El Colegio de la Frontera Sur

Efectos del uso de suelo sobre ecosistemas fluviales en la cuenca baja del Grijalva, Sureste de México

Tesis

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural
Con orientación en manejo y conservación de recursos naturales

por

Carlos Alberto Torrente Ruiz

2016

El Colegio de la Frontera Sur

_____, ___ de _____ de 20 16 _.

Las personas abajo firmantes, miembros del jurado examinador de:

Carlos Torrente Ruiz

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada

Efectos del uso de suelo sobre ecosistemas fluviales en la cuenca baja del Grijalva, Sureste de México

para obtener el grado de **Maestro (a) en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural**

	Nombre	Firma
Directora	Dra. María Mercedes Castillo Uzcanga	_____
Asesor	Dr. Everardo Barba Macías	_____
Asesor	M.C. Aarón Jarquín Sánchez	_____
Sinodal adicional	Dr. Alejandro Espinoza Tenorio	_____
Sinodal adicional	Dr. Arturo Torres Dosal	_____
Sinodal suplente	Dr. Alfonso Castillo Domínguez	_____

Agradecimientos y dedicatoria

A Dios por permitirme cada día una oportunidad más de construir. A mis padres Alberto Torrente y Esmeralda Ruiz por apoyarme siempre en todos los caminos que he decidido tomar y enseñarme la persistencia, el empeño y la fuerza de la fe y el positivismo, que hoy me han traído hasta donde estoy. A mi hermana Catalina Torrente por su cariño y ayuda sin importar la distancia. A Mélida Lozano por ser una compañera de vida y apoyo incondicional. A mis familiares y amigos, por apoyarme en los momentos difíciles y celebrar mis triunfos. A mi tutora María Mercedes Castillo, quien con paciencia me apoya y corrige por el camino de los ríos y su ecología. A mis asesores Everardo Barba y Aarón Jarquín, por la calidez y disposición de apoyo en todo momento. A doña Cristina Leiva y Modesto Cabañas por su amabilidad y apoyo. A Pablo Delgado por su ayuda en el laboratorio de biogeoquímica. A Verenice Escamilla por el apoyo en sistemas de información geográfica. A Jerónimo Saragos Méndez, Erika Díaz Pascacio, Alejandra Lázaro, Melisa Villanueva, Jony Torres, Cinthya Ocaña, y todos los que me acompañaron y ayudaron en campo y laboratorio de ictiofauna. A mis compañeros de la maestría y profesores que me enseñaron cosas valiosas no solo para este trabajo sino también para el futuro. A CONACYT y ECOSUR por acogerme y apoyarme económicamente durante mis estudios.

Contenido

Resumen……..1

Capítulo 1. Introducción……..……..…...2

Ecología del paisaje…..……..…4

Hábitat físico……5

Características físico-químicas del agua……6

Ictiofauna…….……..6

Procesos ecológicos y patrones longitudinales…….…8

Bosques ribereños.…….……9

Ecosistemas tropicales y condiciones en la zona de estudio…….....9

Pregunta de Investigación…….……...13

Hipótesis…….……13

Objetivo general…….……....13

Objetivos específicos……13

Capítulo 2. Respuesta del ensamblaje de peces a cambios espaciales en el uso de suelo en ríos del bajo Grijalva, sureste de México……...14

Abstract…….……..14

Materiales y métodos.....16

Resultados……..18

Discusión…….……..20

Resumen…….……24

Referencias……...……24

Anexos……...……38

Capítulo 3. Variación longitudinal de la concentración de nutrientes, sólidos suspendidos y clorofila y su relación con el uso del suelo en tres cuencas del sureste de México…….…...39

Introducción……39

Materiales y métodos.……...40

Resultados……..42

Discusión……44

Capítulo 4. Conclusiones y recomendaciones……63

Referencias Capítulos 1 y 3…….……64

Índice de tablas

Capítulo 1.

Tabla 1. Atributos ecológicos (en negrita) en indicadores asociados para evaluación de integridad de ríos……..……3

Capítulo 2.

Tabla 1. Porcentajes de uso del suelo a escala de tramo de 500x30 m en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco……30

Tabla 2. Variables físico-químicas del agua en las zonas altas y planas de los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco……31

Tabla 3. Valores de evaluación de hábitat físico y QBR para tramos vadeables y no vadeables en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco……32

Tabla 4. Composición y diversidad de los ensamblajes de peces en las estaciones de muestreo ubicadas en las zonas alta y plana en os ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco.....33

Tabla 5. Especies dominantes por IVI y biomasa por zona (alta y plana) en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco……34

Capítulo 3

Tabla 1. Porcentajes y geología dominante por zonas plana (p) y alta (a), de cada río Pichucalco (P), Teapa (T) y Puyacatengo (Pu)……..49

Tabla 2. Porcentajes de usos de suelo en el área de drenaje aguas arriba de cada punto de muestreo en la zona plana (p) y zona alta (a), en los ríos Pichucalco (P), Teapa (T) y Puyacatengo (Pu)……....50

Tabla 3. Porcentajes de uso de suelo a escala de tramo en las subcuencas de la zona plana (p) y zona alta (a), en los ríos Pichucalco (P), Teapa (T) y Puyacatengo (Pu)……..51

Tabla 4. Características físico-químicas del agua por zona en cada río estudiados en la época seca y de lluvias……52

Indice de figuras del capítulo 2

Figura. 1. Ubicación de estaciones de muestreo y usos de suelo en las cuencas de los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco en las zonas altas y planas……..……35

Figura. 2. Ordenación MDS basada en **A.** Biomasa, **B**. IVI por especies y **C**. IVI por grupos tróficos de zonas alta (A) y plana (P) de los ríos Puyacatengo (Pu), Teapa (T) y Pichucalco..……..……..….36

Figura. 3. Análisis Canónico de Coordenadas principales (CAP) con base en **A.** Índice de valor de importancia (IVI) de especies y **B.** IVI de grupos tróficos en las zonas altas y planas de los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco……..……37

Índice de figuras capítulo 3

Figura 1. Temperatura y precipitación media mensual de la Estación Experimental Puyacatengo entre 1951 y 2010..... 53

Figura 2. Concentración de Clorofila en fitoplancton y en el sustrato (rocas en tramos altos y sedimentos en tramos planos) en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. Se presentan el promedio de las tres muestras colectadas en cada estación y la desviación estándar……...54

Figura 3. Concentraciones de fósforo soluble y total en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. Se presentan el promedio de las tres muestras colectadas en cada estación y la desviación estándar……...……55

Figura 4. Concentraciones de nitratos y sólidos suspendidos totales en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. Se presentan el promedio de las tres muestras colectadas en cada estación y la desviación estándar……..……56

Figura 5. Concentraciones de sólidos suspendidos inorgánicos y orgánicos en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. Se presentan el promedio de las tres muestras colectadas en cada estación y la desviación estándar……57

Figura 6. Porcentaje de materia orgánica suspendida en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. Se presentan el promedio de las tres muestras colectadas en cada estación y la desviación estándar…….……58

Figura 7. PCA basado en los datos de la época de lluvias con base en ríos (A) y Zonas
(B)…….……59

Figura 8. PCA basado en los datos de la época seca con base en ríos y zonas……60

Figura 9. Análisis canónico de coordenadas principales (CAP) con base en ríos y zonas para la época de secas……61

Figura 10. Análisis canónico de coordenadas principales (CAP) con base en ríos y zonas para la época de lluvias……62

Resumen

Los ecosistemas lóticos, a pesar de que prestan servicios vitales para la sociedad, se encuentran entre los más amenazados globalmente por las actividades antrópicas. Una de las principales actividades es el cambio de uso del suelo que está ligado a la agricultura y la deforestación. En este estudio se identificó la relación entre los usos de suelo en escalas de tramo y cuenca, y características físicas y químicas del agua, la clorofila y el ensamblaje de peces en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. El estudio se desarrolló en las épocas de lluvias y secas, a lo largo de un gradiente longitudinal desde la parte alta (zona alta) en las montañas del sur de Chiapas, hasta la planicie costera (zona plana) del Golfo de México. Se aplicaron técnicas de clasificación supervisada (máxima verosimilitud), evaluación de hábitat y bosques ribereños. La relación de estas variables con los principales atributos del ensamblaje de ictiofauna, que son la densidad, frecuencia, abundancia y diversidad específica y funcional, y variables de calidad de agua se examinó a través de técnicas de ordenación (MDS, ANOSIM, SIMPER, BEST) y correlación (PCA y CAP). Los resultados mostraron que los usos de suelo en ambas escalas, pueden estar actuando a través del hábitat físico y los bosques ribereños ya que se correlacionaron con las variables físicas y químicas del agua, la estructura de los ensamblajes de peces y la clorofila. La comparación longitudinal entre zonas tiene un efecto de variación natural, que tuvo mayor incidencia sobre el ensamblaje de los peces, por lo cual el efecto de la intensificación de los usos de suelo se evidenció mejor al comparar entre ríos. Sin embargo se observó dominancia de peces invasores y ausencia de depredadores tope en las zonas planas, que presentaron mayor intensidad de agricultura y zonas urbanas. Ante esto, es importante incluir la conservación de la biodiversidad en el manejo del territorio y las prácticas agrícolas, prestando mayor atención al efecto de los usos del suelo sobre los hábitats físicos y bosques riparios. Por otra parte también tener en cuenta otros factores que se derivan de las actividades antrópicas como la erosión y la contaminación, con el fin de promover mejores condiciones de hábitat que soporten especies más sensibles y mayor diversidad.

Capítulo 1. Introducción

Los ecosistemas de río ofrecen una variedad de servicios indispensables para la sociedad (World Resources Institute 2005; Pinto y Maheshwari 2011; Keeler et al. 2012; Poole et al. 2013), como el abastecimiento de agua para agricultura o uso doméstico, la pesca, el transporte, la recreación, el hábitat de especies silvestres que son fuentes de alimento humano o para otros animales, regulación de inundaciones, conservación de la biodiversidad y hasta la absorción de nutrientes y contaminantes (Costanza et al. 1997; Pinto y Maheshwari 2011). La deforestación y los usos de suelo insostenibles dan como resultado la disminución de la cantidad y calidad de estos servicios ecosistémicos (Karr 1999; Boelee, Chiramba y Khaka 2011; Keeler et al. 2012).

Esta deforestación, ligada al cambio de uso del suelo, tiene una tasa anual de 0.6% globalmente, convirtiendo más de un tercio de las 106 cuencas hidrográficas principales del planeta en zonas agropecuarias (Postel 2005; Hansen, Stehman y Potapov 2010; Armenteras, Rodriguez y Retana 2013). Por esta razón, el estudio de la integridad de los ríos, que incluye la relación entre comunidades bióticas y variables ambientales ha cobrado creciente importancia en el campo del manejo del agua y la conservación (Bunn, Davies y Mosisch 1999; Pinto y Maheshwari 2011).

En este sentido, a fin de contextualizar esta investigación, es preciso definir a qué se refiere el término de integridad ecológica de ecosistemas de río, sobre el cual no se tiene un consenso definido. Puede afirmarse que integridad es sinónimo de buena condición, y en los ecosistemas de río se define por aspectos como la calidad de agua, el hábitat, los organismos acuáticos, los procesos ecológicos o la hidrología en diferentes escalas de interacción (Karr 1999; Postel 2005; Deegan et al. 2010; Pinto y Maheshwari 2011; Poole, et al. 2013).

En las últimas décadas se han propuesto métodos para evaluar la integridad de los ríos. Entre estos está el estudio piloto del río Pearl en China (Leigh y Gippel 2011), que utilizó los índices multi-métricos como el índice de factor de salud latente (LHFI por sus siglas en inglés) (Chiu, Wu y Lu 2013) o la iniciativa de “Healthy Watershed” (Young y Sandzone 2002) que define atributos ecológicos asociados a múltiples indicadores. También se han desarrollado esquemas de evaluación que contienen

componentes físicos, químicos, biológicos y de paisaje, así como los ecosistemas y su respuesta a la degradación de la cuenca (Norris y Thoms 1999; Karr 1999; Bunn, Davies y Mosisch 1999; Pinto y Maheshwari 2011).

A continuación (Tabla 1) uno se muestra una serie de atributos indicadores de integridad ecológica de ecosistemas hídricos, teniendo en cuenta algunos trabajos y avances existentes en el campo de la ecología y el manejo de ecosistemas, principalmente Young y Sanzone (2002).

Tabla 1. Atributos ecológicos (en negrita) en indicadores asociados para evaluación de integridad de ríos. Adaptado de Young y Sanzone (2002).

Aspectos sociales y económicos - Percepción - Apropiación - Educación y entrenamiento - Voluntad y participación - Capacidad adaptativa - Comunicación - Conflictos de uso - Políticas - Control y gobernanza	**Procesos Ecológicos** - Flujo de energía (Producción primaria, producción neta ecosistémica, eficiencia de crecimiento, clorofila por unidad de área) - Transporte y reciclaje de materia Reciclaje de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo; y otros nutrientes). **Condición de Paisaje** - Extensión y tipos de hábitat - Composición del paisaje - Patrones y estructura del paisaje
Integridad Biótica - Ecosistemas y comunidades (extensión, composición, estructura trófica, dinámica de comunidades, estructura física, resiliencia). - Especies y poblaciones (tamaño poblacional, diversidad genética, estructura y dinámica poblacional, idoneidad de hábitat. - Condición de organismos (estado fisiológico, síntomas o signos de enfermedad o trauma). - Especies invasoras (Hermoso y Clavero 2013).	**Hidrología y Geomorfología** - Flujos superficiales (Patrón de flujos, hidrodinámica, salinidad, almacenamiento). - Características de dinámica estructural (morfología del canal y la línea de orilla, complejidad, extensión/distribución del plano de inundación conectado, complejidad del hábitat físico acuático) - Sedimentos y transporte de materiales (ingreso y movimiento, tamaño y distribución de partículas, flujo de otros materiales).
Características físico-químicas - Concentración de nutrientes (nitrógeno, fósforo y otros) - Trazas de químicos (metales, otros elementos traza y compuestos orgánicos) - Otros parámetros químicos (pH, oxígeno disuelto, salinidad, materia orgánica y otros) - Patrones físicos	**Regímenes de perturbación natural** - Frecuencia, intensidad, extensión, duración. **Perturbación antropogénica** - Descarga de tóxicos (frecuencia, magnitud), descarga de materia orgánica (frecuencia, magnitud). - Deforestación - Cambios morfológicos (presas, dragados, canalización, desviación. - Extracción de agua, extracción de material inerte. - Extracción de organismos - Efectos del cambio climático

Algunos de estos atributos e indicadores se ven afectados por los cambios en el uso del suelo en diferentes escalas (Sponseller, Benfield y Valett 2001; Castillo et al. 2013), ya que se encuentran conectados en un territorio dinámico y complejo (Begon, Townsend y Harper 2006). Uno de los elementos clave son los ecosistemas ribereños, un ecotono de transición entre el medio terrestre y acuático, que se ha ido eliminando debido a la insuficiente planeación de áreas urbanas, rurales y monocultivos extensivos (Sweeney et al. 2004). Su interacción con los dos medios es uno de los aspectos más importantes para su conservación, ya que esta le permite amortiguar la contaminación proveniente de los monocultivos, ser hábitat para numerosas especies acuáticas (en las raíces sumergidas) y terrestres, y a la vez regular flujos de materia y energía (Malanson 1993; Sweeney et al. 2004; Naiman et al. 2005; Allan y Castillo 2007; Sweeney 2014).

Para esta investigación se han seleccionado cinco aspectos fundamentales de la integridad ecosistémica para evaluar su relación con los usos de suelo. Estas variables actúan a través del bosque ripario y el hábitat físico y hacen parte de los elementos fundamentales para la integridad de los ecosistemas de río. La calidad físico-química del agua, los peces, la clorofila, los sólidos y los nutrientes pueden indicar efectos de la perturbación. A continuación se relacionan estos aspectos fundamentales con algunos tipos de uso del suelo que afectan el ecosistema ribereño.

Ecología del paisaje

Los estudios recientes que buscan establecer relaciones entre el uso del suelo y los ríos coinciden en el reconocimiento del cambio global en coberturas del suelo, el uso de métodos combinados entre ecología del paisaje y datos de usos/cobertura disponibles, y el creciente uso de indicadores de integridad de los ríos para evaluar su estado y tendencias (Wiens 2002; Wu y Hobbs 2002; Bierschenk et al. 2012; Dabrowski y Klerk 2013).

Los paisajes hídricos son redes con relaciones longitudinales, verticales y laterales, a través de diferentes escalas (Wiens 2002; Allan 2004). Estas relaciones presentan un alto grado de interdependencia entre los parámetros físicos, químicos y ecológicos. Así, los cambios longitudinales en el uso del suelo pueden generar cambios significativos en el patrón de escorrentía que llega a los ríos, las

características fisicoquímicas, el hábitat y la biota (Siegel 2007), cambios que a su vez se perciben dependiendo de la escala espaciotemporal (Fausch et al. 2002; Huang y Klemas 2012; Castillo et al. 2013; Mineau, Baxter y Marcarelli 2011; Poole et al. 2013; Bellmore et al. 2013). Dentro de los usos del suelo más importantes globalmente está la agricultura, que consume alrededor del 70% del agua dulce y se considera la principal causa de contaminación y deterioro los ecosistemas de agua dulce superficial (Pérez-Espejo 2007; Cominelli et al. 2009).

Los cambios longitudinales del paisaje hídrico son importantes para su análisis ya que las características que cambian de manera natural o por influencia antrópica a lo largo de un gradiente pueden evidenciar problemas ambientales y sus causas, explicando fenómenos de degradación y sus posibles alternativas de manejo en ecosistemas tropicales.

Hábitat físico

El hábitat físico se define como el espacio dinámico donde vive la biota acuática y está moldeado por la interacción entre el canal y el régimen hidrológico (Barbour et al. 1999; Flotemersch et al. 2006). El papel de la morfología del canal y el flujo para determinar la estructura de los ecosistemas de río comenzó a tener mayor atención a partir de los años 80 y se ha determinado que la disponibilidad de hábitat afecta la estructura y composición de las comunidades biológicas (Maddock 1999; Pinto y Araújo 2007; Das et al. 2013) y está relacionado directamente con otros indicadores de integridad ecológica del río como la geomorfología, el uso del suelo y el paisaje (Barbour et al. 1999; Maddock 1999; Meng et al. 2009). Además, el hábitat físico es uno de los indicadores principales de integridad de ríos (Maddock 1999) y del estado del ensamblaje de los peces (Allan 2004; Macedo et al. 2014). Los elementos que se han identificado como determinantes del hábitat físico son referentes a la estructura del cauce y el régimen de flujo (Maddock 1999; Kwang-Guk et al. 2002). El cauce está determinado por su tamaño, forma, gradiente, estructura de la margen y tamaño de partículas del sustrato, que al combinarse con niveles de descarga producen diferentes tipos de estructura hidráulica. La morfología del fondo y el flujo son variables en el plano longitudinal, lateral y vertical, y su relación puede ser analizada desde la escala de microhábitat hasta la escala de cuenca (Maddock 1999). Los cambios de uso de suelo pueden remover o transformar completamente algunos

tipos de hábitat, como por ejemplo cuando se elimina el bosque ribereño o se extraen los sedimentos y rocas del fondo del río. También al aumentar la concentración de nutrientes por descargas agrícolas o urbanas, la proliferación de macroalgas puede cambiar completamente las condiciones de hábitat en la columna de agua (Bierschenk et al. 2012).

Características físico-químicas del agua

Los cambios de uso del suelo tienen repercusiones sobre las características del agua. Los parámetros físico-químicos del agua, son dependientes del tipo de sustrato, la lluvia y los procesos ecológicos (Allan y Castillo 2007), pero los cambios de uso del suelo han afectado los ciclos del carbono, nitrógeno y fósforo, así como alterado los ecosistemas ribereños a nivel global (Foley et al. 2005). A lo largo de un río se pueden observar aguas más claras con menos sedimentos suspendidos en las partes altas, mientras que a medida que recorren la cuenca pueden observarse cambios físico-químicos que ocurrirían aún sin ningún tipo de perturbación antrópica directa (Vannote et al. 1980). Sin embargo, muchas actividades antrópicas que derivan de usos de suelo determinados como la agricultura o la minería, alteran las concentraciones de sólidos disueltos y suspendidos, y de nutrientes limitantes para la biota acuática desde las cabeceras hasta la parte baja de las cuenca (Allan y Castillo 2007).

De la misma forma que ocurre con la agricultura, la integridad de los ríos es afectada por la urbanización a través de procesos fisicoquímicos y biológicos que alteran los procesos ecológicos, la geomorfología y la vegetación, con efectos directos sobre las características físico-químicas del agua (Sweeney et al. 2004; Gücker et al. 2009; Bierschenk et al. 2012; Castillo et al. 2013; Dabrowski y Klerk 2013).

Ictiofauna

La ventaja del estudio de la ictiofauna, es que las comunidades bióticas reflejan incluso factores indirectos de perturbación (Oosterhout y van der Velde 2015). Los requerimientos ambientales, historias de vida y distribución de la ictiofauna son aspectos generalmente bien conocidos, aunque debido a la movilidad temporal tienen una limitación para indicar la perturbación localizada (Flotemersch, Stribling y Paul 2006). Se cree que los efectos del uso del suelo se concentran en la interface

tierra-agua al disminuir la heterogeneidad, la conectividad de hábitats físicos, cambiar las interacciones funcionales entre elementos terrestres y acuáticos, y entre niveles tróficos (Schlosser 1991).

Para explicar la estructura de las comunidades en un sistema fluvial, los índices de valor de importancia (IVI) son comúnmente utilizados para la evaluación de dominancia en comunidades bióticas (Sanders 1960). También el Concepto de Río Continuo (Vannote et al. 1980) y "hábitat template" de Townsend & Hildrew's (1994) ofrecen un acercamiento a las especies predominantes en los diferentes sectores de un río (Townsend y Hildrew 1994; Hyde, Stewart y Miller 2014). La composición de peces dulceacuícolas, que representan un alto eslabón en la cadena trófica acuática, cambia a lo largo de un gradiente longitudinal en las cuencas de los ríos grandes y varios estudios sugieren que la diversidad taxonómica se incrementa en los ríos grandes de tierras bajas (Vannote et al. 1980; Pease et al. 2012). Según el Concepto de Río Continuo, se espera encontrar las especies de insectívoros en los tramos río arriba, mientras que los omnívoros, detritívoros y piscívoros suelen ser más abundantes río abajo. Las variables de hábitat a escala local como el sustrato, la presencia de pozas o la cobertura de dosel, son moldeadas por factores de mayor escala, como la geología, la vegetación y la geomorfología fluvial, y afectan la composición de especies (Vannote et al. 1980). Además, la diversidad regional y los rasgos característicos de las especies determinan la dispersión y disponibilidad de especies colonizadoras en una localidad determinada (Allan y Castillo 2007).

Los aspectos que pueden ser más influyentes para los peces y que varían en el gradiente fluvial son el tamaño de la corriente, la hidrología, la diversidad de tipos de hábitat y la disponibilidad de fuentes de producción internas (Pease et al. 2012). De igual manera, el concepto de "*Habitat Template"* (Townsend y Hildrew 1994) y la ecología de peces desde una perspectiva de paisaje (Schlosser 1991) sugieren que los aspectos que más influencian las características de las especies y su supervivencia son la variabilidad temporal, las interacciones tróficas y la heterogeneidad espacial (Pease et al. 2012). Las interacciones tróficas, incluyendo el uso de recursos y predador-presa, son importantes para la estructura de la ictiofauna debido a que la talla influye sobre los patrones de uso de recursos y el riesgo de predación. Los predadores piscívoros tienen un fuerte efecto sobre el uso de hábitat de los peces y existen diferencias longitudinales en esta interacción. Por

ejemplo las garzas escogen la presa más grande en hábitats someros mientras que los piscívoros acuáticos tienen un límite de apertura de boca (*Gape*) y debido a su tamaño se restringen a hábitats más profundos (Schlosser 1991). Esto hace que la mortalidad sea más alta para peces pequeños en hábitats profundos y para peces grandes en hábitats someros, afectando así su distribución. A pesar de esto, otros autores afirman que las interacciones bióticas (o tróficas) no son tan relevantes en la estructura longitudinal del ensamblaje como las variaciones temporales físicas y de velocidad de la corriente (Torgersen, Baxter, Li y Mcintosh 2006). Los sistemas de montaña, suelen ser más dinámicos, tienen baja heterogeneidad espacial y relativamente pocos microhábitats de baja velocidad, mientras que los ecosistemas más bajos o zonas planas son progresivamente más estables, con mayor cantidad de pozas de baja velocidad, más complejidad estructural en los microhábitats y una gama más amplia de individuos presa (Pease et al. 2012).

Procesos ecológicos y patrones longitudinales

Otro aspecto relevante para la integridad de los ríos es el de los procesos ecológicos que son interacciones biogeoquímicas dinámicas que ocurren entre componentes bióticos y abióticos de la biosfera (USGS 2014). Los patrones longitudinales se asocian al tamaño, la heterogeneidad y fragmentación que resulta de interacciones entre la hidro-morfología, la biota y los procesos de paisaje dentro y fuera del canal (Bolgrien et al. 2011). Entre los modelos teóricos sobre el funcionamiento de los sistemas fluviales se encuentran el “Concepto de Río Continuo” (CRC) (Vannote et al. 1980), “Concepto de Discontinuidad Serial (CDS) (Ward y Standford 1995), “Pulsos de Inundación” (PI) (Junk 1989) y el “Modelo de Productividad Ribereña” (Thorp y Delong 1994). Estos explican que la cantidad de materia orgánica y nutrientes que llega a los ríos grandes depende de la capacidad de procesamiento río arriba y en los planos de inundación, si estos están presentes (Thorp y Delong 1994). Además, aseguran que la fotosíntesis en los ríos grandes está principalmente limitada por la turbidez (Flotemersch et al. 2006).

Dentro de los procesos ecológicos se encuentran la respiración, la fotosíntesis, el reciclaje de nutrientes y materia orgánica. El aumento de nutrientes, generado por cambios de uso del suelo, puede acelerar procesos ecológicos como la

descomposición de hojarasca, que está asociada a la respiración y reciclaje de materia orgánica (Allard y Moreau 1986; Niyogi, Harding y Simon 2013). Al mismo tiempo, la productividad primaria del fitoplancton en los ríos, en términos de clorofila o biomasa de algas, puede ser mayor en los ríos de orden intermedio según el modelo de Río Continuo (Vannote et al. 1980), y puede ser mayor en zonas donde drenan áreas ganaderas o agrícolas, aunque esto depende también de otras variables como por ejemplo las condiciones físico-químicas (Allan 2004; Hadwen et al. 2010; Bierschenk et al. 2012; Fisher 2013).

Bosques ribereños

Los bosques ribereños son elementos fundamentales para la integridad de los ecosistemas fluviales debido a su fuerte interacción entre el medio acuático y terrestre, además de su función como amortiguador de contaminantes hacia la corriente de agua (Naiman et al. 2005; Sweeney y Newbold 2014). Al remover los bosques ribereños se alteran las condiciones físico-químicas y biológicas de los ríos, así como su estructura y función (Sweeney et al. 2004; Naiman et al. 2005). Un estudio sobre la respuesta de poblaciones de trucha ante la reducción del ancho ripario de 30 m a 15 m en el norte del estado de Georgia, EUA (Jones et al. 2006), documentó una reducción de 87% en la biomasa de truchas juveniles y por tanto una reducción significativa o eliminación de esta población en la región, indicando los cambios en la temperatura como principal factor de alteración. En ríos neotropicales del sureste de Brasil (Pinto et al. 2006; Cruz, Miranda y Cetra 2013), se ha encontrado que la integridad biótica de los peces se ve afectada negativamente por la pérdida de cobertura riparia, siendo esta un factor causal importante que controla una red de relaciones.

Ecosistemas tropicales y condiciones en la zona de estudio

Los efectos de la alteración en la estructura y biogeoquímica de los ríos y arroyos son poco conocidos en el trópico, donde las tasas de deforestación son altas (Deegan et al. 2010). La agricultura convencional extensiva representa una amenaza para la integridad de los ríos y la conservación de los recursos hídricos en las regiones tropicales, debido al creciente uso de contaminantes que se concentran en el suelo y el agua, la deforestación y otras presiones (Rosi-Marshall et al. 2007; Aryal et al. 2012; Warrner et al. 2014). Al mismo tiempo, estas zonas son

relativamente poco estudiadas y esto hace que el conocimiento de sus dinámicas ecológicas sea todavía insuficiente para apoyar un mejor manejo (Boyero et al. 2009).

No obstante, recientemente se han hecho trabajos sobre procesos ecológicos como indicadores de impactos de uso del suelo en arroyos tropicales (Silva-Junior et al. 2014), diversidad de peces e integridad ecológica (Das et al. 2013), índices de estado ecológico de arroyos (Villamarín et al. 2013), efectos del uso del suelo en la química acuática que explican el comportamiento contrastante de un índice de diatomeas (Chessman y Townsend 2010), impactos de la agricultura sobre la estructura de ecosistemas y metabolismo de arroyos (Gucker et al. 2009), e integridad biótica de comunidades de peces en ríos altamente perturbados (Pinto y Araújo 2007). Básicamente estos estudios concluyen que en general la intensificación del uso del suelo afecta negativamente la integridad y los procesos ecológicos en los ecosistemas fluviales. En México también se han realizado estudios similares (Vázquez, Aké-Castillo y Favila 2011; Villers et al. 2011) que coinciden al concluir sobre los efectos negativos de la intensificación de uso del suelo.

En Tabasco, México, los megaproyectos agropecuarios plataneros mantienen hoy en día ocupada buena parte de los márgenes de los ríos y parte de las cuencas sin un debido manejo de los residuos, generando condiciones de deterioro y mala calidad de los ecosistemas fluviales y el recurso hídrico (Vázquez-Díaz 2009; Aryal et al. 2012). En la subcuenca de La Sierra están los ríos Pichucalco, Teapa y Puyacatengo, donde los monocultivos y las zonas urbanas generan presión sobre estos ríos (Vázquez-Díaz 2009; Aryal et al. 2012), que son los de interés en este estudio ya que tienen características similares en términos de gradiente altitudinal, pero aparentemente diferentes niveles de intensidad de uso del suelo.

Un estudio previo (Vázquez-Díaz 2009) en el río Puyacatengo, donde hay siete plantas de tratamiento, muestra mediciones de los sólidos disueltos totales (TDS) por encima del límite máximo permisible según la norma NOM-003-ECOL-1996, al igual que los coliformes fecales. El mismo estudio concluye que la demanda bioquímica de oxígeno aumenta muy posiblemente por el incremento de la población y el insuficiente tratamiento de las aguas residuales. Además, se observó que el 20

% de la superficie de la cuenca tiene pendientes mayores a 25%, y de allí 60 % con suelos arcillosos que se erosionaban con lluvias superiores a los 200 mm en 24 horas o una precipitación media anual de 4,000 mm. A esto se le agregó una pérdida de cobertura vegetal natural de 3% anual (Vázquez-Díaz 2009).

En el río Teapa, en la cuenca baja se utilizan grandes cantidades de agroquímicos para la producción de plátano, como urea y sulfato de amonio como fertilizantes nitrogenados, sulfato y cloro de potasio como fuentes de potasio, triple 17 con 17% de nitrógeno, fósforo y potasio, además de algunos pesticidas (Aryal et al. 2012). En un estudio en el 2009 realizado dentro del municipio de Teapa (Aryal 2009) no se encontró diferencias de nitrógeno entre el agua superficial de zonas de pastos y cultivo de plátano, pero si hubo variación temporal con menos nitrógeno en los meses secos en ambos tipos de uso. La concentración de fósforo fue mayor en los pastizales que en la zona platanera, aunque ambos sistemas se consideraron hipereutróficos debido a sus contenidos de fósforo. Con respecto a los sulfatos se encontró que las zonas de cultivos de plátano tienen mayor concentración que las de pastizales y el oxígeno disuelto es mucho más alto en zonas de platanal que en pastizales del municipio de Teapa.

Por último, la cuenca del río Pichucalco tiene altas presiones antrópicas debido a la demanda de recursos naturales que proviene de los centros urbanos cercanos. Allí procesos como la degradación de suelos agrícolas, la extracción de grava y arena, y la tala ilegal de bosques son actividades frecuentes. Las áreas más afectadas por erosión se encuentran en zonas de alta pendiente y pastizal relacionadas con actividades ganaderas extensivas que ocupan gran parte de la cuenca (Arriaga et al. 2000; Colín-García et al. 2013).

Este trabajo cobra importancia ante la rápida degradación de los ecosistemas de agua dulce debido a los cambios de uso del suelo hacia zonas de producción agropecuaria extensiva (Balvanera et al. 2012), poniendo en riesgo la variedad de servicios indispensables (Pinto y Maheshwari 2011; Keeler et al. 2012; Poole et al. 2013) y dejándolos entre los ecosistemas más amenazados a nivel global (Dudgeon 2008). En el trópico hace falta mucha información para definir y aplicar localmente aproximaciones y acciones efectivas de manejo y conservación de los ecosistemas hídricos (Boulton et al. 2008; Boyero et al. 2009). Para esto se requiere generar

conocimiento detallado sobre la estructura de las cuencas y su relación con la diversidad en los ríos, con el fin de impulsar y apoyar la toma de decisiones sobre el ordenamiento territorial, las practicas productivas y futuras actividades de restauración que permitan mejorar la calidad de vida y reducir la vulnerabilidad a los riesgos del cambio global. La planicie costera de Tabasco es una zona de gran importancia hidrologica, ecológica y social para el país y de su manejo adecuado, especialmente de procesos que ocurren cuenca arriba, depende su recuperación y aprovechamiento favorable.

Por otra parte, muchos de los enfoques y técnicas utilizadas para el manejo de ríos han sido desarrollados en zonas templadas y pueden tener retos de aplicación en ríos tropicales, debido a condiciones diferentes como el contexto social, la historia geológica, los regímenes de flujo, la radiación solar, la lluvia, la temperatura del agua y por lo general la inundación predecible (Boulton et al. 2008). Las tasas de degradación de contaminantes son más rápidas en el trópico debido a la temperatura, y los ríos tropicales con cuencas boscosas retienen menos nitrógeno que los de zonas templadas (Geissen et al. 2010; Aryal et al. 2012). En este contexto, la importancia de trabajar en ecosistemas, de los cuales todavía se debate su carácter único, ya que no puede generalizarse o hablar de un río típicamente tropical, radica en que hace falta mucha información local sobre la ecología tropical a nivel de ecosistemas de río (Boyero et al. 2009). Aún se requieren estudios y monitoreo permanente en el trópico para comprender mejor las dinámicas ecológicas, su manejo y recuperación.

Los ríos Teapa, Pichucalco y Puyacatengo son tres de los principales tributarios del río de la Sierra dentro del bajo Grijalva y tienen características longitudinales similares. Pero el nivel de intensidad de usos de suelo y algunos aspectos de edafología, geología y vegetación varían entre estas cuencas. Esto los hace comparables para identificar el efecto del cambio longitudinal en los usos de suelo y otras características ambientales sobre la comunidad de peces, su hábitat físico y las condiciones físico-químicas del agua. Además, estos ríos ofrecen una variedad de servicios ecosistémicos fundamentales para la población, que intentando preservarlos ha establecido una serie de plantas de tratamiento, aunque estas no han sido suficientes para reducir la contaminación puntual.

Pregunta de Investigación

¿Cómo responde la calidad del agua y el ensamblaje de peces a los cambios de uso del suelo en diferentes escalas espaciales en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco?

Hipótesis

1. La estructura de los ensamblajes de peces es afectada negativamente por la intensidad de usos del suelo en la zona de estudio.
2. Las características físico-químicas del agua, la concentración de nitratos y fósforo, sólidos suspendidos y la clorofila del sustrato y el fitoplancton aumentan por la intensificación del uso de suelo en escalas de tramo y cuenca.
3. Los efectos del uso del suelo sobre los ríos aumentan en la época lluviosa ya que mayores cantidades de nutrientes y sólidos son arrastrados hacia el cuerpo de agua a través de la escorrentía superficial.

Objetivo general

Estudiar la relación que tiene el uso del suelo en escalas de tramo y de cuenca con la calidad del agua y la ictiofauna en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco.

Objetivos específicos

1. Cuantificar el área de usos de suelo en las subcuencas estudiadas en escalas de tramo y cuencas.
2. Comparar los patrones longitudinales en la calidad del agua y la ictiofauna.
3. Relacionar la variación de la ictiofauna con el uso de suelo en escalas de tramo y cuenca, a través de los principales atributos del ensamblaje de peces, es decir, biomasa, densidad, frecuencia, diversidad específica y funcional.
4. Relacionar la variación en algunas variables de calidad de agua con el uso de suelo en escalas de tramo y cuenca.

Capítulo 2. Respuesta del ensamblaje de peces a cambios espaciales en el uso de suelo en ríos del bajo Grijalva, sureste de México

Carlos Torrente-Ruiz, María Mercedes Castillo*, Everardo Barba-Macías, Aarón Jarquín-Sánchez.

El Colegio de la Frontera Sur, Villahermosa, Tabasco, México; CP 86280.
catorrente@ecosur.edu.mx; mmcastillo@ecosur.mx; ebarba@ecosu.mx; ajarquin@ecosur.mx
* Correspondencia

Abstract: Freshwater resources in southern Mexico are threatened by agriculture, pollution, and deforestation. In this study, we examined the relationship between land use and fish assemblages in the Pichucalco, Teapa, and Puyacatengo rivers in the Grijalva watershed during the dry season (June 2015). We found 3.735 fishes and examined correlations between fish assemblage structure and water chemistry variables, instreams and riparian habitat and land use at the catchment and reach scales. In the three focal rivers we documented the dominant fish species were either non-native, invasive species (e.g., *Pterygoplichtys pardalis*) or native species that are tolerant to a broad range of physical and chemical conditions (e.g., *Poecilia mexicana*). Additionally, we found that increased agriculture and urbanization in a given stream correlated with changes in the fish assemblage between upland and plain zones, and also between rivers. These results suggest that management practices that seek to protect and/or enhance instream and riparian habitat may also support more sensitive assemblages of fishes. To conserve freshwater resources and promote best management practices in lotic ecosystems, environmental decision-makers need to understand how anthropogenic activities influence freshwater fish assemblages.

Keywords: Land use, physical habitat, riparian forest, fish, trophic groups, fluvial ecosystems.

Total Word: 7,333

Los efectos del cambio de uso del suelo son una de las principales causas de alteración en los ríos, lo cual coincide con diversos autores (Gucker, Boechat, & Giani, 2009; Castillo et al., 2012; Castillo, Morales, Valencia, Morales, & Cruz-Motta, 2013; Dabrowski & Klerk, 2013;). Estos cambios, además de aquellos fenómenos de mayor escala como la introducción de especies invasoras y el cambio climático (Bates, Kundzewiez, & Palitukof, 2008), son una de las causas principales de la pérdida de biodiversidad y han afectado históricamente a los ensamblajes de ictiofauna (Karr, 1985; Pinto & Araújo, 2007; Das et al., 2013). Los peces, son indicadores biológicos y juegan un papel importante en los ecosistemas de río debido a sus funciones e influencia en la estructura de las comunidades acuáticas y terrestres (Schlosser, 1982; Roth, Allan, & Erickson, 1996; Saalfeld et al., 2012). Estos organismos responden a las características de su ambiente local, como el hábitat físico, el uso de suelo en la zona ribereña y la calidad de agua, que son resultado de las características de la cuenca (Howarth et al., 2000; Anderson & Maldonado-Ocampo, 2011; Troia & Gido, 2013).

La estructura de los ensamblajes de peces está bajo la influencia de factores que operan a diversas escalas tales como la diversidad regional, las características del sustrato, la

geomorfología, las fuentes de alimento, la calidad del agua, la vegetación y el hábitat, los cuales pueden variar a lo largo de un gradiente longitudinal en los ríos (Allan & Castillo, 2007; Steel et al., 2010). Aunque la composición de los ensamblajes puede variar a lo largo de los ríos según el grupo de peces y la zona estudiada, hay evidencia de que la riqueza y diversidad taxonómica generalmente se incrementa río abajo (Vannote et al., 1980; Pease et al., 2012; De La Barra et al., 2016) y con el tamaño de los hábitats (Allan & Castillo, 2007). Según el Concepto de Río Continuo (Vannote et al., 1980), se espera encontrar las especies de insectívoros en los tramos ubicados río arriba, mientras que los omnívoros, detritívoros y piscívoros se vuelven más abundantes río abajo. En el río Paraiba do Sul en Brasil (Pinto et al., 2009), hay un gradiente fisiográfico desde arroyos rocosos con mayor frecuencia de rápidos, hacia sustratos más finos río abajo, lo cual se asocia con una disminución de insectívoros bénticos y herbívoros, al igual que en otros estudios en el sur de los Estados Unidos (Berkman y Rabeni, 1987; Pease, et al., 2011). En el estudio de Pinto et al. (2009), la ictiofauna está asociada a su vez con un gradiente de intensidad agrícola y reducción de la cobertura de bosque. En otros estudios, la deforestación también aumenta los efectos negativos de la agricultura intensiva sobre la calidad del agua (Deegan et al., 2010; Mouri, Takizawa, & Oki, 2011; Castillo et al., 2013) y afecta la ictiofauna, a través de variables como la alteración del flujo de nitrógeno y fósforo, la temperatura, las fuentes de energía y la sombra (Schlosser, 1982; Roth et al., 1996; Saalfeld et al., 2012).

El rápido avance de la deforestación y la contaminación en las últimas décadas, aunado al incremento en cobertura de las zonas agrícolas, las cuales ocupan alrededor del 40% de la superficie de tierras continentales a nivel global (Foley et al., 2005), ha impulsado al estudio de los efectos de los cambios en el uso del suelo sobre los ensamblajes de peces en diferentes escalas, debido a la influencia de diversos factores que van desde la escala local a la escala de cuenca (Sandel & Smith, 2009; Steel et al., 2010). En escala de cuenca influyen factores como la geología, la edafología, la topografía, el uso del suelo y el clima, mientras que en lo local la estructura del ensamblaje se regula por factores bióticos y abióticos como la temperatura, la entrada de luz, la productividad primaria, la disponibilidad de hábitat o la sedimentación (Allan, 2004). La influencia de los usos de suelo en ambas escales sobre los ensamblajes de peces puede ser variable, tanto en ríos tropicales (Macedo et al., 2014), como en ríos mediterráneos y templados (Gregory, Swanson, Frederick, & McKee, 1991; Lammert & Allan, 1999; Bruno et al., 2014), aunque la movilidad de los peces y su posible relación con metapoblaciones más grandes puede reducir su sensibilidad al hábitat y a las condiciones locales (Barker, Felton & Russek-Cohen, 2006). Es por esto que lo más ampliamente aceptado son los estudios multi-escala, debido a que se reconoce que los patrones ecológicos son dependientes de la escala (Roth, Allan & Erickson, 1996; Sponseller, Benfield & Valett, 2001; Bruno et al., 2014), es decir, dependiendo del nivel de acercamiento de observación pueden evidenciarse distintas tendencias de interacción entre elementos bióticos y físicos.

Con lo anterior, es claro que la descripción y el entendimiento de los patrones ecológicos en las cuencas son complejos, variables, no lineales y dependientes de la escala espacio-temporal (Allan, 2004; Begon, Townsend & Harper, 2006). A su vez, uno de los retos más grandes en el estudio de la ecología de comunidades, es definir qué factores afectan la distribución y diversidad de las especies (Lemke & Rondón-Suárez, 2013), pero en el Neotrópico los estudios sobre la influencia de los usos de suelo sobre los ensamblajes de peces son todavía escasos (Boulton et al., 2008; Lemke & Rondón-Suárez, 2013), a pesar de las crecientes y alarmantes tasas de deforestación registradas (Achard et al., 2014). En el sureste de México, la cobertura vegetal natural en Tabasco pasó de un 50% en los años 60 a un 2% alrededor del 2010 (INEGI, 2014). De igual forma, en Chiapas se perdió el 7.16% de bosques y selvas entre

2000 y 2012 (INEGI, 2014). Las políticas y programas de desarrollo actuales del estado de Tabasco mencionan proteger y recuperar la integridad de los sistemas hídricos (POET, 2013), pero los programas de desarrollo socioeconómico parecen descuidar este objetivo, ya que no se conservan los bosques y no se controla la descarga de contaminantes en el agua (Aryal et al., 2012), reflejándose en un evidente deterioro (Vázquez-Díaz, 2009). Esto evidencia la insostenibilidad del desarrollo en las cuencas de los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco, ubicadas en la cuenca baja del río Grijalva, donde no hay estudios sobre el efecto de los usos de suelo sobre los ensamblajes de peces, haciendo necesario ampliar el conocimiento que apoye de manera efectiva la toma de decisiones de manejo y planeación.

Este trabajo se realizó con el fin de estudiar cómo la estructura del ensamblaje de peces responde a las variaciones del uso de suelo a escala de tramo y de cuenca a lo largo de los ríos, comparando la zona alta con mayor pendiente y menor perturbación humana con la zona plana, ubicada en la parte baja de los ríos y con mayor presión por actividades agrícolas. Se esperan respuestas de la estructura del ensamblaje de peces en sus principales atributos, tales como biomasa, la densidad y la diversidad específica y funcional, a diferencias en el uso del suelo entre ríos, zonas y tramos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio: Las cuencas estudiadas comprenden 123.728 ha en el sureste de México, en los estados de Tabasco y Chiapas, se encuentran entre las provincias fisiográficas Sierra de Chiapas y la Planicie Costera del Golfo de México (92°56’81”-93°01’45” W y 17°45’21” - 17°10’57” N). El estudio se desarrolló en las cuencas de los ríos Puyacatengo (área de drenaje: 33.254 ha), Teapa (área de drenaje: 51.223 ha) y Pichucalco (área de drenaje: 38.944 ha), los cuales son tributarios del río de la Sierra ubicado en la cuenca del río Grijalva. La elevación en estas cuencas varía desde el nivel del mar (5 m. s. n. m.) en zonas de planicie costera del Golfo, hasta 2,400 m.s.n.m. al oriente de Ixhuatán, en zonas montañosas en el estado de Chiapas (INEGI, 2012a). El clima es cálido húmedo (Af) con temperatura media anual alrededor de 22°C. El régimen de lluvias presenta un mínimo en el mes de mayo y el periodo más lluvioso alrededor de octubre, con una precipitación anual alrededor de 4000 mm. Los ríos Puyacatengo y Pichucalco tienen lutita-arenisca como principal formación geológica mientras que el río Teapa tiene mayor cobertura de caliza. La edafología dominante en la zona de estudio es Acrisol Húmico y en la zona plana se nota el aumento de Gleysol Eúrico en comparación con la zona alta. En las tres cuencas domina el uso agropecuario forestal seguido de Selva Alta Perennifolia (SAP) en el río Puyacatengo y vegetación secundaria de SAP en los ríos Teapa y Pichucalco (INEGI, Serie V 2013). La agricultura y ganadería son las principales actividades económicas en estas cuencas, con presencia de cultivos de plátano y palma en la parte baja (Arriaga, Espinoza, Aguilar, Martínez, & Gómez, 2000).

Los sitios de muestreo se seleccionaron de acuerdo a zonas de pendiente y geomorfología estableciéndose así tres estaciones en la zona alta o montañosa (entre 40 y 185 m.s.n.m.) y tres en la zona plana o planicie (entre 11 y 33 m.s.n.m.) a lo largo de cada río, para un total de 18 estaciones, separadas más de 500 m entre sí (Fig. 1A). Se delimitó el área de drenaje para cada punto de muestreo de manera automatizada con base en una red hídrica generada a partir de un modelo de elevación digital y un mapa de pendientes. Para evitar inconsistencias se hicieron ajustes manuales de los límites de las cuencas verificando con corrientes, topografía y curvas de nivel.

Clasificación de usos de suelo: Los usos se clasificaron a escala de cuenca (1:50,000) y de tramo (1:5,000). La escala de cuenca considera el área de drenaje aguas arriba del punto de muestreo. El análisis de cuencas se realizó sobre una imagen satelital Landsat 8 (USGS, 2015) con resolución pancromática de 15 m. Se aplicó la herramienta de clasificación supervisada Máxima Verosimilitud para siete tipos de uso de suelo (cultivo de plátano, cultivo de palma, pastizal, zona urbana, bosque, suelos descubiertos y vegetación secundaria) (Fig. 1B). Los resultados se verificaron y ajustaron manualmente y basándose en el conocimiento de los recorridos de campo, teniendo en cuenta un mínimo cartografiable de 8 ha. La escala de tramo consideró 30 m de buffer ripario a cada lado del cauce y 500 m río arriba de cada estación de muestreo. Estos 30 m son el ancho óptimo de buffer definido para conservar las condiciones físico-químicas y biológicas ideales en ríos pequeños según Sweeney y Newbold (2014). En los tramos se digitalizaron polígonos manualmente sobre una imagen de satélite (INEGI, 2015).

Aspectos fisicoquímicos del agua y hábitat físico: Los muestreos se realizaron en la temporada de secas en junio de 2015. En cada estación se midieron en tres puntos los parámetros fisicoquímicos del agua (temperatura, conductividad, sólidos disueltos, salinidad, porcentaje de oxígeno, oxígeno disuelto y pH) utilizando una sonda multi-paramétrica (Hanna HI9828). Adicionalmente, en cada estación se evaluó el hábitat físico siguiendo los protocolos de Wilhelm, et al. (2005) para los tramos no vadeables de la zona plana y Barbour, et al. (1999) para tramos vadeables de la zona alta. También se evaluó visualmente la calidad de bosque ripario (QBR) modificado para cuencas tropicales (Munné, et al., 2003) en todas las estaciones, exceptuando mediciones botánicas. Estos métodos incluyen la observación de variables como el crecimiento de plantas, la condición del canal, alteraciones del flujo, estabilidad de los bordes, dosel, sustrato, y calidad del bosque ripario en términos de cobertura, estructura, calidad y naturalidad. Debido a que los métodos empleados en zonas vadeables y no vadeables empleaban distintos puntajes máximos, se estandarizó a una escala de uno a 100 para poder comparar entre zonas y establecer rangos de 20 puntos en la siguiente escala: Muy pobre (0-20), pobre (21-40), regular (41-60), buena (61-80) y óptima (81-100). Así fue posible comparar los datos de hábitat físico entre las estaciones de las zonas alta y plana.

Ictiofauna: El muestreo de la ictiofauna se realizó en la época seca, cuando el éxito de captura es mayor (Pease et al., 2012). Se emplearon redes-D (área 0.87 m2 y abertura de malla de 500 μm) en arrastres de 5 m en todas las estaciones. Para las estaciones de la zona alta además se utilizó un equipo de electro-pesca marca Halltech (Aquatic Research Inc. HT-2000) en recorridos de 50 m de largo y 2 m de ancho cubriendo 100 m2. En la zona plana, se emplearon redes agalleras con una abertura de malla de 4 cm, 30 m de largo y 2 m de alto, para un área de colecta de 60 m2 cada una. Se dejaron durante un tiempo de recolecta nocturna de 12 horas. Las muestras se transportaron en alcohol al 96% hasta el laboratorio y todos los peces fueron separados, identificados, pesados, etiquetados y almacenados en la colección de referencia de Fauna Acuática de El Colegio de la Frontera Sur, unidad Villahermosa (Códigos CRPT 500 - 4,236). Se utilizaron guías de campo y claves de Miller et al. (2005) para la identificación y se determinaron los grupos tróficos a los cuales pertenece cada especie según otros autores (Froese & Pauly, 2015; Ruiz-Cauich, Schmitter-Soto, Barba-Macías, & González-Solís, 2016). Los criterios para definir estos grupos fueron: herbívoro es aquel que consume el 90% de su dieta en materia vegetal, piscívoro más de 60% en peces, insectívoro 50% o más en insectos, detritívoro si más del 90% son detritus y omnívoro si el porcentaje es homogéneo entre las presas. La tendencia también fue definida ponderando los ítems alimenticios e identificando los de mayor peso (Ruiz-Cauich, 2011) (Tabla anexa).

Se realizaron cálculos de biomasa (peso húmedo/área, g/m2), densidad (abundancia/área, indiv/m2) y frecuencia (presencia de captura) por especie. Con esta información se calculó un índice de valor de importancia (IVl = %densidad+%biomasa+%frecuencia) (Brower & Zar, 1981) para cada especie y grupo trófico en todas las estaciones. También se calcularon los índices de riqueza de especies Margalef (Krebs, 1999), diversidad de Shannon (H') (Magurran, 1988) y Equidad de Pielou (J') (Krebs, 1999). Con la finalidad de identificar diferencias en el ensamblaje de peces entre los tres ríos y las dos zonas (alta y plana), se elaboraron ordenaciones de escalamiento multidimensional no métrico (MDS) con base en matrices de similitud Bray Curtis con los datos de densidad, biomasa, IVI por especie e IVI por grupo trófico. La matriz de biomasa se transformó a raíz cuarta con el fin de reducir el peso de las especies dominantes manteniendo la estructura de los datos (Clarke & Gorley, 2006). Adicionalmente, para identificar diferencias significativas entre ríos y zonas, se hicieron análisis de similitud ANOSIM de dos vías con el método de correlación de Spearman (comparable con la prueba F de ANOVA). Cuando esta prueba arrojó grupos significativamente diferentes ($P<0.05$), se aplicó el análisis SIMPER para identificar las especies de mayor contribución a estas diferencias (Clarke & Ainsworth, 1993). Posteriormente, con el fin de identificar relaciones biótico-ambientales se realizaron análisis BEST-BIOENV entre pares de matrices de peces y de uso del suelo. Así se hicieron combinaciones de biomasa, densidad, IVI de especies y grupos tróficos con usos del suelo a escala de cuenca y tramo. Al final se realizaron Análisis Canónico de Coordenadas Principales (CAP) entre pares de matrices biológicas (IVI de especies e IVI de grupos tróficos) y una matriz de hábitat y usos de suelo en ambas escalas. Se realizó el CAP con el IVI ya que este índice contiene los atributos de densidad, biomasa y frecuencia. Todos los análisis se realizaron utilizando el software Primer-e (Plymouth Marine Laboratory) con un nivel de significancia del 5% (Clarke & Ainsworth, 1993).

RESULTADOS

En las tres cuencas dominó la cobertura de pastizal, seguida por bosque en Puyacatengo y Teapa y por vegetación secundaria en Pichucalco. El mayor porcentaje de pastizal ocurrió en Puyacatengo y el menor en Teapa, mientras que el bosque alcanzó la mayor proporción en Teapa y la menor en Pichucalco. Las áreas de platanal y palma aparecen en las zonas planas, con un mínimo de 2.2% en el Puyacatengo y un máximo de 9.7% en el río Teapa. La cuenca con mayor cobertura urbana es Teapa con 2.5% y la de menor porcentaje urbano es Puyacatengo con 1.2% (Fig. 1).

En el gradiente longitudinal, la cobertura de pastizal y la vegetación secundaria en el río Puyacatengo tienden a disminuir en dirección aguas abajo acompañado con un aumento en la proporción de bosque, plátano y palma. En el río Teapa la cobertura de bosque, pastizal y la vegetación secundaria disminuyen entre la zona alta y la plana, aumentando la proporción de cultivos de plátano en la zona baja. En el río Pichucalco, a diferencia de los otros ríos, el pastizal aumenta aguas abajo, al igual que el área destinada a cultivos de plátano. Las zonas urbanas y suelos descubiertos aumentan aguas abajo en las tres cuencas estudiadas.

Los valores más altos de biomasa se obtuvieron en las zonas planas de Puyacatengo (492 g/m^2) y Teapa (39 g/m^2) donde dominó *P. pardalis* (36 y 67.8 % de la biomasa promedio, respectivamente) y le siguió *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) (35.6%) y *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) (21.8 %) en Puyacatengo y *C. idella* (21.8 %) en Teapa. En Puyacatengo en la parte alta dominó *Ophisternon aenigmaticum* (Rosen y Greenwood, 1976)

y *P.mexicana,* mientras que en la zona alta del Teapa fueron *P.mexicana y Rhamdia guatemalensis* (Günther, 1864). En Pichucalco la especie con mayor contribución a la biomasa en ambas zonas fue *P. mexicana* (71.9% zona alta y 69.4% zona baja), seguida en la zona alta por *R. guatemalensis* y en la zona plana por *H. milleri*.

El MDS para biomasa, distinguió dos agrupaciones, la primera conformada por todos los sitios de la zona alta más los sitios del Pichucalco plano, y el segundo grupo los sitios de Puyacatengo y Teapa planos (Fig. 2A). El ANOSIM mostró diferencias significativas entre ríos (R=0.149, P=4.4%) y entre zonas (R=0.31, P=0.6%) y el SIMPER identificó que la mayor disimilitud se encuentra entre el Puyacatengo y Pichucalco (88.3%) y esta se debe a *P. pardalis* (39.5 %). De igual manera *P. pardalis* aparece como la especie que más aporta a la diferencia entre zonas (48%) seguido de *P. mexicana* (16%) según los resultados del análisis SIMPER. El análisis BEST-BIOENV entre biomasa y usos de suelo en ambas escalas arroja una correlación de 0.478 con las variables proporción de cultivo de plátano y áreas urbanas a escala de cuenca.

El Índice de valor de importancia (IVI) por especies tuvo el máximo valor promedio para *P. mexicana* en todas las zonas en los tres ríos, con el valor máximo en Teapa alto, con excepción de Puyacatengo plano donde dominó *P. pardalis* (Tabla 5). En el MDS basado en la matriz de IVI por especies arrojó una separación entre zonas (Fig. 2B). El ANOSIM muestra diferencias significativas entre zonas alta (A) y plana (P) (R=0.512, P=0.1%) más no entre ríos (R= -0.061, P=77.4%). El SIMPER mostró que la especie *P. mexicana* tuvo la mayor contribución a la diferencia en ambas zonas (29.13%), seguida de *P. pardalis* (19.92 %), *H. milleri* (9.6%) y *A. aeneus* (7.98%), totalizando estas cuatro especies el 66.72% de la diferencia. El análisis BEST BIOENV que relaciona la matriz de IVI con las variables de uso de suelo a escala de tramo y cuenca, señala que existe una correlación de 0.454 con la combinación de las variables proporción de platanal y bosque en escala de tramo y proporción de platanal, pastizal y suelo descubierto en la escala de cuencas.

Con respecto al IVI por grupo trófico, los detritívoros-herbívoros (*P. mexicana* y *P. pardalis*) fueron los dominantes, en todos los ríos y zonas (IVI del grupo trófico entre 52.8 ± 79.9 y 74 ± 115.9). En Puyacatengo, el siguiente grupo dominante fue detritívoro-bentófago (*O. aenigmaticum*) en la zona alta (IVI =27.6 ± 47.8) y herbívoros (*C. idella, C. carpio, Cichlasoma pearsei* Hubbs, 1936) en la zona plana (16 ± 23.9). En Teapa el segundo grupo trófico dominante fue carnívoro-bentófago (*A. aeneus* y *Heterandria bimaculata* Heckel 1848) en la zona alta (12.9 ± 28.5) y herbívoros (*C. idella, C. carpio, C. pearsei*) en la zona plana (10.4 ± 19). En Pichucalco se encontró que carnívoro-bentófago (*Cichlasoma urophthalmus* Günther, 1862*, R. guatemalensis*) siguió a los detritívoro-herbívoros (*P. mexicana, P. pardalis, Oreochromis nilloticus* Linnaeus, 1758) en IVI en la zona alta (11.4 ± 26.7) y detritívoros (*Thorichthys pasionis* Rivas, 1962) en la zona plana (16.1 ± 39.3). El río con mayor variedad de grupos tróficos fue el Puyacatengo con diez grupos, aunque en Teapa en su zona plana alcanza el mayor número de todas las zonas con ocho grupos. En Puyacatengo la cantidad de grupos tróficos (7) es igual en ambas zonas, mientras que en Pichucalco disminuye entre las zonas alta (5) y plana (4) y en Teapa aumenta (de 5 a 8). La dominancia de los detritívoro-herbívoros aumenta hacia la zona plana de Puyacatengo y Teapa pero en Pichucalco disminuye. Además se encontró que en Pichucalco el grupo que le sigue a los detritívoro-herbívoros es carnívoro bentófago en la zona alta e insectívoro en la zona plana, mientras que en Puyacatengo y Teapa son los herbívoros en la zona plana y los detritívoros y omnívoros bentófagos, respectivamente, en la zona alta.

El MDS basado en IVI de grupos tróficos, agrupó a los sitios de la zona alta más los sitios del Pichucalco plano, mientras que en el otro grupo se encontraron solo los sitios de Puyacatengo y Teapa plano (Fig. 2C). El ANOSIM mostró diferencias significativas entre zonas (R=0.463, P=0.3%) y el SIMPER identificó que los grupos detritívoro-herbívoro (53%) y herbívoro (17%) son los principales contribuyentes a esta diferencia. Los detritívoro-herbívoros *P. pardalis* y *P. mexicana* dominan en la zona plana, aunque *P. mexicana* también domina en zona alta. El análisis BEST-BIOENV entre grupos tróficos y usos de suelo arrojó una correlación de 0.605 para las variables proporción de platanal, zonas urbanas y suelo descubierto a escala de cuenca.

El CAP entre IVI de especies y las variables de hábitat y uso del suelo arrojó dos agrupaciones que separan las zonas altas de las planas, pero los ríos aparecen dispersos (Fig. 3A). Las correlaciones más altas evidencian la relación entre la proporción de cultivo de plátano a escala de tramo y el IVI en las estaciones de la zona plana (-0.529) y la proporción de bosque a escala de tramo y las estaciones de la zona alta (-0.658). También aparecen correlacionadas las variables de QBR (0.428) y pastizal a escala de tramo (0.404) en la zona plana (Fig. 3A). El CAP para IVI de grupos tróficos mostró que las variables de hábitat, vegetación secundaria a escala de cuenca y bosque a escala de tramo se relacionan con las estaciones altas en un primer grupo (Fig. 3B). El segundo grupo relaciona los valores de la zona plana con el pastizal a escala de tramo, el QBR, las zonas urbanas a escala de tramo y el bosque a escala de cuenca. Los mayores coeficientes fueron para QBR (0.487), suelos descubiertos (0.428), y bosque (0.409) a escala de tramo. El vector de platanal a escala de tramo se relacionó (0.362) con los valores de IVI de estaciones planas del Pichucalco.

DISCUSIÓN

Las diferencias observadas en los ensamblajes de peces entre las zonas altas y planas de los tres ríos estudiados sugieren que el uso del suelo y la variación longitudinal natural de los ríos influyen sobre la estructura y diversidad de estos ensamblajes. No existen estudios de la ictiofauna en estos tres ríos pero comparando la diversidad con el río San Pedro en Tabasco (Castillo-Domínguez, Barba-Macías, Navarrete, Rodiles-Hernández, & Jiménez-Badillo, 2010) esta fue más baja para los tres ríos. Diferencias significativas de biomasa e IVI entre zonas, con valores más altos en las zonas planas y la contribución de *P. pardalis*, una especie invasora, pueden estar relacionadas con la mayor perturbación de las zonas planas con respecto a las altas. La variación longitudinal a escala de cuenca en uso de suelo indica una tendencia a la disminución de bosque y al aumento de cultivo de plátano y palma entre las zonas altas y planas, salvo en el río Puyacatengo en cuya cuenca el bosque aumentó hacia la zona plana (Fig. 1). También aumentaron las zonas urbanas y los suelos descubiertos en dirección aguas abajo en todos los ríos. Estas alteraciones afectan la calidad del bosque ribereño y del hábitat físico, resultando en una disminución en la proporción de bosque en la zona ribereña, el QBR y la evaluación del hábitat entre las zonas altas y planas (Tablas 2 y 3). Igualmente, cambios en el uso del suelo pueden afectar la calidad del agua (Allan, 2004; Macedo et al., 2014). Sin, embargo, no se observaron cambios marcados en las variables fisicoquímicas medidas entre las zonas altas y bajas. Aunque el oxígeno disminuyó entre las zonas altas y planas, siempre estuvo por encima de 6.7 mg/L, lo cual indica suficiente disponibilidad para los peces (Díaz & Rosenberg, 1995). Sin embargo, aumento en nutrientes entre la parte alta y plana ha sido medido ocasionalmente en estos ríos y podría estar relacionado con los cambios longitudinales en el uso del suelo (Torrente-Ruiz, datos no publicados). Por lo tanto, tal como se sugiere en múltiples estudios (Schlosser, 1991; Roth, Allan & Erickson, 1996; Allan, 2004; Wilhelm et al., 2005; Meng, et. al., 2009; Gucker, Boechat & Giani, 2009; Collen et al., 2014), la intensificación de usos de suelo, en este caso

entre las zonas altas y plana, actúa a través de la calidad del hábitat físico y puede estar afectando los ensamblajes de peces (Schlosser, 1991; Allan, 2004; Matono, Sousa & Ilhéu, 2013).

A pesar de esto, la diversidad del ensamblaje de peces (Tabla 4.) se relacionó inversamente a lo esperado con los efectos de los cambios longitudinales en el uso del suelo, es decir, hubo una mayor diversidad y riqueza de especies y grupos tróficos en las zonas planas que son más perturbadas. Lo cual podría depender de las variaciones naturales de las características físicas a lo largo del río. Según algunos modelos, la complejidad de hábitats, estabilidad hidrológica y el ancho y profundidad del canal principal, además de otras características de la dinámica física del sistema, como la formación de meandros, zonas de inundación y pozas profundas, varían naturalmente a lo largo de un río, aumentando entre las cabeceras y la parte baja de los ríos, propiciando una mayor riqueza de especies y de mayor biomasa en la parte baja (Vannote et al., 1980; Matthews, 1986; Schlosser, 1991; De La Barra et al., 2016). Aunque en los ríos estudiados la evaluación de hábitat físico de las zonas planas no incluyó variables como la diversidad de los hábitats, meandros, rápidos y pozas, o la estabilidad hidrológica, la zona plana tiene características de ríos de zonas bajas, a pesar que mostró una mayor degradación que la zona alta. La corriente más lenta y estable o la relación con planos de inundación propia de sistemas de bajo relieve, pueden estar favoreciendo la diversidad de los peces (Pease et al., 2012). El efecto de la variación longitudinal natural se da en los tres ríos, aunque el Pichucalco, tuvo valores de biomasa, riqueza y diversidad más homogéneos en el gradiente longitudinal, lo cual se evidencia en los MDS de IVI para grupos tróficos y biomasa. Esto podría explicarse por una menor variación altitudinal entre las estaciones altas y planas del Pichucalco (Pouilly, Barrera, & Rosales, 2006; De La Barra et al., 2016).

A pesar de lo anterior, las variaciones entre los ríos tanto de la biomasa, riqueza de especies y diversidad específica y funcional reflejaron también las diferencias en el uso del suelo entre ríos en ambas escalas, suprimiendo así el efecto de la variación longitudinal natural. El río Puyacatengo presentó mayor biomasa, riqueza, diversidad y número de grupos tróficos seguido del Teapa y el Pichucalco, lo cual podría estar relacionado con la proporción de bosque y de cultivos de plátano en la cuenca, que a su vez afectan la zona ribereña, y la calidad del hábitat dentro del río. Sólo en el Puyacatengo la proporción de bosque a escala de cuenca aumenta río abajo y en la escala de tramo el Puyacatengo tiene la mayor proporción de bosques en la zona alta, la menor proporción de plátano en la zona plana y la mejor calidad de hábitat y bosques ribereños. Esto coincide con otros estudios (Woodward et al., 2012; Johnson & Angeler, 2014) incluso en zonas tropicales (Pinto et al., 2009; Fabrício, et al., 2015), que indican que la complejidad de los ensamblajes aumenta en los sitios menos perturbados. A pesar de que el Teapa tiene mayor proporción de bosque, el Puyacatengo presentó mejores indicadores de hábitat y QBR y además, parte de los bosques del Puyacatengo son, a diferencia de los bosques secundarios de Teapa y Pichucalco, remanentes de Selva Alta Perennifolia (INEGI, 2012b). Opuestamente, Pichucalco tiene la mayor proporción de plátano a escala de tramo y menor de bosques en ambas escalas, lo cual puede repercutir en una calidad más baja de hábitat y bosques ribereños y soportar una menor diversidad de peces y grupos tróficos.

Confirmando la importancia de ambas escalas y respecto a las variables que explican mejor la variación en el ensamblaje de peces, los resultados de BEST-BIOENV basados en biomasa mostraron correlación con las variables de platanal y urbano a escala de cuenca, lo cual coincide con la importancia de esta escala en otros estudios (Roth, Allan & Erickson, 1996; Saalfeld et al., 2012). Además, los resultados de BEST-BIOENV para el IVI por especies

mostraron que el bosque, el platanal y la cobertura de suelo descubierto a escala de tramo explican también la variación en los peces. Esto de igual forma ha ocurrido en otros estudios donde la escala de tramo resulta ser de mayor importancia (Pease, et al., 2011; Bruno, et al., 2014), e implica que en la zona ribereña y en las cuencas, la intensificación del uso de suelo se relaciona con la estructura del ensamblaje de peces. La correlación del bosque en la escala de tramo puede estar relacionado con esta interface tierra-agua donde se dan las mejores condiciones para la reproducción y al mismo tiempo se concentran los efectos de los usos de suelo(Sponseller, Benfield, & Valett, 2001; Cadenasso, Pickett, & Weathers, 2004; Saalfeld et al., 2012). La agricultura es la fuente más grande de contaminación difusa (Foley et al., 2005) y afecta a los ensamblajes de peces promoviendo la dominancia de especies invasoras o tolerantes debido al aumento de nutrientes, el crecimiento de algas, la degradación del hábitat físico y la vegetación ribereña (Ross et al., 2001; Chalar et al., 2013). Se sabe que los suelos descubiertos están generalmente asociados a la agricultura intensiva y que estos pueden generar un aumento de sólidos suspendidos en el agua, al igual que de nutrientes y otros contaminantes que pueden repercutir en los ensamblajes de peces (Matono et al., 2013), lo cual puede estar ocurriendo con las áreas de platanal en las zonas planas y en el río Pichucalco donde estas coberturas son mayores que en los otros ríos en la escala de tramo (Tabla 1). Adicionalmente, al integrar las variables ambientales con las biológicas en los análisis CAP entre grupos tróficos, IVI y variables de uso de suelo arrojaron también correlación con bosque y platanal a escala de tramo y platanal a escala de cuenca. Esto sugiere una relación entre la intensificación de usos de suelo principalmente a través de los cultivos de plátano en esta zona y los ensamblajes de peces y que ambas escalas son igualmente importantes para identificar relaciones causales en los sistemas lóticos.

En lo referente a las especies y grupos tróficos registrados, existe una fuerte dominancia de pocas especies tolerantes de detritívoro-herbívoros (*P. mexicana* y *P. pardalis*) que a su vez son las mayores contribuyentes a las diferencias entre las zonas y ríos en términos de biomasa e IVI. En este estudio la principal diferencia entre la zona alta y plana esta dada por *P. pardalis,* que va desapareciendo hacia las zonas altas, lo cual pudiera interpretarse debido a que en la zona plana existen condiciones más ideales para su colonización, como por ejemplo mayor cantidad de nutrientes en el agua (Torrente-Ruiz, datos no publicados), asociada a una mayor proporción de zonas urbanas y de cultivos de plátano, que estimulan el crecimiento de algas y la acumulación de detritos. Estos factores favorecen la presencia de *P. pardalis* dado que la especie tiene el 39 % de la biomasa total y se alimenta de detritos y algas hasta el punto de generar impactos sobre la dinámica de nutrientes y las redes tróficas en los ecosistemas (Özdilek, 2007; Capps & Flecker, 2013), además de ser una de las especies invasoras acuáticas de mayor distribución en las cuencas del sureste de México (Barba-Macías, Juárez-Flores, & Magaña-Vázquez, 2014). Esta especie tolera ríos contaminados y condiciones de salinidad e hipoxia, ya que posee respiración pulmonar, entre otras características, por lo cual se ha identificado como una fuerte amenaza (Hoover, Killgore, & Cofrancesco, 2004; Wakida-Kusunoki & Del Angel, 2008; Mendoza et al., 2009). Adicionalmente, *P. mexicana,* que dominó en ambas zonas de los tres ríos, aunque en México es nativa, tiene amplia distribución y tolerancia a ambientes contaminados y hasta tóxicos con compuestos de azufre, debido a adaptaciones como la respiración de superficie (Riesch, Plath, & Schlupp, 2010). La dominancia de *P. mexicana, R. guatemalensis* y A. *aeneus* en la zona alta indica que allí se han dado mejores condiciones para su colonización como sustrato rocoso, profundidad menor a 1 m (Rush-Miller, 2009), mientras que especies de mayor tamaño como *P. pardalis, C. carpio* y *C. idella* podrían estar siendo restringidas por barreras físicas, depredadores piscívoros y hasta su misma conducta dirigida hacia hábitats más estables y profundos (Schlosser, 1991). Aparte de *P. pardalis* la mayor dominancia de *H. milleri* en la zona plana

podría estar relacionada con un efecto de competencia por el recurso alimenticio entre los insectos presa de *H. milleri* y *P. mexicana* en la zona litoral de la parte alta. Efecto que puede estar desplazando a *H. milleri* hacia las zonas planas, donde *P. pardalis* no se especializa en su misma zona litoral.

Los detritívoro-herbívoros y los herbívoros explicaron las diferencias entre la zona alta y plana y tuvieron relación con coberturas de pastizal y urbanas en la zona plana y bosques en la zona alta. En un sistema subtropical (río Paraitinga, Brasil) también se encontró dominancia de estos mismos grupos tróficos y el aumento de los detritívoros-herbívoros hacia la parte baja de la cuenca se asocia con los sitios de pastizal, baja cobertura de dosel, y mayor profundidad (Esteves, Lobo, & Faria, 2008). Esto indica que los usos del suelo tienen relación con la estructura trófica de los ensamblajes de peces y que a medida que aumenta la intensificación aumenta la dominancia de los detritívoro-herbívoros. Esto se observó en los ríos Puyacatengo y Teapa, mas no en Pichucalco, donde aparecen los insectívoros como grupo dominante tras los detritívoro-herbívoros, probablemente relacionado a una mayor diversidad de macroinvertebrados acuáticos (Torrente-Ruiz, datos no publicados). Esto pudo deberse a que en Pichucalco *P. pardalis* tuvo una biomasa baja (0.3%) y por tanto podría haber menor competencia por el recurso de material vegetal y detritus, dando paso a una mayor cantidad de insectos presa que consumen estos mismos recursos. Otro aspecto relevante es que hubo carnívoros-bentófagos que dominan, después de los detritívoro-herbívoros, en las zonas altas de Teapa y Pichucalco, pero el único carnívoro-piscívoro *Belonesox belizanus* (Kner, 1860), nativo y tolerante a la salinidad (Rush-Miller, 2009) se encontró en Puyacatengo en la zona alta, la cual tiene mayor salinidad que los otros ríos debido a entradas de aguas ricas en azufre (Vázquez-Díaz, 2009). La presencia de este depredador tope en la zona alta coincide con una menor intensificación del uso del suelo y mejor calidad de los bosques riparios en la zona alta del Puyacatengo. Aunque estos bosques podrían estar representando una mayor entrada de materia orgánica alóctona variada como subsidio alimenticio para las presas de *B. belizanus* (Riley & Jefferies, 2004; Johnson, 2013), y esto concuerda con un modelo trófico de la cuenca del río Hondo donde *B. belizanus* aparece sólo en los sistemas con mayor flujo de energía basal (Ruiz-Cauich, 2011), *B. belizanus* es una especie de talla pequeña que habita en la superficie (Froese y Pauly 2016) y además no tuvo abundancia ni biomasa considerable en este estudio. Lo anterior indica que la presencia de este depredador es poco atribuible a la influencia de los bosques riparios del Puyacatengo.

Estos resultados permitieron relacionar la intensidad de usos de suelo con el ensamblaje de peces como un factor relevante que actúa a través de la calidad del hábitat y los bosques ribereños. A pesar de esto, es necesario reconocer las limitaciones por ser un estudio puntual, con una gran cantidad de fuentes de incertidumbre propias de sistemas complejos (Begon et al., 2006), como la variación temporal, la carencia de datos continuos del sistema (Torgersen, Baxter, Li, & Mcintosh, 2006) o el incompleto conocimiento de las variables o factores que pueden afectar la estructura de los ensamblajes (Marzin et al., 2014). Esto pone en evidencia la necesidad de generar más conocimientos en sistemas tropicales, especialmente modelos y experimentos, que incluyan estos y otros factores determinantes de la variación en distintas escalas espaciotemporales. El manejo de las cuencas y la forma en que se organizan los usos de suelo en el territorio, puede estar dirigido a conservar la diversidad funcional y los hábitats importantes para la reproducción y el refugio de la fauna en los ecosistemas lóticos, que prestan servicios vitales para la sociedad pero se encuentran entre los más amenazados (Dudgeon, 2008; Vörösmarty et al., 2010).

Resumen: Respuesta del ensamblaje de peces a cambios espaciales en el uso de suelo en ríos del bajo Grijalva, sureste de México. Los recursos hídricos del sureste de México están amenazados por la contaminación y deforestación. Para promover mejores prácticas de manejo en los ecosistemas lóticos, es necesario entender qué actividades están afectando los ensamblajes de peces de agua dulce. En este estudio se examinó la relación entre los usos del suelo y los ensamblajes de peces en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco en la cuenca del Grijalva durante la época seca (junio 2015). Se registraron un total de 3,735 peces y se identificaron correlaciones entre la estructura del ensamblaje de peces y una serie de variables fisicoquímicas del agua, hábitat físico, calidad de bosque ripario y usos de suelo en escalas de tramo y cuenca. En los tres ríos las especies dominantes fueron especies invasoras (*Pterygoplichthys pardalis*) o nativas tolerantes a un amplio rango de condiciones físicas y químicas (*Poecilia mexicana*). Adicionalmente, se encontró que la intensificación del uso del suelo se correlaciona con cambios en el ensamblaje entre las zonas altas y planas, y también entre ríos. Estos resultados sugieren que las prácticas de manejo que buscan la protección o mejoramiento de los hábitats podrían también promover ensamblajes de peces más sensibles.

Palabras clave: Usos del suelo, hábitat físico, bosques ribereños, ictiofauna, grupos tróficos, ecosistemas fluviales.

AGRADECIMIENTOS

A El Colegio de la Frontera Sur, especialmente la unidad de Villahermosa y al CONACYT por el apoyo. A Pablo Delgado por el apoyo permanente en el laboratorio de biogeoquímica y a Verenice Escamilla por su colaboración en sistemas de información geográfica.

REFERENCIAS

Achard, F., Beuchle, R., Mayaux, P., Stibig, H. J., Bodart, C., Brink, A., … Simonetti, D. (2014). Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. Global Change Biology, 20(8), 2540-2554. doi:10.1111/gcb.12605

Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology and Evolution Systematics, 35, 257-284. doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122

Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters. (Springer, Ed.) (Second). The Netherlands: Springer.

Anderson, E. P., & Maldonado-Ocampo, J. A. (2011). A regional perspective on the diversity and conservation of tropical andean fishes. Conservation Biology, 25(1), 30-39. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01568.x

Arriaga, L., Espinoza, J., Aguilar, C., Martinez, E., & Gomez, L. (2000). Regiones terrestres prioritarias de México. México: Comision Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. CONABIO.

Aryal, D. R., Geissen, V., Ponce-Mendoza, A., Ramos-Reyes, R. R., & Becker, M. (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

Barba-Macías, E., Juárez-Flores, J., & Magaña-Vázquez, M. (2014). Nuevos registros de plecos (Pterygoplichthys pardalis) (Siluriformes: Loricariidae) en las cuencas del río Grijalva y Tonalá, Pajonal-Machona, Tabasco. En Low-Pfeng, A., Quijón, P., Peters-

Recagno, E. 2014. Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México. (pp. 233-251). México D. F.: Semarnat-INECC-UPEI.
Barbour, M., Gerritsen, J., Snyder, B., & Stribling, J. (1999). Habitat assessment and physicochemical parameters. En Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish (Second). Washington D.C.: U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water.
Barker, L. S., Felton, G. K., & Russek-Cohen, E. (2006). Use of Maryland biological stream survey data to determine effects of agricultural riparian buffers on measures of biological stream health. Environmental Monitoring and Assessment, 117(1-3), 1-19. doi:10.1007/s10661-006-7721-3
Bates, B. C., Kundzewiez, Z., & Palitukof, W. (2008). Climate change and water. Climate Change and Water. Technial Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva.
Begon, M., Townsend, C., & Harper, J. (2006). Ecology. From individuals to ecosystems (4th ed.). London, UK.: Blackwell Publishing.
Berkman, H. E., & Rabeni, C. F. (1987). Effect of siltation on stream fish communities. Environmental Biology of Fishes 18:285–294., 18(18), 285-294.
Boulton, A., Boyero, L., Covich, A., Dobson, M., Lake, S., & Pearson, R. (2008). Are tropical streams ecologically different from temperate streams? En Dudgeon, D. (Ed.), Tropical stream ecology (Primera, p. 316). London, UK.: Elsevier.
Brower, J. E., & Zar, J. H. (1981). Field and laboratory methods for general ecology. Dubuque, Iowa: Co., W. C. Brown.
Bruno, D., Belmar, O., Sánchez-Fernández, D., Guareschi, S., Millán, A., & Velasco, J. (2014). Responses of Mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spatial scales. Ecological Indicators, 45, 456-464. doi:10.1016/j.ecolind.2014.04.051
Cadenasso, M., Pickett, S., & Weathers, P. (2004). Effect of landscape boundaries on the flux of nutrients, detritus, and organisms. En G. Polis, M. Power, & G. Huxel (Eds.), Food webs at the landscape level. Illinois, Chicago: University of Chicago Press.
Capps, K. a, & Flecker, A. S. (2013). Invasive aquarium fish transform ecosystem nutrient dynamics. Proceedings. Biological sciences / The Royal Society, 280(1769), 20131520. doi:10.1098/rspb.2013.1520
Castillo, M. M., Morales, H., Valencia, E., Morales, J. J., & Cruz-Motta, J. J. (2013). 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
Castillo, M. M., San José, J. J., A.Montes, R., Aguirre, E., Thielen, D., & Buendía, C. (2012). Effects of land use changes on streams in terrestrial-aquatic palm ecotones (Morichals) of the Orinoco lowlands. Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für Hydrobiologie, 181(2), 113-127. doi:10.1127/1863-9135/2012/0218
Castillo-Domínguez, A., Barba-Macías, E., Navarrete, A. D. J., Rodiles-Hernández, R., & Jiménez-Badillo, M. D. L. (2010). Ictiofauna de los humedales del río San Pedro ,. Revista de Biología Tropical, 59(June 2011), 693-708.
Chalar, G., Delbene, L., Gonzalez-Bergonzoni, I., & Arocena, R. (2013). Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucia, Uruguay). Ecological Indicators, 24, 582-588.
Clarke, K., & Ainsworth, M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. Marine Ecology Progress Series, 92(i), 205-219. doi:10.3354/meps092205
Clarke, K. R., & Gorley, R. (2006). PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth, UK.

Collen, B., Whitton, F., Dyer, E. E., Baillie, J. E. M., Cumberlidge, N., Darwall, W. R. T., … Böhm, M. (2014). Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. Global Ecology and Biogeography, 23(1), 40-51. doi:10.1111/geb.12096

Dabrowski, J. M., & Klerk, L. P. (2013). An assessment of the impact of different land use activities on water quality in the upper Olifants River catchment, 39(2), 231-245.

Das, M. K., Sharma, A. P., Vass, K. K., Tyagi, R. K., Suresh, V. R., Naskar, M., & Akolkar, A. B. (2013). Fish diversity, community structure and ecological integrity of the tropical River Ganges, India. Aquatic Ecosystem Health & Management, 16(4), 395-407. doi:10.1080/14634988.2013.851592

De La Barra, J., Aguilera, G., Maldonado, M., & Pouilly, M. (2016). ¿Qué factores determinan la distribución altitudinal de los peces de ríos tropicales andinos ? Revista De Biología Tropical, 64(1), 173-192.

Deegan, L. a., Neill, C., Haupert, C. L., Ballester, M. V. R., Krusche, A. V., Victoria, R. L., … Moor, E. (2010). Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger rivers. Biogeochemistry, 105(1-3), 53-74. doi:10.1007/s10533-010-9540-4

Diaz, R., & Rosenberg, R. (1995). Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. Oceanography and Marine Biology, 33, 245-303.

Dudgeon, D. (2008). Tropical stream ecology. Amsterdam, The Netherlands: Academic Press.

Esteves, K. E., Lobo, A. V. P., & Faria, M. D. R. (2008). Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). Hydrobiologia, 598(1), 373-387. doi:10.1007/s10750-007-9172-4

Foley, J. a, Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., … Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. Science (New York, N.Y.), 309(5734), 570-4. doi:10.1126/science.1111772

Froese, R., & Pauly, D. (2015). FishBase. Recuperado 1 de septiembre de 2015, a partir de www.fishbase.org

Gregory, S., Swanson, V., Frederick, K., & McKee, W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones: Focus on links between land and water'. Bioscience, 41, 540-551.

Gucker, B., Boechat, 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. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02069.x

Hoover, J., Killgore, K., & Cofrancesco, A. (2004). Suckermouth catfishes: Threats to aquatic ecosystems of the United States? Aquatic Nuisance Species Restoration Program Bulletin, 4, 1-9.

Howarth, R., Anderson, A., Cloern, J., Elfring, C., Hopkinson, C., Lapointe, B., … Walker, D. (2000). Nutrient pollution of coastal rivers, bays and seas. Issues in Ecology, 17(7), 1-15.

INEGI. (2012a). Anuario estadístico de los Estados Unidos Mexicanos. México.

INEGI. (2012b). Cartas de uso de suelo y vegetación serie V. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI. (2014). Banco de Información. Recuperado 5 de abril de 2014, a partir de http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biinegi/default.aspx#A

Johnson, R. K., & Angeler, D. G. (2014). Effects of agricultural land use on stream assemblages : Taxon-specific responses of alpha and beta diversity. Ecological Indicators, 45, 386-393. doi:10.1016/j.ecolind.2014.04.028

Johnson, S. (2013). The effects of land use and habitat quality on fish and macroinvertebrate concordance, ecological community thresholds and trophic structure: a case study of a

perturbated watershed (Onondaga lake watershed, NY). (Tesis doctoral) State University of New York , New York.
Karr J.R., Toth L.A. (1985). Fish communities of Midwestern rivers: a history of degradation. BioScience, 35, 90–95.
Krebs, C. J. (1999). Ecological Methodology (2nd ed.). California: Addison-Wesley.
Lammert, M., & Allan, J. D. (1999). Environmental auditing: Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. Environmental Management, 23(2), 257-270. doi:10.1007/s002679900184
Lemke, A., & Rondon-Suárez, Y. (2013). Influence of local and landscape characteristics on the distribution and diversity of fish assemblages of streams in the Ivinhema River basin Upper Paraná River. Acta Limnologica Brasiliensia, 25(4), 451-462.
Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ligeiro, R., Ferreira, W. R., Castro, M. A., Junqueira, N. T., … Callisto, M. (2014). The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. Landscape Ecology, 29(6), 1001-1016. doi:10.1007/s10980-014-0036-9
Magurran, A. E. (1988). Ecological diversity and its measurement. New Jersey, USA: Princeton University.
Marzin, A., Delaigue, O., Logez, M., Belliard, J., & Pont, D. (2014). Uncertainty associated with river health assessment in a varying environment: The case of a predictive fish-based index in France. Ecological Indicators, 43(March), 195-204. doi:10.1016/j.ecolind.2014.02.011
Matono, P., Sousa, D., & Ilhéu, M. (2013). Effects of land use intensification on fish assemblages in Mediterranean climate streams. Environmental Management, 52(5), 1213-1229. doi:10.1007/s00267-013-0152-3
Matthews, W. J. (1986). Fish faunal ‘‘breaks’’ and stream order in the eastern and central United States. : Environmental Biology of Fishes, 17, 81–92.
Mendoza, R., Fisher, J., Courtenay, W., Ramírez, C., Orbe, A., Escalera, C., … Contreras Balderas, S. (2009). Evaluación trinacional de riesgos de los plecos (Loricariidae). En B. Cudmore, R. Orr y P. Koleff (eds.). 2009. Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras. Distribución de especies invasoras: casos de estudio para el pez cabeza de serpiente (pp. 25-37). Canada: Comisión para la Cooperación Ambiental.
Meng, W., Zhang, N., Zhang, Y., & Zheng, B. (2009). Integrated assessment of river health based on water quality, aquatic life and physical habitat. Journal of Environmental Sciences, 21(8), 1017-1027. Recuperado a partir de http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074208623773
Mouri, G., Takizawa, S., & Oki, T. (2011). Spatial and temporal variation in nutrient parameters in stream water in a rural-urban catchment , Shikoku , Japan : Effects of land cover and human impact. Journal of Environmental Management, 92(7), 1837-1848. doi:10.1016/j.jenvman.2011.03.005
Munné, A., Prat, N., Sola, C., Bonada, N., & Rieradevell, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: A QBR Index. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 13, 147-163.
Özdilek, Ş. Y. (2007). Possible threat for middle east inland water : an exotic and invasive species , Pterygoplichthys disjunctivus (Weber , 1991) in Asi River , Turkey (Pisces : Loricariidae). Aquatic Sciences, 24, 303-306.
Pease, A. a., González-Díaz, A. a., Rodiles-Hernández, R., & Winemiller, K. O. (2012). Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. Freshwater Biology, 57, 1060-1075. doi:10.1111/j.1365-

2427.2012.02768.x
Pease, A. a., Taylor, J. M., Winemiller, K. O., & King, R. S. (2011). Multiscale environmental Influences on fish assemblage structure in sentral texas streams. Transactions of the American Fisheries Society, 140(5), 1409-1427. doi:10.1080/00028487.2011.623994
Pinto, B. C. T., & Araujo, F. G. (2007). Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, 50(3), 489-502. doi:10.1590/S1516-89132007000300015
Pinto, B. C. T., Araujo, F. G., Rodriguez, V. D., & Hughes, R. M. (2009). Local and ecoregion effects on fish assemblage structure in tributaries of the Rio Paraiba do Sul, Brazil. Freshwater Biology, 54(12), 2600-2615. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02269.x
POET. (2013). Programa de ordenamiento ecológico vigente del estado de tabasco. Gobierno del Estado de Tabasco. Secretaria de Energía Recursos Naturales y Proteccion Ambiental (SERNAPAM).
Pouilly, M., Barrera, S., & Rosales, C. (2006). Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). Journal of Fish Biology, 68, 137–156.
Riesch, R., Plath, M., & Schlupp, I. (2010). Toxic hydrogen sulfide and dark caves: Life-history adaptations in a livebearing fish (Poecilia mexicana, Poeciliidae). Ecology, 91(5), 1494-1505. doi:10.1890/09-1008.1
Riley, R., & Jefferies, R. (2004). Subsidy dynamics and global change. En Polis, G. et al. 2004. Food Webs at the Landscape Level. The University of Chicago Press.USA. (pp. 410-433).
Ross, R. M., Lellis, W. a., Bennett, R. M., & Johnson, C. S. (2001). Landscape determinants of nonindigenous fish invasions. Biological Invasions, 3, 347-361. doi:10.1023/A:1015847305717
Roth, N. E., Allan, J. D., & Erickson, D. L. (1996). Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. Landscape Ecology, 11(3), 141-156.
Ruiz-Cauich, L. (2011). Un modelo trófico para la cuenca del río Hondo, México. (Tesis de maestría) El Colegio de la Frontera Sur.
Ruiz-Cauich, L. E., Schmitter-Soto, J. J., Barba-Macías, E., & González-Solís, D. (2016). Stability vs. organization: Potential of a trophic model for the management of shallow tropical streams. Food Webs, 6, 38-47. doi:10.1016/j.fooweb.2016.02.001
Rush-Miller, R. (2009). Peces dulceacuícolas de México (1.a ed.). México: Comision Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Sociedad Ictiológica Mexicana, El Colegio de la Freontera Sur, Consejo de los Peces del Desierto.
Saalfeld, D. T., Reutebuch, E. M., Dickey, R. J., Seesock, W. C., Webber, C., & Bayne, D. R. (2012). Effects of Landscape Characteristics on Water Quality and Fish Assemblages in the Tallapoosa River Basin, Alabama. Southeastern Naturalist, 11(2), 239-252. doi:10.1656/058.011.0206
Sandel, B., & Smith, A. B. (2009). Scale as a lurking factor: incorporating scale-dependence in experimental ecology. Oikos, 118(9), 1284-1291. doi:10.1111/j.1600-0706.2009.17421.x
Schlosser, I. (1991). Stream fish ecology: A landscape perspective. Bioscience, 41(10), 704-712.
Schlosser, I. J. (1982). Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. Ecological Monographs, 52, 395-414.
Sponseller, R., Benfield, E., & Valett, M. (2001). Relationships between land use , spatial scale and stream macroinvertebrate communities. Freshwater Biology, 46, 1409 - 1424.
Steel, E. A., Hughes, R. M., Fullerton, A. H., Schmutz, S., Young, J. A., Fukushima, M., …

Trautwein, C. (2010). Are we meeting the challenges of landscape-scale riverine research ? Living Reviews in Landscape Research, 4(1), 1-60.

Sweeney, B. W., & Newbold, J. D. (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(3). doi:10.1111/jawr.12203

Torgersen, C. E., Baxter, C. V., Li, H. W., & Mcintosh, B. A. (2006). Landscape influences on longitudinal patterns of river fishes: spatially continuous analysis of fish – habitat relationships. American Fisheries Society Symposium, 48, 473-492.

Troia, M. J., & Gido, K. B. (2013). Predicting community e environment relationships of stream fi shes across multiple drainage basins: Insights into model generality and the effect of spatial extent. Journal of Environmental Management, 128, 313-323. doi:10.1016/j.jenvman.2013.05.003

Vannote, R., Minshall, K., Cummins, K., Sedell, J., & Cushing, C. (1980). The river continuum concept. Canadian Journal of Fish and Aquatic Science, 37, 130-137.

Vázquez-Díaz, J. L. (2009). Usos del agua y cambios en su calidad en la cuenca del Río Puyacatengo. (Tesis de maestría) Universidad Autónoma Chapingo.

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., … Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. Nature, 467(7315), 555-61. doi:10.1038/nature09440

Wakida-Kusunoki, A. T., & Del Angel, L. E. A. (2008). Nuevos registros de los plecos Pterygoplichthys pardalis (Castelnau 1855) y P. disjunctivus (Weber 1991) (Siluriformes: Loricariidae) en el Sureste de México. Hidrobiologica, 18(3), 251-255.

Wilhelm, J. G. O., Allan, J. D., Wessell, K. J., Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (2005). Habitat assessment of non-wadeable rivers in Michigan. Environmental management, 36(4), 592-609. doi:10.1007/s00267-004-0141-7

Woodward, G., Gessner, M. O., Giller, P. S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., … Chauvet, E. (2012). Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. Science (New York, N.Y.), 336(6087), 1438-40. doi:10.1126/science.1219534

TABLA 1

Porcentajes de uso del suelo a escala de tramo (500x30 m) en las zonas altas y planas en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco.

TABLE 1

Land use percentages at reach scale (500x30 m) in upland and plain zones of the Puyacatengo, Teapa and Pichucalco Rivers.

	Platanal	Pastizal	Urbano	Bosque	S. Des[5].	V. Sec[6]
Pu1A[1]	0,00	33,28	0,00	66,72	0,00	0,00
Pu2A	0,00	1,93	10,02	88,05	0,00	0,00
Pu3A	0,00	1,79	20,20	62,66	0,00	15,35
Pu1P[2]	0,00	52,19	3,28	0,00	0,00	44,53
Pu2P	0,00	39,19	19,51	0,00	2,28	39,02
Pu3P	0,00	39,77	1,98	0,00	0,00	58,25
T1A[3]	0,00	22,70	0,00	75,41	1,89	0,00
T2A	0,00	11,40	0,00	64,74	0,88	22,98
T3A	0,00	20,88	0,00	65,20	0,00	13,92
T1P	20,23	36,96	0,00	16,54	0,00	26,26
T2P	96,11	0,00	0,78	0,00	0,00	3,11
T3P	0,00	47,68	1,20	47,34	0,00	3,77
P1A[4]	0,00	24,57	0,57	74,86	0,00	0,00
P2A	0,00	44,74	0,00	14,72	0,00	40,54
P3A	0,00	6,41	3,56	0,00	1,78	88,26
P1P	34,97	5,83	0,00	0,00	2,10	57,11
P2P	19,65	43,54	4,07	0,00	1,59	31,15
P3P	76,19	13,33	1,71	0,00	1,33	7,43

[1] Puyacatengo (Pu) zona alta (A), [2] Zona plana (P), [3] Teapa (T), [4] Pichucalco (P) [5] Suelo descubierto (S. Des.), [6] Vegetación secundaria (V. Sec.).

TABLA 2

Variables físico-químicas del agua de las zonas altas y planas de los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco.

TABLE 2

Water physical-chemical variables in the upland and plain zones of the Puyacatengo, Teapa and Pichucalco rivers.

	Puyacatengo		Teapa		Pichucalco	
	Alto	Plano	Alto	Plano	Alto	Plano
Temperatura (° C)	28.4 (1.0)[1]	30.1 (0.2)	26.8 (0.5)	29.36 (3.1)	30.04 (3.0)	28.88 (0.6)
Conductividad µS/cm	2308 (114.4)	1709 (33.0)	110.5 (185.7)	402 (155.0)	310.7 (57.1)	341 (27.9)
TDS (mg/l)	1,18 (0.1)	1.09 (0.0)	0.2 (0.0)	0.26 (0.1)	0.20 (0.0)	0.22 (0.0)
Salinidad g/l	1.2 (0.1)	1.16 (0.5)	0.15 (0.0)	0.19 (0.1)	0.14 (0.0)	0.16 (0.0)
OD (%)	121.9 (0.5)	80.5 (1.1)	101.5 (1.4)	94.37 (10.9)	107.3 (5.7)	87.5 (5.9)
OD (mg/l)	9.33 (0.1)	7.16 (1.5)	8.14 (0.1)	7.18 (0.7)	8.11 (0.1)	6.74 (0.4)
pH	8.07 (5.3)	8.78 (0.1)	8.7 (0.1)	8.96 (0.1)	8.66 (0.1)	9.0 (0.3)

[1] Desviación estándar (), [2] Sólidos totales disueltos (TDS), [3] Demanda de Oxígeno (OD).

TABLA 3

Valores de evaluación de hábitat físico y QBR para zonas altas y planas en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco.

TABLE 3

Physical habitat evaluation and QBR values of the upland and plain zones in the study rivers.

	Puyacatengo			Teapa			Pichucalco		
Zona Alta									
Estación	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Hábitat físico	97 (O)*	100 (O)	96 (O)	96 (O)	92 (O)	85 (O)	78 (B)	57 (R)	69 (B)
QBR	100 (O)	80 (B)	70 (B)	100 (O)	70 (B)	60 (R)	40 (P)	20 (M)	15 (M)
Zona Plana									
Estación	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Hábitat físico	9 (M)	16 (M)	7 (M)	7 (M)	7 (M)	11 (M)	8 (M)	9 (M)	21 (P)
QBR	50 (R)	60 (R)	25 (P)	15 (M)	40 (P)	35 (P)	10 (M)	35 (P)	0 (M)

*Se presenta la puntuación obtenida y entre paréntesis la condición asignada: Condición óptima (O); Buena (B); Regular (R); Pobre (P); Muy pobre (M).

TABLA 4

Composición y diversidad de los ensamblajes de peces en las estaciones de muestreo

TABLE 4

Fish assemblage diversity and composition at the sampling stations

	N[1]	S[2]	Gen. [3]	Fam. [4]	H'[5]	J'[6]	d[7]
Puyacatengo	262	19	17	10	0,7	0,5	3,2
Pu1A[8]	25	4	4	3	0,4	0,7	0,9
Pu2A	79	5	5	3	0,2	0,3	0,9
Pu3A	89	8	8	7	0,5	0,5	1,6
Zona alta	193	12	11	7	0,4	0,4	2,1
Pu1P[9]	11	2	5	4	0,1	0,4	0,4
Pu2P	9	3	4	4	0,5	1,0	0,9
Pu3P	49	12	11	8	0,9	0,8	2,8
Zona plana	69	13	12	8	0,9	0,8	2,8
Teapa	568	14	15	8	0,2	0,2	2,0
T1A[10]	115	3	3	3	0,1	0,1	0,4
T2A	122	2	2	2	0,1	0,3	0,2
T3A	48	4	6	4	0,2	0,3	0,8
Zona alta	285	5	7	4	0,1	0,1	0,7
T1P	195	5	6	4	0,2	0,3	0,8
T2P	19	5	11	5	0,5	0,7	1,4
T3P	69	7	7	6	0,2	0,3	1,4
Zona plana	283	12	13	7	0,3	0,3	1,9
Pichucalco	263	7	7	5	0,2	0,3	1,1
P1A[11]	48	3	3	3	0,3	0,6	0,5
P2A	36	5	5	4	0,3	0,4	1,1
P3A	97	1	1	1	0,0	-	0,0
Zona alta	181	5	5	4	0,2	0,3	0,8
P1P	67	2	2	1	0,1	0,3	0,2
P2P	9	4	4	4	0,6	0,9	1,4
P3P	6	3	3	2	0,5	1,0	1,1
Zona plana	82	5	5	4	0,3	0,4	0,9

[1] Número de individuos (N), [2] número de especies (S), [3] géneros (Gen.), [4] familias (Fam.), [5] diversidad de Shannon (H'), [6] Equidad Pielou (J'), [7] índice de riqueza Margalef (d).[8] Puyacatengo (Pu) zona alta (A), [9] zona planas (P), [10] Teapa (T), [11] Pichucalco (P).

TABLA 5

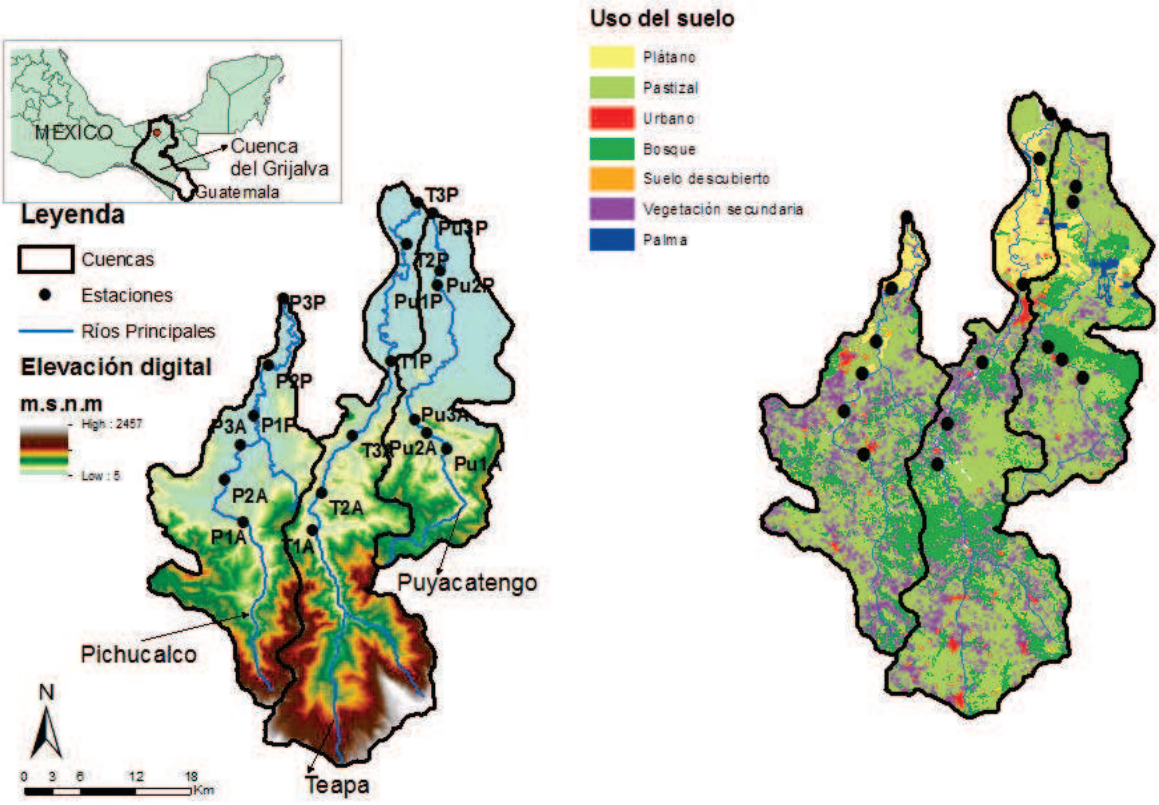
Especies dominantes por IVI y biomasa por zona (alta y plana) en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco.

TABLE 5

Dominant species based on IVI and biomass by zone (upland and plain) in the Puyacatengo, Teapa and Pichucalco rivers.

	Especies dominantes por IVI	Especies dominantes por biomasa g/m^2
Puyacatengo		
Alta	*P. mexicana* 119,4 (52,3) [1]	*O. aenigmaticum* 2,7
	A. aeneus 27,8 (30,6)	*P. mexicana* 2
Plana	*P. pardalis* 97,1 (57,7)	*P. pardalis* 260,4
	P. mexicana 47 (32,6)	*C. carpio* 252,8
Teapa		
Alta	*P. mexicana* 162,3 (37,4)	*P. mexicana* 1,1
	R. guatemalensis 24,9 (40,6)	*R. guatemalensis* 0,7
Plana	*P. mexicana 77,7* (25,7)	*P. pardalis 57,8*
	P. pardalis 68,63 (26,2)	*C. idella 18,7*
Pichucalco		
Alta	*P. mexicana* 154,6 (40)	*P. mexicana* 1,2
	R. guatemalensis 31,2 (27,4)	*R. guatemalensis* 0,4
Plana	*P. mexicana* 87,4 (85,4)	*P. mexicana* 0,4
	H. milleri 53,3 (79,4)	*H. milleri* 0,1

Se presenta promedio para los IVI y [1] desviación estándar entre paréntesis. Para biomasa se presenta el valor máximo de peso g/m^2.



Puyacatengo (Pu), Teapa (T), Pichucalco (P). Zonas altas (A), y planas (P).

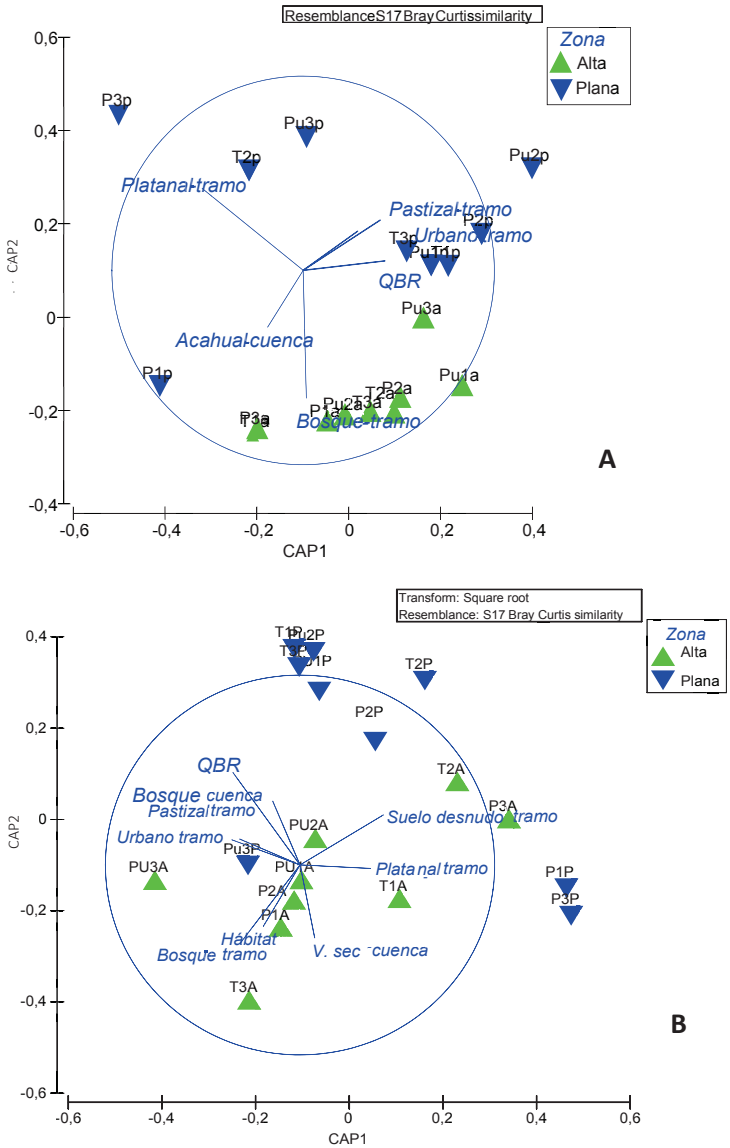
Fig 1. Ubicación de estaciones de muestreo y usos de suelo en las cuencas de los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco en las zonas altas y planas.

Fig 1. Sampling sites and land uses in upland and plain zones at the Puyacatengo, Teapa y Pichucalco catchments.

* Zona alta (A), zona plana (P). Puyacatengo (Pu), Teapa (T), Pichucalco (P).

Fig. 2. Ordenación MDS basada en **A.** Biomasa, **B**. IVI por especies y **C**. IVI por grupos tróficos de zonas alta y plana de los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco.

Fig 2. MDS Ordination base don **A.** Biomass, **B.** IVI by species and **C.** IVI by trophic groups in upland and plain zones at the Puyacatengo, Teapa and Pichucalco rivers.



* Zona alta (A), zona plana (P). Puyacatengo (Pu), Teapa (T), Pichucalco (P). Vegetación secundaria a escala de cuenca (V. sec cuenca). Las variables de uso del suelo con una correlación mayor al 30% se muestran como vectores.

Fig. 3. Análisis Canónico de Coordenadas principales (CAP) con base en **A.** Índice de valor de importancia (IVI) de especies y **B.** IVI de grupos tróficos en las zonas altas y planas de los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco.

Fig 3. Canonical Analysis of Principal Coordinates (CAP) based on A. IVI of species and B. IVI by trophic groups in upland and plain zones at the Puyacatengo, Teapa and Pichucalco rivers.

ANEXOS

Tabla anexo. Listado de especies con grupos tróficos y presencia ausencia en la zona alta y plana de cada río

			Zona alta			Zona lana		
Especie	Autoridad taxonómica	Grupo trófico	Pu	T	P	Pu	T	P
Belonesox belizanus	Kner 1860	Carnívoro piscívoro	x					
Amphilophus robertsoni	Reagan, 1905	Carnívoro bentófago	x	x			x	
Cichlasoma urophthalmus	Günther, 1862	Carnívoro bentófago	x	x	x		x	x
Cichlasoma salvini	Günther, 1862	Carnívoro bentófago	x	x	x		x	x
Rhamdia guatemalensis	Günther, 1864	Carnívoro bentófago	x	x	x		x	
Centropomus sp.		Carnívoro				x	x	
Synbranchus marmoratus	Bloch 1795	Carnívoro					x	
Astyanax aeneus	Günther, 1860	Omnívoro bentófago	x	x	x	x	x	x
Cynodonichthys tenuis	Meek, 1904	Omnívoro bentófago	x			x		
Heterandria bimaculata	Heckel, 1848	Omnívoro bentófago	x	x	x		x	x
Heterophallus milleri	Radda, 1987	Insectívoro		x	x	x	x	x
Ctenopharyngodon idella	Valenciennes, 1844	Herbívoro				x	x	x
Cyprinus carpio	Linnaeus, 1758	Herbívoro				x	x	x
Brycom guatemalensis	Regan, 1908	Herbívoro					x	
Cichlasoma pearsei	Hubbs, 1936	Herbívoro			x	x	x	
Ophisternon aenigmaticum	Rosen y Greenwood, 1976	Detritívoro bentófago	x	x	x		x	x
Oreochromis niloticus	Linnaeus, 1758	Detritívoro herbívoro		x	x	x	x	x
Poecilia mexicana	Steindachner, 1863	Detritívoro herbívoro	x	x	x	x	x	x
Pterygoplichthys pardalis	Castelnau, 1855	Detritívoro herbívoro	x			x	x	x
Thorichthys pasionis	Rivas, 1962	Detritívoro			x	x	x	x
Theraps intermedius	Günther, 1862	Detritívoro	x					
Dorosoma anale	Meek, 1904	Zooplanctívoro					x	x

Capítulo 3. Variación longitudinal de la concentración de nutrientes, sólidos suspendidos y clorofila y su relación con el uso del suelo en tres cuencas del sureste de México

Introducción

Uno de los problemas más grandes de la actualidad es el deterioro de los recursos hídricos, que no solo afecta el consumo humano sino que a su vez implica la pérdida de la biodiversidad en los ecosistemas de agua dulce, incluyendo las pesquerías (Vörösmarty et al. 2010; Brooks et al. 2015). Todas las sociedades dependen directamente del agua dulce continental y por esto es importante conocer el funcionamiento y la resiliencia ecológica de los sistemas fluviales frente a la perturbación antrópica (Oberholster et al. 2013). Los tipos de contaminantes y la calidad de agua dependen en gran medida de la variabilidad espacial de las coberturas de suelo y usos humanos en una cuenca (Ye-Na, Ding-jiang y Yi-ming 2011; Dabrowski y Klerk 2013). Parámetros de calidad del agua como pH, oxígeno disuelto, salinidad, conductividad, turbidez y las concentraciones de nutrientes y materia orgánica entre otros, componen parte fundamental de la integridad de un río y sus dinámicas han sido afectados por las actividades humanas, especialmente la agroindustria y los desarrollos urbanos (Foley et al. 2005).

A través de los flujos de escorrentía, las tierras agrícolas, las zonas urbanas, industriales y plantas de tratamiento de aguas, descargan contaminantes como metales pesados, nutrientes, materia orgánica, sólidos disueltos y suspendidos (Allan 2004). Sin embargo, en cuencas boscosas la concentración de nutrientes es menor que en cuencas agrícolas intensivas (Gucker, Boechat y Giani 2009; Chessman y Townsend 2010; Hladyz et al. 2011; Castillo et al. 2013), pero existe todavía la tendencia de talar los bosques reduciendo la regulación de nutrientes, y esto a su vez incrementa la producción autótrofa por la mayor incidencia de luz, causando cambios en la composición biológica, incluyendo la proliferación de algas filamentosas que puede indicar una condición de eutroficación (Siegel 2007). Por otra parte, el aumento de las sólidos suspendidos puede generar condiciones de luz y temperatura menos favorables para la vida acuática (Ross et al. 2001; Torgersen et al. 2006; Saalfeld et al. 2012).

No todos los cambios de uso generan la misma respuesta sobre indicadores como los nutrientes; por ejemplo, el uso urbano puede tener un efecto diferente al del uso agropecuario debido a la proporción y el tipo de desechos, puntuales o no puntuales, que se generan respectivamente (Tong y Chen 2002; Ngoye y Machiwa 2004; Ahearn et al. 2005; Castillo et al. 2013). El uso de detergentes fosfatados, y la descarga de aguas residuales pueden resultar en mayores contenidos de fósforo y patógenos en el agua proveniente de zonas urbanas, mientras que en las zonas agrícolas el uso de fertilizantes y pesticidas puede generar mayores concentraciones de nitrógeno (Tong y Chen 2002).

Este estudio se realizó con el fin de identificar la relación entre los usos del suelo y las características fisicoquímicas del agua, además de la producción primaria en términos de clorofila *a* en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. Para esto se muestrearon las variables de calidad de agua a lo largo de los ríos en las temporadas de secas y lluvias, relacionándose con el uso del suelo para conocer la condición de los ríos y sus cuencas.

Materiales y métodos

Los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco forman parte de la cuenca del río de La Sierra y se encuentran entre el norte de Chiapas y el sur de Tabasco. La temperatura media mensual basada en los datos del Servicio Meteorológico Nacional entre 1951 y 2010 de la estación No. 00027068 Campo Experimental Puyacatengo es de 25ºC y la precipitación anual es de 4000 mm, presentándose un régimen bimodal con temporada seca entre enero y mayo, lluvias moderadas alrededor de junio y lluvias fuertes con nortes alrededor de septiembre. Al monitorear la escala y gasto de los ríos Puyacatengo y Teapa puede notarse que el aumento en el gasto de los ríos coincide con la temporada de aumento de lluvias a finales de agosto (Figura 1). Los ríos Puyacatengo y Pichucalco tienen Lutita-arenisca como principal formación geológica (55 % y 60% respectivamente), mientras que Teapa tiene mayor cobertura de Caliza (58%) (Tabla 1). Por otra parte, las tres cuencas tienen pastizales como cobertura dominante, aunque la agricultura y zonas urbanas tienden a aumentar hacia la parte baja (Tabla 2). A escala de zona ribereña se observa que domina el bosque en las zonas altas del Puyacatengo y Teapa. La vegetación secundaria y el pastizal dominan la zona plana del Puyacatengo pero en

Teapa aparece el platanal y el bosque además del pastizal como coberturas dominantes en la zona plana. En Pichucalco dominan el platanal, pastizal y vegetación secundaria en la zona plana y en la zona alta la vegetación secundaria, el bosque y el pastizal (Tabla 3).

Se ubicaron tres estaciones en la zona alta y plana de cada río y se determinó el uso de suelo a escala de cuenca y tramo, como se describió en el capítulo anterior (Figura 1, Capítulo 2).

Los muestreos se realizaron en la temporada de secas y lluvias entre los días 21-23 de abril y 21-23 de septiembre de 2015. En cada estación se midieron en tres puntos los parámetros fisicoquímicos del agua (temperatura, conductividad, sólidos disueltos, salinidad, porcentaje de oxígeno, oxígeno disuelto y pH) utilizando una sonda multi-paramétrica (YSI 556 MPS). También se colectaron tres muestras para análisis de nutrientes, sólidos suspendidos y clorofila en fitoplancton. En los sitios de muestreo ubicados de la zona alta (vadeables), se tomaron tres muestras para determinar la concentración de clorofila sobre el sustrato raspando la superficie de tres rocas en cada punto, colectando y filtrando el material desprendido. En las zonas planas (no vadeables) se colectaron tres muestras de grava fina y arena superficiales en cada sitio de muestreo empleando una cápsula de Petri invertida, con ayuda de una espátula (Montoya et al. 2006). Todas las muestras fueron trasladadas al laboratorio en hielo para su análisis. Los nitratos se analizaron por reducción por cadmio, fósforo total por digestión con persulfato, fósforo soluble por el método de ácido ascórbico y sólidos suspendidos por método gravimétrico, siguiendo los métodos A.P.H.A (2012). La clorofila fue analizada empleando el método de extracción en etanol (Nusch 1980).

Se utilizaron métodos de ordenación para examinar patrones espaciotemporales en las variables de calidad de agua (Análisis de componentes principales, PCA) y para relacionar las variables medidas en el agua y los usos del suelo (Análisis canónico de coordenadas principales, CAP). Todos los análisis se realizaron con el software Primer-E (Plymouth Marine Laboratory) y utilizando un nivel de significancia del 5% (Clarke y Ainsworth 1993).

Resultados

Las características físico-químicas del agua variaron entre zonas y entre temporadas, con cambios más acentuados en la época seca. Teniendo en cuenta que las mediciones fueron realizadas en las mismas horas del día para los tres ríos, las diferencias en temperatura del agua entre las zonas altas y planas fueron mayores en la época seca (Tabla 4), siendo esta diferencia más acentuada en los ríos Teapa y Pichucalco que en el Puyacatengo. La conductividad fue mayor en el río Puyacatengo y presentó una tendencia a aumentar entre las zonas altas y planas de los ríos Teapa y Pichucalco en ambas épocas; sin embargo, en el río Puyacatengo se observó el patrón opuesto (Tabla 2). Los sólidos totales disueltos no mostraron variación longitudinal en la época de lluvias en ninguno de los tres ríos, pero en la época seca disminuyeron río abajo en Puyacatengo y aumentaron ligeramente en Teapa. La salinidad sólo mostró cambios en el río Puyacatengo en la época seca, al disminuir río abajo. El oxígeno en la época de lluvias disminuyó río abajo en los tres ríos, mientras que en la época seca aumentó, excepto para el Pichucalco. El pH disminuyó río abajo en los tres ríos en ambas épocas, excepto en el Puyacatengo en la época seca donde aumentó ligeramente hacia la parte plana (Tabla 4).

En el río Puyacatengo, la clorofila del fitoplancton tuvo mayores valores en la zona plana en ambas temporadas, patrón que se acentúa en la época seca (Figura 2). De manera inversa la clorofila en sustrato fue menor en las zonas planas y casi ausente en la época de lluvias. El fósforo soluble tuvo tendencia al aumento río abajo en ambas temporadas, excepto por la última estación que presentó valores bajos (Figura 3). El fósforo total tuvo una tendencia de aumento aguas abajo en la época seca, mientras que en la época de lluvias el patrón fue variable. Los nitratos mostraron valores ligeramente mayores en las dos últimas estaciones planas en la época seca, pero en la época de lluvias disminuyó ligeramente río abajo (Figura 4). Los sólidos suspendidos presentaron menores concentraciones en la época seca que en la época lluviosa, cuando tuvieron mayores valores en la zona plana (Figuras 4 y 5). El porcentaje de materia orgánica suspendida presentó una tendencia a disminuir hacia las zonas planas en la época seca pero se mantuvo estable durante la época de lluvias (Figura 6).

En el río Teapa los datos tuvieron patrones similares al Puyacatengo. La clorofila en fitoplancton aumentó río abajo especialmente en la época seca, mientras que la clorofila adherida al sustrato mostro diminución río abajo en la época seca y valores muy bajos en la época de lluvias (Figura 2). Las concentraciones de fósforo soluble y total fueron más altas en la zona plana y de manera más acentuada en la época de lluvias (Figura 3). Los nitratos tuvieron un comportamiento similar al Puyacatengo, disminuyendo río abajo en lluvias, pero aumentando en la época lluviosa (Figura 4). Los sólidos suspendidos, al igual que en el Puyacatengo, presentaron concentraciones muy bajas en la época seca y fueron mayores en las zonas planas. El porcentaje de materia orgánica suspendida no mostró un patrón longitudinal definido en la época seca y en lluvias tuvo poca variación entre estaciones.

El río Pichucalco tuvo patrones similares a los otros ríos, con la clorofila en agua aumentando aguas abajo y de manera más notable en la época seca. Al igual que los otros ríos, la clorofila adherida al sustrato fue más alta en la época seca y en las zonas altas (Figura 2). Las concentraciones de fósforo soluble y total tendieron a aumentar río abajo en ambas temporadas y fueron mayores en la temporada de lluvias en casi todas las estaciones. Las concentraciones de P total en la zona se incrementaron varias veces en la temporada de lluvias con respecto a la temporada de secas (Figura 3). Los nitratos tuvieron un patrón inverso entre épocas, ya que en la época seca aumentan río abajo pero en la época de lluvias disminuyen hacia las zonas planas. Los sólidos suspendidos aumentaron en las zonas planas y fueron bajos en la época seca, excepto para los sólidos orgánicos que tuvieron valores similares o más altos que los de lluvias en algunas estaciones (Figuras 4 y 5). El porcentaje de materia orgánica suspendida disminuyó hacia la zona plana en la época seca y fue similar entre estaciones en la época de lluvias (Figura 6).

Comparando entre ríos, valores promedio más altos de clorofila de fitoplancton se obtuvieron en el Puyacatengo mientras que los valores más altos de clorofila en sustrato se encontraron en el río Teapa (Figura 2). Las concentraciones de fósforo fueron más altas en el río Teapa, en su zona plana al igual que los nitratos (Figuras 3 y 4). Los valores más altos de sólidos suspendidos se midieron en el río Puyacatengo en la época de lluvias (Figuras 4 y 5).

En los PCA para la época seca, se observa una clara separación entre los sitios de la zona alta y plana. Los sitios de la zona alta, ubicados a la izquierda del gráfico se caracterizan por una mayor concentración de clorofila en sustrato, mayor pH, concentración y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto. Los sitios de la zona plana, ubicados a la derecha del gráfico, presentan mayores concentraciones de nutrientes (nitrato, fósforo soluble y total), clorofila del fitoplancton y sólidos suspendidos. La separación por río (Figura 7B) no es tan clara como la obtenida para las zonas, estando los puntos de cada ríos mezclados entre sí (Figura 7A).

En la época de lluvias (Figura 8A) las zonas se separan claramente en la ordenación, indicando mayor pH y oxígeno disuelto en los sitios de la zona alta y mayor concentración de fósforo, clorofila (del fitoplancton y sustrato) y sólidos suspendidos en la zona plana. En cuanto a los ríos, en los PCA estos se separan de manera más clara en la época de lluvias, donde el Puyacatengo se separa del Teapa y Pichucalco. El Puyacatengo presentó mayor conductividad, clorofila del fitoplancton, sólidos suspendidos y porcentaje de materia orgánica, mientras que los otros ríos están asociados con mayores concentraciones de nutrientes y oxígeno disuelto

Al integrar las variables de calidad de agua con el uso de suelo en los análisis CAP, las estaciones se separan por zonas y ríos en ambas épocas (Figuras 9 y 10). Estas diferencias están relacionadas con la variable pastizal a escala de cuenca que presenta la mayor correlación en ambas épocas y en particular se asocia al río Puyacatengo (0.664 en lluvias y 0.774 en secas). La siguiente variable de mayor coeficiente fue el bosque a escala de tramo (0.820 en lluvias y 0.664 en secas), relacionada con las estaciones de la zona alta en ambas épocas.

Discusión

En general se observaron diferencias longitudinales en las variables de calidad del agua y en la concentración de clorofila entre zonas en ambas temporadas, siendo más notorias las diferencias en la época seca. Las variables que mostraron mayores diferencias entre las zonas altas y planas fueron principalmente las concentraciones de oxígeno disuelto, sólidos suspendidos, nutrientes y clorofila. Estas variaciones pueden estar relacionadas con los cambios naturales que ocurren en los ríos a

medida que aumenta su tamaño en dirección aguas abajo y con los efectos del uso del suelo.

La tendencia observada en la concentración de oxígeno disuelto a disminuir entre las zonas altas y planas puede estar relacionada con factores físicos como la turbulencia y temperatura las cuales pueden favorecer la difusión de oxígeno en los sitios de la zona alta (Wetzel 2001), donde el sustrato dominado por rocas y grava en el cauce combinado con una menor temperatura (Tabla 2) puede resultar en mayores concentraciones en las zonas altas. Aunque las variaciones en la temperatura entre las zonas altas y planas pueden estar relacionadas con la hora de muestreo, esta variable también pudo influir sobre la concentración de oxígeno disuelto y el patrón observado (Baron et al. 2003). Igualmente una mayor descarga de aguas residuales debido al aumento de la proporción de áreas urbanas en las zonas planas (Tabla 3) podría explicar, en parte, la menor concentración de oxígeno en la zona plana (Postel 2005). Hay que destacar que la concentración de materia orgánica suspendida tiende a aumentar en la zona plana (Figura 5) lo cual podría aumentar la demanda de oxígeno para su descomposición (Mouri et al. 2011).

Las mayores concentraciones de sólidos suspendidos en la zona plana puede deberse a variaciones en la geología y en el uso del suelo entre las zonas altas y plana. Las zonas altas y planas de Pichucalco y Puyacatengo yacen sobre tipos de geología diferente dominando Lutita-Arenisca, excepto en Teapa donde dominan las calizas. Hacia la zona plana de estos ríos aumenta la proporción de zonas aluviales y disminuye la caliza. Esta variación puede influir sobre el tipo de material presente y su erodabilidad, afectando la cantidad de material en suspensión (Buol et al. 1998; Wetzel 2001). Además, la mayor proporción de tierras agrícolas y de suelos desnudos en las zonas planas, pueden favorecer la erosión del suelo y el arrastre de sedimentos hacia los ríos (Foley et al. 2005). Sin embargo, al comparar entre ríos se observa que la mayor concentración de sólidos suspendidos se encontró en el río Puyacatengo, el cual presenta la menor proporción de bosque y la mayor de pastizal en zona alta (Tabla 3) lo cual podría estar influyendo sobre la incidencia de procesos erosivos en la zona (Villers et al. 2011). Por otra parte, mayores concentraciones de sólidos suspendidos en la época de lluvias puede ser reflejo de un aumento procesos erosivos durante este periodo (Aryal 2009), lo cual se observó en casi todos los sitios de muestreo.

En el caso de los nutrientes los patrones de cambio longitudinal tienden al aumento río abajo en casi todos los sitios y en las dos temporadas. Mayor concentración de nitratos en los sitios de la zona plana puede estar relacionado con una proporción más alta de agricultura intensiva, principalmente plátano y palma (Tabla 3). Igualmente las concentraciones más altas de nitratos se midieron en el río Teapa, donde los sitios de muestreo presentaron la mayor proporción de cultivos de plátano (Tabla 3). El uso de fertilizante es una de las principales causas del aumento de los nitratos en los cuerpos de agua (Postel 2005). Mayores concentraciones de nitratos en la época de lluvias puede ser el resultado de la escorrentía (Allan 2004; Foley et al. 2005; Chessman y Townsend 2010). En el caso del fósforo, las mayores concentraciones en la zona plana pueden ser resultado de la mayor proporción de las áreas urbanas en esta zona y las descargas de aguas residuales a los ríos, lo cual es reconocido como una fuente importante de fósforo (Malmqvist y Rundle 2002; Castillo et al. 2013). Las concentraciones más altas de fósforo se obtuvieron para el río Teapa que presenta la mayor cobertura urbana (Tabla 3), patrón que se ha observado en otros estudios (Castillo et al. 2012; Macedo et al. 2014). Igualmente, la mayor concentración de fósforo total en la época de lluvias, puede estar relacionado con la mayor concentración de sólidos suspendidos en esa época, dado que este elemento se transporta principalmente asociado a sedimentos (Mouri et al. 2011). En otro estudio dentro de la cuenca del Teapa (Aryal 2009) también hubo un efecto de temporada sobre el nitrógeno y el fósforo, siendo mayores en la época de lluvias.

Variaciones en clorofila entre las zonas altas y planas pareciera reflejar la variación natural a lo largo de los ríos más que la influencia del uso del suelo. La mayor disponibilidad de sustrato rocoso en las estaciones de la zona alta puede favorecer el crecimiento de las algas bentónicas mientras que en los tramos bajos una menor velocidad de corriente y mayor disponibilidad de nutrientes puede resultar en mayor densidad de fitoplancton (Wetzel 2001; Vázquez et al. 2011). Mayores concentraciones de clorofila en sustrato en la zona alta y de clorofila fitoplanctónica en los sitios de la zona plana se observaron en los tres ríos estudiados. Aunque el Teapa presentó mayores valores de clorofila en rocas y el Puyacatengo de clorofila fitoplanctónica no está claro si estos resultados responde a la influencia del uso del suelo a través de la concentración de nutrientes o si más bien son producto de otros

factores como tipo de sustrato, corriente y turbidez, que también son conocidos por su influencia sobre las algas (Oberholster et al. 2013). El hecho de que la clorofila del sustrato aparezca relacionada con las estaciones planas en la época de lluvias y con las estaciones altas en la época seca en los PCA, podría explicarse por la corriente, ya que al aumentar y remover algas en la zona alta durante las lluvias, puede estar afectando esta variación, y que en la zona plana el cambio de la corriente no es tan repentino y permite el establecimiento de más algas en el sustrato, donde la fotosíntesis depende principalmente de la turbidez (Flotemersch et al. 2006).

Los resultados muestran que la relación entre la intensificación de usos de suelo y la condición del río existen en la escala de cuenca y tramo. Esto se confirma en los CAP donde se observa que las variables de bosque, urbano y platanal a escala de tramos, al igual que pastizal, bosque y acahual a escala de cuenca, se relacionan con las variaciones de calidad de agua y clorofila. También se esperaba que los efectos del uso del suelo se reflejarían más en el río en la época lluviosa debido al efecto de la escorrentía (Johnson et al. 1997). Esto no se comprobó claramente, ya que aunque el efecto de la época seca fue un poco más notable en la escala de cuencas, al observar los CAP la separación entre zonas es sólo ligeramente más clara en la época seca. Esto se debe posiblemente a un efecto de dilución que reduce el impacto físico-químico en el agua durante la temporada de lluvias (Kwang-Guk et al. 2002).

Por otra parte, aunque no es posible generalizar sobre la distribución de los parámetros fisicoquímicos a lo largo de un río por su alta variabilidad y dinamismo, existe una variación longitudinal natural donde los materiales y compuestos son utilizados, almacenados, liberados y desplazados corriente abajo (Vannote et al. 1980; Wetzel 2001). Esto hace posible comparar entre ríos para evidenciar el efecto de la intensificación de usos de suelo sobre las condiciones del río. El Puyacatengo es diferente del Teapa y Pichucalco en cuanto a la intensificación del uso del suelo, ya que, aunque la proporción de bosque es menor en la parte alta, tiene un patrón de cambios más notable entre sus zonas alta y plana, lo cual podría indicar que esta intensificación es más leve río abajo, representada principalmente por el aumento de la cobertura de bosques y una proporción menor de agricultura. Además, las capas de uso de suelo de INEGI muestran que aunque el Teapa tenga mayor proporción

de bosques, estos no son primarios mientras que en Puyacatengo quedan remanentes específicamente de Selva Alta Perennifolia. Estas diferencias pueden estar relacionadas con una menor concentración de nutrientes en el Puyacatengo, aunque la proporción de bosque sea menor en las zonas altas de este río pudo influir en la erosión y concentración de sólidos (Mouri et al. 2011). Al mismo tiempo el Puyacatengo tiene menos nitratos, más clorofila en el fitoplancton y más materia orgánica. En arroyos de las tierras bajas del Orinoco (Castillo et al. 2012), la proporción de arbustos y bosques también se relacionaron con las variables del agua y las cuencas con mayor intensificación mostraron mayor concentración de clorofila y nitratos. Sin embargo, en el Puyacatengo tuvo mayor clorofila en el fitoplancton posiblemente debido a la entrada de luz por una menor proporción de bosques en la escala de tramo en la parte plana. Estos procesos ecológicos que determinan las concentraciones de clorofila y nitratos se relacionan entre sí y con una serie de variables afectadas por la vegetación ribereña y de la cuenca, que incluyen la potencia y carácter repentino de la corriente (menor en época seca y en zonas boscosas), y la sombra (Vázquez et al. 2011).

A pesar de las limitaciones de este estudio, como no tener conocimiento detallado sobre los flujos superficiales o la dinámica de uso y descarga de fertilizantes y desechos en las zonas agrícolas, se encontró que los usos del suelo mostraron una relación con algunas variables del ecosistema ribereño, ya que aumentaron los nutrientes, sólidos y la clorofila del fitoplancton en las zonas y ríos con menor proporción de bosques y mayor agricultura. De todas maneras, es necesario generar mayores conocimientos en la zona, parar separar de manera más clara la variación natural del efecto de los usos de suelo sobre el ecosistema ribereño en diferentes escalas espaciotemporales, con el fin de direccionar el manejo de estos recursos hacia un mejor estado ecológico, lo cual a su vez pueda impulsar la recuperación ecológica y de servicios ecosistémicos.

Tablas y figuras

Tabla 1. Porcentajes y geología dominante por zonas plana (p) y alta (a), de cada río Pichucalco (P), Teapa (T) y Puyacatengo (Pu).

Estación	Lutita-Arenisca	Caliza	Aluvial
Pu1a	81,5	18,5	0,0
Pu2a	74,0	22,8	0,0
Pu3a	66,7	21,1	0,0
P1p	38,0	15,7	33,5
Pu2p	36,7	15,1	35,8
Pu3p	33,3	13,7	39,6
T1a	16,9	76,2	0,0
T2a	29,1	65,0	0,0
T3a	35,7	59,0	0,0
T1p	34,4	56,0	1,4
T2p	30,4	49,4	13,0
T3p	29,0	47,1	14,7
P1a	47,0	38,2	0,0
P2a	60,9	26,0	3,5
P3a	63,8	22,4	5,0
P1p	67,5	18,0	7,2
P2p	64,0	16,6	11,0
P3p	59,9	15,5	14,6

Tabla 2. Porcentajes de usos de suelo en el área de drenaje aguas arriba de cada punto de muestreo en la zona plana (p) y zona alta (a), en los ríos Pichucalco (P), Teapa (T) y Puyacatengo (Pu). (Suelo descubierto, S. Des.; Vegetación secundaria, Veg. S.)

	Platanal	Pastizal	Urbano	Bosque	S. Des.	Veg. S.	Palma
Pu1a	0,0	68,2	0,8	12,5	0,6	17,9	0,0
Pu2a	0,0	66,1	0,8	16,2	0,5	16,4	0,0
Pu3a	0,0	63,1	1,1	17,9	0,5	17,4	0,0
Pu1p	5,1	55,7	1,3	23,6	0,7	11,0	2,5
Pu2p	5,0	56,9	1,3	22,8	0,8	10,9	2,4
Pu3p	4,7	59,3	1,2	21,1	0,9	10,6	2,2
T1a	0,0	48,4	2,6	29,7	0,3	19,0	0,0
T2a	0,0	50,5	2,2	29,3	0,3	17,7	0,0
T3a	0,0	50,6	2,0	28,1	0,3	19,0	0,0
T1p	0,0	50,4	2,6	27,5	0,4	19,3	0,0
T2p	8,9	46,2	2,6	24,6	0,4	17,2	0,1
T3p	9,7	46,9	2,5	23,5	0,4	16,7	0,2
P1a	0,0	46,0	0,8	29,1	0,3	23,8	0,0
P2a	0,0	47,2	0,8	25,8	0,4	25,8	0,0
P3a	0,0	47,6	1,2	23,7	0,5	27,0	0,0
P1p	0,5	50,7	1,0	21,2	0,5	26,1	0,0
P2p	1,0	51,1	1,5	20,5	0,8	25,1	0,1
P3p	4,2	49,4	1,4	19,7	0,8	24,5	0,1

Tabla 3. Porcentajes de uso de suelo a escala de tramo en las subcuencas de la zona plana (p) y zona alta (a), en los ríos Pichucalco (P), Teapa (T) y Puyacatengo (Pu). Vegetación secundaria (V. Sec), Suelo descubierto (S. Des).

	Platanal	Pastizal	Urbano	Bosque	S. Des.	V. Sec
Pu1a	0,00	33,28	0,00	66,72	0,00	0,00
Pu2a	0,00	1,93	10,02	88,05	0,00	0,00
Pu3a	0,00	1,79	20,20	62,66	0,00	15,35
Pu1p	0,00	52,19	3,28	0,00	0,00	44,53
Pu2p	0,00	39,19	19,51	0,00	2,28	39,02
Pu3p	0,00	39,77	1,98	0,00	0,00	58,25
T1a	0,00	22,70	0,00	75,41	1,89	0,00
T2a	0,00	11,40	0,00	64,74	0,88	22,98
T3a	0,00	20,88	0,00	65,20	0,00	13,92
T1p	20,23	36,96	0,00	16,54	0,00	26,26
T2p	96,11	0,00	0,78	0,00	0,00	3,11
T3p	0,00	47,68	1,20	47,34	0,00	3,77
P1a	0,00	24,57	0,57	74,86	0,00	0,00
P2a	0,00	44,74	0,00	14,72	0,00	40,54
P3a	0,00	6,41	3,56	0,00	1,78	88,26
P1p	34,97	5,83	0,00	0,00	2,10	57,11
P2p	19,65	43,54	4,07	0,00	1,59	31,15
P3p	76,19	13,33	1,71	0,00	1,33	7,43

Tabla 4. Características físico-químicas del agua por zona en cada río estudiado en las épocas de secas y lluvias.

	Puyacatengo				Teapa				Pichucalco			
	Secas		Lluvias		Secas		Iluvias		Secas		Lluvias	
	Alto	Plano	Alto	Plano	Alto	Plano	Alto	Plano	Alto	Plano	Alto	Plano
Temperatura (° C)	28,5 (0,9)	32 (1,7)	24,3 (0,3)	25,4 (0,3)	27,8 (1,8)	32,9 (0,7)	23,8 (0,8)	25,7 (0,3)	28 (1,9)	33,8 (1,2)	24,5 (1,3)	26 (0,1)
Conductividad (µS/m)	3067 (226, 4)	2042,2 (179,9)	386,3 (16,1)	352 (96,3)	465,7 (42,7)	517,3 (14,5)	287,9 (18,9)	312,4 (38,5)	370,8 (71,2)	424 (9,1)	238 (28,1)	282,1 (6,7)
TDS (mg/l)	1,9 (0,1)	1,3 (0,1)	0,2 (0,0)	0,2 (0,1)	0,3 (0,1)	0,3 (0,0)	0,2 (0,0)	0,2 (0,0)	0,2 (0,0)	0,3 (0,0)	0,2 (0,0)	0,2 (0,0)
Salinidad (g/l)	1,6 (0,1)	1 (0,1)	0,2 (0,0)	0,2 (0,0)	0,2 (0,0)	0,2 (0,0)	0,1 (0,0)	0,1 (0,0)	0,2 (0,0)	0,2 (0,0)	0,1 (0,0)	0,1 (0,0)
OD (%)	107,1 (8,6)	116,5 (6,3)	96,4 (2,2)	80,6 (5,5)	111,2 (3,8)	114,3 (12,8)	98,7 (2,5)	91,1 (4,8)	107 (7,0)	97,5 (8,8)	95,7 (2,2)	88,5 (2,8)
OD (mg/l)	8,2 (0,5)	8,5 (0,7)	8,1 (0,2)	6,6 (0,5)	8,7 (0,2)	8,2 (1,0)	8,3 (0,2)	7,4 (0,4)	8,4 (0,3)	7,1 (0,2)	8 (0,4)	7,2 (0,2)
pH	8,8 (0,1)	8,9 (0,1)	8,1 (0,1)	7,9 (0,1)	8,9 (0,1)	8,7 (0,1)	8,4 (0,0)	7,5 (0,7)	8,9 (0,1)	8,8 (0,1)	8,1 (0,2)	7,8 (0,1)
ORP (mV)	62 (13,5)	50,5 (24,1)	63,5 (42,8)	127,6 (7,5)	49,2 (10,8)	49,2 (16,9)	86,3 (40,3)	132,3 (23,8)	47,5 (7,8)	52,8 (4,8)	146,9 (23,4)	112,4 (13,6)

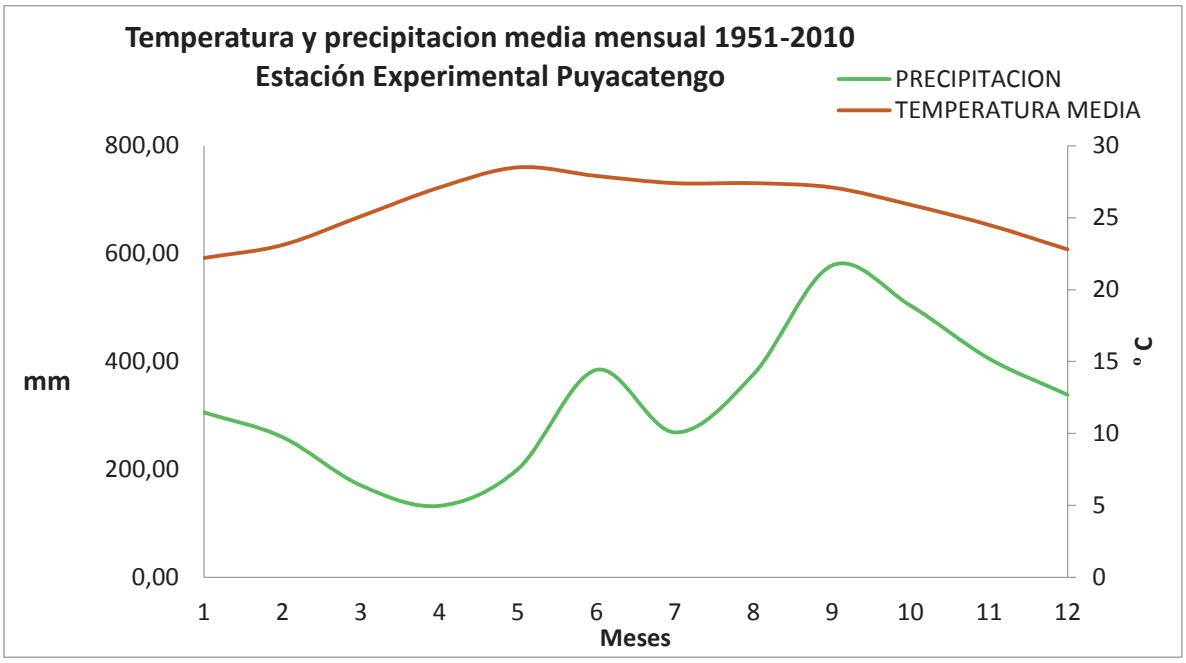


Figura 1. Temperatura y precipitación media mensual de la Estación Experimental Puyacatengo entre 1951 y 2010.

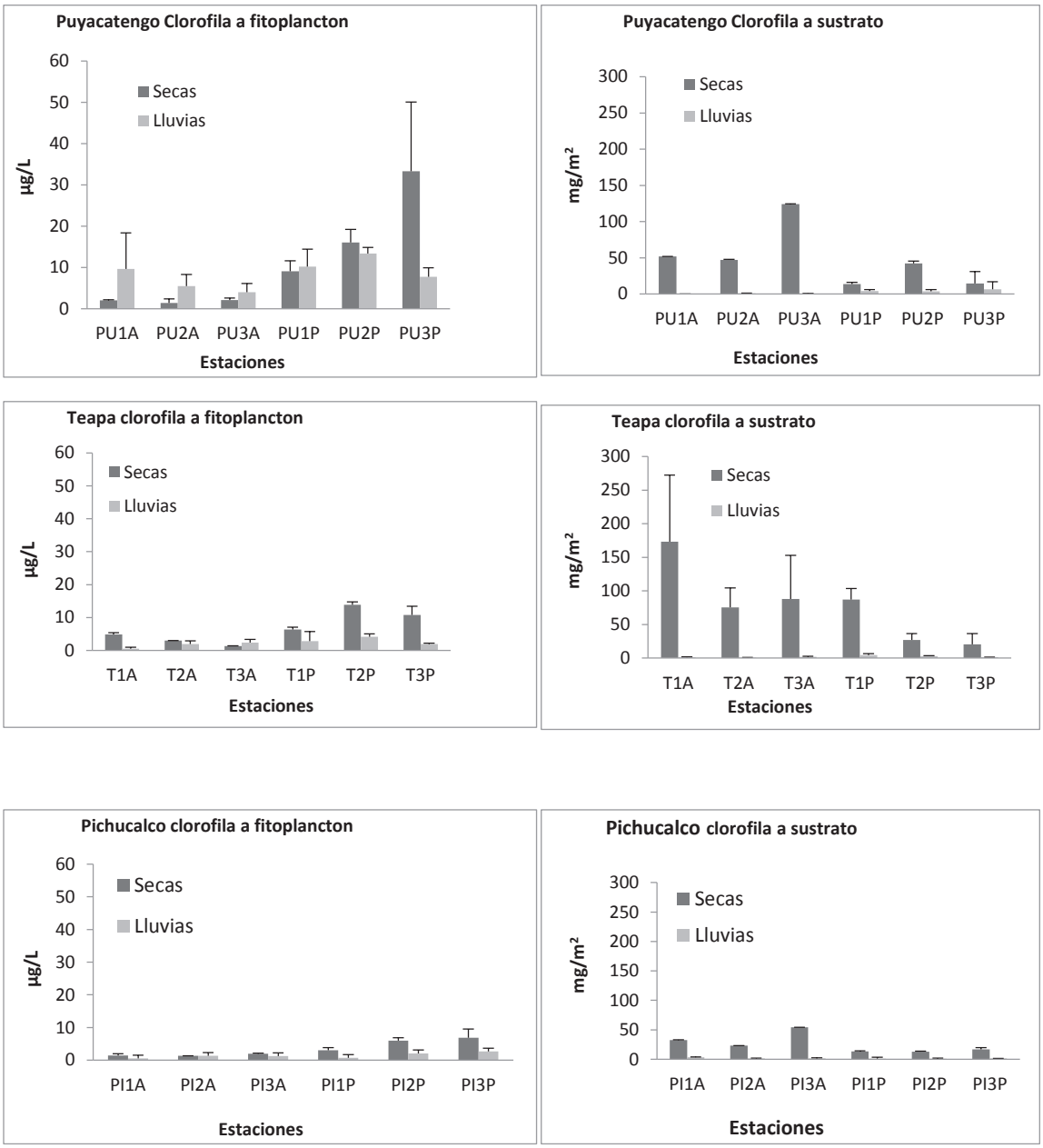


Figura 2. Concentración de Clorofila en fitoplancton y en el sustrato (rocas en tramos altos y sedimentos en tramos planos) en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. Se presentan el promedio de las tres muestras colectadas en cada estación y la desviación estándar.

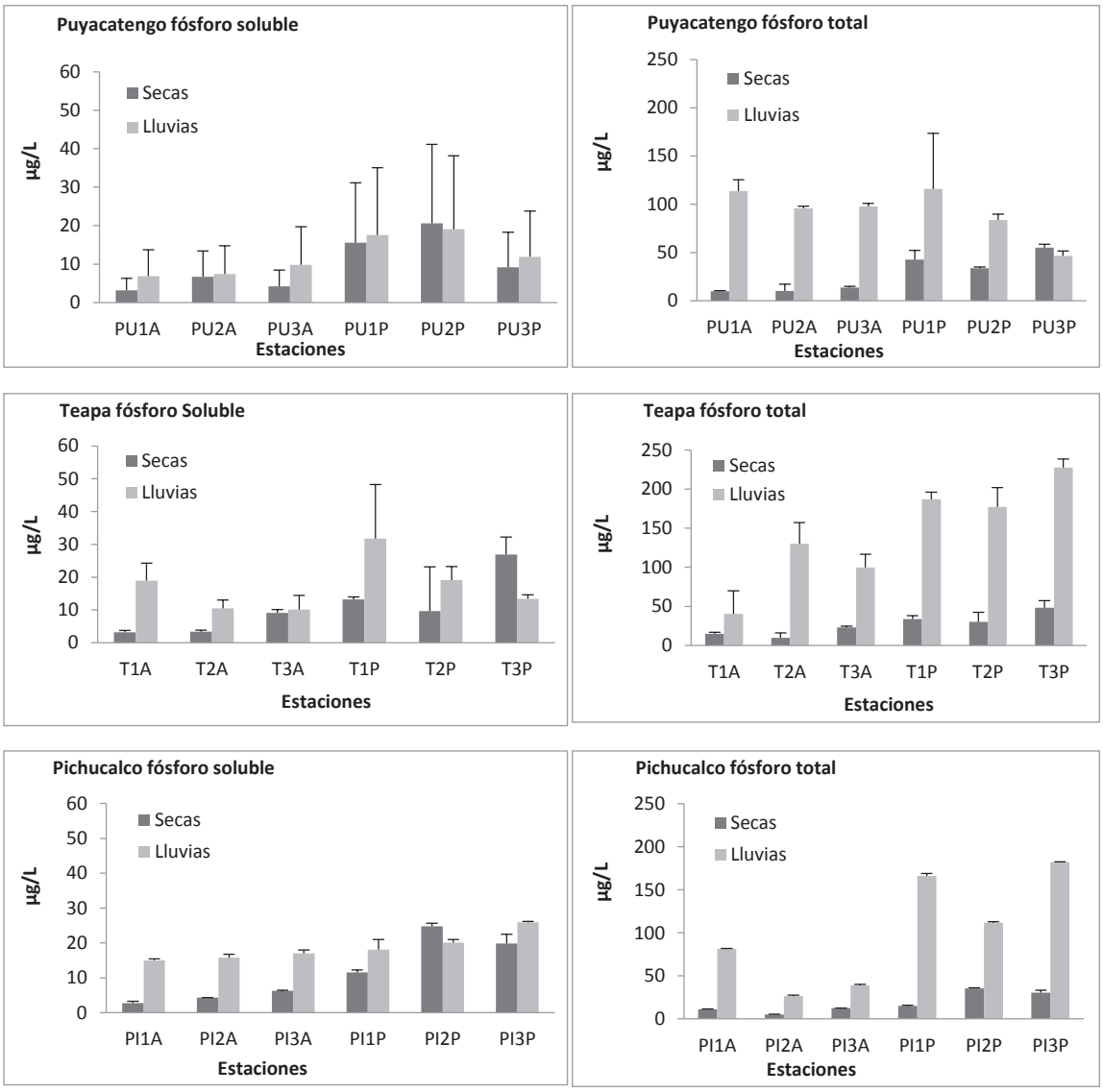


Figura 3. Concentraciones de fósforo soluble y total en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. Se presentan el promedio de las tres muestras colectadas en cada estación y la desviación estándar.

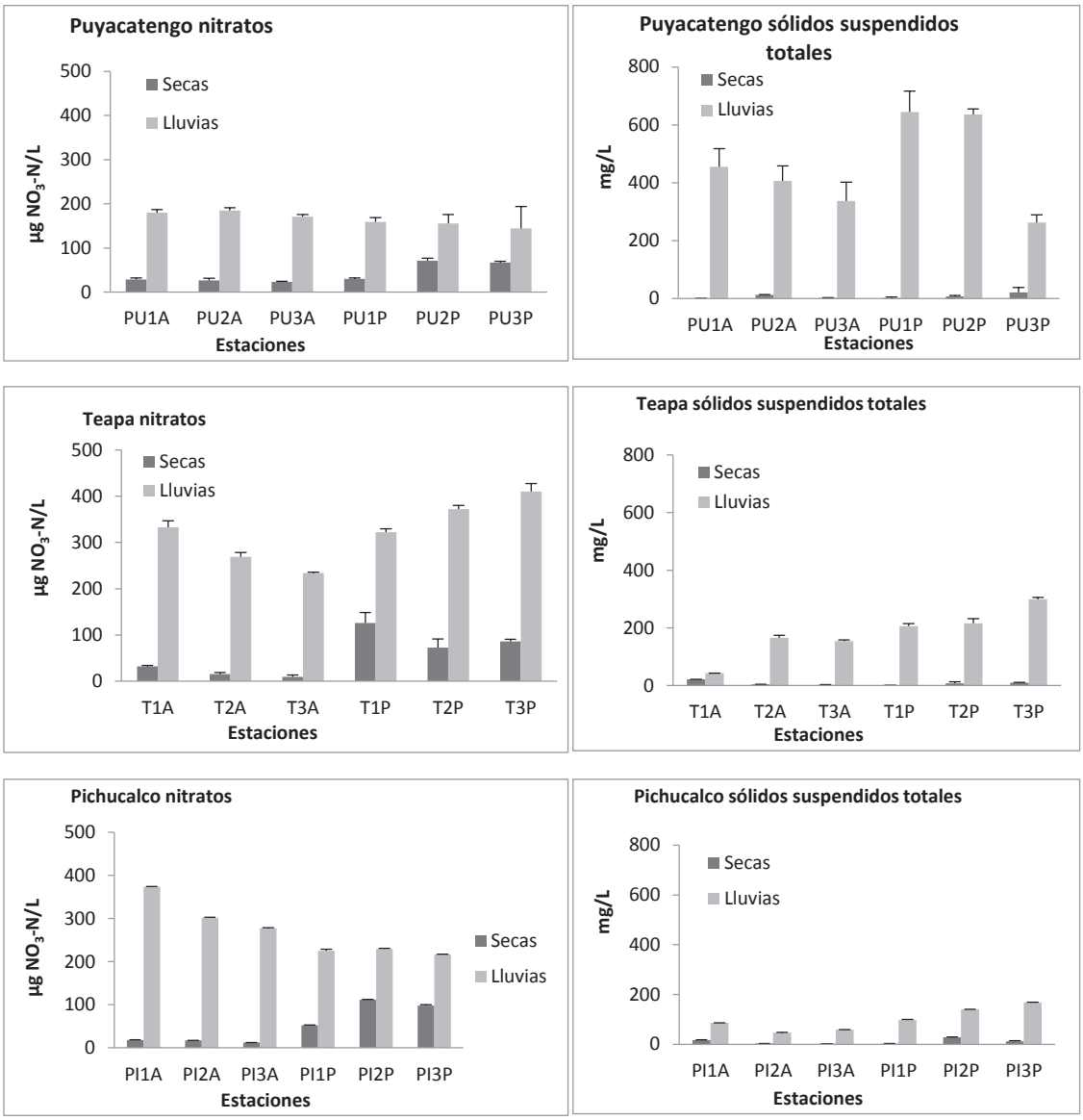


Figura 4. Concentraciones de nitratos y sólidos suspendidos totales en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. Se presentan el promedio de las tres muestras colectadas en cada estación y la desviación estándar.

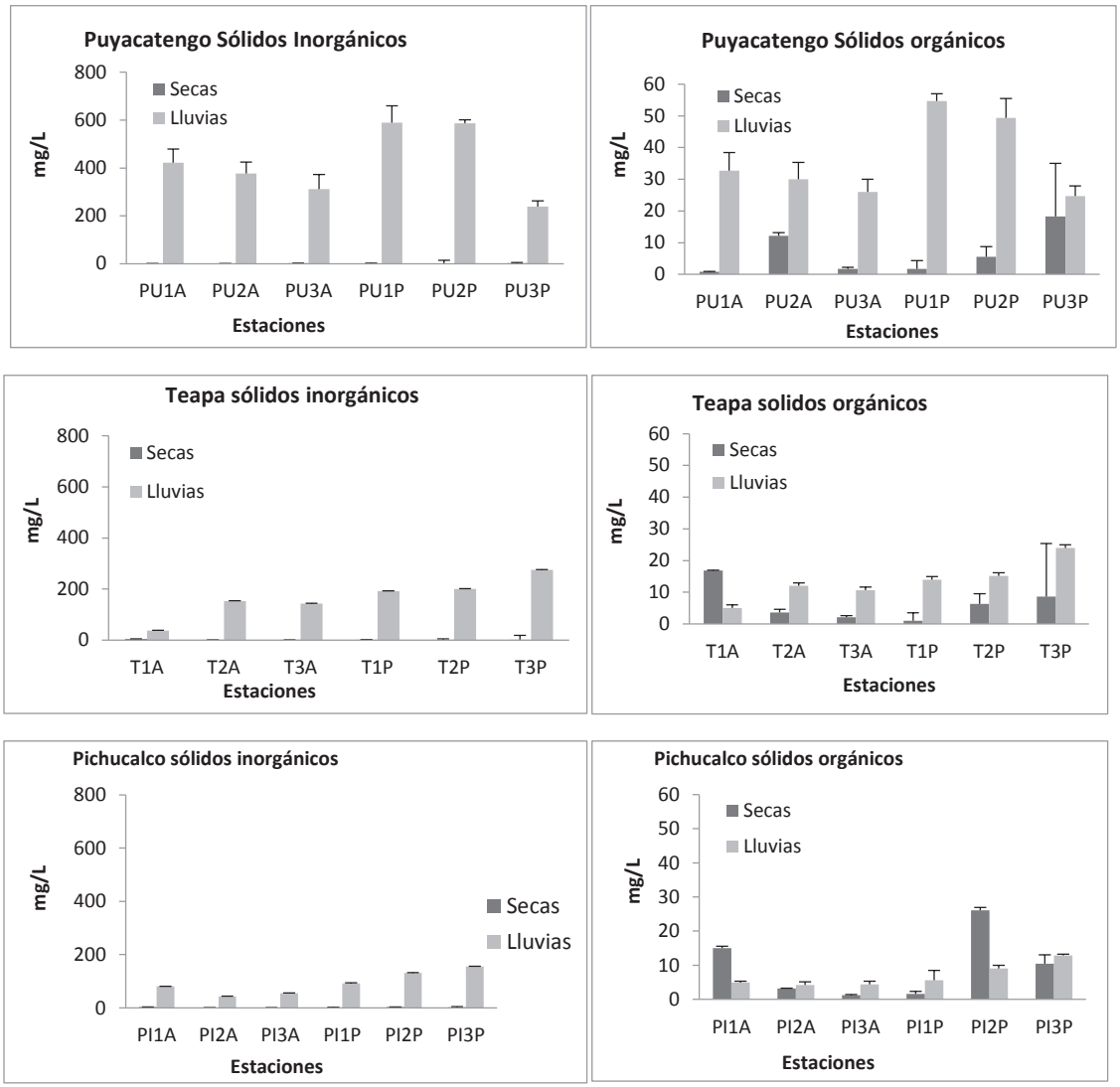


Figura 5.Concentraciones de sólidos suspendidos inorgánicos y orgánicos en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. Se presentan el promedio de las tres muestras colectadas en cada estación y la desviación estándar.

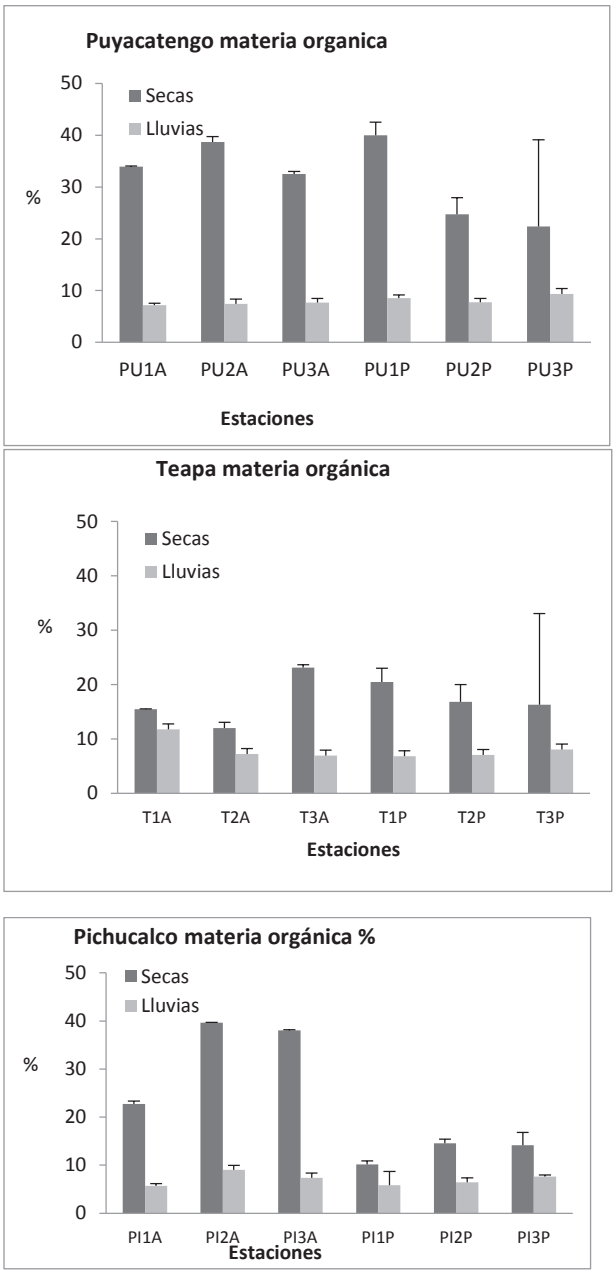
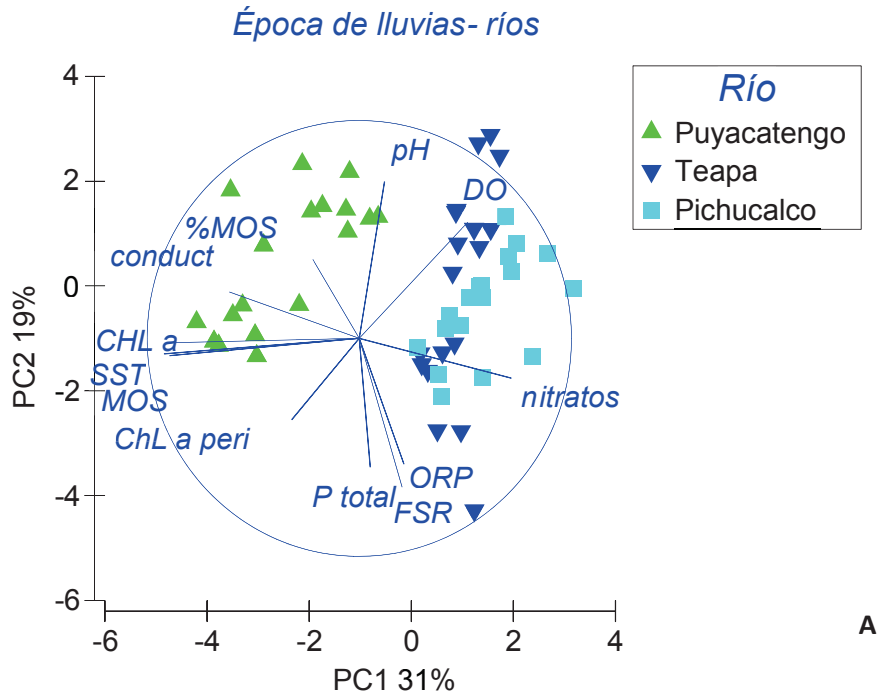


Figura 6. Porcentaje de materia orgánica suspendida en los ríos Puyacatengo, Teapa y Pichucalco. Se presentan el promedio de las tres muestras colectadas en cada estación y la desviación estándar.



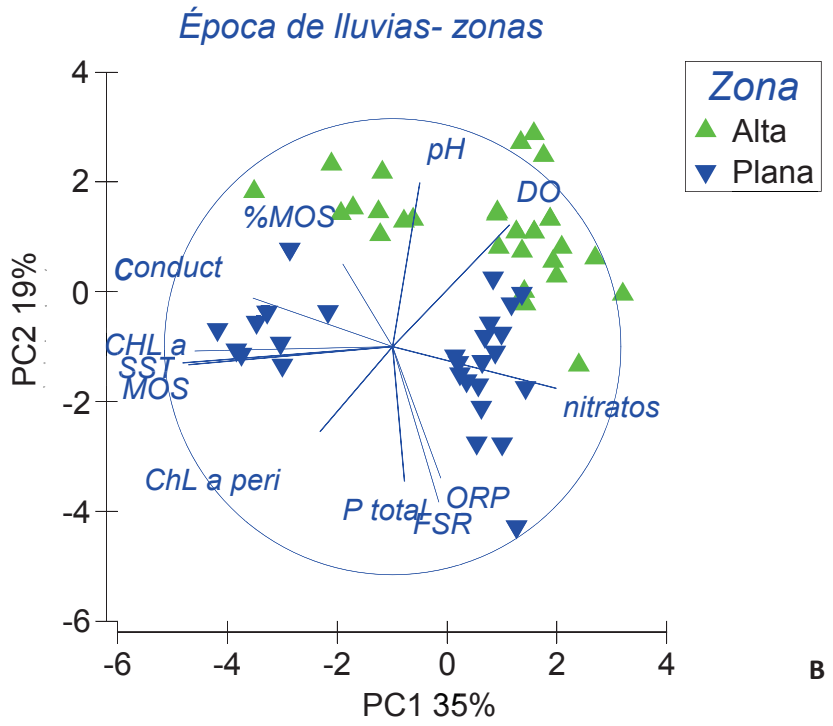


Figura 7. PCA basado en los datos de la época de lluvias con base en ríos **(A)** y Zonas **(B).** Se muestran las variables responsables de la ordenación como vectores (con una correlación mayor a 30% correlación): concentración de oxígeno (DO), pH, potencial de óxido-reducción (ORP), clorofila A en fitoplancton (Chl a), clorofila en sustrato (Chl a peri), fósforo soluble (FSR), fósforo total (P total), nitratos, sólidos suspendidos totales (SST), concentración de materia orgánica (MOS), porcentaje de materia orgánica (%MOS) y conductividad (conduct).

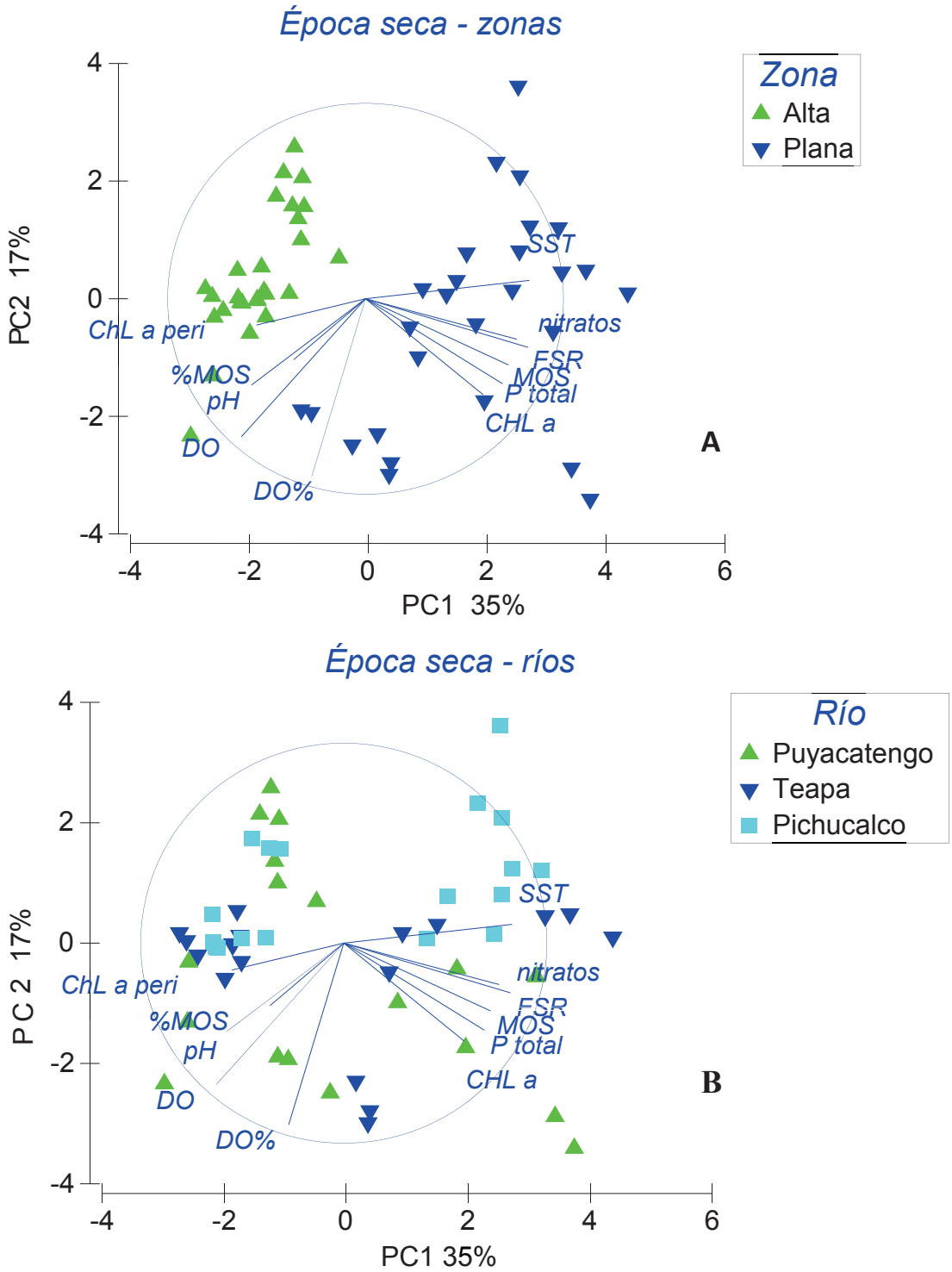


Figura 8. PCA basado en los datos de la época seca con base en ríos **(A)** y Zonas **(B).** Se muestran las variables responsables de la ordenación con una correlación mayor a 30% como vectores: % de saturación (DO%), concentración de oxígeno (DO), pH, potencial de óxido-reducción (ORP), clorofila A en fitoplancton (Chl a), clorofila en sustrato (Chl a peri), fósforo soluble (FSR), fósforo total (P total), nitratos, sólidos suspendidos totales (SST), concentración de materia orgánica (MOS) y porcentaje de materia orgánica (%MOS).

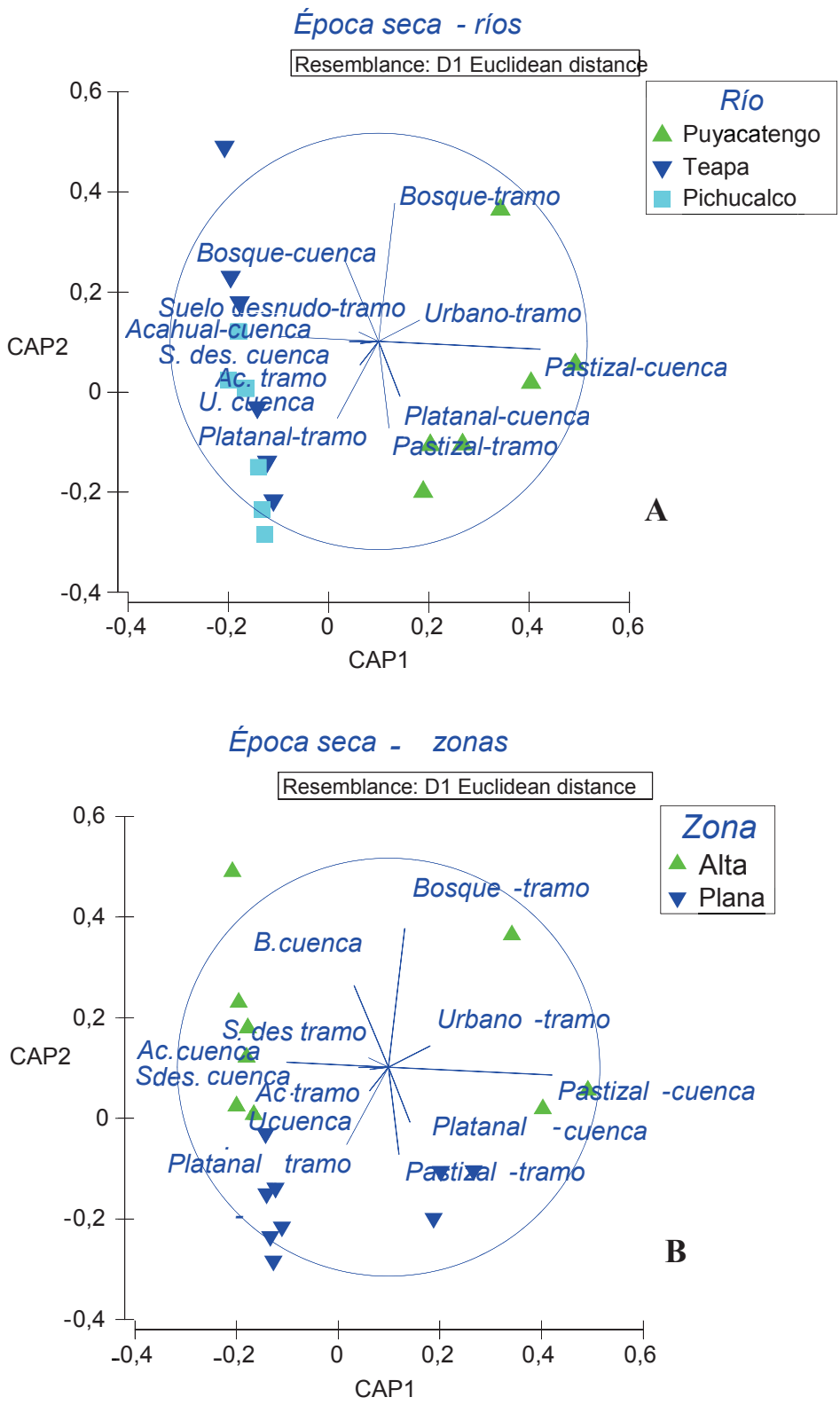
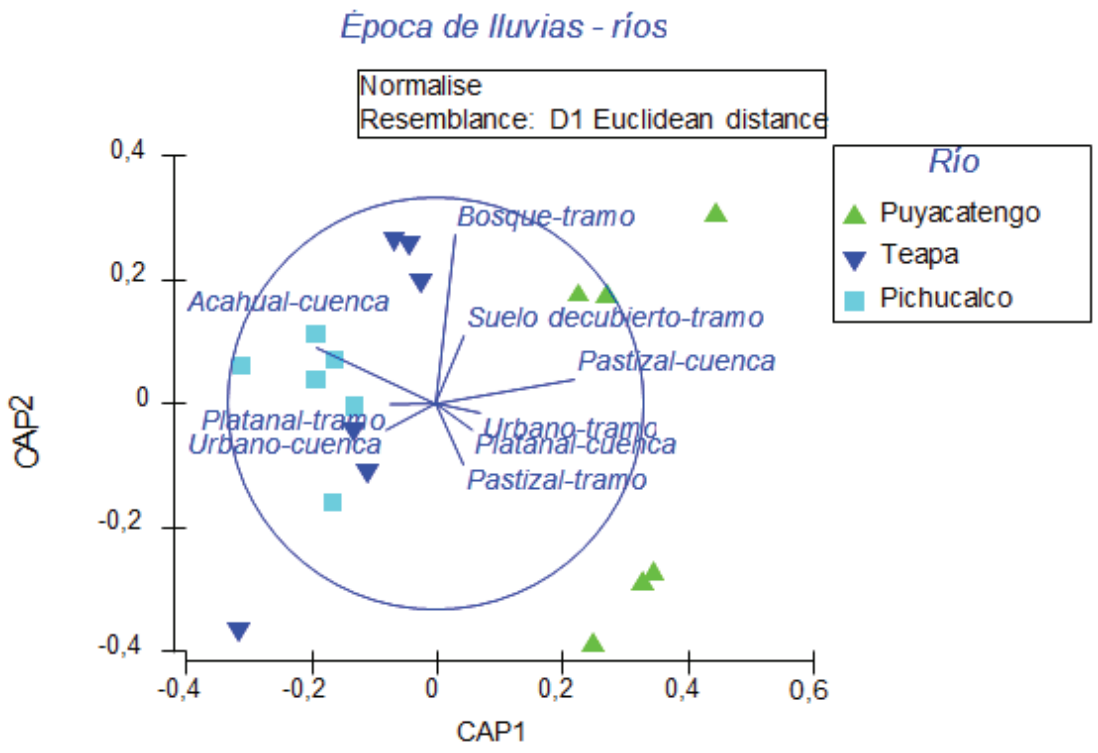


Figura 9. Análisis canónico de coordenadas principales (CAP) con base en ríos **(A)** y zonas **(B)** para la época de secas. Las variables de uso del suelo con una correlación mayor al 30% se muestran como vectores. Porcentajes a escala de cuenca de área urbana (U. cuenca), acahuales (Ac. cuenca), suelo descubierto (S. des) y porcentajes a escala de tramo de acahual (Ac. tramo).



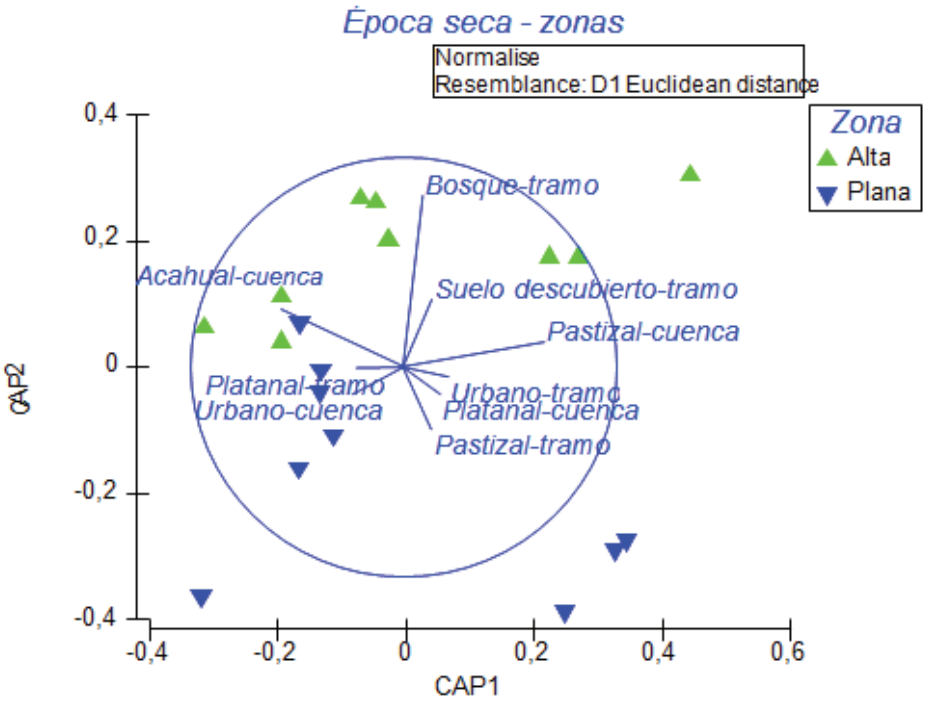


Figura 10. Análisis canónico de coordenadas principales (CAP) con base en ríos (A) y zonas (B) para la época de lluvias. Basado en porcentajes de usos de suelo a escala de cuenca y tramo. Las variables de uso del suelo con una correlación mayor al 30% se muestran como vectores.

Capítulo 4. Conclusiones y recomendaciones

Tanto las variables de calidad del agua y la clorofila como los ensamblajes de peces muestran variaciones relacionadas con la intensificación del uso del suelo. El aumento en la concentración de nutrientes y sólidos suspendidos en dirección río abajo, está relacionado con la intensificación de los usos del suelo en la cuenca y la zona ribereña, especialmente con la ausencia de bosques y su capacidad de regulación hídrica y retención de nutrientes. Estas condiciones también promueven el aumento de la clorofila fitoplanctónica río abajo mientras que disminuye la clorofila del sustrato. De igual manera, al aparecer las lluvias se genera un efecto de dilución que afecta las variables físicas y químicas del agua, haciendo que las variaciones longitudinales sean más evidentes en la época seca.

Por otra parte, los usos de suelo también afectan la diversidad específica y funcional de los ensamblajes de peces, lo cual se evidencia en la comparación entre ríos (transversal) y entre zonas (longitudinal). Hubo diferencias en los ensamblajes de peces entre la parte alta y plana que indican efectos negativos del uso del suelo, por ejemplo la presencia de invasores y la ausencia de depredadores en la parte plana. La comparación entre ríos hace que los cambios en la diversidad trófica y específica sean más atribuibles a la intensificación de los usos del suelo. Por ejemplo hubo menos especies y grupos tróficos en el Pichucalco, río con menos bosques y más cultivos de plátano en los tramos de la zona ribereña. Sin embargo, la diversidad específica tuvo una respuesta inversa a lo que se espera, ya que en la zona plana, que presenta mayor intensidad de usos de suelo, hubo mayor diversidad específica. Este resultado es contrario a los estudios que relacionan la perturbación y deforestación con la diversidad y sugieren que al haber mayor perturbación hay menor diversidad. Esto puede responder a variables que no fueron incluidas en este estudio en relación con los peces y enmascaran el efecto de los usos del suelo. Por ejemplo, aspectos poblacionales como la estructura de edades y talla, productividad primaria del sistema, enfermedades, intervención antrópica de los ríos (dragado, desazolve, pesca selectiva) y/o relaciones interespecíficas con otros grupos terrestres y acuáticos que estén afectando la diversidad. Sin embargo, también puede existir relación con el efecto de la variación natural longitudinal, la cual puede tener una mayor incidencia que los usos de suelo sobre la diversidad de especies en

los ensamblajes de peces en estos ríos. Estos cambios longitudinales naturales deben ser siempre considerados al estudiar el efecto de la perturbación, teniendo en cuenta que al aumentar el tamaño y complejidad de los hábitats y estabilizarse la corriente ríos abajo, los ensamblajes de peces tienden a tener mayor diversidad y biomasa en la parte baja de los ecosistemas fluviales. También es claro que la diversidad funcional, es decir los grupos tróficos, son un indicador importante del estado del ecosistema y ofrecen una perspectiva adicional sobre lo que ocurre a nivel biótico y ecológico.

Por otra parte, se demostró que las dos escalas de análisis, tramo y cuenca, son importantes para identificar los efectos del uso del suelo sobre la calidad del agua y los ensamblajes de peces, ya que varios usos de suelo a escala de tramo y cuenca, principalmente bosques y cultivos de plátano, se relacionaron con las variables de calidad de agua, clorofila y estructura del ensamblaje de peces. Esto implica que los estudios que busquen apoyar la toma de decisiones respecto al manejo de estos recursos, deben tener en cuenta ambas escalas de análisis, con el fin de identificar zonas estratégicas de conservación o recuperación.

El manejo de las cuencas y los ecosistemas lóticos, que son tan importantes en términos de biodiversidad y servicios ecosistémicos, debe buscar la protección o recuperación del hábitat físico y los bosques ribereños, ya que son elementos estratégicos que soportan la biota y pueden reducir la dominancia de especies tolerantes e invasoras, que afectan no solo la diversidad de peces sino también las dinámicas de nutrientes y relaciones tróficas en todo el ecosistema. Al recuperar las zonas ribereñas y adoptar mejores prácticas en la agricultura, así como también reducir y tratar debidamente los residuos de fuente puntual en las zonas urbanas se podrían reducir los impactos negativos y promover la recuperación de estos ecosistemas y sus servicios.

Referencias Capítulos 1 y 3

Ahearn DS, Sheibley RW, Dahlgren R a., Anderson M, Johnson J, Tate KW. 2005. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. J. Hydrol. 313:234-247. [accedido 2014 nov 6]. http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169405001368

Allan JD. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 35:257-284.

Allan JD, Castillo MM. 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. Second. Springer, editor. The Netherlands: Springer.

Allard M, Moreau G. 1986. Leaf decomposition in an experimentally acidified stream channel. Hydrobiologia 139:109-117. [accedido 2014 ene 27]. http://link.springer.com/10.1007/BF00028093

American Public Health Association; .American Water Works Association; Water Environment Federation. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22th ed. Rice E, Baird R, Eaton A, Clesceri L, editores. Washington D.C.: American Public Health Association.

Armenteras D, Rodriguez N, Retana J. 2013. Landscape dynamics in northwestern Amazonia: an assessment of pastures, fire and illicit crops as drivers of tropical deforestation. PLoS One 8:e54310. [accedido 2014 mar 26]. http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3559686&tool=pmcentrez&rendertype=abstract

Arriaga L, Espinoza J, Aguilar C, Martinez E, Gomez L. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. México: Comision Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. CONABIO.

Aryal DR. 2009. Impacts of land use on water quality in a micro watershed in Tabasco , Mexico. (Tesis de maestría) Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.

Aryal DR, Geissen V, Ponce-Mendoza A, Ramos-Reyes RR, Becker M. 2012. Water quality under intensive banana production and extensive pastureland in tropical Mexico. J. Plant Nutr. Soil Sci. 175:553-559. [accedido 2014 mar 26]. http://doi.wiley.com/10.1002/jpln.201100117

Balvanera P, Uriarte M, Almeida-Leñero L, Altesor A, DeClerck F, Gardner T, Hall J, Lara A, Laterra P, Peña-Claros M, et al. 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. Ecosyst. Serv. 2:56-70. [accedido 2014 mar 19]. http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2212041612000320

Barbour M, Gerritsen J, Snyder B, Stribling J. 1999. Habitat assessment and physicochemical parameters. En: Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. Second. Washington D.C.: U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water.

Baron J, Poff L, Angermeier C, Gleick P, Hairston N, Jackson R, Johnson B, Richter B, Steinman A. 2003. Ecosistemas de agua dulce sustentables. Report No.: 10.

Begon M, Townsend C, Harper J. 2006. Ecology. From individuals to ecosystems. 4th ed. London, UK.: Blackwell Publicing.

Bellmore, J., Baxter, C., Martens, K. & Connolly P. 2013. The floodplain food web mosaic: a study of its importance to salmon and steelhead with implications for their recovery. Ecol. Appl. 23:189-207.

Bierschenk AM, Savage C, Townsend CR, Matthaei CD. 2012. Intensity of land use in the catchment influences ecosystem functioning along a freshwater-marine

continuum. Ecosystems 15:637-651. [accedido 2014 may 28]. http://link.springer.com/10.1007/s10021-012-9536-0

Boelee, E., Chiramba, T., Khaka E. 2011. An ecosystem services approach to water and food security. United Nations Environ. Program; Colombo Int. Water Manag. Institute.

Bolgrien DW, Meyer R, Pearson MS, Jicha TM, Angradi TR, Taylor DL, Moffett MF, Hill BH. 2011. Spatial distributions of biophysical conditions on the Ohio River. River Syst. 19:113-128. [accedido 2014 nov 14]. http://openurl.ingenta.com/content/xref?genre=article&issn=1868-5749&volume=19&issue=2&spage=113

Boulton A, Boyero L, Covich A, Dobson M, Lake S, Pearson R. 2008. Are tropical streams ecologically different from temperate streams? En: Dudgeon D, editor. Tropical stream ecology. Primera. London, UK.: Elsevier. p. 316.

Boyero L, Ramíírez A, Dudgeon D, Pearson RG, Ramı A. 2009. Are tropical streams really different ? Are tropical streams really different ? North Am. Benthol. Soc. 28:397-403.

Brooks E, Holland R, Darwall W, Eigenbrod F. 2015. Global evidence of positive impacts of freshwater biodiversity on fishery yields. Glob. Ecol. Biogeogr. 1.

Bunn SE, Davies PM, Mosisch TD. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. Freshw. Biol. 41:333-345. [accedido 2014 ene 21]. http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2427.1999.00434.x

Buol S, Hole F, McCracken R. 1998. Génesis y clasificación de suelos. 2nd ed. Iowa: Trillas.

Castillo MM, Morales H, Valencia E, Morales JJ, Cruz-Motta JJ. 2013. The effects of human land use on flow regime and water chemistry of headwater streams in the highlands of Chiapas. Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.:09. [accedido 2013 abr 29]. http://www.kmae-journal.org/10.1051/kmae/2013035

Castillo MM, San José JJ, A.Montes R, Aguirre E, Thielen D, Buendía C. 2012. Effects of land use changes on streams in terrestrial-aquatic palm ecotones (Morichals) of the Orinoco lowlands. Fundam. Appl. Limnol. / Arch. für Hydrobiol. 181:113-127. [accedido 2014 ene 28]. http://www.schweizerbart.de/papers/fal/detail/181/78439/Effects_of_land_use_changes_on_streams_in_terrestr

Chessman BC, Townsend SA. 2010. Differing effects of catchment land use on water chemistry explain contrasting behaviour of a diatom index in tropical northern and temperate southern Australia. Ecol. Indic. 10:620-626. [accedido 2014 may 25]. http://apps.webofknowledge.com/full_record.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&qid=7&SID=2FswfsN31ORAW8TkfeY&page=1&doc=21

Chiu GS, Wu M a, Lu L. 2013. Model-based assessment of estuary ecosystem health using the latent health factor index, with application to the richibucto estuary. PLoS One 8:21. [accedido 2014 sep 14]. http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3681865&tool=pmcentrez&rendertype=abstract

Clarke K, Ainsworth M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. Mar. Ecol. Prog. Ser. 92:205-219.

Colín-García G, Ibáñez-Castillo L a., Reyes-Sánchez J, Arteaga-Ramírez R. 2013. Diagnóstico de la erosión hídrica de la cuenca del río Pichucalco. Ing. Agrícola y Biosist. 5:23-31. [accedido 2014 nov 11]. http://www.chapingo.mx/revistas/inagbi/contenido.php?id_articulo=1469?id_revistas=6

Cominelli E, Galbiati M, Tonelli C, Bowler C. 2009. Water: the invisible problem. EMBO Rep. 10:671-6. [accedido 2014 ene 21]. http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2727435&tool=pmcentrez&rendertype=abstract

Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V., Paruelo J, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387:253-260. [accedido 2014 ene 21]. http://www.nature.com/nature/journal/v387/n6630/pdf/387253a0.pdf

Cruz, BB; Miranda, LE ; Cetra M. 2013. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. Ecol. Freshw. Fish 22:607-616.

Dabrowski JM, Klerk LP. 2013. An assessment of the impact of different land use activities on water quality in the upper Olifants River catchment. 39:231-245.

Das MK, Sharma AP, Vass KK, Tyagi RK, Suresh VR, Naskar M, Akolkar AB. 2013. Fish diversity, community structure and ecological integrity of the tropical River Ganges, India. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 16:395-407. [accedido 2014 jun 12]. http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/14634988.2013.851592

Deegan L a., Neill C, Haupert CL, Ballester MVR, Krusche A V., Victoria RL, Thomas SM, Moor E. 2010. Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger rivers. Biogeochemistry 105:53-74. [accedido 2014 mar 26]. http://link.springer.com/10.1007/s10533-010-9540-4

Dudgeon D. 2008. Tropical stream ecology. Amsterdam, The Netherlands: Academic Press.

Fausch, K., Torgersen, C., Baxter, C & Li H. 2002. Landscapes to riverscapes : bridging the gap between research and conservation of stream fishes. Bioscience 52:483-498.

Fisher K. 2013. phytoplankton chlorophyll a levels in the Little Bear River and Hyrum Reservoir , Utah. Nat. Resour. Environ. Issues 18:42-53.

Flotemersch J, Stribling J, Paul M. 2006. Concepts and approaches for the bioassessment of streams and rivers. EPA, editor. Cincinati, Ohio: EPA.

Foley J a, Defries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, et al. 2005. Global consequences of land use. Science 309:570-4. [accedido 2014 jul 9]. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16040698

Foley JA, Defries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, et al. 2005. Global Consequences of Land Use.

Science (80-.). 309:570 - 573.

Geissen V, Que F, Pedro R, Dı G. 2010. Soil and water pollution in a banana production region in tropical Mexico. Bul. Environ. Contam. Toxicol. 85:407-413.

Gucker B, Boechat IG, Giani A. 2009. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. Freshw. Biol. 54:2069-2085. [accedido 2014 jun 10]. http://apps.webofknowledge.com/full_record.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&qid=7&SID=2FswfsN31ORAW8TkfeY&page=2&doc=27&cacheurlFromRightClick=no

Gücker B, Boëchat IG, Giani A. 2009. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. Freshw. Biol. 54:2069-2085. [accedido 2014 jul 12]. http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2008.02069.x

Hadwen WL, Fellows CS, Westhorpe DP, Rees GN, Mitrovic SM, Taylor B, Baldwin DS, Silvester E, Croome R. 2010. Longitudinal trends in river functioning : patterns of nutrient and carbon processing in three australian rivers. River Res. Appl. 1152:1129-1152.

Hansen MC, Stehman S V, Potapov P V. 2010. Quanti fi cation of global gross forest cover loss. PNAS 107:8650-8655.

Hermoso V, Clavero M. 2013. Revisiting ecological integrity 30 years later: non-native species and the misdiagnosis of freshwater ecosystem health. Fish Fish. 14:416-423. [accedido 2014 jul 27]. http://doi.wiley.com/10.1111/j.1467-2979.2012.00471.x

Hladyz S, Chauvet E, Kajsa A, Dobson M, Elosegi A, Fleituch T, Gessner MO, Giller PS, Gulis V, Hutton SA, et al. 2011. Stream ecosystem functioning in an agricultural landscape : the importance of terrestrial – aquatic linkages. Adv. Ecol. Res. 44.

Huang J, Klemas V. 2012. Using remote sensing of land cover change in coastal watersheds to predict downstream water quality. J. Coast. Res. 28:930-944.

Hyde, M. J., Stewart PM, Miller JM. 2014. Species richness estimation and rarefaction of fish assemblages in a small watershed. Southeast. Nat. 13:208-220.

Johnson L, Richards G, Host E, Arthur W. 1997. Landscapes influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. Freshw. Biol. 37:193–20.

Jones KL, Poole GC, Meyer JL, Bumback W, Kramer EA. 2006. Quantifying expected ecological response to natural resource legislation: a case study of riparian buffers, aquatic habitat , and trout populations. Ecol. Soc. 11.

Junk W. 1989. The flood pulse concept in river flood plain systems. Can. Spec. Publ. Fish Aquat. Sci. 106:110-127.

Karr JR. 1999. Defining and measuring river health. Freshw. Biol. 41:221-234.

Keeler BL, Polasky S, Brauman KA, Johnson KA, Finlay JC, O'Neill A, Kovacs K, Dalzell B. 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment

and valuation of ecosystem services. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 109:18619-24. [accedido 2013 may 24]. http://www.pnas.org/cgi/content/long/109/45/18619

Kwang-Guk A, Seok Soon P, Joung-Yi S. 2002. An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions. Environ. Int. 28:411-20.

Leigh C, Gippel C. 2011. Ecological health assessment of large freshwater rivers , lakes and reservoirs : study design options , sampling methods and key issues. :1-43.

Macedo DR, Hughes RM, Ligeiro R, Ferreira WR, Castro MA, Junqueira NT, Oliveira DR, Firmiano KR, Kaufmann PR, Pompeu PS, et al. 2014. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. Landsc. Ecol. 29:1001-1016.

Maddock I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. Freshw. Biol. 41:373-391.

Malanson GP. 1993. Riparian Landscapes. Cambridge Univ. Press.

Malmqvist B, Rundle S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. Environ. Conserv. 29:134-153.

Meng W, Zhang N, Zhang Y, Zheng B. 2009. Integrated assessment of river health based on water quality, aquatic life and physical habitat. J. Environ. Sci. 21:1017-1027. [accedido 2014 ene 20]. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074208623773

Mineau MM, Baxter C V, Marcarelli AM. 2011. A Non-Native Riparian Tree (Elaeagnus angustifolia) Changes Nutrient Dynamics in Streams. Ecosystems 14:353-365.

Mouri G, Takizawa S, Oki T. 2011. Spatial and temporal variation in nutrient parameters in stream water in a rural-urban catchment , Shikoku , Japan : Effects of land cover and human impact. J. Environ. Manage. 92:1837-1848.

Naiman RJ, Décamps H, McClain ME, Likens GE. 2005. Riparia. Academic Press, editor. San Diego: Elsevier. [accedido 2014 sep 14]. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780126633153500009

Ngoye E, Machiwa JF. 2004. The influence of land-use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C 29:1161-1166. [accedido 2014 nov 11]. http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1474706504001652

Niyogi DK, Harding JS, Simon KS. 2013. Organic matter breakdown as a measure of stream health in New Zealand streams affected by acid mine drainage. Ecol. Indic. 24:510-517. [accedido 2014 sep 25]. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X12002944

Norris RH, Thoms MC. 1999. What is river health? Freshw. Biol. 41:197-209.

Nusch E. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Arch. fur Hydrobiol. Limnol. 14:14–36.

Oberholster PJ, Botha A, Chamier J, Klerk AR De. 2013. Ecohydrology &

hydrobiology longitudinal trends in water chemistry and phytoplankton assemblage downstream of the riverview WWTP in the Upper Olifants River. Integr. Med. Res. 13:41-51.

Oosterhout M, van der Velde G. 2015. An advanced Index of Biotic Integrity for use in tropical shallow lowland streams in Costa Rica: Fish assemblages as indicators of stream ecosystem health. Ecol. Indic. 48:687-698.

Pease A a., González-Díaz A a., Rodiles-Hernández R, Winemiller KO. 2012. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. Freshw. Biol. 57:1060-1075.

Perez-Espejo R. 2007. Contaminación del agua por la agricultura: Retos de política y estudio de caso en Guanajuato. En: CONAGUA - SEMARNAT, editor. Retos de la investigación del agua en México. México. p. 605-616.

Pinto BCT, Araujo FG. 2007. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. Brazilian Arch. Biol. Technol. 50:489-502. [accedido 2014 jun 12]. http://apps.webofknowledge.com/full_record.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&qid=1&SID=2FswfsN31ORAW8TkfeY&page=1&doc=18&cacheurlFromRightClick=no

Pinto BCT, Araujo FG, Hughes RM. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. Hydrob 556:69-83.

Pinto U, Maheshwari BL. 2011. River health assessment in peri-urban landscapes: An application of multivariate analysis to identify the key variables. Water Res. 45:3915-3924. [accedido 2014 ene 20]. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411002442

Poole AE, Bradley D, Salazar R, Macdonald DW. 2013. Agriculture , ecosystems and environment optimizing agri-environment schemes to improve river health and conservation value. Agric. Ecosyst. Environ. 181:157-168.

Postel S. 2005. Liquid Assets: The critical need to safeguard freshwater ecosystems. Worldwatch. Mastny L, editor. Massachusetts.

Rosi-Marshall EJ, Tank JL, Royer T V, Whiles MR, Evans-White M, Chambers C, Griffiths N a, Pokelsek J, Stephen ML. 2007. Toxins in transgenic crop byproducts may affect headwater stream ecosystems. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 104:16204-8. [accedido 2014 abr 7]. http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2042185&tool=pmcentrez&rendertype=abstract

Ross RM, Lellis W a., Bennett RM, Johnson CS. 2001. Landscape determinants of nonindigenous fish invasions. Biol. Invasions 3:347-361.

Saalfeld DT, Reutebuch EM, Dickey RJ, Seesock WC, Webber C, Bayne DR. 2012. Effects of Landscape Characteristics on Water Quality and Fish Assemblages in the Tallapoosa River Basin, Alabama. Southeast. Nat. 11:239-252.

Sanders H. 1960. Benthic studies in Buzzards Bay. III. The structure of the soft-bottom community. Limnol. Oceanogr. 5:138-153.

Schlosser I. 1991. Stream fish ecology: A landscape perspective. Bioscience 41:9.

Siegel D. 2007. River science at the U.S. geological survey. National Academies Press, editor. Washington D.C.: The National Academies.

Silva-Junior EF, Moulton TP, Boëchat IG, Gücker B. 2014. Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. Ecol. Indic. 36:195-204. [accedido 2014 ene 23]. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X13002975

Sponseller R, Benfield E, Valett M. 2001. Relationships between land use , spatial scale and stream macroinvertebrate communities. Freshw. Biol. 46:1409 - 1424.

Sweeney BW. 2014. How many trees does it take to protect a stream? Stream Newsl.

Sweeney BW, Bott TL, Jackson JK, Kaplan L a, Newbold JD, Standley LJ, Hession WC, Horwitz RJ. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 101:14132-7.

Sweeney BW, Newbold JD. 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality , Habitat and organisms : A literature review. J. Am. Water Resour. Assoc. 50:560-584.

Thorp J, Delong M. 1994. The riverine productivity model : an heuristic of carbon in large river and organic processing ecosystems concept. Oikos 70:305-308.

Tong STY, Chen W. 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. J. Environ. Manage. 66:377-393. [accedido 2014 jul 17]. http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479702905931

Torgersen CE, Baxter C V., Li HW, Mcintosh B a. 2006. Landscape influences on longitudinal patterns of river fishes: spatially continuous analysis of fish – habitat relationships. Am. Fish. Soc. Symp. 48:473-492.

Townsend CR, Hildrew AG. 1994. Species raits in relation to a habitat templet for river systems. Freshw. Biol. 31:265-275.

USGS. 2014. USGS Science for a changing world. Sci. Top. [accedido 2014 abr 21]. http://www2.usgs.gov/science/

Vannote R, Minshall K, Cummins K, Sedell J, Cushing C. 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish Aquat. Sci. 37:130-137.

Vázquez G, Aké-Castillo J a., Favila ME. 2011. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. Hydrobiologia 667:173-189. [accedido 2014 ago 12]. http://link.springer.com/10.1007/s10750-011-0633-4

Vázquez-Díaz JL. 2009. Usos del agua y cambios en su calidad en la cuenca del río Puyacatengo. (Tesis de maestría) Universidad Autónoma Chapingo.

Villamarín C, Rieradevall M, Paul MJ, Barbour MT, Prat N. 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. Ecol. Indic. 29:79-92. [accedido 2014 may 25]. http://apps.webofknowledge.com/full_record.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&qid=1&SID=2FswfsN31ORAW8TkfeY&page=1&doc=6&cacheurlFromRightClick=no

Villers LEM, Equihua M, Tobón C, Mendieta FJG. 2011. Effects of land use in the hydrology of montane catchments in Central-eastern Mexico. En: Oswald Spring Ú, editor. Water resources in Mexico. Vol. 7. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. (Hexagon Series on Human and Environmental Security and Peace). p. 155-166. [accedido 2014 ago 11]. http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-05432-7

Vörösmarty CJ, McIntyre PB, Gessner MO, Dudgeon D, Prusevich A, Green P, Glidden S, Bunn SE, Sullivan CA, Liermann CR, et al. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. Nature 467:555-61. [accedido 2014 ene 9]. http://dx.doi.org/10.1038/nature09440

Ward J, Standford J. 1983. The serial discontinuity concept. U.S.

Warrner TJ, Royer T V, Tank JL, Griffiths NA, Whiles MR, Warmer TJ. 2014. Dissolved organic carbon in streams from artificially drained and intensively farmed in Indiana , USA watersheds. 95:295-307.

Wetzel R. 2001. Limnology. Lake and river ecosystems. Tercera. San Diego, CA: Academic Press/Elsevier.

Wiens JA. 2002. Riverine landscapes : taking landscape ecology into the water. Freshw. Biol. 47:501-515.

World Resources Institute. 2005. Evaluacion de los ecosistemas del milenio. Los ecosistemas y el bienestar humano: Humedales y agua. Washington D.C.

Wu J, Hobbs R. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology : An idiosyncratic synthesis. Landsc. Ecol. 17:355-365.

Ye-Na S, Ding-jiang C, Yi-ming S. 2011. Response of stream pollution characteristics to catchment land cover in Cao-E River basin , China. Pedosphere 21:115-123.

Young T, Sanzone S. 2002. A Framework for Assessing and Reporting on Ecological Condition : An SAB Report. Washington D.C.