

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



Estimación del metabolismo ecosistémico en arroyos neotropicales de selvas altas perennifolias y en áreas de cultivo de palma africana

Sofía Alejandra Aguilar Jocol

Bióloga

Guatemala, octubre 2019

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

**Estimación del metabolismo ecosistémico en arroyos neotropicales de selvas altas
perennifolias y en áreas de cultivo de palma africana**

**Informe de Tesis
Presentado por
Sofía Alejandra Aguilar Jocol**

**Para optar al título de
BIOLOGA**

Guatemala, octubre 2019

JUNTA DIRECTIVA

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA

M.A. Pablo Ernesto Oliva Soto	Decano
Licda. Miriam Roxana Marroquín Leiva	Secretaria
Dr. Juan Francisco Pérez Sabino	Vocal I
Dr. Roberto Flores Arzú	Vocal II
Lic. Carlos Manuel Maldonado Aguilera	Vocal III
Br. Byron Enrique Pérez Díaz	Vocal IV
Br. Pamela Carolina Ortega Jiménez	Vocal V

DEDICATORIA

A mis padres: Xiomary Jocol y Pablo Aguilar por ser el motor para pensar más allá de mis límites, por impulsarme a continuar estudiando lo que más amaba y siempre apoyarme en cada momento de mi vida. Gracias por su ejemplo, por heredarme el amor a la vida, a los estudios y por motivarme a siempre querer seguir adelante y luchar por mis sueños, anhelos e ilusiones.

A mi hermana: Sigrid Aguilar por ser un ejemplo en constancia, independencia y perseverancia. Siempre he visto en ti a una mujer próspera con ganas de ayudar a quien lo necesite. Gracias por tantos momentos felices y por motivarme a seguir adelante en esta carrera.

A mis abuelos: Mercedes Rodas, María Luz Salazar, Benito Aguilar y Aurelio Jocol por enseñarme lo bonito de la vida y lo que en verdad importa. Gracias por inculcar a mis padres el deseo de estudiar, a pesar de las circunstancias adversas de la vida, a pesar del analfabetismo y la falta de acceso a la educación a la que ustedes se enfrentaron. Por ustedes mis padres decidieron hacer un cambio generacional y me dieron la oportunidad de estudiar.

A mi esposo: Luis Fernando por ser siempre mi apoyo y mi motivación. Porque gracias a ti logre este mérito, este título es de ambos y vamos por más. Gracias por ser siempre comprensivo y nunca dejar de creer en mí.

A mi hija: Luz Amelie para que veas que la constancia y la perseverancia tienen su recompensa. Este es un ejemplo que el que se esfuerza logra su meta.

A mi familia: Mi madrina por ser ese ejemplo de perseverancia y ganas de salir adelante, a mis primas Kimberly, Paola, Carolina y Lily gracias por su amor incondicional y por ser ejemplo de lucha y superación. A mis tías y tíos gracias por compartir momentos inolvidables y siempre darme palabras de aliento.

A mis amigos: Quienes han sido parte incondicional de mi vida, gracias por su apoyo, por las veces que oyeron mis tristezas y alegrías, por los laboratorios, las clases y giras de campo que jamás olvidaré.

Al pueblo de Guatemala: Quiénes a través de la USAC me brindaron la oportunidad de estudiar. No puedo estar más agradecida por tener este privilegio en un país donde solo un pequeño porcentaje de la población puede estudiar.

A la USAC: Por darme formación de calidad, por enseñarme que a partir del conocimiento y la ciencia puedo ayudar al que lo necesita. En tus aulas aprendí a descubrir, razonar, preguntar y entender la vida en todas sus formas.

A mis catedráticos: Por compartir sus conocimientos, ser ejemplo de constancia y por motivarme a argumentar y no sólo escuchar.

AGRADECIMIENTOS

Al Parque Nacional Laguna Lachuá (PNLL) y su equipo de trabajo: A Don Fermín Ayala, Erick Cornel, Romeo Palacios, Paulino Baleu, Pedro Yat Oxom, Agosto Oxom, Juan Carlos Cucul, Carlos Yat Oxom, por apoyarme en el proceso del trabajo de campo de mis datos, porque me abrieron las puertas y sin dudar me ayudaron en los recorridos dentro del Parque.

Al Instituto de Investigaciones Químicas y Biológicas –IIQB- de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia: Gracias por el apoyo en los reactivos químicos para poder realizar el análisis de las concentraciones de nutrientes de los arroyos. Sin su apoyo no hubiera podido culminar mi tesis.

A la Unidad de Investigación PIMEL de la USAC: Por brindarme apoyo al poder hospedarme en la Estación Biológica de Santa Lucía Lachuá donde nunca me faltó nada y también por el transporte de la ciudad capital a Lachua. Gracias por todo el apoyo brindado.

A M.Sc. Pavel García: Gracias por iniciarme en el mundo de la limnología, gracias porque esta investigación desde el inicio hasta el final fue un reto y me di cuenta de lo capaz que soy y lo mucho que amo la ciencia.

A Lic. Claudio Méndez: Gracias por su guía y aportes en la tesis.

A Lic. Julio Morales: Gracias por su apoyo en el transporte, la logística, las risas, la compañía, por su amistad. Por su apoyo incondicional y por motivarme a seguir cuando me desanimaba.

Índice

1. Resumen	1
2. Introducción	2
3. Antecedentes	5
4. Justificación.....	14
5. Objetivos	15
6. Hipótesis.....	16
7. Materiales y Métodos	16
8. Resultados	25
8.1 Efectos del cambio del uso del suelo en la cobertura ribereña y parámetros físicoquímicos	25
8.2 Relación en la variación de los parámetros físicoquímicos a través del gradiente de cobertura vegetal en el área de captación hídrica.....	34
8.3 Patrones de DeltaOD a lo largo de los cambios en la cobertura vegetal en el área de captación hídrica del arroyo Ilusión.	37
8.4 Estimación de la relación de los parámetros físico químicos y de cobertura vegetal con el metabolismo de los arroyos.	41
9. Discusión.....	45
10. Conclusiones.....	48
11. Recomendaciones	48
12. Referencias bibliográficas	49
13. Anexos	56

1. Resumen

La pérdida de hábitat y avance de la frontera agrícola son los principales factores que se han identificado como responsables de la creciente pérdida de diversidad y disrupción de procesos ecológicos en los ecosistemas terrestres y acuáticos. Los ecosistemas acuáticos lénticos, arroyos y ríos intervienen en el ciclo del carbono a través de secuestrar, transformar y transportar carbono orgánico. Procesos ecológicos que se reflejan en el metabolismo del ecosistema, producción y consumo de carbono orgánico. Este metabolismo también es afectado por los cambios de cobertura vegetal dado el cambio en la disponibilidad de luz, concentración de nutrientes, turbidez y profundidad del río, por lo que se ha propuesto como indicador del estado de conservación de los ríos. Una de las mayores presiones actuales, de las últimas dos décadas, a la conservación de los ríos y sus cuencas es el incremento de monocultivos como la palma africana, el cual afecta el ciclo del carbono en los ecosistemas terrestres, pero existe escasa información de cómo afecta este ciclo en los cuerpos acuáticos. En Guatemala el cultivo de palma africana para aceite se ha incrementado en un 300% en los departamentos de Alta Verapaz y Petén para el año 2010. Por lo anterior, evaluamos la relación del metabolismo ecosistémico, medido como variación de la concentración de oxígeno disuelto en el día y la noche, con el porcentaje de cobertura de bosque en el área de captación, cobertura del dosel, concentración de nutrientes y profundidad del río. La evaluación se realizó en un gradiente de cobertura vegetal de selva alta perennifolia a cultivos de subsistencia y plantaciones de palma africana en siete segmentos de arroyos ubicados en la Ecorregión Lachuá, Guatemala. La variación de la concentración de oxígeno disuelto durante el día fue de $0.24 \text{ mg/m}^2/\text{d}$ en el arroyo con mayor proporción de bosque, mientras que en el arroyo con menor porcentaje de bosque y mayor porcentaje de cultivo de palma

africana fue de 193.68 mg/m²/d. Durante la noche los valores fueron de 49.5 mg/m²/d y 4.87 mg/m²/d respectivamente. A pesar de las diferencias en la variación de la concentración de oxígeno disuelto observadas esta no se debió a cambios en la concentración de nutrientes o cobertura vegetal del área de captación. Esto podría deberse a que el efecto de la palma africana es difuso, como se ha observado con otras fuentes de perturbación en sistemas kársticos, o a que los niveles de nutrientes y presencia de vegetación ribereña aún funcionan como amortiguadores del ecosistema evaluado.

2. Introducción

La mayor parte de la biodiversidad del planeta se encuentra en declive debido a las actividades humanas (Greenwood y Booker, 2015; Estes *et al.*, 2011), entre las que están la deforestación y el avance de la frontera agrícola (Tellería, 2013, 15; Dirzo *et al.*, 2014, 401). Estas actividades humanas tienen un impacto sobre los ecosistemas de agua dulce tanto en la diversidad biológica como en los procesos ecológicos de estos ecosistemas (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2010, 24; Ramírez, Pringle y Wantzen, 2008, 291). La producción primaria y respiración del ecosistema son procesos propuestos para medir estos impactos (Young y Matthaei, 2008). Esos dos procesos, reducción del CO₂ a carbono orgánico y su oxidación en sentido inverso, a través de la respiración, son centrales porque describen el intercambio de energía entre todos los organismos autótrofos y heterótrofos del ecosistema (Hall y Hotchkiss, 2017). Son procesos afectados por las variables luz, disponibilidad de nutrientes, temperatura, velocidad del agua y cambios de cobertura (Bott, Brock, Dunn, Naiman, Ovink y Petersen, 1985; Lowrance, y Altier, 1997, 687; Stevenson y

Rollins, 2007, 785; Allan y Castillo, 2007, 330; Ramírez, Pringle y Wantzen, 2008, 289; Wilson y Dodds, 2009, 60; Bernot et al., 2010; Clapcott et al., 2012, 74). La productividad primaria suele incrementarse debido a aumentos en la incidencia e intensidad de luz y mayor concentración de nutrientes. La respiración del ecosistema es mayor cuando la incidencia e intensidad de luz es menor, hay mayor turbidez y velocidad de la corriente.

Entre los cultivos que afectan fuertemente la diversidad y ciclo de nutrientes en los ecosistemas terrestres, están la palma africana (*Elais guineensis* Jacq. 1897), utilizada para producir aceite vegetal. Es uno de los cultivos de mayor crecimiento en las últimas décadas, que está causando la deforestación acelerada en los trópicos (Carlson, Curran, Asner, McDonald, Trigg y Adeney, 2012, 283; Fitzherbert *et al.*, 2008, 538), provocando la alteración del ciclo del carbón, nitrógeno y fósforo, fundamentales para la productividad primaria, al disminuir el secuestro del carbón y aumentar su mineralización (Bernot et al., 2010).

En Guatemala, el cultivo de palma africana podría ser un factor importante en la conservación de la diversidad biológica y la alteración del ciclo del carbono debido a su expansión. Este cultivo aumento de 63, 340ha en 2007 a 93, 513 hectáreas para el año 2010, concentrándose principalmente en los departamentos de Alta Verapaz y Petén (IARNA, 2012, 349). Las prácticas en este cultivo, como el uso del malatión, que es un insecticida organofosforado, y su posterior almacenaje en lagunas de oxidación se han identificado como potenciales amenazas a la conservación de la diversidad acuática (Echeverría, et al., 2015, 1). Una evidencia que apunta a ello fue el desbordamiento de las piletas de oxidación donde se vertía el químico malatión de la empresa REPSA que se derramó y potencialmente provocó la muerte de miles de peces (Echeverría *et al.*, 2015, 1) ocasionando un desastre ecológico en

el río La Pasión, Sayaxché, Petén (Roulet, Vásquez, Barrios, Madrid, Quiñonez y del Cid, 2015, 2). Además, por la cantidad de insecticidas y fertilizantes empleados en estas plantaciones la mineralización de carbono se ve alterada al haber mayor disponibilidad de carbono en el suelo, liberado a través de la descomposición de la materia orgánica del suelo (Jandl, et. al., 2007, 253) y al haber mayor cantidad de nitrógeno inorgánico. La palma africana es un cultivo en incremento en el país, que en muchos casos coincide con zonas de alta biodiversidad por lo que debemos poder tener sistemas de alerta temprana ante posibles desastres ecológicos, Young, Matthaei y Townsend, 2008, sugieren que la medición del metabolismo de los ríos puede ser útil para ello.

Por lo anterior, en este estudio contrasté la hipótesis que el balance del metabolismo ecosistémico heterótrofo/autótrofo de los arroyos en la Ecorregión Lachuá varía en relación a un gradiente vegetal porque los cambios de cobertura vegetal afectan las variables que controlan el metabolismo de los ríos. La hipótesis la evalúe a través de medir la variación en la concentración de oxígeno en arroyos que tenían un gradiente en la cobertura bosque/palma africana, midiendo la variación diaria del oxígeno disuelto –OD- y la temperatura en sitios de los arroyos por tres días, en intervalos de 10min (Hall y Hotchkiss, 2017). Al mismo tiempo, evalúe el estado del hábitat utilizando el protocolo de evaluación visual de Barbour, Gerritse, Zinder y Stribiling (1999) y medí parámetros fisicoquímicos.

A pesar de observar variación en la concentración de nutrientes y oxígeno disuelto, esta variación no correspondió a los cambios en cobertura de la vegetación. El cambio observado en la concentración de O_2 fue muy bajo, en comparación con otros arroyos reportados (Gücker, BoËchat y Giani, 2009, 2075; Ortiz-Zayas, et al, 2005, 773), a lo largo del gradiente ambiental estudiado, esto debido al tamaño de las cuencas, que influye en la velocidad y

transporte de oxígeno disuelto al ser mayor la tasa volumétrica de intercambio de oxígeno entre el aire y el agua debido a que los arroyos son poco profundos, la presencia de ingreso de fuentes de nutrientes difusas que no se tomaron en cuenta en el estudio, la temperatura del agua y la pendiente.

3. Antecedentes

3.1 Planteamiento del problema

La eco región Lachuá es el último remanente protegido de selvas lluviosas del norte de Guatemala, declarada sitio RAMSAR en el año 2006 (Ficha RAMSAR, 2004). Se encuentra constituida por el Parque Nacional Laguna Lachuá -PNLL- y su zona de influencia. Actualmente las actividades humanas de 49 comunidades establecidas en la zona de amortiguamiento, y procesos de sucesión vegetal, la eco región Lachuá constituye un mosaico de actividades agropecuarias y parches de bosque (Quezada, Arroyo-Rodríguez, Pérez-Silva y Aide, 2014). La actividad agropecuaria de más reciente establecimiento y expansión en el departamento de Alta Verapaz es la palma africana, del cual han sido sembradas 5723 hectáreas para el período 2006-2010 (IARNA-URL, 2012, 353).

El cultivo de palma africana puede afectar la diversidad y los procesos ecológicos por el uso de agroquímicos que representan un gran riesgo para el agua superficial y subterránea (Comte, Colin, Grünberger, Whalen, Harto y Caliman, 2015, 7677) debido a la lixiviación de pesticidas, escorrentía, sedimentación, contaminación por descarga de efluentes e hidrocarburos producto del transporte de insumos (Lord y Clay, 2006, 25 y 26).

Por lo anterior, es importante evaluar como el cambio de cobertura vegetal está afectando el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos de la región debido a que se han realizado

investigaciones sobre macroinvertebrados (García, 2010) y la calidad del agua (Rojas, 2017), pero hasta el momento no hay evaluaciones sobre el funcionamiento del ecosistema usando el metabolismo.

3.2 Marco teórico

3.2.1 Pérdida de biodiversidad

El planeta está atravesando una pérdida de biodiversidad alarmante, causada por los seres humanos debido a su expansión numérica y creciente demanda de recursos (Jenkins, 2003, 1177), que ha resultado en la pérdida de 11,000 a 58,000 especies anualmente (Dirzo, *et al.*, 2014, 401). Las principales amenazas para la supervivencia de la biodiversidad son la pérdida, degradación y fragmentación de los hábitats a causa de la expansión de la frontera agrícola, por monocultivos como los de palma africana y caña de azúcar lo que ha causado contaminación por el uso excesivo de pesticidas, la urbanización, efluentes mineros, industriales y urbanos (IUCN, 2007; PNUMA, 2012, 139), alterando los ciclos de nutrientes. La pérdida directa del hábitat es una de las principales amenazas en los ecosistemas, los humedales se han reducido en un 50% desde el siglo XX y los ecosistemas dulceacuícolas están severamente afectados por la fragmentación (MEAB, 2005, 3). La conversión y degradación de los hábitats naturales continúa, alrededor del 20% de los hábitat se redujeron desde 1980 (PNUMA, 2012, 131).

Los ecosistemas tropicales han sido transformados rápidamente en áreas agrícolas, ganaderas y urbanas (Kotowska, Leuschner, Triadiati y Hertel, 2016, 601), y los más amenazados son los ecosistemas de agua dulce debido a la deforestación de las cuencas, la erosión, contaminación, aumento en la entrada de nutrientes por el cambio de uso del suelo y canalización de ríos, los cuales provocan serios impactos a la dinámica de los arroyos

(Bucher, Castro y Floris, 1997, 5) que conlleva a una homogenización de estos sistemas y que causa la pérdida de especies acuáticas.

Estos cambios agropecuarios extensivos e intensivos afectan la base de nuestro propio futuro a través de la degradación de la tierra, salinización y exceso de extracción de agua (FAO, 2012, 75). Provocando que el 85% de las eco regiones hidrológicas de Latinoamérica y el Caribe estén consideradas como críticas, en peligro o vulnerables (Lara, *et al.*, 2008, 123).

3.2.2 Metabolismo de los ecosistemas acuáticos

El metabolismo de un ecosistema es el resultado de la suma de la producción primaria bruta y la respiración del ecosistema, esta relación es un proceso fundamental de los ecosistemas que describe las tasas de acumulación de carbono y descomposición (Hall y Beaulieu, 2013, 507). La cantidad de carbono fijado durante la fotosíntesis se denomina producción primaria bruta (PPB) y es producida por cianobacterias, diatomeas, algas verdes y macrófitas (Allan y Castillo, 2007, 7). La respiración del ecosistema (RE) es la oxidación del carbono orgánico por todos los organismos del ecosistema (Allan y Castillo, 2007, 7).

Debido a la importancia ecológica del metabolismo de los arroyos, se han realizado numerosas investigaciones enfocadas en identificar los factores que influyen directamente en su variación. Los reguladores directos clave son la disponibilidad de luz (Dodds, Bigs y Lowe, 1999, 42), concentración de nutrientes, cantidad y calidad de la materia orgánica (Fig. 1) (Donner, 2003, 342; Bernot, *et al.*, 2010, 1875; Clapcott, Young, Goodwin y Leathwick, 2010; Hall Jr., *et al.*, 2015).

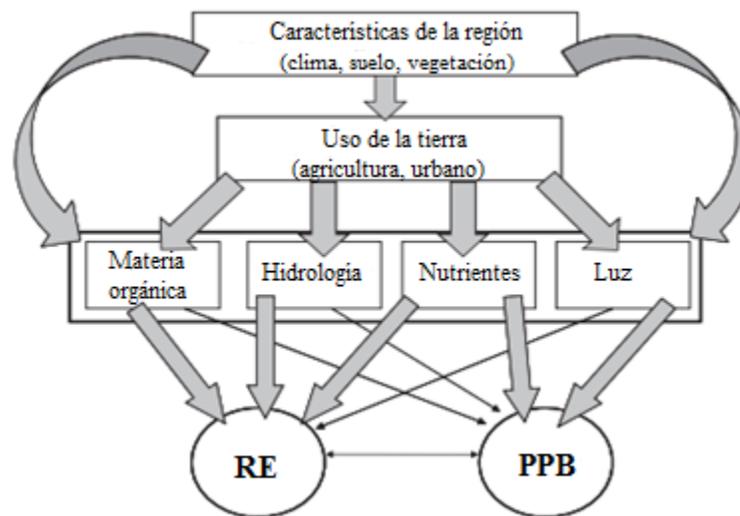


Figura 1. Factores que afectan la respiración del ecosistema (RE) y la productividad primaria bruta (PPB). Las flechas largas indican la influencia que tienen en las tasas del metabolismo (Bernot, *et al.*, 2010, 1876)

A partir de la cobertura del suelo se puede predecir el metabolismo de los arroyos que cursan el área, basado en la asociación directa que existe entre la cobertura vegetal y los reguladores directos del metabolismo acuático (Clapcott, Young, Goodwin y Leathwick, 2010, 2181; Harding, Young, Hayes, Shearer y Stark, 1999, 345). Por ejemplo, uno de los factores que controlan la productividad primaria es la vegetación ribereña ya que esta aumenta cuando existen claros (Clapcott *et al.*, 2012, 74; Stevenson y Rollins, 2007, 785). Las áreas ribereñas afectan al menos ocho procesos ecológicos de los ecosistemas (figura 2): filtran el agua eliminando sedimentos y metales pesados, estabilizan las riberas, almacenan agua y recargan los acuíferos subterráneos, retienen, transforman y liberan nutrientes, regulan la luz y temperatura de los arroyos, suministran materia orgánica para los consumidores acuáticos, generan cambio en la red alimentaria (alóctona vs. autóctona) y proveen corredores para la

dispersión de semillas y plantas (Swanson, Gregory, Sedell y Campbell, 1982, 275; Minshall y Rugenski, 2007, 723).

Los daños antropogénicos más extendidos a la vegetación ribereña están la tala, los cultivos agrícolas y el pastoreo, lo que provoca aumento de sedimentos y disminuye la sinuosidad de los arroyos, altera el procesamiento de la hojarasca y la composición de especies de macroinvertebrados trituradores (Stevens y Cummins, 1999, 2). La remoción de la vegetación ribereña puede resultar en un aumento de la temperatura del agua y alterar los niveles de oxígeno disuelto (Sweeny, 1993, 291), como en las plantaciones de palma africana donde remueven la cobertura ribereña.

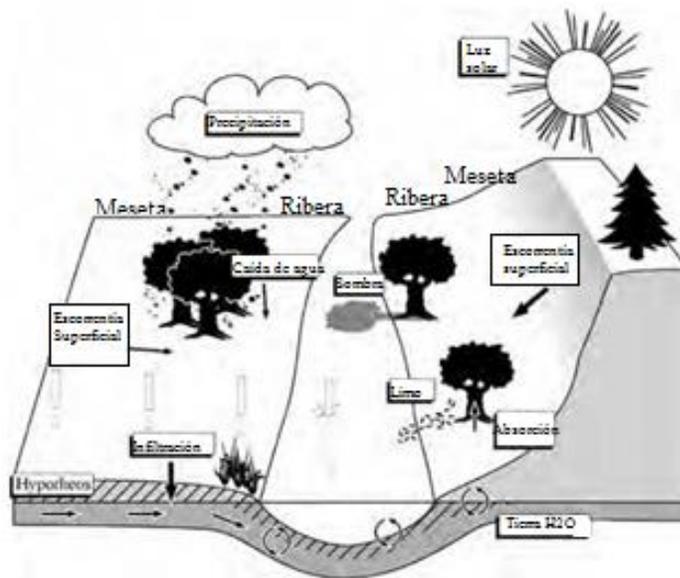


Figura 2. Principales interacciones entre la vegetación ribereña y el arroyo (Minshall y Rugenski, 2007, 722)

3.2.3 Efectos de la agricultura en los ecosistemas

Los pastos y los cultivos ocupan más del 37% de la superficie de tierras de labranzas y dos terceras partes del agua utilizada por el hombre se destina a la agricultura (FAO, 2002, 75). La agricultura implica la transformación de hábitats no agrícolas y agrícolas; transformación de los paisajes agrícolas en nuevas combinaciones y disposiciones de cultivos y elementos seminaturales; y la gestión de estos cultivos para aumentar su productividad, a través del uso de fertilizantes, introducción de especies exóticas, depredadores y parásitos (Firbank, Petit, Smart, Blain y Fuller, 2008, 778).

Las actividades agrícolas y forestales están reconocidas como una grave amenaza para el estado de conservación de las aguas superficiales y subterráneas (Allan y Castillo, 2007, 330; Hickey y Doran, 2002, 2). Son la principal fuente de contaminación del agua por nitratos y fosfatos, por el uso de herbicidas e insecticidas organofosforados y nitrogenados, como el glifosato que es un herbicida no selectivo de acción sistémica y los insecticidas dismetrina y monarca que son de contacto e ingestión, cuyos ingredientes activos son los piretroides y la cipermetrina, compuestos tóxicos para los insectos y los peces (Hernández, 2014, 11)

Se estima que para el 2050, 1000 millones de hectáreas de bosques serán taladas para cultivar, la mayoría en Latinoamérica y en África (Donald, 2004, 17; Tilman, *et al.*, 2001, 281). La deforestación aporta el 25% de las emisiones de CO₂, ya que los bosques contienen más de la mitad de todo el carbono terrestre e intercambian el 80% de este carbono entre los ecosistemas y la atmosfera (Montagnini y Nair, 2004, 282).

Los ríos y arroyos son mosaicos complejos que se caracterizan por su alta conectividad y complejidad espacial, ya que están compuestos por diferentes tipos de hábitat y gradientes

ambientales durante su recorrido (Allan, 2004, 258). La deforestación, por efecto de la agricultura, ganadería y urbanización, altera la interacción de especies y comunidades e influye en la estabilidad de la red alimenticia, la consecuencia es la alteración directa de la estructura y función del ecosistema adyacente (Greenwood y Booker, 2015, 551). Estas actividades humanas, a escala de paisaje, interrumpen los procesos geomorfológicos que mantienen el paisaje fluvial y la biota asociada, lo que resulta en un hábitat degradado y menos heterogéneo (Allan, 2004, 260).

Los monocultivos han acelerado la deforestación y han causado mayor pérdida de biodiversidad al estar presentes en los ecosistemas tropicales. Donald (2004) identifica cinco monocultivos de mayor crecimiento y demanda a nivel mundial: arroz (*Oryza sativa L.*), café (*Coffea arabica*), cacao (*Theobroma cacao*), soya (*Glycine max L.*) y palma africana (*Elais guineensis*).

3.2.4 Palma africana

La palma africana (*Elais guineensis* Jacq. 1897), nativa de África central y oriental, generalmente crece a bajas elevaciones en un clima húmedo tropical (Kotowska, Leuschner, Triadiati y Hertel, 2016, 601). Es una planta oleaginosa que produce fruto a lo largo de todo el año y del que se obtiene aceite vegetal (IARNA-URL, 2012, 340). Es uno de los cultivos que por unidad de área, tienen un alto rendimiento (Donald, 2004, 29). El aceite es usado como materia prima para fabricar galletas, margarina, sopas y cosméticos (Donald, 2004, 29), también es usado como base para la producción de biodiesel (IARNA-URL, 2012, 340). Por lo anterior este cultivo ha tenido un crecimiento exponencial en las últimas décadas, como respuesta a la demanda mundial (Carter, Finley, Fry, Jackson y Willis, 2007, 310).

Las plantaciones de palma africana son más homogéneas en estructura y por lo tanto menos diversas biológicamente que un bosque natural. La disminución de la diversidad biológica se extiende a todas las formas de vida (Fitzherbert *et al.*, 2008, 539). Según Mariau (1999) la riqueza de especies de hormigas es menor en las plantaciones de palma que en pastos, menos del 10% de las especies de aves presentes en los bosques primarios están en las plantaciones de palma, las musarañas, ardillas y primates desaparecen completamente. Las especies de murciélagos disminuyen en un 75% y la composición de especies cambia (Danielsen y Heegaard, 1995, 72).

El Convenio sobre la Diversidad Biológica (2006) identifica cuatro amenazas principales hacia la diversidad biológica, provocados por el cultivo de palma africana: degradación y destrucción de hábitats naturales; contaminación de la atmósfera, el agua y los suelos; introducción de especies exóticas invasoras, y emisión de gases asociados al cambio climático.

Estas plantaciones requieren grandes cantidades de agroquímicos, lo que provoca alteraciones en el ciclo del carbono y del nitrógeno, al generar una alta carga en vías acuáticas afectando seriamente el balance ecosistémico. La variación estacional de la producción de hojarasca es mayor en el bosque natural que en las plantaciones, siendo mayor el retorno de nutrientes a través de la hojarasca en los bosques (Kotowska, Leuschner, Triadiati y Hertel, 2016, 601).

Los desechos provenientes del procesamiento industrial del fruto de palma para obtener aceite son altamente oxidables y reactivos, lo que provoca una disminución del contenido de oxígeno de los ríos y arroyos (Donald, 2004, 30), a través del aumento de los nutrientes que

no permiten que exista intercambio de oxígeno entre el aire y el agua, evitando la generación de oxígeno a través del carbono.

En Guatemala el cultivo de palma africana se concentra en los departamentos de San Marcos, Retalhuleu, Suchitepéquez, Escuintla, Izabal, Petén y en la Franja Transversal del Norte (IARNA-URL, 2012, 340). En el 2003 el área cubierta por este cultivo era de 31,185 hectáreas y ya para el 2010 el área cultivada abarcaba 100,000 hectáreas (CONAP, 2014, 42).

Los departamentos con mayor expansión de este cultivo son Alta Verapaz, donde el cultivo ha aumentado, durante el periodo de 2006-2010, un 649.2%, Petén un 192.4% e Izabal un 23.6% (CONAP, 2014, 42). Según IARNA (2012) “las tierras asociadas a actividades ganaderas y agrícolas han presentado mayor transformación, con una superficie aproximada del 34% cubierta por palma africana; seguidas de los bosques con el 10%. El área ocupada a nivel nacional por el cultivo, no contaba con cobertura forestal al año 2010, y la cobertura forestal removida es de aproximadamente un 35.14%, es decir, 32,860 hectáreas, donde 22,967 hectáreas cubiertas con palma africana se encuentran dentro de áreas protegidas.”

Durante el 2015 se registraron dos eventos de muerte masiva de peces en el río La Pasión, en Sayaxché, Petén, presuntamente atribuido al vertido de desechos de la planta procesadora de aceite de palma de la empresa Reforestadora de Palma del Petén (REPSA). Al parecer esto sucedió después que las lluvias provocarían el desbordamiento de las piletas de oxidación, que tenían un alto contenido de Malatión (Roulet, García, Jiménez, Madrid, Quiñónez y Del Cid, 2015, 1; MARN, 2015). El cual es un insecticida organofosforado y altamente tóxico para el ambiente, que en cuerpos de agua causa la muerte de peces e invertebrados, ya que

provoca la inhibición de la enzima acetilcolinesterasa que descompone el neurotransmisor en acetilcolina, esta inhibición afecta drásticamente el crecimiento, alimentación y los comportamientos reproductivos, también afecta en la absorción de oxígeno conduciendo a la muerte de los peces generalmente por asfixia (Rauf, 2015, 200). En estos eventos de muerte masiva de organismos se contabilizó la muerte de peces representados en 23 especies, de las cuales cinco de ellas están incluidas en el Listado de Especies Amenazadas (LEA) en la categoría 3, macroinvertebrados, lagartos y demás especies presentes (Echeverría, *et al.*, 2015; MARN, 2015). Además, puso en riesgo la seguridad alimentaria de las comunidades que subsisten de la pesca (Jiménez, 2015, 6).

4. Justificación

La Ecorregión Lachuá alberga uno de los pocos remanentes de selva alta perennifolia y estacional de Centroamérica, que corresponde a las verdaderas selvas lluviosas de Guatemala, además contiene una variedad de humedales que incluyen ecosistemas acuáticos y planicies inundables, que proveen de agua a la región y son parte de la gran cuenca del río Usumacinta, la cual es una de las regiones con mayor precipitación y endemismo ictiológico de Mesoamérica (Ficha RAMSAR, 2004, 2). Se encuentra ubicada en la Franja Transversal del Norte, en el departamento de Alta Verapaz y es un ejemplo de la dinámica de expansión del cultivo de palma africana que ha ido aumentando vertiginosamente en el país en las últimas décadas (CONAP, 2014, 57).

El metabolismo de los ecosistemas acuáticos puede ser un indicador temprano de la estructura y función del ecosistema ante el avance del cultivo de palma africana, ya que permite evaluar

el efecto que puede tener la expansión de este monocultivo en la biodiversidad e integridad ecológica de la Ecorregión.

Este estudio estuvo orientado a determinar que tanto se corresponden los cambios en metabolismo, medido como coeficiente de variación del oxígeno (CVO) durante el día y la noche en las áreas de captación con el cambio de la cobertura vegetal en las áreas de captación de segmentos de arroyos. Cambios que al mismo tiempo se correlacionaron con las variaciones en cobertura ribereña y parámetros fisicoquímicos. Los resultados de esta investigación representan la primera vez que se estudia el metabolismo de los arroyos de la Ecorregión Lachuá.

5. Objetivos

5.1 General

- Determinar los efectos del cambio del uso del suelo en los parámetros fisicoquímicos y metabolismo de los ecosistemas acuáticos de la Ecorregión Lachuá

5.2 Específicos

- Evaluar la relación en la variación de los parámetros fisicoquímicos con los cambios de cobertura vegetal en el área de captación hídrica de segmentos de arroyos.
- Estimar la relación de los parámetros físico químicos y de cobertura vegetal con el metabolismo de los arroyos.

6. Hipótesis

- El balance del metabolismo ecosistémico heterótrofo/autótrofo de los arroyos en la Ecorregión Lachuá varían en relación a la cobertura vegetal del área de captación porque los cambios en cobertura afectan las variables ambientales como disponibilidad de luz y nutrientes que controlan los procesos de productividad primaria y respiración del ecosistema.

Predicciones:

- Habrá mayores temperaturas y concentración de nutrientes conforme el porcentaje de cobertura de bosque disminuye en el área de captación del arroyo.
- La variación del coeficiente de variación de la concentración de oxígeno durante el día será mayor al disminuir el porcentaje de cobertura de la vegetación ribereña, a mayores temperaturas y concentración de nutrientes.
- En las zonas con menos porcentaje de cobertura de vegetación ribereña, mayores temperaturas y mayor concentración de nutrientes, la relación coeficiente de variación día/noche será mayor.

7. Materiales y Métodos

7.1 Materiales y equipo

Materiales	Equipo	Recursos Humanos
Cinta métrica 100m	GPS Garmin	Br. Sofía Aguilar Jocol, tesista.
Libreta de campo	Sonda multiparámetro Hatch 40D	MSc. Pavel Ernesto García, asesor de tesis.

Lápices	Colorímetro Hach DR 890	Lic. Claudio Méndez, revisor de tesis.
Hojas de carta de papel bond	Disco de secchi	Lic. Julio Morales Álvarez, Director de la Estación Biológica.
Marcadores indelebles	Densímetro	Héctor Tox, ayudante de campo.
Gasolina	Flujómetro	
Reactivos químicos	Sonda miniDOT logger Computadora Software Arc Gis 10.2	

7.2 Métodos

7.2.1 Área de estudio

Ecorregión Lachuá

La eco región Lachuá está conformada por el Parque Nacional Laguna Lachuá -PNLL- y su área de amortiguamiento, donde hay 49 asentamientos humanos que en su mayoría pertenecen al grupo Maya-Q'eqchi, de estas comunidades, 19 colindan con PNLL (Ficha Ramsar, 2004). El PNLL fue creado bajo Decreto Legislativo 110-96 el 19 de diciembre de 1996, y ocupa 29,127ha (INAB-IUCN, 2003, 4). Se encuentra en las coordenadas geográficas 15°53'00'' latitud norte y 90°40'00'' Longitud oeste, sus límites geográficos son al norte la Franja Transversal del Norte, al sur las montañas de La Sultana y el Peyán y al este el río Lachuá (INAB, 2003, 97). Forma parte de la Ecoregión Lachuá, ubicada en la Franja Transversal del Norte, en el Municipio de Cobán, Alta Verapaz (Ficha RAMSAR, 2004, 4; García, 2008, 4). Fue declarada sitio RAMSAR en el año 2006 (Ficha RAMSAR, 2004).

La eco región Lachuá pertenece a las tierras bajas del norte de Guatemala. La fisiografía de la región pertenece al Cinturón Plegado del Lacandón, caracterizado por ser una región Kárstica con orígenes en el Cretácico superior (Ficha RAMSAR, 2004). La región es parte de un cinturón de selva lluviosa verdadera, la cual es definida como selvas altas y medias perennifolias (INAB-IUCN, 2003, 8). El clima se caracteriza por ser cálido y húmedo, con una época relativamente seca entre febrero y abril, y una lluviosa, de junio a octubre, sin embargo, se reporta que las lluvias son constantes a lo largo del año. La precipitación promedio anual es de 3,300 milímetros (INAB-IUCN, 2003, 8). La humedad va de 90 a 95% y la temperatura promedio anual es de 30°C, con temperaturas máximas de 41°C y mínima de 15°C (INAB-IUCN, 2003, 8).

Las áreas evaluadas corresponden a siete sitios de los arroyos Ilusión, Machacas y Caoba (Figura 3) pertenecientes a la microcuenca del río Ilusión (Monzón, 1999), de los cuales los últimos dos tienen todo su recorrido dentro del PNLL antes de unirse al río Ilusión. En cambio, el Ilusión tiene áreas con distintas coberturas vegetales, pasando por cultivos de palma africana, potreros abandonados y guamiles, hasta bosque conservado una vez entra en el PNLL. Esta microcuenca es parte de la cuenca del río salinas y está ubicada en las coordenadas -90.67539, 15.94843; -90.65109, 15.94172 y -90.6761, 15.96678. Estos arroyos son de orden uno y dos, con bajos cambios de pendiente y ancho menor a 6 metros, con una velocidad de la corriente de entre 0.01 a 1 m/s (García, 2008).

La distancia entre los sitios, ubicados en los arroyos Ilusión, Machacas y Caoba, fue al menos tres veces la distancia de transporte de oxígeno en los cuerpos acuáticos (100metros) con el fin de garantizar la independencia de estos (Figura 4). Estos sitios representaron un gradiente de cambio en el porcentaje de cobertura bosque-cultivo de palma africana en el área que

drena a cada punto de muestreo. En cada segmento se recabaron muestras de parámetros fisicoquímicos (nitratos, nitritos, sulfatos, fosfatos, magnesio, calcio, pH, etc) en tres secciones de los arroyos, al inicio, en medio y al final de estos (Figura 3).



Figura 3. Esquema de la metodología de toma de datos en cada uno de los sitios de los arroyos de estudio.

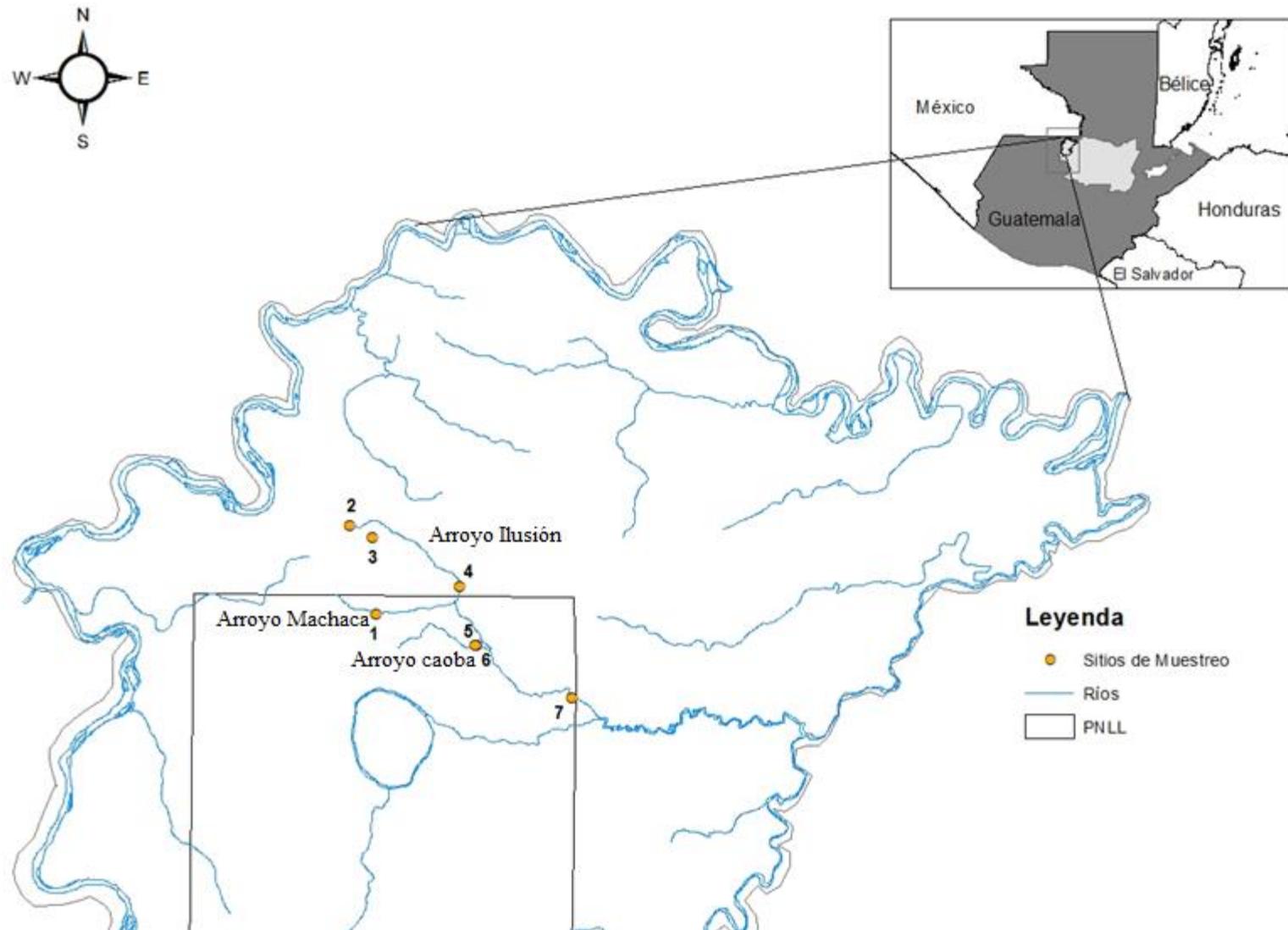


Figura 4. Sitios de muestreo en el sistema de arroyos Ilusión-Caoba-Machaca en la Eco región Lachúa, Cobán, Alta Verapaz.

7.2.2 Obtención de datos

Se calcularon las áreas de captación para cada uno de los siete sitios de muestreo en la microcuenca de los arroyos Ilusión-Machacas-Caoba en base al modelo de elevación digital 1:50000 del IGN con el paquete Hydrology de ArcMap 10.1 (Tarboton, 1997, 311). Para cada área de captación se determinaron los tipos de cobertura vegetal y el área correspondiente en kilómetros cuadrados y porcentaje. La cobertura vegetal para la microcuenca se determinó a través de una clasificación supervisada de imágenes LANDSAT 8, de enero del 2016, del satélite del proyecto ASTER de la NASA en el programa ArcGis (ESRI, 2002). En la clasificación se utilizaron 1303 puntos de verificación de campo donde 114 corresponden a la clase 1 (cuerpos de agua), 312 a la clase 2 (selva alta), 160 a la clase 3 (plantaciones de palma africana), 65 a la clase 4 (plantaciones de hule), 117 a la clase 5 (áreas de pastoreo y agricultura), 166 a la clase 6 (carreteras), 41 a la clase 7 (poblados) y 140 a la clase 8 (pastizales naturales).

En los sitios de muestreo, de forma *in situ*, se evaluó el estado de conservación de cada segmento utilizando el protocolo de evaluación visual de Barbour, Gerritse, Zinder, y Stribiling (1999). La calidad del hábitat está relacionada con el tipo de cobertura presente, si son o no visibles puntos de contaminación y erosión cercanos, vegetación acuática, ramas en la corriente, calidad del agua (olor, si hay aceites en la superficie, turbidez), depósitos de sedimentos y características propias del arroyo (velocidad, largo, ancho, profundidad) por lo que la calidad del hábitat disminuye o aumenta según estos factores considerados. También se midió la profundidad y velocidad de la corriente en sitios de 100 metros de los arroyos (Gore, 2007, 68), del mismo modo se tomaron los parámetros de conductividad, presión atmosférica y potencial de hidrógeno (pH), a través de una sonda multiparámetro Hatch 40D.

La turbidez fue medida utilizando un disco de Secchi. La cobertura fue medida de forma indirecta y para ello se usó la aplicación de celulares android “Canopy app” (Tonin, 2016). La concentración de nitratos, nitritos, amonio, ortofosfatos, sulfatos y dureza total se obtuvieron a partir de muestras de agua tomadas en tres pozas y tres rápidos en cada segmento, basado en las normas APHA (1998). Estas muestras fueron colectadas en botellas de plástico libres de residuos y estériles. La concentración de dichos parámetros se estimó a través de las reacciones colorimétricas y espectrofotométricas desarrolladas para el Hach DR 890 (Hach Company, 2013, 73). La concentración de nitratos se estimó por la técnica de la reducción de cadmio, la de nitritos por la técnica de disociación, la de amonio se estimó con la técnica de amonio salicilato y amonio cianurato, los ortofosfatos se estimaron con la técnica del ácido ascórbico, los sulfatos con SulfaVer4 y la dureza total se estimó por medio del método colorimétrico calmado (Hach Company, 2013, 73).

Metabolismo de los arroyos

Se midió la concentración de oxígeno disuelto y temperatura cada diez minutos por tres días continuos utilizando una sonda MINIDOT 7392 (Fig. 3). Dado que sólo se contaba con una sonda se aleatorizó el orden de los sitios para evitar potenciales sesgos por cambios del

$$O_{2(f)} = O_{2(t-1)} + \left(\frac{GPP}{Z} + \frac{ER}{Z} + K_{O_2} (O_{2sat(t-1)} - O_{2(t-1)}) \right) \Delta t$$

Ecuación 1

clima. Se utilizaron los datos de oxígeno y temperatura para estimar la PPB y RE, de acuerdo a la ecuación 1 usando los modelos de máxima verosimilitud, ecuación empírica (Heffernan y Cohen, 2010, 677) y regresión nocturna (Hornberger y Kelly, 1975, 729). La estimación de la PPB y RE se realizó a través del coeficiente de variación del cambio de la concentración

de oxígeno en el tiempo DeltaOD (ΔDO) para el día (8:00 – 16:00) y la noche (19:00 – 4:00) respectivamente. Lo anterior debido a que las estimaciones de PPB y RE no fueron certeras debido a la imposibilidad de estimar confiablemente la constante de intercambio gaseoso (K), la cual permite estimar PPB y RE a partir de ΔDO y temperatura diaria (Eq. 1, Anexos Cuadro 1 y 2). En todos los métodos los resultados correspondieron a estimaciones no confiables. En el caso de la regresión nocturna, la estimación no es confiable, ya que al estimar K , PPB y RE utilizando la aproximación de máxima verosimilitud los valores de concentración de oxígeno disuelto esperados según el modelo de Hall (Hall y Hotckiss, 2017) y los valores observados se encuentran desfasados (ver anexo 1), este desfase ha sido señalado como una estimación falsa de los parámetros (Genzoli y Hall, 2016). Los valores de ΔDO son utilizados para estimar PPB y ER, por lo tanto su variación en el día y la noche son una forma de aproximarse indirectamente a los valores de PPB y ER: por lo que se esperan mayores variaciones en ΔDO durante el día a mayores concentraciones de nutrientes lo que conlleva mayor PPB. Mientras que una mayor disponibilidad de materia orgánica corresponde a mayor variación en ΔDO en la noche, dado que habría mayores cambios en la RE debido a una mayor respiración heterotrófica y autotrófica. Sin embargo si los niveles de materia orgánica son muy altos, se pueden generar estados anóxicos durante la noche, lo que haría que los valores de oxígeno disuelto decaigan hasta casi cero, teniendo como consecuencia que la RE cambie de haber consumo a cero.

Análisis estadístico

Se comprobó que los valores de concentración de oxígeno disuelto, temperatura y nutrientes (NO₂, NO₃, PO₄) entre los sitios del arroyo Ilusión eran independientes a través de un correlograma (Legendre y Legendre, 1998, 653). En todos los casos las autocorrelaciones muestrales de las variables fisicoquímicas no fueron significativas ($p < 0.05$). Luego se realizó un análisis exploratorio –PCA– de las variables fisicoquímicas, con el fin de identificar si existía un patrón general entre las variables fisicoquímicas y luego esto contrastarlo con el porcentaje de cobertura presente en cada sitio de muestreo, donde los ejes de ordenación del análisis permitieron observar las relaciones generales entre las variables fisicoquímicas (Oksanen, 2011, 6). Posteriormente se realizó un análisis de redundancia con el fin de confirmar si el ordenamiento observado en el PCA corresponde al gradiente en cambios de cobertura. Luego se determinó, mediante una correlación de Pearson, si existía relación entre el porcentaje de cobertura vegetal y las variables fisicoquímicas.

Para determinar los patrones del coeficiente de variación del oxígeno durante el día y la noche, y su relación con los cambios en la cobertura vegetal del área de captación se realizaron conversiones del oxígeno observado a delta oxígeno, este se graficó contrastándolo con el tiempo (día y noche).

Con el objeto de estimar la relación de los parámetros fisicoquímicos y la cobertura vegetal con el coeficiente de variación se desarrollaron modelos lineales generalizados (MLG) (McCullagh y Nelder, 1989; Quinn y Keough, 2002, 359; Zuur *et al.*, 2009, 245), con las variables de mayor cambio seleccionadas en el PCA y las correlaciones, se usó distribución Gaussiana. Se escogió el mejor MLG usando el Criterio de Información de Akaike (AIC por

sus siglas en inglés), el cual mide la bondad del ajuste y la complejidad del modelo (Akaike, 1974; Caballero, 2011). Para todos los análisis se utilizó el paquete estadístico R 3.4.4.

8. Resultados

8.1 Efectos del cambio del uso del suelo en la cobertura ribereña y parámetros fisicoquímicos

Áreas de captación hídrica y cobertura vegetal

Los arroyos estudiados fueron de primer a tercer orden (Figura 4). Las áreas de captación variaron de 0.16km² en el sitio 2, hasta 37.28km² en el sitio 7 (Figura 5). El área que tiene mayor cobertura de selva alta perennifolia (97%) es el sitio 1 y la que tiene la menor cobertura de selva alta perennifolia (36%) es el sitio 2, donde se registró el mayor porcentaje de cultivos de palma africana (51.8%) (Figura 6). La selva alta perennifolia representa el 58.6% de la cobertura vegetal de todas las áreas de captación y la cobertura de palma africana representa el 18.28%.

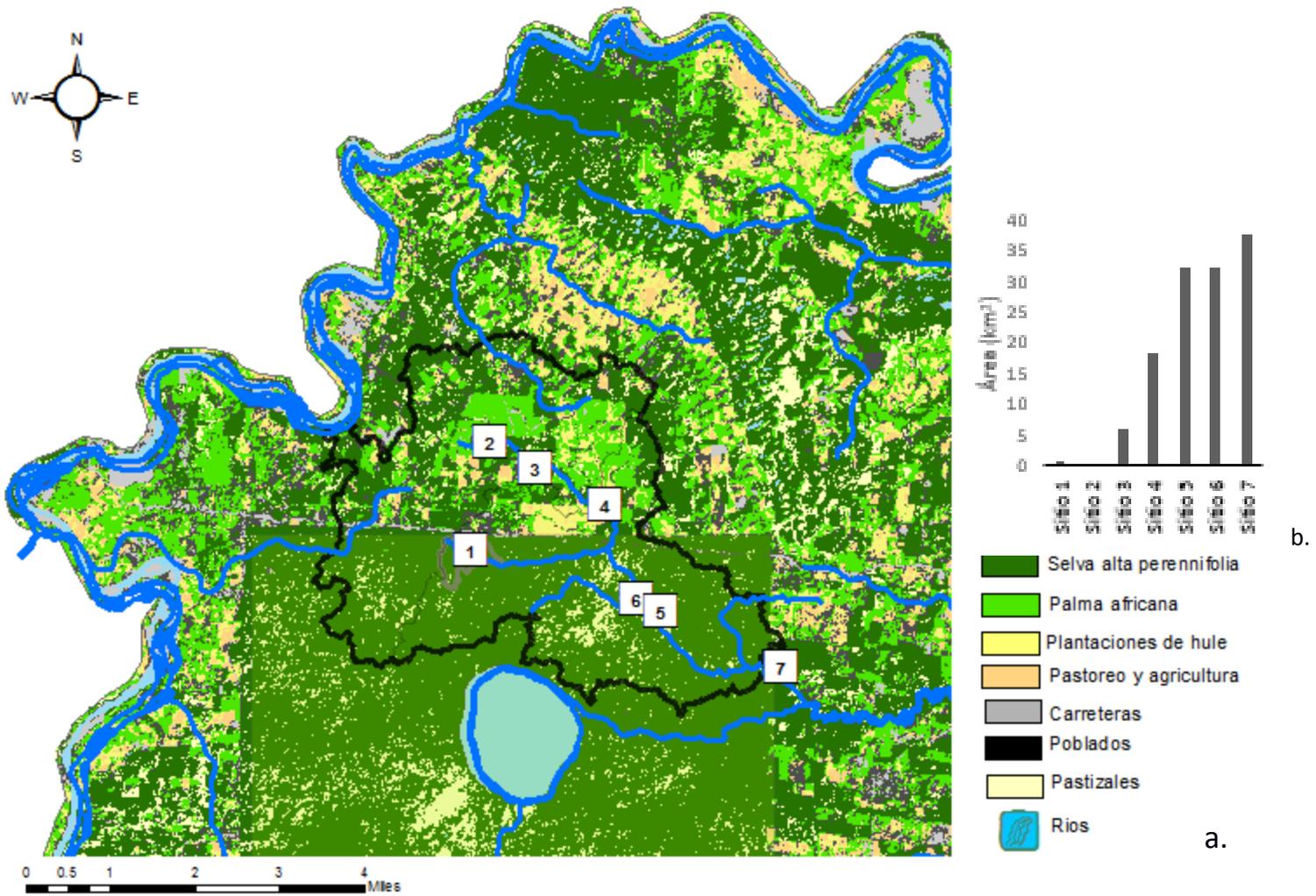


Figura 5. Mapa de la ubicación de los sitios de muestreo y las áreas de captación hidrográfica (Fig. 5a) en la que se encuentran ubicados y el tamaño en kilómetros cuadrados de cada área (Fig. 5b).

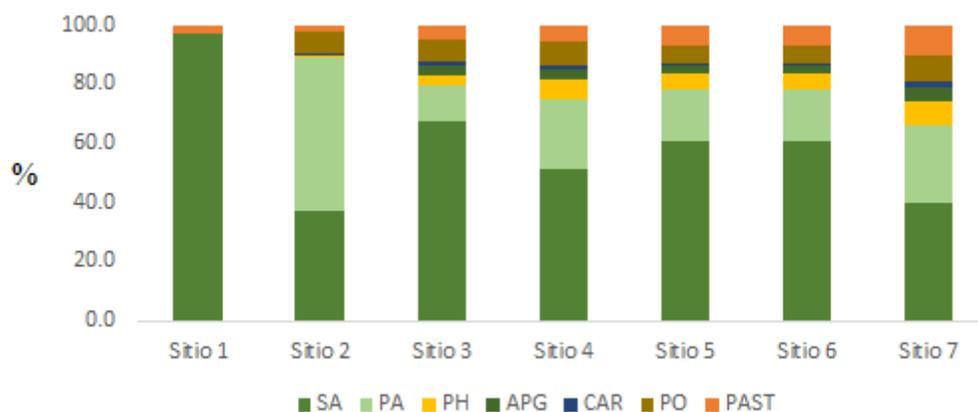


Figura 6. Porcentaje de cobertura en los sitios de muestreo en el sistema de arroyos Ilusión-Caoba-Machaca en la Eco-región Lachúa, Cobán, Alta Verapaz. Donde SA=selva alta perennifolia, PA= palma africana, PH=plantaciones de hule, APG=áreas de pastoreo y agricultura, CAR= carreteras, PO=poblados, PAST=pastizales.

La calidad del hábitat de los arroyos muestreados tiene valores de 75 y 196 puntos, en una escala de 0 a 200 según el protocolo de Barbour (Cuadro 1). El arroyo con la menor calidad fue el Ilusión en el sitio 3 y el de mayor calidad fue el Ilusión en el sitio 6. En el sitio 2 la puntuación de la calidad del hábitat se ve mejorada por poseer al menos 18mts de vegetación ribereña. Mientras que la calidad del hábitat disminuye, debido a las modificaciones que desvían el cauce lo que genera una notoria acumulación de sedimentos. El sitio 3, carece totalmente de vegetación ribereña, la cual ha sido sustituida por plantaciones de palma africana, lo que probablemente resultó en la poca cantidad de materia vegetal como troncos, hojarasca y ramas observadas en el área (no cuantificado) y alta deposición de sedimentos, lo que reduce el cauce normal del arroyo, el sitio 4 se encuentra rodeado por cultivos de maíz para subsistencia y se observaron botellas de fertilizantes químicos, el sitio 5 se encuentra dentro del PNLL en cuyos márgenes del arroyo aún la selva se mantiene en buenas

condiciones, por lo que la calidad es óptima. El sitio 6, también se encuentra dentro del PNLL, el arroyo se encuentra en calidad óptima por tener en sus márgenes selva alta perennifolia en condiciones naturales. El sitio 7 se encuentra en el límite del PNLL y la aldea Santa Lucía Lachúa, por lo que el margen derecho es selva alta perennifolia y el margen izquierdo es bosque intervenido y algunos en regeneración, por ello la calidad aún se califica como óptima.

Cuadro 1. Valores totales de la evaluación y características físicas del hábitat presente en cada uno de los sitios de muestreo por tratamiento. Realizada durante los meses de marzo a julio del 2016.

Arroyo	Uso	Características físicas del hábitat	Evaluación	Clasificación
Sitio 1 - Machaca	Selva alta perennifolia	Menor deposición de sedimentos, cobertura ribereña en ambos márgenes por bosque no intervenido. No había turbidez. Presencia de rápidos en el segmento evaluado.	192	Óptimo
Sitio 2 - Ilusión	Plantaciones de palma africana	Mayor deposición de sedimentos, ancho del arroyo menor a 3mts, mayor sinuosidad, márgenes con cobertura ribereña inferior a los 18mts. La turbidez reportada fue baja, no se observaron muchos rápidos en la corriente.	154	Sub óptimo
Sitio 3 - Ilusión	Plantaciones de palma africana	Alta deposición de sedimentos, sin cobertura ribereña en los márgenes, aumento de troncos y ramas provenientes de la palma africana. La turbidez era alta. No se observaron muchos rápidos en la corriente.	75	Pobre

Sitio 4 - Ilusión	Cultivo de maíz	Deposición de sedimentos, la cobertura en el margen consistió en cultivo de maíz y bosque intervenido, alto contenido de restos vegetales (ramas, hojas). La turbidez fue la más alta de todos los sitios. No se observaron muchos rápidos en la corriente.	152	Sub óptimo
Sitio 5 - Caoba	Selva alta perennifolia	Deposición de sedimentos baja, ancho del arroyo de al menos 5 metros, restos vegetales en cantidades moderadas, ambos márgenes del arroyo cubiertos por selva alta perennifolia no intervenida. No había turbidez. Había varios rápidos en el segmento evaluado.	194	Óptimo
Sitio 6 - Ilusión	Selva alta perennifolia	Deposición de sedimentos baja, ancho del arroyo de al menos 3 metros, restos vegetales en cantidades moderadas, ambos márgenes del arroyo cubiertos por selva alta perennifolia no intervenida. No había turbidez. Presencia de rápidos en el segmento evaluado.	196	Óptimo
Sitio 7 - Ilusión	Bosque secundario	Deposición de sedimentos baja, el margen del arroyo por un lado bosque intervenido y por el otro, selva alta perennifolia. No había turbidez. Presencia de rápidos en el segmento evaluado.	187	Óptimo

Parámetros fisicoquímicos en los sitios de muestreo

Las concentraciones de compuestos nitrogenados, en forma de nitratos (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) fueron los de mayor concentración (0.8 – 1.78mg/L). El sitio 2, ubicado en cultivo de palma africana tiene la mayor concentración de nitratos reportada y el que tiene menor $[\text{NO}_3\text{-N}]$ es

el sitio 1 en el cual la vegetación predominante es la selva alta perennifolia. La concentración de nitritos (NO_2) fue baja en todos los sitios, siendo menor a 0.007mg/L . La concentración de amonio (NH_4^+) en todos los sitios fue menor a 1.5mg/L excepto en el sitio 1 que fue de 1.6mg/L , además se observó que la concentración fue menor en los sitios donde habían cultivos, que corresponde a los sitios 2, 3 y 4 (Cuadro 2). Las concentraciones de los iones de calcio (Ca^+) y Magnesio (Mg^+) fueron bajas, en relación al Mg^+ , el sitio 2, dominado por cultivos de palma africana, presento un valor de 0, y el sitio 4, en cuyos márgenes hay cultivos de maíz, reporto la menor concentración siendo de 0.025mg/L y para el Ca^+ se reportaron concentraciones por debajo de 0.05mg/L , en los sitios 3, 6 y 7 no se reportó concentración. El sitio 1 tiene el pH más alto, la conductividad más baja y las concentraciones de Mg^+ , Ca^+ y ortofosfatos (PO_4^-) más altas reportadas de todos los sitios donde la vegetación predominante es selva alta perennifolia. La técnica utilizada para medir los ortofosfatos tiene interferencia cuando hay presencia de arsénico, silicatos y otros solutos (Hach, 2013), por lo que las mediciones no son exactas. El sitio 2, donde predominan las plantaciones de palma africana (Cuadro 1), tiene el menor pH con 4.86, catalogándolo como ácido, con una conductividad de $222\ \mu\text{S/cm}$, Ca^+ de 0.035mg/L y con una concentración de Mg^+ por debajo de lo detectable. El registro de mayor profundidad, ancho y caudal fue el sitio 7 ya que es la parte más baja de la microcuenca donde se trabajó (Figura 5).

Cuadro 2. Promedio de los parámetros fisicoquímicos de los sitios de estudio colectados en los meses de mayo a noviembre del 2016.

Parámetros	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0.8±0.05	1.78±0.07	0.92±0.048	0.95±0.06	1.33±0.05	1.13±0.1	0.98±0.10
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0.007±0.000 4	0.007±0.000 6	0.003±0.000 1	0.005±0.000 4	0.002±0.00 1	0.005±0.000 4	0.007±0.000 2
NH ₄ ⁺ (mg/L)	1.605±0.6	0.17±0.02	0.02±0.0018	0.013±0.001 3	0.0270.001	0.02±0.001	0.125±0.184
PO ₄ ⁻ (mg/L)	2.36±0.33	1.34±0.33	0.088±0.08	0.065±0.003	0.05±0.002	0.065±0.005	0.092±0.01
SO ₄ ⁻ (mg/L)	0.33±0.08	1	4.83±1.5	0	0.5±0.09	0	6.17±0.125
Mg ⁺ (mg/L)	0.037±0.005	0	0.03±0.005	0.025±0.001 3	0.03±0.004	0.03±0.006	0.03±0.003
Ca ⁺ (mg/L)	0.0417±0.00 8	0.035±0.005	0	0.01±0.0018	0.102±0.01 9	0	0
pH	7.40±0.01	4.86±0.07	6.63±0.07	6.09±0.07	6.27±0.076	6.67±0.044	6.50±0.06
Máximo	7.57	5.35	6.75	6.54	6.59	7.11	6.77
Mínimo	7.33	4.14	6.51	5.53	5.47	6.36	5.76
Conductividad(μS/cm)	184±0.32	222±0.22	1134±1.52	955±0.63	780±0.43	1456±11.85	1044±1.74
Profundidad (m)	0.214±0.018	0.15	0.19±0.023	0.27±0.02	0.11±0.015	0.24±0.01	0.515±0.02
Ancho (m)	4.125±0.2	1.81±0.06	2.9±0.06	5.4±0.3	3.2±0.08	6±0.21	7.58±0.1
Velocidad (m/s)	0.1	0.11	0.068	0.116	0.47	0.084	0.104
Caudal (m ³ /s)	0.077	0.034	0.06	0.21	0.53	0.13	0.51

Temperatura

La temperatura del agua de los arroyos varió de 24 a 26°C, a lo largo del gradiente vegetal donde a menor cobertura, mayor temperatura y viceversa. Esto es observable en los valores máximos, mínimos y la media de los datos (figura 7), donde los sitios con predominancia de palma africana, sitio 2 y 4, reportaron la temperatura más alta. Los sitios donde predominaba la selva alta perennifolia, sitio 1, 5, 6 y 7, los valores se mantuvieron en un rango 24 a 25°C.

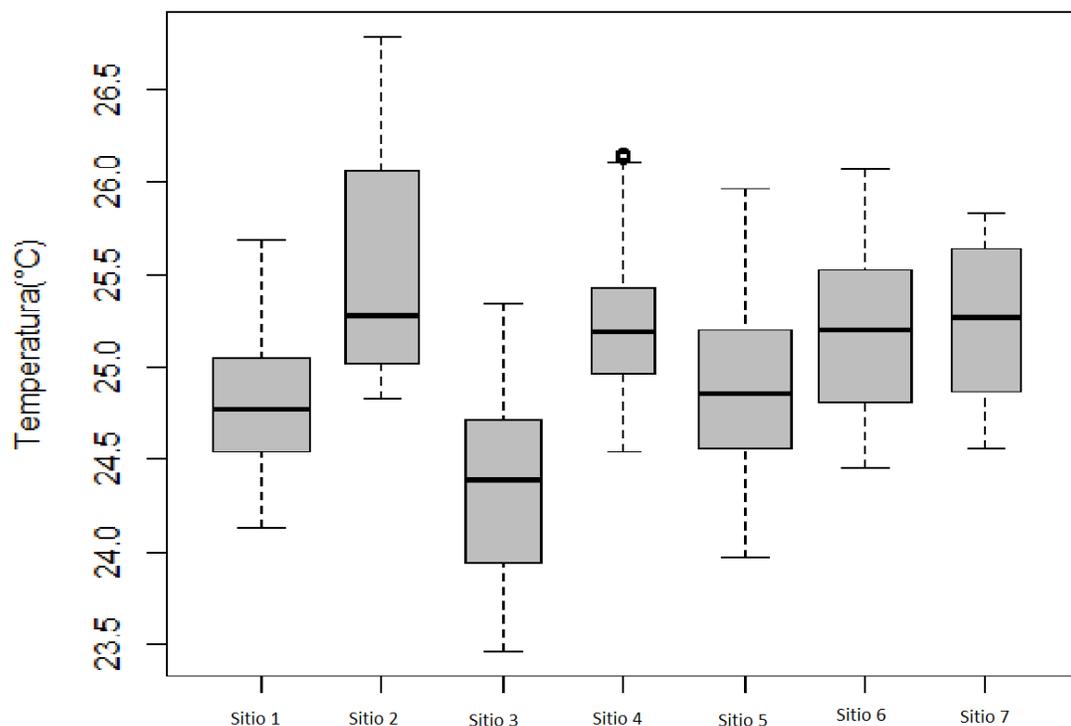


Figura 7. Cajas de Tukey para los rangos de valores de temperatura por sitio tomados durante 72 horas con intervalos de 10 minutos en los sitios de estudio en el sistema de arroyos Machacas-Caoba-Ilusión.

Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto varió de 0.13 a 6.83 mg/L. Donde la menor concentración de oxígeno observada fue el sitio 3 donde predomina la palma africana. Los sitios 5, 6 y 7, dentro del PNLL, tienen concentración de oxígeno similar.

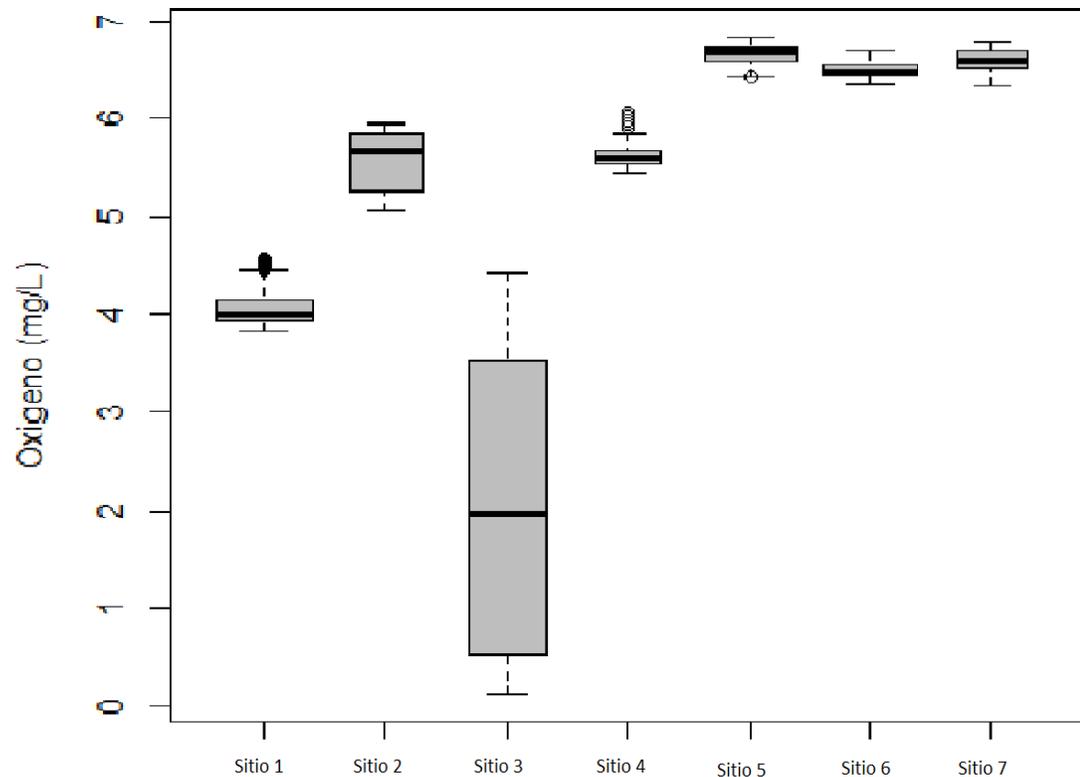


Figura 8. Cajas de Tukey para los valores de oxígeno disuelto por sitio tomados durante 72 horas con intervalos de 10 minutos en los sitios de estudio en el sistema de arroyos Machacas-Caoba-Ilusión.

8.2 Relación en la variación de los parámetros fisicoquímicos a través del gradiente de cobertura vegetal en el área de captación hídrica.

Los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (PCA) explican el 60.5% de la varianza de las variables fisicoquímicas a lo largo del gradiente de cobertura vegetal del sistema de arroyos Ilusión-Machacas-Caoba (Fig. 9). El eje 1 de ordenación muestra cambios en las concentraciones de compuestos nitrogenados a lo largo del cambio en la cobertura, mientras que el segundo eje de ordenación representa la variación en las características hidrológicas de los sitios, como son profundidad y velocidad de la corriente, que se correlacionan con los cambios en conductividad eléctrica y concentración de sales. A lo largo del primer eje de ordenación se observan hacia la izquierda los sitios con mayor cobertura de bosque y mayores concentraciones de $\text{NH}_4\text{-N}$, como el sitio 1, mientras que hacia la derecha se encuentran los sitios con menor cobertura boscosa y mayor porcentaje de palma africana, como el sitio 2, que tienen mayores concentraciones de $\text{NO}_2\text{-N}$. A lo largo del segundo eje de ordenación se observa que los sitios con menor velocidad de la corriente son aquellos con mayor profundidad y ancho. Al mismo tiempo estos sitios son los que tienen mayores valores de CE.

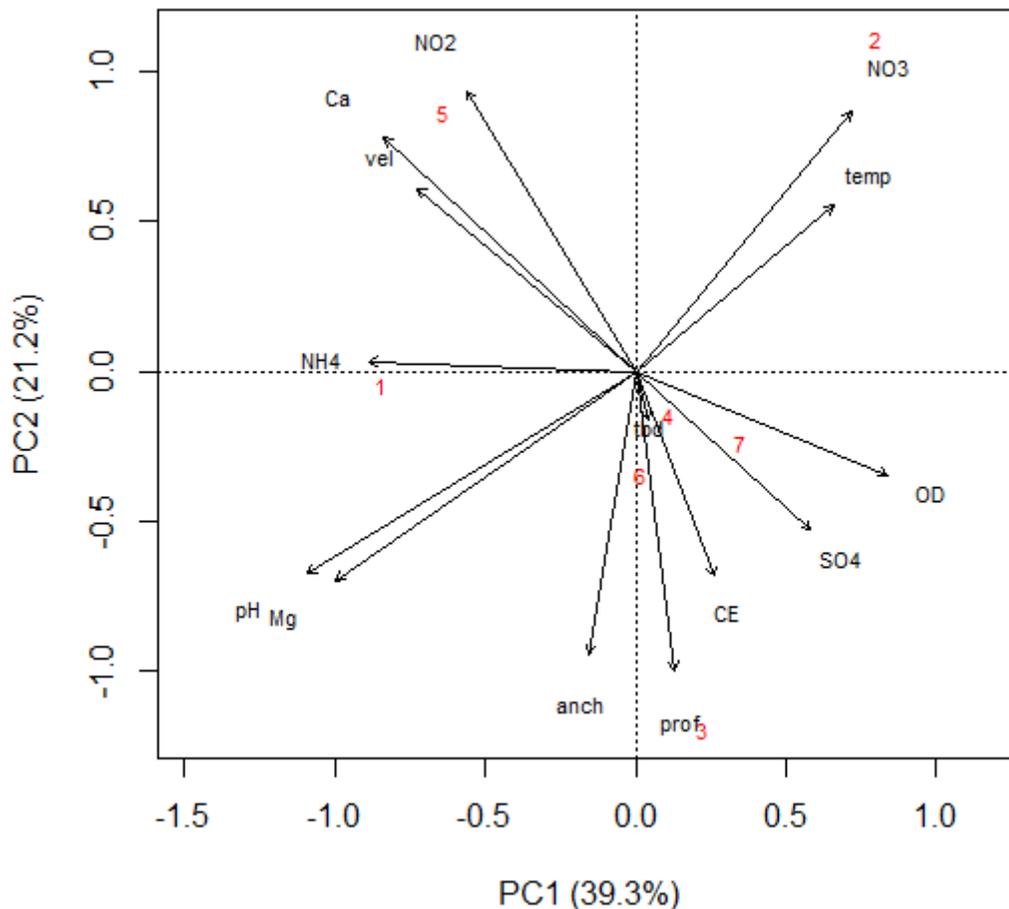


Figura 9. Análisis de componentes principales de las concentraciones de amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$), nitritos ($\text{NO}_2\text{-N}$), sulfatos (SO_4), magnesio (Mg), calcio (Ca), oxígeno disuelto (OD), potencial de hidrógeno (pH), conductividad (CE) y las variables físicas profundidad (prof), ancho (anch), velocidad (vel), turbidez (tbd) y temperatura (temp) del sistema de arroyos Ilusión-Machacas-Caoba.

La ordenación ejecutada a partir del RDA explicó el 90.6% de la varianza en el primer eje. El cambio de cobertura está reflejado en el segundo eje de ordenación que explica solo el 4% de la varianza de los datos y las principales diferencias entre los sitios se debe al tamaño de la cuenca de los sitios y no al cambio de cobertura vegetal que hay entre los sitios.

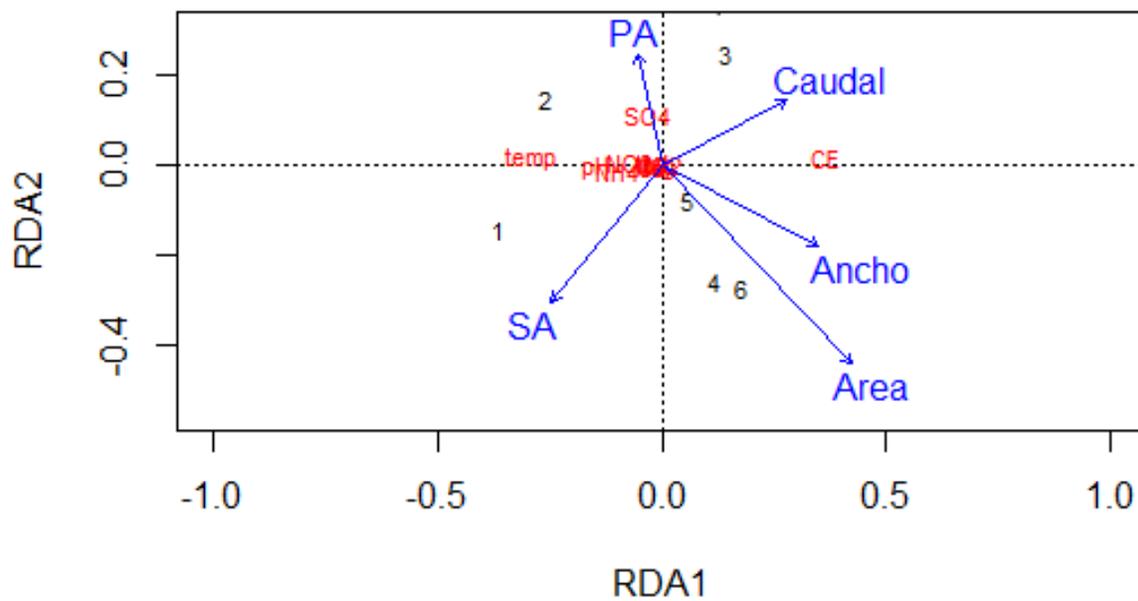
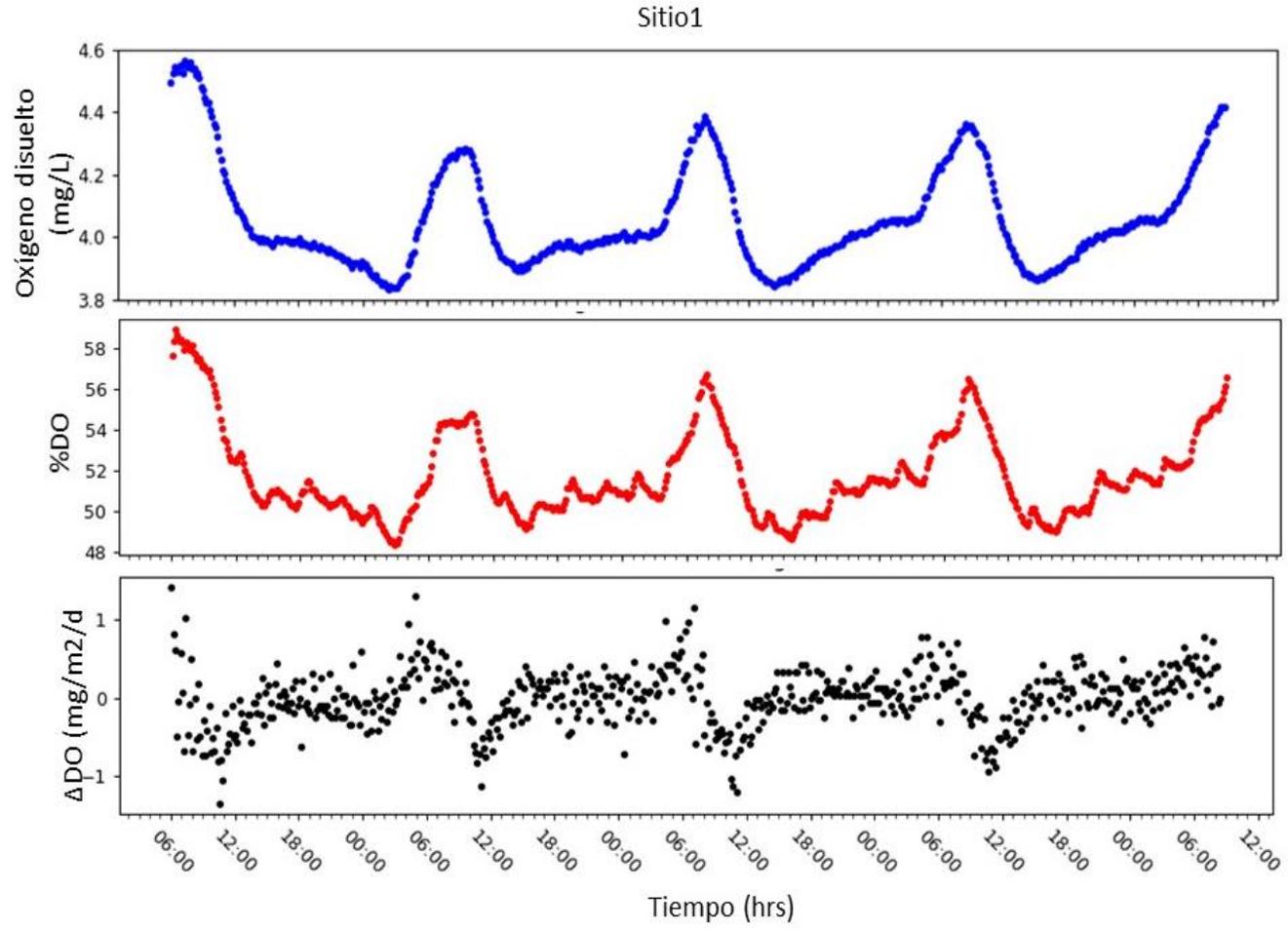


Figura 10. Análisis de Redundancia (RDA), triplot con (1) variables fisicoquímicas (rojo) y (2) variables de cobertura (azul).

8.3 Patrones de DeltaOD a lo largo de los cambios en la cobertura vegetal en el área de captación hídrica del arroyo Ilusión.

Los sitios 1 y 4 son contrastantes en sus patrones de variación de oxígeno a lo largo del día (figura 11), como lo es el porcentaje de cobertura de bosque y palma africana entre estos sitios. En el sitio 1, con mayor cobertura de bosque, se observó un aumento en la variación del oxígeno a través del tiempo (ΔDO) y por la noche esta variación es baja, en contraste con la gráfica del sitio 4, donde la cobertura de bosque es menor, y el OD mostró menores cambios diarios. En el sitio 1 la saturación de oxígeno varió de 50 a 40%, en contraste con el sitio 4 que mantuvo una saturación del $\pm 70\%$. La mayor saturación de oxígeno ($\pm 80\%$) se reportó en los sitios 5, 6 y 7, ubicados cuenca abajo (Anexo 2). La concentración de oxígeno en todos los sitios tuvo una tasa de 4-5%.



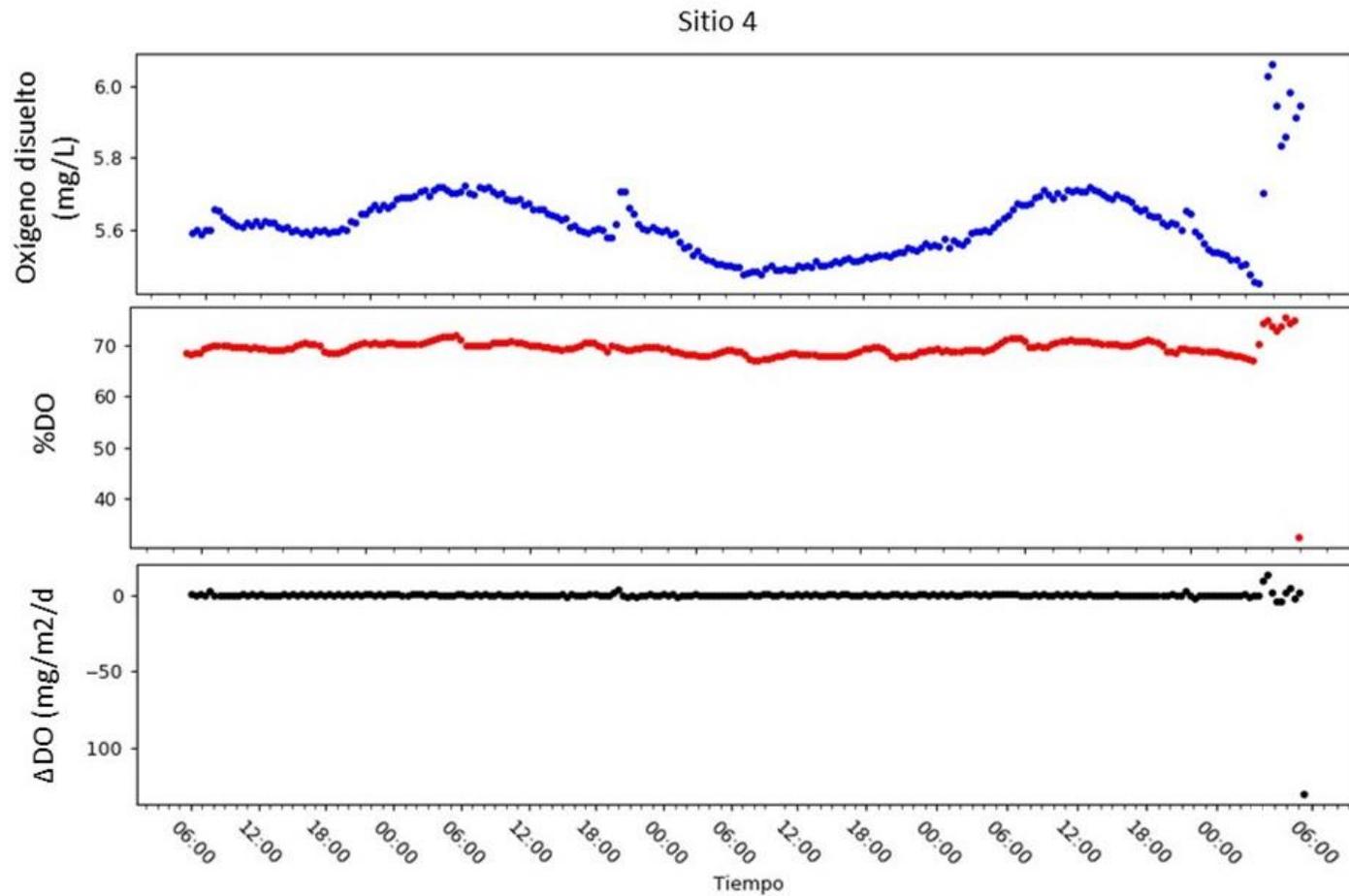


Figura 11. Oxígeno disuelto en mg/L, porcentaje de oxígeno saturado (%OD) y cambio de oxígeno a través del tiempo (mg/m²/d) de los sitios 1 y 4 de muestreo del sistema de arroyos Ilusión-Machacas-Caoba.

El rango del coeficiente de variación de la concentración del oxígeno a través del tiempo es de -7.57 en el sitio 6 hasta 193.6 en el sitio 3. El coeficiente de variación durante el día (CVd) reportó los valores más altos en los sitios 2 y 3, los cuales están ubicados en plantaciones de palma africana, donde los datos de oxígeno fueron muy variables con concentraciones que iban desde los 0.3 hasta 6 mg/L (Figura 8). El coeficiente de variación del sitio 1 tiene un rango de 0.2 durante el día a 49.5 durante la noche, en comparación con el sitio 4, el cual de 56.37 durante el día, varía a - 21.95 durante la noche, lo cual evidencia potenciales diferencias en la productividad y respiración del ecosistema entre los sitios debido a cambios en la cobertura.

Cuadro 3. Coeficiente de variación de la concentración de oxígeno a través del tiempo (mg/m²/d) durante la noche y el día.

Sitios	Coeficiente de variación día(mg/m ² /d)	Coeficiente de variación noche	Relación coef.día/noche
1	0.24877824	49.5666304	49.3178522
2	69.4930394	4.71454365	64.7784957
3	193.688491	4.87677604	188.811715
4	56.3729676	-21.9594926	34.413475
5	-0.29611861	-0.40541112	0.10929251
6	-7.57261427	10.1789161	2.60630183
7	-2.32795355	-58.9505686	56.6226151

8.4 Estimación de la relación de los parámetros físico químicos y de cobertura vegetal con el metabolismo de los arroyos.

Los mejores modelos para explicar los cambios en el CVd y CVn incluyen diferentes variables. En el caso del CVd los predictores son estado del hábitat ($p=0.16$), sulfatos ($p=0.07$), turbidez ($p=0.07$) y profundidad ($p=0.94$). En el caso del CVn, los predictores son NO_3 ($p<0.5$), NH_4 ($p<0.5$) y PO_4 ($p=0.06$) y turbidez ($p=0.007$). Sin embargo en ningún caso estos predictores son significativos ($p<0.005$). Al parecer las variaciones estimadas en CVd y CVn son independientes de estos predictores como muestran las figuras 12 y 13.

Cuadro 4. Modelos lineales generalizados de las variables biológicamente importantes y de mayor significancia estadística con el coeficiente de variación.

Código del modelo	Tipo de modelo ²	Método ³	Modelo ⁴	Distribución (link) ⁵	p	AIC	Devianza	Devianza Residual
Coeficiente de variación de día								
M3	ML G	MV	CVd~EstHa+SO ₄ +tbd+prof	G=Iden	0.08	61.523	98.5 %	484.35
Coeficiente de variación de noche								
M6	ML G	MV	CVn~NO ₃ ² +NH ₄ ² +PO ₄ ² +tbd ²	G=Iden	0.8	44.114	98.84 %	40.277

²Tipo de modelo: MLG = Modelo lineal generalizado.

³Método: MV = Estimación de máxima verosimilitud (test de la mejor estructura para el modelo)

⁴Modelo: CVd = coeficiente de variación del oxígeno durante el día, CVn = coeficiente de variación del oxígeno durante la noche, OD= oxígeno disuelto, EstHa = estado del hábitat, prof = profundidad, PAS = pastizales naturales, tbd = turbidez, SO₄ = sulfato, NH₄ = amonio

⁵Distribución: G=Gaussiana, iden = link "identity".

Cuadro 5. Ecuación de los mejores modelos lineales generalizados del sistema de arroyos Ilusión-Machacas-Caoba de los GLM del cuadro 4.

Modelo 3	Modelo 6
Coef.Var día = $232.5 - 0.79\text{EstHa} + 17.74\text{SO4} - 385.89\text{tbd} + 6.81\text{prof}$ $p < 0.01$	Coef. Var. Noche = $1.41 + 17.73 (\text{NO3})^2 + 60.52(\text{NH4})^2 - 27.34(\text{PO4})^2 - 309.95(\text{tbd})^2$

En la figura 12 se observan que los valores observados y esperados de la variación de oxígeno durante el día no tienen una relación con las variables estado del hábitat, sulfatos, turbidez y profundidad.

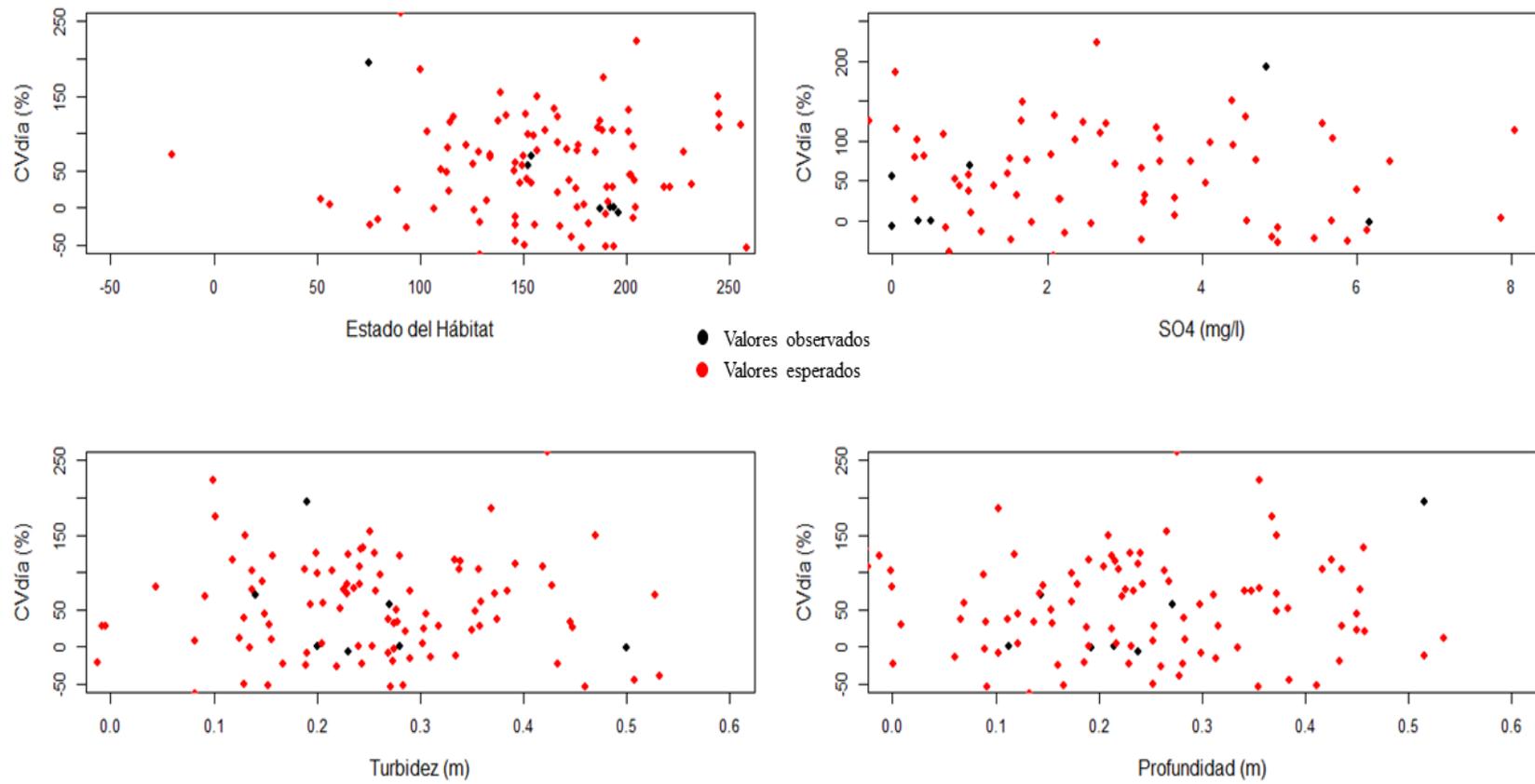


Figura 12. Gráfica con las variables que tienen interacción con el coeficiente de variación de oxígeno durante el día (CVdía)

En la figura 13 se observan que los valores observados y esperados de la variación de oxígeno durante la noche (CVn) no tienen una relación con las variables nutrientes, amonio, fosfatos y turbidez ya que no muestran una tendencia lineal en base al MLG.

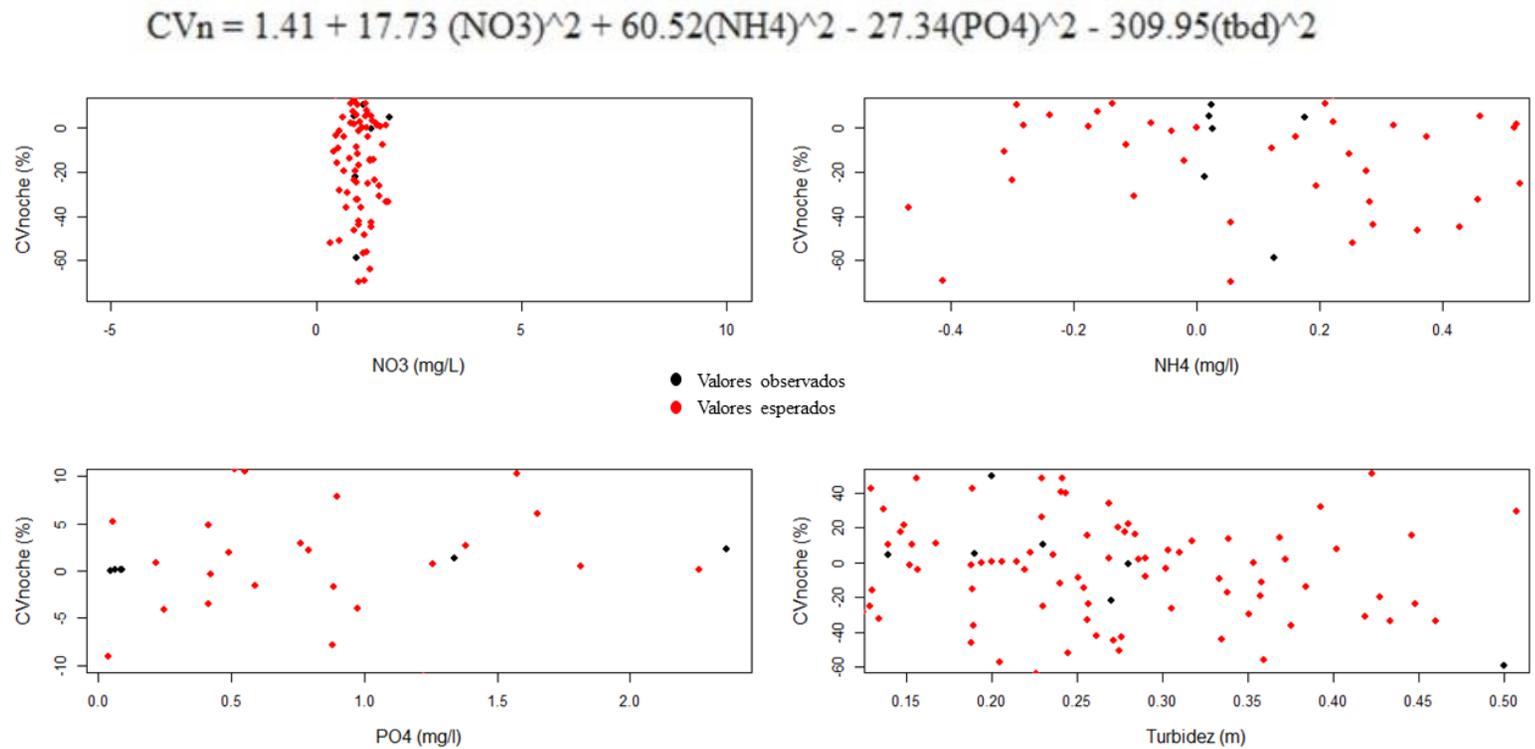


Figura 13. Gráfica con las variables que interaccionan con el coeficiente de variación de oxígeno durante la noche (CVnoche).

9. Discusión

Los resultados de este estudio mostraron una tendencia de las concentraciones de nutrientes a aumentar, según la selva alta perennifolia es sustituida por cultivos de palma africana y maíz (figura 9), sin embargo, los modelos lineales generalizados no fueron significativos por lo que no se puede establecer que las variables fisicoquímicas estén variando por el cambio en la cobertura vegetal por la presencia de cultivos. Los compuestos nitrogenados y los SO_4 tuvieron un leve aumento en los sitios donde había palma africana cultivada debido a que la carga de escorrentía de sedimentos por la disminución de la cobertura de suelo aumenta en los arroyos que pasan en las plantaciones de palma africana en comparación con la carga registrada en los bosques, y la mineralización neta del nitrógeno se ve influenciada por el incremento de la temperatura en las cuencas ubicadas en zonas rurales debido a la falta de cobertura ribereña (Borges, Bunn y Hamilton, 2008; Aulenbach, 2006; Bunn, Mosisch y Davies, 1999), aunado a esto los suelos de la eco región poseen concentraciones altas de silicatos (García, 2010) por su naturaleza rica en minerales tales como calcio y magnesio que la caracterizan como aguas “duras”, por lo que al no haber cobertura estos llegan fácilmente a los arroyos.

Contrario a lo esperado, se registraron valores mayores de concentración de PO_4 en los sitios con mayor cobertura boscosa que en los que tenían una mayor área de cultivos. Estos resultados muy probablemente se deben a que la técnica de medición utilizada sufre de interferencia en presencia de arsénico, silicatos y otros solutos (Hach, 2013), también la otra posibilidad es que los fosfatos al ser altamente insolubles y el suelo de en los cultivos al ser arcilloso, estos se adsorben, por lo que podría limitar la lixiviación de fósforo en el agua

(Muljadi, Posner, Quirk, 1966), lo que coincide con estudios previos (Kotowska, Leuschner, Triadiati y Hertel, 2016, 603).

En concordancia con otros estudios, el cambio del uso del suelo que enfrenta la eco región Lachua ha conllevado a que los segmentos de los arroyos donde las áreas de captación tienen un mayor porcentaje de uso del suelo agropecuario, cultivos de palma africana y maíz tengan una calidad de sub-óptima a pobre con respecto a aquellos sitios con una mayor cobertura de bosque. Las condiciones de sub-óptima a pobre se registran en arroyos ubicados en cuencas donde predomina la agricultura y la urbanización (Houser, Mulholland y Malloney, 2005, 538; Bernot et al., 2010; Clapcott et al., 2012; Fuß, Behounek, Ulseth y Singer, 2017). Los sitios 2, 3 con cobertura de palma africana y 4, con presencia de cultivos de maíz, ubicados cerca de carreteras principales y secundarias coinciden con la dinámica del uso del suelo estudiado por Quezada, et al, 2014 donde las áreas ubicadas cerca de carreteras perdieron entre 80 y 100% de cobertura forestal por el establecimiento de asentamientos humanos, caminos, cultivos anuales y pastizales para el ganado, y recientemente plantaciones de monocultivos como la palma africana.

Contrario a lo esperado, el coeficiente del cambio de la concentración de oxígeno a través del tiempo no evidenció patrones diferentes a lo largo del gradiente del cambio de cobertura vegetal de selva alta perennifolia a cultivos de palma africana y maíz. Una posible explicación a esto es que los cambios en la concentración de oxígeno disuelto entre el día y la noche fue menor a un 5% como suele ocurrir en otros arroyos tropicales (Gücker, BoËchat y Giani, 2009, 2075; Ortiz-Zayas, et al, 2005, 773). Esta poca variación en el cambio de la concentración de oxígeno impidió la estimación de la PPB y RE. Esta poca variación en la concentración de oxígeno probablemente se debió a la combinación de altas temperaturas,

baja velocidad del agua y alta concentración de sales. Las altas temperaturas y alta concentración disminuyen la disolución de gases (Coche y Van der Wal, 1981), mientras que la baja velocidad hace que el intercambio se de en distancias cortas.

También pudo afectar que estos arroyos al tener no más de dos metros de profundidad influyen en una menor concentración de oxígeno disuelto (Mulholland, House y Maloney, 2005, 248). El ancho y la velocidad del río influyen disminuyendo el porcentaje de oxígeno, siendo menos propicios para la oxigenación lo cual sucedió con los arroyos muestreados al tener una baja pendiente lo cual provocaba que la velocidad de la corriente fuese muy baja ($<0.1\text{m}^3/\text{s}$) en comparación con otros arroyos tropicales que tienen una velocidad de entre $14 - 19\text{m}^3/\text{s}$ (Rajwa-kuligiewicz y Bialik, 2014, 342; Heffernan y Cohen, 2010, 678), las pendientes más pronunciadas aumentan la velocidad del agua y, por lo tanto, la turbulencia, que está directamente relacionada con el intercambio de oxígeno (Borges, Gazeau, Abril y Frankignoulle, 2004, 1635) pudiendo explicar las bajas concentraciones de este gas y la baja significancia de los modelos. Otra explicación a la baja significancia de los modelos es que es necesario establecer la constante de intercambio gaseoso entre el oxígeno y el aire para tener modelos más robustos que permitan establecer una conexión entre el cambio del uso del suelo y la variación de los parámetros fisicoquímicos para que se pueda determinar si influyen o no en el metabolismo de los arroyos (Hall, Kennedy y Rosi-Marshall, 2012, 2).

10. Conclusiones

- No es evidente la relación entre la variación de los parámetros fisicoquímicos y el cambio del gradiente de cobertura vegetal de selva alta perennifolia a cultivos de palma africana y maíz.
- Los resultados obtenidos no son significativos y no permiten sostener la hipótesis de que el balance del metabolismo ecosistémico heterótrofo/autótrofo de los arroyos en la Ecorregión Lachuá varían en relación a la cobertura vegetal del área de captación.
- El coeficiente de variación de oxígeno tuvo cambios en intervalos altos durante el periodo diurno y el nocturno, siendo mayor en los sitios donde hay cultivada palma africana y menor en presencia de mayor porcentaje de selva alta perennifolia.

11. Recomendaciones

- Realizar un análisis estequiométrico de entrada y salida de nutrientes en los arroyos para determinar cómo estos influyen en la disolución de oxígeno.
- Las plantaciones de palma africana deben de dejar al menos 20 metros de bosque ribereño para evitar la lixiviación de fertilizantes y pesticidas.
- Debe existir un control sobre el uso de fertilizantes y pesticidas en las plantaciones para reducir los flujos de nutrientes a las corrientes.
- Los monocultivos en gran extensión deben de ser ubicados en otras regiones donde no existan humedales debido a que estos afectan gravemente a los ecosistemas acuáticos.
- La deforestación en la Eco región Lachuá debe controlarse, reducirse y ser frenada debido a que se pone en riesgo la salud de los ecosistemas acuáticos.

- Establecer una estrategia para el manejo y restauración de los bosques ribereños degradados para mitigar los impactos adversos de las plantaciones en el funcionamiento del arroyo tropical.
- Contrastar el metabolismo entre arroyos con vegetación ribereña y aquellos que no la tienen en zonas de cultivo de palma de africana.

12. Referencias bibliográficas

- Aulenbach, B. (2006). *Annual Dissolved Nitrite Plus nitrate and total phosphorus loads for the Susquehanna, St. Lawrence, Mississippi-Atchafalaya, and Columbia River Basins, 1968-2004*. Geological survey open-file report 2006-1087.
- Akaike, H. (1974). *A new look at the Statistical Model Identification*. Automatic Control 19:716-723.
- Allan, D. y Castillo, M. (2007). *Human impacts*. En: Allan, D. y Castillo, M. (Eds.), *Stream Ecology* (págs. 317-356). 2da. Edición. Estados Unidos: Springer.
- Allan, D. (2004). *Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems*. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 35:257-284.
- American Public Health Association (APHA), 1998. *Standard Methods for Examination of Water and Waste Water*. American Public Health Association, Washington, DC.
- Barbour, M., Gerritse, J., Zinder, B. y Stribiling, J. (1999). *Rapid bioassessment protocols for uses in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Second Edition. Environmental Protection Agency. Office of water: Washington: USA.
- Bernot, J. *et al.* (2010). *Inter-regional comparison of land-use effects on stream metabolism*. Freshwater Biology 55:1874-1890.
- Borges, A., Gazeau, F., Abril, G. y Frankignoulle, M. (2004). *Gas transfer velocities of CO₂ in three European estuaries (Randers Fjord, Scheldt, and Thame)*. Limnol. Oceanogr. 49(5):1630-1641.
- Bott, T., Brock, J., Dunn, C., Naiman, R., Ovink, R. y Petersen, R. (1985). *Benthic community metabolism in four temperate stream systems: An inter-biome comparison and evaluation of the river continuum concept*. Hydrobiologia 123(1): 3-45.
- Bucher, E., Castro, G. y Floris, V. (1997). *Conservación de ecosistemas de agua dulce: hacia una estrategia de manejo integrado de recursos hídricos*. Washington, EUA: Banco Interamericano de Desarrollo.

- Bunn, S., Mosisch, T., y Davies, P.M. (1999). *Temperature and light*. En: S. Lovett and P. Price (eds.) *Riparian Land Management Technical Guidelines Volume One: Principles of Sound Management*, pp. 17–24. Land and Water Resources R&D Corporation, Canberra.
- Caballero, F. (2011). *Selección de modelos mediante criterios de información en análisis factorial. Aspectos teóricos y computacionales*. Tesis doctoral. Universidad de Granada: España.
- Carlson, K., Curran, L., Asner, G., McDonald, A., Trigg, S. y Adeney, M. (2012). *Carbon emissions from forest conversion by Kalimantan oil palm plantations*. *Nature Climate Change* 3: 283—287.
- Carter, C., Finley, W., Fry, J., Jackson, D. y Willis, L. (2007). *Palm oil markets and future supply*. *Eur. J. Lipid. Sci. Technol.* 109: 307-314.
- Clapcott, J. *et al.* (2012). *Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity*. *Freshwater Biology* 57: 74-90.
- Clapcott, J., Young, R., Goodwin, E., y Leathwick, J. (2010). *Exploring the response of functional indicators of stream health to land-use gradients*. *Freshwater Biology* 55:2181-2199.
- Coche, A.G. y Van der Wal, H. (1981). *Water for freshwater fish culture*. En *Metodos sencillos para la acuicultura*. FAO.
- Comte, I., Colin, F., Grünberger, O., Whalen, J., Harto, R. y Caliman, JP. (2015). *Watershed-scale assessment of oil palm cultivation impact on water quality and nutrient fluxes: a case study in Sumatra, Indonesia*. *Environmental Science and Pollution Research* 22(19): 7676-7695.
- CONAP. (2014). *Informe Nacional de cumplimiento a los acuerdos del convenio sobre la diversidad biológica*. Guatemala: Documento Técnico No. 3-2014.
- Convenio sobre la Diversidad biológica. (2006). *Global Biodiversity Outlook 2*. En CDB-PNUMA. Directorate of palm oil research, DOPRE. 2012. *Oil palm cultivation practices*. India: India Council of Agricultural Research.
- Danielsen, F., y Heegaard, H. (1995). *Impact of logging and plantation development on species diversity a case study from Sumatra*. En Sandbukt, O. (Ed.), *Management of tropical forests: towards and integrated perspective* (Págs. 73-92). Suecia: Centre for Development and the Environment.
- Davies, P., Bunn, S. y Hamilton, S. (2008). *Primary production in tropical streams and rivers*. En Dudgeon, D. (Ed), *Tropical stream ecology* (págs. 23-42). Estados Unidos: Editorial Elsevier.

- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. y Collen, B. (2014). *Defaunation in the Anthropocene*. Science 345: 401-405.
- Dodds, W., Bigs, B., y Lowe, R. (1999). *Photosynthesis-irradiance patterns in benthic microalgae: variations as a function of assemblage thickness and community structure*. J. Phycol. 35: 42-53.
- Donald, P. (2004). *Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems*. Conserv. Biol. 18:17-37.
- Donner, S. (2003). *The impact on cropland cover on river nutrient levels in the Mississippi river basin*. Global ecology and Biography 12(4):341-355.
- Echeverría, J. et al. (2015). *Informe sobre muestreo de peces en el río La Pasión*. Consejo Nacional de Áreas Protegidas: Guatemala.
- ESRI. (2002). *ArcGis y ArcMap Software*. ESRI: USA
- Estes, J. et al. (2011). *Trophic downgrading of planet earth*. Sciences 333 (301): 301-306.
- FAO. (2012). *Agricultura mundial hacia los años 2015/2030*. EUA: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 97p.
- Ficha RAMSAR. (2004). *Ficha informativa de los humedales de Ramsar*. Encontrado el 6/2/2016 en <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:RbuEWJVeKy8J:www.conap.gob.gt/index.php/servicios-en-linea/centro-de-documentacion/descarga-de-documentos/category/58-ramsar.html%3Fdownload%3D526:eco-region-lachua+&cd=1&hl=es-419&ct=clnk&gl=gt>.
- Firbank, L., Petit, S., Smart, S., Blain, A., y Fuller, R. (2008). *Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a british perspective*. Phil. Trans. R. Soc. B. 363: 777-787.
- Fitzherbert, E. et al (2008). *How will oil palm expansion affect biodiversity?* Trends in Ecology and Evolution 23(10): 538-545.
- Fuß, T., Behounek, B., Ulseth, A. y Singer, G. (2017). *Land use control stream ecosystem metabolism by shifting dissolved organic matter and nutrients regimes*. Freshwater biology doi:10.1111/fwb.12887.
- García, P. (2008). *Análisis de la distribución de macroinvertebrados acuáticos a escala detallada en la ecorregión Lachuá, Cobán, Alta Verapaz*. Tesis de Licenciatura. Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala.
- García, P., van Tuylen, S., Reyes, F., Quiñónez, C. y Bracamonte, M. (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, Coban, Alta Verapaz*. Guatemala: Fondo Nacional de Ciencia y Tecnología.
- Genzoli, L. y Hall, R. (2016). *Shifts in Klamath River metabolism following a reservoir cyanobacterial bloom*. Freshwater science 35(3): 000-000.

- Gore, J. (2007). *Discharge Measurements and Streamflow Analysis*. En Hauer, R. y Lamberti, G. (Eds.), *Methods in stream ecology* (págs. 51-77). Estados Unidos: Editorial Elsevier
- Greenwood, M. y Booker, D. (2015). *Influence of hydrological regime and land cover on traits and potential export capacity of adult aquatic insects from river channels*. *Oecologia* 180(2):551-566.
- Gücker, B., BoËchat, I. G., & Giani, A. (2009). Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshwater Biology*, 54(10), 2069–2085. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02069.x>
- Hach Company. (2013). *Colorimeter: Procedures Manual*. Estados Unidos: Hach Company.
- Hall, R. y Beaulieu, J. (2013). *Estimating autotrophic respiration in streams using daily metabolism data*. *Freshwater Science* 32(2): 507-516.
- Hall, R.O. y E.R. Hotchkiss (2017). *Stream Metabolism*. Capítulo 34 En: *Methods in Stream Ecology*, volume 2, 3rd edition. Hauer, F.R. & G.A. Lamberti, Eds. Academic Press.
- Hall, R., Kennedy, T. y Rosi-Marshall, R. (2012). *Air-water oxygen exchange in a large whitewater river*. *Limnology and oceanography: fluids and environments* 2:1-11
- Harding, J., Young, R., Hayes, J., Shearer, K., y Stark, J. (1999). *Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum*. *Freshwater Biology* 42:345-357.
- Heffernan, J. y Cohen, M. (2010). *Direct and indirect coupling of primary production and diel nitrate dynamics in a subtropical spring-fed river*. *Limnol. Oceanogr.* 55(2): 677-688.
- Hernández, W. (2014). Evaluación del efecto de tres frecuencias de aplicación de un bioestimulante foliar en el crecimiento vegetativo y radicular en plantas de palma africana (*Elaeis guineensis* Jacq), en vivero, Finca La Cabaña, el estor Izabal. Tesis de Licenciatura, Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Hickey, C. y Doran, B. (2002). *A review of the use of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems*. Ontario, Canadá: St. Lawrence River Institute of Environmental Sciences.
- Hornberger, G. M., y M. G. Kelly. (1975). Atmospheric reaeration in a river using productivity analysis. *Journal of the Environmental Engineering Division of the American Society of Civil Engineers* 101:729–739.
- Houser, J., Mulholland, P. y Maloney, K. (2005). *Catchment disturbance and stream metabolism: patterns in ecosystem respiration and gross primary production along a gradient of upland soil and vegetation disturbance*. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3): 538-552.
- Heffernan, J. B., y Cohen, M. J. (n.d.). *Direct and indirect coupling of primary production and diel nitrate dynamics in a subtropical spring-fed river*.
- INAB-IUCN. (1999). *Plan Maestro Parque Nacional Laguna Lachúa*. INAB e IUCN.

- IARNA-URL. (2012). *Perfil Ambiental de Guatemala 2010-2012. Vulnerabilidad local y creciente construcción de riesgo*. Guatemala: Universidad Rafael Landívar.
- Instituto Nacional de Bosques (INAB). (2003). *Plan Maestro del Parque Nacional Laguna Lachuá, Cobán, Alta Verapaz*. Guatemala: INAB-IUCN.
- IUCN. (2007). *Species extinction – The facts*. Recuperado el 6/6/2016 en https://cmsdata.iucn.org/downloads/species_extinction_05_2007.pdf
- Jandl, R. (2007). How strongly can forest management influences soil carbon sequestration. *Geoderma* 137: 253-268.
- Jenkins, M. (2003). *Prospects for biodiversity*. *Science* 302: 1175-1177.
- Jiménez, J. (2015). *Informe de los efectos de la producción y procesamiento de palma de aceite sobre los ecosistemas*. Guatemala: CONAP.
- Kotowska, M., Leuschner, C., Triadiati, T. y Hartel, D. (2016). *Conversion of tropical lowland forest reduces nutrient return through litterfall, and alters nutrient use efficiency and seasonality of net primary production*. *Oecologia* 180(2): 601-618.
- Lara, J. et al. (2008). *Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales*. Soberón, J., Halfter, G. y Llorente-Bousquets, J. (Eds.), *Capital Natural de México Volumen I: Conocimiento actual de la biodiversidad* (págs. 109-134). México: CONABIO.
- Legendré, P. y Legendré, L. (1998). *Numerical Ecology*. Segunda edición. Editorial Elsevier. 852p.
- Lord, S. y Clay, J. (2006). *Environmental impacts of oil palm – Practical considerations in defining sustainability for impacts on the air, land and water*. Recuperado el 14/6/2016 en <http://www.nbpol.com.pg/wp-content/uploads/downloads/2011/02/EnvironmentalImpactOfOilPalm.pdf>.
- Lowrance, R. y Altier, L. (1997). *Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay Watersheds*. *Environmental Management* 21(5): 687-712.
- Manson, R. (2004). *Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México*. *Maderas y bosques* 10(1):3-20.
- Mariau, D. (1999). *Chrysomelidae (Coleoptera) living off oil palm and coconut, and their parasitoids*. *Annales de la Societe Entomologique de France* 35:230-237.
- McCullagh, P. and Nelder, J. (1989). *Generalized Linear Models*. Inglaterra: Chapman and Hall.
- Millennium Ecosystem Assessment Board -MEAB-. (2005). *Ecosystem and human well-being: wetlands and water*. Washington, Estados Unidos: World Resource Institute.
- Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN). (2015). *Comunicado sobre el problema de mortandad de peces y otras especies acuáticas en el Río La Pasión*. Guatemala: Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado en

http://www.marn.gob.gt/noticias/actualidad/PROBLEMA_DE_MORTANDAD_DE_PECES_Y_OTRAS_ESPECIES_ACUTICAS_EN_EL_RIO_LA_PASN

- Minshall, W. y Rugenski, A. (2007). *Riparian Processes and Interactions*. En Hauer, R. y Lamberti, G. (Eds.), *Methods in stream ecology* (págs. 721-742). Estados Unidos: Editorial Elsevier
- Montagnini, F. y Nair, P. (2004). *Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems*. *Agroforestry Systems* 61: 281-295.
- 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 Ingeniero Agrónomo. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Muljadi D, Posner AM, Quirk JP. (1966). *The mechanism of phosphate adsorption by kaolinite, gibbsite, and pseudoboehmite*. *J Soil Sci* 17: 212–228
- Ortiz-Zayas, et al., (2005). *Metabolism of a tropical rainforest stream*. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(4):769-783.
- Oksanen, J. (2011). *Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial*. Estados Unidos.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente -PNUMA-. (2012). *GEO 5. Perspectivas del medio ambiente mundial*. Estados Unidos: United Nations Environment Programmed.
- Quezada, M., Arroyo-Rodríguez, V., Pérez-Silva, E. y Aide. T. (2014). *Land cover changes in the Lachuá region, Guatemala: patterns, proximate causes, and underlying driving forces over the last 50 years*. *Reg. Environ Change* 14:1139-1149.
- Quinn, G. y Keough, M. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Inglaterra: Universidad de Cambridge.
- Rauf, A. (2015). *Acute toxicity and effects of malathion exposure on behavior and hematological indices in indian carp, Cirrhinus mrigala (Hamilton)*. *International Journal of Aquatic Biology* 3(4):199-207.
- Rajwa-kuligiewicz, A., & Bialik, R. J. (2014). *Dissolved Oxygen in Rivers : Concepts and Measuring Techniques*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-07599-0>
- Ramírez, A., Pringle, C. y Wantzen, K. (2008). *Tropical Stream Conservation*. En Dudgeon, D. (Ed), *Tropical stream ecology* (págs. 285-304). Estados Unidos: Editorial Elsevier
- Rojas, O. (2017). *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*. Universidad de San Carlos de Guatemala. Tesis de Licenciatura.

- Roulet, A., García, F., Jiménez, B., Madrid, J., Quiñónez, M. y Del Cid, J. (2015). *Informe de la visita de reconocimiento de los impactos provocados por la reciente contaminación en el río La Pasión*. Guatemala: CONAP.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2010). *Perspectiva mundial sobre la diversidad biológica*. Canadá: Montreal.
- Stevens, H. y Cummins, K. (1999). *Effects of long-term disturbance on riparian vegetation and in-stream characteristics*. *Journal of freshwater ecology* 14 (1): 1-17.
- Stevenson, J. y Rollins, S. (2007). *Ecological Assessments with benthic algae*. En Hauer, R. y Lamberti, G. (Eds.), *Methods in stream ecology* (págs. 785-803). Estados Unidos: Editorial Elsevier.
- Swanson, F., Gregory, S., Sedell, J., y Campbell, A. (1982). *Land-Water Interactions: The Riparian Zone*. Recuperado el 3/6/2016 en <https://ir.library.oregonstate.edu/xmlui/handle/1957/27420>.
- Sweeny, B. (1993). *Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of White clay creek in Eastern north america*. *The academy of natural sciences of philadelphia* 144: 291-40.
- Tarboton, D. (1997). *A new method for the determination of flow directions and upslopes areas in grid digital elevation models*. *Water resources research* 33(2): 309-319.
- Tellería, J. (2013). *Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de las especies*. *Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat.* 2 (10): 13-25
- Tilman, D. et al. (2001). *Forecasting agriculturally driven global environmental change*. *Science* 292: 281-284.
- Tonin, A. M., Hepp, L. U. y Gonc, F. (2017). *Spatial Variability of Plant Litter Decomposition in Stream Networks: from Litter Bags to Watersheds*. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0169-1>
- Young, R. G., & Matthaei, C. D. (2008). *Organic matter breakdown and ecosystem metabolism : Functional indicators for assessing river ecosystem health Organic matter breakdown and ecosystem metabolism : functional indicators for assessing river ecosystem health*. (September). <https://doi.org/10.1899/07-121.1>
- Zuur, A., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A. y Smith, G. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Estados Unidos: Editorial Springer.

13. Anexos

En el anexo 1 se observa el modelo de máxima verosimilitud utilizando los datos de oxígeno y temperatura a partir de los propuesto por Hall, 2015, donde se observa que la concentración de oxígeno (línea discontinua) no coincide con el modelo computarizado para estas variables (línea continua) (Figura 1 a 7), por lo tanto se descartan estas estimaciones.

Anexo 1. Ajuste de la concentración observada por sitio al modelo propuesto por Hall y Hotchkiss, 2015, a partir de las ecuaciones de Odum, 1956.

Cuadro 1. Productividad primaria, respiración del ecosistema y constante de intercambio gaseoso calculado a partir del método de una estación (Hall, 2015).

Sitios	PPB	ER	K
1	0.4751658	-3.393576	6.3
2	0.1193893	-10.16646	6.3
3	0.35985415	-6.3479945	6.3
4	0.09828013	-5.4193195	6.3
5	0.01419976	-1.2543285	51.05
6	3.512478	-22.50045	51.05
7	0.57429645	-10.335748	9.28

La constante de intercambio gaseoso (K) obtenida (cuadro 2) a partir de la pendiente de la línea que relaciona el cambio de $[O_2]$ en el tiempo y el déficit de saturación de OD, el cálculo no es confiable.

Cuadro 2. Constante de intercambio gaseoso calculada a partir de la pendiente de la línea que relaciona el cambio de OD por hora y el déficit de saturación de OD entre las 00:00 y las 05:00 h.

Sitio	1	2	3	4	5	6	7
K	3.98	4.5	0.04	9.2	3.8	0.19	6.5

Figura 1. Estimación del metabolismo en el sitio 1 usando el método de máxima verosimilitud durante las fechas 24/05/2016 al 28/05/2016.

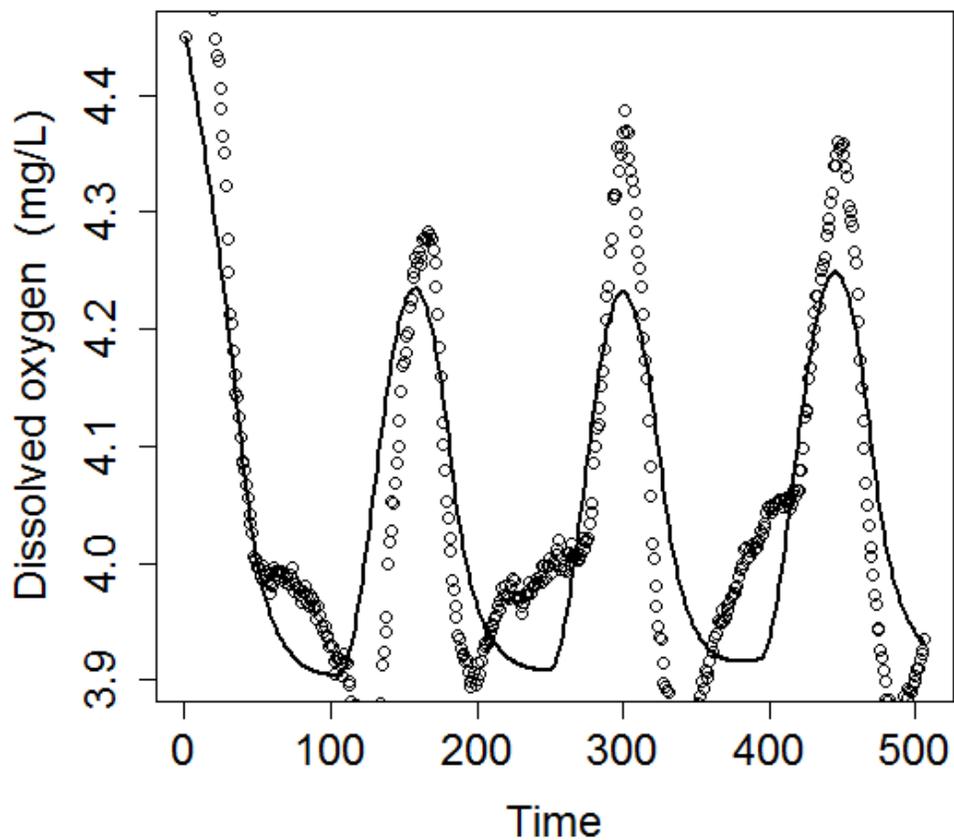


Figura 2. Estimación del metabolismo en el sitio 2 usando el método de máxima verosimilitud durante las fechas 27/05/2016 al 30/05/2016

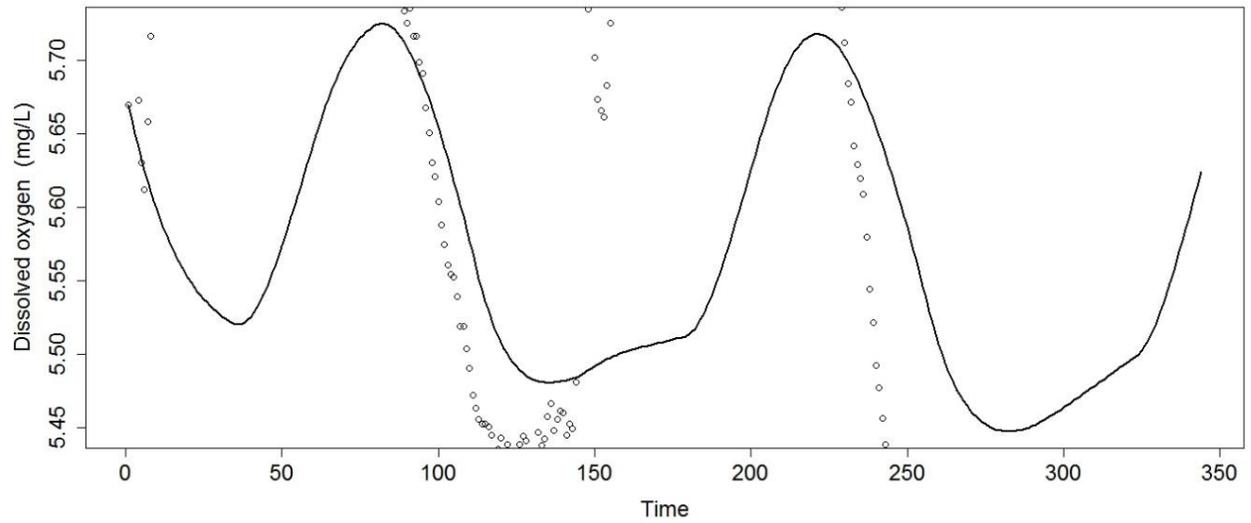


Figura 3. Estimación del metabolismo en el sitio 3 usando el método de máxima verosimilitud durante las fechas 16/06/2016 al 19/6/2017.

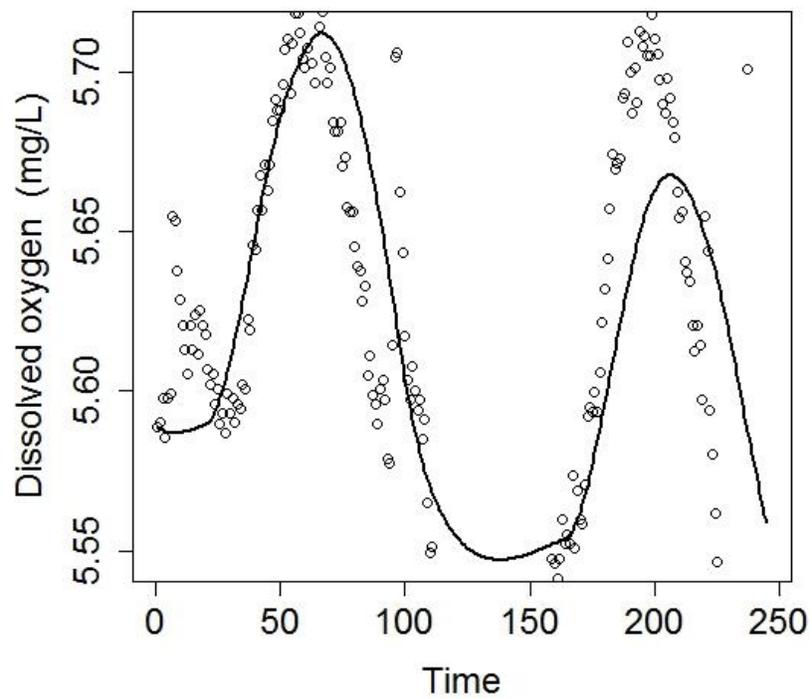


Figura 4. Estimación del metabolismo en el sitio 4 usando el método de máxima verosimilitud durante las fechas del 06/7/2017 al 8/7/2017.

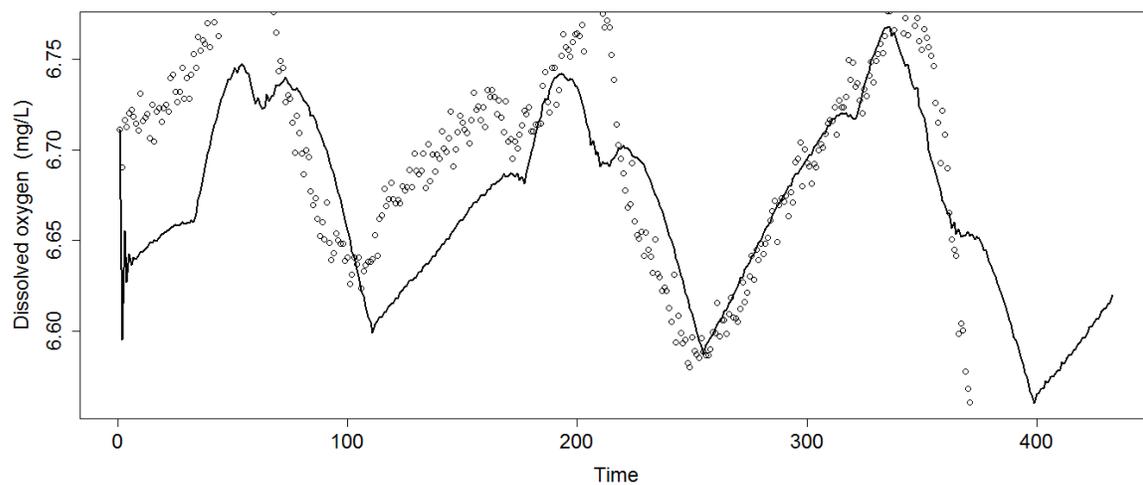


Figura 5. Estimación del metabolismo en el sitio 5 usando el método de máxima verosimilitud durante las fechas del 9/7/2016 00:10:42 al 12/7/2016 00:10:42.

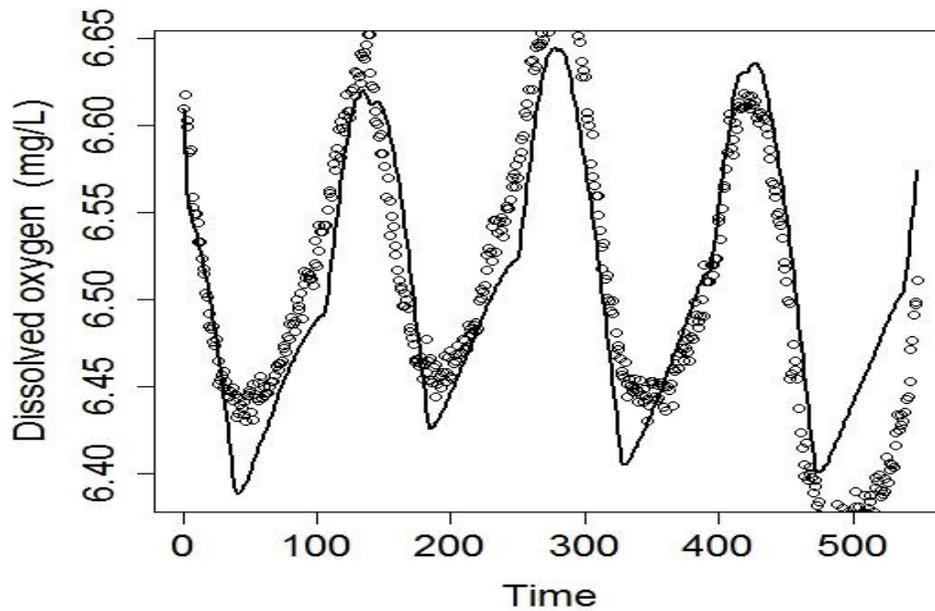


Figura 6. Estimación del metabolismo en el sitio 6 usando el método de máxima verosimilitud durante las fechas del 12/7/2016 al 14/7/2016.

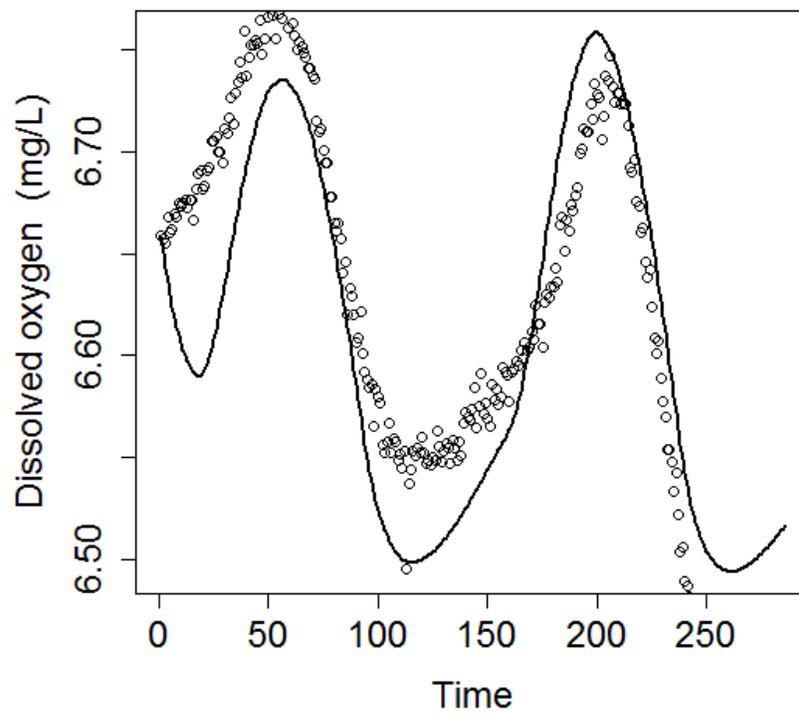
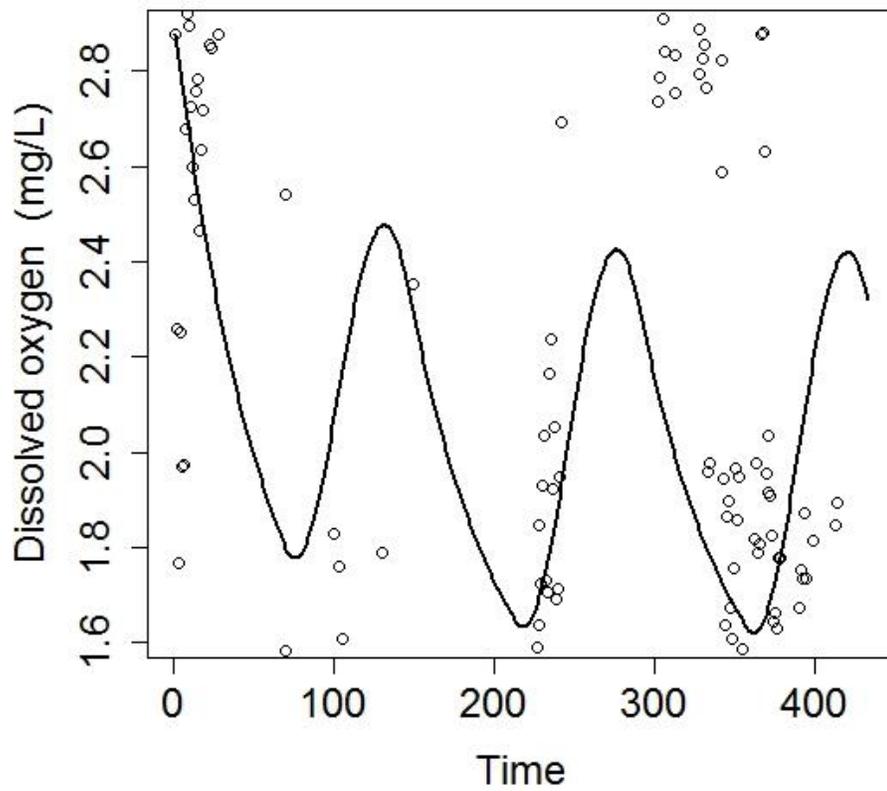
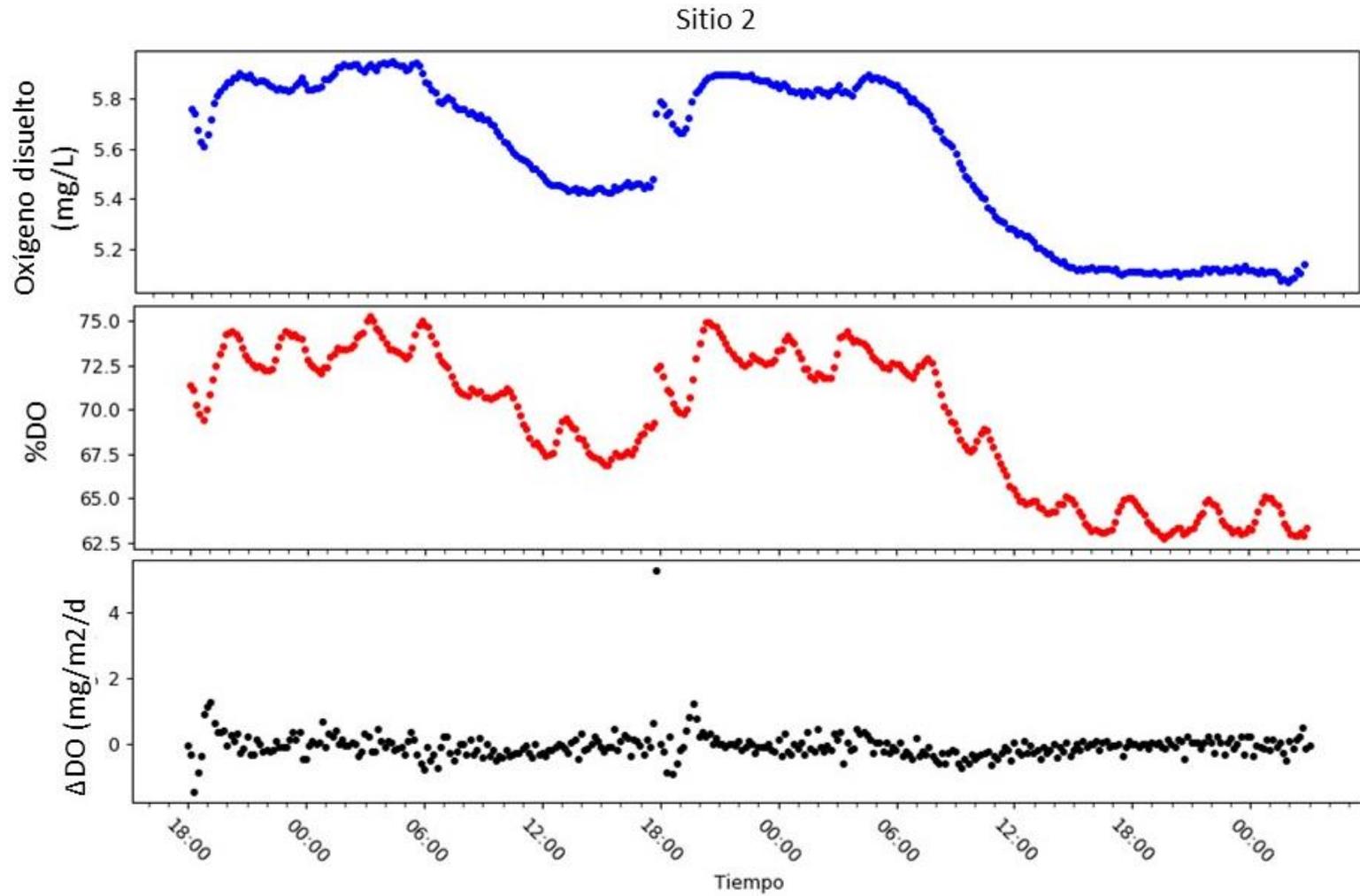
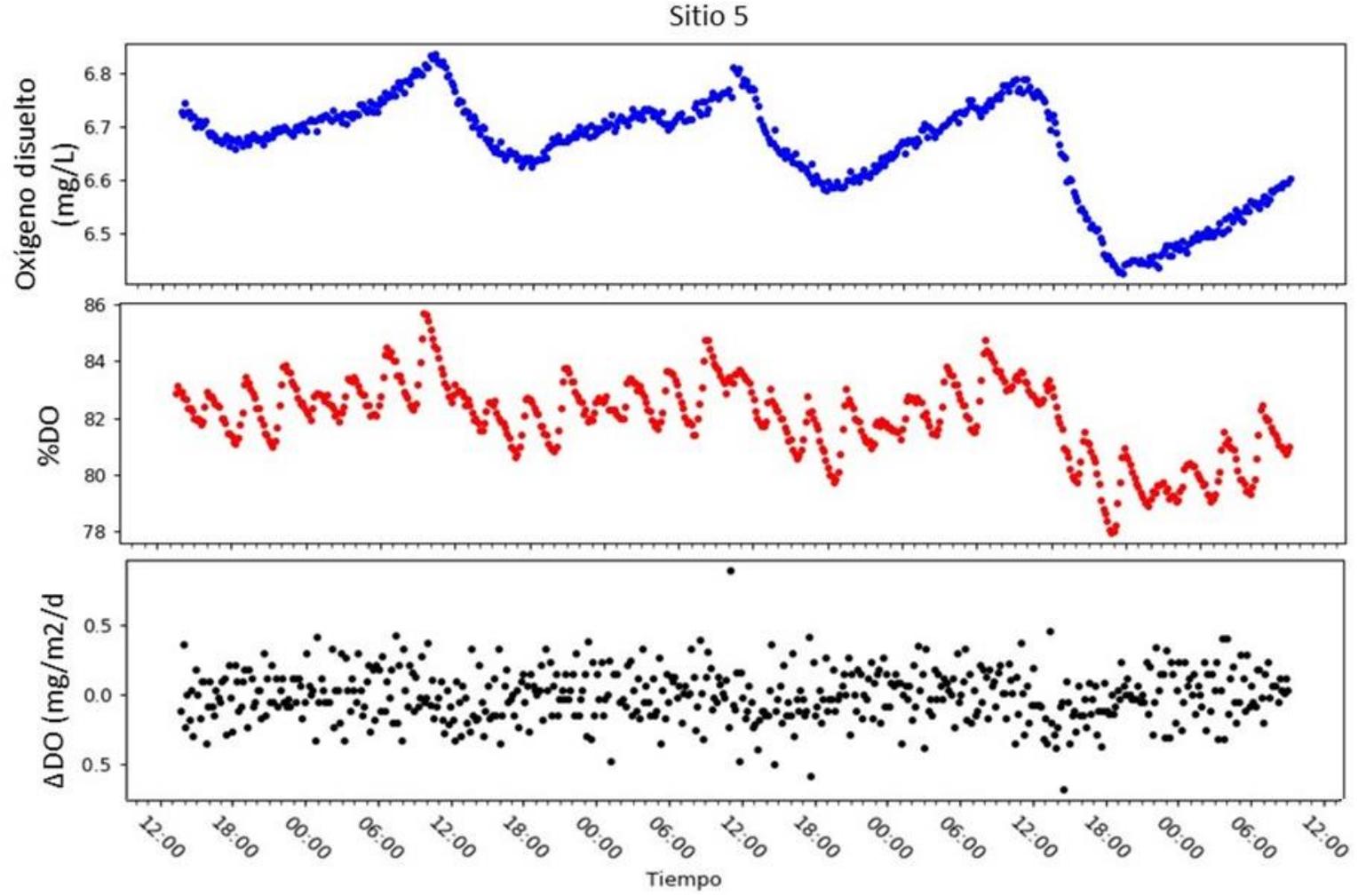


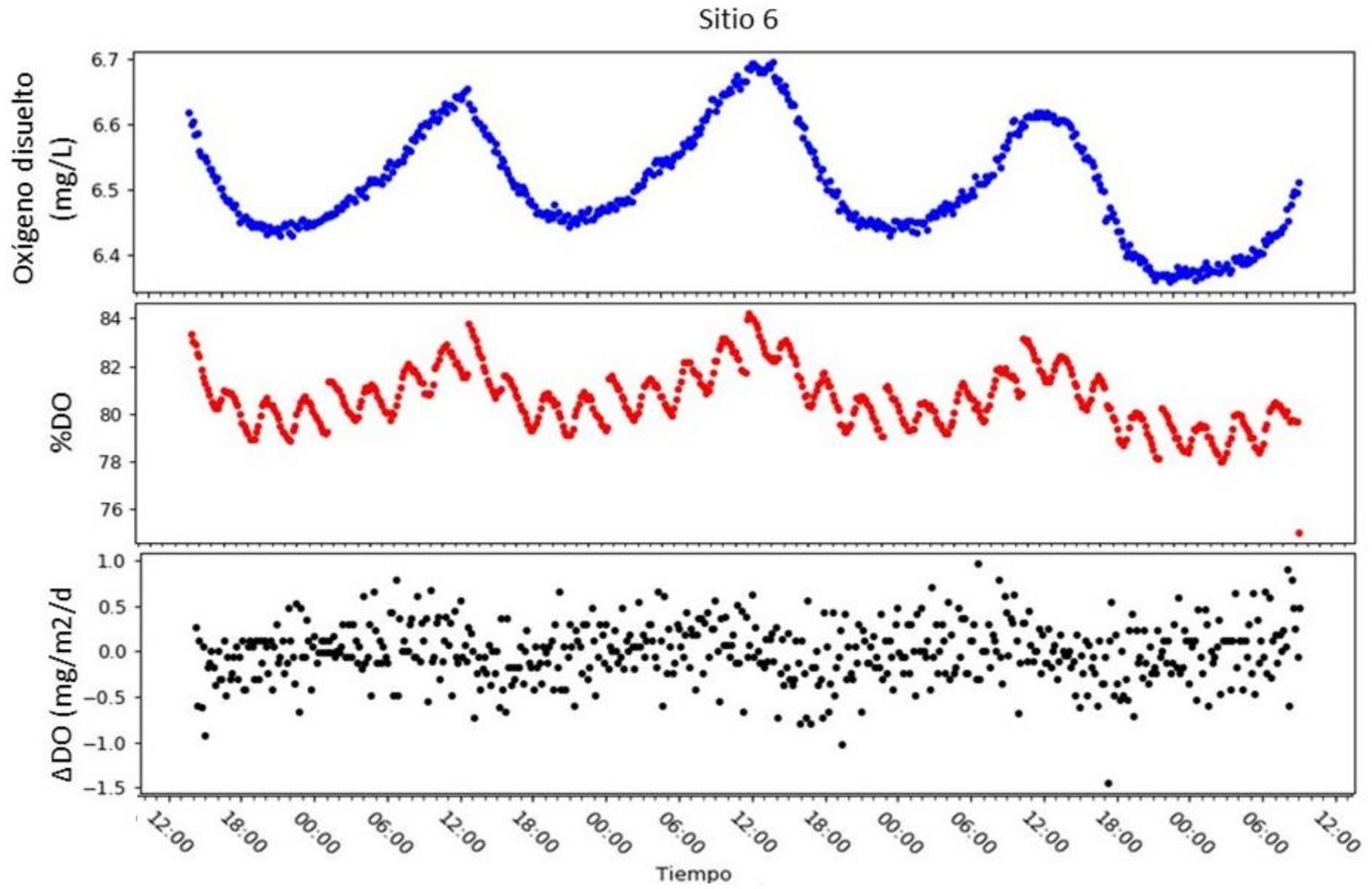
Figura 7. Estimación del metabolismo usando el método de máxima verosimilitud durante las fechas del 02/7/2016 al 04/7/2016.

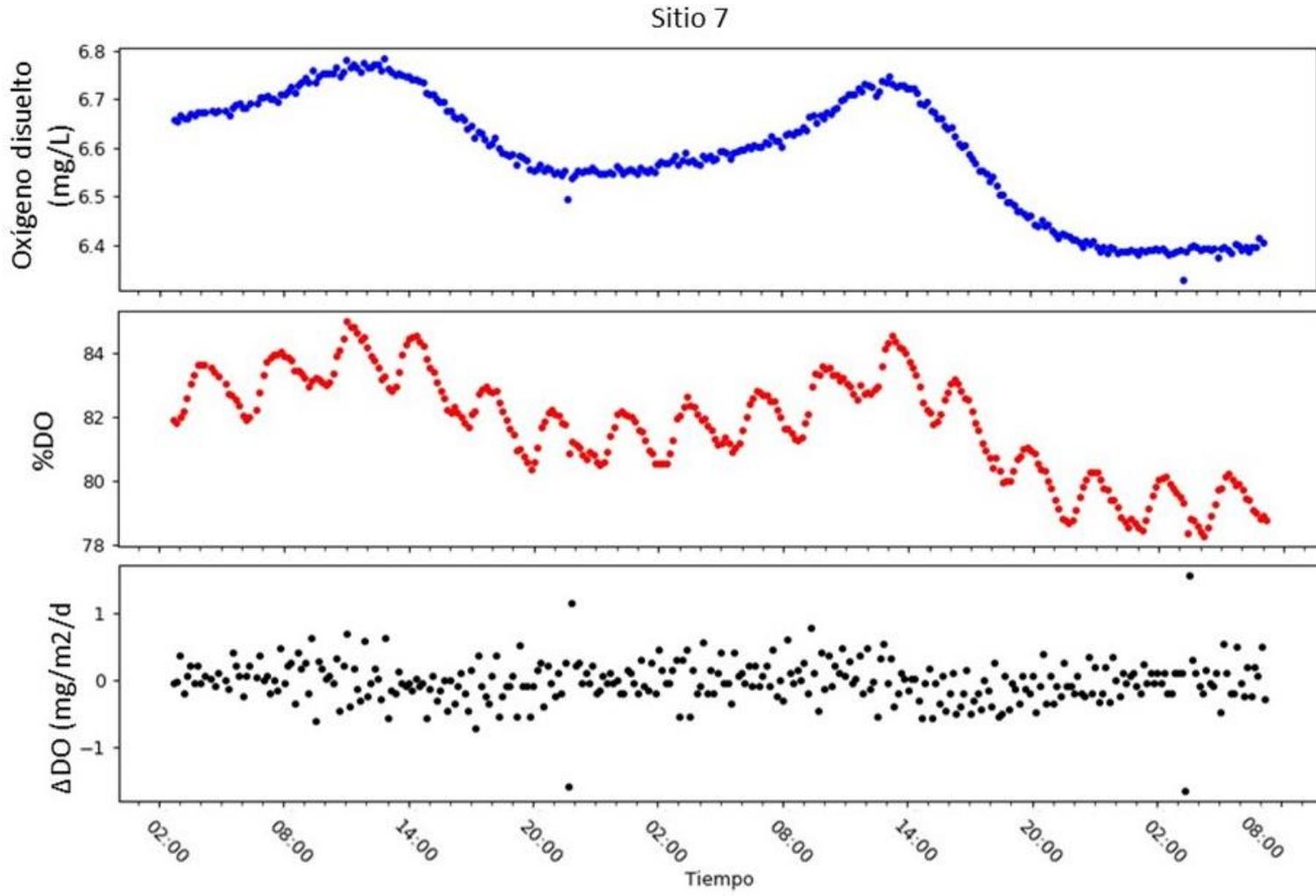


Anexo 2. Oxígeno disuelto en mg/L, porcentaje de oxígeno saturado (%OD) y cambio de oxígeno a través del tiempo (mg/m²/d) de los sitios de muestreo 2, 3, 5, 6 y 7 del sistema de arroyos Ilusión-Machacas-Caoba.









Anexo 3. Modelos lineales generalizados de las variables biológicamente importantes y de mayor significancia estadística con el coeficiente de variación.

Código del modelo	Tipo de modelo ²	Método ³	Modelo ⁴	Distribución (link) ⁵	<i>p</i>	AIC	Devianza	Devianza Residual
Coefficiente de variación día								
M1	MLG	MV	CVd~prof^2:SO4^2+EstHa^2:prof^2+SO4^2:tbd^2	G=Iden	0.2	71.66	91.7%	2744.4
M2	MLG	MV	CVd~EstHa:tbd+prof:SO4	G=Iden	0.004	61.65	97.3%	873.39
M3*	MLG	MV	CVd~EstHa+prof+SO4+tbd	G=Iden	0.08	61.523	98.5 %	484.35
M4	MLG	MV	CVd~PA+EstHa:tbd+prof^2+temp2	G=Iden	0.8	72.91	90.1%	3279.5
Coefficiente de variación noche								
M5	MLG	MV	CVn~NO3+NH4+PO4+tbd	G=Iden	0.6	52.47	96.18%	132.96
M6*	MLG	MV	CVn~NO3^2+NH4^2+PO4^2+tbd^2	G=Iden	0.8	44.114	98.84%	40.277
M7	MLG	MV	CVn~prof:vel+tbd^2:PA^2+temp:SA	G=Iden	0.08	51.45	95.6%	152.94
M8	MLG	MV	CVn~PO4^2+NO3^2:PA^2+PA^2:tbd^2	G=Iden	0.05	50.23	96.3%	128.5
M9	MLG	MV	CVn~tbd^2:SA+EstHa^2:PA^2+PO:vel^2	G=Iden	0.01	52.8	94.6%	185.79

¹Mejor modelo.

²Tipo de modelo: MLG = Modelo lineal generalizado.

³Método: MV = Estimación de máxima verosimilitud (test de la mejor estructura para el modelo)

⁴Modelo: CVd = coeficiente de variación del oxígeno durante el día, CVn = coeficiente de variación del oxígeno durante la noche, OD= oxígeno disuelto, EstHa = estado del hábitat, prof = profundidad, PAS = pastizales naturales, tbd = turbidez, SO4 = sulfato, NH4 = amonio

⁵Distribución: G=Gaussiana, iden = link "identity".



Sofía Alejandra Aguilar Jocol

Tesista



M.Sc. Pavel Ernesto García Soto

Asesor



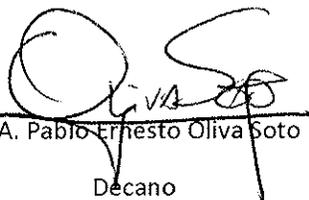
Lic. Claudio Méndez

Revisor



Dr. Sergio Alejandro Melgar

Director



M.A. Pablo Ernesto Oliva Soto

Decano