

## Estructura taxonómica y funcional de macroinvertebrados en ríos de bosque y de zonas agrícolas en la llanura tucumana

MARIO D. STEPANENKO<sup>1</sup>; EDGARDO J. I. PERO<sup>1,2,3,✉</sup> & MARÍA C. REYNAGA<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Tucumán (UNT), Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo (IML). <sup>2</sup> Reserva Experimental Horco Molle (REHM) y Jardín Botánico Horco Molle (JBHM), Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo (IML), Universidad Nacional de Tucumán. <sup>3</sup> Centro de Investigación y Transferencia Rafaela (UNRaf - CONICET).

**RESUMEN.** Los cambios en el uso del suelo afectan la integridad de los ecosistemas acuáticos y modifican una gran variedad de aspectos. El objetivo de este estudio fue comparar parámetros fisicoquímicos y la diversidad taxonómica y funcional de macroinvertebrados bentónicos entre sitios ubicados en la llanura tucumana en territorios con uso agrícola y sitios de referencia con bosque. Se seleccionaron cuatro sitios de muestreo: Río Chico y Río Marapa (asociados a bosque), y Río Balderrama y Río Seco (asociados a uso agrícola). Entre octubre y noviembre de 2017, se midieron variables físicas y químicas del agua con sonda multiparamétrica a campo, y se determinaron nutrientes e iones en laboratorio. Se recolectaron muestras para análisis cuantitativos de macroinvertebrados bentónicos con red D. Para analizar la funcionalidad se elaboró una tabla de cuatro rasgos biológicos con sus respectivas modalidades; esta información se codificó utilizando metodología difusa (fuzzy). La estructura de los ensamblajes se evaluó según curvas de rango-abundancia. Los datos ambientales y biológicos entre sitios se contrastaron con técnicas de análisis multivariado. Los sitios sometidos a uso agrícola-ganadero se caracterizaron por mayores valores de nutrientes (fosfato, amonio y nitrato), menores valores de oxígeno disuelto, menor equitatividad, dominancia de Oligochaeta y uniformidad de rasgos biológicos. Los sitios de referencia evidenciaron mayor variedad de rasgos funcionales. La riqueza de especies fue similar entre las dos clases de usos del suelo. El reemplazo de la cobertura boscosa por agricultura podría afectar la diversidad ecológica de los ríos, incluso a partir de una diferencia relativamente baja en porcentajes de cobertura. Según la relación entre las variables analizadas y el tipo de cobertura, se proponen a los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad ambiental de los ríos de la llanura tucumana.

[Palabras clave: agroecosistemas, biomonitoreo, bosque de transición, Chaco Seco, rasgos funcionales, Tucumán, Yungas]

**ABSTRACT. Taxonomical and functional structure of benthic macroinvertebrates from forest and agriculture zones in the Tucumán plain.** Changes in land use affect the ecosystems integrity by modifying a wide variety of physical-chemical and biological aspects. The objective of this study was to compare physicochemical parameters and taxonomic and functional diversity of benthic macroinvertebrate communities between sites located in the plains of Tucumán province, in territories with agricultural use and reference sites with a greater forested area. Four sampling sites were selected: Río Chico and Río Marapa (forest use), and Río Balderrama and Río Seco (agricultural use). Between October and November 2017, physical and chemical variables of the water were measured with a multiparametric probe in the field, and the concentration of nutrients and ions was determined at the laboratory. Quantitative samples of benthic macroinvertebrates were collected with a D-net. For the functionality analysis, a table of four biological traits with their respective modalities, information that was coded using fuzzy methodology. The structure and composition of the assemblages were evaluated according to range-abundance curves. Environmental and biological data between sites were compared using multivariate analysis techniques. The sites subjected to agricultural use were characterized by higher nutrient values (phosphate, ammonium, and nitrate), lower dissolved oxygen values, less uniformity, Oligochaeta dominance and uniformity of biological traits. The reference sites reflected higher levels of dissolved oxygen and conductivity, greater evenness and greater variety of functional traits. The species richness was similar between the two types of cover. Replacement of forest cover by agriculture could affect the ecological diversity of rivers, even from a relatively low difference in coverage percentages. Due to the evidenced relationship between the types of cover, physical-chemical parameters of the water and the taxonomic and functional diversity of benthic macroinvertebrates, these organisms stand out as bioindicators of environmental quality of rivers in Tucumán plain.

[Keywords: agroecosystems, biomonitoring, Dry Chaco, ecotone, functional traits, Yungas forest]

## INTRODUCCIÓN

La creciente población humana y los cambios resultantes en el uso de la tierra han aumentado la presión sobre los ecosistemas de los ríos (Vörösmarty et al. 2010; Wurtsbaugh et al. 2019). Por ejemplo, la calidad del agua y del hábitat se degrada a menudo en los arroyos que drenan las tierras agrícolas (Allan 2004) debido al aumento en el aporte de pesticidas, sedimentos y nutrientes, así como las alteraciones hidrológicas debidas a la extracción de agua para riego (Elbrecht et al. 2016). Además, la sobrecarga de nutrientes en ecosistemas acuáticos a partir de fuentes antropogénicas provoca eutrofización de los cuerpos de agua (Withers et al. 2014), lo cual puede favorecer floraciones algales que disminuyen la disponibilidad de oxígeno disuelto para la biota acuática (Paerl and Otten 2013). Estas modificaciones suelen afectar la diversidad taxonómica y funcional de las especies acuáticas (García et al. 2017; Olden et al. 2004), produciendo una disminución de especies sensibles (Wenger et al. 2009) y cambios en los procesos ecosistémicos como la absorción de nutrientes (Paul and Meyer 2001).

Los macroinvertebrados de río se usaron por mucho tiempo como indicadores para evaluar la calidad del agua (Dos Santos et al. 2011; Molineri et al. 2020). Una de las razones principales por la cual se los incluye como una herramienta complementaria en la evaluación de la integridad de un ecosistema acuático es por la capacidad de detectar perturbaciones no puntuales de origen difuso (Segnini 2003). Los organismos vivos han desarrollado estrategias para maximizar su aptitud y supervivencia frente a diferentes características espaciales y temporales del hábitat. Por esa razón son útiles para evaluar posibles efectos en los cambios en el uso del suelo (Poff 1997). Estas estrategias incluyen diferentes combinaciones de rasgos que representan la solución a un problema ecológico dado. De esta manera, los organismos pueden ser descriptos en término de sus relaciones taxonómicas o por sus atributos funcionales respecto a diferentes características del hábitat. Los atributos esperados en una comunidad local (i.e., su diversidad taxonómica o su organización funcional) se pueden predecir a diferentes escalas de resolución espacial de los hábitats de ríos (Poff 1997). Usar rasgos biológicos —descritos a través de múltiples categorías o modalidades— ha permitido discriminar con éxito efectos entre diferentes factores de

estrés (Dolédec and Statzner 2008; Mondy and Usseglio-Polatera 2013). El análisis simultáneo de la estructura taxonómica y funcional para caracterizar o predecir la composición de una comunidad lótica permite entender cómo la composición de especies se comportaría en correspondencia con la variación de las características del ambiente a lo largo del sistema. También permite describir los mecanismos bajo los cuales la comunidad responde a diferentes factores ambientales, contribuye a entender la función de un ecosistema y sirve como herramienta para predecir respuestas de los ecosistemas a cambios introducidos por el ser humano (Reynaga 2010).

La influencia de los usos del suelo sobre la integridad ecológica de arroyos y ríos demostró depender de la escala espacial en la región holártica (Allan et al. 1997). A nivel de sub-cuenca, la extensión de superficie agrícola parece ser un buen predictor de las condiciones locales de calidad de hábitat e integridad biótica de arroyos y ríos (Allan et al. 1997). En zonas de mayor superficie agrícola se suelen encontrar los mayores niveles de concentración de nitratos y ensambles de macroinvertebrados dominados por especies tolerantes a la contaminación (Ladrera et al. 2019; Utz et al. 2009). Aunque la degradación de la zona ribereña por uso agrícola aumentó de manera significativa en los paisajes fluviales tropicales en las últimas décadas (Kasangaki et al. 2008), las consecuencias de estos cambios sobre la estructura de los macroinvertebrados son poco conocidas (Nessimian et al. 2008). En ríos andinos se detectaron mayores niveles de contaminación orgánica y disminución de especies bentónicas en las zonas con mayor uso del suelo urbano, mientras que zonas agrícolas y de bosque no difirieron significativamente en estos parámetros (Ríos-Touma et al. 2022). No obstante, se registraron niveles elevados de nitrógeno, modificaciones en las condiciones fisicoquímicas y de heterogeneidad de hábitat —con consecuentes cambios en la diversidad taxonómica de la fauna bentónica en ríos de zonas con usos del suelo agrícola y ganadero— tanto en zonas andinas (Valcárcel Rojas 2011; Giraldo et al. 2014) como pampeanas y patagónicas (Torti et al. 2020; Lares et al. 2022). El análisis de rasgos funcionales de ensambles bentónicos fue efectivo para detectar cambios en arroyos y ríos debido a diferentes usos del suelo; por ejemplo, al evidenciarse una homogeneización de los ensambles de macroinvertebrados en términos

de su composición taxonómica y funcional en zonas con uso agroganadero (Reynaga and Dos Santos 2013; Pallotinni et al. 2016). Sin embargo, en algunos casos, los ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos no evidencian diferencias claras entre áreas con ecosistemas más conservados y otras con uso agrícola no intensivo (Scotti et al. 2020).

En la Argentina subtropical, los bosques pedemontanos y de llanura están entre los ecosistemas más modificados y amenazados debido a los cambios de uso del suelo durante las últimas décadas (Gasparri 2016). En particular, los bosques de ribera de la llanura tucumana fueron transformados principalmente para uso agrícola (Díaz Gómez and Gasparri 2017; Pero et al. 2020a). Se considera que este es uno de los impactos principales que afectan la integridad ecológica de los arroyos en esta región (Fernández et al. 2008). Por ejemplo, se registraron aumentos de nutrientes y detritos en ríos del pedemonte de Tucumán afectados por agricultura (García et al. 2017). En las últimas décadas se ha avanzado en el desarrollo de indicadores biológicos que permitan evaluar la calidad ecológica de los ecosistemas fluviales de la región (Dos Santos et al. 2011; Molineri et al. 2020) y en identificar distintos tipos de ríos para determinar condiciones de referencia (Pero et al. 2019; Pero et al. 2020b). El estudio combinado de diversidad taxonómica y funcional en macroinvertebrados bentónicos para evaluar cambios producidos por la actividad antrópica de la región se ha aplicado sobre todo en ríos de montaña (Reynaga 2010; Reynaga and Dos Santos 2012; Reynaga and Dos Santos 2013), pero aún no se realizaron estudios de este tipo en la llanura.

El objetivo general de este estudio fue evaluar potenciales cambios o variaciones en variables físicas y químicas del agua y en la estructura taxonómica y funcional de comunidades de macroinvertebrados bentónicos de ríos de llanura entre sitios con mayor uso agrícola y sitios de referencia con mayor cobertura de bosque en la provincia de Tucumán. Se plantearon las siguientes preguntas de investigación ¿Cómo varían 1) las condiciones fisicoquímicas y la concentración de sales y nutrientes del agua de ríos?; 2) la composición y la estructura, y 3) la composición funcional (i.e., estrategias de respiración y de locomoción) de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos entre sitios con dominancia de uso agrícola y sitios de referencia con dominancia de cobertura de bosque? Esperamos encontrar

mayores concentraciones de nutrientes y menores concentraciones de oxígeno disuelto en ríos de zonas agrícolas en comparación con los sitios de referencia y diferencias taxonómicas y funcionales entre los ensamblajes de macroinvertebrados, con una consecuente preponderancia de estrategias funcionales que maximicen la captación de oxígeno del agua, como por ejemplo la presencia de branquias, o de oxígeno atmosférico, como el uso de sifones respiratorios en los ensamblajes de sitios agrícolas en comparación con los sitios de referencia.

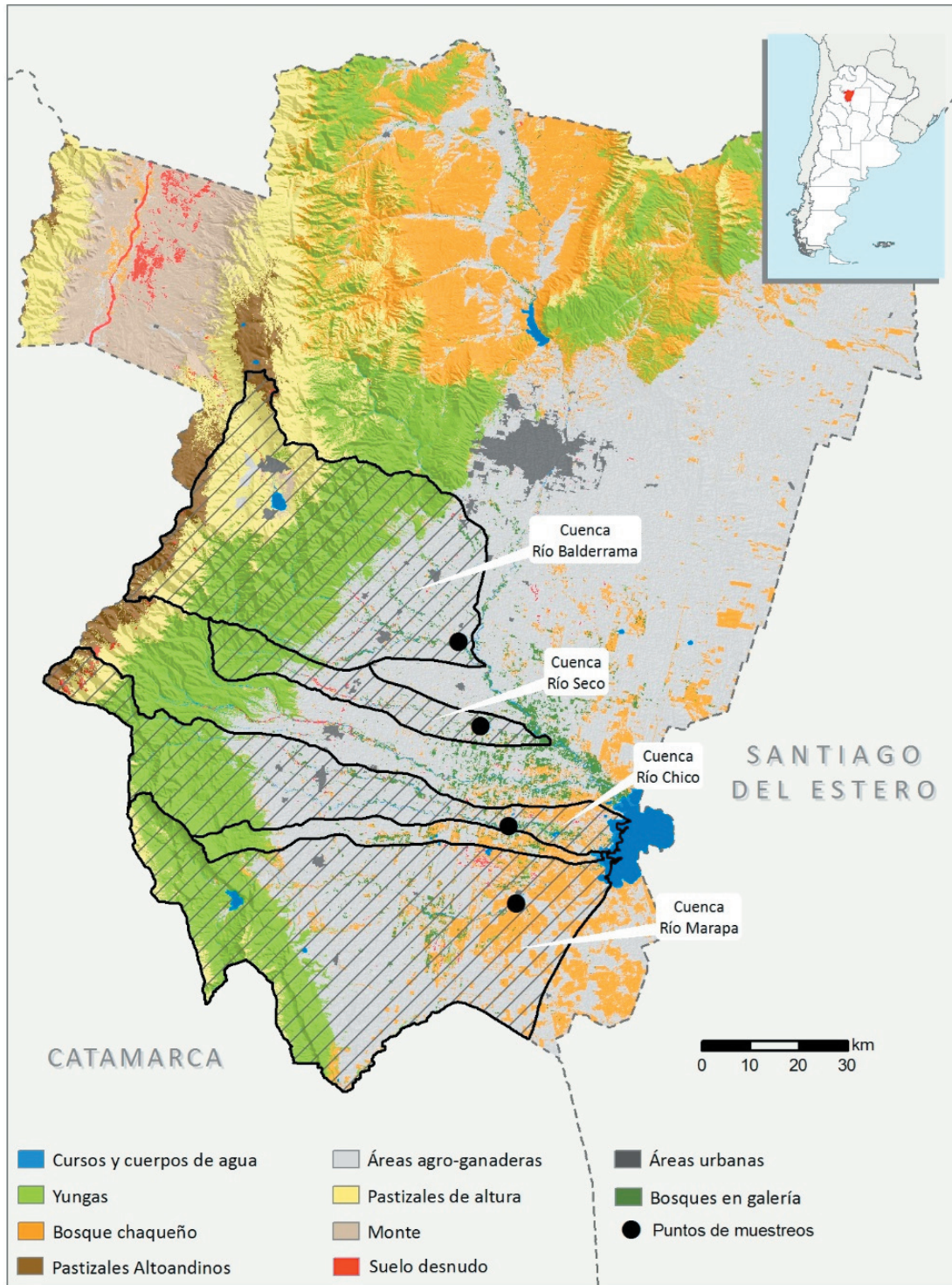
## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La provincia de Tucumán posee una geografía variada que incluye cordones montañosos, valles inter-montanos y llanuras. La llanura tucumana se encuentra atravesada por numerosos ríos cuyas cabeceras se encuentran en las montañas de las principales serranías. El principal río es el Salí, que cruza la provincia de norte a sur y es embalsado en el dique del Río Hondo, y continúa luego en la provincia de Santiago del Estero con el nombre de Río Dulce.

La llanura tucumana se encontraba originalmente cubierta por la llamada selva de transición entre la Selva de Yungas y el Chaco Seco (Cabrera 1976). En esta zona de la provincia, la actividad agrícola e industrial (e.g., el cultivo de caña de azúcar) data de ~200 años. En las últimas décadas se intensificó, modificando profundamente la cobertura del suelo (Gasparri 2016).

Para realizar los muestreos se seleccionaron 4 sitios (Figura 1) consistentes en tramos de río de una longitud de ~100 m, situados en zonas de la llanura tucumana correspondientes a la zona de transición entre las Yungas y el Chaco Semiárido. Dos de los sitios están ubicados en zonas con márgenes de ribera sometidas a uso del suelo agrícola (Río Balderrama, 27°10'48.36" S - 65°21'40.30" O; y Río Seco 27°20'10.39" S - 65°19'13.66" O) y los otros dos sitios se ubican en zonas con cobertura de bosque en ambos márgenes de ribera y de, por lo menos, 150 m de ancho y mínimamente impactados (Río Chico 27°31'19.32" S - 65°16'03.5" O; y Río Marapa 27°40'01.10" S - 65°15'25.01" O). Los sitios de referencia incluyen especies arbóreas típicas del Chaco semiárido (e.g., *Acacia aroma* Hook. and Arn, *Prosopis alba* Griseb, *Celtis tala* (Klotzsch)



**Figura 1.** Mapa de la provincia de Tucumán donde se pueden ver las cuencas estudiadas, los tipos de cobertura y los puntos de muestreo.

**Figure 1.** Study area with Tucumán province map where the studied basins are visualized, including cover types and sampling sites.

Liebman y *Vallesia glabra* (Cav.) en zonas más elevadas; y especies características de riberas de llanura en zonas de inundación (e.g., *Salix humboldtiana* Willd, *Sapium haematospermum* Müll. Arg., *Erythrina crista-galli* L. y *Tessaria integrifolia* Ruiz and Pav) (Pero and Quiroga 2019). Estos sitios corresponden a sitios de referencia propuestos por Pero et al. (2019, 2020a) para los ríos de la zona de llanura y corresponden a ríos de orden 4 (Seco) y 5 (Balderrama, Chico y Marapa), con una profundidad máxima de 40 cm y promedio de 13.82 cm. Los muestreos —tanto físicoquímicos como biológicos— se realizaron en época de aguas bajas, a fines de octubre y principios de noviembre de 2017.

#### *Análisis espacial de cobertura del suelo*

El análisis espacial se realizó sobre un mapa de cobertura de la provincia de Tucumán (Fundación ProYungas, Instituto de Biodiversidad Neotropical, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2017) para determinar si existían diferencias en los efectos del cambio de cobertura boscosa con respecto a la cobertura resultante de prácticas agrícolas entre la zona de llanura y la zona de montaña, teniendo en cuenta el estudio de Díaz Gómez y Gaspari (2017). El análisis se realizó en dos niveles para cada cuenca: uno, tomando en cuenta la totalidad de la cuenca; y otro, en la porción de cuenca por debajo de 400 m s. n. m. (Figura 1). Para calcular porcentajes de cobertura (medida en hectáreas [ha]) se utilizó un sistema de información geográfica (Quantum GIS 2014). Se determinó como categoría Bosque a la suma de los siguientes tipos de cobertura: Bosque Chaqueño, Bosques en galería, Yungas y Arbustal. La categoría Áreas agro-ganaderas incluyó a todas aquellas superficies ocupadas por agricultura y usos del suelo que no sean urbano, bosque o suelo desnudo. El área de estudio incluyó las áreas de cultivo de las especies económicamente más importantes para la provincia, incluida la producción de frutas (i.e., cítricos, frutilla y arándano) en zonas pedemontanas, la caña de azúcar en llanuras húmedas y los cultivos de granos (sobre todo, soja y maíz) y la ganadería en las llanuras más secas del este (Soria et al. 2016). El análisis de coberturas determinó que las cuencas donde se ubican los sitios de referencia (seleccionados según Pero et al. 2020b), Río Chico y Río Marapa son las que mayor porcentaje de bosque tuvieron (20-27%, respectivamente), mientras que las cuencas correspondientes a los sitios sometidos a mayor uso agrícola —río Balderrama y río

Seco— cuentan con menor porcentaje de cobertura boscosa (7-11%, respectivamente).

#### *Colecta de datos*

**Físicoquímicos.** En cada sitio se tomaron muestras de agua para ser analizadas en laboratorio y determinar la composición y la cantidad de sales inorgánicas (sales disueltas), dureza, concentración de nutrientes orgánicos (nitrito [NO<sub>2</sub>], nitrato [NO<sub>3</sub>], amonio [NH<sub>4</sub>] y fosfato [PO<sub>4</sub>]) y demanda biológica de oxígeno (DBO). Además, se usó una sonda multiparamétrica Horiba serie U-50 en dos puntos por cada tramo de río para realizar mediciones generales de distintas variables físicas y químicas del agua en campo (temperatura [°C], turbidez [NTU], pH, conductividad [mS/cm], total de sólidos disueltos [mg/L], concentración [mg/L] y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto [OD]). También se estimó en cada sitio el caudal del río midiendo, en cada caso, el ancho de los ríos con ruleta métrica y la velocidad del agua y la profundidad del canal en intervalos de 2 m usando velocímetro y regla, respectivamente.

**Biológicos.** Las muestras de macroinvertebrados bentónicos fueron tomadas siguiendo la metodología estandarizada de muestreo multihabitat de macroinvertebrados acuáticos mediante el uso de la Red D con tamaño de malla 300 µm (Sermeño Chicas et al. 2010). El esfuerzo de muestreo fue de 3 minutos como unidad de tiempo en distintas zonas del río, tomando una submuestra por zona y definidas como: M1 (orilla del río), M2 (1/3 del río) y M3 (1/2 del río). En total se tomaron tres submuestras por sitio, que se integraron en una sola muestra final por sitio. Los especímenes de las muestras fueron separados e identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible mediante claves regionales (Domínguez and Fernández 2009) y consultas a especialistas.

#### *Rasgos biológicos*

Para la caracterización funcional de los macroinvertebrados se analizaron los diferentes mecanismos de respiración presentes como rasgo biológico principal, siguiendo a Tomanova y Usseglio-Polatera (2007) y Reynaga (2010). Se seleccionaron cuatro rasgos biológicos con sus respectivas modalidades que reflejen aspectos relacionados con el ambiente, como la disponibilidad de oxígeno y tipo de flujo y

sustrato. La selección se focalizó esencialmente en rasgos morfológicos y comportamentales y bajo el supuesto de que, al verse alteradas, tanto la diversidad taxonómica como funcional (i.e., respiración y locomoción) cambiarían para lograr un mejor ensamble con el medio, ya sea adaptándose para optimizar el intercambio gaseoso (rasgo respiración) o para lograr alejarse de posibles estresores (rasgo locomoción).

La tabla de rasgos biológicos (Tabla 1) se construyó asignando la afinidad de cada taxón por cada modalidad de rasgos empleando codificación fuzzy (Anexo 1); un valor 0 indica ausencia de afinidad del taxón por la modalidad y un valor 1 indica afinidad del taxón por la modalidad en cuestión (Chevenet et al. 1994). Los rasgos morfológicos como respiración, forma y ubicación de branquias se obtuvieron por observación directa del material colectado, en tanto que el rasgo comportamental locomoción se identificó por observación en campo y laboratorio.

#### *Análisis de datos*

Para comparar la estructura y composición de los ensambles entre sitios se elaboraron curvas de rango-abundancia (RA). Las curvas RA

permiten identificar diferencias y similitudes particulares entre los ensambles de diferentes sitios como, por ejemplo: taxa dominantes, intermedios o raros o taxa registrados solo en algún sitio o grupo de sitios, además de la riqueza y la equitatividad de cada ensamble (Feinsinger 2001).

El estudio de las relaciones funcionales entre la fauna y su ambiente conlleva el análisis de tres tablas conjuntas. La técnica estadística que permite la ordenación de tres tablas de interés es el análisis RLQ (R-mode; Q-mode; y L-link entre R y Q) descrita por Dolédec et al. (1999), en la cual las variables contenidas en R y Q pueden ser cualitativas o cuantitativas, siendo: 1) unidades muestrales x variables ambientales (tabla ambiental R); 2) taxa x unidades muestrales (tabla faunística L), y 3) taxa x rasgos biológicos (tabla de rasgos biológicos Q). El análisis RLQ permite vincular las características del hábitat con los rasgos biológicos de los organismos registrados. Este análisis maximiza la covarianza entre los rasgos y las variables ambientales medidas por la abundancia de taxa. Usamos los datos de los puntos de muestreo, taxa y rasgos para crear las tres matrices del análisis de RLQ. La matriz de abundancia de taxa (L) contiene

**Tabla 1.** Variables físicas y químicas analizadas en los ríos estudiados.

**Table 1.** Physical and chemical variables analyzed in the studied rivers.

	Río Chico	Río Marapa	Río Balderrama	Río Seco
T Agua (°C)	32.10	22.00	31.85	22.04
pH	8.38	8.33	7.92	7.68
Conductividad (mS/cm)	0.52	0.52	0.24	0.24
Turbidez (NTU)	17.40	206.50	16.25	0.00
Oxígeno disuelto (mg/L)	8.17	10.66	6.41	7.72
% OD	111.85	125.10	87.35	90.57
Total de sólidos disueltos (g/L)	0.33	0.33	0.15	0.16
Caudal (m <sup>3</sup> /s)	3.688	2.228	2.002	0.966
Dureza (CO <sub>3</sub> Ca)	183.30	150.00	83.00	103.30
Na (meq/L)	1.72	2.61	0.83	0.70
Ca (meq/L)	2.20	1.67	1.20	1.93
Mg (meq/L)	1.47	1.33	0.47	0.13
K (meq/L)	0.26	0.13	0.23	0.21
Alcalinidad (meq/L)	4.00	2.40	2.20	2.20
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (meq/L)	1.00	0.80	0.00	0.00
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (meq/L)	3.00	1.60	2.20	2.20
Cl <sup>-</sup> (meq/L)	0.60	1.40	0.30	0.40
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (meq/L)	0.80	1.80	0.10	0.10
DBO <sub>5</sub>	2.32	3.98	1.47	2.00
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (ppm)	0.09	1.18	1.23	0.06
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (ppm)	0.09	0.05	0.03	0.01
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (ppm)	0.02	0.18	0.14	0.06
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (ppm)	0.62	0.15	1.63	1.39

la cantidad de individuos por taxa en cada sitio y fue analizada mediante un análisis de correspondencia (AC). Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) con la matriz de características ambientales (R) y el análisis de correspondencia fuzzy (ACF) (Chevenet et al. 1994) para explorar la tabla de rasgos por especies (Q). A los efectos de indagar la estructura conjunta de los tres ordenamientos realizados anteriormente (i.e., AC, ACP y ACF) se aplicó el análisis RLQ, que permitió deducir la relación entre los rasgos biológicos y las variables ambientales. La significancia del patrón de coestructura entre tablas fue examinada mediante una prueba no-paramétrica basada sobre 1000 permutaciones aleatorias de las filas, tanto de R como de Q. Los análisis y los gráficos se realizaron con el paquete ade4 (Dray and Dufour 2007) del entorno R (versión 2.7.2) para matemáticas y estadística (Ihaka and Gentleman 1996; R Development Core Team 2008).

## RESULTADOS

### *Variables espaciales y uso de suelo*

El análisis individual de cada cuenca nos permitió calcular los porcentajes de cobertura total y por debajo de los 400 m s. n. m. La diferencia entre el porcentaje de cobertura boscosa y agrícola a nivel de la superficie total de la cuenca fue diferente en cada caso. Por debajo de los 400 m s. n. m. se pudo

determinar que los ríos Chico y Marapa tuvieron un mayor porcentaje de cobertura boscosa (20.25% y 27.5%, respectivamente) con respecto a los ríos Balderrama (7.07%) y Seco (11.21%). Y en cuanto a cobertura de áreas agro-ganaderas, los ríos Chico y Marapa tuvieron un menor porcentaje de cobertura (79.9% y 74.16%, respectivamente) con relación a los ríos Balderrama (88.9%) y Seco (94.9%).

### *Condiciones fisicoquímicas y concentración de iones mayoritarios y nutrientes*

Observamos que los ríos de referencia (Río Chico y Río Marapa) presentan mayores valores de pH, %DO (porcentaje de oxígeno disuelto), CE (conductividad eléctrica), sales disueltas (parte por trillón), TSD (total de sólidos disueltos), DBO (demanda biológica de oxígeno),  $\text{CO}_3\text{Ca}$  (Dureza), alcalinidad y mayor concentración de los iones Na, Mg,  $\text{CO}_3^-$  y el nutriente  $\text{NO}_2^-$ . En los sitios con dominancia de uso agrícola (río Balderrama y río Seco) se encontró mayor concentración de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^-$  (Tabla 2).

### *Composición de macroinvertebrados bentónicos*

En total se identificaron 71 taxa. La mayor parte pertenecientes a la clase Insecta, órdenes Ephemeroptera, Lepidoptera, Coleoptera, Diptera, Odonata, Hemiptera y Trichoptera. Además, se registraron representantes de Acari, Copepoda, Hirudinea, Oligochaeta y Collembola (Anexo 2).

**Tabla 2.** Rasgos biológicos considerados en este análisis, con sus modalidades correspondientes.

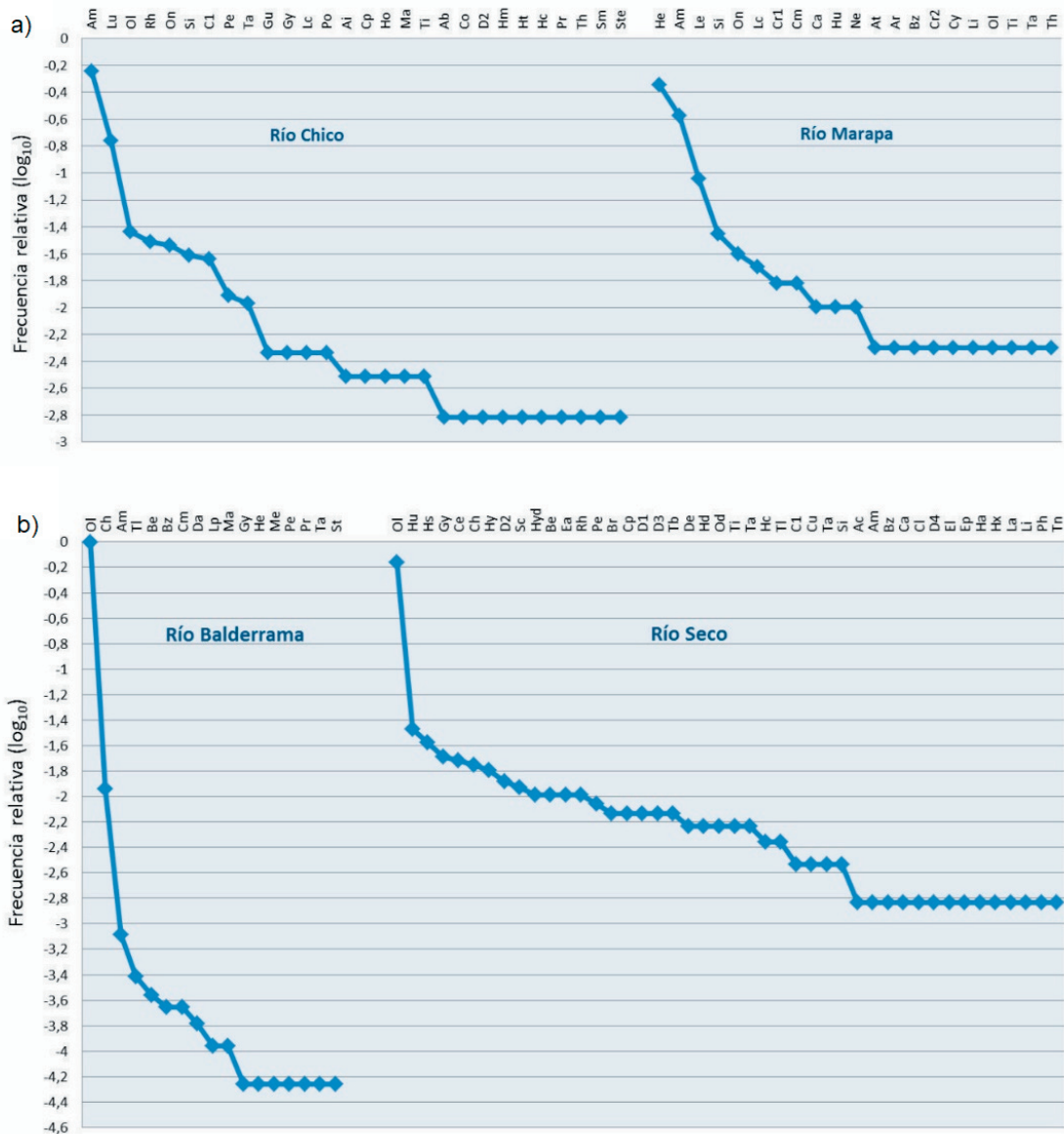
**Table 2.** Biological traits considered in this analysis, with their corresponding modalities.

Rasgo	Modalidad	
Respiración (R)	Tegumento	1
	Branquias	2
	Plastrón	3
	Espiráculo	4
	Sifón	5
Forma de branquias (FB)	Cuadrangular	1
	Ovalada	2
	Alargada o filiforme	3
	Plegadas	4
	Canastilla	5
	Ausente	6
Ubicación de branquias (UB)	Torácica	1
	Abdominal	2
	Ausente	3
Locomoción (L)	Nadador en superficie	1
	Caminador	2
	Adheridos al sustrato	3
	Excavadores superficiales	4

El análisis de estructura de ensambles reveló que en los sitios de referencia (Río Chico y Río Marapa) existe mayor equitatividad con respecto a los sitios con uso agrícola (Río Balderrama y Río Seco) (Figura 2). En el sitio de referencia Río Chico, los taxa dominantes corresponden a *Americabaetis* sp. y *Lumahyphes guacra* Molineri (Ephemeroptera), mientras que en el Río Marapa hay mayor abundancia de *Hebrus* sp. (Hemiptera), *Americabaetis* sp. y *Leptohyphes eximius* Eaton (Ephemeroptera) con respecto al resto. Además, hallamos diferencias en la composición: en Río Chico, los taxa *L. guacra*, *Guajirolus queremba* Nieto, *Homeoneuria* sp. (Ephemeroptera), *Rheotanytarsus* sp., *Stenochironomus* sp., *Hemerodromia* sp., *Polypedilum* sp., *Atrichopogon*

sp. (Diptera), Copepoda y Calopterygidae (Odonata) solo están presentes en este río. Lo mismo ocurre en Río Marapa con *L. eximius*, Chrysomelidae sp1, Chrysomelidae sp2 (Coleoptera), *Nectopsyche* sp., *Atopsyche* sp. (Trichoptera), *Cylloepus* sp. (Coleoptera) e Hygrobatidae. En tanto que *Onconeura* sp. (Diptera), *Lachlania* sp. y *Thraulodes* sp. (Ephemeroptera) están presentes en ambos ríos.

Los ríos que se encuentran en sitios con uso agrícola mostraron dominancia más marcada por parte de unas pocas especies (Figura 2). En ambos ríos, Oligochaeta indet. es el taxón más abundante. En Río Balderrama, *Chironomus decorus*, Johannsen, (Diptera) y



**Figura 2.** Curvas rango abundancia de especies. a) Sitios de referencia. b) Sitios con mayor cobertura agrícola. Códigos: (Ac) *Acanthagrion* sp., (Am) *Americabaetis* sp., (At) *Atopsyche* sp., (Ai) *Atrichopogon* sp., (Be) *Belostoma* sp., (Br) *Berosus* sp. (Adulto), (Bz) *Bezzia* sp., (Ca) *Caenis* sp., (Cl) *Callibaetis* sp., (Co) Calopterygidae indet., (C1) Chironomini indet., (Ch) *Chironomus decorus*, (Cr1) Chrysomelidae sp.1 (Larva), (Cr2) Chrysomelidae sp.2 (Larva), (Ce) Coenagrionidae indet., (Cm) Collembola indet., (Cp) Copepodo indet., (Cu) *Culicoides* sp., (Cy) *Cyloopus* sp. (Adulto), (Da) *Dasyhelea* sp., (De) *Denopelopia* sp., (D1) Dytiscidae sp.1 (Adulto), (D2) Dytiscidae sp.2 (Adulto), (D3) Dytiscidae sp.3 (Adulto), (D4) Dytiscidae sp.4 (Adulto), (El) *Enochrus* sp. (Larva), (Ea) *Enochrus* sp. (Adulto), (Ep) Ephyridae indet., (Gu) *Guajirolos queremba*, (Gy) *Gymnochthebius* sp. (Adulto), (Ha) *Haliplus* sp. (Adulto), (He) *Hebrus* sp., (Hm) *Hemerodromia* sp., (Hx) *Heterocorixa* sp., (Ho) *Homeoneuria* sp., (Ht) Heteroseridae indet. (Larva), (Hyd) Hydrachnidae indet., (Hy) *Hydraena* sp. (Adulto), (Hd) *Hydramara argentina*, (Hc) *Hydrocanthus* sp. (Adulto), (Hs) *Hydrochus* sp. (Adulto), (Hyg) Hygrobatidae indet., (Hc) *Hydrocanthus* sp., (Adulto), (Hu) Hirudinea indet., (Lc) *Laclania* sp., (La) *Labrundinia* sp., (Le) *Leptohyphes eximius*, (Li) Libellulidae indet., (Lp) *Lipogomphus* sp., (Lu) *Lumahyphes guacra*, (Ma) *Macrelmis* sp. (Larva), (Me) Mesoveliidae indet., (Ne) *Nectopsyche* sp., (Od) *Odontomyia* sp., (Ol) Oligoqueto indet., (On) *Onconeura* sp., (Pe) *Pentaneura* sp., (Pr) *Pericoma* sp., (Ph) Phycitinae indet., (Po) *Polypedilum* sp., (Rh) *Rheotanytarsus* sp., (Tb) *Tabanus* sp., (Tn) *Tanytus* sp., (Ta) *Tanytarsus* sp., (Ti) *Thienemannimyia* sp., (Th) *Thraulodes* sp., (Tl) *Tropisternus* sp. (Larva), (Ta) *Tropisternus* sp., (Adulto), (Sc) Scirtidae indet., (Sm) *Smicridea* sp., (Si) *Simulium* sp., (St) Staphylinidae indet. (Adulto).

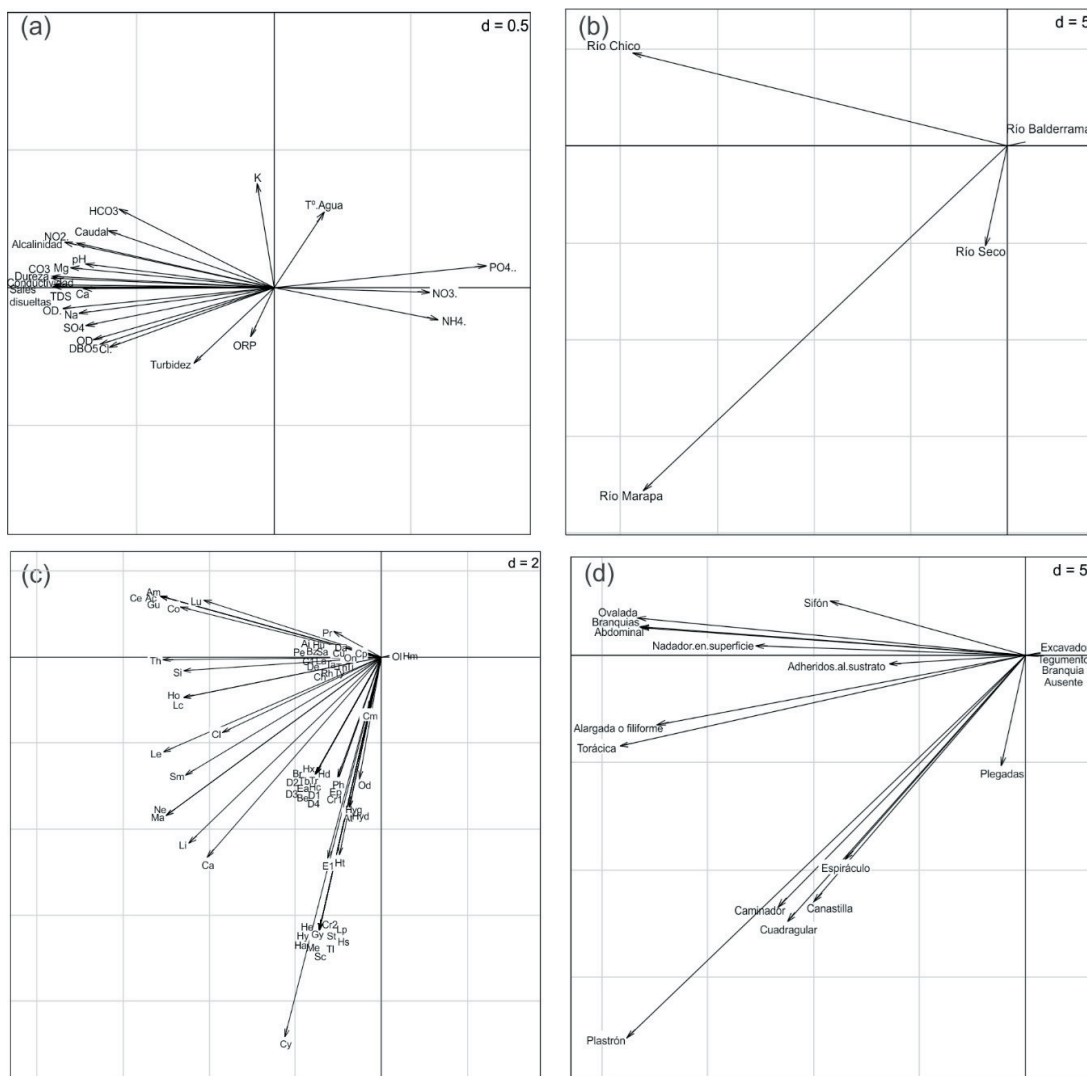
**Figure 2.** Rank abundance curves: (a) reference sites. (b) sites with greater agricultural coverage. Codes: (Ac) *Acanthagrion* sp., (Am) *Americabaetis* sp., (At) *Atopsyche* sp., (Ai) *Atrichopogon* sp., (Be) *Belostoma* sp., (Br) *Berosus* sp. (Adult), (Bz) *Bezzia* sp., (Ca) *Caenis* sp., (Cl) *Callibaetis* sp., (Co) Calopterygidae indet., (C1) Chironomini indet., (Ch) *Chironomus decorus*, (Cr1) Chrysomelidae sp.1 (Grub), (Cr2) Chrysomelidae sp.2 (Grub), (Ce) Coenagrionidae indet., (Cm) Collembola indet., (Cp) Copepodo indet., (Cu) *Culicoides* sp., (Cy) *Cyloopus* sp. (Adult), (Da) *Dasyhelea* sp., (De) *Denopelopia* sp., (D1) Dytiscidae sp.1 (Adult), (D2) Dytiscidae sp.2 (Adult), (D3) Dytiscidae sp.3 (Adult), (D4) Dytiscidae sp.4 (Adult), (El) *Enochrus* sp. (Grub), (Ea) *Enochrus* sp. (Adult), (Ep) Ephyridae indet., (Gu) *Guajirolos queremba*, (Gy) *Gymnochthebius* sp. (Adult), (Ha) *Haliplus* sp. (Adult), (He) *Hebrus* sp., (Hm) *Hemerodromia* sp., (Hx) *Heterocorixa* sp., (Ho) *Homeoneuria* sp., (Ht) Heteroseridae indet. (Grub), (Hyd) Hydrachnidae indet., (Hy) *Hydraena* sp. (Adult), (Hd) *Hydramara argentina*, (Hc) *Hydrocanthus* sp. (Adult), (Hs) *Hydrochus* sp. (Adult), (Hyg) Hygrobatidae indet., (Hc) *Hydrocanthus* sp., (Adult), (Hu) Hirudinea indet., (Lc) *Laclania* sp., (La) *Labrundinia* sp., (Le) *Leptohyphes eximius*, (Li) Libellulidae indet., (Lp) *Lipogomphus* sp., (Lu) *Lumahyphes guacra*, (Ma) *Macrelmis* sp. (Grub), (Me) Mesoveliidae indet., (Ne) *Nectopsyche* sp., (Od) *Odontomyia* sp., (Ol) Oligoqueto indet., (On) *Onconeura* sp., (Pe) *Pentaneura* sp., (Pr) *Pericoma* sp., (Ph) Phycitinae indet., (Po) *Polypedilum* sp., (Rh) *Rheotanytarsus* sp., (Tb) *Tabanus* sp., (Tn) *Tanytus* sp., (Ta) *Tanytarsus* sp., (Ti) *Thienemannimyia* sp., (Th) *Thraulodes* sp., (Tl) *Tropisternus* sp. (Grub), (Ta) *Tropisternus* sp. (Adult), (Sc) Scirtidae indet., (Sm) *Smicridea* sp., (Si) *Simulium* sp., (St) Staphylinidae indet. (Adult).

*Americabaetis* sp. son los grupos que siguen en orden de importancia; y en Río Seco, Hirudinea, *Hydrochus* sp., *Gymnochthebius* sp. (Coleoptera), Coenagrionidae (Odonata) y *C. decorus* constituyen el segundo grupo dominante detrás Oligochaeta. En estos ríos también observamos taxa que no están presentes en ríos de referencia. En el Río Balderrama son *Dasyhelea* sp. (Diptera), *Lipogomphus* sp. (Hemiptera), Mesoveliidae (Hemiptera) y Staphylinidae (Coleoptera), mientras que en el Río Seco son 24 los taxa que no se encuentran en ningún otro río, siendo estos en su mayoría coleópteros (10), seguidos por dípteros (8); el resto se divide entre odonatos (2) y ácaros, lepidópteros, hemípteros y efemerópteros, con un taxón cada uno. Además, pudimos observar que *Berosus* sp. y *Tropisternus* sp. (Coleoptera) y *C. decorus* están presentes en ambos ríos ubicados en sitios sometidos a uso agrícola.

#### Relación de rasgos biológicos con variables ambientales

Los dos primeros ejes del análisis RLQ representaron 92.7% y 7.0%, respectivamente, de la inercia total de la tabla cruzada de características ambientales y rasgos biológicos (Tabla 3). Este análisis permitió obtener la

asociación de las variables ambientales con las diferentes modalidades de rasgos, sitios y la composición faunística de cada uno de ellos (Figura 3). Entre las variables ambientales asociadas al primer eje de RLQ (Figura 3a) se destacan la conductividad, las sales disueltas, la dureza y el oxígeno disuelto en relación negativa, mientras que las concentraciones de  $PO_4$ ,  $NO_3$  y  $NH_4$  se relacionan de manera positiva con el mismo (Anexo 3). Estas variables representan una relación con los diferentes tipos de cobertura de los sitios estudiados (Figura 3b), la composición de macroinvertebrados bentónicos (Figura 3c) y los rasgos funcionales registrados (Figura 3d). Se evidencia la influencia de la cobertura del suelo en los mayores valores de conductividad y oxígeno disuelto en los sitios de referencia, en tanto que los sitios sometidos a uso agrícola se asocian con valores más elevados de los nutrientes  $PO_4$ ,  $NO_3$  y  $NH_4$ . En cuanto a la composición de macroinvertebrados bentónicos y rasgos funcionales, se evidencia que los taxa ubicados en el centro del plano: Oligoqueta indet., *C. decorus*, *Pericoma* sp., *Stenochironomus* sp., *Tanytarsus* sp., *Rheotanytarsus* sp. y Collembola respiran a través del tegumento, se encuentran enterrados o sujetos al sustrato y están asociados a sitios con uso agrícola. En



**Figura 3.** Proyección del primer plano factorial del análisis RLQ mostrando por separado el ordenamiento de: a) variables ambientales; b) sitios; c) taxones; d) modalidades de rasgos biológicos. Los códigos de las especies se detallan en la Figura 2.

**Figure 3.** Projection of the first factorial plane of the RLQ analysis showing separately the ordering of: a) environmental variables; b) sites; c) taxa; d) biological traits modalities. For species codes, see Figure 2.

**Tabla 3.** Resumen del análisis de RLQ.

**Table 3.** RLQ analysis summary.

Análisis RLQ	Eje 1	Eje 2
Varianza	10.7	0.81
Porcentaje de varianza (%)	92.69	7.03
R/RLQ		
Varianza	16.4	22.16
Porcentaje de varianza (%)	99.47	99.04
L/RLQ		
Varianza	0.86	0.56
Porcentaje de varianza (%)	90.77	74.96
Q/RLQ		
Varianza	0.86	1.31
Porcentaje de varianza (%)	98.11	99.53
Prueba de permutación	P=0.1	

el cuadrante superior izquierdo, *L. guacra*, *G. queremba*, Coenagrionidae y Calopterygidae se asocian a sitios de referencia y el tipo de respiración es través de diferentes modalidades de branquias; estos son, en su mayoría, nadadores. El cuadrante inferior izquierdo también se combina con sitios de referencia, en el cual se encuentran la mayoría de los efemerópteros y tricópteros, además de algunos coleópteros y dípteros; este grupo exhibe una gran variedad de modalidades respiratorias (i.e., plastrón, espiráculo y branquias de diferentes formas), en tanto que la locomoción es, sobre todo, caminadora.

## DISCUSIÓN

Los resultados confirman que la llanura tucumana experimentó un reemplazo marcado de la cobertura vegetal de las riberas en las cuencas estudiadas, producto de los cambios en el uso del suelo de las últimas décadas (Díaz Gómez and Gaspari 2017; Pero et al. 2020a). Se observaron variaciones en parámetros fisicoquímicos al comparar los sitios con distintos porcentajes de cobertura boscosa. Los sitios de referencia exhibieron mayores niveles de oxígeno disuelto, nitrito, sodio, magnesio, sulfato y conductividad, en tanto que los sitios sometidos a mayor uso agrícola mostraron valores más altos de fosfato. Las diferencias en cuanto a los valores de oxígeno disuelto y fosfato podrían relacionarse con la influencia del uso del suelo agrícola sobre las cuencas, de forma similar a lo observado por otros estudios locales (García et al. 2017) y regionales (Valcárcel Rojas 2011; Giraldo et al. 2014; Torti et al. 2020; Lares et al. 2022). Por otro lado, los valores elevados en la concentración de sales como sodio, magnesio y sulfato pueden deberse a características propias de la cuenca del río Marapa (Pero et al. 2020b). En cuanto a la composición de macroinvertebrados, los resultados muestran que existe dominancia por parte de pocas especies en los cuatro ríos estudiados, pero la mayor equitatividad se encuentra ligada a los sitios de referencia.

La dominancia y la composición de taxa fue diferente en cada sitio de referencia. En cambio, en los sitios sometidos a mayor uso agrícola, la dominancia estuvo dada por un mismo taxón (oligoqueto). Este resultado podría deberse a una disminución de las variaciones naturales entre las comunidades de ríos a causa de los estresores humanos, y una consecuente homogenización de

los ensambles de macroinvertebrados, de forma similar a lo observado en ríos de Europa (Verdonschot 2006). A menudo se señala a los oligoquetos como tolerantes a la contaminación (Badillo et al. 2016). Sin embargo, esto puede depender del nivel taxonómico analizado, dado que se observó distinto grado de tolerancia según familias y géneros (Marchese et al. 2005). Por ende, para el grupo oligoquetos consideramos importante avanzar en identificaciones taxonómicas más precisas para futuros estudios en la región. El análisis taxonómico y de rasgos permite inferir, sobre la base de la diversidad taxonómica y funcional, que los taxa se agrupan y se asocian a sitios con características fisicoquímicas y de cobertura particulares. En el caso de los sitios con uso agrícola, donde las características fisicoquímicas son similares entre sitios, los taxa siguen una misma tendencia a la hora de agruparse por sus rasgos. En cambio, los sitios de referencia exhibieron composición taxonómica y funcional diferente entre sí, mostrando una gran variedad de modalidades por cada rasgo, lo que sugiere que podría existir una mayor diversidad funcional en las zonas boscosas.

En cuanto a la composición de macroinvertebrados, pudimos determinar que existen diferencias en la estructura y la composición de los ensambles entre sitios de referencia y sitios con uso agrícola. Estos resultados coinciden con otros estudios que evaluaron los efectos de usos del suelo agrícola sobre las comunidades de macroinvertebrados (Giraldo et al. 2014; Meza et al. 2012; Lares et al. 2022). Los resultados del estudio sugieren que además de disminuir la equitatividad taxonómica, la variabilidad funcional también se ve reducida en los sitios con uso agrícola, con respecto a los sitios de referencia. Estos hallazgos podrían deberse a un proceso de homogenización de las condiciones ambientales de los sitios agrícolas, como una disminución general del oxígeno y aumento de la carga de nutrientes. Los rasgos biológicos son filtrados frente a distintos impactos ambientales, lo que, en general, se traduce en la reducción de las especies que muestran rasgos muy especializados y aumentan la abundancia los que presentan rasgos con mayor carácter generalista (Clavel et al. 2011; Pool and Olden 2012). Por ejemplo, en los sitios de referencia evaluados en este estudio predominaron rasgos especializados como la presencia de branquias, que además exhibieron una gran variedad de formas (i.e., cuadrangular, ovalada,

alargada o filiforme, canastilla y plegadas). En contraste, ambos sitios sometidos a uso agrícola presentaron predominio del tipo de respiración por tegumento. Además, aunque no fue considerado como una modalidad del rasgo respiración, la presencia de pigmentos respiratorios como la hemoglobina fue observada en uno de los taxa abundantes (*Chironomus decorus*) en los sitios con uso agrícola. Según Panis et al. (1995), la presencia de este tipo de pigmentos y su abundancia se encuentran muy relacionadas con sitios con déficit de oxígeno, en coincidencia con los menores valores de oxígeno disuelto encontrados en los sitios sometidos al uso agrícola evaluado. Sin embargo, el estudio de Montes Arrondo (2015) registró que la diversidad funcional de macroinvertebrados aumentó a mayor cobertura de suelo aprovechado por actividades agrícolas. Según el mismo autor, en base a Gallardo Armas (2009), esto podría atribuirse a la disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios en ríos con mayor riqueza de nutrientes. Cabe mencionar que el análisis realizado por Montes Arrondo (2015) se llevó a cabo al nivel taxonómico de familia, por lo cual se podría esperar una probable pérdida de información funcional en comparación con el nivel taxonómico de género.

Consideramos que los datos obtenidos son importantes debido a que muestran que una diferencia en el 10% de la superficie de bosque en la zona de llanura puede afectar la calidad del agua y la diversidad taxonómica y funcional de las especies que habitan los ecosistemas fluviales. Por lo tanto, se recomienda tener en cuenta estos porcentajes a la hora de diseñar y establecer planes para manejar cuencas y para complementar planes de acción existentes, como el propuesto por el Programa Nacional de Restauración de Bosques Nativos Degradados para la cuenca Marapa-San Francisco (Dirección de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2017). Sin embargo, es importante aumentar la cantidad de sitios de muestreo para ampliar la representatividad territorial de este estudio. Otro aspecto a evaluar en futuros estudios será no solo la superficie cubierta por bosque, sino también la calidad del bosque ribereño. De forma complementaria, los macroinvertebrados y sus rasgos funcionales demostraron ser sensibles a las variaciones ambientales entre la cobertura de tipo agrícola y de bosque en la llanura tucumana. Por esto se considera que podrían ser usados como

bioindicadores de calidad del agua en este tipo de ríos.

Al igual que en el trabajo realizado por Verdonschot (2006) en ríos de Europa, los resultados mostraron que los estresores humanos disminuyeron las variaciones naturales entre las comunidades de ríos; esto, a su vez, refuerza la idea de usar tipologías de ríos basadas en sitios de referencia. Los sitios de referencia analizados en este estudio corresponden a un mismo tipo de río con lecho principalmente arenoso (Pero et al. 2020b). Sin embargo, en este estudio se pudo observar su variabilidad ambiental y biológica. Esta variabilidad estuvo principalmente relacionada con el caudal y la turbidez. Es clave mencionar que las características del Río Marapa pueden haberse visto afectadas por la modificación del punto de entrada de un afluente (Río San Francisco) aguas arriba del punto de muestreo durante las elevadas precipitaciones sucedidas en abril de 2017 relacionadas con el fenómeno de El Niño. Esto podría haber modificado las características del lecho del río, de un lecho arenoso antes de la entrada del afluente a un lecho limoso luego de la intromisión (Comisión de Emergencia para El Tratamiento de la Problemática de Inundaciones en el Sur de la Provincia de Tucumán, Este de Catamarca y Río Hondo 2017) y también la composición química del agua. Estos hechos podrían tener alguna relación con la variabilidad observada entre los sitios de referencia.

Para estudios futuros proponemos comparar mayor cantidad de sitios y considerar la variabilidad natural de este tipo de ríos (e.g., composición química del agua, tipo de lecho, ancho y caudal del río, etc.). Por otro lado, el presente estudio se centró en los rasgos funcionales respiración y locomoción, sin tener en cuenta rasgos como el tamaño corporal, que según Peters (1983) es una característica muy importante relacionada a varios rasgos ecológicos, biológicos y fisiológicos. Sería importante complementar la caracterización de los taxones con otros rasgos funcionales como el tamaño corporal, hábitos alimenticios, tolerancia al déficit de oxígeno, forma del cuerpo, presencia de pigmentos respiratorios, flexibilidad y dureza del cuerpo. Por otro lado, se debería tomar en cuenta la estacionalidad hídrica para evaluar si los resultados obtenidos en temporada de aguas bajas se repiten o cambian en temporada de aguas altas.

Finalmente, nuestros resultados contribuyen a entender mejor cómo el cambio de cobertura vegetal de boscosa a agrícola ocasiona consecuencias, alterando la estructura de los ambientes fluviales, la calidad del agua, la diversidad taxonómica y funcional de macroinvertebrados bentónicos, y generando, aparentemente, una uniformidad de este tipo de ambientes como consecuencia de la pérdida en la equitatividad y promoviendo la dominancia de unos pocos organismos que exhiben adaptaciones funcionales a condiciones estresantes. Proponemos usar los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad ambiental para monitorear los ríos de esta región e incorporar el enfoque de rasgos funcionales para poder evaluar de forma más precisa e integral el impacto de los cambios de uso del suelo y su relación con la calidad del agua. Esto permitiría generar herramientas de evaluación ambiental

más precisas para la toma de decisiones y la conservación de la integridad ecológica de los ríos.

AGRADECIMIENTOS. Agradecemos a Luciana Cristóbal por el mapa del área de estudio y el apoyo técnico en SIG y a Guillermo Hankel, Carlos Molineri, José Rodríguez, Elena Torrejón y Verónica Manzo del Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN, CONICET-UNT) por la colaboración en la identificación de especímenes de macroinvertebrados. El presente estudio tuvo el apoyo de una beca posdoctoral del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y de la beca "Fernando Navarro" de la Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo (IML) de la Universidad Nacional de Tucumán. Además, contó con financiamiento del proyecto PUE-0099 del CONICET.

## REFERENCIAS

- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35:257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Allan, J. D., D. L. Erickson, and J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshw Biol* 37:149-161. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-546.x>
- Badillo, L., P. Guayasamín, M. Espinosa, P. Cedeño, and G. Jiménez. 2016. Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana. *Hidrobiológica* 26(3):497-507. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcb/hidro/2016v26n3/Rodriguez>
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Segunda Edición. Tomo II. Fascículo 1. Editorial Acme S.A.C.I. Buenos Aires.
- Chevenet, F., S. Dolédec, and D. Chessel. 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwat Biol* 31:295-309. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x>
- Clavel, J., R. Julliard, and V. Devictor. 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(4):222-228. <https://doi.org/10.1890/080216>
- Comisión de Emergencia para el tratamiento de la problemática de inundaciones en el sur de la provincia de Tucumán, Este de Catamarca y Río Hondo. 2017. Informe Técnico. Tucumán, Argentina. URL: [tinyurl.com/bdfacstr](http://tinyurl.com/bdfacstr)
- Díaz Gómez, A. R., and F. J. Gaspari. 2017. Cambio de cobertura y uso de suelo en la zona ribereña en cuencas subtrópicas del noroeste argentino. *Quebracho* 25(1,2):28-39.
- Dirección de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2017. Programa Nacional de Restauración de Bosques Nativos Degradados. Buenos Aires, Argentina. URL: [tinyurl.com/yc2a4y2j](http://tinyurl.com/yc2a4y2j)
- Dolédec, S., and B. Statzner. 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology* 53(3):617-634. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01924.x>
- Dolédec, S., B. Statzner, and M. Bournard. 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology* 42(4):737-758. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00509.x>
- Domínguez, E., and H. R. Fernández. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Dos Santos, D. A., C. Molineri, M. C. Reynaga, and C. Basualdo. 2011. Which index is the best to assess stream health? *Ecological Indicators* 11(2):582-589. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.08.004>
- Dray, S., and A. B. Dufour. 2007. The ade4 package: Implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22:1-20. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
- Elbrecht, V., A. J. Beermann, G. Goessler, J. Neumann, R. Tollrian, R. Wagner, and F. Leese. 2016. Multiple-stressor effects on stream invertebrates: a mesocosm experiment manipulating nutrients, fine sediment and flow velocity. *Freshwater Biology* 61(4):362-375. <https://doi.org/10.1111/fwb.12713>
- Fernández, H. R., F. Romero, and E. Domínguez. 2008. Intermountain basins use in subtropical regions and their influences on benthic fauna. *River Research and Applications* 25(2):181-193. <https://doi.org/10.1002/rra.1114>
- Feinsinger, P. 2001. Designing field studies for biodiversity conservation. Island Press, Washington DC, USA.
- Fundación Proyungas, Instituto de Biodiversidad Neotropical, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2017.

- Informe inédito. Tucumán, Argentina.
- Gamboa, M., R. Reyes, and J. Arrivillaga. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental* 48(2):109-120.
- Gallardo Armas, B. 2009. Aquatic community patterns across environmental gradients in a Mediterranean floodplain and their application to ecosystem restoration. Doctoral Dissertation. Universitat de Girona. Girona, España. Pp. 155.
- García, L., F. C. Wyatt, I. Pardo, and J. S. Richardson. 2017. Effects of land-use intensification on stream basal resources and invertebrate communities. *Freshwater Science* 36(3):609-625. <https://doi.org/10.1086/693457>.
- Gasparri, N. I. 2016. The transformation of land-use competition in the Argentinean Dry Chaco between 1975 and 2015. Pp. 59-73 *en* J. Niewöhner, A. Bruns, H. Haberl, P. Hostert, T. Krueger and C. Lauk et al. (eds.). *Land Use Competition: Ecological, Economic and Social Perspectives* Springer, Cham, Suiza. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-33628-2\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-33628-2_4).
- Giraldo, L. P., J. Chará, M. D. C. Zúñiga, A. M. Chará-Serna, and G. Pedraza. 2014. Impacto del uso del suelo agropecuario sobre macroinvertebrados acuáticos en pequeñas quebradas de la cuenca del río La Vieja (Valle del Cauca, Colombia). *Revista de Biología Tropical* 62:203-219. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15788>.
- Ihaka, R., and R. Gentleman. 1996. R: A Language for Data Analysis and Graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5:299-314. <https://doi.org/10.2307/1390807>.
- Kasangaki, A., L. J. Chapman, and J. Balirwa. 2008. Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. *Freshwater biology* 53(4):681-697. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01925.x>.
- Ladrera, R., O. Belmar, R. Tomás, N. Prat, and M. Cañedo-Argüelles. 2019. Agricultural impacts on streams near Nitrate Vulnerable Zones: A case study in the Ebro basin, Northern Spain. *PLoS ONE* 14(11):e0218582. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218582>.
- Lares, B. A., L. B. Parra-Morales, C. M. Montagna, J. Del Brio, L. Monza, P. A. Macchi, and H. R. Fernández. 2022. Influence of agricultural practices on the composition of macroinvertebrate assemblages in the Neuquén river, Patagonia (Argentina). *Ecología Austral* 32:957-971. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.3.0.1758>.
- Marchese, M. R., K. M. Wantzen, and I. Ezcurra de Drago. 2005. Benthic invertebrate assemblages and species diversity patterns of the upper Paraguay River. *River Research and Applications* 21(5):485-499. <https://doi.org/10.1002/rra.814>.
- Meza-S, A. M., J. Rubio-M., L. Gomez-Dias, and J. M. Walteros. 2012. Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del Río Chinchiná, Colombia. *Caldasia* 34(2):443-456.
- Mondy, C. P., and P. Usseglio-Polatera. 2013. Using conditional tree forests and life history traits to assess specific risks of stream degradation under multiple pressure scenario. *Science of the Total Environment* 461:750-760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.072>.
- Montes Arrondo, A. 2015. Diversidad taxonómica y funcional de invertebrados acuáticos en la Península Ibérica: patrones de distribución espacial. Tesis final de grado. Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco. País Vasco, España. Pp. 32.
- Molineri, C., E. G. Tejerina, S. E. Torrejon, E. J. I. Pero, and G. E. Hankel. 2020. Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. *Ecological Indicators* 108(2020). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105703>.
- Nessimian, J. L., E. M. Venticinqué, J. Zuanon, P. De Marco, M. Gordo, et al. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614(1):117-131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>.
- Olden, J. D., N. L. Poff, M. R. Douglas, M. E. Douglas, K. D. Fausch. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol Evol* 19:18-24. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>.
- Paerl, H. W., and T. G. Otten. 2013. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Environmental Microbiology* 65(4):995-1010. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>.
- Pallotinni, M., D. Cappelletti, A. Fabrizzi, E. Gaino, E. Goretti, R. Selvaggi, and R. Céréghino. 2016. Macroinvertebrate functional trait responses to chemical pollution in agricultural-industrial landscapes. *River Research and Applications* 33(4):505-513. <https://doi.org/10.1002/rra.3101>.
- Panis, L. I., B. Goddeeris, and R. Verheyen. 1995. The hemoglobin concentration of *Chironomus cf. plumosus* l. (Diptera: Chironomidae) larvae from two lentic habitats. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29(1):1-4. <https://doi.org/10.1007/BF02061785>.
- Paul, M. J., and J. L. Meyer. 2001. Streams in the urban environment. *Ann Rev Ecol Syst* 32:333-365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>.
- Pero, E. J. I., E. Casagrande, L. Cristóbal, A. Wottitz, and N. I. Gasparri. 2020a. Evaluación del déficit de bosques de ribera en Tucumán. *Ecología Austral* 30:484-496. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.3.0.1117>.
- Pero, E. J. I., G. E. Hankel, C. Molineri, and E. Domínguez. 2019. Correspondance between stream benthic macroinvertebrate assemblages and ecoregions in northwestern Argentina. *Freshwater Science* 38(1):64-76. <https://doi.org/10.1086/701467>.
- Pero, E. J. I., S. M. Georgieff, L. M. Gultemirian, F. Romero, G. E. Hankel, and E. Domínguez, E. 2020b. Ecoregions, climate, topography, physicochemical, or a combination of all: Which criteria are the best to define river types based on abiotic variables and macroinvertebrates in neotropical rivers? *Science of the Total Environment* 738:140303. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140303>.
- Pero, E. J. I., and P. A. Quiroga. 2019. Riparian and adjacent forest differ both in the humid mountainous ecoregion and

- the semiarid lowland. *Plant Ecology* 220(4):481-498. <https://doi.org/10.1007/s11258-019-00929-w>.
- Peters, R. H. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge University, UK. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511608551>.
- Poff, N. L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16(2):391-409. <https://doi.org/10.2307/1468026>.
- Pool, T. K., and J. D. Olden. 2012. Taxonomic and functional homogenization of an endemic desert fish fauna. *Diversity and Distributions* 18:366-376. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00836.x>.
- Quantum GIS Development Team. 2014. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. URL: [qgis.osgeo.org](http://qgis.osgeo.org).
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: [Rproject.org](http://Rproject.org).
- Reynaga, M. C. 2010. Los macroinvertebrados bentónicos de ríos subtropicales de montaña y la definición de sus rasgos biológicos. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán, Argentina. Pp. 126.
- Reynaga, M. C., and D. A. Dos Santos. 2012. Rasgos biológicos de macroinvertebrados de ríos subtropicales: patrones de variación a lo largo de gradientes ambientales espacio-temporales. *Ecología Austral* 22(2):112-120.
- Reynaga, M. C., and D. A. Dos Santos. 2013. Contrasting taxonomical and functional responses of stream invertebrates across space and time in a Neotropical basin. *Fundamental and Applied Limnology* 183(2):121-123. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2013/0501>.
- Ríos-Touma, B., C. Villamarín, G. Jijón, J. Cheka, G. Granda-Albuja, E. Bonifaz, and L. Guerrero-Latorre. 2022. Aquatic biodiversity loss in Andean urban streams. *Urban Ecosystems* 25:1619-1629. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01248-1>.
- Scotti, A., L. Füreder, T. Marsoner, U. Tappeiner, A. E. Stawinoga, and R. Botarin. 2020. Effects of land cover type on community structure and functional traits of alpine stream benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 65(3): 524-539. <https://doi.org/10.1111/fwb.13448>.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16(2):45-63. URL: [ecotropicos.saber.ula.ve](http://ecotropicos.saber.ula.ve).
- Serméño Chicas, J. M., D. Pérez, S. M. Muños Aguillón, L. Serrano Cervantes, A. W. Rivas Flores, and A. J. Monterrosa Urias. 2010. Metodología estandarizada de muestreo multi-hábitat de macroinvertebrados acuáticos mediante el uso de la Red "D" en ríos de El Salvador. Proyecto Universidad de El Salvador (UES)-Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES, San Salvador, El Salvador.
- Soria, F. J., C. Fandos, P. Scandaliaris, and J. I. Carreras Baldrés. 2016. Relevamiento satelital de los principales cultivos de Tucumán (2014/2015). *Avance Agroindustrial* 37(1):1-37. URL: [eeaac.gob.ar/?publicacion=av-37-1-9](http://eeaac.gob.ar/?publicacion=av-37-1-9).
- Utz, R. M., R. H. Hilderbrand, and D. M. Boward. 2009. Identifying regional differences in threshold responses of aquatic invertebrates to land cover gradients. *Ecological Indicators* 9:556-567. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.08.008>.
- Tomanova, S., and P. Usseglio-Polatera. 2007. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* 170(3):243-255. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2007/0170-0243>.
- Torti, M. J., S. I. Portela, and A. E. Andriulo. 2020. Phosphorus and nitrogen fractions during base flow conditions of a Pampean stream and their relationships with land use. *Ecología Austral* 30:331-343. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.3.0.1073>.
- Valcárcel Rojas, D. R. 2011. Evaluación de la degradación de ecosistemas dulceacuícolas en la cuenca baja del río Uctubamba (Amazonas-Perú) mediante el uso de macroinvertebrados bentónicos. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Perú. Pp. 80.
- Verdonschot, P. F., and O. Moog. 2006. Tools for assessing European streams with macroinvertebrates: major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia* 566(1):299-309. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0088-1>.
- Vörösmarty, C. J., P. B. McIntyre, M. O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, and P. M. Davies. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467(7315):555. <https://doi.org/10.1038/nature09440>.
- Withers, P. J. A., C. Neal, H. P. Jarvie, and D. G. Doody. 2014. Agriculture and Eutrophication: where do we go from here? *Sustainability* 6:5853-5875. <https://doi.org/10.1038/nature09440>.
- Wenger, S. J., A. H. Roy, C. R. Jackson, E. S. Bernhardt, T. L. Carter, S. Filoso, and J. L. Meyer. 2009. Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *Journal of the North American Benthological Society* 28(4):1080-1098. <https://doi.org/10.1899/08-186.1>.
- Wurtsbaugh, W. A., H. W. Paerl, and W. K. Doods. 2019. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 6(5):e1373. <https://doi.org/10.1002/wat2.1373>.