



ANÁLISIS DE CALIDAD DEL AGUA Y PATRONES DE DIVERSIDAD DE INSECTOS ACUÁTICOS DE DOS TEMPORADAS AMBIENTALES EN LAS CUENCAS CUITZMALA Y PURIFICACIÓN, MÉXICO

Andrés Felipe Grajales-Andica ; Luis Manuel Martínez-Rivera* ;
Francia Elizabeth Rodríguez-Contreras  y Claudia Irene Ortiz-Arrona 

¹Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara, Av. Independencia Nacional 151, 48900 Autlán de Navarro, Jalisco, México.

*Autor de correspondencia: lmanuel.martinez@academicos.udg.mx

Fecha de recepción: 30 de abril de 2024

Fecha de aceptación: 22 de noviembre de 2024

RESUMEN

En los ecosistemas acuáticos tropicales, los patrones climáticos temporales moldean las condiciones ambientales y la biodiversidad. Sin embargo, el impacto de estos cambios en las comunidades acuáticas del neotrópico ha sido poco estudiado. Esta investigación evalúa cómo la variación entre la temporada seca y de lluvias afecta la calidad del agua y la diversidad alfa y beta de insectos acuáticos en las cuencas de los ríos Cuitzmala y Purificación en Jalisco, México. Los resultados muestran una clara influencia de las estaciones en la calidad del agua y en los patrones de diversidad de insectos. Durante la temporada seca, se observan mayores niveles de conductividad eléctrica, salinidad y sólidos disueltos, mientras que en la temporada de lluvias aumentan la turbidez y los fosfatos. La diversidad alfa es mayor en la temporada seca, y la diversidad beta muestra un mayor recambio de familias de insectos en la temporada seca y mayor anidación en la temporada de lluvias. Estos resultados indican que las comunidades acuáticas responden de manera diferenciada a las condiciones estacionales, lo que puede afectar la resiliencia y estabilidad ecológica de estos ecosistemas.

Palabras clave: calidad del agua, insectos acuáticos, diversidad alfa, diversidad beta.

ABSTRACT

In tropical aquatic ecosystems, temporal climate patterns shape environmental conditions and biodiversity. However, the impact of these changes on aquatic communities in the Neotropics has been understudied. This research evaluates how the variation between dry and rainy seasons affects water quality and the alpha and beta diversity of aquatic insects in the Cuitzmala and

Purificación river basins in Jalisco, Mexico. The results show a clear influence of the seasons on water quality and insect diversity patterns. During the dry season, higher levels of electrical conductivity, salinity, and dissolved solids are observed, while during the rainy season, turbidity and phosphate levels increase. Alpha diversity is higher in the dry season, and beta diversity shows greater turnover of insect families in the dry season and greater nestedness in the rainy season. These findings indicate that aquatic communities respond differently to seasonal conditions, which may affect the resilience and ecological stability of these ecosystems.

Key words: water quality, aquatic insects, alpha diversity, beta diversity.

INTRODUCCIÓN

Los ríos son ecosistemas altamente dinámicos y fundamentales para el mantenimiento de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, sin embargo, estos ecosistemas enfrentan presiones ambientales cada vez mayores, incluyendo los cambios en los patrones temporales del clima (Mwaijengo, Vanschoenwinkel, Dube, Njau & Brendonck, 2020; Hernández-Abrams, Connelly, Freeman, Gutiérrez-Fonseca & Wenger, 2023). En los ecosistemas acuáticos tropicales, los períodos de las precipitaciones (temporada seca y de lluvias) es un factor determinante que modela los patrones temporales de las condiciones ambientales y de la biodiversidad, ya que promueve cambios continuos de las comunidades ecológicas y la función de los ecosistemas (Uieda, Iwai, Ono, Melo & Alves, 2017; Hernández-Abrams et al., 2023). La influencia de las temporadas climáticas en los ríos se manifiesta a través de una serie de cambios ambientales, que



incluyen variaciones en las condiciones físico y químicas del agua, el régimen del flujo del caudal y la disponibilidad de recursos, condiciones que afectan a las comunidades acuáticas durante los cambios entre temporadas (Jerves-Cobo et al., 2020; Mwaijengo et al., 2020; Quesada-Alvarado, Umaña-Villalobos, Springer & Picado-Barboza, 2020).

Uno de los grupos biológicos que más se ve afectado por la dinámica de los cambios temporales del clima son los insectos acuáticos (Castro, Hughes & Callisto, 2013; Mwaijengo et al., 2020; Hernández-Abrams et al., 2023). Estos organismos desempeñan funciones importantes en los ecosistemas de agua dulce, como la descomposición de materia orgánica, el reciclado de nutrientes, y el procesamiento y transferencia de energía a múltiples niveles tróficos (Cummins, 1974; Covich, Palmer & Cowl, 1999). Estos organismos presentan diferentes sensibilidades a las alteraciones ambientales, incluyendo los cambios físicos, químicos y de hábitat, convirtiéndolos en indicadores de las condiciones ambientales de los ecosistemas acuáticos y en un elemento clave de biomonitorio (Wallace & Webster, 1996; Barbour, 1999; Li et al., 2020).

Una forma eficaz de evaluar como los cambios entre temporadas ambientales afecta a las comunidades acuáticas es mediante el análisis de los patrones de diversidad de las especies, en particular a través de la diversidad alfa, beta y gama (Moreno et al., 2018). La diversidad alfa se refiere a la diversidad local dentro de un hábitat específico, mientras que la diversidad gamma abarca la diversidad total en una región que incluye múltiples hábitats, y, por otro lado, la diversidad beta mide la variación en la composición de especies entre diferentes sitios o hábitats (Whittaker, 1972; Moreno & Rodríguez, 2010; Moreno et al., 2018; Tukiainen et al., 2023). Un enfoque interesante de la diversidad beta, es que esta medida de diversidad se puede dividir en componentes de recambio y anidamiento; recambio hace referencia a que, especies que están presentes en una comunidad dada, están ausentes en otra comunidad debido a que son reemplazadas por otras, lo que refleja la influencia de las variables locales en la estructura de la comunidad, mientras que, el anidamiento, hace referencia a que especies de comunidades con menor riqueza son subconjuntos de comunidades con mayor riqueza, lo que refleja la pérdida de especies (Baselga, 2010; Legendre, 2014).

En este sentido, evaluar cómo responden los patrones de diversidad de las comunidades acuáticas en diferentes temporadas ambientales es crucial para comprender los impactos de las fluctuaciones climáticas en la biodiversidad y para el diseño de estrategias efectivas de conservación y manejo (Sundar et al., 2020; Feio et al., 2021; Feio et al., 2023). Por lo tanto, el objetivo de esta investigación es evaluar cómo la variación entre dos temporadas ambientales (temporada seca y de lluvias) afecta los parámetros

físico y químicos del agua y los patrones de diversidad alfa y beta de insectos acuáticos en las cuencas de los ríos Cuitzmala y Purificación en el estado de Jalisco, México. Se espera que, durante la temporada seca, la calidad del agua en términos de los parámetros físico y químicos sea mejor debido a la disminución del arrastre de sedimentos y nutrientes, lo que favorecerá una mayor diversidad alfa de insectos acuáticos y un mayor recambio de familias durante esta temporada (Jerves-Cobo et al., 2020; Mwaijengo et al., 2020; Wang, Li, Tan & Han, 2023). En contraste, durante la temporada de lluvias, los caudales elevados y el incremento en la carga de sedimentos y nutrientes reducirán la calidad del agua, afectando negativamente la diversidad alfa y promoviendo un patrón de anidamiento en los ensamblajes de insectos acuáticos (Jerves-Cobo et al., 2020; Mwaijengo et al., 2020; Wang et al., 2023).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Las cuencas de los ríos Cuitzmala y Purificación se encuentran en el estado de Jalisco, en el occidente de México (Fig. 1), tienen un área de 1,089 y 1,617 km², respectivamente. Presentan temperaturas medias anuales entre 22 y 24.6 °C. La precipitación media anual oscila entre los 800 y 1,000 mm. Estas cuencas experimentan una marcada estacionalidad con una temporada seca de noviembre a junio y una temporada de lluvias de julio a octubre. Las actividades relacionadas con el uso de agua en la cuenca del río Cuitzmala están asociadas a la ganadería, mientras que, en la cuenca del río Purificación el uso está asociado a la agricultura, ganadería, urbanización e industria (Martínez et al., 2013; Quiñones, 2018).

Sitios de estudio

Con base en el trabajo de Martínez et al. (2013), se seleccionaron nueve sitios de muestreo a lo largo de ambas cuencas; cinco en el río Cuitzmala (CC1, CC2, CC3, CC4 y CC5) y cuatro en el río Purificación (CP1, CP2, CP4 y CP5). En donde se seleccionaron los cauces principales como las unidades de estudio, definidos por el caudal permanente, los cambios geomorfológicos a lo largo de la cuenca y el cambio de uso de suelo y condiciones de manejo. De acuerdo con estos cambios geomorfológicos los ríos principales se dividieron en zonas funcionales. Por otro lado, se consideró la accesibilidad y seguridad. Se realizó un muestreo en junio (temporada seca) y septiembre (temporada de lluvias).

Muestreo de insectos acuáticos

Los insectos acuáticos fueron colectados por medio de una red D-frame kick (30 centímetros de apertura y una malla de 500 µm) en los microhábitats más representativos (hojarasca sumergida,

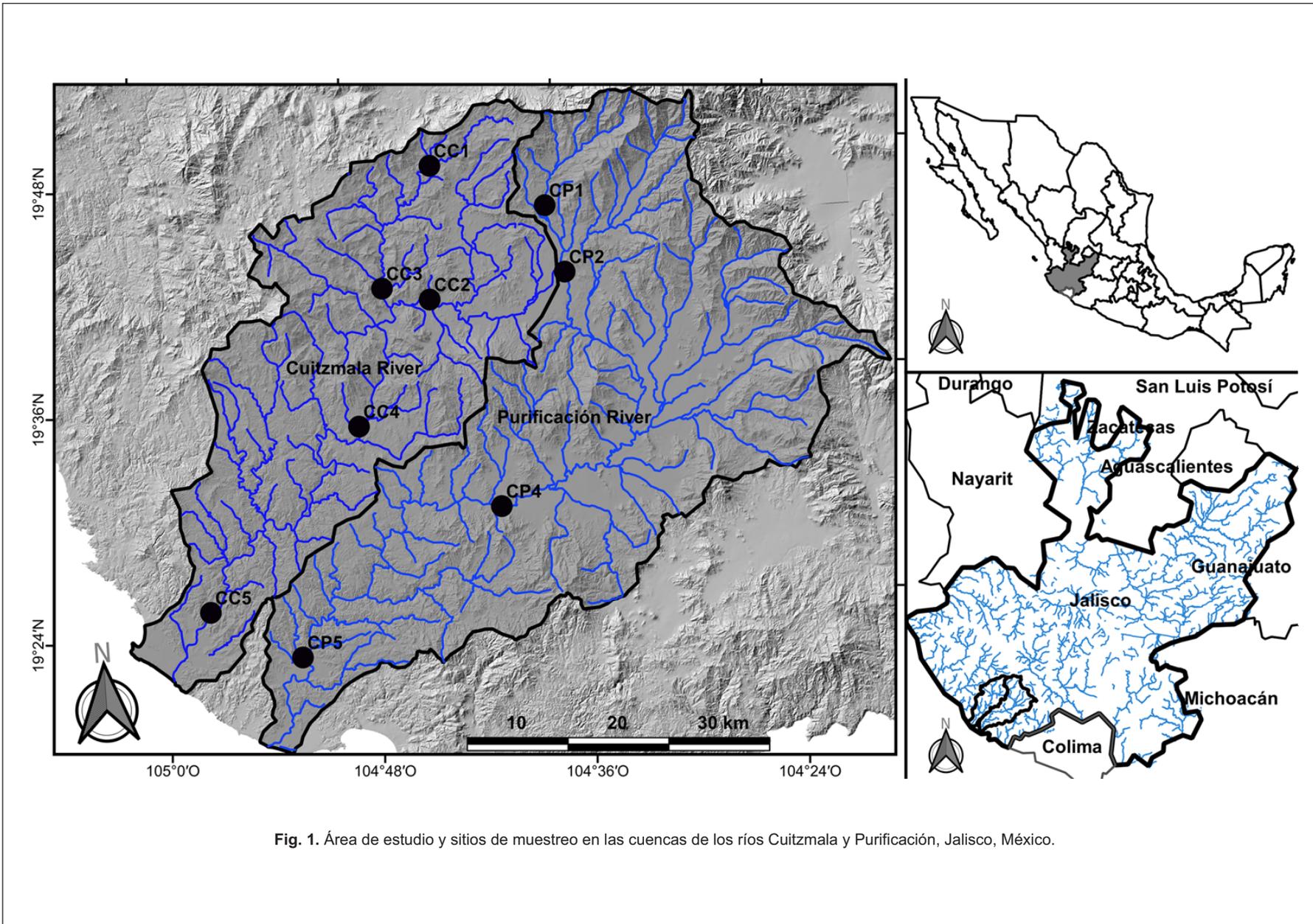


Fig. 1. Área de estudio y sitios de muestreo en las cuencas de los ríos Cuitzmala y Purificación, Jalisco, México.



Tabla 1. Comparación de las variables de la calidad del agua entre la temporada seca y la de lluvias. Se indica la media y desviación estándar en cada temporada, los estadísticos de la prueba Wilcoxon y las diferencias significativas ($P < 0.05$) en negrilla.

Variable	Temporada seca	Temporada de lluvias	Estadístico	df	p-valor
pH	7.98±0.41	7.94±0.28	W = 38.5	15	0.846
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	305.11±156.11	123.87±62.68	W = 61	15	0.015
Salinidad (%)	0.01±0.008	0.001±0.003	W = 57	15	0.025
Sólidos disueltos (ppm)	156.55±76.53	62.62±30.18	W = 62.5	15	0.012
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	28.18±2.57	26.38±1.95	W = 49	15	0.228
Oxígeno disuelto (ppm)	8.80±3.43	10.66±4.08	W = 25	15	0.321
Turbidez (NTU)	5.13±4.44	59.56±72.21	W = 2	15	0.0003
Fosfatos (mg/L)	1.53±3.55	8.26±7.04	W = 5	15	0.003
Nitratos (mg/L)	2.96±3.05	3.55±2.09	W = 24.5	15	0.289
Coliformes totales (NMP/100 ml)	31.88±23.11	73.75±50.91	W = 16	15	0.059
<i>E.coli</i> (NMP/100 ml)	1.66±1.22	12.62±18.60	W = 20.5	15	0.141

vegetación acuática, gravas-guijarros y arena). A lo largo de un tramo de 100 metros de longitud en cada sitio de muestreo, se tomaron doce muestras por sitio desde aguas abajo hacia aguas arriba y para evitar alterar los microhábitats, los organismos fueron colectados y preservados en alcohol al 70% (Pineda-López et al., 2014). En el laboratorio todos los individuos fueron contados e identificados hasta el nivel de familia con la ayuda de un estereoscopio marca Carl Zeiss (40x) y las claves taxonómicas de Merritt, Cummins & Berg (2008), Domínguez & Fernández (2009) y Bueno-Soria, (2010). En la temporada de lluvias el sitio CC5 no se logró muestrear debido al alto nivel del caudal que comprometía la seguridad. Los organismos fueron colectados bajo el permiso N° SGPA/DGVS/03361/22 de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y fueron conservados en alcohol al 70% bajo el resguardo de la colección zoológica del Departamento de Ecología y Recursos Naturales del Centro Universitario de la Costa Sur de la Universidad de Guadalajara.

Variables de la calidad del agua

En cada sitio de muestreo y temporada se midieron *in situ* los parámetros de pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), salinidad (%), sólidos disueltos totales (ppm) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$), usando un multiparamétrico APERA PC60-Z. El oxígeno disuelto (ppm) y porcentaje de saturación de oxígeno (%) se midió con un medidor óptico de oxígeno APERA DO850. La turbidez (NTU) por medio de un Turbidímetro portátil HACH2100Q. Se colectó una muestra de agua en cada sitio, la cual se preservó a una temperatura de 4°C y en laboratorio se determinaron las concentraciones de fosfatos PO_4 (mg/L) con el método 8048 PhosVer® 3 ácido ascórbico (NMX-AA-029-SCFI-2001), y de nitratos $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/L) con el método

8039 reducción de cadmio (NMX-AA-079-SCFI-2001), utilizando un espectrofotómetro HACH DR 2010. Por último, en un análisis bacteriológico se determinó el número más probable de coliformes totales y de *Escherichia coli* utilizando Placas 3M Petrifilm™ para su recuento.

Análisis de datos

Variables de la calidad del agua

Debido a que la mayoría de las variables de la calidad del agua no presentaron una distribución normal (prueba de Shapiro Wilk, p-valor ≤ 0.05) y una homogeneidad de la varianza de los datos (prueba F, p-valor ≤ 0.05), se optó por emplear la prueba no paramétrica Wilcoxon, con un nivel de confianza del 95%, para determinar diferencias significativas en las condiciones de la calidad del agua entre la temporada seca y de lluvias.

Diversidad alfa

La diversidad alfa para cada temporada se evaluó mediante el número efectivo de familias de insectos acuáticos ($^{\circ}\text{D}$) basado en tres órdenes de diversidad o números de Hill ($q=0, 1$ y 2) (Jost, 2006; Jost, 2007). Este enfoque tiene en cuenta la influencia de la abundancia relativa de las familias de insectos acuáticos en los valores de diversidad; cuando $q=0$, es decir, $^{\circ}\text{D}$, o riqueza efectiva de familias, los cálculos son insensibles a la abundancia de las familias, cuando $q=1$, ^1D , o diversidad de familias igualmente comunes, los análisis dan mayor peso a las familias comunes, cuando $q=2$, ^2D , o diversidad de familias dominantes, los cálculos dan mayor peso a las familias más abundantes (Jost, 2006; Jost, 2007).

Las expresiones de diversidad se compararon en función de la misma cobertura de muestreo (C_m), esta

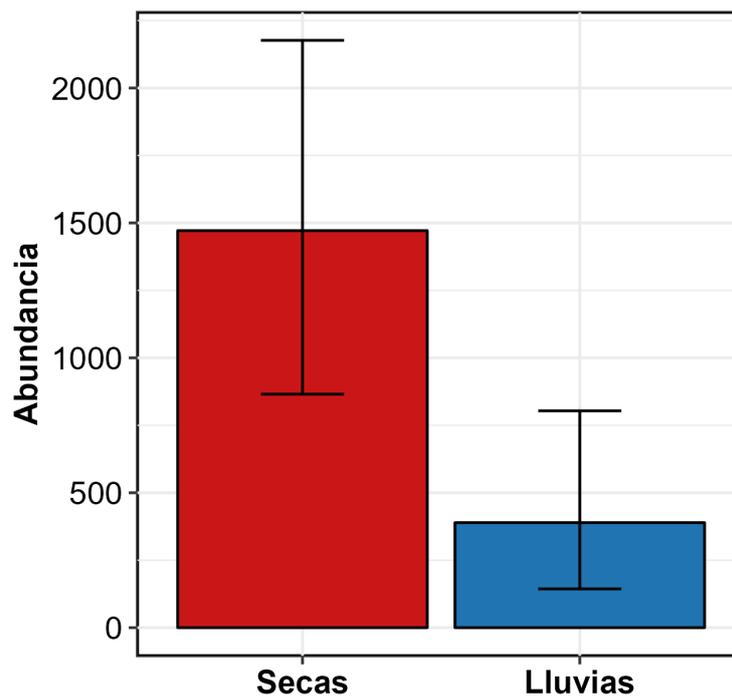


Fig. 2. Abundancia de insectos acuáticos entre la temporada seca y de lluvias.

cobertura mide la integridad del inventario de insectos acuáticos en cada temporada (Jost, 2006; Chao & Jost, 2012). Al expresar la diversidad como el número efectivo y compararla en la misma cobertura de muestreo, se cumple el principio de replicación y es posible calcular la magnitud de la diferencia de diversidad entre comunidades (Jost, 2006; Chao et al., 2020). Se usó el IC (intervalos de confianza) al 95% en cada expresión de diversidad ($q=0, 1$ y 2) como criterio estadístico, en el que la ausencia de solapamiento entre los IC indica diferencias significativas entre los valores de diversidad (Chao et al., 2020).

Diversidad beta

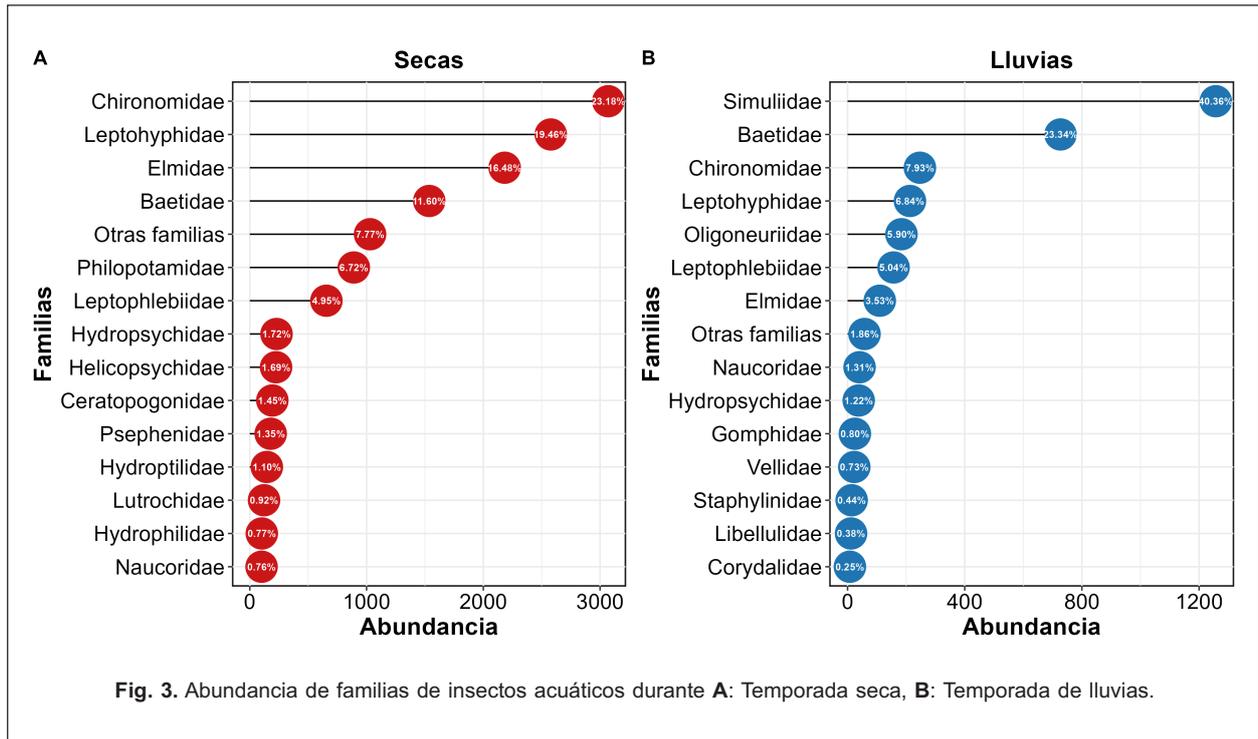
Para evaluar si la diversidad beta de las familias de insectos acuáticos difiere entre temporadas, se realizó un Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) basado sobre una matriz de disimilitud Bray-Curtis de los datos de abundancia. Complementariamente, se realizó un Análisis Multivariado de Permutación de Varianza (PERMANOVA) con 999 interacciones de la matriz Bray-Curtis para evaluar diferencias significativas (Anderson, 2014). Adicionalmente, se dividió la diversidad beta en componentes de recambio y anidamiento siguiendo la propuesta de Baselga (2010) para estimar que componente predominó entre temporadas.

Se evaluaron estos componentes de la diversidad beta siguiendo la adaptación de Legendre (2014) para trabajar con datos de abundancia utilizando la

disimilitud de Sørensen. Para evaluar la diversidad beta, se obtuvo un valor de disimilitud multisitio para cada componente de la diversidad beta (recambio y anidamiento) en cada temporada utilizando la función “*beta_div*” (Legendre, 2014) y el marco de trabajo de Oliveira, Baccaro, Werneck & Haugaasen (2023). Para evaluar si los componentes de recambio y anidamiento difieren entre temporadas, se utilizó bootstraps (999 aleatorizaciones) para estimar las medias y las desviaciones estándar de cada componente. Se identificó diferencias significativas por la falta de superposición entre los intervalos de confianza del 95%, los cuales se estimaron como el producto de 2 por la desviación estándar (Manly, 2007; Oliveira et al., 2023).

Familias indicadoras

Para definir familias de insectos acuáticos indicadores en cada temporada, se realizó un Análisis de Especies Indicadoras (IndVal) (Dufrêne & Legendre, 1997; De Cáceres, Legendre & Moretti, 2010). Este análisis permite medir la asociación entre una especie (en este caso familia de insecto acuático) y un grupo de sitios (en este caso en cada temporada), atribuyéndole a cada familia un valor indicador (IV). El valor indicador de un taxón/familia varía entre 0 y 1, alcanzando su valor máximo cuando todos los individuos de un taxón se encuentran en todos los sitios de un solo grupo/temporada (Dufrêne & Legendre, 1997; Heino et al., 2005; Lumbreras et al.,



2016; Mwajengo et al., 2020). La significación de los valores indicadores para cada taxón se comprobó mediante permutaciones de Monte-Carlo ($nperm = 999$). El valor indicador tiene dos componentes; (i) especificidad (componente A) y (ii) sensibilidad (componente B). La especificidad (A) es la probabilidad que un taxón se encuentre en sitios pertenecientes a un grupo específico, mientras que la sensibilidad (B), es la probabilidad de encontrar el taxón en todos los sitios de un mismo grupo.

Importancia relativa de las variables ambientales

Para evaluar el efecto de las variables ambientales de la calidad del agua sobre los ensamblajes de insectos acuáticos en cada temporada, se realizó un Análisis de Redundancia (RDA) (Legendre & Legendre, 2012). Para ello, se utilizó la matriz de variables ambientales de la calidad del agua estandarizada (media igual a cero y una desviación estándar igual a uno), además de la matriz de abundancia de las familias con transformación Hellinger. La transformación de Hellinger minimiza la dominancia de familias en la matriz de abundancia y la estandarización hace que los predictores ambientales sean comparables al permanecer en la misma escala. La significación de los modelos RDA se evaluó con permutaciones de Monte-Carlo ($nperm = 999$).

Todos los análisis y gráficos se realizaron en el Software de R y Rstudio® versión 4.2.0. Las pruebas Shapiro-Wilk, prueba F para comparar varianzas, y la prueba no paramétrica Wilcoxon se realizaron el paquete "stats" (R Core Team, 2022). El análisis de

diversidad alfa se realizó con el paquete "iNEXT" (Hsieh, Ma & Chao, 2016). Los análisis de diversidad beta, NMDS, PERMANOVA y RDA se realizaron en el paquete "vegan" (Oksanen et al., 2013). Por último, el análisis InVal se realizó en el paquete "labdsv" (Roberts & Roberts, 2016).

RESULTADOS

Variables de la calidad del agua

Se encontraron diferencias significativas en las variables de la calidad del agua entre la temporada seca y de lluvias (p -valor < 0.05) para la conductividad eléctrica, salinidad, sólidos disueltos totales, turbidez y fosfatos (Tabla 1, Fig. S1). El pH, la temperatura y la saturación de oxígeno no mostraron variaciones temporales significativas (p -valor > 0.05), sin embargo, fueron mayores en la temporada seca. El oxígeno disuelto, nitratos, coliformes totales y *E.coli* tampoco difirieron estadísticamente, sin embargo, fueron mayores durante la temporada de lluvias (Tabla 1, Fig. S1).

Riqueza y abundancia de insectos acuáticos

Se recolectaron 16,357 organismos de insectos acuáticos distribuidos en diez órdenes y 60 familias (Tabla S1). La abundancia de insectos acuáticos fue significativamente mayor ($W = 7$, $df = 15$, p -valor = 0.003) en la temporada seca que en la temporada de lluvias (Fig. 2). Durante la temporada seca se colectaron 13,243 organismos de 56 familias de

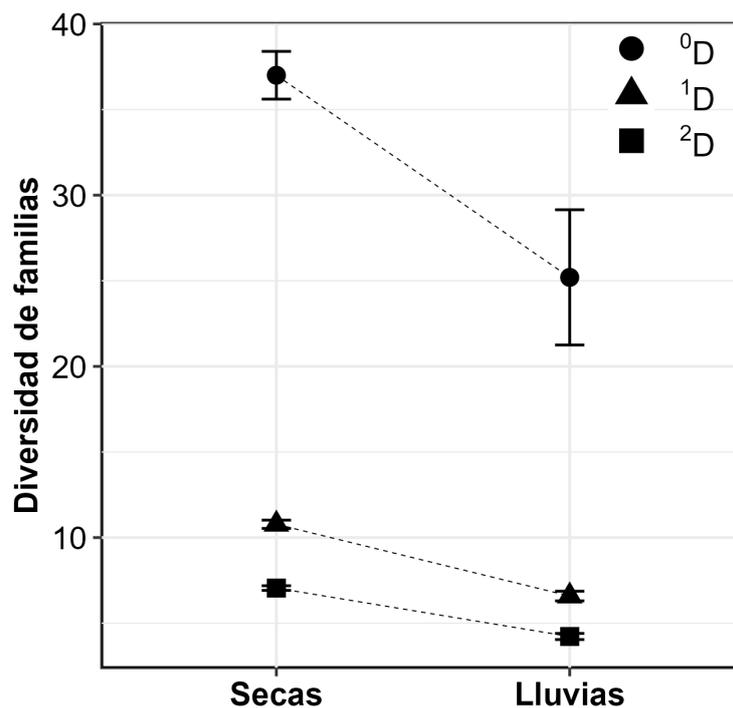


Fig. 4. Expresiones de diversidad (0D) de insectos acuáticos entre la temporada seca y de Lluvias: riqueza de familias (0D), número efectivo de familias igualmente comunes (1D), número efectivo de familias dominantes (2D). La línea vertical indica el IC 95% por 0D .

insectos acuáticos, siendo Chironomidae, Leptohyphidae, Elmidae y Baetidae las familias más abundantes con aproximadamente el 70.72% de los organismos colectados durante esta temporada (Fig. 3-A). Por otro lado, en la temporada de lluvias se colectaron 3,114 organismos distribuidos en 37 familias, siendo Simuliidae, Baetidae y Chironomidae las familias más abundantes durante esta temporada con cerca del 71.63% de la abundancia total (Fig. 3-B).

Diversidad alfa

La cobertura de muestreo fue superior al 99% en ambas temporadas. Los valores de diversidad alfa estimados y comparados bajo la misma cobertura de muestreo ($C_m=0.99$) sugieren que en cuanto a la riqueza efectiva de familias (0D), la diversidad de familias igualmente comunes (1D) y diversidad de familias dominantes (2D) la temporada seca fue significativamente más diversa que la temporada de lluvias (Fig. 4).

Diversidad beta

El análisis de ordenación del NMDS (stress = 0.17) indica la formación de dos grupos diferentes que representan la composición de familias de insectos acuáticos en las dos temporadas: seca y lluviosa (Fig. 5). Según el PERMANOVA la composición de familias en la época seca y lluviosa son estadísticamente

diferentes ($F= 6.68$ $R^2= 0.31$, $df= 1$, p -valor= 0.001).". Los componentes de recambio y anidamiento de la diversidad beta de las familias de insectos acuáticos difirieron entre temporadas (Fig. 6). La contribución del recambio de familias de insectos acuáticos fue mayor en la temporada seca (59.1%) que en la temporada de lluvias (37.3%). Dado que el recambio y el anidamiento son complementarios, la mayor contribución del anidamiento fue en la temporada de lluvias (62.7%) que en la temporada seca (40.9%) (Fig. 6).

Familias indicadoras

Se registraron 16 familias de insectos acuáticos indicadores, 14 en la temporada seca y 2 en la temporada de lluvias (Tabla S2). Ceratopogonidae, Tipulidae, Hydrophilidae, Elmidae, Coenagrionidae, Helicopsychidae, e Hydroptilidae fueron las familias que están más fuertemente asociadas y significativamente con la temporada seca, mientras que, las familias Simuliidae y Oligoneuriidae fueron las que están más asociadas con la temporada de lluvias.

Importancia relativa de las variables ambientales

En análisis de redundancia RDA explicó el 59% de la varianza total de los datos ($RDA1=32\%$, $RDA2=27\%$). El primer eje estuvo correlacionado positivamente con la turbidez, *E.coli* y los coliformes totales, y negativamente con el pH y la saturación de

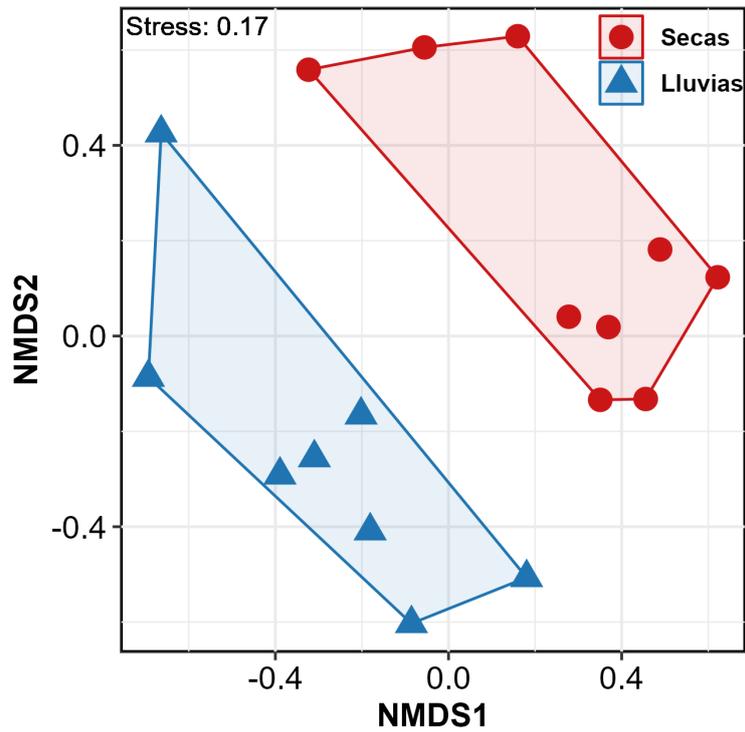


Fig. 5. Análisis de Escalamiento Multidimensional No-Métrico (NMDS) de la composición de familias de insectos acuáticos entre temporadas, basado en el índice Bray-Curtis.

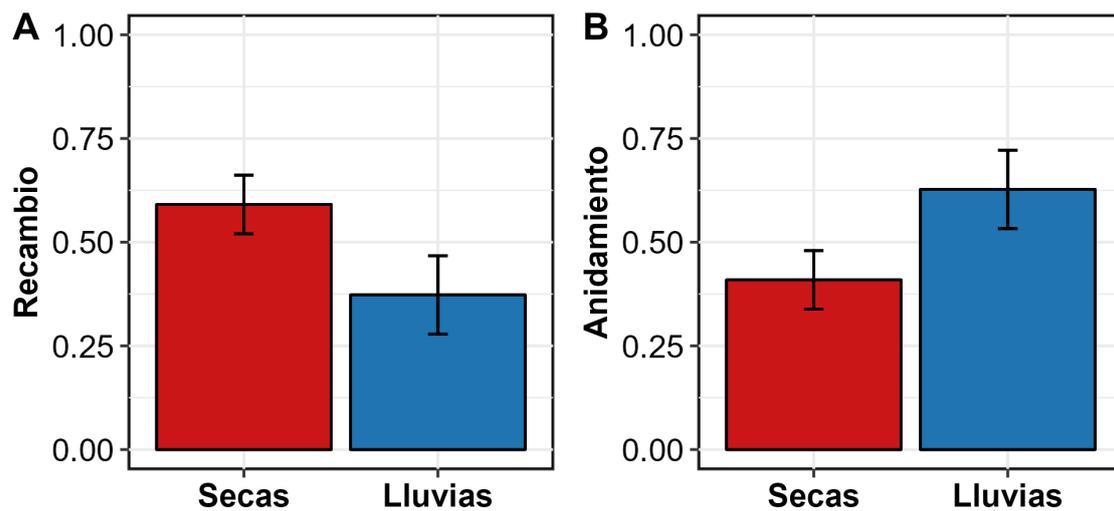
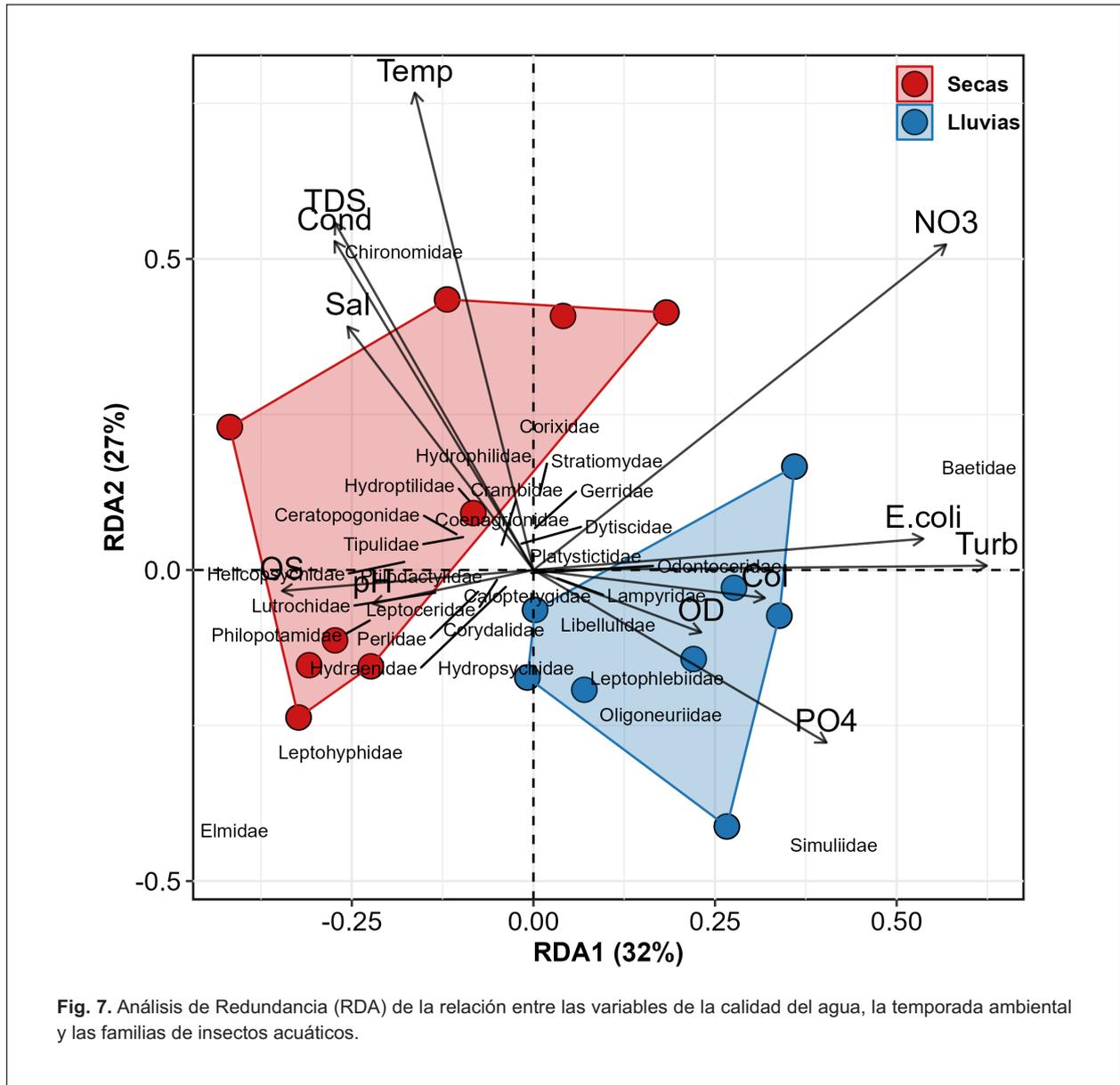


Fig. 6. Contribución relativa de los componentes de recambio y anidamiento a la diversidad beta para las familias de insectos acuáticos durante la temporada seca y de lluvias. Las barras representan los valores observados del componente multisitio, y las barras negras representan intervalos de confianza del 95% basados en 999 bootstraps aleatorios.



oxígeno, el segundo eje se correlacionó positivamente con la temperatura, los sólidos disueltos, la conductividad, la salinidad y los nitratos, y negativamente con el Fósforo (Fig. 7). La temporada seca se caracterizó por presentar valores altos de temperatura, pH, saturación de oxígeno, conductividad, salinidad, y sólidos disueltos, mientras que, la temporada de lluvias se caracterizó por presentar valores altos de turbidez, *E. coli*, coliformes totales, oxígeno disuelto y fosfatos. Chironomidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, Coenagrionidae, Helicopsychidae, Hydroptilidae, y Philopotamidae fueron algunas de las familias más fuertemente asociadas a la temporada seca y a sus condiciones ambientales. Por el contrario, Simuliidae, Baetidae, Oligoneuriidae, Odontoceridae, y Lampyridae se

asociaron principalmente con la temporada de lluvias (Fig. 7).

DISCUSIÓN

Los resultados del presente estudio resaltan la variación de algunos parámetros físicos y químicos del agua y en los patrones de diversidad alfa y beta de insectos acuáticos entre la temporada seca y la temporada de lluvias, sugiriendo una clara influencia de las temporadas ambientales evaluadas sobre la calidad del agua y la diversidad de insectos acuáticos en las cuencas de estudio. En la temporada seca, se encontraron mayores valores de conductividad eléctrica, salinidad y sólidos totales, promovido por la

reducción del caudal durante esta temporada, tal como se han reportado en ríos tropicales (Hernández-Vargas et al., 2020; Quesada-Alvarado et al., 2020; Escalona-Domenech et al., 2022). En la temporada de lluvias hubo mayores niveles de turbidez y fosfatos, lo cual se puede deber al incremento de las precipitaciones que aumentan e intensifican la escorrentía superficial, arrastrando y filtrando sedimentos y nutrientes de la superficie terrestre (Hernández-Vargas et al., 2020; Mancilla-Villa et al., 2022).

Aunque en nuestro estudio no consideramos las características de paisaje, en las cuencas de estudio existe una intensa actividad agrícola y ganadera, que incluso se extiende hasta las zonas ribereñas (Martínez et al., 2013; Quiñones, 2018). Estas actividades, combinadas con la escorrentía durante la temporada de lluvias, facilitan el transporte de una amplia gama de contaminantes y sedimentos, incluidos fertilizantes agrícolas ricos en fosfatos y nitratos, así como residuos orgánicos fecales del ganado (Mwajengo et al., 2020; Espinoza-Toledo, Mendoza-Carranza, Castillo, Barba-Macías & Capps, 2021). En otros estudios (Odountan, de Bisthoven, Koudenoukpo & Abou, 2019; Jerves-Cobo et al., 2020; Mwajengo et al., 2020) se ha demostrado cómo las actividades agrícolas o ganaderas impactan significativamente los ecosistemas acuáticos, particularmente durante la temporada de lluvias, provocando alteraciones en los parámetros físicos y químicos del agua y en las comunidades biológicas. En nuestro estudio no consideramos la influencia de las zonas ribereñas, así como las características del paisaje de cada sitio de estudio. Esta es una limitante en nuestro análisis porque el área circundante de los cuerpos de agua influye altamente en la calidad del agua y en la biota acuática (Allen, 2004). Futuros estudios en la zona deben considerar otras variables para explicar la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en los ríos de estudio.

La abundancia de insectos acuáticos fue significativamente más alta en la temporada seca con respecto a la de lluvias. Durante la temporada seca se colectaron diez mil organismos más que la temporada de lluvias, en donde Chironomidae, Leptohiphidae, Elmidae y Baetidae fueron las familias que contribuyeron con un mayor número de individuos. Las familias que reportamos durante época seca son componentes prominentes de las comunidades de insectos acuáticos en ambientes de agua dulce durante períodos de menor disponibilidad de agua (Santana, Silva, Pereira, Simião-Ferreira & Angelini, 2015; Quesada-Alvarado et al., 2020; Escalona-Domenech et al., 2022; Fathi, Ebrahimi-Dorche, Beyraghdar-Kashkooli, Stribling & Bruder, 2022). Las familias Chironomidae y Baetidae son algunas de las familias de insectos acuáticos más abundantes y diversas, debido a una alta capacidad de colonización y tolerancia a diferentes condiciones ambientales (Ríos-Touma, Prat & Encalada, 2012; Santana et al.,

2015; Oviedo-Machado & Reinoso-Flórez, 2018).

Otro ejemplo son las familias de Ephemeroptera, Trichoptera y Coleoptera, que fueron altamente abundantes durante la temporada seca y disminuyeron significativamente en la temporada de lluvias, lo que indica que pueden estar supeditado a los cambios en el régimen hidrológico (Juen, Nogueira, Shimano, Vieira & Cabette, 2013; Schmitt, Sieglöckh, da Silva, Lisboa & Petrucio, 2016). En época de lluvias Simuliidae (Diptera), representó más del 40% de la abundancia total de los insectos acuáticos colectados durante la temporada de lluvias. Estos hallazgos concuerdan con investigaciones previas que sugieren que Simuliidae se beneficia del aumento del caudal y la velocidad de la corriente (Ríos-Touma, Encalada & Prat, 2011; Astudillo, Novelo-Gutiérrez, Vázquez, García-Franco & Ramírez, 2016). Esta familia posee ventosas que les permiten aferrarse al sustrato y evitar ser arrastrados por la corriente (Hamada, Oliveria, Pepinelli & Ribeiro, 2014). Además, al ser organismos filtradores, pueden aprovechar una alta variedad de fuentes de alimento gracias al arrastre de materia orgánica en la corriente (Pramual & Wongpakam, 2010).

Los patrones observados de diversidad alfa y beta en las comunidades de insectos acuáticos entre la temporada seca y la temporada de lluvias destacan las implicaciones ecológicas de las variaciones temporales del clima en la composición y estructura de estas comunidades. En la temporada seca, la mayor diversidad alfa sugiere que las condiciones ambientales en esta temporada permiten una mayor diversidad de familias. Este patrón es consistente con estudios que señalan que la estabilidad y la heterogeneidad del hábitat son factores clave en la estructura de las comunidades acuáticas (Heino, Muotka & Paavola, 2003; Astorga et al., 2014). La menor turbulencia y erosión en la temporada seca permite que los insectos acuáticos exploren y ocupen de manera más eficiente los distintos recursos, como sustratos y refugios, generando una mayor diversidad y facilitando el establecimiento de taxones especializados (Auquilla, Astorga & Jiménez-Otárola, 2006; Quesada-Alvarado et al., 2020). Además, en los ríos tropicales, durante la temporada seca aumentan los recursos de origen autóctono como alóctono (Cortés-Guzmán, Alcocer & Cummins, 2021) lo cual favorece la abundancia y diversidad de las comunidades acuáticas durante este periodo (Leigh, Burford, Sheldon & Bunn, 2010).

En términos de diversidad beta, el análisis reveló una mayor contribución del recambio durante la temporada seca (Baptista, Buss, Dorvillé & Nessimian, 2001). Este recambio podría estar relacionado con la variabilidad en sustratos que permite que hayan más microhábitats para las diferentes familias de macroinvertebrados. Estudios han demostrado que la heterogeneidad de hábitats es un factor determinante en la diversidad beta de macroinvertebrados

acuáticos, impulsando el recambio de especies en respuesta a la variación espacial (Al-Shami et al., 2013; González-Trujillo, 2016; Astorga et al., 2014). Esto sugiere que, en ecosistemas donde el flujo es relativamente constante y los hábitats son menos alterados, los insectos acuáticos encuentran condiciones propicias para ocupar nichos específicos, lo cual contribuye a una estructura de comunidades diversas entre sitios (González-Trujillo & Donato-Rondon, 2016).

Por el contrario, la temporada de lluvias mostró una mayor contribución del anidamiento (62,7%), que puede estar relacionada con el caudal, que aumenta el nivel, velocidad de la corriente y sedimentos (Callisto & Goulart, 2005; Jacobsen et al., 2008; González-Trujillo & Alonso-Moreno, 2020). Además de lo anterior, las condiciones de calidad del agua pudieron influir en la diversidad de insectos acuáticos durante la temporada de lluvias ya que se registraron los niveles más altos de nitratos y fosfatos que pueden impactar a taxones altamente sensibles (O'Callaghan, Jocqué & Kelly-Quinn, 2015; Mwaijengo et al., 2020; Quesada-Alvarado et al., 2020).

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado con financiamiento del proyecto Conahcyt 318956 "Ecohidrología para la sustentabilidad y gobernanza del agua y cuencas para el bien común".

CONCLUSIONES

Este estudio ofrece conocimientos clave que sugieren que las variaciones entre las diferentes temporadas ambientales en las cuencas de los ríos Cuitzmala y Purificación, desempeñan un papel esencial en la diversidad de los ensamblajes de insectos acuáticos, así como en los parámetros de la calidad del agua. Se encontró que, durante la temporada seca, las concentraciones de conductividad, salinidad y sólidos disueltos totales fueron mayores. Además, se encontró una mayor diversidad alfa y beta, con alto recambio, lo que sugiere una estabilidad en los hábitats acuáticos que permitió una mayor diversidad de insectos durante la temporada seca. En contraste, la temporada de lluvias presentó mayores niveles de turbidez, nitratos y fosfatos, junto con una menor diversidad alfa y un incremento del componente de anidamiento en la diversidad beta, lo que indica una pérdida de especies y una mayor homogeneización de las comunidades de insectos acuáticos. Estos hallazgos sugieren que las condiciones ambientales varían significativamente entre temporadas y tienen un impacto notable en la calidad del agua y en la estructura de las comunidades de insectos acuáticos. Esto resalta la importancia de

considerar factores estacionales y características del paisaje en estudios futuros para una comprensión más completa de los ecosistemas acuáticos tropicales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, J.D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257-284.
- Al-Shami, S.A., Heino, J., Che Salmah, M.R., Abu Hassan, A., Suhaila, A.H., & Madrus, M.R. (2013). Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams. *Freshwater Biology*, 58(6): 1126-1137.
- Anderson, M.J. (2014). Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). *Wiley Statsref: Statistics Reference Online*, 1-15.
- Astorga, A., Death, R., Death, F., Paavola, R., Chakraborty, M., & Muotka, T. (2014). Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecology and Evolution*, 4(13), 2693-2702.
- Astudillo, M.R., Novelo-Gutiérrez, R., Vázquez, G., García-Franco, J.G., & Ramírez, A. (2016). Relationships between land cover, riparian vegetation, stream characteristics, and aquatic insects in cloud forest streams, México. *Hydrobiologia*, 768, 167-181.
- Auquilla, R.C., Astorga, Y., & Jiménez-Otárola, F. (2006). Influencia del uso del suelo en la calidad del agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*, 48, 81-92.
- Barbour, M.T. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, Washington DC, USA: Environmental Protection Agency.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134-143.
- Baptista, D.F., Buss, D.F., Dorvillé, L.F.M., & Nessimian, J.L. (2001). Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River Basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61(2), 249-258.
- Bueno-Soria, J. (2010). *Guía de identificación ilustrada de los géneros de larvas de insectos del orden trichoptera de México*, Distrito Federal, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Callisto, M., & Goulart, M. (2005). Invertebrate drift along a longitudinal gradient in a Neotropical

- stream in Serra do Cipó National Park, Brazil. *Hydrobiologia*, 539, 47-56.
- Castro, M.P., Hughes, R.M., & Callisto, M. (2013). Effects of flow fluctuations on the daily and seasonal drift of invertebrates in a tropical river. *Annales de Limnologie International Journal of Limnology*, 49(3), 169-177.
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547.
- Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C.H., Li, C.F., Kusumoto, B., ... & Colwell, R.K. (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecological Research*, 35(2), 292-314.
- Cortés-Guzmán, D., Alcocer, J., & Cummins, K. W. (2021). Benthic macroinvertebrates of tropical streams: Functional and trophic diversity of the Lacantún River, Mexico. *Limnology*, 22(3), 313-328.
- Covich, A.P., Palmer, M.A., & Crowl, T.A. (1999). The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience*, 49(2), 119-127.
- Cummins, K.W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24(11), 631-641.
- De Cáceres, M., Legendre, P., & Moretti, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, 119(10), 1674-1684.
- Domínguez, E., & Fernández H.R. (Eds.). (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345-366.
- Escalona-Domenech, R.Y., Infante-Mata, D., García-Alfaro, J.R., Ramírez-Marcial, N., Ortiz-Arrona, C.I., & Macías, E.B. (2022). Evaluación de la calidad del agua y de la ribera en la cuenca del Río Margaritas, Chiapas, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 38, 37-56.
- Espinoza-Toledo, A., Mendoza-Carranza, M., Castillo, M.M., Barba-Macias, E., & Capps, K.A. (2021). Taxonomic and functional responses of macroinvertebrates to riparian forest conversion in tropical streams. *Science of the Total Environment*, 757, 143972.
- Fathi, P., Ebrahimi-Dorche, E., Beyraghdar-Kashkooli, O., Stribling, J., & Bruder, A. (2022). Spatiotemporal variation in macroinvertebrate community composition along the stressor gradients in rivers of a middle-eastern basin. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(9), 8587-8612.
- Feio, M.J., Hughes, R.M., Callisto, M., Nichols, S.J., Odume, O.N., Quintella, B.R., ... & Yates, A. G. (2021). The biological assessment and rehabilitation of the world's rivers: An overview. *Water*, 13(3), 1-60.
- Feio, M.J., Hughes, R.M., Serra, S.R., Nichols, S.J., Kefford, B.J., Lintermans, M., ... & Sharma, S. (2023). Fish and macroinvertebrate assemblages reveal extensive degradation of the world's rivers. *Global Change Biology*, 29(2), 355-374.
- González-Trujillo, J.D., & Alonso-Moreno, Y.L. (2020). Habitat simplification changes temporal patterns of invertebrate beta diversity in a high-Andean stream. *Neotropical Biodiversity*, 6(1), 206-216.
- González-Trujillo, J.D., & Donato-Rondon, J.C. (2016). Changes in invertebrate assemblage structure as affected by the flow regulation of a páramo river. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 52, 307-316.
- González-Trujillo, J.D. (2016). Trait-based responses of caddisfly assemblages to the partial channelization of a High-Andean stream. *Hydrobiologia*, 766, 381-392.
- Hamada, N., Oliveria, J., Pepinelli, M., & Ribeiro, L. (2014). *Ordem Diptera*. En: N. Hamada, J. Nessimian & R. Barbosa (Eds.). *Insetos Aquáticos na Amazonia brasileira: taxonomia, biologia, e ecologia* (pp. 683-710). Manaus, Brazil: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia.
- Heino, J., Muotka, T., & Paavola, R. (2003). Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. *Journal of animal ecology*, 72(3), 425-434.
- Heino, J., Parviainen, J., Paavola, R., Jehle, M., Louhi, P., & Muotka, T. (2005). Characterizing macroinvertebrate assemblage structure in relation to stream size and tributary position. *Hydrobiologia*, 539, 121-130.
- Hernández-Abrams, D.D., Connelly, S., Freeman, M.C., Gutiérrez-Fonseca, P.E., & Wenger, S.J. (2023). Seasonal variability in macroinvertebrate assemblages in paired perennial and intermittent streams in Costa Rica. *Hydrobiologia*, 850(1), 215-230.
- Hernández-Vargas, O., Mancilla-Villa, Ó.R., Palomera-García, C., Olguín-López, J.L., Flores-Magdaleno, H., Can-Chulim, Á., ... & Sánchez-Bernal, E.I. (2020). Evaluación de la calidad del agua y de la ribera en dos cuencas tributarias del río Tuxcacuesco, Jalisco, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 36(3), 689-701.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R

- package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456.
- Jerves-Cobo, R., Forio, M.A.E., Lock, K., Van Butsel, J., Pauta, G., Cisneros, F., ... & Goethals, P. L. (2020). Biological water quality in tropical rivers during dry and rainy seasons: A model-based analysis. *Ecological Indicators*, 108, 105769.
- Jost, L. (2006). *Entropy and diversity*. *Oikos*, 113(2), 363-375.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10), 2427-2439.
- Juen, L., Nogueira, D.S., Shimano, Y., Vieira, L.C.G., & Cabette, H.S. (2013). Concordance between Ephemeroptera and Trichoptera assemblage in streams from Cerrado–Amazonia transition. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 49, 129-138.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*, Oxford, United Kingdom: Elsevier.
- Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23(11), 1324-1334.
- Leigh, C., Burford, M.A., Sheldon, F., & Bunn, S. (2010). Dynamic stability in dry season food webs within tropical floodplain rivers. *Marine and Freshwater Research*, 61(3), 357–368.
- Li, F., Altermatt, F., Yang, J., An, S., Li, A., & Zhang, X. (2020). Human activities' fingerprint on multitrophic biodiversity and ecosystem functions across a major river catchment in China. *Global change biology*, 26(12), 6867-6879.
- Lumbreras, A., Marques, J.T., Belo, A.F., Cristo, M., Fernandes, M., Galioto, D., ... & Pinto-Cruz, C. (2016). Assessing the conservation status of Mediterranean temporary ponds using biodiversity: a new tool for practitioners. *Hydrobiologia*, 782, 187-199.
- Mancilla-Villa, O.R., Gómez-Villaseñor, L., Olgún-Lopez, J.L., Guevara-Gutiérrez, R.D., Hernández-Vargas, O., Ortega-Escobar, H. M., ... & Palomera-García, C. (2022). Contaminación orgánica por coliformes, Nitrógeno y Fósforo en los ecosistemas acuáticos de la cuenca Ayuquila-Armería, Jalisco, México. *Biotecnía*, 24(1), 5-14.
- Manly, B.F.J. (2007). *Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology*. (3rd ed.), New York, USA: Chapman and Hall/CRC.
- Martínez, R.L.M., Mercado, N., Mathuriau, C., Maass, M.M., Armas, F.J., Ortiz, C.I., ... & Meza, R.D. (2013). Estudio técnico justificativo 5.0 de reservas de agua de las cuencas hidrológicas río Purificación, río Cuitzmala, río San Nicolás A y río San Nicolás, Autlán. México: World Wildlife Fund/Comisión Nacional del Agua/Banco Interamericano de Desarrollo.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W., & Berg, M.B. (2008). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 4th Edition, Dubuque. USA: Kendall/Hunt Publishers.
- Moreno, C.E., & Rodríguez, P. (2010). A consistent terminology for quantifying species diversity? *Oecologia*, 163, 279-282.
- Moreno, C.E., Calderón-Patrón, J.M., Martín-Regalado, N., Martínez-Falcón, A.P., Ortega-Martínez, I.J., Ríos-Díaz, C.L., & Rosas, F. (2018). Measuring species diversity in the tropics: a review of methodological approaches and framework for future studies. *Biotropica*, 50(6), 929-941.
- Mwajengo, G.N., Vanschoenwinkel, B., Dube, T., Njau, K.N., & Brendonck, L. (2020). Seasonal variation in benthic macroinvertebrate assemblages and water quality in an Afrotropical river catchment, northeastern Tanzania. *Limnologia*, 82, 125780.
- O'Callaghan, P., Jocqué, M., & Kelly-Quinn, M. (2015). Nutrient- and sediment-induced macroinvertebrate drift in Honduran cloud forest streams. *Hydrobiologia*, 758, 75-86.
- Odountan, O.H., de Bisthoven, L.J., Koudenoukpo, C.Z., & Abou, Y. (2019). Spatio-temporal variation of environmental variables and aquatic macroinvertebrate assemblages in Lake Nokoué, a RAMSAR site of Benin. *African Journal of Aquatic Science*, 44(3), 219-231.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., & Oksanen, M. J. (2013). Package 'vegan'. *Community Ecology Package*, 2(9), 1-295.
- Oliveira, I.F., Baccaro, F.B., Werneck, F.P., & Haugaasen, T. (2023). Seasonal flooding decreases fruit-feeding butterfly species dominance and increases spatial turnover in floodplain forests of central Amazonia. *Ecology and Evolution*, 13(1), e9718.
- Oviedo-Machado, N., & Reinoso-Flórez, G. (2018). Aspectos ecológicos de larvas de Chironomidae (Diptera) del río Opía (Tolima, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología*, 44(1), 101-109.
- Pineda-López, R., Pérez-Munguia, R.M., Mathuriau, C., Villalobos-Hiriart, J.L., Barba-Álvarez, R., Bernal, T., & Barba-Macias, E. (2014). *Protocolo de muestreo de macroinvertebrados en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMXAA-159-SCFI-2012)*. Ciudad de México, México: Programa Nacional de Reservas de Agua.
- Pramual, P., & Wongpakam, K. (2010). Seasonal variation of black fly (Diptera: Simuliidae) species diversity and community structure in tropical streams of Thailand. *Entomological Science*, 13(1), 17-28.

- Quesada-Alvarado, F., Umaña-Villalobos, G., Springer, M., & Picado-Barboza, J. (2020). Variación estacional y características fisicoquímicas e hidrológicas que influyen en los macroinvertebrados acuáticos, en un río tropical. *Revista de Biología Tropical*, 68, 54-67.
- Quiñones, A.P.E. (2018). *Análisis de la integridad ecológica y los servicios ecosistémicos del ecosistema ribereño de la cuenca del río Purificación, Jalisco*. Tesis de Licenciatura, Autlán de Navarro, México: Universidad de Guadalajara.
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Ríos-Touma, B., Encalada, A.C., & Prat Fornells, N. (2011). Macroinvertebrate assemblages of an Andean high-altitude tropical stream: the importance of season and flow. *International review of hydrobiology*, 96(6), 667-685.
- Ríos-Touma, B., Prat, N., & Encalada, A. C. (2012). Invertebrate drift and colonization processes in a tropical Andean stream. *Aquatic Biology*, 14(3), 233-246.
- Roberts, D.W., & Roberts, M. D. W. (2016). Package 'labdsv'. *Ordination and Multivariate*, 775, 1-68.
- RStudio Team. (2022). RStudio: Integrated Development Environment for R. Boston, USA: RStudio, PBC.
- Santana, H.S., Silva, L.C.F., Pereira, C.L., Simião-Ferreira, J., & Angelini, R. (2015). The rainy season increases the abundance and richness of the aquatic insect community in a Neotropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 75, 144-151.
- Schmitt, R., Siegloch, A.E., da Silva, A.L.L., Lisboa, L.K. & Petrucio, M.M. (2016). Temporal variation in the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera community in response to environmental drivers in a subtropical stream. *Journal of Insect Biodiversity*, 4(19), 1-12.
- Sundar, S., Heino, J., Roque, F.D.O., Simaika, J.P., Melo, A.S., Tonkin, J.D., ... & Silva, D.P. (2020). Conservation of freshwater macroinvertebrate biodiversity in tropical regions. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(6), 1238-1250.
- Tukiainen, H., Maliniemi, T., Alahuhta, J., Hjort, J., Lindholm, M., Salminen, H., ... & Heino, J. (2023). Quantifying alpha, beta and gamma geodiversity. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 47(1), 140-151.
- Uieda, V.S., Iwai, M.L.B., Ono, E.R., Melo, A.L.U., & Alves, M.I.B. (2017). How seasonality and anthropogenic impacts can modulate the structure of aquatic benthic invertebrate assemblages. *Community Ecology*, 18, 47-55.
- Wallace, J.B., & Webster, J.R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of entomology*, 41(1), 115-139.
- Wang, L., Li, J., Tan, L., & Han, B.P. (2023). Seasonal patterns of functional alpha and beta redundancies of macroinvertebrates in a disturbed (sub) tropical river. *Ecological Indicators*, 146, 109777.
- Whittaker, R.H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3), 213-251.

Editores de Sección:

Natalia Vargas López, Juan David González-Trujillo,
Jeymy Milena Walteros-Rodríguez