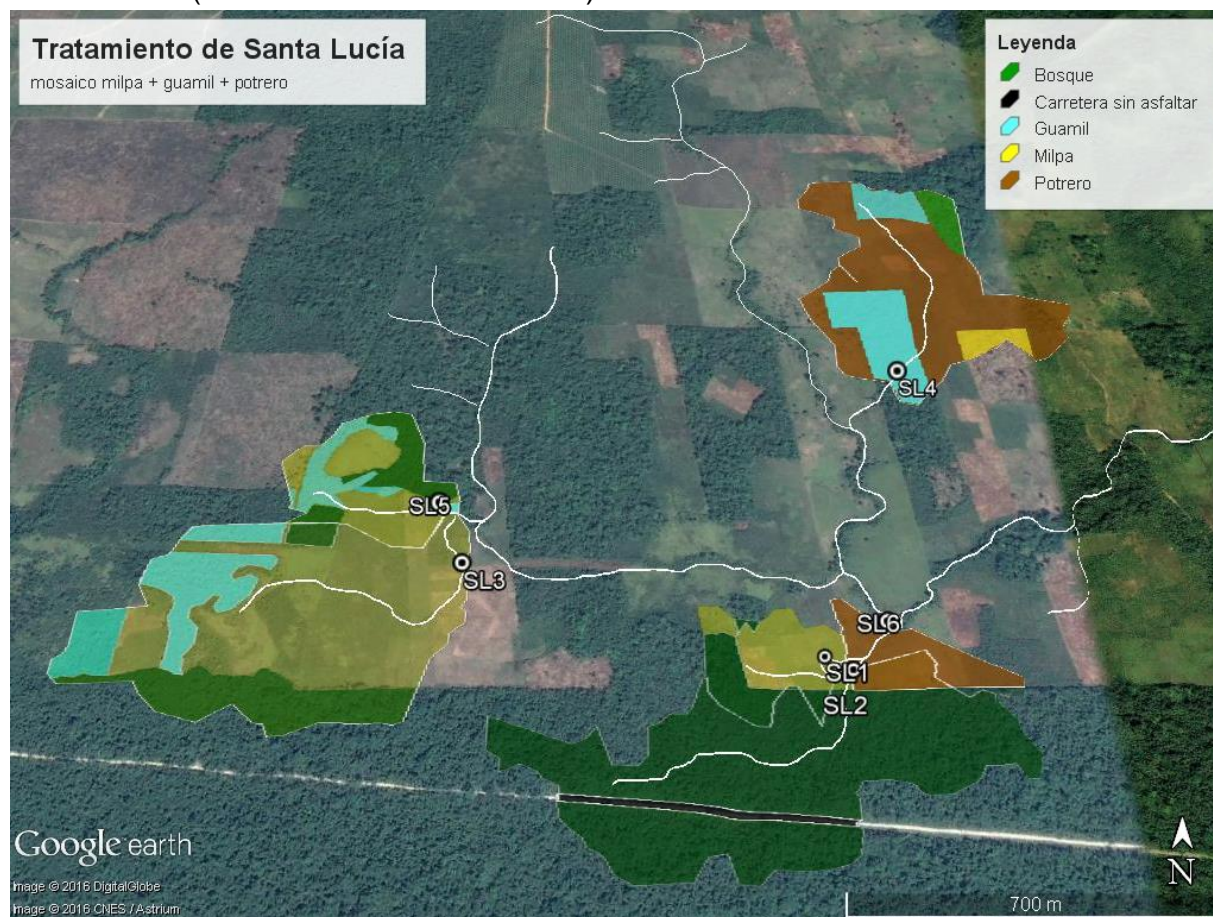
Área de captación hídrica del tratamiento de Santa Lucía:

El área de estudio del tratamiento de Santa Lucía en Santa Lucía Lachuá, se encuentra conformada por 5 ríos de primer orden (SL1, SL2, SL3, SL4 y SL5) y un río de segundo orden (SL6) compuesto por los ríos SL1 y SL2.

La unidad experimental SL1 del tratamiento Santa Lucía presentó un área de captación hídrica de 62,297 m². El uso de suelo más importante en esta área es el de potrero (63%), seguido del uso de suelo milpa (33.5%) y el uso de suelo bosque (33.5%). La unidad experimental SL2 presentó un área de captación hídrica de 285,392 m², siendo el bosque el uso de suelo más característico (91.2%), seguido del uso de suelo potrero (4.8%), carretera (3.3%) y milpa (0.8%). La unidad experimental SL6 presentó un área de captación hídrica de 379,596 m². El uso de suelo bosque también presentó la mayor presencia en esta área (74.9%), seguido del uso de suelo potrero (11.6%), milpa (11%) y carretera (2.5%). La unidad experimental SL3 presentó un área de captación hídrica de 334,592 m². El uso de suelo milpa fue el que presentó la mayor presencia en este tratamiento (62.1%), el uso de suelo guamil fue el que presentó la segunda mayor presencia (19.2%) y por último el uso de suelo bosque (18.8%). La unidad experimental SL5 presentó un área de captación hídrica de 98,936 m², conformado principalmente por el uso de suelo milpa (55.7%), seguido del uso de suelo bosque (28%) y el uso de suelo guamil (16.3%). La unidad experimental SL4 presentó un área de captación hídrica de 283,890 m². Este se encuentra conformado principalmente por el uso de suelo potrero (83.7%), seguido del uso de suelo guamil (6.9%), bosque (5.3%) y milpa (4.1%).

En su totalidad el área de captación hídrica del tratamiento de Santa Lucía mide aproximadamente 1, 444,703 m². En su mayoría se encuentra conformado por áreas de bosque (46%), además un alto porcentaje de su área es de los usos de suelo milpa (25%), potrero (21%) y guamil o bosque secundario (7%). Por último solamente un 1% del área es representada por carreteras sin asfaltar (figura 3).

Figura 3. Área de captación hídrica de los ríos de primer orden de la comunidad Santa Lucía (tratamiento de Santa Lucía).



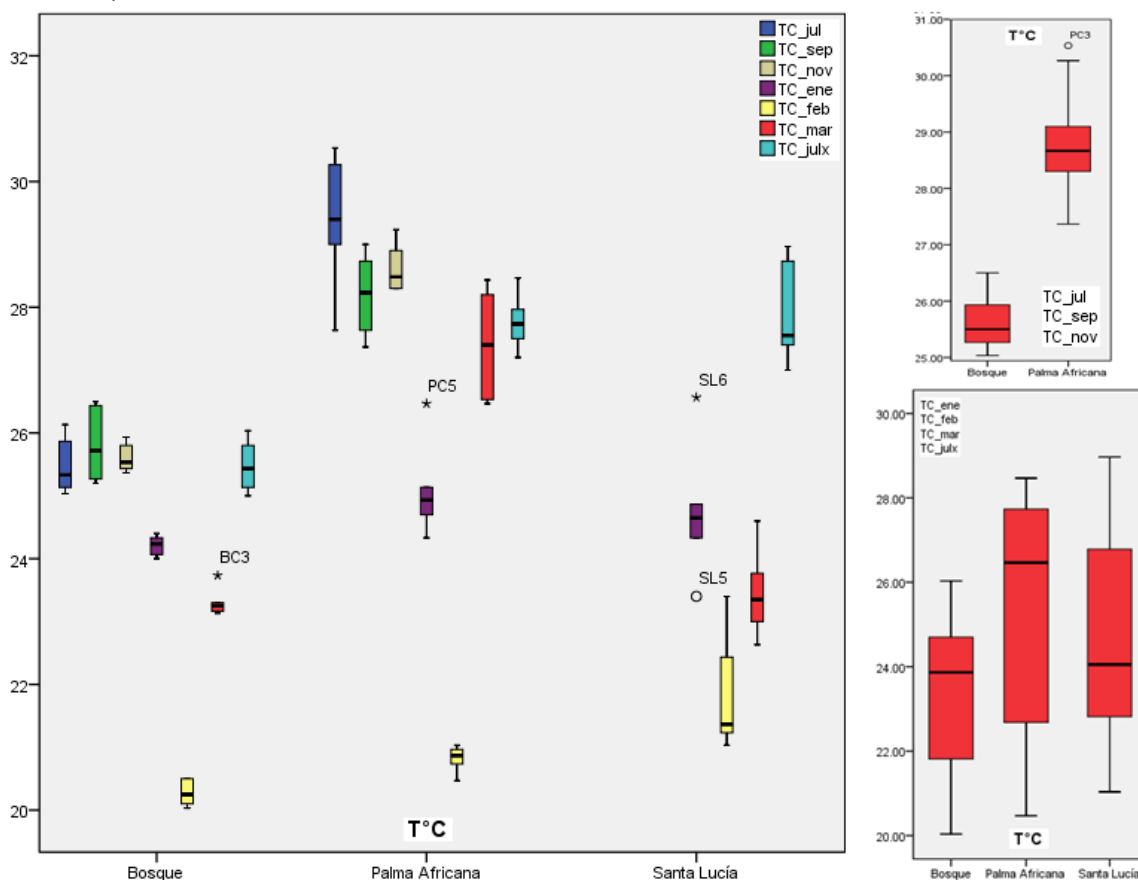
Sitio	Área Total (m ²)	Carretera (%)	Guamil (%)	Bosque (%)	Milpa (%)	Potrero (%)
SL1	62297.0	0.0	0.0	33.5	62.8	3.6
SL2	285392.0	3.3	0.0	91.2	0.8	4.8
SL6	379596.0	2.5	0.0	74.9	11.0	11.6
SL3	334592.0	0.0	19.2	18.8	62.1	0.0
SL5	98936.0	0.0	16.3	28.0	55.7	0.0
SL4	283890.0	0.0	6.9	5.3	4.1	83.7

Datos obtenidos de forma manual, empleando modelos 3D de Global Mapper obtenidos a partir de curvas a nivel, y trazado en Google Earth.

Contraste de los Parámetros Fisicoquímicos y Calidad del agua, en los distintos tratamientos

La temperatura del agua presentó diferencia significativa en todos los meses (excepto enero) (cuadro 1). Además se observó, a través de los gráficos de cajas, variabilidad entre los tratamientos y entre los distintos meses (figura 4). El tratamiento de bosque presentó la menor temperatura, en comparación con el tratamiento de Santa Lucía, que presentó la temperatura intermedia y el tratamiento de palma africana que presentó las mayores temperaturas (Figura 4). En los meses de julio, septiembre y noviembre del año 2015, los valores de temperatura en el tratamiento de palma africana fueron considerablemente mayores (medianas de: 29.4°C, 28.23°C y 28.48°C) en comparación a las del tratamiento de bosque (medianas de: 25.33°C, 27.72°C y 25.53°C), además la variabilidad fue también mayor en el tratamiento de palma africana, (mínimos y máximos de: 27.63°C-30.53°C, 27.36°C-29°C, 28.3°C-29.23°C) en contraste con el tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 25.03°C-26.13°C, 25.2°C-26.5°C y 25.36°C-25.93°C) (Figura 4). En los meses de enero, febrero, marzo y julio del 2016 el tratamiento de palma africana continuó presentando las temperaturas mayores (medianas de: 24.93°C, 20.86°C, 27.4°C y 27.73°C), seguidas por el tratamiento de Santa Lucía (medianas de: 24.65, 21.36, 23.35 y 27.55), siendo la excepción el mes de febrero donde el tratamiento de Santa Lucía superó por casi 0.5°C al tratamiento de palma africana. El tratamiento de bosque fue el que presentó las menores temperaturas de agua (medianas de: 24.23, 20.25, 23.25 y 25.43). La variabilidad fue también mayor durante estos meses en el tratamiento de palma africana (mínimos y máximos de: 24.33°C-24.93°C, 20.46°C-21.03°C, 26.47°C-28.43°C y 27.2°C-28.47°C, con extremos de 26.47°C en el sitio PC5 en enero), seguida del tratamiento de Santa Lucía (mínimos-máximos de: 24.33°C-24.87°C, 21.03°C-23.4°C, 22.63°C-24.6°C y 27°C-28.97°C, con extremos de 26.57°C en el sitio SL6 en enero y un valor atípico de 23.4°C en el sitio SL5 ese mismo mes). El tratamiento de bosque presentó la menor variabilidad (mínimos-máximos de: 24°C-24.4°C, 20.03°C-20.5°C, 23.13°C-23.3°C y 25°C-26.03°C, con extremos de 23.73°C en el sitio BC3 en marzo) (Figura 4).

Figura 4. Comparación de temperatura en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas in situ, empleando sonda multiparamétrica Hatch HI9813

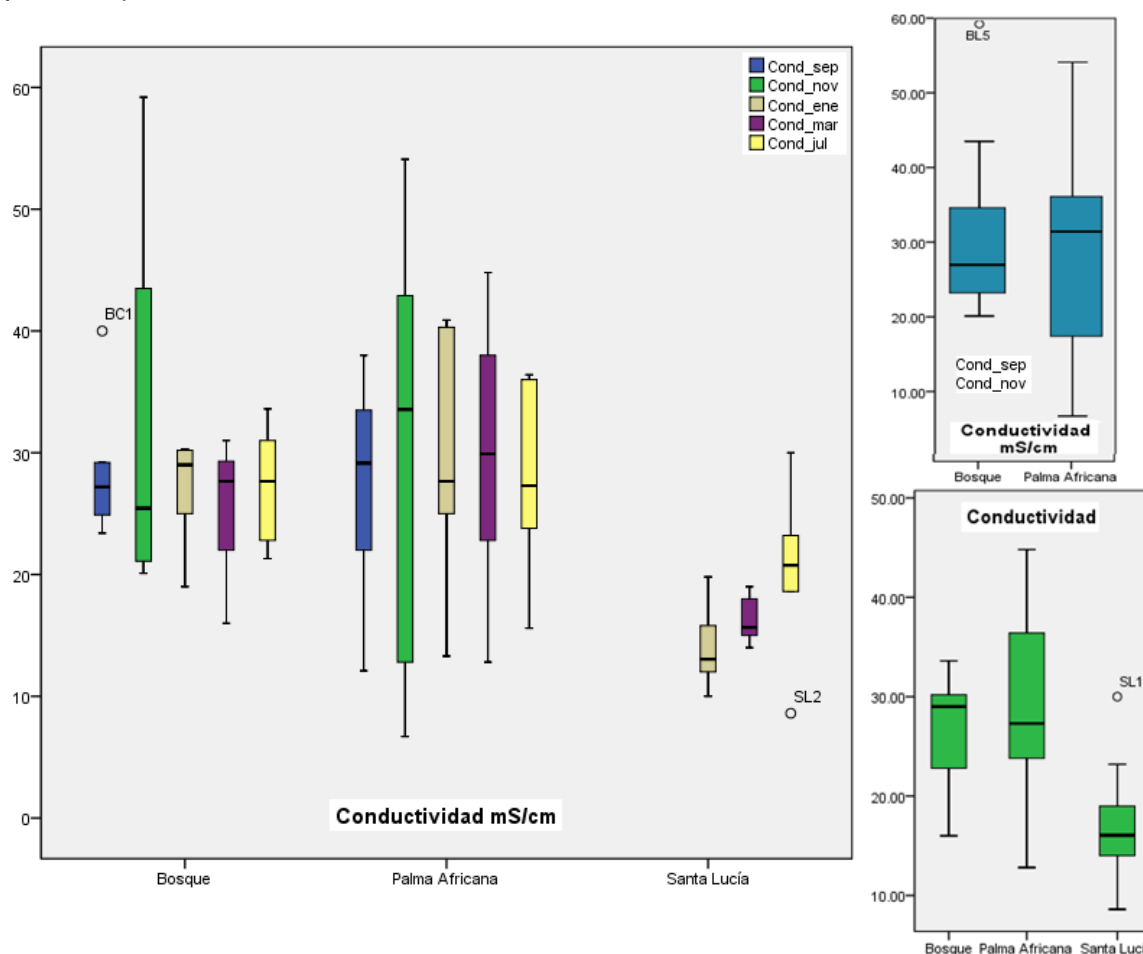
Cuadro 1. Prueba de hipótesis, comparación de temperatura en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

Parámetro	Mes	Prueba de hp	P
Temperatura	jul-15	T test	<0.05
	septiembre	T test	<0.05
	noviembre	T test	<0.05
	enero	ANOVA	0.1527
	febrero	ANOVA	<0.05
	marzo	KW	<0.05
	jul-16	ANOVA	<0.05

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas in situ, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

La conductividad eléctrica (ce) presentó diferencia significativa únicamente en los meses de enero y marzo entre los tratamientos (cuadro 2). En los gráficos de cajas, se observó alta similitud en las medianas de los tratamientos de palma africana y de bosque, difiriendo en función de la variabilidad, siendo está mayor en el tratamiento de palma africana. El tratamiento de Santa Lucía presentó los menores valores y la menor variabilidad de la ce durante los tres meses que fue determinada (Figura 5). En los meses de septiembre y noviembre el tratamiento de palma africana presentó los mayores valores de ce (medianas de 29.15mS/cm y 33.55mS/cm) en contraste con el tratamiento de bosque (medianas de 27.2mS/cm y 25.45mS/cm). Además durante estos meses la variabilidad en el tratamiento de palma africana también fue mayor (mínimos-máximos de: 12.1mS/cm-38mS/cm y 6.7mS/cm-54.1mS/cm) en contraste con el tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 23.4mS/cm-29.2mS/cm y 20.1mS/cm-59.2mS/cm, con un valor atípico de 40mS/cm en el sitio BC1 en septiembre). Durante los meses de enero, marzo y julio, el tratamiento de bosque presentó valores mayores (medianas de: 29 mS/cm, 27.65mS/cm y 27.65mS/cm) aunque muy cercanos a los del tratamiento de palma africana (27.65mS/cm, 29.9 mS/cm y 27.3mS/cm), exceptuando el mes de marzo donde el tratamiento de palma africana fue el menor. El tratamiento de Santa Lucía presentó los menores valores de ce (mediana de: 13.05mS/cm, 15.65mS/cm y 20.75mS/cm), en especial en el mes de enero y marzo, donde la diferencia fue estadísticamente significativa (cuadro 2). Durante estos meses la mayor variabilidad fue detectada en el tratamiento de palma Africana (mínimos-máximos de: 13.3mS/cm-40.9mS/cm, 12.8mS/cm-44.8mS/cm y 15.6mS/cm-36.4mS/cm), seguida por la variabilidad del tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 19mS/cm-30.3mS/cm, 16mS/cm-31mS/cm y 21.3mS/cm-33.6mS/cm) y la del tratamiento de Santa Lucía, que fue la menor (mínimos-máximos de: 10mS/cm-19.8mS/cm, 14mS/cm-19mS/cm y 18.6mS/cm-30mS/cm, con un valor atípico de 8.6 mS/cm en el sitio SL2 en julio) (figura 5).

Figura 5. Comparación de la conductividad eléctrica en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas en LAFYM.

Cuadro 2. Prueba de hipótesis, comparación de la conductividad eléctrica en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

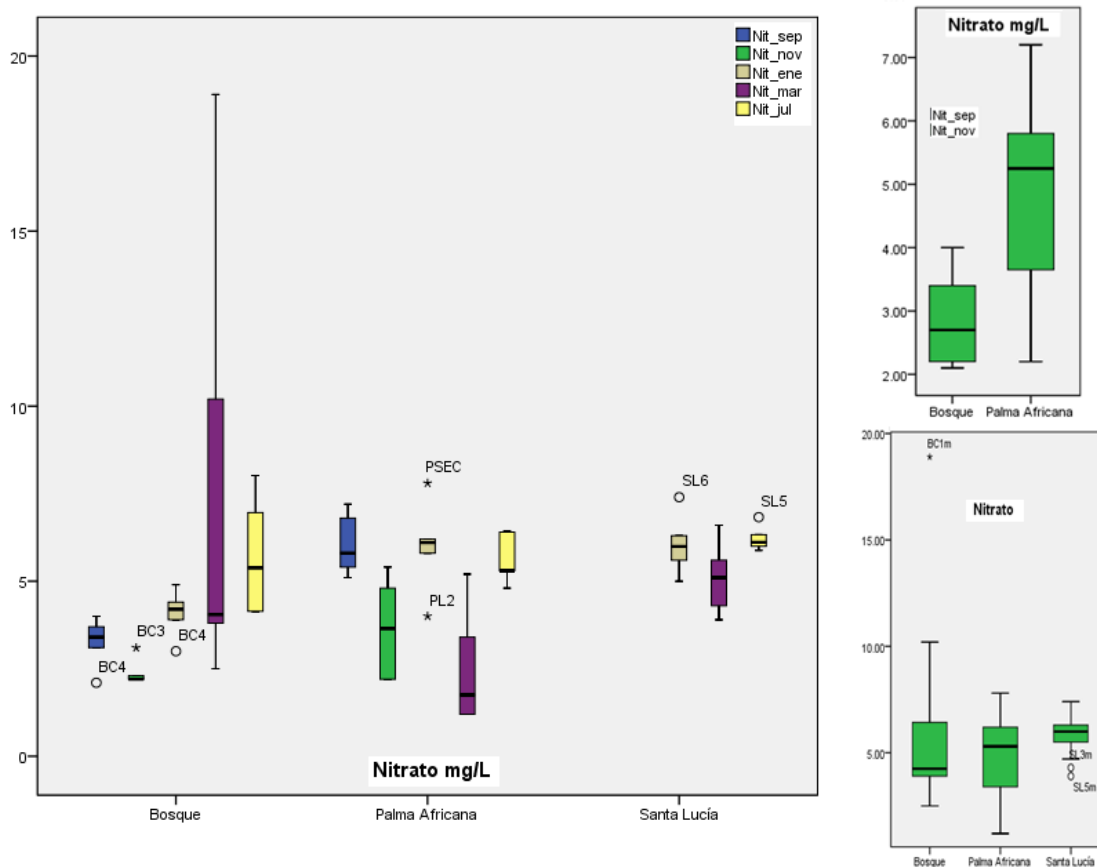
Parámetro	Mes	Prueba de hp	p
Conductividad	Septiembre	T de student	0.7713
	Noviembre	T de student	0.85167
	Enero	ANOVA	<0.05
	Marzo	ANOVA	<0.05
	Julio	ANOVA	0.1317

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas en LAFYM, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

El parámetro de concentración de nitrato presentó diferencia significativa durante el mes de septiembre y el mes de enero (cuadro 3). En el gráfico de cajas se observó que el tratamiento de bosque presentó las menores medianas y en general los menores valores, exceptuando en el mes de marzo, donde se destaca el pico de este parámetro en el tratamiento de bosque. El nitrato entre el tratamiento de palma africana y de Santa Lucía, presentó alta similitud de valores, presentando el tratamiento de Santa Lucía valores mayores exceptuando en enero (Figura 6). En los meses de septiembre y noviembre del 2015 el tratamiento de bosque presentó concentraciones menores de nitrato (medianas de: 3.4 mg/L y 2.2 mg/L) en contraste con el tratamiento de palma africana (medianas de: 5.8 mg/L y 3.65 mg/L). El tratamiento de bosque también presentó la menor variabilidad (mínimos-máximos de: 3.1 mg/L - 4 mg/L, 2.2 mg/L-2.3 mg/L, valor atípico de 2.1 mg/L en sitio BC4 de septiembre y extremo de 3.1 mg/L en BC3) en contraste con el tratamiento de palma africana (mínimos-máximos de: 5.1 mg/L-7.2 mg/L, 5.4 mg/L-2.2 mg/L). Durante el mes de enero el tratamiento de palma africana presentó los mayores valores, sin embargo en el mes de marzo y julio 2016 este dejó de presentar los mayores valores (medianas de: 6.1 mg/L, 1.75mg/L y 5.3mg/L). Exceptuando por lo ocurrido en el mes de enero el tratamiento de Santa Lucía presentó los mayores valores (medianas de: 6 mg/L, 5.1 mg/L, 6.11mg/L). El tratamiento de bosque presentó el menor valor en el mes de enero y valores intermedios entre los otros tratamientos en los meses de marzo y julio (medianas de: 4.2 mg/L, 4.05mg/L y 5.39 mg/L) (figura 6). El tratamiento de palma africana fue el que presentó la menor variabilidad de este parámetro (mínimos-máximos de: 5.8 mg/L-6.2 mg/L, 1.2 mg/L-5.2 mg/L, 4.8 mg/L-6.43 mg/L y extremos de 4 mg/L en sitio PL2 en enero y 7.8 mg/L en sitio PSEC en enero), seguido por el tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 3.9 mg/L-4.9 mg/L, 2.5 mg/L-18.9 mg/L, 4.13 mg/L-8.0 mg/L, valor atípico de 3 mg/L en BC4) y el que presentó mayor variabilidad fue el tratamiento de Santa Lucía (mínimos-máximos de: 3.9 mg/L-6.3 mg/L, 3.9 mg/L-6.6 mg/L y 5.88 mg/L-6.33 mg/L, y valores atípicos de 7.4 en SL6 en enero y de 6.83 mg/L en SL5 en julio) (Figura 6).

Es importante notar que en marzo el tratamiento de bosque presentó la variabilidad más alta en cuanto a nitratos reportada en el estudio. En el mes de Julio se detectaron las mayores concentraciones de nitrato en los tres tratamientos (con máximo de 6.43 mg/L y mínimo de 4.80 mg/L, en el tratamiento de palma africana; con máximo de 8.02 mg/L y mínimo de 4.13 mg/L en el tratamiento de bosque y, con máximo de 6.33 mg/L, mínimo de 5.88 mg/L en el tratamiento de Santa Lucía) (figura 6).

Figura 6. Comparación de concentración de nitrato en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas en LAFYM.

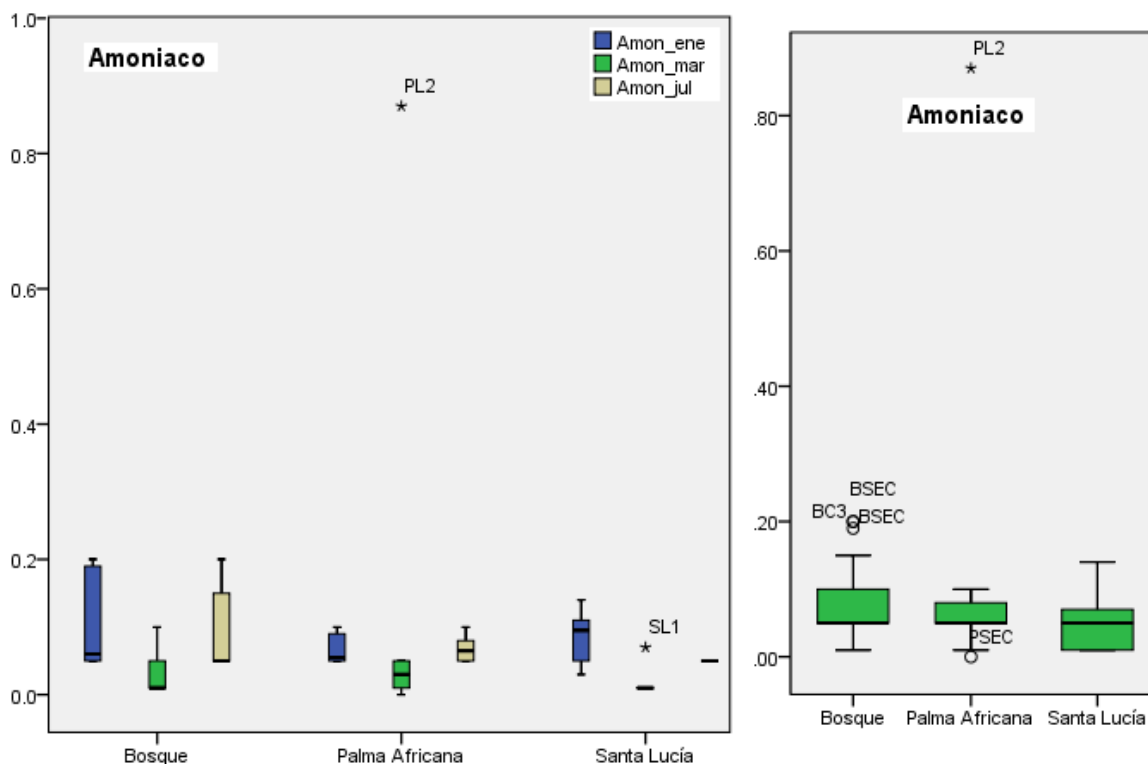
Cuadro 3. Prueba de hipótesis, comparación de concentración de nitrato en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

Parámetro	Mes	Prueba de hp	p
Nitrato	Septiembre	T test	<0.05
	Noviembre	KW	0.124
	Enero	ANOVA	<0.05
	Marzo	ANOVA	0.1218
	Julio	ANOVA	0.1877

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas en LAFYM, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

En relación al parámetro amoníaco, los tratamientos bajo estudio no presentaron diferencias significativas (cuadro 4). Al analizar el gráfico de cajas, se detectó alta similitud entre los distintos tratamientos, y ligeras diferencias. El tratamiento bosque presentó la mayor variabilidad, seguida por el tratamiento de Santa Lucía y el tratamiento de palma africana fue el que presentó la menor variabilidad, aunque fue el tratamiento que presentó el único valor extremo (PL2 en marzo). En el mes de enero el tratamiento de bosque presentó el mayor valor (mediana de 0.095 mg/L), seguido del tratamiento de Santa Lucía (mediana de 0.06 mg/L) y por último el tratamiento de palma africana (mediana de 0.055mg/L). Durante los meses de marzo y julio el tratamiento de palma africana presentó los valores mayores (mediana: 0.03 mg/L y 0.065 mg/L), aunque estos fueron muy similares a los de los otros tratamientos que presentaron medianas iguales (mediana: 0.01 mg/L y 0.05 mg/L). La variabilidad fue mayor en el tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 0.05 mg/L-0.2 mg/L, 0.01 mg/L-0.1 mg/L y 0.05 mg/L-0.2mg/L), seguida por la del tratamiento de Santa Lucía (mínimos-máximos de: 0.03 mg/L-0.14mg/L, 0.01mg/L-0.07mg/L y 0.05mg/L-0.05 mg/L) y la del tratamiento de palma africana (mínimos-máximos de: 0.05mg/L-0.1mg/L, 0mg/L-0.05mg/L y 0.05mg/L-0.1mg/L, y un extremo de 0.87 en PL2 en marzo) (Figura 7).

Figura 7. Comparación de Amoníaco en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas en LAFYM.

Cuadro 4. Prueba de hipótesis, comparación de Amoníaco en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

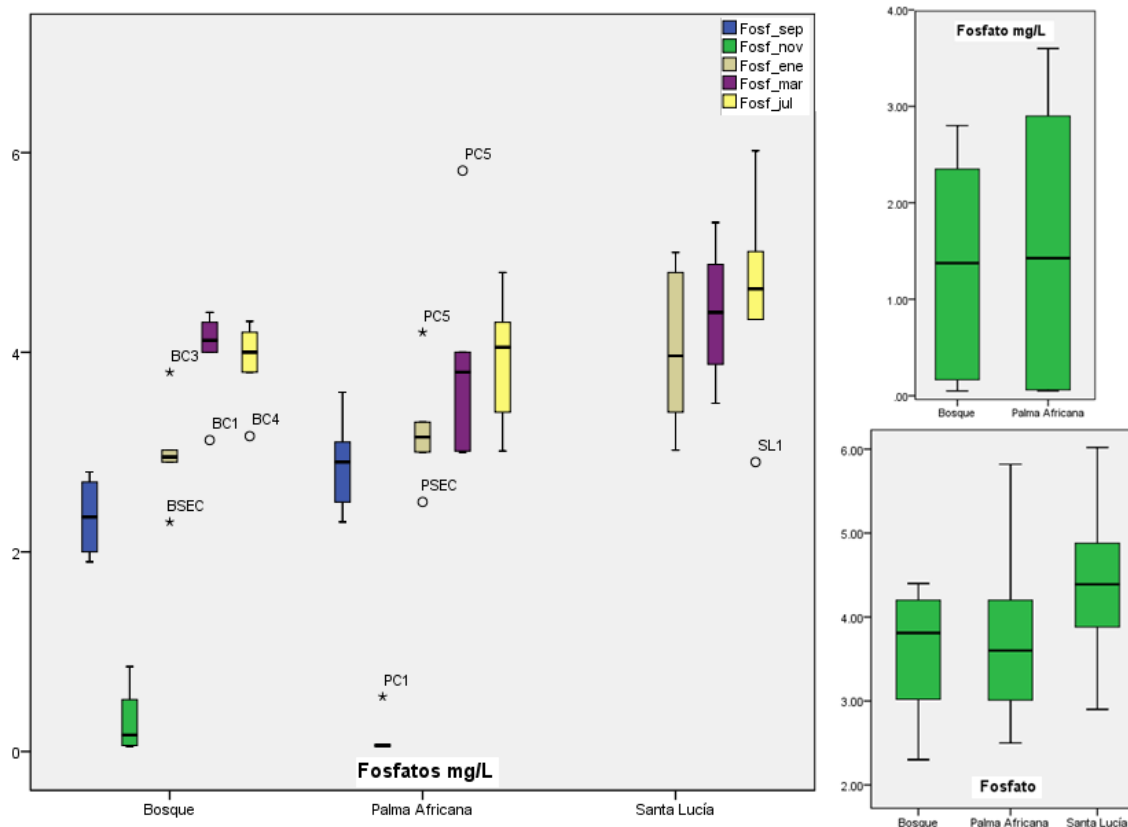
Parámetro	Mes	Prueba de hp	p
Amoníaco	Enero	KW	0.7373
	Marzo	KW	0.8082
	Abril	KW	0.1082

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas en LAFYM, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

En relación al parámetro fosfato, los tratamientos bajo estudio presentaron diferencias significativas en los meses de septiembre y enero (cuadro 5). En el gráfico de cajas se observa que el tratamiento de bosque es el que presentó los valores menores en dichos meses y los valores en los meses de marzo y julio se

aumentan aunque no solamente en el tratamiento bosque sino en todos los tratamientos (Figura 8). Durante los meses de septiembre y noviembre los datos de sulfato entre los tratamientos de bosque (medianas de: 2.35 mg/L y 0.165 mg/L) y de palma africana (medianas de: 2.9 mg/L y 0.06 mg/L) presentaron mucha similitud, siendo mayor la variabilidad en el tratamiento de palma africana (mínimos-máximos de: 2.3mg/L-3.6 mg/L y 0.05 mg/L-0.07 mg/L, y extremo de 0.55mg/L en PC1 en noviembre), en contraste con la del tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 1.9 mg/L-2.8 mg/L y 0.05 mg/L-0.85 mg/L). En los meses de enero, marzo y julio los tratamientos de palma africana (medianas de: 3.15 mg/L, 3.80 mg/L y 4.05 mg/L) y de bosque (medianas de: 2.95 mg/L, 4.12 mg/L y 4 mg/L) presentaron cierta similitud, mientras que el tratamiento de Santa Lucía presentó valores mayores (medianas de: 3.97 mg/L, 4.40 mg/L y 4.64 mg/L). En relación a la variabilidad los tres tratamientos presentaron alta similitud. Tratamiento de palma africana (mínimos-máximos de: 3 mg/L-3.30 mg/L, 3 mg/L-4 mg/L, 3.01 mg/L- 4.80 mg/L, con valores atípicos de 2.5mg/L en PSEC en enero y de 5.82 mg/L en PC5 en marzo, y extremos de 4.2 en PC5 en enero), tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 2.90 mg/L-3.02 mg/L, 4 mg/L-4.40 mg/L y 3.80 mg/L-4.31 mg/L, extremos de 3.8 mg/L en BC3 en enero y de 2.3 mg/L en BSEC en enero y valores atípicos de 3.12 mg/L en BC1 en marzo y de 3.16 mg/L en BC4 en julio) y tratamiento de Santa Lucía (mínimos-máximos de: 3.02mg/L-5 mg/L, 3.49 mg/L-5.30 mg/L y 4.33 mg/L-6.02 mg/L, y valor atípico de 2.9 mg/L en SL1 en julio) (figura 8).

Figura 8. Comparación de fosfatos en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas en LAFYM.

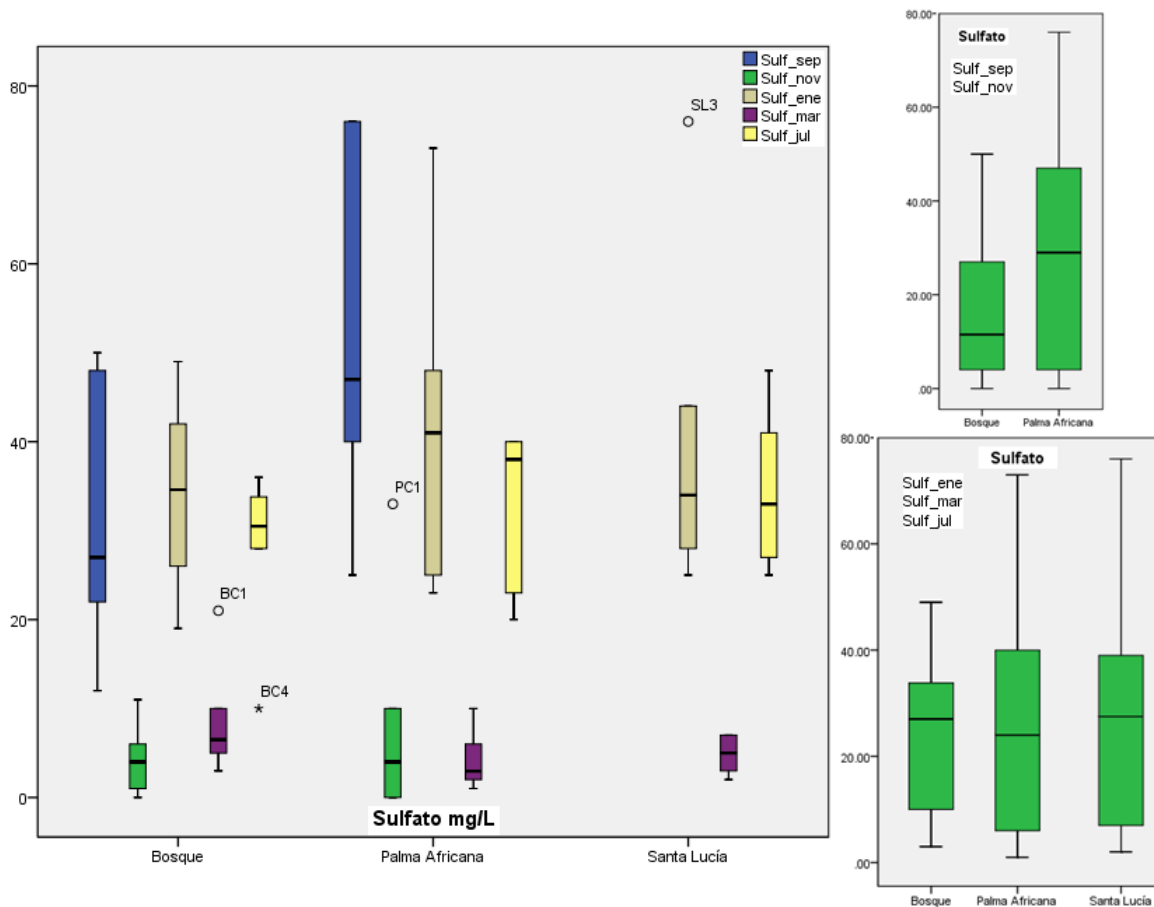
Cuadro 5. Prueba de hipótesis, Comparación de fosfatos en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

Parámetro	Mes	Prueba de hp	p
Fosfato	Septiembre	T de student	<0.05
	Noviembre	KW	0.3682
	Enero	ANDEVA	<0.05
	Marzo	ANDEVA	0.5278
	Abril	ANDEVA	0.2342

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas en LAFYM, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

En relación al parámetro sulfato, los tratamientos bajo estudio no presentaron diferencias significativas (cuadro 6). Al analizar el gráfico de cajas se observó alta similitud entre los tres tratamientos (figura 9). En los meses de septiembre el tratamiento de palma africana (mediana de 47mg/L) presentó valores mayores al tratamiento de bosque (medianas de: 27 mg/L), sin embargo en el mes de noviembre los valores fueron similares (medianas de: 4 mg/L). El tratamiento de palma africana además presentó alta variabilidad en el mes de septiembre y no así en el mes de noviembre (mínimo-máximo: 25mg/L-76mg/L y 0 mg/L-10mg/L, valor atípico de 33 mg/L en PC1 en septiembre) en contraste con la variabilidad en el tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 12mg/L-50mg/L y 0mg/L-11mg/L). En los meses de enero, marzo y julio los tratamientos presentaron alta similitud, presentando el tratamiento de bosque medianas ligeramente mayores (medianas de: 34.6mg/L, 6.5 mg/L y 30.5 mg/L) a las observadas en el tratamiento de Santa Lucía (mediana de: 34mg/L, 5mg/L y 33mg/L) y al tratamiento de palma africana (medianas de: 41mg/L, 2.95 mg/L y 38 mg/L). La variabilidad también fue muy similar en los tres tratamientos. El tratamiento de palma africana (mínimo-máximo de: 23mg/L-73mg/L, 1mg/L-10mg/L y 20mg/L-40mg/L) y el tratamiento de Santa Lucía (mínimos-máximos de 25mg/L-44mg/L, 2mg/L-7mg/L y 25mg/L-48mg/L, extremo de 76 en SL3 en enero) fueron los más similares en contraste con el tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 19mg/L-49mg/L, 3mg/L-10mg/L y 28mg/L-36mg/L, valor atípico de 21mg/L en BC1 en marzo y extremo de 10mg/L en BC4 en Julio) (Figura 9).

Figura 9. Comparación de sulfato en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas en LAFYM.

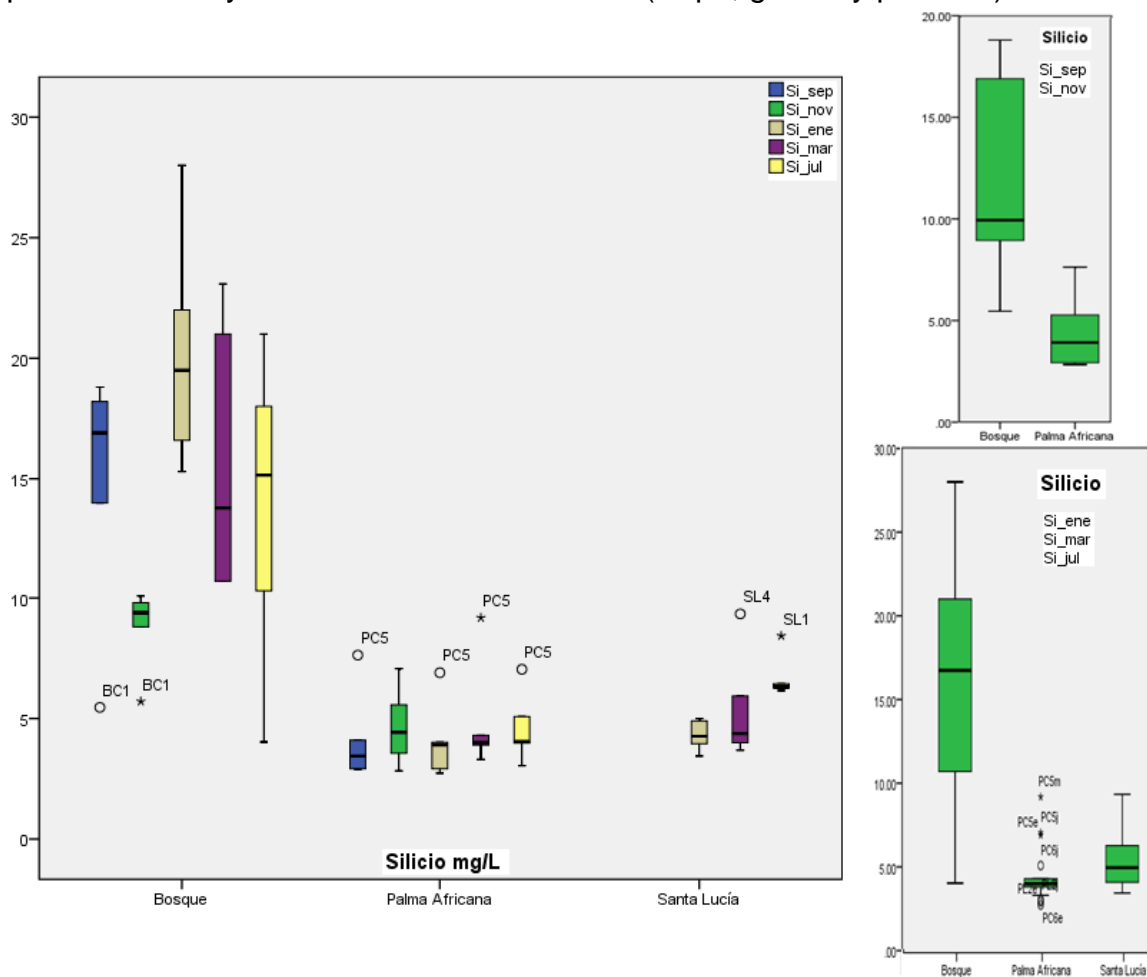
Cuadro 6. Prueba de hipótesis, Comparación de sulfatos en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

Parámetro	Mes	Prueba de hp	p
Sulfato	septiembre	T test	0.073449
	noviembre	KW	0.9356
	Enero	ANOVA	0.7065
	marzo	ANOVA	0.1921
	julio	KW	0.5289

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas en LAFYM, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

En relación al parámetro sílice, los tratamientos bajo estudio presentaron diferencias significativas en cada uno de los meses que duró la investigación (cuadro 7). Durante todo el tiempo de estudio el tratamiento de bosque presentó los valores más altos de sílice, seguidos por el tratamiento de Santa Lucía y por último el tratamiento de palma africana (figura 10). Durante los meses de septiembre y noviembre el tratamiento de bosque presentó los mayores valores (medianas de: 16.9 mg/L y 9.39 mg/L) en contraste con el tratamiento de palma africana (medianas de: 3.44 mg/L y 4.43 mg/L). (Bosque mínimo-máximo de: 14 mg/L-18.80 mg/L, 8.8 mg/L-10.08 mg/L y valor atípico de 5.46 mg/L en sitio BC1 en septiembre y un extremo de 5.71 mg/L en sitio BC1 en noviembre) (palma africana mínimo-máximo de: 2.9 mg/L-4.1 mg/L, y un valor atípico de 7.63 mg/L en sitio PC5 en septiembre). Durante los meses de enero, marzo y julio el tratamiento de bosque presentó los valores mayores de sílice (medianas de: 19.5 mg/L, 13.79 mg/L, 15.15mg/L), en contraste con el tratamiento de Santa Lucía (mediana de 4.3 mg/L, 4.38mg/L, 6.30mg/L) que fue el segundo más alto y por último el tratamiento de palma africana, que fue el menor (medianas de: 3.90 mg/L, 3.9 mg/L, 4.04mg/L). durante estos meses la variabilidad fue mayor en el tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 15.3 mg/L-28 mg/L, 10.7 mg/L-23.08 mg/L, 4.03 mg/L- 21 mg/L), seguida del tratamiento de Santa Lucía (mínimos-máximos de 3.44 mg/L-5 mg/L, 3.69 mg/L-5.93 mg/L, 6.16 mg/L-6.44 mg/L y valor atípico de 9.34 mg/L en sitio SL4 en marzo y extremo de 8.43 mg/L en SL1 en julio) y por último la del tratamiento de palma africana (mínimos-máximos de: 2.73 mg/L-4.01 mg/L, 3.3 mg/L-4.3 mg/L, 3.04 mg/L-5.08 mg/L, un valor atípico de 6.90 mg/L en PC5 en enero, un extremo de 9.18 mg/L en PC5 y otro valor atípico de 7.04 mg/L en PC5 en julio) (figura 10).

Figura 10. Comparación de sílice en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas en LAFYM.

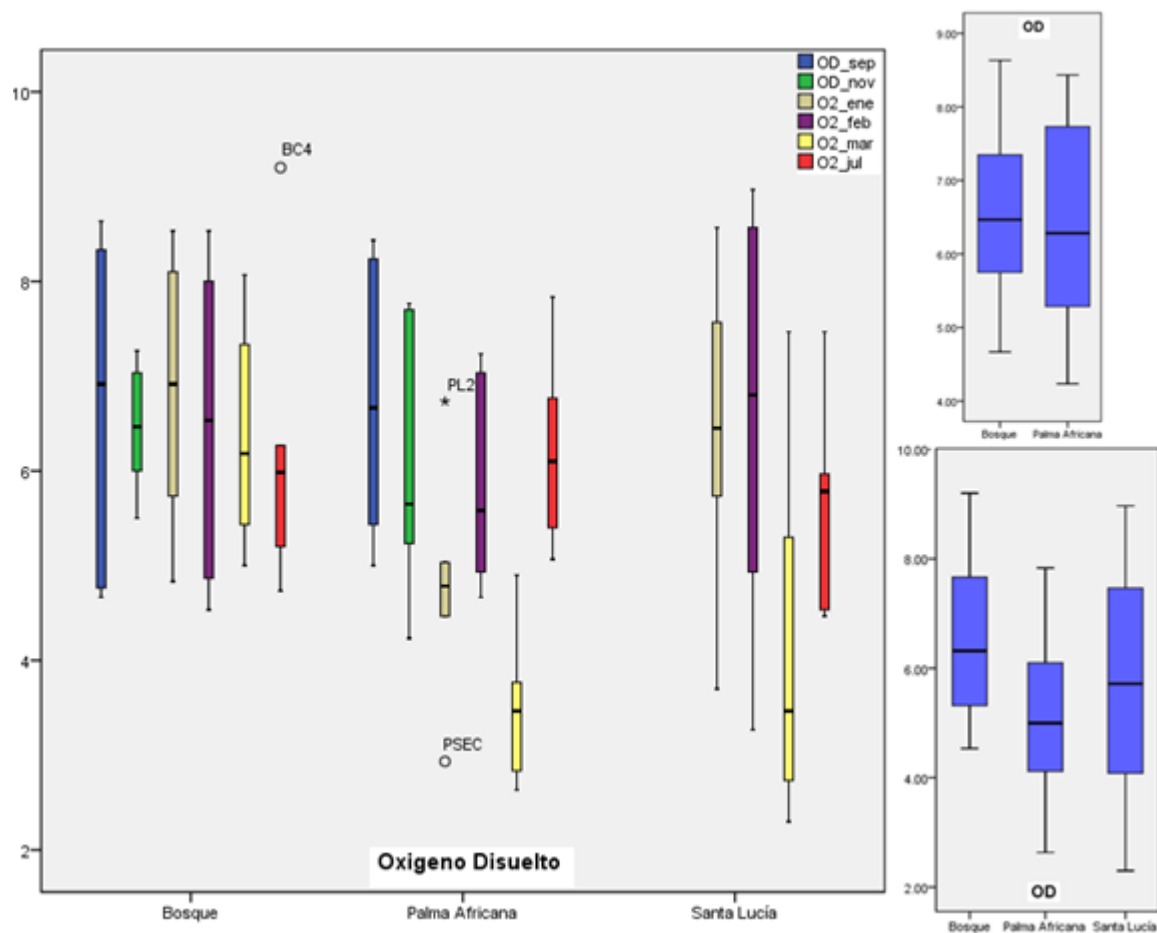
Cuadro 7. Prueba de hipótesis, comparación de sílice en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

Parámetro	Mes	Prueba de hp	p
Sílice	septiembre	KW	<0.05
	noviembre	KW	<0.05
	enero	KW	<0.05
	marzo	KW	<0.05
	julio	KW	<0.05

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas en LAFYM, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

En relación al parámetro oxígeno disuelto, los tratamientos bajo estudio presentaron diferencia significativa en los meses de enero y marzo (cuadro 8). En el gráfico de cajas se observa alta variabilidad no solo al contrastar los diferentes tratamientos, sino al contrastar los meses en que se realizaron los muestreos (figura 11). Durante los meses de septiembre y noviembre del 2015 se observó alta similitud entre los tratamientos, presentando el tratamiento de palma africana (medianas de: 6.67mg/L y 5.65 mg/L) valores muy similares a las observadas en el tratamiento de bosque (mediana de: 6.92mg/L y 6.47mg/L). Durante este periodo la variabilidad de los datos fue similar entre el tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 4.67mg/L-8.64mg/L y 5.5mg/L-7.27mg/L) y el tratamiento de palma africana (mínimos-máximos de: 5mg/L-8.43mg/L y 4.23mg/L-7.77mg/L). Durante los meses de enero, febrero, marzo y julio del 2016 el tratamiento de bosque (medianas de: 6.92 mg/L, 6.53 mg/L, 6.18 mg/L y 5.98 mg/L) presentó los mayores valores seguido por el tratamiento de Santa Lucía (medianas de 6.45mg/L, 6.8mg/L, 3.47mg/L y 5.78 mg/L) y el tratamiento de palma africana (medianas de: 4.78 mg/L, 5.58 mg/L, 3.47mg/L y 6.1mg/L). Durante este periodo la variabilidad fue mayor en el tratamiento de Santa Lucía (mínimos-máximos de: 3.7mg/L-8.57mg/L, 3.27mg/L-8.97mg/L, 2.3mg/L-7.47mg/L y 4.46mg/L-7.47mg/L), en contraste con la observada en el tratamiento de palma africana (mínimos-máximos de: 4.47mg/L-5.03mg/L, 4.67 mg/L-7.23 mg/L, 2.63 mg/L-4.9 mg/L y 5.07 mg/L-7.83 mg/L, y valores atípico de 2.93 mg/L en PSEC en enero y extremos de 6.73 mg/L en PL2 en enero) y de bosque (mínimos-máximos de: 4.83mg/L-8.53mg/L, 4.53mg/L-8.53mg/L, 5mg/L-8.07mg/L y 4.73mg/L-6.27mg/L, y valor atípico de 9.2mg/L en BC4 en julio) (Figura 11).

Figura 11. Comparación de oxígeno disuelto en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas in situ empleando oxímetro Extech DO210.

Cuadro 8. Prueba de hipótesis, comparación de oxígeno disuelto en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

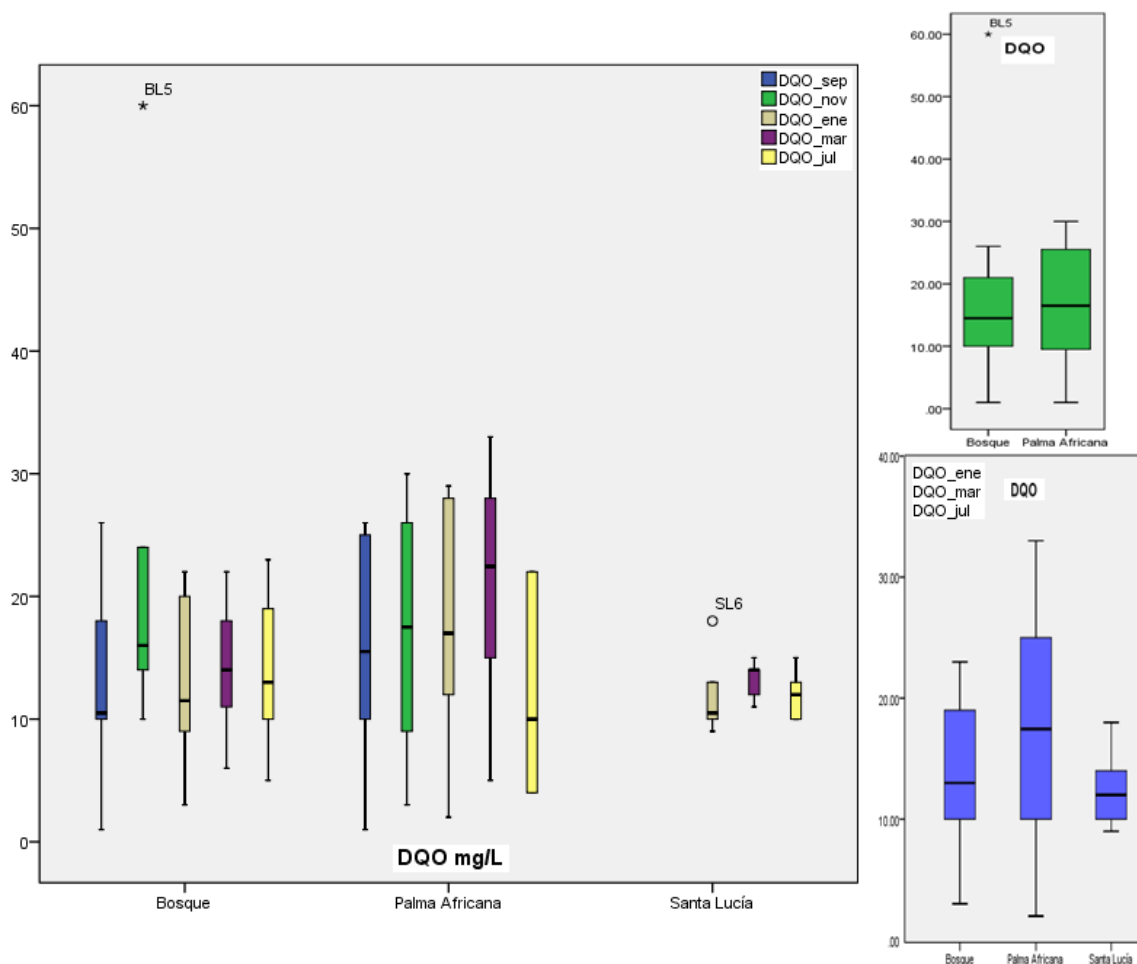
Parámetro	Mes	Prueba de hp	p
Oxígeno Disuelto	jul-15	Kw	0.02472
	septiembre	T test	0.97145
	noviembre	T test	0.52953
	enero	ANOVA	<0.05
	febrero	ANOVA	0.3756
	marzo	ANOVA	<0.05
	jul-16	ANOVA	0.7516

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas en LAFYM, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

En relación al parámetro Demanda Química de Oxígeno (DQO) los tratamientos bajo estudio no presentaron diferencias en ninguno de los meses de investigación (cuadro 9). En el gráfico de cajas se puede observar que el tratamiento de palma africana presenta medianas mayores a las de los otros tratamientos (figura 12).

En los meses de septiembre y noviembre los tratamientos presentaron alta similitud en relación al parámetro DQO, sin embargo el tratamiento de bosque presentó medianas (medianas de: 10.5 mg/L y 16 mg/L) ligeramente menores que el tratamiento de palma africana (medianas de: 15.5 mg/L y 17.5 mg/L), presentando el tratamiento bosque menor variabilidad (mínimos-máximos de: 1 mg/L-26 mg/L y 10 mg/L-24 mg/L, con extremo de 60 mg/L en BL5 en noviembre) que el tratamiento de palma africana (1 mg/L-26 mg/L y 3 mg/L-30 mg/L). En los meses de enero, marzo y julio se continuó observando la alta similitud en los distintos tratamientos, sin embargo en enero y marzo el tratamiento de palma africana presentó valores ciertamente mayores Palma (medianas de: 17mg/L, 22.5 mg/L y 10 mg/L) a los observados en los otros tratamientos, presentando alta similitud el tratamiento de bosque (mediana de: 11.5 mg/L, 14mg/L, 13mg/L) con el tratamiento de palma africana (mediana de: 10.5mg/L, 14 mg/L, 12mg/L. Durante estos meses la variabilidad mayor fue detectada en el tratamiento de palma africana (mínimos-máximos de: 2 mg/L-29 mg/L, 5 mg/L-33 mg/L, 4 mg/L-22 mg/L), seguido por el tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 3 mg/L-22 mg/L, 6 mg/L-22 mg/L, 5 mg/L-23 mg/L) y por último el tratamiento de Santa Lucía (mínimos-máximos de: 9 mg/L-13 mg/L, 11 mg/L-15 mg/L, 10 mg/L-15 mg/L y valor atípico de 18 mg/L en SL6 en enero) (Figura 12).

Figura 12. Comparación de la demanda química de oxígeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas en LAFYM.

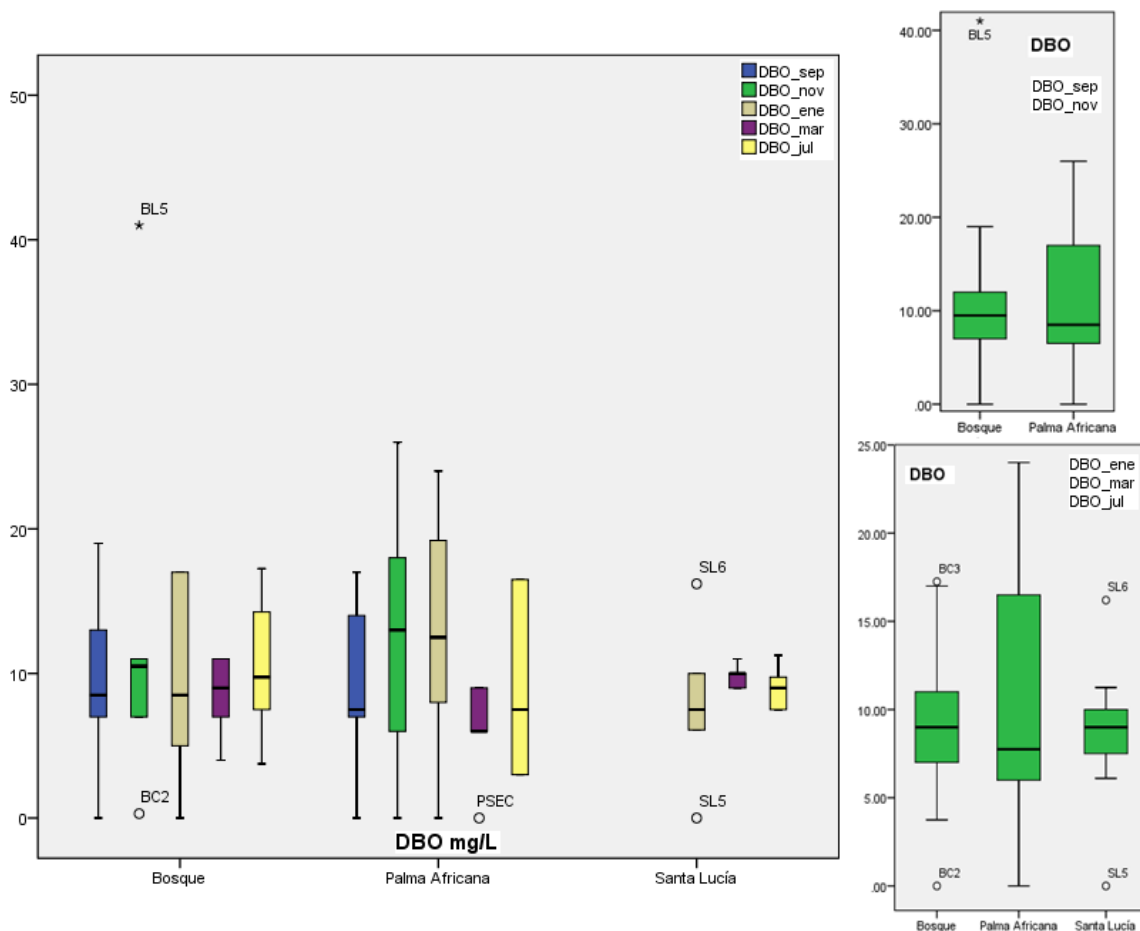
Cuadro 9. Prueba de hipótesis, Comparación de la demanda química de oxígeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

Parámetro	Mes	Prueba de hp	p
DQO	septiembre	T test	0.60839
	noviembre	KW	0.631
	enero	ANOVA	0.5096
	marzo	ANOVA	0.1273
	julio	ANOVA	0.8372

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas en LAFYM, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

En relación al parámetro Demanda Bioquímica de Oxígeno (DQO) los tratamientos bajo estudio solo presentaron diferencias en el mes de marzo (cuadro 10). Al observar el gráfico de cajas, se puede determinar una alta similitud en el comportamiento del parámetro con el observado anteriormente en la demanda química de oxígeno, los tratamientos presentaron valores similares, sin embargo el tratamiento de palma africana presentó en la mayoría de los meses mayor variabilidad (figura 13). En los meses de septiembre y noviembre el tratamiento de bosque presentó medianas (medianas de: 8.5mg/L y 10.5 mg/L) muy similares a las del tratamiento de palma africana (mediana de: 7.5mg/L y 13 mg/L). En estos meses la variabilidad también se asemejó mucho en estos dos tratamientos, (en el tratamiento de bosque los mínimos-máximos fueron de: 0mg/L-19mg/L y 7mg/L-11mg/L, y valor atípico de 0.3 mg/L en BC2 en noviembre y un valor extremo de 41mg/L en sitio BL5 en noviembre; y en el tratamiento de palma africana presentó mínimos-máximos de: 0mg/L-17mg/L y 0mg/L-26mg/L). Durante los meses de enero, y julio los tratamientos presentaron alta similitud en relación al DBO, y en el mes de marzo el tratamiento de palma africana presentó los valores más pequeños. El tratamiento de Santa Lucía presentó valores muy similares (medianas de: 7.5 mg/L, 10mg/L y 9mg/L) al tratamiento de bosque (medianas de: 8.5 mg/L, 9 mg/L y 9.75 mg/L) y al tratamiento de palma africana (medianas de: 12.5 mg/L, 6 mg/L y 7.5 mg/L). En el mes de enero la variabilidad fue mayor en el tratamiento de palma africana, sin embargo en los meses de marzo y julio la variabilidad del tratamiento de palma africana (mínimos-máximos de: 0 mg/L-24 mg/L, 6 mg/L-9 mg/L y 3 mg/L-16.5 mg/L) fue muy similar a la del tratamiento de Santa Lucía (mínimos-máximos de: 7 mg/L-10 mg/L, 9mg/L-11mg/L y 7.5mg/L-11.25 mg/L) y al tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 0mg/L-17mg/L, 4 mg/L-11 mg/L y 3.75 mg/L-17.25 mg/L) (figura 13).

Figura 13. Comparación de la demanda bioquímica de oxígeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas en LAFYM.

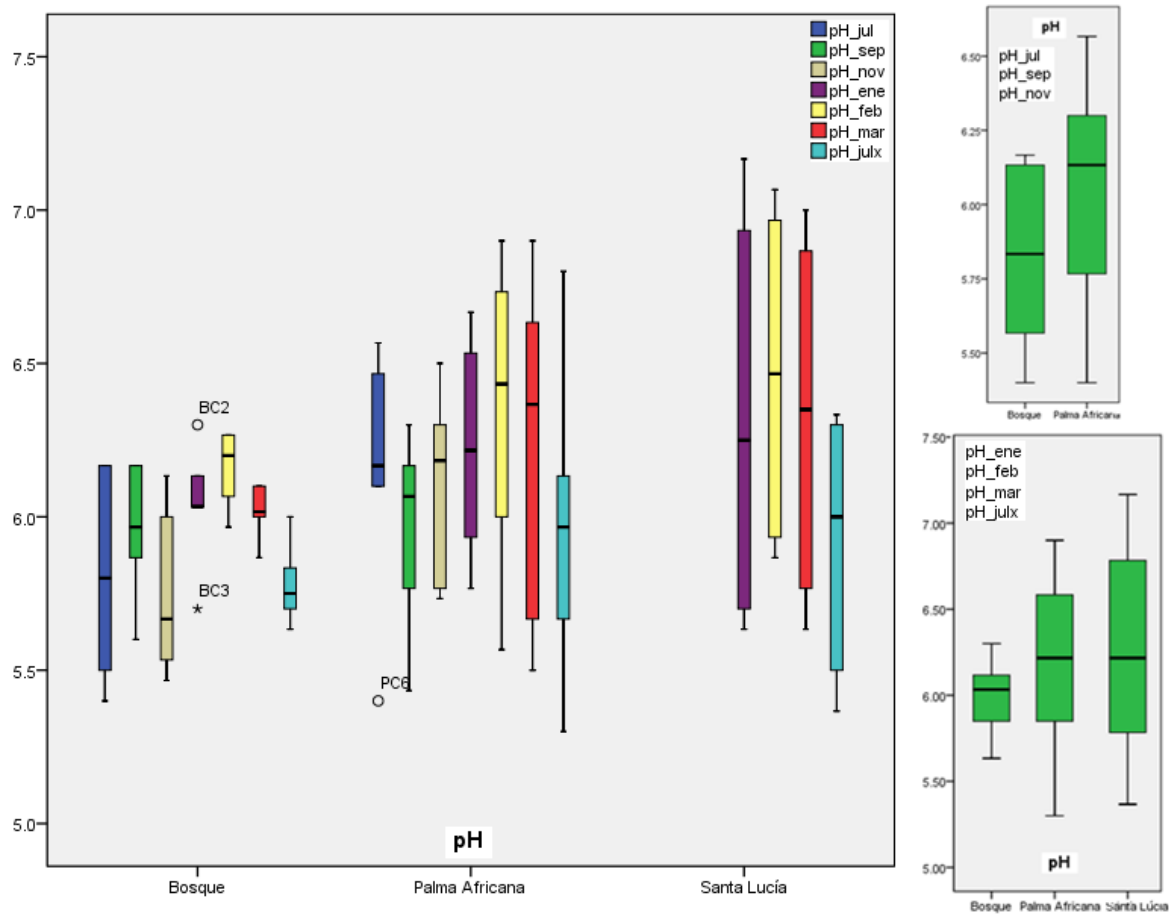
Cuadro 10. Prueba de hipótesis comparación de la demanda bioquímica de oxígeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

Parámetro	Mes	Prueba de hp	p
DBO	septiembre	T student	0.89109
	noviembre	KW	1
	enero	ANOVA	0.8372
	marzo	ANOVA	<0.05
	julio	ANOVA	0.8372

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas en LAFYM, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

En relación al parámetro pH, los tratamientos bajo estudio no presentaron diferencia significativa (cuadro 11). En el gráfico de cajas se observó que el tratamiento de bosque presentó valores menores a los otros tratamientos (figura 14). Durante los meses de julio, septiembre y noviembre el tratamiento de bosque presentó valores menores (medianas de 5.8, 5.97 y 5.67) que el tratamiento de palma africana (medianas de: 6.17, 6.1 y 6.18). Durante estos meses el tratamiento de bosque (mínimos-máximos de: 5.4-6.17, 5.6-6.17 y 5.47-6.13) presentó una variabilidad muy similar al tratamiento de palma africana (mínimos-máximos de: 6.1-6.57, 5.43-6.3 y 5.73-6.5). Durante los meses de enero, febrero, marzo y julio los valores de pH continuaron siendo menores en el tratamiento de bosque (medianas de: 6.03, 6.2, 6.01 y 5.75), que en los tratamientos de palma africana (mediana de 6.22, 6.43, 6.37 y 5.97) y de Santa Lucía (mediana de 6.25, 6.47, 6.35 y 6). Durante estos meses la mayor variabilidad fue observada en el tratamiento de Santa Lucía (mínimos-máximos de: 5.63-7.17, 5.87-7.07, 5.63-7 y 5.37-6.33), seguida de la observada en el tratamiento de palma africana (5.77-6.67, 5.57-6.9, 5.5-6.9 y 5.3-6.8) y la variabilidad más pequeña fue observada en el tratamiento de bosque (6.03-6.13, 5.97-6.27, 5.87-6.1 y 5.63-6) (Figura 14).

Figura 14. Comparación de potencial de hidrógeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas "in situ" empleando la sonda multiparamétrica HI9813-6.

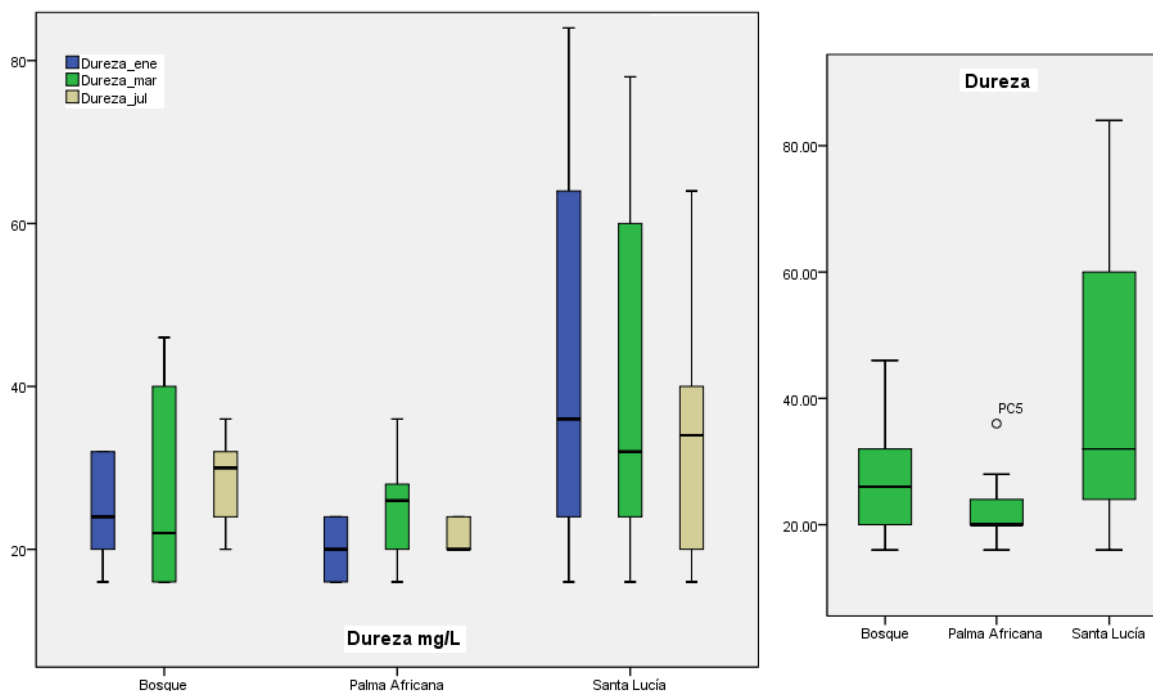
Cuadro 11. Prueba de hipótesis, comparación de potencial de hidrógeno en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

Parámetro	Mes	Prueba de hp	p
pH	jul-15	T test	0.14228
	septiembre	T test	0.94455
	noviembre	T test	0.053571
	enero	ANOVA	0.448
	febrero	ANOVA	0.3652
	marzo	ANOVA	0.3593
	jul-16	ANOVA	0.6742

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachúa analizadas in situ, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

En relación al parámetro dureza, los tratamientos bajo estudio no presentaron diferencia significativa (cuadro 12). Al observar el gráfico de cajas, se pudo determinar que el tratamiento de Santa Lucía presentaba los valores más altos (medianas de: 36 mg/L, 32 mg/L y 34 mg/L) en relación al tratamiento de bosque (medianas de: 24 mg/L, 22 mg/L y 30 mg/L) y al tratamiento de palma africana (medianas de: 20 mg/L, 26 mg/L y 20 mg/L) que presentó los menores. El tratamiento de Santa Lucía también presentó la mayor variabilidad (mínimos-máximos de: 16 mg/L-84 mg/L, 16 mg/L-78 mg/L y 16 mg/L-64 mg/L), en contraste con el tratamiento de palma africana (mínimos-máximos de: 16mg/L-24mg/L, 16 mg/L-36 mg/L y 20mg/L-24mg/L), que presentó la menor variabilidad y el tratamiento de bosque que presentó una variabilidad intermedia (mínimos-máximos de: 16mg/L-32mg/L, 16mg/L-46mg/L y 20mg/L-36mg/L) (Figura 15).

Figura 15. Comparación de la Dureza en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).



Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas en LAFYM.

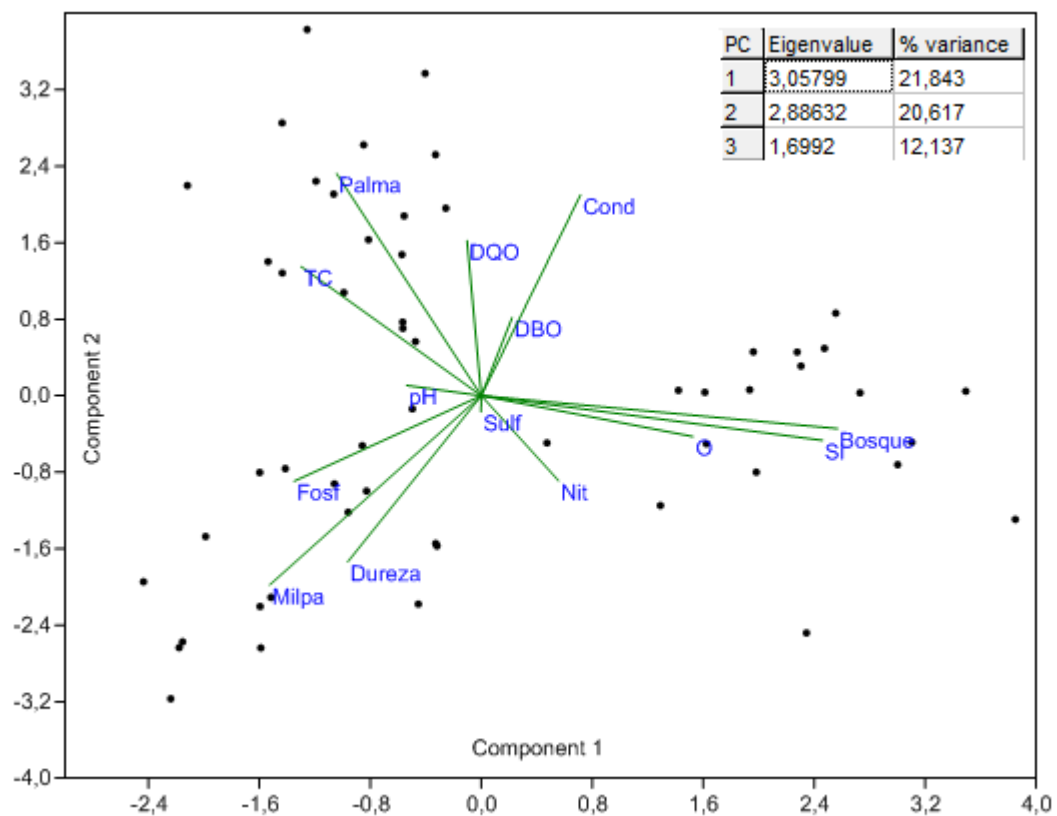
Cuadro 12. Prueba de hipótesis, comparación de la Dureza en ríos de tratamiento de bosque, tratamiento de palma africana y tratamiento de Santa Lucía (milpa, guamil y potreros).

Parámetro	Mes	Prueba de hp	P
Dureza	enero	ANOVA Welch F test	0.09675
	marzo	ANOVA Welch F test	0.3985
	julio	ANOVA Welch F test	<0.05

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas en LAFYM, prueba de hipótesis empleando el programa estadístico PAST.

De una manera resumida las figuras 16 y 17 muestran, la relación entre los distintos parámetros fisicoquímicos de calidad del agua con los distintos tratamientos (Bosque: tratamiento de bosque, palma: tratamiento de palma africana y milpa: Tratamiento de Santa Lucía). En el análisis de componentes principales se observa una relación positiva entre el oxígeno (O) y el sílice (Si) con el tratamiento de bosque (Bosque). Se observa una relación positiva entre el tratamiento de Santa Lucía (Milpa), el fosfato (Fosf) y la dureza (Dureza). Además se observa la relación negativa entre el tratamiento de Santa Lucía (Milpa) y la conductividad eléctrica (Cond). El tratamiento de palma africana (Palma) se relaciona positivamente con la temperatura (T°C) y además se relaciona negativamente con el nitrato (Nit) (Figura 16). En el análisis de correspondencia canónica, se observa que el tratamiento de bosque (línea verde Bosque) se relaciona positivamente con el oxígeno (O) y el sílice (Si). El tratamiento de palma africana (línea verde Palma) en cambio presenta una relación positiva con la demanda química de oxígeno (DQO) y la temperatura (T°C) y en menor grado con el potencial de hidrógeno (pH) y el sulfato (Sulf). El tratamiento de Santa Lucía (Milpa) se relacionó positivamente con la dureza y el fosfato, y presentó una relación negativa con la conductividad eléctrica (Figura 17).

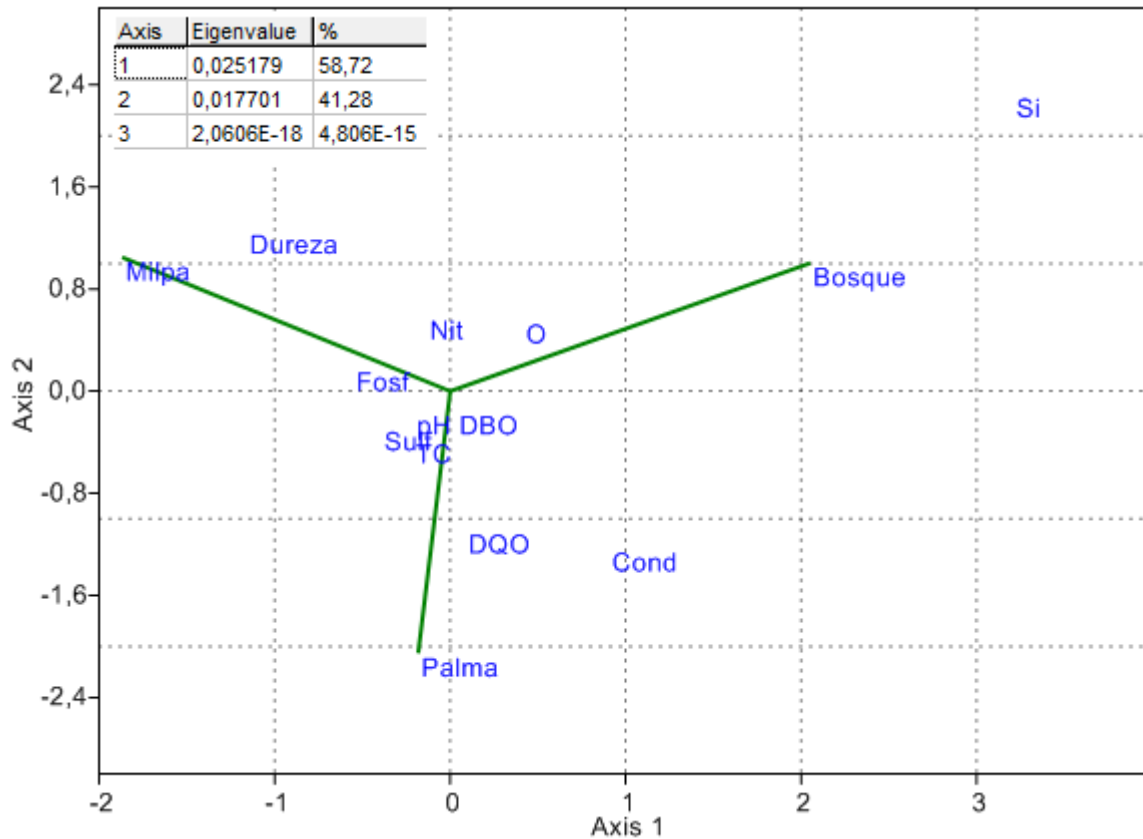
Figura 16. Análisis de Componentes Principales



*Palma: tratamiento de palma africana
 *Bosque: tratamiento de bosque
 *Milpa: Tratamiento de Santa Lucía
 *O: Concentración de oxígeno disuelto
 *Si: Concentración de Sílice
 *T°C: Temperatura del agua
 *DQO: Demanda Química de oxígeno

*DBO: Demanda Bioquímica de oxígeno
 *Sulf: Concentración de Sulfato
 *Nit: Concentración de Nitrato
 *Fosf: Concentración de fosfato
 *pH: Potencial de hidrógeno
 *cond: Conductividad eléctrica

Figura 17. Análisis de Correspondencia Canónica



*Palma: tratamiento de palma africana
 *Bosque: tratamiento de bosque
 *Milpa: Tratamiento de Santa Lucía
 *O: Concentración de oxígeno disuelto
 *Si: Concentración de Sílice
 *T°C: Temperatura del agua
 *DQO: Demanda Química de oxígeno

*DBO: Demanda Bioquímica de oxígeno
 *Sulf: Concentración de Sulfato
 *Nit: Concentración de Nitrato
 *Fost: Concentración de fosfato
 *pH: Potencial de hidrógeno
 *cond: Conductividad eléctrica

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Calidad del Agua:

Los sistemas kársticos presentan una estructura hidrológica dual, compuesta por cuencas superficiales y cuencas subterráneas que difieren de las primeras (Luo et al., 2016, p.461). Debido a lo anterior estos sistemas hídricos superficiales suelen presentar conexiones con los sistemas hídricos subterráneos y con otros sistemas hídricos superficiales. Los ríos de estos sistemas desaparecen periódicamente en agujeros, cenotes o cavernas y posteriormente emergen en sitios de menor elevación (Bayless et al., 2014, p.6). Para disminuir el efecto de estas conexiones subterráneas se realizó el estudio en ríos de primer orden, los cuales fueron recorridos en busca de conexiones subterráneas (entradas de agua) visibles, sin embargo resulta complicado evidenciar este tipo de conexiones entre los sistemas hídricos subterráneos y superficiales. Al encontrarse relativamente cerca el tratamiento de palma africana y el tratamiento de bosque (aproximadamente entre 1 y 3 km), pudo haber existir cierto contagio espacial entre las microcuencas superficiales delimitadas en los diferentes tratamientos. Además de estas posibles conexiones, la cercanía espacial entre estos tratamientos y consecuentemente las similitudes topológicas e hidrológicas que presentan estos tratamientos, probablemente sean la razón de la alta similitud entre muchos de los parámetros bajo estudio (fosfato, sulfato y dureza). Sin embargo, a pesar de este posible contagio espacial, se observaron diferencias en los análisis gráficos y estadísticos (diferencias significativas), particularmente en los parámetros de: temperatura del río, oxígeno disuelto (OD), concentración de sílice, y diferencias no significativas en los parámetros de conductividad eléctrica (CE), concentración de nitrato, potencial de hidrógeno y demanda química de oxígeno (DQO).

Temperatura

La temperatura del agua es una característica fundamental de los ríos, ya que ecosistemas hídricos han sido relacionados a modificaciones importantes en la distribución, abundancia y diversidad de la biota acuática (Rice y Jastram, 2015, p.127; Jastram y Rice, 2015, p.1). La temperatura del agua puede además afectar aspectos específicos de la calidad del agua, como ocurre con el OD ya que su relación es inversamente proporcional (Wilson, 2009, p.1; Rosli et al., 2010, p.419). Además, las altas temperaturas pueden acelerar procesos químicos que liberan nutrientes al agua, impactando la calidad del agua, el sistema hídrico y su ecología (Duan y Kaushal, 2013, p.1204).

El análisis de los datos de temperatura evidenció diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos (cuadro 1), similar a como se ha documentado en otros estudios (Carlson et al., 2014, p.1110; Gandaseca et al., 2015, p.525). El valor de la mediana en la temperatura fue 2.5°C mayor en ríos encontrados en el tratamiento de palma africana, en comparación con los encontrados en el tratamiento de bosque (figura 4), siendo cercana a la diferencia de 3°C establecida por Carlson *et al.* (2014, p.1118) entre estos dos tipos de uso del suelo. Esta diferencia es atribuida al efecto que tienen los bosques riparios sobre los ríos asociados. El dosel de los bosques riparios juega un papel crítico en la regulación de la temperatura del río, manteniéndola relativamente constante y baja, al evitar el paso directo de la radiación solar a la misma (Lorion y Kennedy, 2009B, p.165; Brauman, Freyberg y Daily, 2012, p.56; Gandaseca et al., 2015, p.528). Además, la vegetación que conforma el bosque ripario libera calor en el ambiente mediante la evapotranspiración (Coe et al., 2011, p.130; Brauman, Freyberg y Daily, 2012, p.60); y mediante el efecto de sombra, evita la infiltración solar en el suelo (Lorion y Kennedy, 2009B, p.165). Lo anterior no ocurre de manera efectiva en las plantaciones de palma africana (Carlson et al., 2014, p.1110; Gandaseca et al., 2015, p.525), y por lo tanto el parámetro temperatura se relaciona positivamente al tratamiento de palma africana (figura 17). La presencia de bosques riparios ejerce también un efecto “buffer” o de regulación de la variabilidad de temperatura,

manteniéndola más estable (menos variable) y con cambios menos drásticos a lo largo del tiempo (Studinski, 2012, p.113), como se observó en la figura 4, donde el tratamiento de palma africana presenta mayor variabilidad que los otros tratamientos.

En el tratamiento de Santa Lucía (mosaico paisajístico de milpa, guamil y potreros pequeños), se observó que la temperatura del agua fue mayor a la observada en el tratamiento de bosque (figura 4). Lo anterior se ha observado generalmente en usos de suelo agrícola o en otras zonas donde ha ocurrido una deforestación parcial o total del bosque ripario, lo que elimina el efecto regulador que el bosque tiene sobre la temperatura de los ríos (Macedo et al., 2013, p.5; Neill et al., 2013, p.6; Studinski, 2012, p.113). Al comparar el tratamiento de palma africana con el tratamiento de Santa lucía, se observó que la temperatura de los ríos fue más elevada en el tratamiento de palma africana (Figura 4). Lo anterior puede deberse a que la comunidad Santa lucía aún presenta zonas boscosas (Figura 3) que actúan como zonas de amortiguamiento climático, lo que puede regular la temperatura del río (Moore, Spittlehouse y Story, 2005, p.813). Estas diferencias en la temperatura brindan evidencia que el cambio de un uso de suelo boscoso a un uso de suelo agrícola, afectan las propiedades físicas de los ríos (Studinski, 2012, p.113, Moore, Spittlehouse y Story, 2005, p.813; Carlson et al., 2014, p.1111; Gandaseca et al., 2015, p.525). Diferentes estudios en el mundo han asociado los cambios de temperatura con perturbaciones ecológicas, como la pérdida de diversidad y modificación de ensamblajes bióticos (Lorion y Kennedy, 2009A, p.468; Macedo et al., 2013, p.8; Kennedy, 2009B, pp.175-176). El estudio de García (2008) en Lachuá, relaciona las diferencias en la composición taxonómica de macroinvertebrados entre los ríos Tzetoc, Lachuá y Peyán (>3° orden), a las diferencias en temperatura y concentración de sales en el agua (pp.14 y 42), lo que evidencia la importancia de la temperatura sobre las características ecológicas de los ríos. Sin embargo, el presente estudio no tuvo un alcance ecológico, y por ello un estudio de esta índole en ríos de primer orden podría ser beneficioso al aportar información en cuanto a los impactos del uso de suelo y de la expansión del cultivo de palma africana en la Eco-región Lachuá.

Al obtener el diferencial entre las temperaturas promedio del agua y las temperaturas medias atmosféricas de las fechas de medición (anexo 2), se determinó que el tratamiento de palma africana presentó un promedio negativo (-1.57), al igual que el tratamiento de Santa Lucia, pero menor (-1.20). Esto apoya la observación que el promedio de las temperaturas de agua en el tratamiento de palma africana es mayor al promedio de las temperaturas atmosféricas. En este sentido, la medición del tratamiento de bosque presentó un valor positivo (0.52, temperatura ambiental mayor a la de los ríos), lo que es concordante con los párrafos anteriores, y evidencia el efecto que tiene el bosque sobre la temperatura (reducirla y mantenerla menor variable) y del uso del suelo sobre la temperatura del agua ya que descarta la posibilidad que la diferencia entre la temperatura del río por tratamiento se deba a la temperatura ambiental como tal.

Conductividad Eléctrica (CE)

Usualmente los valores altos de CE se relacionan con la presencia de alto contenido de sales disueltas en el río, por lo que la CE resulta en una medida confiable para determinar diferencias en la calidad de agua entre diferentes ríos (Gandaseca et al., 2015, p.530).

En relación al parámetro fisicoquímico de CE, los primeros dos meses de muestreo no presentaron diferencia significativa entre los tratamientos (cuadro 2). Y al observar el gráfico de cajas ambos tratamientos presentan resultados muy similares. Lo anterior no concuerda con estudios previos relacionados con la palma africana, donde los ríos que atraviesan plantaciones de palma africana, son los que presentan los mayores valores de CE (Carlson et al., 2014, p.1122). La alta similitud entre el tratamiento de palma africana y el de bosque probablemente sea explicado por la particularidad de la plantación bajo estudio, a diferencia de las plantaciones de palma africana en el estudio de Carlson et al. (2014, p.1122), la plantación de palma africana en este estudio no fue fertilizada extensivamente. Según el dueño de la

plantación, el cultivo había sido un poco descuidado los meses anteriores, permitiendo el crecimiento de hierbas (que con la aplicación de herbicidas y el raleo hubieran sido removidas, como lo hacen normalmente en otras plantaciones de este cultivo (Guereña y Zepeda, 2013, p.47; Comte et al., 2012, p.79), además la aplicación de fertilizantes no había sido llevada a cabo por más de un año, fue hasta el mes de diciembre del año 2015 que esta fue realizada. Sin embargo resulta importante recalcar que la fertilización en la plantación bajo estudio fue muy diferente a las prácticas regulares del cultivo en otras plantaciones. Durante el mes de diciembre del 2015, la fertilización se realizó empleando gallinaza, un fertilizante orgánico que se obtiene del vermicompost (comunicación personal con dueño de la plantación de palma) y que está asociada a un bajo impacto ambiental (Román, Martínez y Pantoja, 2013, p.68). Por ello, el encontrar diferencias más contrastantes en relación a CE está probablemente más asociado cuando las aplicaciones de fertilizantes son de naturaleza sintética y en volúmenes mayores.

El tratamiento de palma africana fue el que presentó la mayor variabilidad con respecto al parámetro CE (figura 5), lo cual probablemente se deba al efecto ejercido por las carreteras, además de la fertilización. Las carreteras sin pavimentar son contribuyentes desproporcionales de sedimento porque compactan la superficie y contribuyen a disminuir la infiltración del recurso hídrico en el manto freático. Cuando los niveles de lluvia son altos, el agua transportada genera más erosión de numerosas partículas sólidas hacia los ríos cercanos. Las carreteras de este tipo, tienen la capacidad de renovar el suministro de sedimentos y al transporte de partículas en la superficie debido al disturbio ocasionado por vehículos o por la maquinaria de mantenimiento de la carretera (Ziegler et al., 2004, p.156). A pesar de que las únicas carreteras en el área de estudio son poco transcurridas y son exclusivas para la cosecha del fruto y el transporte del mismo, y a pesar de que estas carreteras sin pavimentar solo ocupen un bajo porcentaje del área de captación hídrica en el tratamiento de palma africana (mediana de 4.2% y rango de 0 a 8%), pudieron ser parte de las causas de la alta variabilidad en el tratamiento de palma africana, aumentando los sedimentos de forma diferencial según la cercanía y el uso diferencial de las carreteras. Se ha observado en distintos estudios que

inclusive a pesar de que las carreteras ocupen una pequeña fracción de la microcuenca pueden ser responsable de un alto grado de descargas o sedimento erosionado al río, inclusive similar al ocasionado por ciertos cultivos, (Ziegler et al., 2002, p.152; Ziegler y Giambelluca, 1997, p.225), lo que explicaría la existencia de valores voluminosos en el tratamiento.

Al contrastar la conductividad eléctrica con la precipitación, puede observarse cierta relación durante los meses de septiembre y marzo, donde se observa que en presencia de precipitaciones más voluminosas, la conductividad eléctrica aumenta en los ríos (anexo 6). Sin embargo esto no ocurre así durante todos los meses, lo que sugiere otras variables relacionadas, como el efecto barrera que ejerce el bosque ripario, observado en otros estudios (Fernandes, Souza y Tanaka, 2014, p.175), ya que a pesar de los disturbios en áreas anexas, las raíces filtran el agua y remueven los sedimentos y mejoran la estructura del suelo al fijar el suelo erosionable. Los bosques riparios también aumentan el ritmo de infiltración y deposición del material en suspensión, al disminuir el flujo en canal mediante la dispersión de la corriente (Furnas y Mitchel, 2001, p.41; Castelle et al, 1994, pp.878-879; Broadmeadow y Nisbet, 2004, p.287). Sin embargo fue el tratamiento de Santa Lucía, no el de bosque, el que presentó los valores menores de conductividad (figura 5), e incluso la diferencia fue estadísticamente significativa entre los tratamientos (cuadro 2). El tratamiento de Santa Lucía presentó además una relación inversa ante la conductividad (figura 16 y 17) lo cual no concuerda con lo obtenido en estudios previos en regiones tropicales, donde se describen altas tasas de sedimentos y CE en ríos asociados a áreas de captación de lluvia recientemente deforestadas y preparadas para cultivos (Bramley y Roth, 2002, p.936; Dunne, 1979, p.281; Hunter y Walton, 2008, p.131; Carlson *et al.*, 2014, p.1110). Los menores valores de CE en el tratamiento de Santa Lucía, en relación al tratamiento de bosque podrían estar relacionados a una menor pendiente en el área de captación hídrica. Santa Lucía es presenta una superficie catalogada como muy suavemente disectada, mientras que el área donde se ubica el tratamiento de palma africana y el tratamiento de bosque son catalogadas como superficies ligeramente disectadas, es decir con una pendiente (disección) más marcada asociada a la presencia de procesos fluvio-

erosivos (Avendaño, 2005, p.23). Otros factores como el tipo de suelo, que probablemente presente más diferencias al encontrarse más alejado y las posibles conexiones subterráneas que probablemente actúen de la misma manera con la cercanía, son otros elementos que podrían posiblemente explicar los resultados. Además de estos elementos la presencia de bosques riparios en la zona podría también estar ejerciendo un efecto positivo a sobre el parámetro CE en el tratamiento de Santa Lucía.

Nutrientes: Nitratos, fosfatos y sulfatos

La palma africana tiene un sistema radicular superficial e ineficiente, con la mayoría de raíces activas ubicadas en los 30 cm superiores del suelo (Corley y Tinker, 2008, p.75). Para mantener una fuente adecuada de nutrientes para la palma africana, las concentraciones en el suelo deben ser mayores a la requerida por la mayoría de cultivos, lo que significa que en cultivos de palma africana es requerida una alta aplicación de fertilizantes (Paramananthan, 2015, p.10). Es por ello que la fertilización mineral puede provocar un aumento marcado en la concentración de los nutrientes en los ríos cercanos a las áreas fertilizadas (Moduying et al, 2000, pp.27-28). Las concentraciones altas de nutrientes, principalmente de nitrógeno y de fósforo en un río, pueden promover el crecimiento excesivo de plantas y el decaimiento de ecosistemas acuáticos, al promover el crecimiento de fitoplancton, decrecimiento del OD, incremento de turbidez, pérdida de biodiversidad, reducción de peces, incremento de especies tóxicas de plancton y de otros efectos ecológicos negativos (Smith et al., 1999, pp.187-188; Moduying et al, 2000, p.28; WHO, 2008, p.6; Turner y Rabalais, 1994, p.619).

Generalmente cuando el nitrógeno es aplicado como fertilizante, es bajo la forma de sulfato de amonio, urea o nitrato, los primeros dos son convertidos rápidamente a nitrato en el suelo, encontrándose disponible (soluble) para las plantas; por lo tanto este es importante en estudios de calidad ambiental (Moduying et al, 2000, p.28). En el estudio, el parámetro fisicoquímico de concentración de nitrato presentó

diferencias significativas entre los tratamientos de palma africana y de bosque, ($p < 0.05$ en el mes de septiembre) y entre los tratamientos de palma africana, de bosque y de Santa Lucía ($p < 0.05$ en el mes de enero, dos o tres semanas después de la fertilización) (cuadro 3). Al observar los gráficos de caja, el tratamiento de palma africana presentó las mayores concentraciones de nitrato en comparación con las del tratamiento de bosque (figura 6). Lo anterior coincide con lo observado en otros estudios (Sujaul et al., 2012, p.745 y 747), en los cuales relacionan la mayor disponibilidad del nutriente con la fertilización realizada en campos de cultivos. Sin embargo, la plantación de palma africana bajo estudio había pasado mucho tiempo sin ser fertilizada (más de 12 meses), por lo que otros factores como la lluvia, de alta intensidad en el mes de septiembre (24mm día previo a muestreo en el tratamiento de palma africana) (anexo 2), pudieron estar relacionados a la diferencia significativa entre los tratamientos durante el mes de septiembre, al ser el nitrato un compuesto altamente soluble. En el gráficos de cajas se observó que durante el mes de marzo se dio una baja concentración de nitrato en el tratamiento de palma africana; y un incremento en el tratamiento de bosque, lo cual podría estar atribuido a factores climáticos. En otros estudios se ha observado que durante los meses de lluvia las concentraciones de nitratos aumentan en los ríos (Sujaul et al, 2012, p.746), debido a que el agua que precipita, lava los terrenos y debido a la alta solubilidad del nitrato, se movilizan estos compuestos a los ríos cercanos (Moduying et al, 2000, p.28). Los bajos valores de nitrato en el tratamiento de palma africana pudieron estar relacionados a que habían pasado 7 días sin lluvia antes del muestreo en el tratamiento de palma africana, y fue tan solo hasta esa noche (anterior al muestreo en el tratamiento de bosque) que inició la lluvia (Estación Meteorológica Playa Grande del INSIVUMEH). El aumento de las concentraciones de nitrato durante el mes de marzo en el tratamiento de bosque, pudo haber estado relacionado a la prolongada lluvia bajo la cual se dio la obtención de la muestra de agua. La noche anterior al muestreo del mes de marzo en el tratamiento de bosque precipitaron 23 mm de agua (P/marz anexo 3), el cual fue el segundo valor más alto de los observados durante el estudio. Además, todo el muestreo en el tratamiento de bosque se realizó bajo lluvia en esta fecha (B/marz anexo 3), lo que pudo afectar no

sólo estos valores sino también los valores del muestreo del día siguiente en el tratamiento de Santa Lucía. Sin embargo, el alcance de este estudio no nos permitió llegar a una conclusión respaldada con suficiente evidencia, sobre el efecto de la lluvia en la medición de parámetros fisicoquímicos.

Junto al tratamiento de Santa Lucía, el tratamiento de palma africana presentó los mayores valores de nitrato, en relación con el tratamiento de bosque (figura 6). La alta concentración de nitratos en los cultivos ha sido observada en numerosos estudios, y es asociada a las prácticas de fertilización (Carpenter, 1998, p.559). En el mes de enero los tres tratamientos presentaron diferencia significativa ($p < 0.05$) (cuadro 3). Sin embargo al observar el gráfico de cajas se detectó que el tratamiento de palma africana fue el más voluminoso en este mes, lo cual concuerda con la aplicación de fertilizantes en el cultivo de palma africana realizada en el mes de diciembre (comunicación personal comunitario San Marcos Lachuá). Lo anterior ha sido observado en otros estudios, observándose incrementos en las concentraciones de los nutrientes en fechas posteriores a la fertilización después de las primeras lluvias (Anderson, 2002, p.10), como se observa en el anexo 3.

A pesar de que no fueron diferencias tan voluminosas, resulta importante tomarlas en cuenta debido a que los ríos de primero orden son menos resilientes a disturbios que los ríos de ordenes mayores, ya que en primer lugar carecen de suficiente corriente para transportar sedimentos asociados a los procesos de erosión y sedimentación, y en segundo lugar por la alta sensibilidad que caracteriza su biota, pudiendo está ser perturbada con pequeños cambios en la calidad del hábitat (Kaplan et al., 2008, p.9). La biota de estos sitios suele ser característica. En estudios recientes los ríos de primer orden han sido considerados como áreas de microendemismo, lo que mantiene la diversidad y la integridad funcional del sistema hídrico (Lawson, 2013, p.1947; Meyer et al., 2007, p.99). Y finalmente en tercer lugar por el efecto acumulativo de los ríos de bajos órdenes sobre los ríos de órdenes mayores, ya que la salud o calidad del sistema hídrico dependerá siempre de la calidad de los ríos de primer orden y la protección que estos tengan (Freeman,

Pringle y Jackson, 2007, p.5). Por este conjunto de razones resulta importante notar estas “pequeñas diferencias” al analizar el impacto en conjunto en el estudio.

A partir del mes de enero, además del parámetro de nitrato, el amoníaco fue añadido al análisis de calidad de agua, ya que se sabe que es un compuesto tóxico derivado del excesivo uso de fertilizantes en actividades agrícolas (Gandaseca et al., 2015, p.527). Sin embargo, este parámetro no presentó diferencias significativas entre los tratamientos y el gráfico de cajas presentó alta similitud entre los valores de las medianas y los rangos de los tratamientos (figura 7).

A pesar de que el parámetro nitrato presentó estas diferencias entre los tratamientos de palma africana y de bosque (figura 6 y cuadro 3), no fue el caso con los fosfatos los cuales presentaron medianas muy similares y alto traslape entre los valores de estos tratamientos (figura 8), lo cual ha sido observado en otros estudios relacionados a la palma africana (Ogeh y Osiomwan, 2002, p.78). En el mes de enero, cuando se incluyó al tratamiento de Santa Lucía, los tres tratamientos presentaron diferencia significativa (cuadro 5) sin embargo, esta diferencia fue atribuida al tratamiento de Santa Lucía, el cual presentó valores mayores de concentraciones de fosfato no solo durante el mes de enero sino en general a lo largo del tiempo de estudio (figura 8).

En relación al parámetro fosfato, que se asocia a contaminación por fertilizantes (Aweng, Ismid y Maketab, 2011, p.930), el tratamiento de palma africana presentó alta similitud con el tratamiento de bosque durante todo el estudio, excepto en el mes de septiembre donde existió diferencia significativa (cuadro 5), presentando el tratamiento de palma africana mayores valores que el de bosque. Lo anterior podría estar relacionado con los altos niveles de lluvia durante ese mes y a la mayor susceptibilidad de erosión generada por este uso de suelo (Adusumilli et al., 2011, p.3) al no presentar bosques riparios que reduzcan la erosión (Furnas y Mitchel, 2001, p.41). La alta similitud del parámetro fosfato en el tratamiento de palma africana con el tratamiento de bosque, es decir bajas concentraciones, han sido observadas en otros estudios, y han sido atribuidas a la ausencia de fertilización durante los periodos de estudio (Aweng, Ismid y Maketab, 2011, p.930). Durante

todo el tiempo de estudio, la plantación de palma africana sólo fue fertilizada una vez con abono orgánico y vermicompost (comunicación personal dueño de la plantación de palma africana). El vermicompost es asociado a bajo impacto ambiental, ya que las lombrices (*Eisenia foetida*) con ayuda de microorganismos en su aparato digestivo, solubilizan minerales y degradan compuestos orgánicos complejos, lo que aumenta la disponibilidad de compuestos importantes para las plantas, principalmente nitrógeno y nitratos (Román, Martínez y Pantoja, 2013, p.68). Lo anterior podría explicar por qué el parámetro nitrato presentó valores altos en el tratamiento de palma africana durante el mes de enero, mientras el fosfato no. La poca fertilización y la utilización de vermicompost como abono no son prácticas comunes en las plantaciones de palma africana. Esta baja aplicación de fertilizante y de naturaleza orgánica, podrían estar relacionados con los bajos valores de fosfato observadas en el tratamiento de palma africana durante el estudio.

El tratamiento de Santa Lucía presentó valores mayores en relación al tratamiento de palma africana y al tratamiento de bosque, aunque no estadísticamente significativos, salvo en el mes de enero ($p < 5$) (cuadro 5). Esta diferencia entre las concentraciones de fosfato en el tratamiento de Santa Lucía (medianas ligeramente mayores), podría explicarse en función de la utilización de fertilizantes químicos, al estar asociados a altos grados de contaminación del agua (Fred y Jones-Lee, 2004, p.18). Sin embargo, los mismos probablemente no fueron valores exageradamente altos, ya que la fertilización de la milpa en el tratamiento de Santa Lucía se llevó a cabo en el mes de abril, durante el cual no pudo llevarse a cabo el muestreo de agua, debido a que los ríos de primer orden bajo estudio se encontraban secos.

En relación al parámetro sulfato, los tratamientos no presentaron diferencia significativa (cuadro 6). Sin embargo en el gráfico de cajas (figura 9) se observó que la concentración de sulfato fue ligeramente mayor en el tratamiento de palma africana principalmente en los meses de septiembre, enero y julio. Lo anterior podría relacionarse a la presencia de una comunidad cercana a la plantación de palma africana bajo estudio (tratamiento de palma africana), ya que los sulfatos se

relacionan con el uso de detergentes en diversas investigaciones (Goel y Kaur, 2012, p.68).

Sílice

Ya que los ríos transportan productos silíceos solubles (sílice u dióxido de silicio) hacia los océanos, donde son utilizados por los ecosistemas marinos (Street-Perrott y Barker, 2008, p.1436), se consideran importantes para el ciclo biogeoquímico del silicio, el cual se relaciona en gran medida con el ciclo del carbono, y este con el fenómeno del Calentamiento Global (Song et al, 2012, p.319). El silicio además es un elemento crítico por ser elemental para el metabolismo de un gran número de productores primarios, entre ellos numerosas plantas, especialmente monocotiledóneas y equisetos, y organismos fitoplanctónicos como las diatomeas (Wetzel, 2001, pp.362-363; Street-Perrott y Barker, 2008, p.1436).

Durante cada uno de los meses bajo estudio, la concentración de sílice presentó diferencias significativas en los tratamientos ($p < 0.05$) (cuadro 7). Al observar el análisis de correspondencia canónica (figura 17) y de componentes principales (figura 16), se observó relación positiva entre el tratamiento de bosque y el parámetro de sílice (figura 16 y 17). Se detectó en el gráfico de cajas que el tratamiento de bosque presentó valores de sílice mayores a los obtenidos en el tratamiento de palma africana (figura 10), lo cual concuerda con lo observado en el estudio de Fernandes, Souza y Tanaka, (2014), donde también se observa un aumento en las concentraciones de silicio (aunque en forma de silicatos) a medida que el río se adentra en el bosque (p.179). El sílice es un compuesto esencial para el crecimiento y desarrollo de un gran número de organismos, como las diatomeas, que forman parte del fitoplancton y representan uno de los productores primarios más importantes en las redes tróficas ecológicas del planeta (Wetzel, 2001, pp.362-363). El sílice es importante para la formación del tejido de plantas (i.e. fitolitos), y se presenta en algunas familias en cantidades similares a las de los macronutrientes (Street-Perrott y Barker, 2008, pp.1436 y 1441). En los bosques las plantas reciclan

el silicio, ya que cuando sus tejidos se degradan lo reincorporan en el suelo en forma de fitolitos, los cuales representan una fuente importante del silicio en estado soluble (sílice) en ríos (en comparación con otros minerales, como el cuarzo, los cuales presentan baja solubilidad) (Wüst y Bustin, 2003, p.267; Pokrovsky et al, 2005, p.5659; Farmer, Delbos y Miller, 2005, pp.77-78). Los valores mayores observados de sílice presentes en los ríos del tratamiento de bosque en comparación con los del tratamiento de palma africana (figuras 10), evidencian el efecto positivo de los bosques riparios sobre los bancos biogénicos de sílice. Este efecto resulta de alta importancia ya que la mayoría del silicio liberado en los ríos proviene de estos bancos biogénicos (Derry et al, 2005, p. 728); y la mayoría (más del 80%) del total del silicio que ingresa al océano, es aportado por los ríos (Treguer et al, 1995, p.375), siendo los bosques riparios elementos importantes en el ciclo biogeoquímico del elemento. La importancia de los bosques bajo estudio sobre el ciclo del silicio no termina aquí, investigaciones recientes han determinado que las zonas de humedales son importantes ecosistemas en este ciclo, al actuar como sumideros y como fuentes del elemento en los ríos (Struyf, 2009, p.630).

Los ríos del tratamiento de Santa Lucía (cultivo de milpa, potrero y guamil) presentaron bajas concentraciones de sílice, en contraste con el tratamiento de bosque (figura 10), lo cual ha sido observado en otras investigaciones. En el estudio de Keller et al. (2012) se concluye que las prácticas agrícolas disminuyen los bancos fitolíticos debido a la alta exportación de los nutrientes por parte de los cultivos, conduciendo probablemente a concentraciones menores de sílice en las plantas y disminución en el transporte del mineral, afectando de esta manera al ciclo biogeoquímico del elemento (pp.6-7). Los ríos del tratamiento de palma africana fueron los que presentaron las concentraciones más bajas de sílice (figura 10), debido probablemente a la eliminación total del bosque asociada a esta práctica. La eliminación del bosque en los cultivos de milpa bajo estudio, fue solo parcial, ya que estos cultivos se encuentran cercanos a guamiles o bosques secundarios. Estos bosques secundarios podrían tener un efecto positivo sobre los bancos biogénicos, lo cual podría probablemente explicar los valores mayores de sílice observados en el tratamiento de Santa Lucía, en contraste con el tratamiento de palma africana. Sin

embargo existe una gran diferencia entre el tratamiento de Santa Lucía y el tratamiento de bosque (figura 10), por lo que el efecto que tienen los guamiles sobre el sílice debe ser muy pequeño en comparación al efecto del bosque primario. El aumento en la cobertura boscosa podría recargar los bancos biogénicos, y contribuiría al desarrollo de los organismos vegetales y al mantenimiento del ciclo biogeoquímico (Fernandes, Souza y Tanaka, 2014, p.183; Farmer, Delbos y Miller, 2005, p.77). Sin embargo este proceso probablemente requiera de largos periodos de tiempo, ya que tanto la edad como la estructura y la composición del bosque afectan el proceso de reciclaje del sílice, y retornan diferentes cantidades del compuesto a los ríos (Opalinska y Cowling, 2015, p.104; Bartoli, 1983, p.468). Por este motivo el efecto guamil (tratamiento de Santa Lucía) en el enriquecimiento de los reservorios de sílice operó a diferente intensidad y tasa que el observado en el bosque (tratamiento de bosque) (figura 10).

Algunos estudios establecen que los ciclos biogeoquímicos del silicio (Si) y el carbono (C), están acoplados (Street-Perrott, y Barker, 2008, p.1444), ya que están relacionados por procesos comunes en plantas, lo que tiene un efecto crítico en la regulación del CO₂ atmosférico (Song et al, 2012, p.319). En este sentido, a pesar de la importancia ambiental de los bosques en el ciclo biogeoquímico del silicio resultan insuficientes los estudios realizados en esta temática, especialmente en ecosistemas tropicales sobre estos (Opalinska y Cowling, 2015, p.112). Se requiere realizar más estudios sobre los efectos que tiene el uso del suelo y la expansión del cultivo de palma africana (sobre todo en los trópicos), sobre el silicio ya que a pesar de su importancia, muy pocos estudios abordan esta temática.

Oxígeno Disuelto (OD):

El oxígeno disuelto (OD) es uno de los indicadores más importantes de la calidad del agua, y por lo tanto de la vida acuática. El oxígeno es esencial para la supervivencia y el crecimiento de la mayoría de seres vivos, incluyendo plantas y animales. En este sentido, no sólo es utilizado como indicador de la salud y de la calidad geoquímica de las aguas superficiales, sino también de los sistemas freáticos (Wilde et al., 1998,

p.1 A.6). Este parámetro puede ser influenciado por contaminantes presentes en el agua, procesos biológicos, velocidad del río, elevación (presión atmosférica), y la temperatura del río, que pueden estar o no relacionados a la actividad humana (Butler, 2002, pp. 1-2). Entre las fuentes de OD se incluye la aireación atmosférica, relacionada al movimiento del río y al intercambio gaseoso que ocurre con la atmósfera; otra fuente importante de OD es la actividad fotosintética de las plantas acuáticas y fitoplancton (Wilde et al., 1998, p.1 A.6).

El estudio indica la existencia de mejores condiciones en áreas no perturbadas (Tratamiento de bosque), en contraste con las áreas perturbadas (Tratamiento de palma africana y de Santa Lucía) (figura 11), lo cual ha sido observado en distintos estudios (Gandaseca et al., 2015, p.258; Rosli et al., 2010, p.419; Gharibreza et al, 2013, p.26, Carlson et al., 2014, p.1122). Los valores obtenidos en los ríos de los tres tratamientos fueron medianos a bajos, debido probablemente a la presencia de materia orgánica en proceso de descomposición en los ríos, como consecuencia del raleo de hierbas y arbustos en el tratamiento de palma africana; a la presencia de guamiles y al raleo en zonas de milpa; y a la acumulación de hojas, ramas y restos vegetales en el bosque (Wilson, 2009, p.2). La poca corriente en estos ríos, consecuencia de pendientes poco pronunciadas en el área, puede también estar en cierto grado relacionado a los bajos niveles de OD (DaSilva et al., 2013, p.131).

Se observó diferencia significativa entre los tratamientos en los meses de julio, enero y marzo ($p < 0.05$) (cuadro 8). El tratamiento de bosque presentó los mayores valores de OD de los tres tratamientos, lo cual concuerda con investigaciones previas (Storey y Cowley, 1997 p.63). La relación positiva que se observó en el análisis de componentes principales y en el análisis de correspondencia canónica (figura 16 y 17) entre el parámetro OD y el tratamiento de bosque refleja el efecto positivo que tiene este tratamiento sobre la calidad del agua (al menos en relación al OD), debido principalmente a la alta actividad de los productores primarios en las condiciones proporcionadas por el bosque, incluyendo el efecto amortiguador en la temperatura (Fernandes, Souza y Tanaka, 2014, p.179), que además genera un efecto directo

sobre el oxígeno, ya que las temperaturas bajas se relacionan con mayor solubilidad del oxígeno (Wilson, 2009, p.1).

El factor más relacionado a los bajos niveles de OD en el tratamiento de palma africana, es probablemente la temperatura. Los valores más altos de temperatura fueron observados en el tratamiento de palma africana (figura 4), esto pudo afectar las concentraciones de oxígeno en los ríos del tratamiento de palma africana porque la solubilidad de los gases es inversamente proporcional a la temperatura. Esto debido a que a mayores temperaturas aumenta la energía de las moléculas y con esto las vibraciones moleculares reducen el espacio intermolecular disponible, y así provocan el escape de partículas a la atmósfera (Wilson, 2009, p.1; Rosli et al., 2010, p.419; Gandaseca et al., 2015, p.528). Goyenola (2007) considera que en relación al parámetro de OD, los ríos con concentraciones menores a 5 mg/L presentan una condición de hipoxia (p.1). Bajo este principio el tratamiento que presentó los mayores grados de hipoxia fue el de palma africana (58% de las unidades de muestreo) en contraste con el tratamiento de Santa Lucía (37% de las unidades de muestreo) y el tratamiento de bosque (25% de las unidades de muestreo) (anexo 5). Resulta importante continuar la investigación de este parámetro en los ríos provenientes de la palma africana, ya que se ha evidenciado en diferentes estudios que las condiciones de hipoxia debilitan la biota acuática, al generar condiciones de estrés y enfermedades que aumentan la susceptibilidad y la mortalidad de organismos (Gandaseca et al., 2015, p.528; Wilson, 2009, p.2, Goyenola, 2007, p.1). Es posible, en relación a lo anterior, que la expansión de los cultivos de palma africana pudiera estar afectando la ecología de la Eco-región Lachuá.

A pesar de la importancia de la temperatura en relación al parámetro de OD que explicaría los altos niveles de hipoxia en el tratamiento de palma africana y es observada a través de la relación inversa entre la temperatura y el oxígeno durante algunos meses (noviembre y enero), no es concordante durante el total de los meses (anexo 4), lo que probablemente refleja la existencia de otros factores que se encuentren relacionados a este fenómeno (mayores concentraciones de OD en el

tratamiento de bosque, concentraciones medias en tratamiento de Santa Lucía y las menores concentraciones de OD en el tratamiento de palma africana), probablemente la producción primaria en las redes tróficas (Fernandes, Souza y Tanaka, 2014, p.179), lo que explicaría por qué el tratamiento de bosque presentó los mayores valores.

Potencial de Hidrógeno (pH):

La medida de potencial de hidrógeno (pH) de un río es un parámetro muy importante en la calidad del agua en especial para la biota acuática. Los organismos acuáticos presentan alta sensibilidad ante este parámetro. Se ha registrado que existen especies que requieren de pHs específicos. El rango óptimo de pH para los peces es entre 6.5 y 8.5, agua con pH mayor a 9.2 o menor a 4.8 puede dañar e inclusive matar a salmónidos como las truchas. PHs mayores de 10.8 o menores a 5 pueden matar rápidamente a cyprinidos como la carpa, otras especies de peces se vuelven más vulnerables en pHs de 5-6, lo que provoca susceptibilidad ante infecciones provocadas por *Cryptobia branchialis* (Svobodová et al., 1993, pp.12 y 59). Los peces no son los únicos organismos afectados por los cambios de pHs, el aumento de acidez en los cuerpos de agua puede afectar ensamblajes de macroinvertebrados (por ejemplo: Oligochaetae: *Limnodrilus sp.*), lo que disminuye su abundancia y densidad afectando directamente a la diversidad (Yap et al., 2006, p.137). Los cambios en el pH pueden provocar mortalidad de individuos de ciertas especies y con esto impulsan la modificación de los ensamblajes bióticos (Mesner y Geiger, 2010, p.2; McKean y Nagpal, 1991, p.19). Los ríos varían naturalmente de pH entre 6.5 y 8.5, sin embargo la mayoría de cambios extremos se encuentran relacionados a efectos antrópicos (Carr y Neary, 2008, p.11), lo que además puede alterar el comportamiento de algunas sustancias en el agua, y en ocasiones aumentar la toxicidad del agua (Mesner y Geiger, 2010, p.2).

Los valores de pH resultaron ligeramente ácidos en los ríos bajo estudio, lo cual no concuerda con lo descrito anteriormente en la Eco-región Lachuá. García (2014)

indica que los ríos de la Eco-región Lachuá presentan potenciales de hidrógeno (pH) regularmente básicos (p. 41), lo que es respaldado por más bibliografía (Granados, 2001, p.37; VanTuylen et al., 2006, p.14). Sin embargo, hasta este estudio, los ríos de primer orden no habían sido investigados. Entonces, por un lado, el presente estudio podría ser una contribución importante para la información que se tiene sobre el sistema hídrico de la Eco-región. Por otro lado, los valores de pH medidos pueden estar sujetos a errores de medición en el pH metro, ya que algunos autores consideran que cuando se emplea solamente un reactivo para su calibración, las mediciones no son confiables (comunicación P. García). Sin embargo, durante el mes de Julio del 2015, se realizó un muestreo empleando una sonda Hatch © que requiere de tres reactivos para su calibración, y los valores obtenidos a partir de esta fueron muy parecidos a los observados en el resto de muestreos de todo el estudio, por lo que se descartó esta posibilidad de errores en las mediciones de pH.

En el presente estudio no se detectó diferencia significativa en relación al pH entre los distintos tratamientos, sin embargo, al observar los gráficos de cajas, se puede detectar cierta diferenciación entre los mismos (figura 14) y al observar el análisis de componentes principales el parámetro pH se relaciona positivamente con el tratamiento de palma africana (figura 17). El tratamiento de palma africana presentó el pH más alto, seguido del tratamiento de Santa Lucía, y por último el tratamiento de bosque con mayor acidez (figura 14). Este efecto del uso de suelo bosque sobre la disminución del parámetro pH, ha sido observado anteriormente en donde existe una tendencia de disminución de pH a medida que el río se introduce al bosque (Scarsbrook y Halliday, 1999, p.299). Sin embargo, en el estudio de Gandaseca *et al.* (2015) los ríos ubicados en palma africana presentaron los valores más ácidos (pp.528 y 230), y esto fue atribuido a la aplicación de abonos y/o fertilizantes en los suelos, lo que reduce la capacidad amortiguadora de los mismos (Barak et al., 1997, p.61; Nelson et al., 2010, p.11; Lungu y Dynoodt, 2008, p.69). No obstante durante el tiempo de estudio la fertilización fue llevada a cabo una sola vez, y el material empleado para la misma fue vermicompost, una técnica asociada a bajo impacto ambiental (Román, Martínez y Pantoja, 2013, p.68), lo que muy posiblemente repercutió en los resultados.

Aunque la diferencia no fue significativa entre los tres tratamientos (cuadro 11), al observar los gráficos de cajas los ríos ubicados en el tratamiento de bosque presentaron los valores más ácidos (figuras 14), lo cual podría explicarse en función de la cantidad de materia orgánica en descomposición que genera productos ácidos de fermentación (García y Méndez, 2014, p.41; Nisbet y Evans, 2014, p.4). Debido a que la materia orgánica tiende a acumularse más en zonas boscosas, la acidez en estas áreas tiende a ser mayor que en zonas de milpa y de palma africana, donde la densidad de bosque es menor. Lo anterior podría aplicarse para ríos de primer orden, que debido a su tamaño y al bajo grado de pendiente en el área, se les hace difícil movilizar dicha materia orgánica río abajo, acumulándola a lo largo del trayecto (DaSilva et al., 2013, p.131). Lo anterior podría explicar los altos valores de pH en el tratamiento de palma africana. En este tratamiento el bosque ya ha sido erradicado y por lo tanto un volumen bajo de materia orgánica se encuentra disponible en el sistema, disminuyendo el proceso de fermentación en el mismo.

Demanda Química y Bioquímica de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno (DQO) es un importante parámetro para determinar la cantidad de contaminación orgánica presente en un río. El DQO mide de forma indirecta esta contaminación, al determinar la cantidad de materia (contaminantes) que puede ser oxidada en el agua (Boyles, 1997, pp.7052-7052; Gholizadeh, Melesse y Reddi, 2016, p.22). Este parámetro no mide directamente la concentración del contaminante, sino el efecto que tiene cierta combinación de sustancias y condiciones sobre el recurso hídrico. A pesar de no representar un peligro directo a la biota acuática, si implica un peligro indirecto al disminuir las concentraciones de OD (Boyles, 1997, pp.7052-7052).

La DQO no presentó diferencias significativas entre los tratamientos (cuadro 9). Durante los primeros meses (septiembre, noviembre) los valores fueron muy similares entre los tratamientos (figura 12), sin embargo en los meses de enero, marzo se pudo observar cierta diferencia entre los tratamientos, aunque esta no fue estadísticamente significativa (cuadro 9). En el tratamiento de palma africana la DQO

fue mayor con respecto a la DQO de los tratamientos de bosque y de Santa Lucía (figura 12), lo cual podría estar relacionado a la fertilización (realizada en el mes de diciembre). Lo anterior ha sido observado en otros estudios donde asocian los altos valores de DQO con la presencia de contaminantes orgánicos e inorgánicos, aunque principalmente de materia orgánica (Gandaseca, 2015, p. 527; Harun et al., 2015, p.549). Lo anterior ha sido relacionado a incrementos no sólo en las concentraciones de nutrientes, sino también en el transporte de sedimentos en los ríos cercanos (Comte et al., 2012, p.102). En cambio se ha observado que los bosque primarios y los bosques secundarios actúan como sumideros de nutrientes, al absorber grandes cantidades de nutrientes del agua y almacenarla como biomasa, reduciendo así la posibilidad de una DQO elevada (Brown y Lugo 1990, p.1; Fernandes, Souza y Tanaka, 2014, p.175). A pesar de que los tres tratamientos presentaron valores menores a 25 mg/L (el límite mayor de aguas no contaminadas), el tratamiento de palma africana presentó los valores más cercanos al límite, incluso fue el único tratamiento que presentó datos por arriba del límite, lo que evidencia una ligera contaminación orgánica e inorgánica en contraste con los ríos de los otros tratamientos. El tratamiento de Santa Lucía (milpa, potrero y guamil) presentó los menores valores, lo cual podría estar relacionado al efecto de los bosques secundarios (guamiles) sobre los nutrientes del río, sin embargo en estudios como el de Gandaseca et al., (2015) se ha determinado que la agricultura se asocia a altos valores de DQO (p.529). Los bajos valores en el tratamiento de Santa Lucía pudieron estar afectados por errores en el análisis de las muestras de agua. Resulta importante mencionar que tanto las mediciones de la DQO, como las de la DBO son mejor aplicables a aguas altamente contaminadas, debido a la sensibilidad del procedimiento con el cual se analiza las muestras. El procedimiento para bajos niveles de DBO es aplicable para aguas con DQO de 25mg/l O₂, el cual es un valor alto en relación a los esperados en aguas limpias (EPA, 2001, p.78), como las analizadas en este estudio. Estas inexactitudes del método podrían haber generado errores en los resultados.

A pesar que la DQO presentó diferencias (no significativas) (gráfico de cajas figura 12; cuadro 9); esto no ocurrió con la DBO, que presentó alta similitud en los distintos

tratamientos, observándose medianas similares entre estos. El tratamiento de palma africana a pesar de presentar valores máximos bastante voluminosos, en comparación con los otros tratamientos, presentó una mediana ligeramente menor a la de los otros tratamientos (anexo 14 y anexo 8). En el estudio de Gandaseca (2015), la DBO a pesar de que fue mayor en el tratamiento de palma africana, presentó una diferencia bastante menor en comparación a la DQO entre los distintos tratamientos (p.527). Lo anterior se debe a que la gran mayoría de materia orgánica puede ser degradada por procesos químicos (DQO), aunque no así por procesos biológicos desencadenados por bacterias (DBO) (Brown y Caldwell, 2001, p. B-1).

Dureza

En relación al parámetro dureza, los tratamientos bajo estudio no presentaron diferencia significativa (Cuadro 12). Sin embargo al analizar los gráficos de cajas se observó que el tratamiento de Santa Lucía fue el que presentó los mayores valores de dureza, lo cual podría relacionarse al tipo de suelo predominante y la estructura del mismo. El tratamiento de Santa Lucía se ubica en una superficie muy suavemente disectada, el cual es diferente al presente en el tratamiento de bosque y de palma africana característico por superficie ligeramente disectada. Otro factor que podría explicar la menor diferencia entre los tratamientos de palma africana y de bosque en comparación con el de Santa Lucía, es la cercanía entre los primeros dos tratamientos, ya que al encontrarse más cercanos se reduce la probabilidad de presentar diferencias y aumenta la posibilidad de contagio entre las microcuencas de los tratamientos a través de fisuras, agujeros, conductos de corriente, etc. (Baker, Chris y Groves, 2008, p.131).

CONCLUSIONES

Este estudio resulta ser pionero en Centro América por analizar la calidad de agua en 18 ríos de primer orden en un periodo de tiempo entre 6 y 12 meses, ya que la mayoría de estudios lo realizan en ríos de mucho mayor orden, sin tomar en cuenta los efectos acumulados a lo largo de la jerarquía hidrológica. Este enfoque pionero brindó información importante sobre la variabilidad de la calidad de agua, a lo largo de tres usos de tierra en paisajes contiguos de la Ecoregión Lachuá, en particular para contrastar dicha variabilidad en plantaciones de palma africana.

La porción paisajística estudiada en la comunidad de San Marcos Lachuá (captación hídrica de 448.58 m²), dominada por palma africana (78%), evidenció como la calidad del agua del sistema hídrico se vio afectada por la ausencia de bosque y de bosque ripario. Las mediciones documentaron una disminución del sílice; incremento de nitratos a consecuencia de la fertilización; y disminución del oxígeno en relación al aumento de la temperatura del agua. La disminución del sílice se explica probablemente en función de que la palma africana absorbe el sílice evitando que este se movilice al río, además a una relacionada simplificación de la diversidad vegetal (fuente de sílice). Esta alteración podría tener consecuencias a nivel de ciclos biogeoquímicos en la relación continente-mar, ya que los bosques tienen una función de fuentes de silicio global. El aumento de temperatura en el agua y el aumento de nitratos, pueden alterar procesos biofísicos, con efectos negativos sobre la diversidad biológica y sus servicios ecosistémicos (e.g. oxigenación por plantas y presencia de peces), como a la calidad del agua que afecte el consumo humano.

En la porción paisajística estudiada de la comunidad de Santa Lucía Lachuá (1444 m²), con los usos de la tierra con valores intermedios de cobertura forestal (46%) y simplificación estructural (cultivo de milpa 25% y potrero 21%), se encontraron valores intermedios en la calidad de agua, tales como de temperatura, oxígeno disuelto y sílice. Resultó interesante observar que por la existencia de áreas de agricultura tradicional asociadas a bosques secundarios (sistema milpa) y a

remanentes de bosque que, a pesar de usar agroquímicos, todo el conjunto brinda aun así un servicio de amortiguamiento ambiental sobre la calidad del agua.

La calidad de agua medida en el uso de tierra dominado por bosque (100%), en la sección estudiada en el Parque Nacional Laguna Lachuá (586.51 m²), se asoció a un bajo impacto negativo en la calidad del agua, ya que se observaron los valores menores y menos variables de temperatura del agua, y los valores mayores de sílice y de oxígeno disuelto. En este sentido se identificó el efecto del bosque como reciclador del silicio, y regulador de temperatura y del oxígeno. El bosque representa un efecto positivo sobre el oxígeno disuelto del bosque, lo cual probablemente se relacione al efecto de este sobre la regulación de la temperatura del agua.

Se puede concluir que el uso de suelo de las plantaciones de palma africana estudiadas en la Ecoregión Lachuá, se relaciona a efectos negativos en la calidad del agua, ya que se observó: 1) Un aumento de la temperatura del agua y una gran variabilidad de la misma; 2) Aumentó de concentración de nutrientes, como nitrato, asociado a los meses de fertilización; 3) Disminución del contenido de sílice, lo cual se asocia a una alteración en su ciclo de reciclaje; y 4) Disminución del contenido de oxígeno disuelto (asociado al aumento de temperatura). Estos cuatro puntos se traducen en una disminución de la calidad del agua en sitios con baja cobertura forestal y estructuras simplificadas (monocultivo), en contraste con sitios de alta cobertura forestal y riqueza estructural (bosque) y de sitios con cobertura intermedia (Santa Lucía Lachuá con un uso de la tierra de agricultura tradicional, bosques secundarios y remanentes de bosque).

RECOMENDACIONES

Aspecto Metodológico:

Agregar al estudio metodologías para estudiar componentes bióticos y microbióticos, y así generar información de los impactos ecológicos en el agua asociados a la expansión de palma africana (por ejemplo: microendemismo, diversidad de vegetación riparia, poblaciones de macroinvertebrados, etc.). La integración de mediciones ecológicas y fisicoquímicas, brindará un escenario más integral sobre la calidad de agua.

Ampliar el área del estudio para contar con un alcance más detallado sobre el efecto del uso del suelo en la calidad del agua, y así poder generalizar y extrapolar los resultados de una manera más acertada. Además del estudio de ríos de órdenes mayores que regularmente se realiza, debe integrarse el estudio de ríos de menor orden (ríos de primer y segundo orden), los cuales nos ayudan a entender el fenómeno de una manera más completa y detallada a lo largo de la jerarquía hidrológica.

Agregar al estudio, un método estandarizado para medir el nivel del agua en pozos y en ríos, y así determinar vinculaciones entre los usos de suelo y la expansión del monocultivo de palma africana con el secado de ríos y disminución del nivel freático.

Agregar al diseño de medidas fisicoquímicas, protocolos para medir sustancias químicas específicas que podrían estar asociados a impactos más severos, como el principio activo de herbicidas, insecticidas, pesticidas o subproductos de desechos asociado a actividades mineras, actividades petroleras, industriales, entre otros.

Emplear Sistemas de Información Geográfica respaldados por viajes de reconocimiento y revisión de coordenadas, con el fin de corroborar que los ríos bajo estudio se encuentren en la posición indicada y sean del orden identificado.

Aspecto Epistemológico:

Se requiere realizar más estudios sobre los efectos que tiene el uso del suelo sobre el ciclo del silicio (sobre todo en los trópicos) ya que, a pesar de su importancia para los productores primarios, el ciclo del carbono y por lo tanto en el efecto invernadero, muy pocos estudios abordan la temática. Es recomendado llenar los vacíos de conocimiento con respecto a la vinculación de la conservación de bosques y sus servicios ecosistémicos a nivel local (e.g. calidad de agua como hábitat y consumo humano), regional (conectividad biótica entre diferentes localidades e.g. flujo genético de peces), y global (contribución conexión de vegetación boscosa continental con ciclos biogeoquímicos y su conexión con procesos oceánicos e.g. bosques como fuente de silicio y su contribución a la síntesis de esqueletos de fitoplancton).

Aspecto Ontológico:

Se recomienda continuar con estudios que llenen vacíos de información específicos, para contribuir al conocimiento general de los estudios de calidad de agua, ya que los estudios de caso nos informan de las particularidades de esta temática, lo que en sumatoria fortalece la formulación de hipótesis de investigación más acertadas y críticas para continuar con la construcción de conocimiento científico.

Continuar este tipo de estudios incluyendo e informando a las autoridades comunitarias locales e instituciones nacionales, con el fin de que estas puedan monitorear y administrar recursos naturales, y planificar el uso de su territorio de la mejor manera posible.

Informar y presentar a las autoridades comunitarias y organizaciones formales y no formales comunitarias, además de empresas, de la importancia de los bosques riparios (incluyendo la dinámica de los bosques de ríos de primer orden). Y así proponerles que estos no deben ser removidos, en especial los anexos a ríos de primer orden y nacimientos, ya que estos ejercen un efecto crítico en la calidad del agua, lo que posteriormente se puede magnificar a lo largo de la jerarquía hidrológica en ríos de mayor orden.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adusumilli, N. C., Lacewell, R. D., Rister, M. E., Woodard, J. D. y Sturdivant, A. W. (2011). Effect of Agricultural Activity on River Water Quality: A Case Study for the Lower Colorado River Basin. In *Southern Agricultural Economics Association annual meeting. Corpus Christi, TX. February* (pp. 5-8).

Anderson, C. W. (2002). *Ecological effects on streams from forest fertilization: literature review and conceptual framework for future study in the western Cascades* (Vol. 1, No. 4047). US Department of the Interior, US Geological Survey. Recuperado de: <https://pubs.usgs.gov/wri/2001/4047/wri01-4047.pdf>

Alexander, R. B., Boyer, E. W., Smith, R. A., Schwarz, G. E., y Moore, R. B. (2007). The role of headwater streams in downstream water quality¹. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43(1), 41-59.

Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 35 (1), 257-284.

Alongi, D.M., Clough, B.F., Dixon, P. y Tirendi, F. (2003). Nutrient partitioning and storage in arid-zone forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina*. *Trees Structure and Function*, 17(1), 51-60.

Avendaño, C E. (1999). Utilización de un método geoestadístico para estimar distancias mínimas de trapeo y patrones espaciales en escarabaeinae (Coleóptera: Scarabaeidae). (Tesis de Licenciatura). Escuela de Biología. Fac. de CC. QQ. y Farmacia. Guatemala, USAC.

Avendaño, C. (2001). Caracterización de la Avifauna del parque nacional Laguna Lachúa, Cobán Alta Verapaz. (Tesis de Licenciatura). Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, USAC. Guatemala.

Avendaño, C. (2005). Dinámica del uso de la tierra y la conservación de los recursos naturales en la Eco-región Lachuá. Proyecto FODECYT No. 20-2003. Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de

Guatemala. Recuperado de: <http://glifos.concyt.gob.gt/digital/fodecyt/fodecyt%202003.20.pdf>

Avendaño, C. (2012). Natural and cultural landscape evolution during the Late Holocene in Guatemalan North Central Highlands and Lowlands (Tesis de doctorado). Universidad de Toronto, Ontario.

Avendaño, C., Woodfill, B., Sanchez, S., Cowling, S. y Finkelstein, S. (2012). Paleoeología, etnografía, y Desarrollo Comunitario de la Región Nueve Cerros. IN XXVI Simposio de Investigaciones Arqueológicas en Guatemala. Ministerio de Cultura y Deportes, Ciudad de Guatemala. Recuperado de: http://nuevecerros.org/web_documents/avenda__o_simposio_2012.pdf

Aweng, E. R., Ismid, M. S., y Maketab, M. (2011). The effect of land uses on physicochemical water quality at Three Rivers in Sungai Endau watershed, Kluang, Johor, Malaysia. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 5(7), 923-932.

Baker, T., y Groves, C. (2008). Water quality impacts from agricultural land use in karst drainage basins of SW Kentucky and SW China. In *Proceedings of 3rd Interagency Conference on Research in the Watersheds, Estes Park, CO* (pp. 8-11). Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Christopher_Groves2/publication/242089734_Water_Quality_Impacts_from_Agricultural_Land_Use_in_Karst_Drainage_Basins_of_SW_Kentucky_and_SW_China/links/53da92360cf2631430c96f9a.pdf

Barak, P., Jobe, B. O., Krueger, A. R., Peterson, L. A., y Laird, D. A. (1997). Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in Wisconsin. *Plant and Soil*, 197(1), 61-69.

Barrenechea, A.M. (s.f). Manual I, Teoría: Aspectos Físicoquímicos de la Calidad del Agua. Recuperado de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manual/tomol/uno.pdf>

Bartoli, F. (1983). The biogeochemical cycle of silicon in two temperate forest ecosystems. *Ecological Bulletins*, 35(1), 469-476.

Bayless, E. R., Cinotto, P. J., Ulery, R. L., Taylor, C. J., McCombs, G. K., Kim, M. H., y Nelson Jr, H. L. (2014). *Surface-Water and Karst Groundwater Interactions and Streamflow-Response Simulations of the Karst-Influenced Upper Lost River Watershed, Orange County, Indiana* (No. 2014-5028). US Geological Survey. Recuperado de: <https://pubs.usgs.gov/sir/2014/5028/pdf/sir2014-5028.pdf>

Benavides, J. (2012). Uso del Agua en Guatemala, Sostenibilidad del Sistema. Boletín 43, Promoviendo el Desarrollo Económico y Social en Guatemala. Fundación para el desarrollo de Guatemala (Fundesa). Recuperado de: [file:///C:/Users/EPA/Downloads/1_ar_agu-Boletin_uso_del_agua_en_Guatemala-fundesa-2012%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/EPA/Downloads/1_ar_agu-Boletin_uso_del_agua_en_Guatemala-fundesa-2012%20(1).pdf)

Borcard, D., Gillet, F. y Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R*. Nueva York: Springer.

Borras, S.M., Franco, J.C., Gómez, S., Kay, C. y Spoor, M. (2012). Land grabbing in Latin America and the Caribbean. *Research and academic community*, 39(1), 845–872.

Boyles, W. (1997). The Science of Chemical Oxygen Demand, Technical Information Series, Booklet No. 9. *Hach Company, USA*.

Bramley, R. G. V., y Roth, C. H. (2002). Land-use effects on water quality in an intensively managed catchment in the Australian humid tropics. *Marine and Freshwater Research*, 53(5), 931-940.

Brauman, K. A., Freyberg, D. L., y Daily, G. C. (2012). Potential evapotranspiration from forest and pasture in the tropics: A case study in Kona, Hawaii. *Journal of Hydrology*, 440(1), 52-61.

Broadmeadow, S., y Nisbet, T. R. (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 8(3), 286-305.

Brown y Caldwell. (2001). A guidebook for local governments for developing regional watershed protection plans. Estados Unidos: Georgia Environmental Protection Division Water Resources Branch Water Resources Management Program. Recuperado de: https://epd.georgia.gov/sites/epd.georgia.gov/files/related_files/site_page/devwtrplan.pdf

Brown, E. y Jacobson, M. (2005). *Cruel Oil, How Palm Oil Harms Health, Rainforest & Wildlife*. Washington: Center for Science in the Public Interest.

Brown, S. y Lugo, A. E. (1990). Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant and Soil*, 124(1), 53-64.

Bruijnzeel, L. A. (1990). Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review. *Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review*. Recuperado de: <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19930664882>

Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?. *Agriculture, ecosystems & environment*, 104(1), 185-228.

Butler, A. (2002). Dissolved Oxygen and the Water Quality Standards. Washington State Department of Ecology. Recuperado de: <https://fortress.wa.gov/ecy/publications/documents/0210001.pdf>

Carlson, K. M., Curran, L. M., Ponette-González, A. G., Ratnasari, D., Lisnawati, N., Purwanto, Y. y Raymond, P. A. (2014). Influence of watershed-climate interactions on stream temperature, sediment yield, and metabolism along a land use intensity gradient in Indonesian Borneo. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 119(6), 1110-1128.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., y Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3), 559-568.

Carr, G. M., y Neary, J. P. (2008). *Water quality for ecosystem and human health*. UNEP/Earthprint.

Carrere, R. (2001). The Bitter Fruits of Palm Oil. World Rainforest Movement; Recuperado de: <http://wrm.org.uy/oldsite/plantations/material/OilPalm.pdf>

Castañeda, C. (1997). Estudio Florístico en el Parque Nacional Laguna Lachuá, Alta Verapaz, Guatemala (Tesis de licenciatura). Facultad de Agronomía, USAC. Guatemala, USAC. 75 p.

Castelle, A. J., Johnson, A. W., y Conolly, C. (1994). Wetland and stream buffer size requirements—a review. *Journal of Environmental Quality*, 23(5), 878-882.

Cisterna, P., y Peña, D. (2010). Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor de 25,000 habitantes en la VIII región. Recuperado de: <http://www.cepis.org.pe/bvsaidis/chile/3/tra-12.pdf> documentos.

Clarke, S.E., Burnett, K.M. y Miller, D.J. (2008). Modeling Streams and Hydrogeomorphic Attributes in Oregon From Digital and Field Data. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 44(2), 459-477.

Coe, M. T., Latrubesse, E. M., Ferreira, M. E., y Amsler, M. L. (2011). The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry*, 105(1-3), 119-131.

COGUANOR. (2013). *Norma Técnica Guatemalteca COGUANOR NTG 29001. Agua para consumo humano (agua potable). Especificaciones*. Guatemala: La Comisión Guatemalteca de Normas.

Comte, I., Colin, F., Whalen, J. K., Grünberger, O., y Caliman, J. P. (2012). 3 Agricultural Practices in Oil Palm Plantations and Their Impact on Hydrological Changes, Nutrient Fluxes and Water Quality in Indonesia: A Review. *Advances in Agronomy*, 116(1), 71-73.

CONAP, INAB-UICN, Embajada de los Países Bajos, Proyecto Laguna Lachuá, (2003). Plan Maestro del Parque Nacional Laguna de Lachuá. Guatemala: CONAP. Recuperado de: [file:///C:/Users/EPA/Downloads/i%20pm%20pnllachua%20modif.%20res%206-2006%20\(10\).pdf](file:///C:/Users/EPA/Downloads/i%20pm%20pnllachua%20modif.%20res%206-2006%20(10).pdf)

CONAP. (2009). Lista de Especies Amenazadas de Guatemala. Guatemala. Recuperado de: <file:///C:/Users/EPA/Downloads/lea-version%20de%20la%20publicacion.pdf>

Conservation Department, Sabah, Malaysia. Recuperado de: <http://www.sabah.gov.my/jpas/programs/ecd-cab/technical/OP211100.pdf>

Corley, R. H. V., y Tinker, P. B. H. (2008). *The oil palm*. Reino Unido: John Wiley & Sons.

Das, J. y. Acharya, B.C. (2003). Hydrology and assessment of lotic water quality in Cuttack City, India. *Water, Air Soil Pollution*, 150(1), 163-175.

DaSilva, A., Xu, Y. J., Beebe, J., y Ice, G. G. (2013). Effects of timber harvesting on dissolved oxygen in a Northern Louisiana headwater stream. *Forest Science*, 59(2), 127-138.

De la Hoz Franco, E.A. y Budy, P. (2005). Effects of biotic and abiotic factors on the distribution of trout and salmon along a longitudinal stream gradient. *Environmental Biology of Fishes*, 72(4), 379-391.

Derry, L. A., Kurtz, A. C., Ziegler, K., y Chadwick, O. A. (2005). Biological control of terrestrial silica cycling and export fluxes to watersheds. *Nature*, 433(7027), 728-731.

DGN. (2001). Análisis de agua - determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas - método de prueba. México: Secretaría de Economía DGN.

Divya, J., y Belagali, S. L. (2012). Impact of chemical fertilizers on water quality in selected agricultural areas of Mysore district, Karnataka, India. *International journal of environmental sciences*, 2(3), 1449.

Dodds, W.K. y Oakes, R.M. (2007). Headwater Influences on Downstream Water Quality. *Environmental Management*, 41(1), 367–377.

Drever, J.I. (1997). *The Geochemistry of Natural Waters: Surface and Groundwater Environments*. (3a ed). Estados Unidos: Prentice Hall, New Jersey.

Duan, S. W., y Kaushal, S. S. (2013). Warming increases carbon and nutrient fluxes from sediments in streams across land use. *Biogeosciences*, 10(2), 1193-1207.

Dunne, T. (1979). Sediment yield and land use in tropical catchments. *Journal of hydrology*, 42(3), 281-300.

Eck, B., Byrne, A., Popescu, V. D., Harper, E. B., y Patrick, D. A. (2014). Effects of water temperature on larval amphibian predator-prey dynamics. *Herpetological Conservation and Biology*, 9(2), 302-308.

Eiserman, K. y Avendaño, C. (2007). *Áreas Propuestas Para La Designación Como IBA (Área Importante para la Conservación de Aves) en Guatemala, con una priorización para la conservación adentro de las IBAs y una evaluación de las IBAs para aves migratorias Neárticas-Neotropicales*. Guatemala: Sociedad Guatemalteca de Ornitología.

EPA. (2001). *Parameters of Water Quality: Interpretation and Standards*. Irlanda: Environmental Protection Agency. Recuperado de: https://www.epa.ie/pubs/advice/water/quality/Water_Quality.pdf

Escuela de Biología. (2004). Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR). Recuperado de: [file:///C:/Users/EPA/Downloads/ficha-ramsar-ecoregionlachua%20\(4\).pdf](file:///C:/Users/EPA/Downloads/ficha-ramsar-ecoregionlachua%20(4).pdf).

FARCOTA/Proyecto Ixcán. (2000). *Diagnóstico económico de Ixcán en el 2,000, Quiché, Guatemala. Parte1. Historia, balances y perspectiva*. Gobierno de Guatemala. Unión Europea.

Farmer, V. C., Delbos, E., y Miller, J. D. (2005). The role of phytolith formation and dissolution in controlling concentrations of silica in soil solutions and streams. *Geoderma*, 127(1), 71-79.

FEDEPALMA. (2015). La producción de aceite de palma de América Central y del Sur aumentó 5% en 2014. Informe diario de precios y mercados No. 1,173, 4 de marzo de 2015. Recuperado en: <http://web.fedepalma.org/sites/default/files/04-03-15.pdf>

Fernandes, J. D., Souza, A. L., y Tanaka, M. O. (2014). Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia*, 724(1), 175-185.

Fred, G., y Jones-Lee, A. (2004). Assessing the water quality impacts of phosphorus in runoff from agricultural lands. ACS Symposium Series, Vol. 872

Freeman, M.C., Pringle, C.M. y Jackson, C.R. (2007). Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional and global scales. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(1), 5-14.

Furnas, M., y Mitchell, A. (2001). *Runoff of terrestrial sediment and nutrients into the Great Barrier Reef World Heritage Area* (pp. 37-51). CRC Press, Boca Raton.

Gandaseca, S., Rosli, N., Hanafi, M.I., Haruna, O.A. y Mustapha, A.M. (2015). Effects of Converting Tropical Peat Swamp Forest into Oil Palm Plantation on Water Quality. *American Journal of Applied Sciences*, 12(8), 525.

García, P., y Méndez, C. (2014). Análisis de la distribución de macroinvertebrados acuáticos a escala detallada en la Eco-región Lachuá, Cobán, Alta Verapaz. *Revista Científica*, 19(2), 37-50.

García, P.S. (2008). Análisis de la distribución de macroinvertebrados acuáticos a escala detallada en la Eco-región Lachuá, Cobán, Alta Verapaz. (Tesis de licenciatura). Escuela de Biología, Facultad de Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.

García, P.S. (2010). Evaluación de los efectos del cambio del uso de la tierra sobre la calidad del agua y los patrones de diversidad de macroinvertebrados acuáticos en la eco-región Lachuá, Cobán, Alta Verapaz. Instituto Nacional de Bosques, 2010. Proyecto FODECYT No. 72-2007. Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala. Recuperado de: <http://glifos.concyt.gob.gt/digital/fodecyt/fodecyt%202007.72.pdf>

García, P.S., Méndez, C. y López, J.E. (2014). *Evaluación del efecto de la ampliación de la Franja Transversal del Norte (FTN) sobre el intercambio de biota con el Parque Nacional Laguna Lachuá y el estado de conservación del río La Ilusión*. Escuela de Biología, Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala

Gharibreza, M., Raj, J. K., Yusoff, I., Ashraf, M. A., Othman, Z., y Tahir, W. Z. W. M. (2013). Effects of agricultural projects on nutrient levels in Lake Bera (Tasek Bera), Peninsular Malaysia. *Agriculture, ecosystems & environment*, 165(1), 19-27.

Gholizadeh, M. H., Melesse, A. M., y Reddi, L. (2016). A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. *Sensors*, 16(8), 1298.

Goel, G., y Kaur, S. (2012). A study on chemical contamination of water due to household laundry detergents. *Journal of Human Ecology-New Delhi*, 38(1), 65.

Goyenola, G. (2007). Guía para la utilización de las valijas viajeras: oxígeno disuelto. *Red MAPSA. Montevideo, Uruguay*.

Granados, P. (2001). Ictiofauna de la Laguna de Lachuá, Parque Nacional Laguna de Lachuá, Cobán. (Tesis de Licenciatura). Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos. Guatemala.

Guereña, A., y Zepeda, R. (2013). The Power of Oil Palm: Land grabbing and impacts associated with the expansion of oil palm crops in Guatemala: The case of the Palmas del Ixcan company. *Oxfam America Research Backgrounder*, Recuperado de: [http://www. Oxfamamerica. org/explore/research-publications/the-power-of-oil-palm](http://www.Oxfamamerica.org/explore/research-publications/the-power-of-oil-palm).

Guerra, M.M., Calmé, S., Gallina, S. y Narnjo, E.J. (2010). *Uso y manejo de Fauna Silvestre en el norte de Mesoamérica*. México: Secretaría de Educación de Veracruz.

Hammer, Ø. (2012). *PAST Paleontological Statistics Version 2.17. Reference manual*. Oslo: Natural History Museum, University of Oslo, 229 pp.

Harper, D. A. (1999). *Numerical paleobiology: computer-based modelling and analysis of fossils and their distributions*. John Wiley & Sons Inc. Harter, R. D. (2007). Acid soils of the tropics. *Echo technical note*, 11.

Harun, S., Al-Shami, S. A., Dambul, R., Mohamed, M., y Abdullah, M. H. (2015). Water Quality and Aquatic Insects Study at the Lower Kinabatangan River Catchment, Sabah: In Response to Weak La Niña Event. *Sains Malaysiana*, 44(4), 545-558.

Henson, I.E. (1994). *Environmental Impacts of Oil Palm Plantations in Malaysia*. PORIM Occasional Paper No.33

Hermes, M.S. y Rosales-Meda, M. (2011). Monitoreo Ecológico Participativo de la Riqueza y Distribución Espacial de mamíferos amenazados y en peligro de extinción en el Parque Nacional Laguna Lachuá y remanentes boscosos de su área de influencia, Alta Verapaz. Instituto de Investigaciones Químicas y Biológicas, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, USAC. Recuperado de: <http://digi.usac.edu.gt/bvirtual/informes/puirna/INF-2011-023.pdf>

Hernández, G.J. (2005). *Administración Municipal Actual del Recurso Agua en los Municipios de la parte alta de Quetzaltenango*. Proyecto de Investigación. Guatemala: Facultades de Quetzaltenango. Universidad Rafael Landívar. Unidad de Investigación y Publicaciones

Hernández, S. (2004). Estudio Etnoecológico de las Actividades Agropecuarias, Cacería y Extractivas en dos comunidades Rocja Pontilá y San Benito I de la Eco-región Lachuá. (Tesis de Licenciatura). Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.

Hunter, H. M., y Walton, R. S. (2008). Land-use effects on fluxes of suspended sediment, nitrogen and phosphorus from a river catchment of the Great Barrier Reef, Australia. *Journal of Hydrology*, 356(1), 131-146.

Hurtado, L. (2008). *Dinámicas agrarias y reproducción campesina en la globalización: el caso de Alta Verapaz, 1970-2007*. F&G Editores.

IDEAM. (2007). Demanda Bioquímica de Oxígeno – 5 días, incubación y electrometría. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial- República de Colombia. Recuperado de: <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Demanda+Bioqu%C3%ADmica+de+Ox%C3%ADgeno..pdf/ca6e1594-4217-4aa3-9627-d60e5c077dfa>

IUCN. (2004). IUCN Red List of Threatened Species. Recuperado de: www.redlist.org.

Jastram, J. D., y Rice, K. C. (2015). *Air-and Stream-Water-Temperature Trends in the Chesapeake Bay Region, 1960-2014* (No. 2015-1207). US Geological Survey.

Jiménez, A.Z. (2000). Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las aguas en Gestión Ambiental 2000. *Gestión Ambiental*, 2(23), 1-12. Recuperado de: <http://ocw.uc3m.es/ingenieria-quimica/ingenieria-ambiental/otros-recursos-1/OR-F-001.pdf>

Jiménez, J. y Vélez, O. (2006). Análisis comparativo de indicadores de la calidad de agua superficial. *Avances en Recursos Hidráulicos*, 14(1), 53-68.

Kannan, V., Ramesh, R. y Kumar, S. (2005). Study on ground water characteristics and the effects of discharged effluents from textile units at Karur District. *J. Environ Biology*, 26(2), 269-72.

Kaplan, L. A., Bott, T. L., Jackson, J. K., Newbold, J. D., y Sweeney, B. W. (2008). Protecting headwaters: The scientific basis for safeguarding stream and river ecosystems. *Avondale: Stround Water Research Centre*.

Keller, C., Guntzer, F., Barboni, D., Labreuche, J., y Meunier, J. D. (2012). Impact of agriculture on the Si biogeochemical cycle: input from phytolith studies. *Comptes Rendus Geoscience*, 344(11), 739-746.

Kolpin, D. W., Thurman, E. M. y Linhart, S. M. (1998). The Environmental Occurrence of Herbicides: The Importance of Degradates in Ground Water. *Archives of Environmental Contaminant Toxicology*, 35(1), 385-390.

Lawson, L. P. (2013). Diversification in a biodiversity hot spot: landscape correlates of phylogeographic patterns in the African spotted reed frog. *Molecular ecology*, 22(7), 1947-1960.

Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitao, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Zuanon, J., de Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Thomson, J.R., Nally, R.M., Ferreira, J. y Barlow, J. (2016). Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, 374(1): 119-128.

Legendre, P. y Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. (2a ed.). Holanda: Elsevier Science B.V.

Londoño, O.P. (s.f). Caracterización de parámetros microbiológicos y fisicoquímicos del sistema para producir agua desionizada tipo II, en una industria cosmética. Universidad Militar Nueva Granada, Est Esp. Planeación ambiental y Manejo de los recursos Naturales. Recuperado de: <http://repository.unimilitar.edu.co/bitstream/10654/10961/1/CARACTERI...pdf>

Lorion, C.M. y Kennedy, B.P. (2009A). Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, 19(1), 468–479.

Lorion, C.M. y Kennedy, B.P. (2009B). Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology*, 54(1), 165–180.

Lowe, W.H. y Likens. G.E. (2005). Moving headwater streams to the head of the class. *BioScience*, 55(3), 196-197.

Lu, Y. (2007). Karst water resources and geo-ecology in typical regions of China. *Environmental geology*, 51(5), 695-699.

Lungu, O. I., y Dynoodt, R. F. (2008). Acidification from long-term use of urea and its effect on selected soil properties. *African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development*, 8(1), 63-76.

Luo, G. J., Wang, S. J., Bai, X. Y., Liu, X. M., y Cheng, A. Y. (2016). Delineating small karst watersheds based on digital elevation model and eco-hydrogeological principles. *Solid Earth*, 7(2), 457-468.

MacDonald, L. H., y Coe, D. (2007). Influence of headwater streams on downstream reaches in forested areas. *Forest Science*, 53(2), 148-168.

Macedo, M. N., Coe, M. T., DeFries, R., Uriarte, M., Brando, P. M., Neill, C., y Walker, W. S. (2013). Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 368(1619), 20120153.

McCune, B., Grace, J. B. y Urban, D. (2002). *Analysis of Ecological Communities*. Estados Unidos: MjM.

McGarigal, K., Cushman, S. y Stanford, S. (2000). *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Estados Unidos: Springer.

McKean, C. J. P., y Nagpal, N. K. (1991). Ambient water quality criteria for pH: Technical appendix.

Méndez, C., Dávila, V., Garnica, R., López, J.E., Quezada, M. (2008). Análisis espacial de la Dinámica Vegetal para el Monitoreo de la Vegetación en el Eco-región Lachuá, Cobán, Alta Verapaz. Proyecto 2.84-2007. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, USAC, Instituto de Investigación Químicas y Biológicas (IIQB); Programa de Investigación y Monitoreo de la Eco-región Lachuá-PIMEL. Recuperado de: <http://digi.usac.edu.gt/bvirtual/informes/puirna/INF-2007-010.pdf>

Mesner, N., y Geiger, J. (2010). Understanding Your Watershed pH. *Water Quality Extension, Utah State University*.

Metcalf y Eddy. (2004). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4^a ed). Estados Unidos: McGraw Hill.

Meyer, J. L., Strayer, D. L., Wallace, J. B., Eggert, S. L., Helfman, G. S., y Leonard, N. E. (2007). The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association*. 43(1), 103.

Miller, R.R. (1982). Pisees. en Hurlbert, S.H. y Villalobos A. (eds.), *Aquatic biota of Mexico, Central America and the West Indies* (pp. 486-501). Estado Unidos: San Diego State University.

Moduying, V., Yangkat, Y., Laugesen, C. H. y Greer, T. (2000). Environment Impact Assessment (EIA) Guidelines Oil Palm Plantation Development. *State Environmental Conservation Department (ECD) Sabah, Malaysia*.

Monzón, R.M. (1999). Estudio General de los recursos agua, suelo y del uso de la tierra del Parque Nacional Laguna Lachuá y su zona de influencia. Cobán, Alta Verapaz. (Tesis de licenciatura). Facultad de Agronomía. Universidad de San Carlos de Guatemala.

Moore, R. D., Spittlehouse, D. L., y Story, A. (2005). Riparian Microclimate and Stream Temperature Response to Forest Harvesting: a review. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(4), 813.

Neill, C., Coe, M. T., Riskin, S. H., Krusche, A. V., Elsenbeer, H., Macedo, M. N. y Porder, S. (2013). Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 368(1619), 20120425.

Nelson, P. N., Berthelsen, S., Webb, M. J., & Banabas, M. (2010). Acidification of volcanic ash soils under oil palm in Papua New Guinea: effects of fertiliser type and placement. In *Proceedings of the 19th World Congress of Soil Science; Soil Solutions for a Changing World*. (Eds RJ Gilkes, N Prakongkep) pp (pp. 8-11).

Nisbet, T., & Evans, C. D. (2014). *Forestry and surface water acidification*. Forestry Commission.

Obidzinski, K., Andriani, R., Komarudin, H. y Andrianto, A. (2012). Environmental and social impacts of oil palm plantations and their implications for biofuel production in Indonesia. *Ecology and Society*, 17(1), 25.

Ogeh, J. S., y Osiomwan, G. E. (2012). Evaluation of the effect of oil palm on some physical and chemical properties of Rhodic Paleudults. *Nigerian Journal of Basic and Applied Sciences*, 20(1), 78-82.

Opalinska, B., y Cowling, S. A. (2015). Modelling the movement of biogenic silica from terrestrial vegetation to riverine systems within the continental USA. *Ecological Modelling*, 312, 104-113.

ORASECOM. (2010). *The state of the orange-senqu river system setting the baseline water resources quality in 2010*. Sudáfrica: SADC.

PAN y Tenaganita. (2002). *Asia and the Pacific. Poisoned and Silenced: A Study of Pesticide Poisoning in the Plantations*. Malasia: Ganesh Printers.

Pan, Y., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R., Wightingon, J., Van Sickle, J. y Moser, T. (2004). Linkages between land-use, water quality, physical habitat conditions, and lotic diatom assemblages: A multi-spatial scale assessment. *Hydrobiologia*, 515(1), 59-73.

Paramanathan, S. (2015). Soil properties and their influence on oil palm management and yield. *Sustainable Management of Soil in Oil Palm Plantings*, 10.

Pokrovsky, O. S., Schott, J., Kudryavtzev, D. I., y Dupré, B. (2005). Basalt weathering in Central Siberia under permafrost conditions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69(24), 5659-5680.

Quezada, M.L., Arroyo-Rodríguez, V., Pérez-Silva, E. y Mitchell, T.A. (2013). Land cover changes in the Lachuá region, Guatemala: patterns, proximate causes, and

underlying driving forces over the last 50 years. *Reg Environ Change*, 14(1),1139–1149.

Rice, K. C., y Jastram, J. D. (2015). Rising air and stream-water temperatures in Chesapeake Bay region, USA. *Climatic Change*, 128(1-2), 127-138.

Rogers, O.J. (2013). *Abriendo Brechas. El proyecto vial de la Franja Transversal del Norte; desarrollo y territorio en Huehuetenango*. Guatemala: CEDFOG.

Román, P., Martínez, M. M., y Pantoja, A. (2013). Manual de compostaje del agricultor. Experiencias en América Latina. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Roper, J. y Roberts, R.W. (1999). Deforestation: Tropical Forests in Decline. Forestry Issues Paper 12. Canadian International Development Agency Forestry Advisers Network. Recuperado de: <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2015018430>

Rosli, N., Gandaseca, S., Ismail, J. y Iqbal, M.J. (2010). Comparative Study of Water Quality at Different Peat Swamp Forest of Batang Igan, Sibuluan Sarawak. *American Journal of Environmental Sciences*, 6(5), 416-421.

Rozemeijer, J.C., Klein, J., Broers, H.P., van Tol-Leenders, T.P., van de Grift, B. (2014). Water quality status and trends in agriculture-dominated headwaters; a national monitoring network for assessing the effectiveness of national and European manure legislation in The Netherlands. *Environ Monit Assess* 186(1), 8981-8995.

RSPO. (2013). Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO). Factsheet: RSPO – as per: November 2013. Foro Nachhaltiges Palmöl. Recuperado de: http://www.forumpalmoel.org/fileadmin/user_uploads/Factsheets/RSPO_factsheet_en.pdf

Scarsbrook, M. R., y Halliday, J. (1999). Transition from pasture to native forest land-use along stream continua: Effects on stream ecosystems and implications for

restoration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33(2), 293-310.

SEGEPLAN. (2011). *Plan de Desarrollo Integral, Franja Transversal del Norte. Diagnóstico Territorial. Tomo 1*. Guatemala: Consejo de Desarrollo.

Seidel, H., Wennrich, R., Hoffmann, P. y Löser, C. (2005). Effect of different types of elemental sulfur on bioleaching of heavy metals from contaminated sediments. *Chemosphere*, 62(9), 1444-53.

Smith, S.L. (2004). The geochemistry and geomicrobiology of a salinity-stratified coastal carbonate aquifer. (Tesis de doctorado). Universidad de Bristol. México.

Smith, V. H., Tilman, G. D., y Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100(1), 179-196.

Solano, L. (2012). *Contextualización histórica de la Franja Transversal del Norte*. Guatemala: CEDFOG.

Solano, L. (2015). Palma africana y empresas se expanden aceleradamente a lo largo de la FTN. El Observador. Recuperado de: <http://www.albedrio.org/htm/otrosdocs/comunicados/EnfoqueNo.36-PalmaafricanaFTN-2015.pdf>

Song, Z., Wang, H., Strong, P. J., Li, Z., y Jiang, P. (2012). Plant impact on the coupled terrestrial biogeochemical cycles of silicon and carbon: Implications for biogeochemical carbon sequestration. *Earth-Science Reviews*, 115(4), 319-331.

Sosa, M. (2001). Proceso comunitario y sistemas de clasificación étnica. El caso de Primavera de Ixcán. Tesis de Maestría. USAC.

Storey, R. G., y Cowley, D. R. (1997). Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiologia*, 353(1-3), 63-76.

Street-Perrott, F. A., y Barker, P. A. (2008). Biogenic silica: a neglected component of the coupled global continental biogeochemical cycles of carbon and silicon. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33(9), 1436-1457.

Struyf, E., Opdekamp, W., Backx, H., Jacobs, S., Conley, D. J., y Meire, P. (2009). Vegetation and proximity to the river control amorphous silica storage in a riparian wetland (Biebrza National Park, Poland). *Biogeosciences*, 6(4), 623-631.

Studinski, J. M., Hartman, K. J., Niles, J. M., y Keyser, P. (2012). The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. *Hydrobiologia*, 686(1), 107-117.

Sujaul I. M., Ismail, B. S., Muhammad B. G., Sahibin, A. R. y Mohd E. T. (2012). Hydrological assessment and water quality characteristics of Chini Lake, Pahang, Malaysia. *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences*, 12(6), 737-749.

Svobodová, Z., Lloyd, R., Machova, J. y Vykusova, B. (1993). *Water quality and fish health* (No. 35). Food & Agriculture Org. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/a-t1623e.pdf>

Theurer, F. D., Lines, I. and Nelson, T. (1985). Interaction between riparian vegetation, water temperature, and salmonid habitat in the Tucannon river. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 21(1), 53–64.

Treguer, P., Nelson, D. M., Van Bennekom, A. J., y DeMaster, D. J. (1995). The silica balance in the world ocean: a reestimate. *Science*, 268(5209), 379.

Turner, R. E., y Rabalais, N. N. (1994). Coastal eutrophication near the Mississippi river delta. *Nature*, 368(6472), 619-621.

UICN-USAC. (1999). *Informe de avance. Proyecto Caracterización y Monitoreo Ecológico del PNLL*. Guatemala, 17 pp.

VanTuylen, S., García, P. y Gonzáles, B. (2006). Evaluación de un método alternativo para medir la calidad del agua con indicadores biológicos y fisicoquímicos

en el Parque Nacional Laguna Lachuá (PNLL) y su Zona de Influencia, Cobán, Alta Verapaz. Primera Fase. Informe UICN-Lachuá, PIMEL.

Vanzela, I., Hernández, F. y Franco, R. (2010). "Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis", *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14(1), 55-64.

Wakker, E. (1998). *Lipsticks from the Rainforest. Palm Oil, Crisis, and Forest Loss in Indonesia: The Role of Germany*. Alemanida: World Wildlife Fund Germany.

Wakker, E. (2000). *Funding Forest Destruction: The Involvement of Dutch Banks in the Financing of Oil Palm Plantations in Indonesia*. Amsterdam: Greenpeace Netherlands.

Wakker, E. (2005). *Greasy Palms: The Social and Ecological Impacts of Large-Scale Oil Palm Development in Southeast Asia*. Londres: Friends of the Earth UK.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. Gulf Professional Publishing.

WHO. (2008). Guidelines for drinking-water quality: Incorporating the 1st and 2nd addenda (3a ed.). Geneva: World Health Organization, Geneva. Recuperado de: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/fulltext.pdf

Wilde, F. D., Radtke, D. B., Gibs, J., y Iwatsubo, R. T. (1998). National field manual for the collection of water-quality data: US Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 9, chap. A-6, *variously paged*.

Wilson, P.C. (2009). Water Quality Notes: Dissolved Oxygen. Estados Unidos: Universidad de Florida. Recuperado de: <http://edis.ifas.ufl.edu/pdf/files/SS/SS52500.pdf>

World Bank. (2011). *The World Bank group framework and IFC strategy for engagement in the oil palm sector*. Estados Unidos: IFC y The World Bank.

Wüst, R. A., y Bustin, R. M. (2003). Opaline and Al–Si phytoliths from a tropical mire system of West Malaysia: abundance, habit, elemental composition, preservation and significance. *Chemical Geology*, 200(3), 267-292.

Yap, C. K., Rahim, A. I., Azrina, M. Z., Ismail, A., y Tan, S. G. (2006). The influential of physico-chemical parameters on the distributions of oligochateas (*Limnodrilus* sp.) at the polluted downstream of the tropical Langat River, Peninsular Malaysia. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 10(3), 135-140.

Yee, J.T.C. y Chandran, M.R. (2005). A century of oil palms in Malaysia. *Oleochemicals*, 16(3), 142–3.

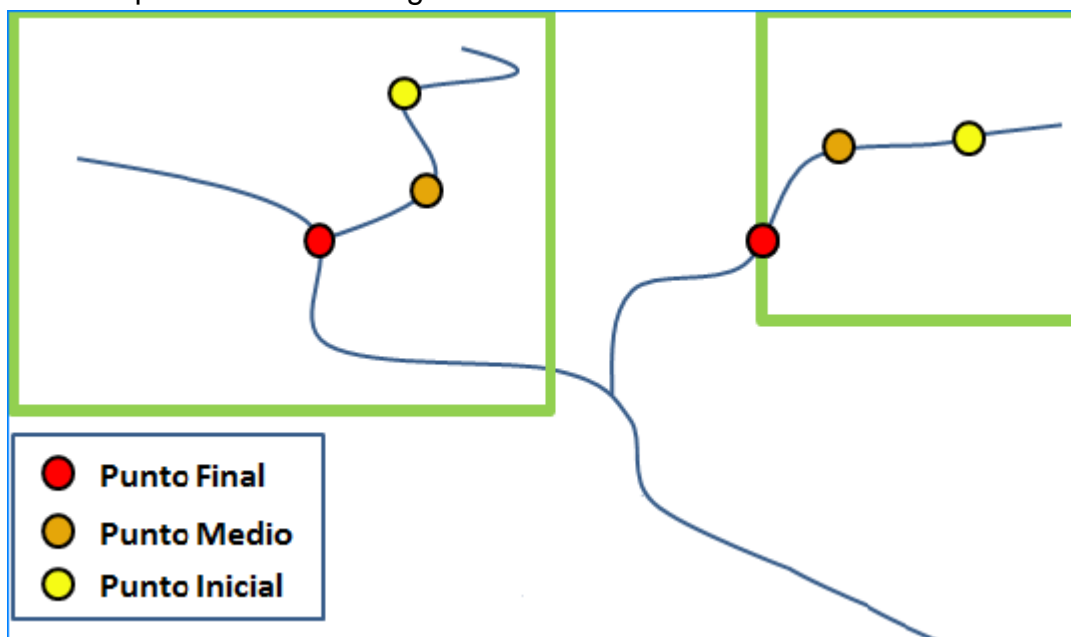
Ziegler, A. D., Giambelluca, T. W., Sutherland, R. A., Nullet, M. A., Yarnasarn, S., Pinthong, J. y Jaiaree, S. (2004). Toward understanding the cumulative impacts of roads in upland agricultural watersheds of northern Thailand. *Agriculture, ecosystems & environment*, 104(1), 145-158.

Ziegler, A. D., Negishi, J., Sidle, R. C., Preechapanya, P., Sutherland, R. A., Giambelluca, T. W., y Jaiaree, S. (2006). Reduction of stream sediment concentration by a riparian buffer: Filtering of road runoff in disturbed headwater basins of montane mainland Southeast Asia. *Journal of environmental quality*, 35(1), 151-162.

Ziegler, A. D. y Giambelluca, T. W. (1997). Importance of rural roads as source areas for runoff in mountainous areas of northern Thailand. *Journal of hydrology*, 196(1), 204-229.

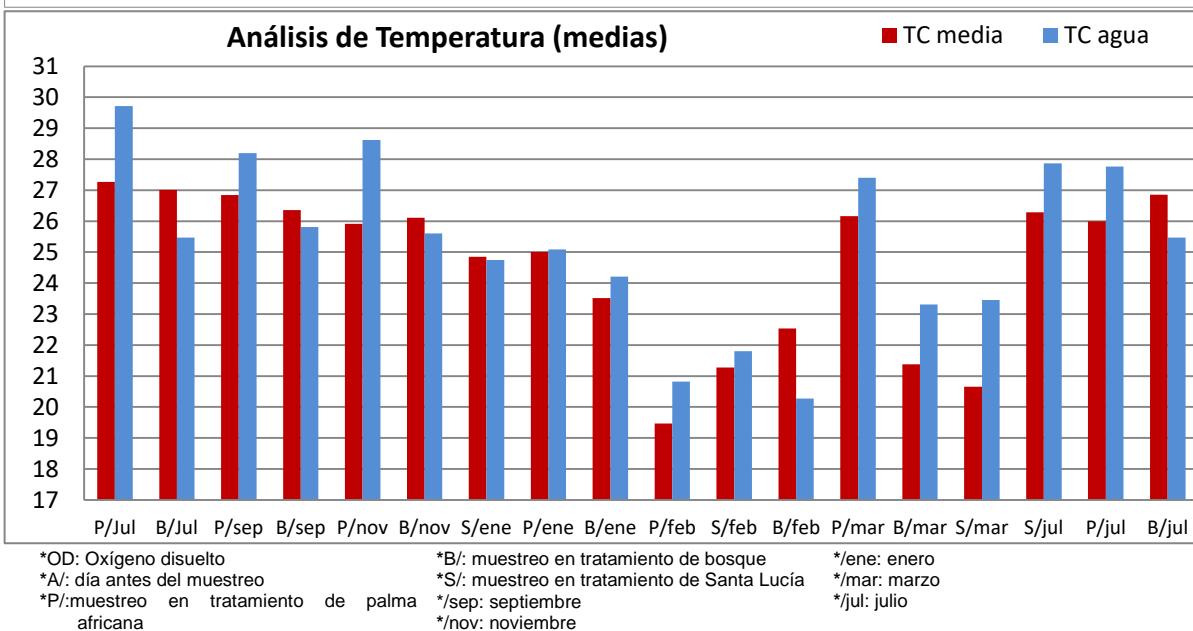
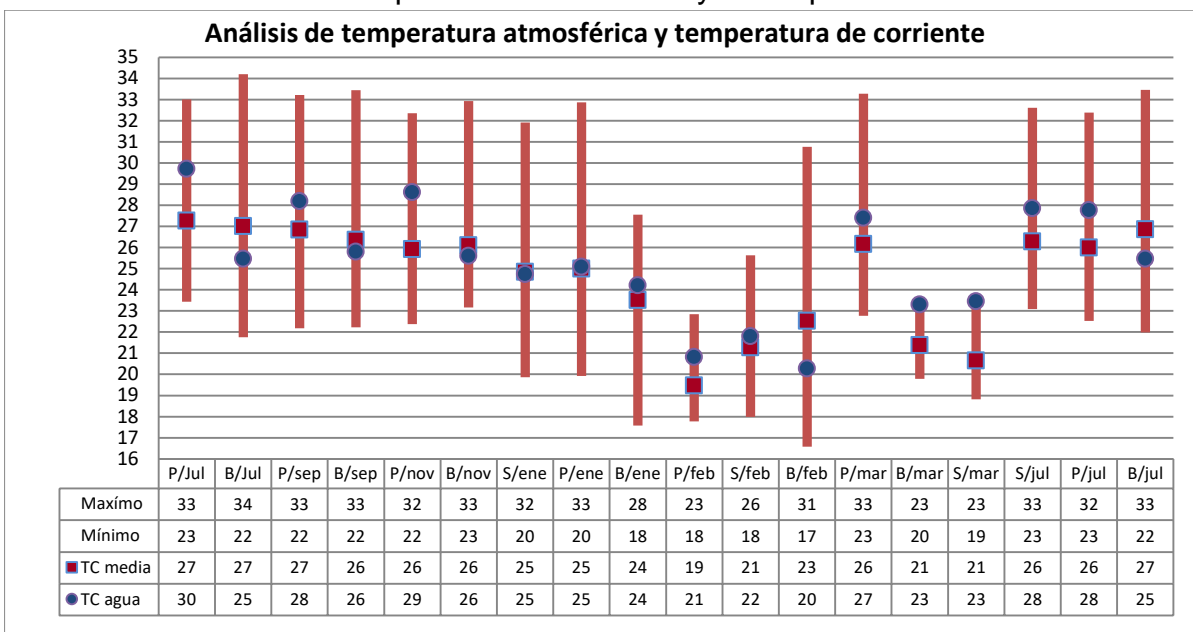
ANEXOS

Anexo 1. Esquema de Metodología



El área verde es considerada, el área de captación hídrica bajo estudio, el punto rojo refiere al punto final es decir, el punto donde: se finaliza el área de captación hídrica bajo estudio o donde el río deja de ser un río de primer orden. El punto medio se ubica a 50 metros río arriba del punto final (siguiendo la dirección del río) y el punto inicial se encuentra a 50 metros río arriba del punto medio (siguiendo la dirección del río) y a 100 metros del punto final (siguiendo la dirección del río). El conjunto de los 3 puntos representa la unidad experimental.

Anexo 2. Análisis de la temperatura atmosférica y la temperatura de corriente

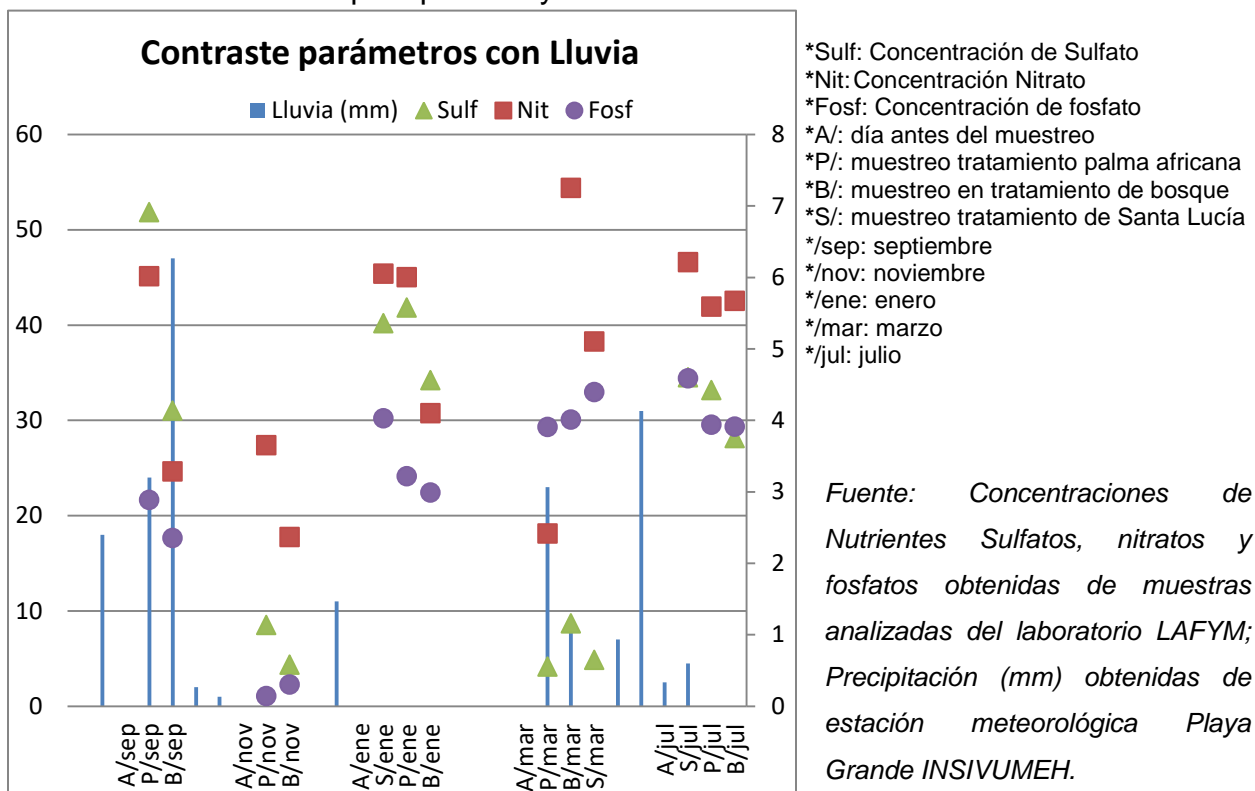


Fuente: Temperaturas de agua obtenidos en muestras de ríos del PNLL y San Marcos Lachúa analizadas "in situ" empleando la sonda multiparamétrica HI9813-6; temperaturas atmosféricas (media, máximos y mínimos) obtenidas de estación meteorológica Playa Grande INSIVUMEH.

Las temperaturas promedio del tratamiento de bosque se encontraron por lo general cercanas a la temperatura media atmosférica, o por debajo de la media, mientras que todas las temperaturas promedio del tratamiento de palma africana superaron a la temperatura atmosférica media. La temperatura promedio del tratamiento de Santa Lucía presentó valores mayores a la temperatura media atmosféricas en casi

todos los meses (excepto en el mes de enero, donde presentó valores menores a la media atmosférica). Todas las temperaturas promedio del agua se encontraron entre el rango (máximo y mínimo) de la temperatura atmosférica.

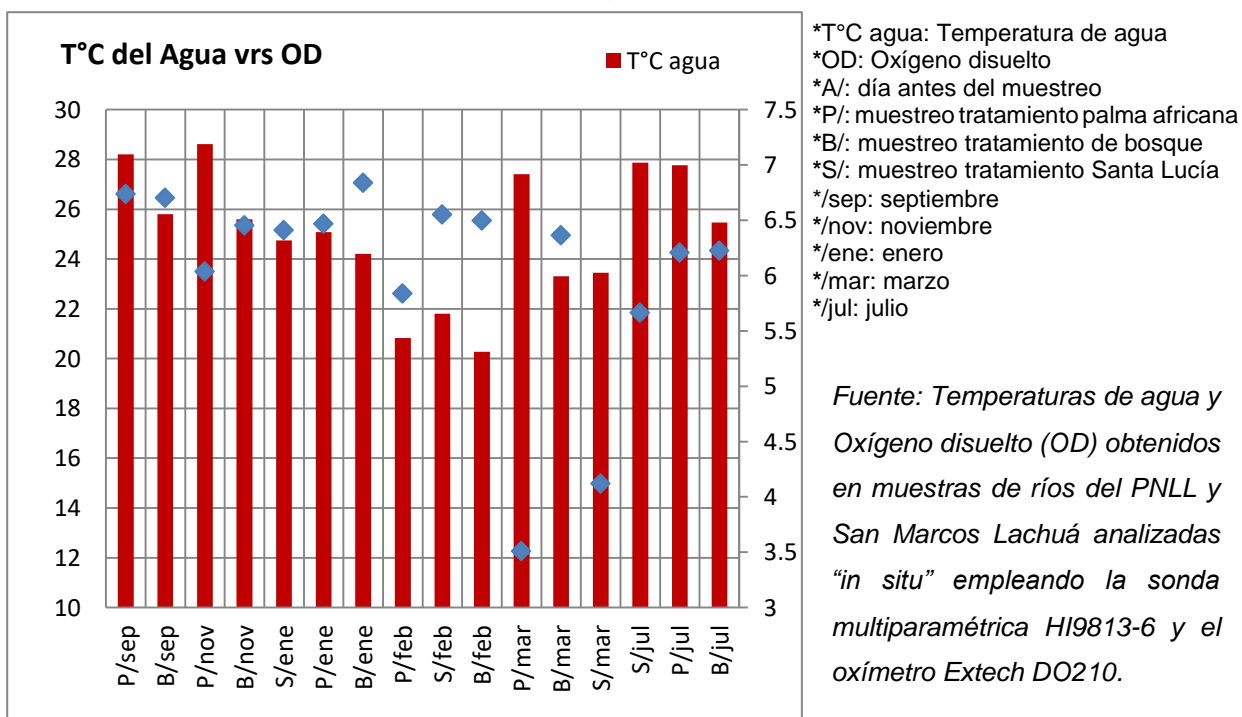
Anexo 3. Análisis de la precipitación y los nutrientes



Durante el mes de septiembre a pesar de la alta intensidad de lluvia el tratamiento de bosque presentó menor concentración de nitratos, fosfatos y sulfatos en relación al tratamiento de palma africana. En el mes de noviembre, disminuyó la lluvia, así también ambos tratamientos presentaron una disminución de los nutrientes. Durante el mes de enero dos días previos al primer muestreo llovió (intensidad media), existió un aumento marcado en la concentración de nutrientes, principalmente de nitratos en el tratamiento de palma africana. Estos valores fueron muy similares a los observados en el tratamiento de Santa Lucía durante este mes. El tratamiento de bosque durante este mes, a pesar de haber aumentado las concentraciones de sus nutrientes en comparación al mes de estudio anterior, sus valores continuaron siendo menores a los otros tratamientos. Durante el mes de marzo no llovió hasta que se finalizó el muestreo en el tratamiento de palma africana, el cual presentó

probablemente debido a esto, las menores concentraciones de los nutrientes. La lluvia continuó durante toda la noche y no finalizó hasta el día siguiente, por lo que el muestreo en el tratamiento de bosque se realizó bajo lluvia, y probablemente por esto el tratamiento presentó los valores mayores de nutrientes, exceptuando el fosfato, el cual siempre presentó los mayores valores en el tratamiento de Santa Lucía. Durante el mes de julio llovió fuertemente 3 días antes del primer muestreo y levemente dos y un día antes del primer muestreo en el tratamiento de Santa Lucía, el cual presentó los mayores valores del parámetro, mientras que el tratamiento de bosque y el tratamiento de palma presentaron valores similares.

Anexo 4. Análisis de la temperatura del agua y su relación con el OD.



A pesar de que en algunos meses si se observa la relación inversa entre la temperatura y el oxígeno (noviembre y febrero), no es así en todos los meses, lo que probablemente refleja la existencia de otros factores que se encuentren relacionados a este fenómeno (mayores concentraciones de OD en el tratamiento de bosque, concentraciones medias en tratamiento de Santa Lucía y las menores concentraciones de OD en el tratamiento de palma africana).

Anexo 5. Condición de los ríos según su concentración de oxígeno disuelto

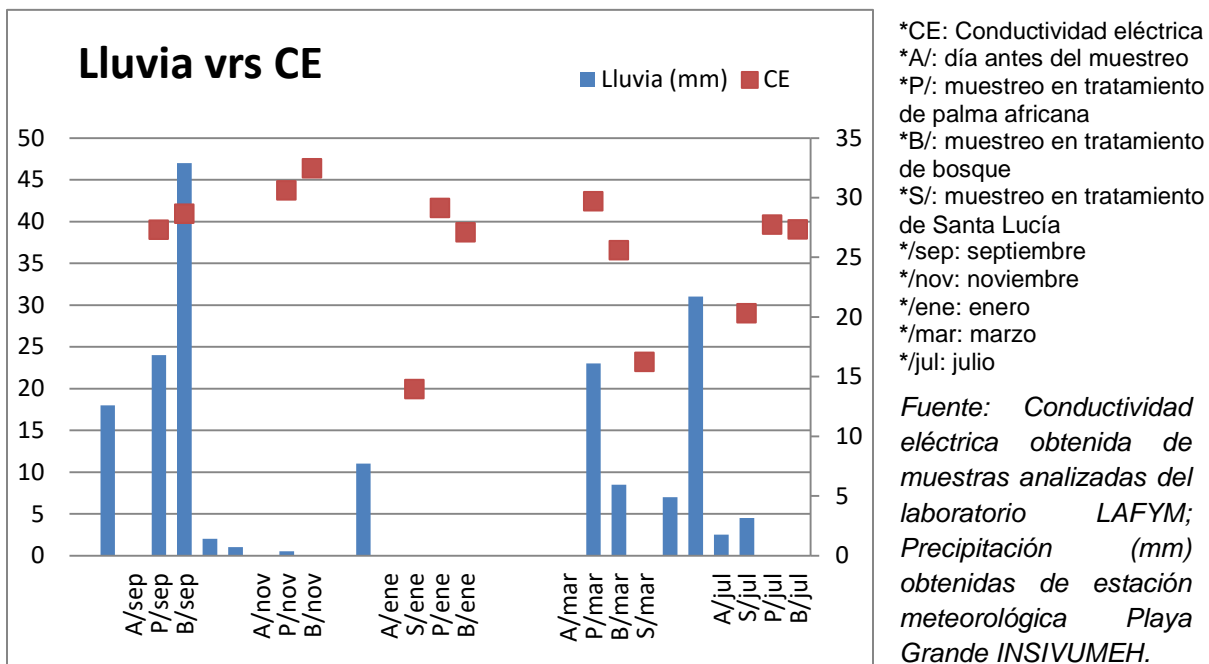
	OD_sep	OD_nov	OD_ene	OD_feb	OD_marz	OD_Jul	
BC4	8	6	9	8	6	9	
BC3	9	6	7	9	5	5	
BSEC	7	7	8	7	5	6	
BC2	5	7	5	6	6	6	
BL5	5	7	7	5	7	6	
BC1	6	6	6	5	8	5	
PC6	7	6	5	7	5	7	
PC3	8	8	5	7	3	5	
PSEC	7	4	3	5	3	5	
PL2	5	5	7	5	4	6	
PC5	5	8	5	6	4	8	
PC1	8	5	4	5	3	6	
SL5			6	5	4	6	
SL3			4	3	2	6	
SL1			6	5	3	5	
SL2			6	9	3	4	
SL6			8	8	5	6	Porcentaje
SL4			9	9	7	7	Total
	2	0	1	2	2	2	25
	2	6	3	2	2	3	50
Bosque	2	0	2	2	2	1	25
	2	3	5	3	6	2	58.3333333
	2	3	1	1	0	3	27.7777778
Palma	2	0	0	2	0	1	13.8888889
			1	2	4	2	37.5
			3	1	2	4	41.6666667
S.L			2	3	0	0	20.8333333

Condición	Bosque (%)	Santa Lucía (%)	Palma Africana (%)
Hipoxia	28	46	54
Aceptable	44	31	36
Buena	28	24	10

Fuente: Datos obtenidos en muestras de ríos del PNLL, Santa Lucía y San Marcos Lachuá analizadas in situ empleando oxímetro Extech DO210, contrastados con tabla obtenida de Goyenola (2007, p.1)

En relación al parámetro de oxígeno disuelto el tratamiento de bosque fue el que presentó las mejores condiciones (solamente el 25% de sus datos presentaron condiciones de hipoxia, 50% presentaron condiciones aceptables y el 25% presentó condiciones buenas), seguido por el tratamiento de Santa Lucía que presentó condiciones intermedias, (el 37% de sus datos presentaron condiciones de hipoxia, el 42% presentó condiciones aceptables y el 21% presentó condiciones buenas) y el tratamiento de palma africana fue el que presentó las peores condiciones (el 58% de sus datos presentaron condiciones de hipoxia, el 28% presentó condiciones aceptables y el 14% presentó buenas condiciones).

Anexo 6. Análisis de la precipitación y su relación con la conductividad eléctrica



Únicamente se observa relación entre el parámetro de conductividad y el de lluvia durante los meses de septiembre y marzo, el resto de los meses parece no existir relación entre estos parámetros.



Oscar Alberto Rojas Castillo

Autor



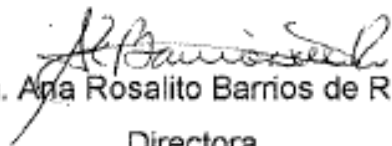
Carlos Enrique Avendaño Mendoza, PhD.

Asesor



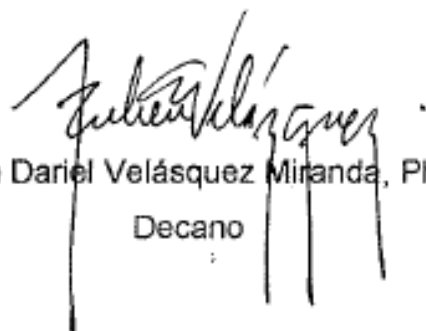
Lic. Claudio Méndez Hernández

Revisor



Licda. Ana Rosalito Barrios de Rodas

Directora



Rubén Daríel Velásquez Miranda, PhD.

Decano