

## Cambios en el uso del suelo afectan la calidad del agua y la concentración de clorofila en arroyos tropicales

## Land use changes affect water quality and chlorophyll concentration in tropical streams

Aldo Vinicio Hernández Falconi<sup>1</sup>, María Mercedes Castillo<sup>1</sup>, Manuel Mendoza Carranza<sup>1</sup>, Aarón Jarquín Sánchez<sup>1</sup>  
y Rodimiro Ramos Reyes<sup>2</sup>

Recibido: 04 de noviembre de 2022.

Aceptado: 22 de marzo 2023.

Publicado: abril de 2023.

### RESUMEN

**Antecedentes:** En el sureste mexicano, la conversión de bosques hacia usos de suelo agrícola y de pastizales experimentada en las últimas décadas puede afectar el funcionamiento de ríos y arroyos. **Objetivo:** estudiar la influencia del cambio de uso de suelo a diferentes escalas espaciales (cuenca y zona ribereña) sobre la calidad del agua y la clorofila bentónica en arroyos de la sierra de Chiapas y Tabasco. **Métodos:** Se realizaron muestreos mensuales durante 13 meses para medir las variables fisicoquímicas y recolectar muestras para determinar las concentraciones de nutrientes, sólidos suspendidos y clorofila bentónica en ocho arroyos con diferentes tipos de uso de suelo (bosque, pasto, uso mixto) en la cuenca baja del río Grijalva. Se compararon estadísticamente las variables estudiadas entre categorías de uso de suelo y épocas del año, y se analizó la relación entre calidad de agua y el uso del suelo a diferentes escalas. **Resultados:** Los arroyos de bosque presentaron menor temperatura, pH, conductividad y concentraciones de fósforo y clorofila, así como mayor concentración de oxígeno y porcentaje de materia orgánica suspendida que los arroyos de pasto y uso mixto. También se observó menor dispersión temporal en los valores de las variables de los arroyos de bosque a lo largo del año. Se encontró que las variaciones en calidad de agua se asocian a variables a escala de cuenca (bosque, pasto y vegetación secundaria) y zona ribereña (pasto y vegetación secundaria). **Conclusiones:** Cambios en el uso del suelo a escala de cuenca y ribereña pueden afectar la calidad del agua y el funcionamiento de los arroyos en la sierra de Tabasco y Chiapas, por lo que acciones de conservación y restauración, incluyendo reforestación, deben considerar ambas escalas.

**Palabras clave:** Arroyos tropicales, deforestación, Grijalva, nutrientes, zona ribereña

### \*Corresponding author:

María Mercedes Castillo: e-mail:  
mmcastillo@ecosur.mx

### To quote as:

Hernández Falconi, A. V., M. M. Castillo, M. Mendoza Carranza, A. Jarquín Sánchez & R. Ramos Reyes. 2023. Cambios en el uso del suelo afectan la calidad del agua y la concentración de clorofila en arroyos tropicales. *Hidrobiológica* 33 (1): 59-72.

DOI:10.24275/um/itz/dcbs/hidro/2023v33n1/  
Castillo

### ABSTRACT

**Background:** Forest conversion to agriculture and pasture that has occurred in the last decades in southern Mexico can affect the ecological functioning of rivers and streams. **Objective:** to investigate how land use change at different scales (catchment and riparian zone) influences water quality and benthic chlorophyll in streams of the Chiapas and Tabasco mountains. **Methods:** Over a period of 13 months, water physicochemical variables were measured, and samples were collected for the determination of nutrients, suspended solids, and benthic chlorophyll in eight streams encompassing different land use and cover in the Puyacatengo, Pichucalco, and Teapa sub-basins of the Grijalva watershed. The study variables were statistically compared among land use categories and seasons and the relationship with land use at different scales was analyzed. **Results:** Streams draining forested areas showed lower water temperature, conductivity, pH, and phosphorus and benthic chlorophyll concentrations than streams in pasture and mixed land use categories. Forest streams also showed a greater proportion of suspended organic matter and dissolved oxygen concentration than the more disturbed streams. Temporal dispersion of values for stream variables at the forest sites was lower than at pasture and mixed-land use streams. Variation in water quality was related to land use variables at the catchment (forest, pasture, and secondary vegetation) and riparian (pasture and secondary vegetation) scales. **Conclusions:** Land use changes at the catchment and riparian scales can affect water quality and the functioning of streams in the mountains of Tabasco and Chiapas, and thus conservation and restoration actions, including reforestation, must be implemented at both scales.

**Keywords:** Deforestation, Grijalva, nutrients, riparian zone, tropical streams

## INTRODUCCIÓN

A escala global la alteración de la vegetación nativa debido a las actividades antropogénicas es uno de los principales factores que propician la degradación de los ecosistemas de ríos y arroyos (Giri & Qiu, 2016; Su *et al.*, 2016; de Mello *et al.*, 2018). La demanda por los recursos naturales, el suministro de agua, la urbanización y la producción agrícola han intensificado el cambio de uso de suelo que lleva a la conversión de vegetación nativa a usos de suelo antrópico (Rodríguez-Romero *et al.*, 2018; Song *et al.*, 2020). Esta conversión genera cambios en las variables físicas y químicas del agua de ríos y arroyos, que repercuten en la biota acuática y los servicios ambientales que brindan estos ecosistemas (Jujnovsky *et al.*, 2010; Giri & Qiu, 2016).

Los efectos del cambio de uso de suelo en la calidad del agua de los ríos y arroyos son espacialmente heterogéneos y complejos ya que dependen de la escala en la que ocurren (Roth *et al.*, 1996; Allan, 2004; Tanaka *et al.*, 2016). Cambios en la zona ribereña, a escala local (definida como un tramo generalmente menor a 1 km de longitud) o en todo el corredor ribereño a lo largo de la red fluvial, pueden producir alteraciones en los ecosistemas acuáticos diferentes a las producidas por los cambios en el uso de suelo a escala de cuenca o área de drenaje (Allan, 2004). La zona ribereña, que es la interfase de los arroyos con el ambiente terrestre (Lake, 2007), influye sobre la temperatura del agua, la entrada de radiación solar y los aportes de materia orgánica, nutrientes y sedimentos (Studinski *et al.*, 2012; Randhir & Eknnes, 2013). La remoción del bosque ribereño reduce la entrada de material leñoso y hojarasca, incrementa la incidencia de luz debido a la pérdida del dosel arbóreo y provoca un aumento de la temperatura del agua (Tanaka *et al.*, 2016; de Mello *et al.*, 2018). Igualmente, la eliminación de la vegetación ribereña nativa puede generar un aumento en la entrada de nutrientes y sedimentos alóctonos a las aguas (Kuglerová *et al.*, 2014);, además de favorecer la erosión del cauce (Li *et al.*, 2009; Dosskey *et al.*, 2010).

Por otra parte, los cambios en el uso de suelo a escala de la cuenca alteran la superficie de los suelos y su permeabilidad (Lei *et al.*, 2021), repercutiendo en los procesos hidrológicos y generando un aumento en la escorrentía y la disminución en la evapotranspiración e infiltración, que pueden causar un incremento en los fenómenos de inundación, además de disminuir el flujo base del arroyo durante la temporada de secas (Allan, 2004; Ponette-González *et al.*, 2015). La dominancia de agricultura en la cuenca puede generar un aumento en el aporte de sedimentos a los cuerpos de agua debido a la mayor erosión del suelo, lo que resulta en un aumento en la concentración de sólidos suspendidos (Scierra *et al.*, 2008; Glendell & Brazier, 2014). Igualmente, las concentraciones de nutrientes pueden aumentar en los ríos y arroyos debido a la aplicación de fertilizantes en áreas de cultivo (Driscoll *et al.*, 2003; Castillo, 2010). Zonas con otros tipos de uso de suelo como pastizales dedicados a la ganadería también pueden aumentar las concentraciones de fósforo y nitrógeno producto de los desechos generados por el ganado (Aryal *et al.*, 2012). Además, se ha observado que en cuencas con mayor porcentaje de bosque y bajo uso agrícola se presentan altas concentraciones de oxígeno disuelto, disminución de la temperatura, conductividad eléctrica, fósforo total, nitrógeno total y concentraciones de clorofila (Ding *et al.*, 2016).

Las alteraciones del paisaje a escala ribereña y de cuenca pueden generar una mayor disponibilidad de nutrientes y luz, favoreciendo la

actividad de los organismos autótrofos, que se traduce en incremento de la concentración de clorofila y alteración de las entradas de materia orgánica a arroyos y ríos, que pueden afectar las tramas tróficas y la estructura y funcionamiento de las comunidades acuáticas (Sponseller *et al.*, 2001; Iñiguez-Armijos *et al.*, 2018; Espinoza-Toledo *et al.*, 2021). Además, el incremento de nutrientes y concentraciones de clorofila puede generar eutrofización, afectando la biodiversidad acuática y los servicios ecosistémicos de los ecosistemas fluviales como recreación y especialmente el suministro de agua para la población (Suplee *et al.*, 2009; Fetscher *et al.*, 2015; Jarvie *et al.*, 2018).

La influencia relativa de la cobertura vegetal y el uso del suelo a diferentes escalas sobre la calidad de agua es motivo de investigación actual dada la necesidad de definir políticas de manejo y conservación de ríos y arroyos (Shen *et al.*, 2015; Shi *et al.*, 2017; de Mello *et al.*, 2018). Esto es particularmente relevante para las zonas tropicales, donde las tasas de deforestación continúan siendo altas (Armenteras *et al.*, 2017; Seymour & Harris, 2019). En el territorio mexicano el 29% la cobertura de la vegetación nativa desapareció para el año 2011 (Rodríguez-Romero *et al.*, 2018) y esta tendencia prevalece en el sureste del país donde los bosques han presentado una rápida conversión principalmente hacia sistemas agrícolas (Mendoza-Ponce *et al.*, 2019; Bonilla-Moheno & Aide, 2020). Estudios previos en arroyos tropicales en los Altos de Chiapas y en Pichucalco, Chiapas, han reportado una estrecha asociación entre la conversión de bosque a otros usos de suelo (ganadería y agricultura especialmente) con un aumento en las concentraciones de nutrientes, detectándose también cambios en las variables físicoquímicas, sólidos suspendidos y clorofila (Castillo *et al.*, 2012; Espinoza-Toledo *et al.*, 2021). Para comprender mejor la relación entre el uso de suelo y la calidad de agua en sistemas tropicales, se planteó en este estudio el objetivo de determinar cómo influyen los cambios de uso de suelo realizados a diferentes escalas espaciales (cuenca y zona ribereña) sobre algunas variables de calidad del agua y la clorofila bentónica. Para ello se planteó un diseño experimental que considera arroyos tropicales con diferentes usos de suelo que incluyen: a) sistemas con una cobertura de bosque dominante, b) arroyos con una dominancia de pasto y c) arroyos con una mezcla de vegetación secundaria, agricultura y asentamientos humanos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio.** Los arroyos estudiados (orden 3 y 4) se encuentran en las subcuencas de los ríos Puyacatengo, Teapa, y Pichucalco en la Sierra de Tabasco-Chiapas, en la cuenca del río Grijalva en el sur de México. Los arroyos Chiapaneco y La Mina drenan hacia el río Teapa; los arroyos San Pedro, Camaloa, Villareal y Río Blanco se encuentran en la subcuenca del río Pichucalco y los arroyos Mogosha y Ogoiba pertenecen a la subcuenca del río Puyacatengo (Tabla 1, Fig. 1). El clima de la región es cálido húmedo con precipitaciones a lo largo de todo el año (Af) (Geissen *et al.*, 2006). En la subcuenca del río Puyacatengo la temperatura media anual es de 26.9°C con una precipitación anual de 2,563 mm, mientras que en la subcuenca del río Pichucalco, la temperatura media anual es de 25.3°C con una precipitación anual de 4,033.4 mm; la subcuenca del río Teapa presenta una temperatura media anual de 25.2°C y 4,953.7 mm de precipitación por año (INEGI, 2017).

**Tabla 1.** Descripción física de los arroyos pertenecientes a las subcuencas de los ríos Teapa, Pichucalco y Puyacatengo. Se presentan promedios y desviación estándar.

Arroyo	Coordenadas del punto de muestreo	Área de drenaje (km <sup>2</sup> )	Orden	Altitud de punto de muestreo (m.s.n.m)	Ancho del cauce (m)	Profundidad (cm)
<b>Bosque</b>						
Chiapaneco	17.380948° -93.023788°	5.1	3	279	6.6±3.8	20.3±11
La Mina	17.352004° -93.008523°	10.3	3	311	7.7±4	32±15.9
<b>Pasto</b>						
Río Blanco	17.420239° -93.105306°	19.5	4	138	12.3±4.6	42.8±16.1
Mogosha	17.503921° -92.908006°	14.6	4	117	13±5.7	27.7±14.4
Ogoiba	17.517926° -92.932255°	22.8	4	97	14.1±6.9	23.1±11.1
<b>Mixto</b>						
San Pedro	17.449181° -93.168150°	17.2	4	108	21.2±11.9	22.1±11.7
Camaloa	17.483277° -93.116042°	6.4	3	47	8.1±4.1	18.4±9.6
Villareal	17.424913° -93.132317°	10.2	3	100	9.1±4.6	20±9.3

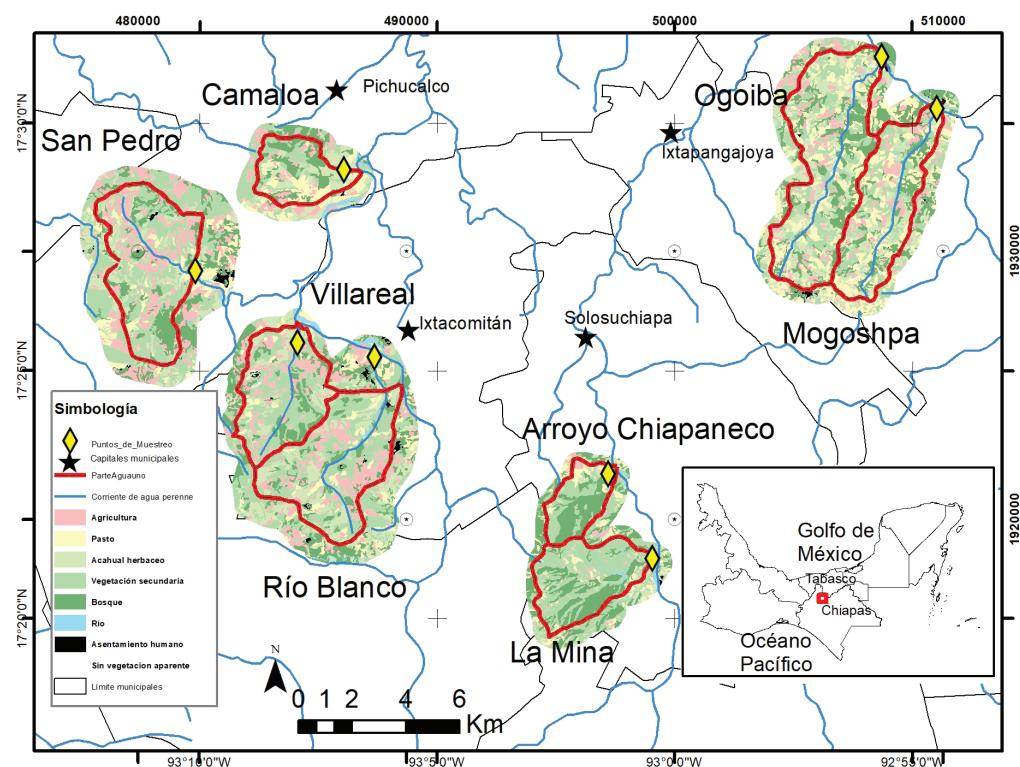


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo y sus áreas de drenaje.

**Uso del suelo.** Las categorías de uso de suelo identificadas alrededor de los arroyos seleccionados fueron bosque, pasto, acahual herbáceo, vegetación secundaria, agricultura, asentamientos humanos y ausencia de vegetación. Para determinar el uso de suelo en los ocho arroyos se utilizaron imágenes Spot del año 2012 por medio del método de digitalización; para corroborar los datos se verificaron a través de series INEGI y mediante el software de Google Earth. Se obtuvieron datos de uso de suelo a escala cuenca (1:50,000) en el área de drenaje aguas arriba del punto de muestreo y a escala del corredor ribereño (1:5,000) con una franja ribereña de 30 metros de cada lado del cauce a lo largo de todos los cauces aguas arriba del punto de muestreo. Este ancho de la franja ribereña se determinó con base en Sweeney y Newbold (2014) quienes estipulan que una franja ribereña de amortiguación mayor a 30 metros de ancho es necesaria para proteger la calidad del agua, hábitat y características bióticas de los arroyos con áreas de drenaje menores a 100 km<sup>2</sup>.

**Variables de calidad del agua y clorofila bentónica.** Mensualmente entre agosto 2013 y agosto 2014, en cada arroyo se muestrearon tres sitios, ubicados en tres rápidos a lo largo de un tramo de 100 metros. En cada sitio se midió la temperatura del agua, conductividad, salinidad, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, concentración de oxígeno disuelto y pH con una sonda multiparamétrica (YSI modelo 556). En cada arroyo se colectaron tres muestras de agua, una por sitio, para determinar nutrientes y sólidos suspendidos. Se seleccionaron a los nitratos como la especie de nitrógeno a evaluar dado que presentan una alta correlación con la proporción de agricultura en la cuenca, a diferencia del amonio (Jordan *et al.*, 1997). Además, en aguas con niveles adecuados de oxígeno disuelto como los arroyos estudiados, prevalece la forma de nitratos (Dodds y Whiles, 2010). Las concentraciones de nitratos se determinaron utilizando el método de reducción por cadmio, fósforo soluble reactivo (SRP) por el método del ácido ascórbico, y fósforo total (P total) mediante una digestión por persulfato (APHA, 2012). Los sólidos suspendidos totales, orgánicos e inorgánicos se analizaron por el método gravimétrico (APHA, 2012).

Para obtener la concentración de clorofila, en cada sitio se eligieron al azar tres rocas de 10 a 20 cm de longitud por arroyo y se cepillaron de la parte superior; el material colectado fue filtrado utilizando un filtro de fibra de vidrio con apertura de poro de 0.7 µm para después analizarlas por el método de extracción en etanol (Nusch, 1980).

**Análisis estadísticos.** Con base en las proporciones del uso de suelo dominante en las diferentes escalas espaciales los arroyos se agruparon en las siguientes categorías: bosque (Arroyo Chiapaneco y La Mina), pasto (Río Blanco, Ogoiba y Mogosha) y uso mixto (San Pedro, Camaloa y Villareal). Los datos de cobertura de suelos de las cuencas y de la franja ribereña de 30 metros fueron analizados con un gráfico de mosaico. Los colores en el mosaico representan el nivel del residuo estandarizado de Pearson para esa celda y combinación de niveles bajo un modelo nulo (Friendly, 1994). El azul significa que hay más observaciones en esa celda de lo esperado bajo el modelo nulo y el rojo que hay menos observaciones de las esperadas. Este análisis se realizó empleando el programa R Core Team versión 4.0.3 (2020).

Para analizar posibles cambios estacionales los datos mensuales fueron agrupados en tres temporadas: secas (febrero a abril 2014), lluvias (agosto 2013, septiembre 2013, mayo 2014, junio 2014 y julio 2014) y nortes (octubre 2013 a enero 2014) de acuerdo con datos del servicio meteorológico nacional (estación 00027024 La Huasteca,

Teapa, Tabasco). Para explorar la influencia de los factores espaciales y temporales en la variación de los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua, nutrientes y clorofila bentónica se realizó un análisis de componentes principales (PCA) a través de la distancia euclíadiana. Se realizó un análisis de varianza de permutación univariado (PERMANOVA) con base en distancias euclidianas para comparar las variables de calidad del agua, nutrientes y clorofila entre las categorías de uso de suelo (bosque, pasto y mixto) y las temporadas (secas, lluvias y nortes), seguidas de comparaciones de pares empleando un análogo de la prueba t (Anderson *et al.*, 2008). Se empleó el método de permutación de residuales bajo el modelo reducido con 9999 permutaciones. Cuando se obtuvieron resultados significativos, se procedió a realizar comparaciones por pares para probar diferencias entre los diferentes niveles de los factores uso de suelo y temporada. Para determinar la relación de los parámetros de calidad del agua con las diferentes categorías del uso de suelo en las diferentes escalas espaciales (cuenca y corredor ribereño) se empleó un análisis canónico de coordenadas principales (CAP), con base en los centroides de las fechas de muestreo para cada sitio. También se calculó el índice multivariado de dispersión (MVDISP) para estimar la variación temporal en cada categoría de uso. Estos análisis se realizaron mediante PRIMER v 7.0 con Permanova (Plymouth Marine Laboratory, UK).

## RESULTADOS

**Uso de suelo en las múltiples escalas.** Los arroyos con áreas de drenaje mayores fueron Ogoiba (22.8 km<sup>2</sup>) y Río Blanco (19.5 km<sup>2</sup>), siendo las menores Arroyo Chiapaneco (5.1 km<sup>2</sup>) y Camaloa (6.4 km<sup>2</sup>) (Tabla 1, Fig. 1). Las cuencas con mayor porcentaje de bosque respecto a otros usos de suelo fueron el Arroyo Chiapaneco y La Mina con 78.93 y 83.43%, respectivamente (Fig. 2). Valores positivos de los residuales de Pearson confirman esta alta proporción. Así mismo, existe una baja proporción de otros tipos de suelo indicados igualmente por valores negativos de los residuales de Pearson (Fig. 2). Los demás sitios, presentaron proporciones de bosque entre 11 y 39%, así como vegetación secundaria entre 14 y 27%. En las cuencas de Río Blanco, Ogoiba y Mogosha se observa una disminución de la cobertura boscosa, la cual es sustituida por otros usos de suelos, entre los más dominantes está el pasto con 36.88, 32.21 y 29.50%, respectivamente (Fig. 2), lo que se sustenta con valores positivos de Pearson. Respecto a las cuencas de San Pedro, Camaloa y Villareal la distribución de usos de suelos es más homogénea sin dominar un tipo en particular; esto lo confirman los valores de residuales del Pearson cercanos a cero (Fig. 2). En la cobertura de suelos a nivel del buffer de 30 m, se observa un patrón similar al observado a nivel de cuenca. Sin embargo, los residuales de Pearson para las cuencas de San Pedro, Camaloa y Villareal indican una distribución más homogénea en los usos de suelo (Fig. 2).

**Calidad del agua y clorofila.** El PCA indica que en los arroyos donde predomina el bosque se relacionan con un mayor porcentaje de materia orgánica suspendida y de saturación de oxígeno disuelto, así como menor temperatura, y menores concentraciones de clorofila, fósforo total y fósforo soluble reactivo (Fig. 3a). En los arroyos de pasto y uso mixto se observa una tendencia a separarse de los arroyos de bosque y al aumento en algunas variables, en particular concentración de clorofila, temperatura, pH y conductividad. Un grupo de muestras de pasto y mixto presentó mayores concentraciones de P total y SRP (Fig. 3a). Las variables porcentaje de saturación de oxígeno disuelto,

clorofila, temperatura, pH, conductividad y porcentaje de materia orgánica presentaron una tendencia a aumentar durante la época de lluvias, mientras que en la época de nortes se incrementaron los nitratos y los sólidos suspendidos totales; por otra parte, la época de secas presenta un patrón superpuesto con las temporadas de lluvias y nortes (Fig. 3b).

Los resultados de la PERMANOVA confirman lo observado en el PCA. Los arroyos en la categoría de bosque presentaron menor temperatura que aquellos en pasto y mixto ( $p < 0.001$ , Tabla 2), y ésta fue significativamente mayor en la temporada de lluvias y menor en la temporada de nortes ( $p < 0.001$ ).

El pH promedio varió entre  $8.19 \pm 0.16$  (La Mina, bosque) y  $8.64 \pm 0.13$  (Río Blanco, pasto) entre los arroyos estudiados. El pH fue significativamente menor en los sitios de bosque que en pasto o uso mixto ( $p < 0.004$ ), presentando una tendencia a disminuir en nortes respecto a las otras temporadas ( $p < 0.002$ ).

La conductividad varió entre un promedio de  $106.72 \pm 11.40 \mu\text{S cm}^{-1}$  (Ogoiba, pasto) y  $470.92 \pm 137.36 \mu\text{S cm}^{-1}$  (San Pedro, uso mixto). Los arroyos en la categoría uso mixto ( $329.28 \pm 149.63 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) presentaron una mayor conductividad que en pasto ( $233.26 \pm 153.24 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) y bosque ( $150.63 \pm 31.59 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) ( $p < 0.001$ , Tabla 2). La conductividad fue significativamente mayor en la temporada de secas y menor en la temporada de nortes ( $p < 0.002$ ).

La concentración promedio de oxígeno disuelto estuvo en el rango de  $7.93 \pm 0.28 \text{ mg L}^{-1}$  (San Pedro, uso mixto) a  $8.45 \pm 0.35 \text{ mg L}^{-1}$  (Arroyo Chiapaneco, Bosque). En nortes y secas, las concentraciones fueron mayores en bosque que en pasto o uso mixto ( $p < 0.008$ , Tabla 2). La concentración en los sitios de bosque fue significativamente mayor en secas que en las otras temporadas ( $p=0.001$ ), mientras

que no hubo diferencias significativas entre temporadas en los sitios más perturbados ( $p < 0.673$ ). El porcentaje de saturación de oxígeno promedio estuvo entre  $89.65 \pm 25.85 \%$  (Río Blanco, pasto) y  $98.26 \pm 7.86 \%$  (Ogoiba, pasto). Se observaron valores más altos en pasto que en uso de suelo mixto ( $p < 0.002$ ) y en bosque ( $p < 0.001$ ) en la temporada de lluvias (Tabla 2). En los sitios de bosque, la saturación fue significativamente mayor en la temporada de secas que en lluvias o nortes ( $p < 0.001$ ), mientras que en los sitios de pasto y uso mixto se incrementaron los porcentajes en lluvias ( $p < 0.008$ ).

Las concentraciones de fósforo soluble reactivo (SRP) variaron entre  $15.15 \pm 6.71 \mu\text{g L}^{-1}$  (Río Blanco, pasto) y  $54.47 \pm 29.88 \mu\text{g L}^{-1}$  (Camaloa, uso mixto) (Tabla 3). El fósforo soluble reactivo fue significativamente menor ( $p=0.001$ ) en los arroyos de bosque ( $18.55 \pm 8.41 \mu\text{g L}^{-1}$ ) que en los de pasto ( $29.52 \pm 19.47 \mu\text{g L}^{-1}$ ) y uso mixto ( $31.69 \pm 24.81 \mu\text{g L}^{-1}$ ), aumentando en la temporada de secas y disminuyendo en las temporadas de nortes ( $p < 0.041$ ) y de lluvias ( $p < 0.005$ ). La concentración de fósforo total varió entre  $39.24 \pm 45.82 \mu\text{g L}^{-1}$  (Arroyo Chiapaneco, bosque) y  $303.10 \pm 627.17 \mu\text{g L}^{-1}$  (San Pedro, uso mixto). Los arroyos de bosque presentaron menores concentraciones que los sitios de pasto y uso mixto en las temporadas de secas y lluvias ( $p < 0.028$ , Tabla 2). El fósforo total en los sitios de uso mixto y pasto fue significativamente mayor en la temporada de secas ( $p < 0.017$ ), mientras que en los sitios de bosque fue significativamente mayor en la temporada de nortes y secas que en la temporada de lluvias ( $p < 0.002$ ).

La concentración de nitratos varió entre  $120.90 \pm 75.05 \mu\text{g L}^{-1}$  (La Mina, Bosque) y  $250.57 \pm 83.41 \mu\text{g L}^{-1}$  (Camaloa, uso mixto). Se observó un aumento en las temporadas de nortes ( $p < 0.001$ ) y secas ( $p < 0.001$ ) respecto a la temporada de lluvias. No se observaron diferencias significativas en las categorías de uso de suelo.

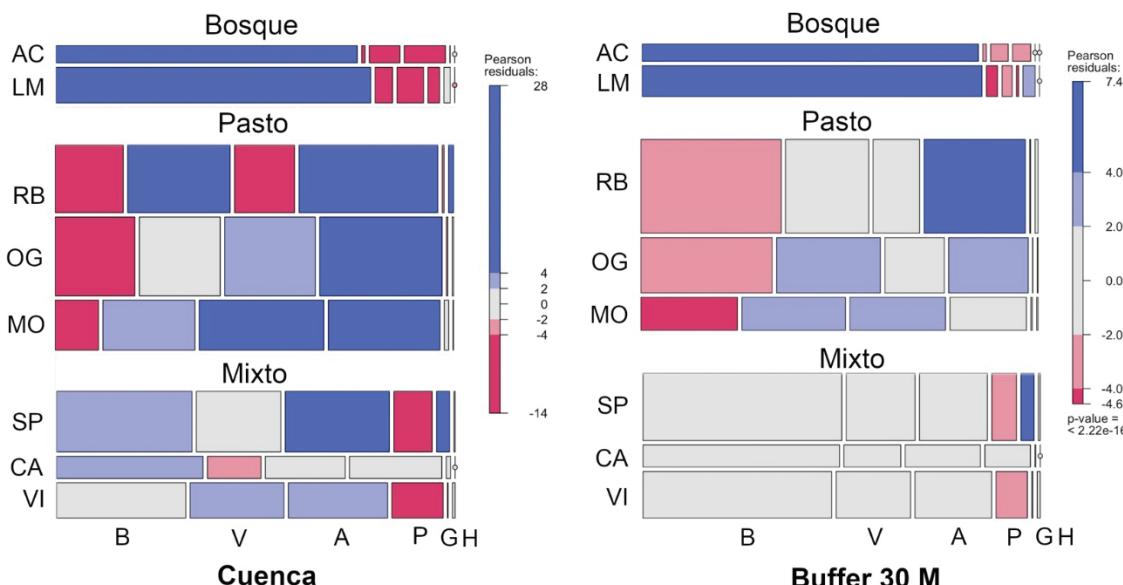


Figura 2. Gráfico de mosaico de usos de suelo a nivel de cuenca y franja ribereña de 30 metros. AC- Arroyo Chiapaneco, LM - La Mina, RB – Río Blanco, OG – Ogoiba, MO – Mogosha, SP – San Pedro, CA – Camaloa, VI – Villareal, B -Bosque, V – Vegetación secundaria A- Acahual Herbáceo, P – Pasto, G – Agricultura – H – Asentamiento Humano.

**Tabla 2.** Variables de calidad del agua y concentración de clorofila *a* de los arroyos estudiados. Se presentan promedio y desviación estándar para cada categoría de uso de suelo y temporada.

	Bosque			Mixto			Pastizal		
	Secas	Lluvias	Nortes	Secas	Lluvias	Nortes	Secas	Lluvias	Nortes
Temperatura (°C)	21.13 ± 1.38	24.29 ± 0.68	20.38 ± 1.7	23.82 ± 1.2	25.74 ± 1.68	22.76 ± 2.47	24.2 ± 1.23	26.01 ± 1.54	22.64 ± 1.51
pH	8.3 ± 0.12	8.33 ± 0.15	8.13 ± 0.13	8.55 ± 0.06	8.5 ± 0.19	8.36 ± 0.14	8.67 ± 0.19	8.65 ± 0.16	8.31 ± 0.24
Conductividad (µS cm <sup>-1</sup> )	157.28 ± 22.19	159.4 ± 28.37	124.79 ± 26.12	356.48 ± 214.14	328.56 ± 107.69	282.81 ± 102.3	267.11 ± 200.95	238.64 ± 121.55	172.22 ± 72.1
Oxígeno disuelto (mg L <sup>-1</sup> )	8.82 ± 0.31	8.08 ± 0.3	8.44 ± 0.18	8.18 ± 0.96	7.96 ± 0.38	8.1 ± 0.36	7.97 ± 1.11	8.16 ± 0.36	8.21 ± 0.18
Saturación de oxígeno (%)	99.19 ± 4.07	96.52 ± 2.71	93.63 ± 3.79	96.98 ± 11.85	97.68 ± 4.5	94.24 ± 2.87	95.2 ± 13.84	100.76 ± 4.21	87.87 ± 24.17
SRP (µg L <sup>-1</sup> )	17.21 ± 5.53	14.79 ± 3.73	23.52 ± 12.17	43.68 ± 40.15	30.12 ± 20.85	27.15 ± 10.67	39.1 ± 29.32	24.27 ± 16.95	28.74 ± 7.57
Fósforo total (µg L <sup>-1</sup> )	27.76 ± 10.86	19.18 ± 5.27	81.27 ± 104.25	429.66 ± 779.88	76.07 ± 133.46	117.2 ± 138.6	175.05 ± 269.25	30.19 ± 17.05	66.31 ± 73.18
N-Nitratos (µg L <sup>-1</sup> )	191.98 ± 81.61	106.11 ± 49.74	171.29 ± 40.86	192.76 ± 110.15	147.87 ± 79.92	214.36 ± 78.13	222.68 ± 156.36	98.34 ± 63.15	197.57 ± 59.35
SST (mg L <sup>-1</sup> )	4.04 ± 6.78	3.23 ± 2.59	100.16 ± 186.62	2.63 ± 1.75	49.8 ± 126.77	385.96 ± 1040.9	2.44 ± 2.68	6.08 ± 6.15	94.63 ± 192.37
Materia orgánica (%)	36.82 ± 22.22	40.9 ± 27.39	26.69 ± 11.52	21.43 ± 14.19	16.95 ± 13.66	9.03 ± 4.68	18.68 ± 10.6	24.51 ± 15.58	11.22 ± 8.6
Clorofila <i>a</i> (mg m <sup>-2</sup> )	22.81 ± 21.45	53.59 ± 46.63	17.61 ± 29.7	238.64 ± 425.72	171.78 ± 251.48	21.82 ± 32.98	88.17 ± 136.78	134.32 ± 160.09	5.18 ± 10.15

Notas: SRP, fósforo soluble reactivo; SST, sólidos suspendidos totales

La concentración de sólidos suspendidos promedio estuvo en el rango de  $8.61 \pm 19.15 \text{ mg L}^{-1}$  (Ogoiba, pasto) y  $377.36 \pm 1045.21 \text{ mg L}^{-1}$  (San Pedro, uso mixto). Los arroyos en la categoría de uso de suelo mixto ( $138.78 \pm 600.65 \text{ mg L}^{-1}$ ) presentaron mayor concentración de sólidos suspendidos totales que los arroyos de pasto ( $32.35 \pm 113.68 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $p < 0.001$ ) y de bosque ( $33.07 \pm 111.54 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $p < 0.001$ ), mientras que no hubo diferencias entre pasto y bosque ( $p < 0.153$ ). La concentración fue significativamente mayor en la temporada de nortes que en las temporadas de lluvias ( $p < 0.001$ ) y secas ( $p < 0.001$ ).

El porcentaje de materia orgánica en los sólidos suspendidos varió entre  $12.48 \pm 10.58 \%$  (San Pedro, uso mixto) y  $42.59 \pm 26.24 \%$  (La Mina, bosque), siendo significativamente más alto ( $p < 0.001$ ) en los arroyos de bosque ( $37.55 \pm 24.23\%$ ) que en pasto ( $19.27 \pm 14.59\%$ ) y uso mixto ( $16.21 \pm 13.27\%$ ). El porcentaje fue significativamente mayor en la temporada de lluvias y secas que en la temporada de nortes ( $p < 0.001$ ).

La concentración de clorofila promedio varió más de 10 veces entre  $24.49 \pm 26.30 \text{ mg m}^{-2}$  (Arroyo Chiapaneco, bosque) y  $250.29 \pm 423.44$

$\text{mg m}^{-2}$  (Camaloa, uso mixto), siendo significativamente mayor en sitios de uso de suelo mixto ( $176.62 \pm 331.03 \text{ mg m}^{-2}$ ) y pasto ( $81.75 \pm 131.92 \text{ mg m}^{-2}$ ) que en los sitios de bosque ( $59.39 \pm 124.93 \text{ mg m}^{-2}$ ,  $p < 0.003$ ). La concentración de clorofila aumentó en la temporada de lluvias y secas respecto a nortes ( $p < 0.001$ ).

El análisis CAP muestra diferencias entre los arroyos de bosque con respecto a los de pasto y mixto (Fig. 4), explicando un 76.6% de la variabilidad. Estas diferencias se correlacionan con el porcentaje de bosque (79.5%), vegetación secundaria (50.3%) y uso agrícola (37%) en la cuenca y proporción de vegetación secundaria (43.8%) y pasto (40.7%) en la franja ribereña. El porcentaje de bosque en la cuenca se relacionó principalmente con la calidad del agua en los sitios de bosque mientras que el resto de las variables se relacionaron con los sitios más perturbados. La dispersión entre los valores de las variables de los arroyos fue mayor en los sitios de uso mixto (1.25) y pasto (1) que en los sitios de bosque (0.25).

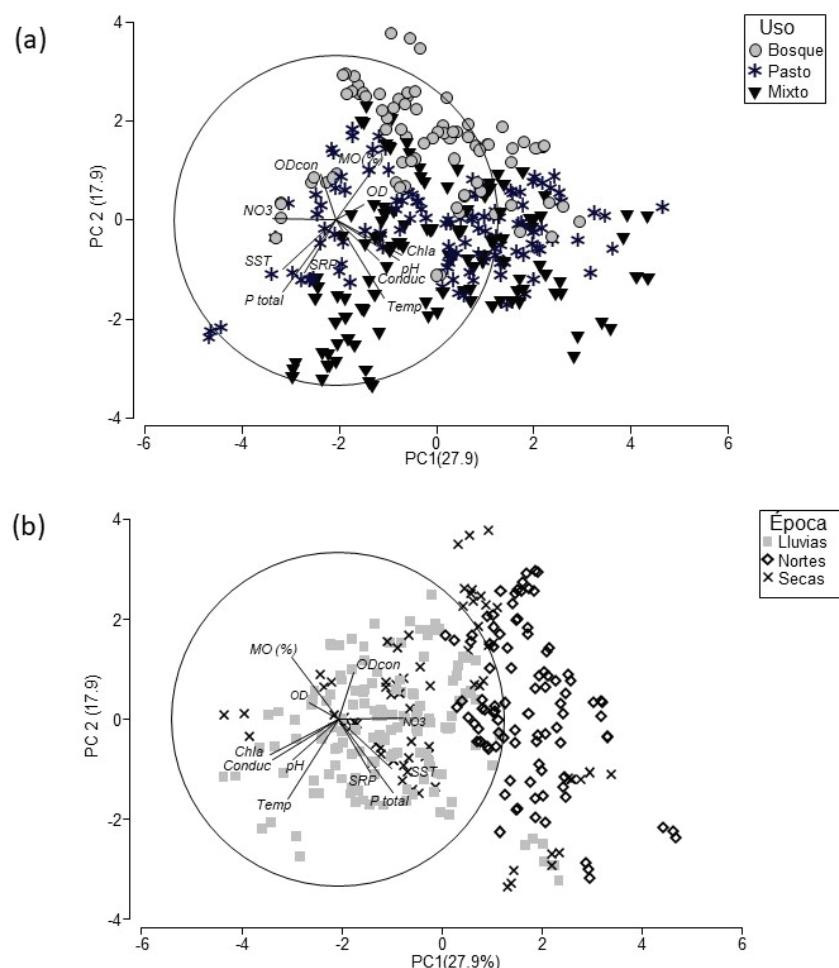


Figura 3. Análisis de componentes principales por (a) categorías de uso de suelo Bosque, Mixto y Pasto y por (b) época (Lluvias, nortes y secas). Temp = Temperatura, Conduc=Conductividad, ODcon, concentración de oxígeno disuelto, OD= porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, PT= Fosforo total, NO3=Nitratos, SRP= Fosforo soluble reactivo, SST=Sólidos suspendidos totales, Chl a = Clorofila a, M0% = Porcentaje de materia orgánica en los sólidos suspendidos totales.

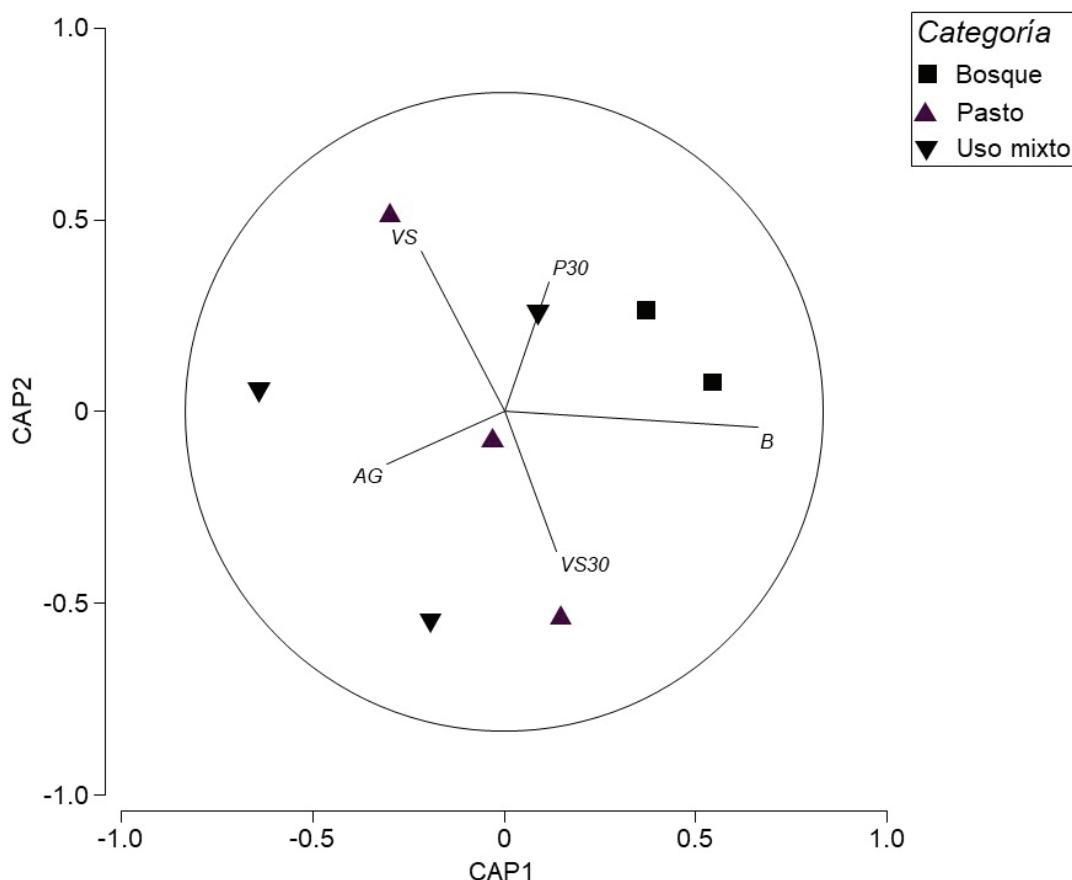


Figura 4. Análisis Canónico de Coordenadas Principales (CAP) de centroides de los arroyos calculados a lo largo de muestras periódicas. Las variables predictoras de uso de suelo se correlacionan con los centroides de los arroyos, las cuales se muestran como vectores. Las variables correlacionadas AG = Agricultura escala cuenca, B = Bosque cuenca, VS = Vegetación secundaria. P30 = Pasto en la franja ribereña de 30 metros, VS30 = Vegetación secundaria en la franja de 30 metros. El círculo indica el valor máximo del coeficiente para cada vector dado.

## DISCUSIÓN

La pérdida de áreas de bosque en la zona ribereña y en la cuenca, principalmente por su conversión a áreas de pasto y agricultura, afectan a la calidad de agua y la concentración de clorofila en los arroyos estudiados. Tanto los resultados de PCA como de la PERMANOVA muestran que las variables de calidad de agua de los sitios más perturbados tienden a desviarse de lo observado en los arroyos de bosque y que estos cambios están relacionados con variables de uso del suelo a escala de cuenca y zona ribereña. Las diferencias más marcadas se observaron en algunas variables fisicoquímicas (e.g. temperatura, conductividad, oxígeno disuelto y pH), así como en las concentraciones de fósforo y clorofila y el contenido de materia orgánica de los sólidos suspendidos.

La remoción de bosque de la zona ribereña de los arroyos de pasto y mixto probablemente explica el aumento de la temperatura del agua, producto del incremento en la incidencia de radiación solar sobre el cauce de los ríos (Lorion & Kennedy, 2009; Studinski *et al.*, 2012; Taniguchi *et al.*, 2019). Aunque la temperatura del agua es afectada por la sombra de la vegetación ribereña presente a lo largo del cauce por distancias que van de cientos de metros a varios kilómetros (Allan, 2004),

la cobertura vegetal de la cuenca también puede afectar la temperatura (Macedo *et al.*, 2013). Incrementos en la temperatura del agua, pueden disminuir los niveles de oxígeno y, por lo tanto, afectar a la biota acuática (Tanaka *et al.*, 2016).

El incremento en el pH en los arroyos más perturbados puede asociarse a tasas de productividad primaria más elevadas, producto de una menor cobertura arbórea ya que el proceso de fotosíntesis remueve el dióxido de carbono presente en el agua, aumentando el pH (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008; Figueiredo *et al.*, 2010). Por otra parte, en la temporada de nortes el pH fue menor en los sitios de bosque debido a que puede existir una mayor entrada de materia orgánica alótropa producto de las precipitaciones, formando ácidos orgánicos que disminuyen el pH (Allan *et al.*, 2021).

Así como se observó en los arroyos estudiados, un incremento en la conductividad ha sido reportado en arroyos que drenan áreas deforestadas o con dominancia de pasto y donde además el bosque ribereño ha sido alterado (Figueiredo *et al.*, 2010; de Souza *et al.*, 2013; Iñiguez-Armijos *et al.*, 2018; Espinoza-Toledo *et al.*, 2021). Esto puede estar relacionado con una mayor lixiviación de solutos al eliminar la

vegetación arbórea de la cuenca, la ausencia del efecto filtrador del bosque ribereño y la presencia de fuentes de contaminación difusa provenientes de los desechos del ganado (Williams & Melack, 1997; Neill *et al.*, 2006; Shilla & Shilla, 2011; Figueiredo *et al.*, 2010). Además, se ha observado que los suelos en áreas de pasto continúan perdiendo cationes, décadas después de ocurrida la deforestación (Germer *et al.*, 2009).

Las mayores concentraciones de oxígeno disuelto en sitios de bosque, a diferencia de pasto y uso mixto, pueden deberse a que la cobertura arbórea regula la temperatura, manteniendo valores menores y en consecuencia mayores concentraciones de oxígeno disuelto (Neill *et al.*, 2001; Deegan *et al.*, 2011). La conversión de bosques ribereños hacia sistemas agrícolas o de pasto, genera una reducción en las concentraciones de oxígeno disuelto debido a las altas temperaturas del agua y la descomposición de materia orgánica producto de un aumento de la biomasa de las algas y plantas acuáticas (Encalada *et al.*, 2010; de Mello *et al.*, 2018). Por el contrario, otros estudios señalan que los sitios de pasto pueden presentar mayores concentraciones de oxígeno disuelto, probablemente debido a mayores tasas de productividad primaria dada la baja cobertura arbórea en la zona ribereña (Espinoza-Toledo *et al.*, 2021). Asimismo, las mayores concentraciones de oxígeno y porcentaje de saturación observadas en la temporada de lluvias pueden deberse al incremento de la capacidad de mezcla de oxígeno ambiental como consecuencia de las precipitaciones relacionadas a un aumento de la turbulencia, además de una disminución de la temperatura (de Mello *et al.*, 2018; dos Reis Oliveira *et al.*, 2019). Es necesario destacar que todos los arroyos estudiados presentaron concentraciones y porcentajes de saturación de oxígeno mayores a  $8 \text{ mg L}^{-1}$  y 89.6% ubicándose muy por encima de valores limitantes para peces y macroinvertebrados (Allan *et al.*, 2021), lo cual puede sugerir que no reciben entradas importantes de agua residuales o afluentes muy contaminados, y que los cambios observados en el uso del suelo aún no tienen un fuerte impacto sobre esta variable (Li *et al.*, 2009).

Las concentraciones más altas de SRP y P total en los arroyos de pasto y uso mixto puede deberse a fuentes de contaminación como la agricultura y la actividad ganadera o a las descargas de aguas residuales domésticas. Existen estudios en la región que documentan concentraciones más altas de fósforo en arroyos que drenan pastizales y zonas agrícolas en comparación con áreas de bosque, lo que puede estar relacionado con el aporte de desechos del ganado y la aplicación de fertilizantes (Salazar Conde *et al.*, 2004; Aryal *et al.*, 2012; Castillo *et al.*, 2012). Igualmente, las mayores concentraciones de fósforo encontradas en la temporada de secas en los arroyos más perturbados pueden indicar entradas puntuales de contaminación que son más evidentes durante este periodo (Castillo 2010).

La concentración de nitratos no presentó diferencias significativas entre las categorías de uso de suelo; sin embargo, estudios previos indican que puede presentarse una mayor concentración en los arroyos tropicales de bosque que en pasto debido a la mayor mineralización de nitrógeno y a la nitrificación en los suelos de áreas boscosas (Neill *et al.*, 2001; Castillo, 2010). Además, se ha reportado que áreas con pasto pueden ser un sumidero para los nitratos en suelos tropicales (Germer *et al.*, 2009). En la región estudiada, Espinoza-Toledo *et al.* (2021) observaron concentraciones menores de nitratos en arroyos de pasto, lo cual puede deberse a la asimilación de estos compuestos por el aumento de la biomasa de las algas bentónicas en la temporada de

secas. Por otra parte, concentraciones más altas de nitratos en arroyos drenando áreas con pasto y agricultura también han sido reportadas, probablemente relacionado con la aplicación de fertilizantes y los desechos del ganado (Vidon *et al.*, 2008; Shilla & Shilla, 2011; Castillo *et al.*, 2012). Es probable, que en los arroyos estudiados la mayor concentración de nitratos esperada en áreas de bosque haya sido alcanzada por los arroyos de pasto y uso mixto debido a los aportes de nitrógeno producto de actividades antrópicas, resultando en concentraciones similares de esta forma de nitrógeno.

En la concentración de sólidos suspendidos, no se observó una diferencia tan marcada entre los arroyos de bosque y los más perturbados, ya que solo los arroyos de uso mixto presentaron mayor concentración que los de bosque; esto es producto de los altos valores en la temporada de nortes del arroyo San Pedro, que además presenta el mayor porcentaje de uso de suelo agrícola en zonas de pendiente, lo que puede favorecer la erosión del suelo (Glendell & Brazier, 2014). Además, los arroyos de bosque presentaron valores más altos de materia orgánica lo cual puede estar asociado a las entradas de hojarasca y material leñoso provenientes del bosque ribereño, que pueden verse disminuidas en los arroyos más perturbados por la deforestación de la zona ribereña (Wild *et al.*, 2019; Espinoza-Toledo *et al.*, 2021). El mayor porcentaje observado en la temporada de secas puede estar asociado a la caída de las hojas de los árboles que ocurre principalmente en esta temporada en zonas tropicales (Zhang *et al.*, 2014), y que son arrastradas hacia los cauces por acción del viento o la escorrentía al inicio de las lluvias, generando un aumento en la materia orgánica particulada durante ese periodo (Bambi *et al.*, 2017; Tonin *et al.*, 2017).

La mayor concentración de clorofila bentónica observada en los arroyos de pasto y uso mixto son una respuesta a la mayor disponibilidad de luz por pérdida de cobertura vegetal y nutrientes por lixiviación (Davies *et al.*, 2008; Lorion & Kennedy, 2009; Vázquez *et al.*, 2011). Las menores concentraciones se reportaron en las temporadas de nortes, lo cual puede deberse a la mayor concentración de sólidos suspendidos y corriente, que pueden disminuir la biomasa de algas bentónicas durante periodos de mayor precipitación (Allan *et al.*, 2021). Aunque no hay criterios definidos para clasificar el estado trófico de los arroyos, de acuerdo a lo sugerido por Dodds *et al.* (1998) los arroyos de uso mixto y de pasto podrían considerarse como eutróficos, lo cual puede tener efectos sobre la biota acuática (Dodds, 2006); además, los niveles de clorofila medidos durante la temporada de secas superaron los valores de  $100 - 200 \text{ mg m}^{-2}$ , a partir de los cuales los arroyos pueden ser menos atractivos para fines recreativos y estéticos (Dodds, 2006; Suplee *et al.*, 2009).

Basados en las medidas de dispersión como indicador de variación a lo largo de las temporadas, se puede afirmar que existe una mayor estabilidad temporal en los parámetros fisicoquímicos de los arroyos asociados con bosque, lo cual ha sido reportado para otros arroyos y ríos tropicales con poca perturbación (Lewis, 1986; Lewis *et al.*, 1986; Castillo *et al.*, 2012), sugiriendo que las concentraciones de nutrientes y otros solutos son más estables a lo largo del año en sitios con baja presión antrópica, lo que puede estar relacionado con los cambios en las fuentes de solutos y en la hidrología (Germer *et al.*, 2009).

Los arroyos de bosque presentaron características como menor temperatura, conductividad, pH, concentraciones de fósforo y clorofila, y mayor concentración de oxígeno disuelto y porcentaje de materia orgánica respecto a los arroyos de pasto y uso mixto, lo cual coincide

con otros estudios que han reportado cambios similares (Figueiredo *et al.*, 2010; Tanaka *et al.*, 2016; Espinoza-Toledo *et al.*, 2021), sugiriendo la utilidad de estas variables para detectar los efectos de los cambios antrópicos. La remoción parcial del bosque en la cuenca y en la zona ribereña observada en los arroyos de pasto y uso mixto, puede generar alteraciones en la calidad de agua, y confirma que la conservación de la vegetación nativa tiene impactos positivos sobre la calidad de hábitat de los arroyos (Castillo *et al.*, 2012).

Los resultados de esta investigación enfatizan la importancia de mantener una proporción alta de bosque en el área de drenaje para preservar la calidad del agua y la biodiversidad acuática (Iñiguez-Armijos *et al.*, 2014; Jayawardana *et al.*, 2017; de Mello *et al.*, 2018). Cuando en una cuenca no es factible preservar grandes extensiones de bosque, se recomienda conservar al menos los bosques ribereños ya que contribuyen al buen funcionamiento de los arroyos (Iñiguez-Armijos *et al.*, 2014; de Mello *et al.*, 2018; Figueiredo *et al.*, 2020). Contrario a los arroyos rodeados de bosque, los arroyos rodeados de pasto y vegetación secundaria, y con mayor proporción de agricultura y pastizal en la franja ribereña de 30 metros y a nivel de cuenca, presentan marcados cambios en la calidad del agua.

Los efectos del cambio de uso de suelo son muy heterogéneos y operan a diferentes escalas espaciales (Allan *et al.*, 1997). Existen estudios que destacan el mayor impacto de las actividades que se desarrollan en la escala de cuenca sobre la calidad de agua (Johnson *et al.*, 2001; Sun *et al.*, 2013), aunque otros mencionan la importancia de la zona ribereña (Huang *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2021). Debido a esta controversia, el presente estudio abordó los efectos de los cambios en el uso de suelo sobre la calidad del agua desde una perspectiva multi escala considerando la cuenca o área de drenaje y la zona ribereña, encontrando que ambas escalas influyen sobre la calidad del agua y la clorofila. Esto sugiere que para promover mejoras en la calidad del agua se deben emprender acciones en ambas escalas. Para ello es indispensable tomar medidas que busquen preservar la cobertura arbórea o reforestarla en el área de drenaje, ya que ha demostrado ser una herramienta importante para disminuir la degradación de la calidad del agua causado por la conversión a pastos y agricultura (Tanaka *et al.*, 2016; de Mello *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2020). Además, la aplicación de mejores prácticas de manejo en áreas agrícolas y zonas de pasto como reducción en la aplicación de fertilizantes, manejo de estiércol, uso de franjas filtrantes, entre otros, pueden contribuir a reducir la entrada de nutrientes y otros solutos a los cuerpos de agua (Lintern *et al.*, 2020). Por otra parte, acciones a escala de la zona ribereña como conservar o restaurar la vegetación nativa en una zona de amortiguación a ambos lados del cauce pueden implementarse para evitar la erosión del suelo y disminuir la entrada de contaminantes transportados a los ríos o arroyos y el crecimiento excesivo de algas (Stewart *et al.*, 2001; Li *et al.*, 2009; Hutchins *et al.*, 2010; Xu *et al.*, 2021). Para esto es necesario involucrar a diferentes actores como productores, autoridades municipales y estatales y organizaciones ambientales en la planeación de la cuenca con la finalidad de co-diseñar e implementar acciones que permitan conservar la calidad del agua (Bosch *et al.*, 2012; Kalcic *et al.*, 2015).

En conclusión, los arroyos de pasto como los de uso mixto presentaron una disminución en calidad del agua, al compararlos con los sitios de bosque y estas diferencias están relacionadas con el uso de suelo tanto a escala de cuenca como de la zona ribereña. Estos cambios pue-

den tener impactos para el ecosistema fluvial al alterar la composición de las comunidades acuáticas y generar procesos como eutrofización y pérdida de la biodiversidad, además de alterar los servicios ecosistémicos que proveen los arroyos. La alta tasa de deforestación en el sur de México es una problemática latente, que tiene impactos negativos en la calidad del agua de los arroyos y por ello se requiere diseñar y aplicar medidas de conservación y restauración de la vegetación nativa, así como mejores prácticas de manejo para conservar la integridad de estos ecosistemas.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Alejandra Lázaro por su apoyo en el trabajo de campo y laboratorio y a los dueños de los terrenos por permitirnos el acceso a los sitios de muestreo. A El Colegio de la Frontera Sur, especialmente la unidad de Villahermosa y al CONACYT por el apoyo otorgado para la realización de este trabajo (Beca de maestría para el primer autor). Este proyecto fue financiado por el proyecto FOMIX TAB-2011-C24-166182.

## REFERENCIAS

- ALLAN, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 257-284. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- ALLAN, J. D., M.M. CASTILLO & K. A. CAPP. 2021. *Stream ecology: Structure and function of running waters* (3ra ed.). Springer, Cham. 483 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>
- ALLAN, J. D., D. L. ERICKSON & J. FAY. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37 (1): 149-161. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1997.001-546.x
- ANDERSON, M. J., R. N. GORLEY & K. R. CLARKE. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth. 214 pp
- APHA. 2012. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23ra ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, D.C. 1796 p
- ARMENTERAS, D., J. M. ESPELTA, N. RODRÍGUEZ & J. RETANA. 2017. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980-2010). *Global Environmental Change* 46 (September): 139-147. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002
- ARYAL, D. R., V. GEISSEN, A. PONCE-MENDOZA, R.R. RAMOS-REYES & M. BECKER. 2012. Water quality under intensive banana production and extensive pastureland in tropical Mexico. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175 (4): 553-559. DOI: 10.1002/jpln.201100117
- BAMBI, P., R. DE SOUZA REZENDE, M. J. FEIO, G. F. M. LEITE, E. ALVIN, J. M. B. QUINTÃO, F. ARAÚJO & J. F. GONÇALVES JÚNIOR. 2017. Temporal and spatial patterns in inputs and stock of organic matter in savannah streams of Central Brazil. *Ecosystems* 20 (4): 757-768. DOI: 10.1007/s10021-016-0058-z

- BONILLA-MOHENO, M. & T. M. AIDE. 2020. Beyond deforestation: Land cover transitions in Mexico. *Agricultural Systems* 178 (February 2020): 102734. DOI: 10.1016/j.agsy.2019.102734
- BOSCH, D., J. PEASE, M. L. WOLFE, C. ZOBEL, J. OSORIO, T.D. COBB & G. EVAN-YLO. 2012. Community DECISIONS: Stakeholder focused watershed planning. *Journal of Environmental Management* 112 (February 2022): 226-232. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.07.031
- CASTILLO, M. M. 2010. Land use and topography as predictors of nutrient levels in a tropical catchment. *Limnologica* 40 (4): 322-329. DOI: 10.1016/j.limno.2009.09.003
- CASTILLO, M. M., H. MORALES, E. VALENCIA, J. J. MORALES & J. J. CRUZ-MOTTA. 2012. The effects of human land use on flow regime and water chemistry of headwater streams in the highlands of Chiapas. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 407: 09. DOI: 10.1051/kmae/2013035
- DAVIES, P. M., S. M. BUNN & S. HAMILTON. 2008. Primary production in tropical streams and rivers. In Dudgeon, D. (Ed.), *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, pp. 23-42.
- DE MIELLO, K., R. A. VALENTE, T. O. RANDHIR, A. C. A. DOS SANTOS & C. A. VETTORAZZI. 2018. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena* 167: 130-138. DOI: 10.1016/j.catena.2018.04.027
- DE SOUZA, A. L. T. D., D. G. FONSECA, R. A. LIBÓRIO & M. O. TANAKA. 2013. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 298: 12-18. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.02.022
- DEEGAN, L. A., C. NEILL, C. L. HAUPERT, M. V. R. BALLESTER, A. V. KRUSCHE, R. L. VICTORIA, S. M. THOMAS & E. DE MOOR. 2011. Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger rivers. *Biogeochemistry* 105: 53-74. DOI: 10.1007/s10533-010-9540-4
- DING, J., Y. JIANG, Q. LIU, Z. HOU, J. LIAO, L. FU & Q. PENG. 2016. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of the Total Environment* 551-552: 205-216. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.162
- DODDS, W. K. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography* 51 (1 II): 671-680. DOI: 10.4319/lo.2006.51.1\_part\_2.0671
- DODDS, W. K., J. R. JONES & E. B. WELCH. 1998. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research* 32 (5): 1455-1462. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00370-9
- DODDS, W. K. & M. R. WHILES. 2010. *Freshwater ecology: concepts and environmental applications of limnology*. 2da ed. Academic Press, Amsterdam. 811 p.
- DOS REIS OLIVEIRA, P. C., H. G. VAN DER GEEST, M. H. S. KRAAK & P. F. M. VERDONSCHOT. 2019. Land use affects lowland stream ecosystems through dissolved oxygen regimes. *Scientific Reports* 9: 19685. DOI: 10.1038/s41598-019-56046-1
- DOSSKEY, M. G., P. VIDON, N. P. GURWICK, C. J. ALLAN, T. P. DUVAL & R. LOWRANCE. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association* 46 (2): 261-277. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x
- DRISCOLL, C. T. C., D. WHITALL, J. ABER, E. BOYER, M. CASTRO, C. CRONAN, C. L. GOODALE, P. GROFFMAN, C. HOPKINSON, K. LAMBERT, G. LAWRENCE & S. OLLINGER. 2003. Nitrogen pollution in the northeastern United States: Sources, effects, and management options. *BioScience* 53 (4): 357-374. <http://bioscience.oxfordjournals.org/content/53/4/357.short>
- ENCALADA, A. C., J. CALLES, V. FERREIRA, C. M. CANHOTO, M. A. S. GRAÇA & M. A. S. GRACA. 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology* 55: 1719-1733. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2010.02406.x
- ESPINOZA-TOLEDO, A., M. MENDOZA-CARRANZA, M. M. CASTILLO, E. BARBA-MACÍAS & K. A. CAPPES. 2021. Taxonomic and functional responses of macroinvertebrates to riparian forest conversion in tropical streams. *Science of the Total Environment* 757: 143972. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143972
- FETSCHER, A. E., M. D. A. HOWARD, R. STANCHEVA, R. M. KUDELA, E. D. STEIN, M. A. SUTULA, L. B. BUSSE & R. G. SHEATH. 2015. Wadeable streams as widespread sources of benthic cyanotoxins in California, USA. *Harmful Algae* 49: 105-116. DOI: 10.1016/j.hal.2015.09.002
- FIGUEIREDO, R. DE O., A. CAK & D. MARKEWITZ. 2020. Agricultural impacts on hydrobiogeochemical cycling in the Amazon: Is there any solution? *Water* 12 (3): 1-14. DOI: 10.3390/w12030763
- FIGUEIREDO, R. O., D. MARKEWITZ, E. A. DAVIDSON, A. E. SCHULER, O. DOS S. WATRIN & P. DE SOUZA SILVA. 2010. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the eastern Amazon. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115 (4): 1-14. DOI: 10.1029/2009JG001200
- FRIENDLY, M. 1994. Mosaic displays for multi-way contingency tables. *Journal of the American Statistical Association* 89 (425): 190-200. DOI: 10.1080/01621459.1994.10476460
- GEISSEN, V., I. HERNÁNDEZ CASASOLA & A. LOZADA SEPÚLVEDA. 2006. Effect of open ditch draining on sediment and soil properties in cultivated areas in southeast Mexico. *Geoderma* 136 (1-2): 401-410. DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.04.002
- GERMER, S., C. NEILL, T. VETTER, J. CHAVES, A. V. KRUSCHE & H. ELSENBEER. 2009. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. *Journal of Hydrology* 364 (3-4): 349-363. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2008.11.013
- GIRI, S. & Z. QIU. 2016. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. *Journal of Environmental Management* 173: 41-48. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.02.029
- GLENDELL, M. & R. E. BRAZIER. 2014. Accelerated export of sediment and carbon from a landscape under intensive agriculture. *Science of the Total Environment* 476: 643-656. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.01.057

- HUANG, W., J. MAO, D. ZHU & C. LIN. 2020. Impacts of land use and land cover on water quality at multiple buffer-zone scales in a lakeside city. *Water* 12 (1): 47. DOI: 10.3390/w12010047
- HUTCHINS, M. G., A. C. JOHNSON, A. DEFLANDRE-VLANDAS, S. COMBER, P. POSEN & D. BOORMAN. 2010. Which offers more scope to suppress river phytoplankton blooms: Reducing nutrient pollution or riparian shading? *Science of the Total Environment* 408 (21): 5065-5077. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.07.033
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA). 2017. *Anuario estadístico y geográfico de Tabasco 2017*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes. 443 p. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825095123>
- ÍÑIGUEZ-ARMIJOS, C., H. HAMPEL & L. BREUER. 2018. Land-use effects on structural and functional composition of benthic and leaf-associated macroinvertebrates in four Andean streams. *Aquatic Ecology* 52 (1): 77-92. DOI: 10.1007/s10452-017-9646-z
- ÍÑIGUEZ-ARMIJOS, C., A. LEIVA, H. G. FREDE, H. HAMPEL & L. BREUER. 2014. Deforestation and benthic indicators: How much vegetation cover is needed to sustain healthy Andean streams? *PLoS ONE* 9 (8): 1-10. DOI: 10.1371/journal.pone.0105869
- JARVIE, H. P., D. R. SMITH, L. R. NORTON, F. K. EDWARDS, M. J. BOWES, S. M. KING, P. SCARLETT, S. DAVIES, R. M. DILS & N. BACHILLER-JARENO. 2018. Phosphorus and nitrogen limitation and impairment of headwater streams relative to rivers in Great Britain: A national perspective on eutrophication. *Science of the Total Environment* 621: 849-862. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.128
- JAYAWARDANA, J. M. C. K., W. D. T. M. GUNAWARDANA, E. P. N. UDAYAKUMARA & M. WESTBROOKE. 2017. Land use impacts on river health of Uma Oya, Sri Lanka: implications of spatial scales. *Environmental Monitoring and Assessment* 189 (4): 192. DOI: 10.1007/s10661-017-5863-0
- JOHNSON, G. D., W. L. MYERS & G. P. PATIL. 2001. Predictability of surface water pollution loading in Pennsylvania using watershed-based landscape measurements. *Journal of the American Water Resources Association* 37 (4): 821-835. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2001.tb05515.x
- JORDAN, T. E., D. L. CORRELL & D. E. WELLER. 1997. Effects of agriculture on discharges of nutrients from coastal plain watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality* 26 (3): 836-848. DOI: 10.2134/jeq1997.00472425002600030034x
- JUJNOVSKY, J., L. ALMEIDA-LEÑERO, M. BOJORGE-GARCÍA, Y. L. MONGES, E. CANTORAL-URIZA & M. MAZARI-HIRIART. 2010. Hydrologic ecosystem services: water quality and quantity in the Magdalena River, Mexico City. *Hidrobiología* 20 (2): 113-126.
- KALCIC, M. M., J. FRANKENBERGER, I. CHAUBEY, L. PROKOPY & L. BOWLING. 2015. Adaptive targeting: Engaging farmers to improve targeting and adoption of agricultural conservation practices. *Journal of the American Water Resources Association* 51 (4): 973-991. DOI: 10.1111/1752-1688.12336
- KUGLEROVÁ, L., A. ÅGREN, R. JANSSON & H. LAUDON. 2014. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 334: 74-84. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.08.033
- LAKE, P. S. 2007. Flowing Waters in the Landscape. In: D. B. Lindenmayer & R. J. Hobbs (Eds.), *Managing and Designing Landscapes for Conservation: Moving from Perspectives to Principles*. Blackwell Publishing Ltd. Pp. 445-457. DOI: 10.1002/9780470692400
- LEI, C., P. D. WAGNER & N. FOHRER. 2021. Effects of land cover, topography, and soil on stream water quality at multiple spatial and seasonal scales in a German lowland catchment. *Ecological Indicators* 120: 106940. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106940
- LEWIS, W. M. 1986. Nitrogen and phosphorus runoff losses from a nutrient-poor tropical moist forest. *Ecology* 67 (5): 1275-1282.
- LEWIS, W. M. J., J. F. SAUNDERS, S. N. LEVINE & F. H. WEIBEZAHN. 1986. Organic carbon in the Caura River, Venezuela. *Limnology and Oceanography* 31 (3): 653-656. <https://doi.org/10.4319/lo.1986.31.3.0653>
- LI, S., S. GU, X. TAN & Q. ZHANG. 2009. Water quality in the upper Han River basin, China: The impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. *Journal of Hazardous Materials* 165 (1-3): 317-324. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.123>
- LINTERN, A., L. MCPHILLIPS, B. WINFREY, J. DUNCAN & C. GRADY. 2020. Best management practices for diffuse nutrient pollution: Wicked problems across urban and agricultural watersheds. *Environmental Science and Technology* 54 (15): 9159-9174. DOI: 10.1021/acs.est.9b07511
- LORION, C. M. & B. P. KENNEDY. 2009. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology* 54: 165-180. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.02092.x
- MACEDO, M. N., M. T. COE, R. DEFRIES, M. URIARTE, P. M. BRANDO, C. NEILL & W. S. WALKER. 2013. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368: (1619): 20120153. DOI: 10.1098/rstb.2012.0153
- MENDOZA-PONCE, A., R. O. CORONA-NÚÑEZ, L. GALICIA & F. KRAXNER. 2019. Identifying hotspots of land use cover change under socioeconomic and climate change scenarios in Mexico. *Ambio* 48 (4): 336-349. DOI: 10.1007/s13280-018-1085-0
- NEILL, C., L. A. DEEGAN, S. M. THOMAS & C. C. CERRI. 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications* 11 (6): 1817-1828. DOI: 10.1890/1051-0761(2001)011[1817:DFPANA]2.0.CO;2
- NEILL, C., M. C. PICCOLO, C. C. CERRI, P. A. STEUDLER & J. M. MELILLO. 2006. Soil solution nitrogen losses during clearing of lowland Amazon forest for pasture. *Plant and Soil* 281 (1-2): 233-245. DOI: 10.1007/s11104-005-4435-1
- NUSCH, E. A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and pheophytin determination. *Ergeb Limnol.* 14: 14-36
- PONETTE-GONZÁLEZ, A. G., K. A. BRAUMAN, E. MARÍN-SPIOTTA, K. A. FARLEY, K. C. WEATHERS, K. R. YOUNG & L. M. CURRAN. 2015. Managing water services in tropical regions: From land cover proxies to hydrologic fluxes. *Ambio* 44 (5): 367-375. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0578-8>

- R CORE TEAM. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- RANDHIR, T. O. & P. EKNES. 2013. Water quality change and habitat potential in riparian ecosystems. *Ecohydrology and Hydrobiology* 13 (3): 192-200. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2013.09.001
- RODRÍGUEZ-ROMERO, A. J., A. E. RICO-SÁNCHEZ, E. MENDOZA-MARTÍNEZ, A. GÓMEZ-RUIZ, A., J. E. SEDEÑO-DÍAZ & E. LÓPEZ-LÓPEZ. 2018. Impact of changes of land use on water quality, from tropical forest to anthropogenic occupation: A multivariate approach. *Water* 10 (11): 1518. DOI: 10.3390/w10111518
- ROLDÁN PÉREZ, G. & J. J. RAMÍREZ RESTREPO. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical* (2da ed.). Editorial Universidad de Antioquia. DOI: 10.1167/iovss:15-17290
- ROTH, N. E., J. D. ALLAN & D. L. ERICKSON. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11 (3): 141-156. DOI: 10.1007/BF02447513
- Salazar Conde, E. C., J. Zavala, Cruz, O. Castillo Acosta & R. Cámara Artigas. 2004. Evaluación espacial y temporal de la vegetación de la Sierra Madrigal, Tabasco, México (1973-2003). *Investigaciones Geográficas* 54 :7-23.
- SCIERA, K. L., J. A. SMINK, J. C. MORSE, C. J. POST, J. W. PIKE, W. R. ENGLISH, T. KARANFIL, J. C. HAYES, M. A. SCHLAUTMAN & S. J. KLAINE. 2008. Impacts of land disturbance on aquatic ecosystem health: Quantifying the cascade of events. *Integrated Environmental Assessment and Management* 4 (4): 431-442. DOI: 10.1897/IEAM\_2008-015.1
- SEYMOUR, F. & N. L. HARRIS. 2019. Reducing tropical deforestation. *Science* 365 (6455): 756-757. DOI: 10.1126/science.aax8546
- SHEN, Z., X. HOU, W. LI, G. AINI, L. CHEN & Y. GONG. 2015. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China. *Ecological Indicators* 48: 417-427. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.08.019
- SHI, P., Y. ZHANG, Z. LI, P. LI & G. XU. 2017. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena* 151: 182-190. DOI: 10.1016/j.catena.2016.12.017
- SHILLA, D. J. & D. A. SHILLA. 2011. The effects of catchment land use on water quality and macroinvertebrate assemblages in Otara Creek, New Zealand. *Chemistry and Ecology* 27 (5): 445-460. DOI: 10.1080/02757540.2011.575374
- SONG, Y., X. SONG, G. SHAO & T. HU. 2020. Effects of land use on stream water quality in the rapidly urbanized areas: A multiscale analysis. *Water* 12 (4): 1123.
- Sponseller, R. A., E. F. Benfield & H. M. Valett. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46 (10): 1409-1424. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2001.00758.x
- STEWART, J. S., L. WANG, J. LYONS, J. A. HORWATICH & R. BANNERMAN. 2001. Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 37 (6): 1475-1487. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2001.tb03654.x
- STUDINSKI, J. M., K. J. HARTMAN, J. M. NILES & P. KEYSER. 2012. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. *Hydrobiologia* 686 (1): 107-117. DOI: 10.1007/s10750-012-1002-7
- SU, W. C., J. F. AHERN & C. Y. CHANG. 2016. Why should we pay attention to "inconsistent" land uses? A viewpoint on water quality. *Landscape and Ecological Engineering* 12: 247-254. DOI: 10.1007/s11355-016-0293-7
- SUN, R., Z. WANG, L. CHEN & W. WANG. 2013. Assessment of surface water quality at large watershed scale: Land-use, anthropogenic, and administrative impacts. *Journal of the American Water Resources Association* 49 (4): 741-752. DOI: 10.1111/jawr.12033
- SUPLEE, M. W., V. WATSON, M. TEPY & H. MCKEE. 2009. How green is too green? Public opinion of what constitutes undesirable algae levels in streams. *Journal of the American Water Resources Association* 45 (1): 123-140. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2008.00265.x
- SWEENEY, B. W. & J. D. NEWBOLD. 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association* 50 :560-584. DOI: 10.1111/jawr.12203
- TANAKA, M. O., A. L. T. DE SOUZA, L. E. MOSCHINI & A. K. DE OLIVEIRA. 2016. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 216: 333-339. DOI: 10.1016/j.agee.2015.10.016
- TANIWAKI, R. H., C. C. CASSIANO, A. A. FRANZOZI, K. V. VÁSQUEZ, R. G. POSADA, G. V. VELÁSQUEZ & S. F. B. FERRAZ. 2019. Effects of land-use changes on structural characteristics of tropical high-altitude Andean headwater streams. *Limnologica* 74 (August 2018): 1-7. DOI: 10.1016/j.limno.2018.10.002
- TONIN, A. M., J. F. GONÇALVES, P. BAMBÍ, S. R. M. COUCEIRO, L. A. M. FEITOZA, L. E. FONTANA, N. HAMADA, L. U. HEPP, V. G. LEZAN-KOWALCZUK, G. F. M. LEITE, A. L. LEMES-SILVA, L. K. LISBOA, R. C. LOUREIRO, R. T. MARTINS, A. O. MEDEIROS, P. B. MORAIS, Y. MORETTO, P. C. A. OLIVERIA, E. B. PEREIRA, L. P. FERREIRA, J. PÉREZ, M. M. PETRUCIO, D. F. REIS, R. S. REZENDE, N. ROQUE, L. E. P. SANTOS, A. E. SIEGLOCH, G. TONELLO & L. BOYERO. 2017. Plant litter dynamics in the forest-stream interface: Precipitation is a major control across tropical biomes. *Scientific Reports* 7 (1): 1-14. DOI: 10.1038/s41598-017-10576-8
- VÁZQUEZ, G., J. A. AKÉ-CASTILLO & M. E. FAVILA. 2011. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia* 667: 173-189. DOI: 10.1007/s10750-011-0633-4
- VIDON, P., M. A. CAMPBELL & M. GRAY. 2008. Unrestricted cattle access to streams and water quality in till landscape of the Midwest. *Agricultural Water Management* 95 (3): 322-330. DOI: 10.1016/j.agwat.2007.10.017
- WILD, R., B. GÜCKER & M. BRAUNS. 2019. Agricultural land use alters temporal dynamics and the composition of organic matter in temperate headwater streams. *Freshwater Science* 38 (3): 566-581. DOI: 10.1086/704828

- WILLIAMS, M. R. & J. M. MELACK. 1997. Solute export from forested and partially deforested catchments in the central amazon. *Biogeochemistry* 38 (1): 67-102. DOI: 10.1023/A:1005774431820
- XU, H., C. CAI, H. DU & Y. GUO. 2021. Responses of water quality to land use in riparian buffers: a case study of Huangpu River, China. *GeoJournal* 86:1657-1669. DOI: 10.1007/s10708-020-10150-2
- ZHANG, H., W. YUAN, W. DONG & S. LIU. 2014. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity* 20: 240-247. DOI:10.1016/j.ecocom.2014.01.003
- ZHANG, J., S. LI & C. JIANG. 2020. Effects of land use on water quality in a River Basin (Danling) of the Three Gorges Reservoir Area, China: Watershed versus riparian zone. *Ecological Indicators* 113 106226. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106226
- ZHANG, Z., F. ZHANG, J. DU, D. CHEN & W. ZHANG. 2021. Impacts of land use at multiple buffer scales on seasonal water quality in a reticular river network area. *PLOS ONE* 16: e0244606. DOI: 10.1371/journal.pone.0244606