

Secretaría de Posgrado y Cooperación Internacional
Universidad Nacional de Río Cuarto

Anexo I (B)- DISPOSICIÓN SPyCI Nº 169/23 (24 abril de 2023)

Metadatos del/de la TF/TFI/TESIS

(se recomienda incorporar los metadatos en una página del/de la TF/TFI/Tesis)

- Título completo: *Integridad ecológica de sistemas fluviales con diferentes usos del suelo y análisis de la influencia de variables ambientales a múltiples escalas*
- Autor/es: Montilla, Victoria. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Palabras clave: Indicadores ecológicos/Variables ambientales/Escalas espaciales/Estrategias de gestión
- Resumen en español: Esta tesis doctoral tuvo por objetivo evaluar la integridad ecológica de sistemas fluviales de la cuenca Carcarañá en la provincia de Córdoba afectados por diferentes usos del suelo y analizar la influencia relativa de variables ambientales a escala de hábitat, de ribera y de paisaje. En un contexto regional caracterizado por la intensificación agrícola, forestaciones con especies exóticas y expansión urbana, se adoptó un enfoque multiescalar e integrador. Durante la primavera de 2021 y 2022 se relevaron 46 tramos distribuidos en cuenca alta y media-baja, valorando la integridad ecológica a través de un índice químico, índices bióticos y métricos, índices de calidad de ribera y del hábitat y métricas funcionales. Los resultados de la evaluación de la integridad ecológica evidenciaron diferencias entre cuenca alta y media-baja. Los tramos de cuenca alta mostraron juicios de calidad buenos y muy buenos en la mayoría de los índices evaluados, mientras que en cuenca media y baja presentaron principalmente una integridad ecológica degradada, lo cual se vio expresado en el índice de Integridad Ecológica de Ríos. Por otra parte, la calidad biótica respondió de manera diferencial según el sector de la cuenca y la escala analizada. En cuenca alta, la variación del índice BMWP se explicó principalmente por variables de ribera, destacándose la interacción entre erosión de bancos y vegetación nativa, lo que indicó un predominio de esta escala sobre hábitat y paisaje. En cuenca media-baja, en cambio, predominó la escala de hábitat fluvial, donde la conductividad y la composición del sustrato fueron las principales variables explicativas, mientras que a escala de paisaje el porcentaje de cultivos se asoció negativamente con la calidad biótica. Asimismo, la presencia de vegetación mixta mostró efectos negativos tanto a escala ribereña como de paisaje. En relación con el tamaño de buffer, en cuenca alta no se detectaron diferencias claras entre escalas espaciales, mientras que en cuenca media-baja los buffers ribereños de menor tamaño mostraron mayor capacidad explicativa, resaltando la importancia de la franja próxima al cauce. La integración de estos resultados permitió proponer un modelo conceptual multiescalar que vincula usos del suelo, estresores ambientales y respuestas bióticas, demostrando que la degradación ecológica emerge de la interacción jerárquica entre procesos locales y patrones del paisaje. En conjunto, el estudio aporta evidencia empírica clave para orientar estrategias de gestión y conservación basadas en la heterogeneidad espacial y la dinámica ecológica de la

cuenca.

- **Resumen en inglés:** This doctoral thesis aimed to assess the ecological integrity of fluvial systems within the Carcarañá River basin in the province of Córdoba affected by different land uses, and to analyze the relative influence of environmental variables at the habitat, riparian, and landscape scales. In a regional context characterized by agricultural intensification, afforestation with exotic species, and urban expansion, a multiscalar and integrative approach was adopted. During the spring of 2021 and 2022, 46 reaches distributed across the upper and middle-lower basin were surveyed, and ecological integrity was assessed using a chemical index, biotic and metric indices, riparian and habitat quality indices, and functional metrics. The results revealed differences between basin sectors: upper basin reaches showed good to very good quality ratings in most indices, whereas middle-lower basin reaches mainly exhibited degraded ecological integrity, as reflected in the Ecological Integrity River Index. Biotic quality responded differentially depending on basin sector and spatial scale. In the upper basin, variation in the BMWP index was primarily explained by riparian variables, particularly the interaction between bank erosion and native vegetation, indicating the predominance of this scale over habitat and landscape scales. In the middle-lower basin the fluvial habitat scale predominated, with conductivity and substrate composition as the main explanatory variables, and at the landscape scale the percentage of cropland was negatively associated with biotic quality; additionally, the presence of mixed vegetation showed negative effects at both riparian and landscape scales. Regarding buffer size, no clear differences among spatial scales were detected in the upper basin, whereas in the middle-lower basin smaller riparian buffers showed greater explanatory power, highlighting the importance of the strip adjacent to the channel. Overall, the integration of these findings allowed the proposal of a multiscalar conceptual model linking land use, environmental stressors, and biotic responses, demonstrating that ecological degradation emerges from the hierarchical interaction between local processes and landscape patterns. Overall, the study provides key empirical evidence to guide management and conservation strategies based on the spatial heterogeneity and the ecological dynamics of the basin.
- **Evaluated by pairs: SI**
- **Fecha:** 27/05/2026
- **Formato:** pdf
- **Idioma:** español
- **Financiamiento:** Este trabajo fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPyT, proyectos PICT-2018-013211 y PICT-2018-01315) y por la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Además con de contar con una Beca Interna Doctoral del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina, y con financiamiento de la Sociedad Entomológica Argentina (SEA) y la Sociedad Internacional de Limnología (SIL), mediante Tonolli Fund.
- **Condiciones de uso:** **CC BY-NC-SA**
- **Plazo solicitado de embargo (si corresponde):**meses (*máximo 24 meses*)

A modo de recordatorio y según consta en Régimen de Carreras de Posgrado se transcribe la leyenda que debe aparecer **OBLIGATORIAMENTE** en el/la TF/TFI/Tesis:

"Informo que, de acuerdo a lo que prescribe la **Ley N° 26.899**^(*) (2013), su Reglamento Operativo (Resolución 753-E/2016) y la Política Institucional de Acceso Abierto de la Universidad Nacional de Río Cuarto (Resolución del Consejo Superior N° 202/2021), **este documento es resultado del financiamiento total o parcial otorgado por el Estado Nacional, por lo tanto queda sujeto al cumplimiento de la Ley N° 26.899 y la Política Institucional de Acceso Abierto de la Universidad Nacional de Río Cuarto**".

() La Ley N° 26.899 define por financiamiento total o parcial con fondos públicos, a la inversión que el Estado realiza ya sea de forma directa, (como el pago de salarios, incentivos, subsidios, etc.), o indirecta (el acceso a bibliografía científica adquirida con fondos públicos, la utilización de la infraestructura de las instituciones y organismos, el uso de insumos y equipamientos, el financiamiento total o parcial de viajes, etc.) para el desarrollo de la actividad científica, tecnológica y de innovación.*



Victoria Montilla



UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICO-QUIMICAS Y NATURALES
INSTITUTO DE CIENCIAS DE LA TIERRA, BIODIVERSIDAD Y AMBIENTE (CONICET - UNRC)

Tesis para acceder al título de Doctora en Ciencias Biológicas

***Integridad ecológica de sistemas fluviales
con diferentes usos del suelo y análisis de la
influencia de variables ambientales a
múltiples escalas***

Lic. Victoria Montilla

Directora: Dra. Romina Elizabeth Principe

Co-Directora: Dr. Javier Andrés Marquez

Río Cuarto, 27 de Mayo de 2026

COMISIÓN ASESORA

Dra. María Laura Miserendino

CENTRO DE INVESTIGACIÓN ESQUEL DE MONTAÑA Y ESTEPA PATAGÓNICA (CIEMEP,
CONICET-UNPSJB)

Dra. Luciana Montalto

INSTITUTO NACIONAL DE LIMNOLOGÍA (INALI, CONICET-UNL)

Dr. Pablo Antonio Macchi

UNIVERSIDAD NACIONAL DE RIO NEGRO

DEFENSA ORAL Y PÚBLICA

Universidad Nacional de Río Cuarto, 27 de mayo de 2026

JURADO

Dra. María Laura Miserendino

Dra. Luciana Montalto

Dr. Pablo Antonio Macchi



INTEGRIDAD ECOLÓGICA DE SISTEMAS FLUVIALES CON DIFERENTES USOS DEL SUELO Y ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE VARIABLES AMBIENTALES A MÚLTIPLES ESCALAS



LIC. VICTORIA MONTILLA

**DIRECTORA: DRA. ROMINA E. PRINCIPE
CO-DIRECTOR: DR. JAVIER A. MARQUEZ**

2026

Tesis Doctoral

Doctorado en Ciencias Biológicas

Directora: Dra. Romina E. Principe

Co-director: Dr. Javier A. Marquez

Tribunal evaluador: Dra. Maria Laura Miserendino

Dra. Luciana Montalto

Dr. Pablo Antonio Macchi

Agradecimientos

Principal y especialmente a la Universidad Pública y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), bastiones fuertes de un país soberano, instituciones prestigiosas y respetables a nivel mundial, organismos colectivos que me han dado la posibilidad de cruzarme con personas maravillosas, sin la cual esta tesis no hubiese sido posible.

Este resultado es parte de un trabajo arduo, sigiloso, comprometido y apasionante por conocer los secretos de los ríos y obtener herramientas para cuidarlos y gestionarlos. No fue un trabajo individual, nació en el seno de un equipo fuertemente comprometido con la enseñanza democrática y la ciencia de calidad. Fue el resultado gestante de instituciones, docentes, compañeros, amigos, familiares, directores y jurados que abrieron las alas de este proyecto y permitieron que camine, vuele y navegue por las entrañas de la cuenca Carcarañá.

A todos ellos, mi gratitud profunda. Esta tesis es también suya, porque la ciencia que aquí se expresa es el resultado de una red colaborativa, sostenida por la educación pública, el trabajo compartido y la convicción de que el conocimiento transforma a la sociedad y da herramientas para nuestros territorios. Que este trabajo sea, entonces, una pequeña contribución a la defensa de la Universidad Pública, a la Ciencia Argentina y a los ríos que nos enseñan, día a día, que todo fluye y se transforma cuando existe comunidad y pasión.

Gracias por ser sostén. Gracias por formar parte.

Resumen

Esta tesis doctoral tuvo por objetivo evaluar la integridad ecológica de sistemas fluviales de la cuenca Carcarañá en la provincia de Córdoba afectados por diferentes usos del suelo y analizar la influencia relativa de variables ambientales a escala de hábitat, de ribera y de paisaje. En un contexto regional caracterizado por la intensificación agrícola, forestaciones con especies exóticas y expansión urbana, se adoptó un enfoque multiescalar e integrador. Durante la primavera de 2021 y 2022 se relevaron 46 tramos distribuidos en cuenca alta y media-baja, valorando la integridad ecológica a través de un índice químico, índices bióticos y métricos, índices de calidad de ribera y del hábitat y métricas funcionales. Los resultados de la evaluación de la integridad ecológica evidenciaron diferencias entre cuenca alta y media-baja. Los tramos de cuenca alta mostraron juicios de calidad buenos y muy buenos en la mayoría de los índices evaluados, mientras que en cuenca media y baja presentaron principalmente una integridad ecológica degradada, lo cual se vio expresado en el índice de Integridad Ecológica de Ríos. Por otra parte, la calidad biótica respondió de manera diferencial según el sector de la cuenca y la escala analizada. En cuenca alta, la variación del índice BMWP se explicó principalmente por variables de ribera, destacándose la interacción entre erosión de bancos y vegetación nativa, lo que indicó un predominio de esta escala sobre hábitat y paisaje. En cuenca media-baja, en cambio, predominó la escala de hábitat fluvial, donde la conductividad y la composición del sustrato fueron las principales variables explicativas, mientras que a escala de paisaje el porcentaje de cultivos se asoció negativamente con la calidad biótica. Asimismo, la presencia de vegetación mixta mostró efectos negativos tanto a escala ribereña como de paisaje. En relación con el tamaño de buffer, en cuenca alta no se detectaron diferencias claras entre escalas espaciales, mientras que en cuenca media-baja los buffers ribereños de menor tamaño mostraron mayor capacidad explicativa, resaltando la importancia de la franja próxima al cauce. La integración de estos resultados permitió proponer un modelo conceptual multiescalar que vincula usos del suelo, estresores ambientales y respuestas bióticas, demostrando que la degradación ecológica emerge de la interacción jerárquica entre procesos locales y patrones del paisaje. En conjunto, el estudio aporta evidencia empírica clave para orientar estrategias de gestión y conservación basadas en la heterogeneidad espacial y la dinámica ecológica de la cuenca.

Abstract

This doctoral thesis aimed to assess the ecological integrity of fluvial systems within the Carcarañá River basin in the province of Córdoba affected by different land uses, and to analyze the relative influence of environmental variables at the habitat, riparian, and landscape scales. In a regional context characterized by agricultural intensification, afforestation with exotic species, and urban expansion, a multiscale and integrative approach was adopted. During the spring of 2021 and 2022, 46 reaches distributed across the upper and middle-lower basin were surveyed, and ecological integrity was assessed using a chemical index, biotic and metric indices, riparian and habitat quality indices, and functional metrics. The results revealed differences between basin sectors: upper basin reaches showed good to very good quality ratings in most indices, whereas middle-lower basin reaches mainly exhibited degraded ecological integrity, as reflected in the Ecological Integrity River Index. Biotic quality responded differentially depending on basin sector and spatial scale. In the upper basin, variation in the BMWP index was primarily explained by riparian variables, particularly the interaction between bank erosion and native vegetation, indicating the predominance of this scale over habitat and landscape scales. In the middle-lower basin the fluvial habitat scale predominated, with conductivity and substrate composition as the main explanatory variables, and at the landscape scale the percentage of cropland was negatively associated with biotic quality; additionally, the presence of mixed vegetation showed negative effects at both riparian and landscape scales. Regarding buffer size, no clear differences among spatial scales were detected in the upper basin, whereas in the middle-lower basin smaller riparian buffers showed greater explanatory power, highlighting the importance of the strip adjacent to the channel. Overall, the integration of these findings allowed the proposal of a multiscale conceptual model linking land use, environmental stressors, and biotic responses, demonstrating that ecological degradation emerges from the hierarchical interaction between local processes and landscape patterns. Overall, the study provides key empirical evidence to guide management and conservation strategies based on the spatial heterogeneity and the ecological dynamics of the basin.

Índice general

Agradecimientos	2
Resumen	3
Abstract	4
Índice general	5
Índice de tablas	8
Índice de figuras	12
Estructura de la tesis	18
Capítulo I - Antecedentes, objetivos y área de estudio	19
Introducción	20
Objetivos	24
Área de estudio	25
Capítulo II – Indicadores Ecológicos	34
Introducción	35
Objetivo específico	39
Metodología de campo	39
Metodología de laboratorio	42
Análisis de datos	44
Resultados	53
1) <i>Índice físico-químico</i>	53
2) <i>Índices bióticos</i>	54
3) <i>Índice de Ribera y Hábitat</i>	65
4) <i>Índice de Estado Ecológico (ECOINTRI)</i>	67
5) <i>Métricos funcionales</i>	67
Discusión	69

Capítulo III – Variables ambientales	79
Introducción	80
Objetivo específico	84
Hipótesis y predicciones	84
Metodología	85
Análisis de datos	90
Resultados	94
1) <i>Variables a escala de hábitat fluvial</i>	94
2) <i>Variables a escala de ribera</i>	106
3) <i>Variables a escala de paisaje</i>	114
Discusión	122
Capítulo IV – Escalas espaciales	137
Introducción	138
Objetivos específicos	140
Hipótesis y predicciones	140
Metodología	141
Análisis de datos	141
Resultados	143
Discusión	149
Capítulo V – Estrategias de gestión	154
Introducción	155
Objetivo específico	156
Metodología	156
Resultados	161

Consideraciones finales	166
Bibliografía	171
Anexos	198

Índice de tablas

Tabla 1.	Ubicación geográfica y códigos de los sitios de estudio en los tramos de cuenca alta, media y baja de las subcuencas del río Ctlamochita y del río Chocancharava y de la cuenca del colector principal Carcarañá (Córdoba, Argentina).	31
Tabla 2.	Variables indicadoras con su unidad de media (U), peso relativo (P) y normalización para el cálculo del subíndice de calidad del agua ICA.	45
Tabla 3.	Conversión de valores de Índice de Calidad Ambiental (ICA) en juicios de calidad.	46
Tabla 4a.	Cálculo de los valores del IBC para zonas de ritron.	47
Tabla 4b.	Cálculo de los valores del IBC para zona de potamon.	47
Tabla 5.	Juicio de calidad del agua basado en la sumatoria de puntajes para los índices IBC, BMWP y ASPT de la región.	48
Tabla 6.	Listado de métricos testeados en tramos preservados y degradados de la cuenca Carcarañá, durante los años 2021 y 2022, mostrando la respuesta esperada a las perturbaciones (Barbour et al. 1999).	50
Tabla 7.	Conversión de valores de los índices métricos en clase y juicio de calidad.	51
Tabla 8.	Conversión de valores del Índice de Calidad del Bosque de Ribera en juicio de calidad (Corigliano 2008).	51
Tabla 9.	Índice de calidad ambiental que combina resultados de ICA + BMWP.	52
Tabla 10.	ECOINTRI, Índice de Integridad Ecológica de los Ríos combinando la calidad de ICA + BMWP y CBR.	52
Tabla 11.	Rango de los valores de los métricos que reflejaron diferencias entre los dos tipos de condiciones, divididos en cuartiles y el puntaje asignado a cada uno de ellos.	64
Tabla 12.	Coeficientes de correlación de Spearman de los índices descriptores de la comunidad de macroinvertebrados en cuenca alta. $\ast=p < 0,05$. En negrita se señalan los descriptores seleccionados para ser incluidos en los GLMs como variables respuesta.	91
Tabla 13.	Coeficientes de correlación de Spearman de los índices descriptores de la comunidad de macroinvertebrados en cuenca media-baja completa. $\ast=p < 0,05$. En negrita se señalan los descriptores seleccionados para ser incluidos en los GLMs como variables respuesta.	91
Tabla 14.	Coeficientes de correlación de Spearman de los índices descriptores de la comunidad de macroinvertebrados en la subcuenca media-baja Ctlamochita. $\ast=p < 0,05$. En negrita se señal los descriptores seleccionados para correr los GLMs.	92

Tabla 15.	Coeficientes de correlación de Spearman de los índices descriptores de la comunidad de macroinvertebrados en la subcuenca media-baja Chocancharava. *= $p < 0,05$. En negrita se señalan los descriptores seleccionados para correr los GLMs.	92
Tabla 16.	Distribución y familia de distribución utilizada en los modelos GLM ajustados para los indicadores bióticos.	93
Tabla 17.	Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP, Abundancia de colectores de depósito y % de Díptera en cuenca alta a escala de hábitat, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 18, 19 y 20.	97
Tabla 18.	Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP y % de Depredadores en cuenca media-baja Ctlamochita a escala de hábitat, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo más consistente ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,00$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 24 y 25.	101
Tabla 19.	Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP y % de Depredadores en cuenca media baja Chocancharava a escala de hábitat, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,00$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 28 y 29.	105
Tabla 20.	Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP, Abundancia de colectores de depósito y % de Díptera en cuenca alta del río Carcarañá a escala de ribera, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 34, 35 y 36.	109

Tabla 21.	Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP y % de Depredadores en cuenca media baja del río Carcarañá a escala de ribera, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,00$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 39 y 40.	113
Tabla 22.	Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP, Abundancia de colectores de depósito y % de Diptera en cuenca alta del río Carcarañá a escala de paisaje, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 45, 46 y 47.	117
Tabla 23.	Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP y % de Depredadores en cuenca media-baja del río Carcarañá a escala de paisaje, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,00$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 50 y 51.	120
Tabla 24.	Variables explicativas del índice BMWP a distintas escalas espaciales. Se muestran las variables incluidas en el mejor modelo ($\Delta AICc = 0$) para cada combinación de escala espacial y sector de la cuenca. El signo (+/-) indica la dirección del efecto del coeficiente estandarizado sobre el índice BMWP.	142
Tabla 25.	Comparación de modelos correspondientes a distintas escalas ecológicas (hábitat, ribera y paisaje) para la cuenca alta, basada en el Criterio de Información de Akaike.	144
Tabla 26.	Comparación de modelos correspondientes a distintos tamaños de buffer para la cuenca alta, basada en el Criterio de Información de Akaike.	144
Tabla 27.	Comparación de modelos correspondientes a distintas escalas ecológicas (hábitat, ribera y paisaje) para la subcuenca Ctalamochita, basada en el Criterio de Información de Akaike.	146

Tabla 28.	Comparación de modelos correspondientes a distintas escalas ecológicas (hábitat, ribera y paisaje) para la subcuenca Chocancharava, basada en el Criterio de Información de Akaike.	146
Tabla 29.	Comparación de modelos correspondientes a distintos tamaños de buffer para la cuenca media-baja, basada en el Criterio de Información de Akaike.	147
Tabla 30.	Síntesis de los modelos con mayor soporte estadístico para cada indicador biótico a distintas escalas espaciales.	161

Índice de figuras

Figura 1.	Dimensiones de la integridad ecológica.	22
Figura 2.	Mapa de la cuenca Carcarañá en la Provincia de Córdoba, Argentina.	26
Figura 3.	Mapa de la subcuenca Ctlamochita, con los respectivos tramos de estudio.	27
Figura 4	Mapa de la subcuenca Chocancharava, con los respectivos tramos de estudio.	28
Figura 5	Mapa de la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Córdoba, con localización de los sitios de muestreo e imágenes representativas de algunos tramos de estudio. Se muestran sectores de la subcuenca Ctlamochita (CT-1 y CT-4: cuenca alta; CT-17 y CT-24: cuenca media), de la subcuenca Chocancharava (CH-2 y CH-4: cuenca alta; CH-8 y CH-11: cuenca media) y de la cuenca baja del Carcarañá (CA-1 y CA-4).	33
Figura 6.	Relevamiento de indicadores: (A) físico-químicos, (B) biológicos, (C) de ribera y (D y E) funcionales durante la primavera de 2021 y 2022.	42
Figura 7.	Metodología de laboratorio empleada para el (A) procesamiento e identificación de macroinvertebrados, (B y C) estimación del metabolismo fluvial, (D) cuantificación de clorofila a y (E) determinación del peso seco remanente.	44
Figura 8.	Valoración del ICA en la subcuenca Ctlamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicado según la coloración de los rangos de valor: rojo (<25) calidad muy mala, naranja (>25-50) calidad mala, amarillo (>50-70) calidad moderada, verde (>70-90) calidad buena, y azul (>90-100) calidad muy buena.	54
Figura 9.	Valoración del IBC en la subcuenca Ctlamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicado según la coloración de los rangos de valor: rojo (1-2-3) calidad pésima, naranja (4-5) calidad mala, amarillo (6-7) calidad moderada, verde (8-9) calidad buena, y azul (10-11-12...) calidad muy buena.	55
Figura 10.	Valoración del BMWP en la subcuenca Ctlamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicado según la coloración de los rangos de valor: rojo (≤ 15) calidad pésima, naranja (16-35) calidad mala, amarillo (6-7) calidad moderada, verde (8-9) calidad buena, y azul (10-11-12-etc.) calidad muy buena.	56

Figura 11.	Valoración del ASPT en la subcuenca Ctlamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicado según la coloración de los rangos de valor: rojo (0-1,87) calidad pésima, naranja (1.88-2,74) calidad mala, amarillo (2,75-3,62) calidad moderada, verde (3,63-4,50) calidad buena, y azul (>4,50) calidad muy buena.	57
Figura 12.	Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Riqueza en bentos de cuenca alta, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.	58
Figura 13.	Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Composición en bentos de cuenca alta, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.	59
Figura 14.	Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Roles Tróficos en bentos de cuenca alta, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.	60
Figura 15.	Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Tolerancia e Intolerancia en bentos de cuenca alta, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.	61
Figura 16.	Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Riqueza en bentos de cuenca media-baja, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.	61
Figura 17.	Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Composición en bentos de cuenca media-baja, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.	62
Figura 18.	Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Roles Tróficos en bentos de cuenca media-baja, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.	63
Figura 19.	Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Tolerancia e Intolerancia en bentos de cuenca media-baja, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.	64
Figura 20.	Valoración de los métricos en la subcuenca Ctlamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicado según la coloración del porcentaje de cambio: rojo (0-25) severamente deteriorado, amarillo (25-50) moderadamente deteriorado, verde (50-75) poco deteriorado, y azul (75-100) no deteriorado.	65

Figura 21.	Valoración del índice CBR en la subcuenca Ctalamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva indicación según la coloración de los rangos de valor: rojo (≤ 25) pésima, naranja (30-50) mala, amarillo (55-70) moderada, verde (75-90) buena, y azul (> 95) muy buena.	66
Figura 22.	Valoración del IIH en la subcuenca Ctalamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicada según la coloración de los rangos de valor: rojo ($\leq 0,33$) degradado, amarillo ($0,33 < \text{IIH} \leq 0,66$) moderadamente degradado, y azul ($> 0,66$) preservado.	66
Figura 23.	Área de la cuenca Carcarañá con los tramos de estudio coloreados con los correspondientes juicios de calidad del índice ECOINTRI.	67
Figura 24.	Valores de los métricos pertenecientes a cuenca alta medidos en primavera del 2022. Se muestra el poder discriminatorio de los dos tipos de tramos evaluados mediante el IIH. Rojo: degradado y Azul: preservado.	68
Figura 25.	Valores de los métricos pertenecientes a cuenca media baja medidos en primavera del 2021. Se muestra el poder discriminatorio de los dos tipos de tramos evaluados mediante el IIH. Rojo: degradado y Azul: preservado.	69
Figura 26.	Naturaleza jerárquica de los ríos desde la escala espacial más grande de paisaje a la escala más pequeña de hábitat o tramo (Modificado de Allan 2004).	81
Figura 27.	Metodología de laboratorio empleada para la (A) medición de sólidos sedimentables, y metodología de campo para la evaluación de: (B) variables hidráulicas, (C) composición porcentual granulométrica del sustrato y (D) determinación de metales pesados en agua.	87
Figura 28.	Ejemplo de mapa de cobertura de uso del suelo manual con el programa ArcGis Pro 2.4 para escala de ribera (buffer 100 m) en el sitio de estudio de cuenca media CT-19.	89
Figura 29.	Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables ambientales a escala de hábitat en la cuenca alta del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican las distintas subcuencas ($\bullet$ = CT y $\triangle$ = CH). Las flechas representan las variables ambientales; aquellas resaltadas en celeste corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).	96
Figura 30.	Gráficos de predicción de los efectos parciales de las variables explicativas incluidas en los modelos lineales generalizados (GLM) seleccionados para escala de hábitat en cuenca alta. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada	98

corresponde al intervalo de confianza del 95%. Cada panel muestra el efecto de una variable explicativa, manteniendo constantes el resto de los predictores del modelo.

Figura 31.	Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables ambientales a escala de hábitat en la cuenca media- baja del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican las distintas cuencas (● = CT, △ = CH, ■ = CA). Las flechas representan las variables ambientales; aquellas resaltadas en celeste corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).	99
Figura 32.	Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables ambientales a escala de hábitat en la subcuenca del río Ctlamochita. Las flechas representan las variables ambientales; aquellas resaltadas en celeste corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).	100
Figura 33.	Gráfico de predicción de los efectos parciales de las variables explicativas incluidas en el GLMs seleccionado a escala de hábitat para la subcuenca Ctlamochita para el BMWP. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%. Cada panel muestra el efecto de una variable explicativa, manteniendo constantes el resto de los predictores del modelo.	102
Figura 34.	Mapa de predicciones del modelo GLM seleccionado para el métrico % de Depredadores en función del Magnesio y la Conductividad. Los colores indican los valores del % de Depredadores predicho por el modelo lineal generalizado con interacción entre ambas variables, mientras que las isolíneas grises representan combinaciones equivalentes del % de Depredadores. Las variables se muestran en escala estandarizada.	103
Figura 35.	Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables ambientales a escala de hábitat en la subcuenca del río Chocancharava. Las flechas representan las variables ambientales; aquellas resaltadas en celeste corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).	104
Figura 36.	Gráfico de predicción de los efectos parciales de las variables explicativas incluidas en el GLMs seleccionado a escala de hábitat para la subcuenca Chocancharava para el porcentaje de depredadores. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%. Cada panel muestra el efecto de una variable explicativa, manteniendo constantes el resto de los predictores del modelo.	106

Figura 37.	Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables a escala de ribera en la cuenca alta del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican las distintas subcuencas (● = CT y △ = CH). Las flechas representan las variables a escala de ribera; aquellas resaltadas en verde corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).	107
Figura 38.	Mapa de predicciones del modelo GML seleccionado para del índice BMWP en función de la vegetación nativa ribereña (30 m) y la erosión del banco en cuenca alta. Los colores indican los valores de BMWP predicho por el modelo lineal generalizado con interacción entre ambas variables, mientras que las isolíneas grises representan combinaciones equivalentes de BMWP. Las variables se muestran en escala estandarizada.	110
Figura 39.	Gráficos de predicción de los efectos parciales de las variables explicativas incluidas en los modelos lineales generalizados (GLM) seleccionados para escala de ribera en cuenca alta. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%.	111
Figura 40.	Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables a escala de ribera en la cuenca media baja del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican los tributarios y el colector principal (● = CT, △ = CH, ■ = CA). Las flechas representan las variables a escala de ribera; aquellas resaltadas en verde corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).	112
Figura 41.	Gráfico de predicción de los efectos parciales de la variable explicativa BMWP incluida en el modelo lineal generalizados (GLM) seleccionado para escala de ribera en cuenca media-baja. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%.	114
Figura 42.	Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables a escala de paisaje en la cuenca alta del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican las distintas subcuencas (● = CT y △ = CH). Las flechas representan las variables a escala de paisaje; aquellas resaltadas en naranja corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).	115
Figura 43.	Gráficos de predicción de los efectos parciales de las variables explicativas incluidas en los modelos lineales generalizados (GLM) seleccionados para escala de paisaje en cuenca alta. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%.	118

Figura 44.	Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables a escala de paisaje en la cuenca media baja del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican las distintas cuencas (● = CT, △ = CH, ■ = CA). Las flechas representan las variables a escala de paisaje; aquellas resaltadas en naranja corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).	119
Figura 45.	Gráfico de predicción de los efectos parciales de la variable explicativa BMWP incluida en el modelo lineal generalizados (GLM) seleccionado para escala de paisaje en cuenca media baja. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%.	121
Figura 46.	Mapa de predicciones del modelo GLM seleccionado para el métrico % de depredadores en función del % de urbanización en buffer de 1,2 km y % de cultivo en buffer de 1,2 km en cuenca media-baja. Los colores indican los valores de BMWP predicho por el modelo lineal generalizado con interacción entre ambas variables, mientras que las isolíneas grises representan combinaciones equivalentes de % de depredadores. Las variables se muestran en escala estandarizada.	122
Figura 47.	Partición de la varianza del índice BMWP en la cuenca alta considerando cuatro tamaños de buffer (30 m, 60 m, 200 m y 600 m). Los valores corresponden a fracciones de R^2 ajustado; las fracciones negativas no se muestran. La proporción de variación no explicada se indica como residuo.	145
Figura 48.	Partición de la varianza del índice BMWP en la cuenca media-baja considerando cuatro tamaños de buffer (50 m, 100 m, 600 m y 1,2 km). Los valores corresponden a fracciones de R^2 ajustado; las fracciones negativas no se muestran. La proporción de variación no explicada se indica como residuo.	148
Figura 49.	Modelo conceptual de las relaciones entre estresores ambientales, variable respuesta, contribuciones de la naturaleza a las personas y posibles puntos de intervención de manejo en el ecosistema de la cuenca del río Carcarañá. Los factores estresantes se muestran como círculos (naranja: escala de paisaje, verde: escala de ribera, celeste: escala de hábitat), las contribuciones de la naturaleza a las personas se muestran como rectángulos lilas, y las posibles estrategias de manejo como rectángulos amarillos. Las flechas punteadas muestran interacciones secundarias, mientras que las flechas continuas muestran interacciones principales.	163

ESTRUCTURA DE LA TESIS



ANTECEDENTES, OBJETIVOS Y ÁREA DE ESTUDIO

El capítulo presenta el marco conceptual la tesis y describe el área de estudio, detallando la selección de los tramos de estudio para evaluar la integridad ecológica del sistema fluvial.

01.

INDICADORES ECOLÓGICOS

Aquí se aborda la evaluación de la integridad ecológica de la cuenca, desarrollando y aplicando un conjunto de indicadores físico-químicos (ICA), bióticos (IBC, BMWP, ASPT e índice multimétrico), de ribera y hábitat (CBR e IIH) y funcionales (metabolismo, clorofila a y descomposición).

02.

VARIABLES AMBIENTALES

Este capítulo proporciona una metodología detallada con los respectivos resultados sobre la selección de las variables ambientales, de ribera y paisaje que más influyen sobre la calidad del sistema fluvial.

03.

ESCALAS ESPACIALES

En este capítulo se identifica la escala espacial con mayor influencia sobre la calidad biótica de la cuenca y se determina el tamaño de buffer que explica mejor la variación de dicha calidad.

04.

ESTRATEGIAS DE GESTIÓN

En esta ultima sección se integran los resultados obtenidos en los capítulos anteriores y se propone un marco conceptual de gestión del agua para la cuenca Carcarañá.

05.

CAPÍTULO I

Antecedentes, objetivos y
área de estudio



Introducción

Los sistemas acuáticos son recursos naturales que ofrecen numerosas contribuciones a la sociedad (Ferreira *et al.* 2023b). Constituyen una fuente primordial de agua para consumo, energía y otros recursos naturales, haciendo posible el desarrollo agrícola, industrial y urbano moderno. Además, la biodiversidad de agua dulce también propicia una gran cantidad de contribuciones a la sociedad (comida, salud, recursos genéticos, bienes materiales, culturales, aportes a la educación) y participa en la purificación del agua y en el ciclado de nutrientes (Lynch *et al.* 2023).

Sin embargo, actualmente la degradación de los sistemas acuáticos y la pérdida de su biodiversidad ocurren más rápidamente que en cualquier otro ecosistema (Paredes *et al.* 2019; Reid *et al.* 2019). Las amenazas y las fuentes impulsoras de la pérdida de su biodiversidad y de su funcionalidad son muy complejas y están interrelacionadas (Bernhardt *et al.* 2022). Diferentes intervenciones antrópicas pueden amenazar a los ecosistemas acuáticos: obras de ingeniería, contaminación química y orgánica, invasión de especies exóticas, amenazas emergentes como el cambio climático, salinización, extracción de áridos, contaminación por microplásticos y cambios en el uso del suelo. Estas intervenciones modifican las características físicas y químicas del agua, afectando la biota y el funcionamiento de los sistemas fluviales (Reid *et al.* 2019; Dudgeon 2019; Koehnken *et al.* 2020).

Los cambios en el uso del suelo, desde bosques naturales hasta paisajes gestionados por el ser humano (e.g., agricultura y urbanización), se encuentran entre los impactos humanos más generalizados y amenazantes en el planeta (IPBES 2019). En la región central de Argentina, numerosos estudios han reportado que la intensificación del uso de la tierra con objetivos productivos ha llevado al deterioro de la biodiversidad, pérdida de hábitat y a la consecuente alteración de la estructura y del funcionamiento de los ecosistemas (e.g. Gavier-Pizarro *et al.* 2012; Cortelezzi *et al.* 2015; Principe *et al.* 2015; Licursi *et al.* 2016; Gómez *et al.* 2017; Rodríguez *et al.* 2025).

Las prácticas agropecuarias constituyen una de las actividades humanas en continua expansión y están siempre asociadas a ríos y arroyos. El agua se utiliza para riego y consumo produciendo modificaciones en los paisajes naturales (Viglizzo *et al.*

2011). Además, se generan varios tipos de contaminantes, cuyo impacto sobre los cursos de agua es difícil de evaluar porque constituyen fuentes de contaminación difusa (Vilches *et al.* 2014; Nsenga Kumwimba *et al.* 2023). Fertilizantes, pesticidas, metales pesados y microplásticos son algunos de los contaminantes emergentes que más relevancia han tomado en asociación con este tipo de uso de suelo (Rehm *et al.* 2021; Borges *et al.* 2021; Shah & Parveen 2022; Kumar *et al.* 2023). La intensidad, el tipo de gestión agrícola y el estado de conservación ribereño también influyen en cómo estos factores de estrés impactan sobre la biodiversidad acuática (De Mello *et al.* 2020).

Por otro lado, la conversión de pasturas naturales a plantaciones de árboles exóticos es una modificación del uso del suelo que está causando pérdidas significativas de biodiversidad y servicios ecosistémicos a nivel mundial (Martínez-Lanfranco *et al.* 2022; Repeto-Deudero *et al.* 2024). La implantación de bosques en pastizales produce cambios notables en los ríos y arroyos de las cuencas forestadas modificando la escorrentía superficial y los regímenes de caudal y aportando grandes cantidades de materia orgánica gruesa a los cursos de agua (Neary y Levia 2020; Larrañaga *et al.* 2021). De esta forma, se produce un cambio importante en la abundancia y calidad de los recursos, afectando en consecuencia, la estructura de las comunidades acuáticas (Cibils-Martina *et al.* 2017; Marquez *et al.* 2025). Asimismo, la cosecha de las plantaciones genera numerosas modificaciones adicionales: aumento de la cantidad de materia orgánica sobre el lecho, aumento de la erosión y sedimentación y modificaciones en la hidrología y morfología del canal (Picchio *et al.* 2021; Peil *et al.* 2025).

Por su parte, la urbanización es la actividad humana con mayor impacto sobre el medio ambiente, los ecosistemas y la biodiversidad a nivel global y se espera que se acreciente en las próximas décadas (Elmqvist *et al.* 2016; Simkin *et al.* 2022; UN DESA 2022). Durante el proceso de urbanización, a medida que las áreas edificadas se expanden, la tasa y magnitud de deposición de contaminantes aumenta, y se reconocen cambios en las características ambientales (Simon *et al.* 2016; Andrade-Núñez & Aide 2018; Patra *et al.* 2018). En particular, los ambientes acuáticos de los centros urbanos sufren un incremento en la descarga de sedimentos, aumentos en la contaminación por metales, alteraciones del régimen hidrológico y pérdida de la calidad del agua causada por el vertido de efluentes domésticos e industriales (McGrane 2016; Messenger *et al.*

2021; Park *et al.* 2021). Incluso ya se han reportado efectos negativos sobre la biodiversidad acuática, induciendo la homogenización biótica (Gál *et al.* 2019; Westman & Martin 2025).

Debido a que cualquier alteración a nivel de paisaje afecta a los sistemas fluviales, la integridad ecológica expresada por los bioindicadores, junto con los parámetros físico-químicos y del hábitat y de la ribera, permiten evidenciar las consecuencias de las acciones humanas sobre la cuenca (Giorgi *et al.* 2022). De esta forma, la integridad del ecosistema acuático se puede dividir en esas dimensiones: biótica, física-química y de hábitat y de la ribera (Figura 1). Así mientras la integridad biótica proporciona una visión global del estado del sistema, el daño a la integridad abiótica suele ser la principal fuerza impulsora de las disminuciones del nivel de integridad (Wang 2024). La integridad también se puede dividir en tres categorías: estructura, función y proceso, siendo este último la base misma de la integridad.

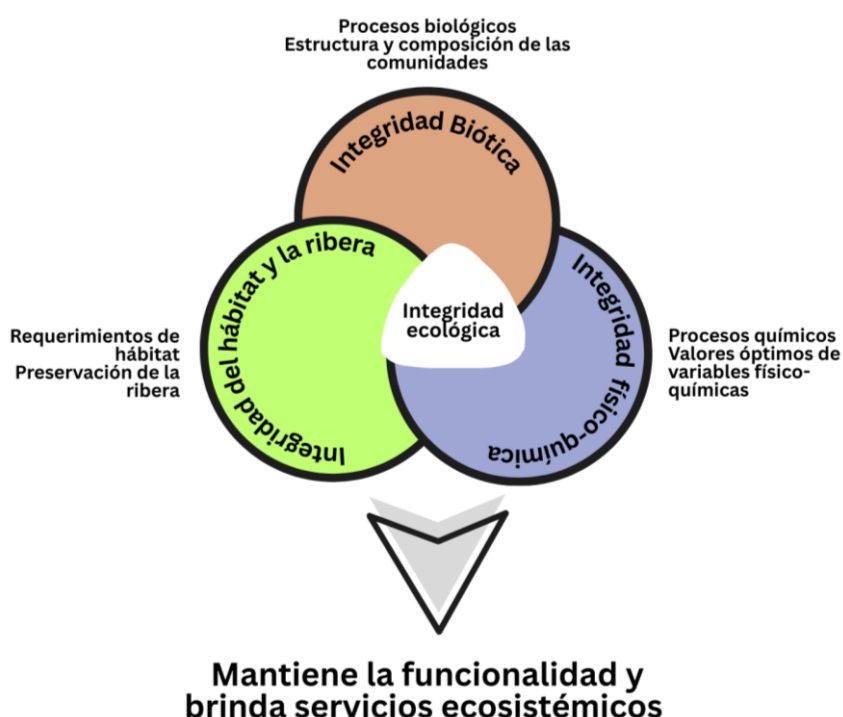


Figura 1. Dimensiones de la integridad ecológica.

La integridad ecológica se considera un concepto holístico que brinda información sobre el estado de conservación de los ecosistemas y en consecuencia permite proponer medidas de restauración en los casos necesarios (Vickerman & Kagan 2014; Karr *et al.*

2022). Se define como el mantenimiento de la diversidad biológica y los procesos asociados, por lo que la degradación de esta integridad involucra el empobrecimiento de la biota y la reducción sistemática de la capacidad de mantener el funcionamiento de los ecosistemas y, en consecuencia, los servicios que proveen (Wang 2024). De esta forma, el concepto se ha consolidado como un marco de referencia para diseñar y ejecutar estrategias de monitoreo a múltiples escalas, y como fundamento para orientar con base científica las acciones de conservación y planificación de los usos del territorio (Wurtzebach & Schultz 2016; Karr *et al.* 2022).

En este contexto, la aplicación del concepto de integridad ecológica en ambientes acuáticos de Argentina ha permitido evaluar el grado de deterioro de sistemas asociados a áreas productivas o urbanizadas mediante distintos indicadores en determinadas regiones del país (Rocha *et al.* 2020; Domínguez *et al.* 2021). Sin embargo, la información disponible acerca de la calidad del agua en los ríos y arroyos resulta parcial y dispersa, y esta limitación se acentúa cuando se trata de evaluar el estado ecológico mediante la integración de distintos indicadores. Si bien en algunas regiones se cuenta con datos sobre la hidrología, la composición química del agua, la respuesta de diversos bioindicadores y el estado de las franjas ribereñas, estos antecedentes aún no se articulan de manera conjunta (Giorgi *et al.* 2022). Asimismo, aún es fragmentario el conocimiento acerca de la escala con mayor influencia sobre la calidad del recurso y sobre las variables asociadas a los distintos usos de la tierra que deben considerarse para el manejo de estos sistemas (Stets *et al.* 2020).

En el área central de Argentina, la cuenca del río Carcarañá abarca unos 48000 km² e incluye un amplio espectro de usos del suelo. En esta cuenca se han realizado estudios para evaluar el efecto de las actividades antrópicas sobre la calidad del agua utilizando diferentes comunidades como indicadoras (Gualdoni & Oberto 1998; Boccolini *et al.* 2006; Corigliano *et al.* 2008; Principe *et al.* 2010; Gualdoni *et al.* 2011; Cibils *et al.* 2015). No obstante, es necesario profundizar la información acerca del uso conjunto de variables estructurales (de comunidad), físico-químicas, funcionales (de procesos) y de ribera.

En este estudio se utilizará la experiencia adquirida en el equipo de trabajo en la elaboración y aplicación de índices de calidad, para la valoración de la integridad ecológica en diferentes tramos de la cuenca Carcarañá sometidos a distintos usos de la tierra. El estudio abordará un análisis a escala de hábitat, de ribera y de paisaje, para la identificación de la escala y las variables asociadas a los distintos usos del suelo que ejercen mayor influencia sobre la calidad de los cursos de agua, considerando que la preservación del recurso requiere el desarrollo de estrategias de uso sustentable no solamente a escala local sino también a escala de cuenca (Cai & Zhang 2018). Esto plantea el desafío de proponer estrategias de manejo más apropiadas en las cuales converjan objetivos de conservación del recurso acuático junto con el desarrollo de las ciudades y de sistemas productivos sustentables.

El registro de la calidad de los sistemas acuáticos de la cuenca Carcarañá permitirá proponer estrategias de manejo y ordenamiento del territorio tendientes a mejorar las prácticas productivas reduciendo el impacto sobre los sistemas naturales, y a aplicar políticas efectivas para la evaluación de riesgos y la definición de escenarios de manejo alternativos (Golfieri *et al.* 2018). Desarrollar sistemas de observación y monitoreo a largo plazo y a diferentes escalas espaciales para lograr una mejor comprensión del sistema fluvial es un desafío importante para los próximos años (De Mello *et al.* 2023). De esta forma, esta propuesta contribuirá generando la información técnica requerida para lograr los consensos necesarios para una gestión adecuada del recurso hídrico.

Objetivos

Objetivo general:

Evaluar la integridad ecológica de sistemas fluviales de la cuenca Carcarañá en la provincia de Córdoba afectados por diferentes usos del suelo y analizar la influencia relativa de variables ambientales a escala de hábitat, de ribera y de paisaje.

Objetivos específicos:

I. Valorar la integridad ecológica de tramos fluviales mediante el uso de indicadores fisicoquímicos, derivados de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, de las características de las riberas y del funcionamiento.

II. Identificar las variables ambientales medidas a escala de hábitat fluvial, de ribera y de paisaje que influyen sobre la calidad de sistemas fluviales sometidos a diferentes usos del suelo.

III. Identificar la escala (hábitat fluvial, ribera o paisaje) con mayor influencia sobre la calidad de los distintos tramos fluviales.

IV. Determinar el tamaño de buffer dentro de las escalas de ribera y paisaje que explica mejor la variación en la calidad de los tramos fluviales, a fin de establecer umbrales ecológicos relevantes para su preservación.

V. Integrar los patrones de integridad ecológica identificados a múltiples escalas espaciales en esta tesis y analizar su aplicabilidad para la definición de lineamientos de gestión del agua en la cuenca del río Carcarañá.

Área de estudio

Caracterización de la cuenca de drenaje

El área de estudio comprende la cuenca alta, media-baja del río Carcarañá en la provincia de Córdoba (Argentina) (Figura 2). La cuenca del río Carcarañá es una de las principales del centro de Argentina abarcando una superficie de más de 50000 km², la cual es compartida entre las provincias de Córdoba y Santa Fe. Las nacientes del río se encuentran entre los 1000 y los 2000 m s.n.m. en la falda oriental de las Sierras de Comechingones, en el límite con la provincia de San Luis. Los arroyos tributarios se unen en el piedemonte para formar los principales colectores, el río Citalamochita (Tercero) y el río Chocancharava (Cuarto), los cuales fluyen en dirección oeste-este hasta desembocar en el río Carcarañá que luego desagua en el río Paraná a 20 m s.n.m. Actualmente, luego de obras de trasvases y canalizaciones que se realizaron con fines productivos (principalmente agrícolas), la cuenca del río Carcarañá ha sufrido cambios en su extensión teniendo al día de hoy, una superficie de 72879 km². Debido a dichos cambios antropogénicos algunos canales como el Devoto y La Cautiva que se unen en el

canal de La Brava, el arroyo Chazón y el arroyo Tortugas (también canalizado) han sido incorporados en la nueva delimitación de la cuenca del río Carcarañá (Lozada Diaz *et al.* 2016; Doffo *et al.* 2016; Santinelli *et al.* 2020).

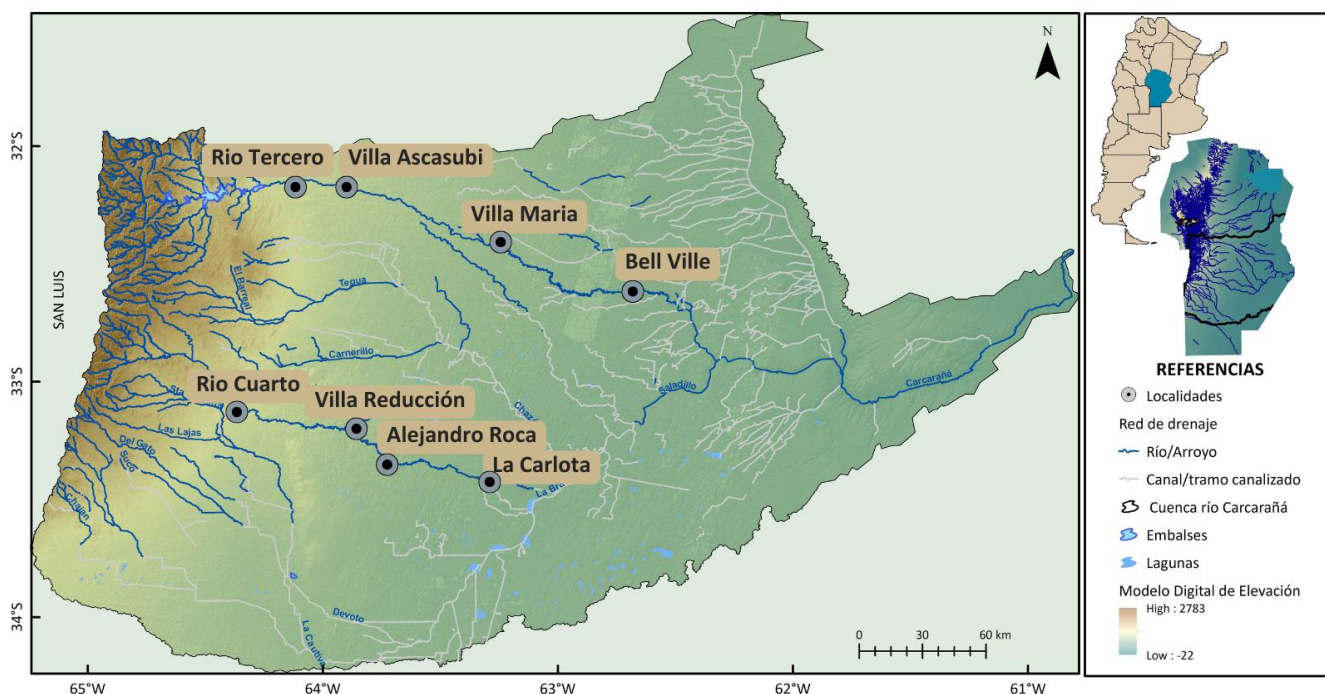


Figura 2. Mapa de la cuenca Carcarañá en la Provincia de Córdoba, Argentina.

La subcuenca del río Ctalamochita (río Tercero, Figura 3) constituye un sistema de alimentación pluvial con régimen permanente cuya área es de 9580 km² (Saldaño 2010). Sus principales afluentes, de norte a sur, son el río Santa Rosa, arroyo Amboy, río Grande, río Quillinzo y río de La Cruz o de los Sauces. El río Tercero posee un módulo de 27 m³/s y su cuenca es la más regulada de la provincia de Córdoba con un total de seis embalses con una capacidad de almacenamiento total de 1000 Hm³ (Herrero *et al.* 2018). El embalse Piedras Moras es uno de los más grandes y actúa como regulador y condiciona el caudal escurrido en el río Ctalamochita y en el río Carcarañá. Además de contar con sistemas hidroeléctricos, hacia el sur el río Ctalamohita funciona como receptor de descargas de efluentes cloacales e industriales provenientes de plantas depuradoras (Cossavella *et al.* 2003).

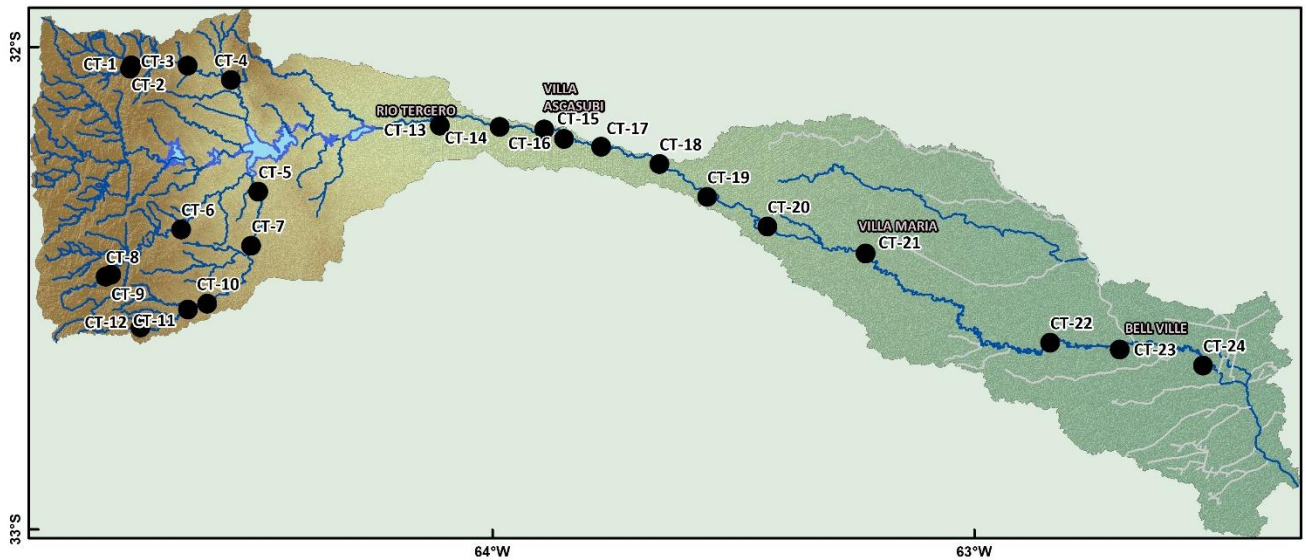


Figura 3. Mapa de la subcuenca Ctlamochita, con los respectivos tramos de estudio.

Por otro lado, la subcuenca del río Chocancharava (río Cuarto) (Figura 4) presenta un área de 2500 km² que se extiende desde sus nacientes en las Sierras de Comechingones hasta su ingreso a los Bañados del Saladillo, luego de lo cual el río toma dicho nombre (río Saladillo). Sus principales afluentes son el río Piedras Blancas, río Las Cañitas o Las Tapias, río San Bartolomé y finalmente el río de las Barrancas. Esta subcuenca presenta ciertas alteraciones en cuenca baja luego de la localidad urbana de La Carlota ya que desde mediados del siglo pasado se están llevando a cabo diferentes obras ingenieriles, principalmente canalizaciones, dragados y drenajes, con fines de mitigar los efectos de las inundaciones y habilitar tierras para uso agropecuario en los Bañados del Saladillo. Como consecuencia, estas obras, han provocado grandes cambios en la estructura y comportamiento de los sistemas hidrológicos superficiales y subterráneos dentro de la cuenca (Degiovanni *et al.* 2017; Doffo *et al.* 2017).



Figura 4. Mapa de la subcuenca Chocancharava, con los respectivos tramos de estudio.

El clima de la región es subtropical húmedo o también llamado clima pampeano, el cual se caracteriza por veranos cálidos y húmedos e inviernos fríos y secos (Köppen 1936). Las temperaturas medias mensuales de verano normalmente oscilan entre 24 y 27 °C, mientras que en invierno suelen tener un promedio típico de 7,5 a 16 °C. El valor promedio de lluvia anual es de 939,4 mm, en proximidades de las sierras, y de 856,3 mm hacia cuenca baja, las cuales se concentran el 82% en primavera-verano (Blarasin *et al.* 2005).

Con respecto a la litología del área de estudio, la cuenca alta se asienta sobre el macizo de Sierra Grande dominado por rocas metamórficas y en el sector granítico, más húmedo, presenta suelos someros, finos y con alto contenido de materia orgánica. Hacia la subcuenca Ctlamochita aparece el macizo de Sierra Chica con afloramientos volcánicos y suelos poco profundos, mientras que en la Chocancharava se desarrollan depósitos eólicos con texturas arenosas y marcada erosión hídrica y eólica. A lo largo del curso del agua predominan materiales loésicos y depósitos aluviales de variada granulometría. En la cuenca media-baja, ambas subcuencas atraviesan la pampa loésica plana, de relieve suave y suelos fértiles formados por sedimentación continua, intensamente aprovechados para la agricultura, seguidos de la pampa ondulada con suelos desarrollados sobre sedimentos eólicos franco limosos, también de gran

fertilidad, aunque fuertemente afectados por procesos erosivos derivados de la pendiente, las precipitaciones y el uso intensivo de la tierra (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA] & Gobierno de la provincia de Córdoba, 2024).

La vegetación del área de estudio se sitúa dentro de tres provincias biogeográficas. En cuenca alta, por encima de los 1300 m s.n.m. se encuentra la provincia biogeográfica Comechingones, caracterizada fisonómicamente por pastizales de altura dominados fundamentalmente por las especies *Festuca hieronymi* Hack (Pasto tembladera), *Nassella filiculmis* (Delile) Barkwoth (Hierba aguja), *Schizachyrium condensatum* (Kunth) Nees (Paja colorada) y *Eragrostis airoides* Nees (Gramillón), que alternan en su distribución con bosquesillos de altura, que ocupan las quebradas húmedas (Martínez *et al.* 2017). En altitudes menores se sitúa la provincia biogeográfica del Chaco y más específicamente el Distrito Chaqueño Serrano, donde la vegetación característica es el bosque xerófilo, con presencia de *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. (Molle); *Zanthoxylum coco* Gillies ex Hook. f. & Arn (Coco); *Prosopis alba* Griseb. var. *alba* (Algarrobo blanco); *Celtis tala* Gillies ex Planch. (Tala); *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. and Arn.) Burkart (Chañar), alternado en mayores latitudes con matorrales o arbustales en los que se encuentran las especies *Acanthostyles buniifolius* (Hook. ex Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob. (Chilca); *Baccharis aliena* (Spreng.) Joch.Müll. (Romerillo); *Baccharis articulata* (Lam.) Pers. (Carqueja), entre otras. Finalmente, en cuenca media-baja, se encuentra la provincia biogeográfica Pampeana, caracterizada por la presencia de bosques xerófilos en algunos tramos y sabanas inundables y bosques en galería a lo largo de los ríos en otros, con presencia de *Celtis tala* Gillies ex Planch. (Tala); *Vachellia caven* (Molina) Seigler & Ebinger (Espinillo); *Prosopis caldenia* Burkart (Caldén); *Lithrea molleoides* (Vell.) Engl. (Molle); *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. and Arn.) Burkart (Chañar); *Cortaderia selloana* (Schult. and Schult. f.) Asch. and Graebn. (Cortadera); *Baccharis salicifolia* (Ruiz and Pav.) Pers. (Chilca), entre otras (Arana y Bianco 2011; Natale *et al.* 2019; Arana *et al.* 2021).

Debido a los cambios en el uso del suelo, la cuenca del río Carcaraña ha sufrido grandes modificaciones en su vegetación ribereña. En la cuenca alta vastas regiones de pastizales naturales nativos han sido reemplazados por plantaciones de coníferas (Plevich *et al.* 2002). Por otro lado, en la cuenca media-baja el avance de la frontera

agrícola ha provocado que sólo el 8% de la superficie de la cuenca cuente con relictos de vegetación nativa y que más del 50% de los parches presentan altos grados de degradación antrópica (Natale *et al.* 2019).

Selección de sitios de estudio

Para este estudio se seleccionaron un total de 24 sitios a lo largo de la subcuenca Ctalamochita (Figura 3), 18 en la subcuenca Chocancharava (Figura 4) y 4 del colector principal Carcarañá. Del total de 46 sitios distribuidos a lo largo de la cuenca Carcarañá en la provincia de Córdoba (Figura 5, Tabla 1), 18 pertenecen a cuenca alta y los restantes 28 a cuenca media-baja. La selección de los sitios se realizó teniendo en cuenta los diferentes usos del suelo asociados a la zona ribereña y las características hidráulicas y geomorfológicas de sus principales colectores, el río Ctalamochita (Tercero) y el río Chocancharava (Cuarto). A lo largo de la cuenca existen distintos usos del suelo, que se alternan en un paisaje complejo:

i) Urbanización: En cuenca alta se incluyeron tramos de estudio en las localidades de Alpa Corral, Las Albahacas, Río de los Sauces, Santa Rosa de Ctalamuchita y la Cruz. Mientras que en la cuenca media se incluyeron las localidades de Río Cuarto, Reducción, Alejandro Roca, Río Tercero, Villa Ascasubi y Villa María. En la cuenca baja dos sitios: La Carlota y Bell Ville, siendo, desde el último censo las urbes con mayor población las de Villa María (96061 habitantes) en la subcuenca del río Ctalamochita y la de Río Cuarto (180756 habitantes) en la subcuenca del río Chocancharava.

ii) Agricultura: en la cuenca Carcarañá, este tipo de uso del suelo es el que domina a lo largo del territorio. Dentro de la región, los principales cultivos son la soja, el maíz, el trigo y el girasol, dominando la producción de tipo intensiva.

iii) Bosque exótico: este tipo de uso del suelo domina en cuenca alta desde los años 70 como resultado del plan forestal implementado por el gobierno de Córdoba. En el área de estudio, *Pinus elliottii* Engelm es el árbol dominante en las plantaciones seguido de *Pinus radiata* D. Don y *Pinus taeda* L. En cuenca media-baja, algunos tramos presentan también invasión de especies exóticas invasoras como *Morus nigra* L., *Gleditsia triacanthos* L. y *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton.

iii) Bosque mixto: en varios tramos de la cuenca, particularmente en sectores de transición entre áreas rurales y urbanas, se observa un mosaico de vegetación donde se intercalan especies nativas propias de la ribera con plantaciones forestales o arbustos exóticos. Este tipo de cobertura presenta una estructura heterogénea, producto de la coexistencia de árboles y arbustos autóctonos (como *Salix humboldtiana* Willd., *Tessaria integrifolia* Ruiz & Pav. y especies del género *Celtis*) junto con especies introducidas (*Ligustrum lucidum*, *Morus nigra*, *Gleditsia triacanthos*).

iv) Zonas poco intervenidas con mayor porcentaje de especies nativas: estos ambientes se caracterizan por poseer parches de vegetación ribereña nativa propia del área biogeográfica en la que se encuentra y un menor grado de intervención antrópica.

Tabla 1. Ubicación geográfica y códigos de los sitios de estudio en los tramos de cuenca alta, media y baja de las subcuencas del río Ctalamochita y del río Chocancharava y de la cuenca del colector principal Carcarañá (Córdoba, Argentina).

Código del Sitio	Coordenadas	Localidad	Cuenca
CT-1	32° 2'39.69"S 64°45'2.43"W	-	Alta Ctalamochita
CT-2	32° 2'14.80"S 64°44'53.69"W	-	Alta Ctalamochita
CT-3	32° 2'17.17"S 64°37'52.61"W	-	Alta Ctalamochita
CT-4	32° 4'4.49"S 64°32'29.39"W	Santa Rosa	Alta Ctalamochita
CT-5	32°17'58.14"S 64°29'6.00"W	La Cruz	Alta Ctalamochita
CT-6	32°22'40.64"S 64°38'42.45"W	-	Alta Ctalamochita
CT-7	32°24'42.90"S 64°29'58.55"W	-	Alta Ctalamochita
CT-8	32°28'33.31"S 64°48'5.95"W	-	Alta Ctalamochita
CT-9	32°28'17.26"S 64°47'23.63"W	-	Alta Ctalamochita
CT-10	32°31'53.72"S 64°35'26.57"W	Rio de los Sauces	Alta Ctalamochita
CT-11	32°32'37.26"S 64°37'50.73"W	-	Alta Ctalamochita
CT-12	32°34'51.71"S 64°43'45.67"W	-	Alta Ctalamochita
CT-13	32° 9'45.43"S 64° 6'29.65"W	Rio Tercero	Media Ctalamochita

CT-14	32°09'55.2"S 63°59'02.6"W	-	Media Ctalamochita
CT-15	32°10'14.4"S 63°53'30.2"W	Villa Ascasubi	Media Ctalamochita
CT-16	32°11'25.50"S 63°51'2.54"W	-	Media Ctalamochita
CT-17	32°12'23.50"S 63°46'24.61"W	-	Media Ctalamochita
CT-18	32°14'32.0"S 63°39'10.7"W	-	Media Ctalamochita
CT-19	32°18'37.42"S 63°33'14.17"W	-	Media Ctalamochita
CT-20	32°22'19.02"S 63°25'44.32"W	-	Media Ctalamochita
CT-21	32°25'39.74"S 63°13'28.96"W	Villa María	Media Ctalamochita
CT-22	32°36'46.48"S 62°50'32.52"W	-	Media Ctalamochita
CT-23	32°37'37.99"S 62°41'51.03"W	Bell Ville	Baja Ctalamochita
CT-24	32°39'35.76"S 62°31'29.63"W	-	Baja Ctalamochita
CH-1	32°39'56.37"S 64°46'6.01"W	-	Alta Chocancharava
CH-2	32°39'39.99"S 64°45'5.23"W	-	Alta Chocancharava
CH-3	32°41'27.14"S 64°43'7.58"W	Alpa Corral	Alta Chocancharava
CH-4	32°53'55.89"S 64°52'47.68"W	-	Alta Chocancharava
CH-5	32°53'52.10"S 64°50'17.26"W	Las Albahacas	Alta Chocancharava
CH-6	32°54'5.79"S 64°42'6.11"W	-	Alta Chocancharava
CH-7	32°58'49.16"S 64°26'26.82"W	-	Media Chocancharava
CH-8	33° 7'18.19"S 64°19'52.57"W	Rio Cuarto	Media Chocancharava
CH-9	33°11'38.27"S 64° 2'55.99"W	-	Media Chocancharava
CH-10	33°11'41.08"S 63°58'38.70"W	-	Media Chocancharava
CH-11	33°11'51.4"S 63°54'04.4"W		Media Chocancharava
CH-12	33°12'56.16"S 63°51'59.9"W	Reducción	Media Chocancharava
CH-13	33°17'27.46"S 63°46'4.52"W	-	Media Chocancharava
CH-14	33°20'51.32"S 63°42'5.92"W	Alejandro Roca	Media Chocancharava
CH-15	33°21'12.24"S 63°40'8.23"W	-	Media Chocancharava
CH-16	33°22'0.07"S 63°29'55.33"W	-	Media Chocancharava

CH-17	33°23'34.61"S 63°23'46.6"W	-	Media Chocancharava
CH-18	33°24'30.63"S 63°17'43.81"W	La Carlota	Baja Chocancharava
CA-1	32°54'06.8"S 62°13'18.4"W	-	Baja Carcarañá
CA-2	32°57'42.1"S 62°01'57.8"W	-	Baja Carcarañá
CA-3	32°55'53.8"S 61°55'32.2"W	-	Baja Carcarañá
CA-4	32°54'40.7"S 61°49'16.5"W	-	Baja Carcarañá

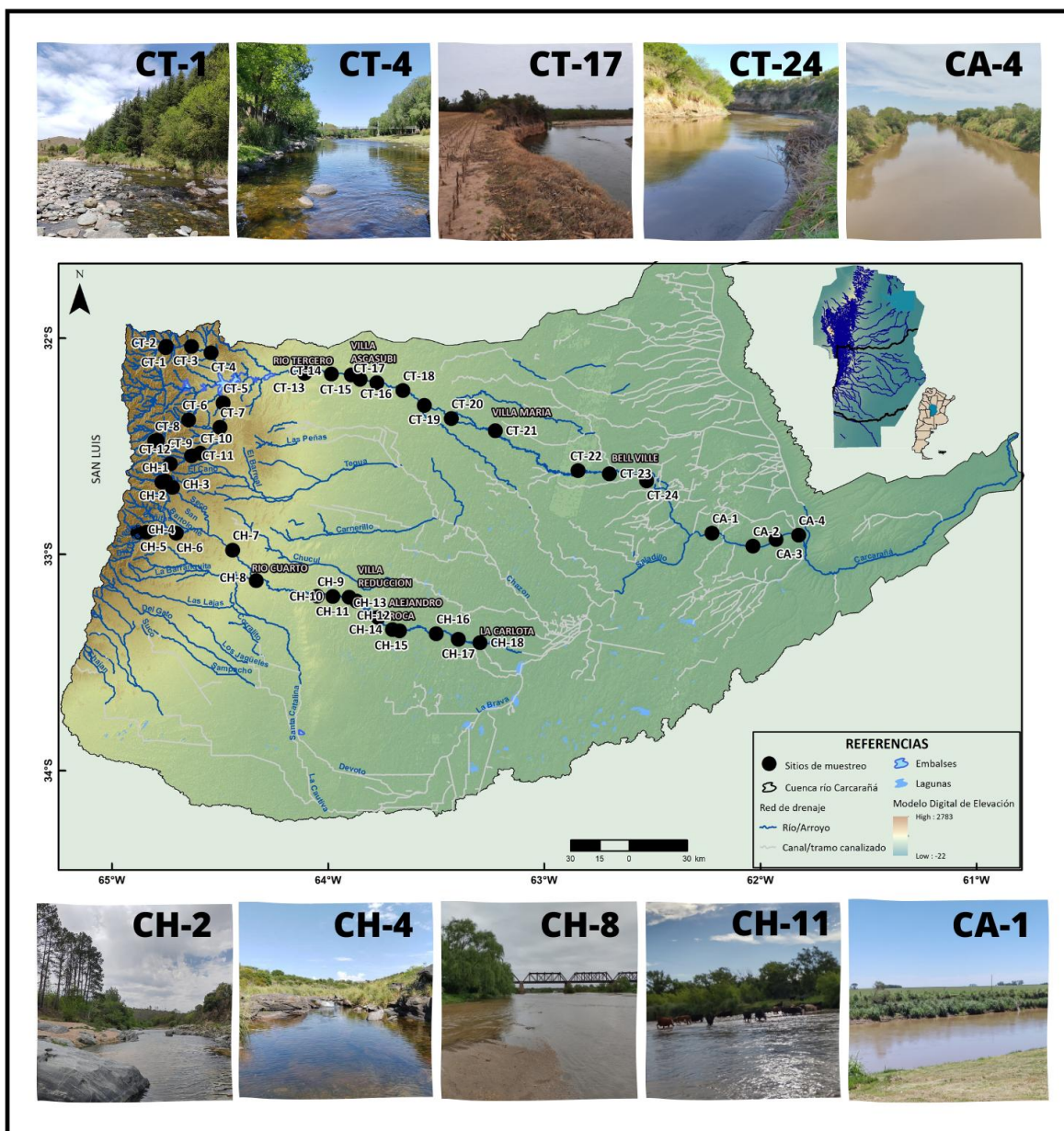
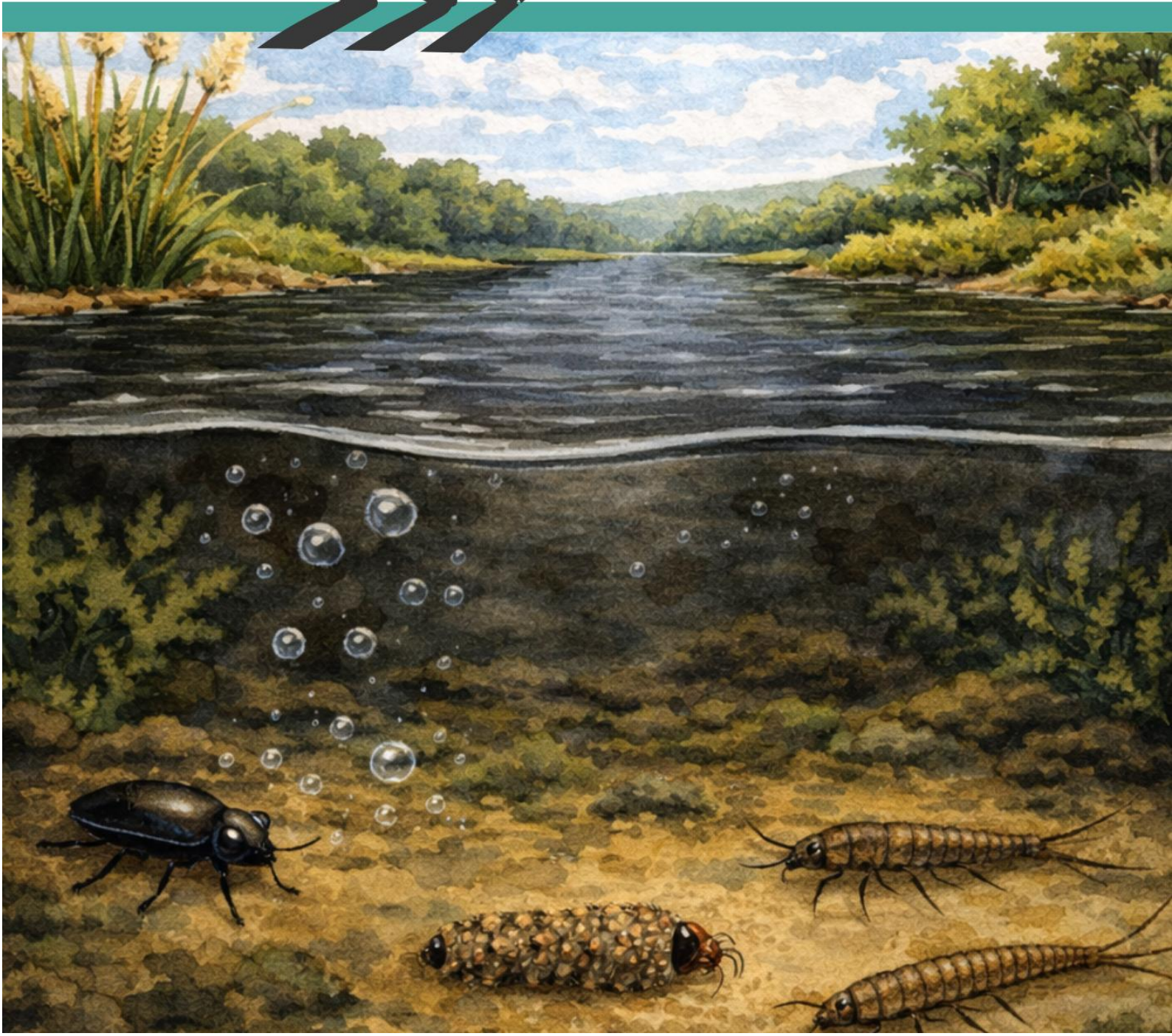


Figura 5. Mapa de la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Córdoba, con localización de los sitios de muestreo e imágenes representativas de algunos tramos de estudio. Se muestran sectores de la subcuenca Ctlamochita (CT-1 y CT-4: cuenca alta; CT-17 y CT-24: cuenca media), de la subcuenca Chocancharava (CH-2 y CH-4: cuenca alta; CH-8 y CH-11: cuenca media) y de la cuenca baja del Carcarañá (CA-1 y CA-4).

CAPÍTULO II

Indicadores Ecológicos



Introducción

En las últimas décadas el cuidado y monitoreo de los ecosistemas de agua dulce ha tomado gran relevancia para muchas naciones, de hecho, la Agenda de Desarrollo Sostenible 2030 (OMS) propone en su objetivo número 6 “Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos”. La demanda de agua para el consumo, la agricultura y el desarrollo socioeconómico sostenible ha llevado a las naciones a recomendar acciones de protección del recurso durante largos períodos (Bagla 2014; Brito y Magalhães 2017; Castrillo y García 2020).

En este contexto, monitorear los sistemas acuáticos implica recopilar datos específicos en lugares y momentos determinados que indiquen el estado físico, químico, biológico y/o funcional del mismo. Estos datos pueden transformarse en información útil que permita una gestión de la calidad del agua basada en evidencia. Como señalan Chapman y Sullivan (2022), “lo que no se puede monitorear, no se puede gestionar (efectivamente)”, por lo que el monitoreo efectivo de las aguas dulces es un requisito para el desarrollo sostenible, sociedades saludables y un ambiente sano. Sin embargo, un solo método de evaluación no alcanza para reflejar de manera integral la salud de un ecosistema. Se requiere de un enfoque multimetodológico y multiescalar, que permita establecer la estrategia de evaluación más confiable para cada caso (Vollmer *et al.* 2016; Su *et al.* 2021).

Los índices de calidad, hacen posible anticipar variaciones y rasgos de la calidad del agua al contemplar diversos parámetros de estos sistemas (Isiyaka *et al.* 2019; Akhtar *et al.* 2021). Constituyen una herramienta práctica para valorar el estado de los recursos hídricos, resultando clave tanto en la toma de decisiones de políticas públicas como en la evaluación de sus efectos (Uddin *et al.* 2021). Metodológicamente, los indicadores deben ser sensibles a los cambios a lo largo del tiempo, referirse a valores de referencia o umbral, ser predictivos o anticipatorios y transmitir relevancia a los objetivos establecidos de la evaluación (Liverman *et al.* 1988).

Las métricas físicas y químicas de la calidad del agua se han utilizado desde la década de 1960 y hasta el día de hoy la mayoría de los estudios sobre la evaluación de la calidad del agua se limitan a parámetros fisicoquímicos (Ustaoğlu *et al.* 2021; Wu *et*

al. 2021). Los elementos físicos como la temperatura, la turbidez y el caudal tienen un impacto en factores como la solubilidad de los gases y la existencia de vida acuática. Los parámetros químicos abarcan mediciones como el pH, el oxígeno disuelto, las concentraciones de nutrientes, el contenido de metales pesados y la presencia de contaminantes. Estos datos son vitales para evaluar la calidad y la seguridad del agua (Prapti *et al.* 2022).

Dentro de los índices más empleados a nivel global, se encuentra el ICA (Índice de Calidad del Agua). Este índice es una métrica vital que condensa datos complejos de calidad físico-química del agua en un solo número, proporcionando una evaluación fácil de entender. Horton (1965) desarrolló el primer modelo ICA basándose en 10 parámetros de calidad del agua considerados significativos en la mayoría de los cuerpos de agua, y desde allí ha sufrido múltiples modificaciones alrededor del mundo, teniendo en cuenta la opinión de expertos y las directrices locales (Uddin *et al.* 2021).

En comparación con los métodos que evalúan exclusivamente los aspectos físicos y químicos del agua, los índices biológicos integran la información a lo largo del tiempo y revelan efectos indirectos o poco evidentes a través de la presencia, ausencia o abundancia relativa de taxones, proporcionando así una visión complementaria del estado ecológico (Knillmann *et al.* 2018; Singh y Saxena 2018). En este marco, los macroinvertebrados bentónicos son uno de los grupos más utilizados como indicadores de calidad biótica del agua. En los ecosistemas de agua dulce, los macroinvertebrados representan una fracción esencial de la biomasa y aportan a la riqueza y diversidad de la fauna. Estos organismos cumplen funciones ecológicas fundamentales, como el reciclado de nutrientes, la descomposición de materia orgánica y la bioturbación y sostienen numerosas contribuciones de la naturaleza a las personas, tanto de provisión como culturales (Macadam y Stockan 2015; Atkinson *et al.* 2017; Chakraborty *et al.* 2022; Lin *et al.* 2025). Además, la facilidad de recolección, identificación y enumeración, junto con la existencia de métricas multidimensionales ampliamente probadas, los convierten en un grupo ideal para biomonitorizar ambientes acuáticos (Ko *et al.* 2020; Tampo *et al.* 2021).

Los principales enfoques utilizados con macroinvertebrados incluyen índices de diversidad, índices bióticos, índices multimétricos, enfoques multivariados, índices de integridad biológica (IBI) y enfoques basados en rasgos, siendo los índices bióticos y los enfoques multimétricos los más comunes para evaluar el impacto de los cambios en el uso del suelo sobre los cuerpos de agua (Sumudumali y Jayawardana 2021). En Argentina, desde 1990 comenzaron a aplicarse índices bióticos que empleaban macroinvertebrados, y hasta el día de hoy, el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP, Armitage *et al.* 1983), es uno de los más utilizados, al requerir identificaciones sólo hasta nivel de familia y pudiéndose ajustar a múltiples regiones (Rocha *et al.* 2020).

Por su parte, la zona ribereña, ejerce un papel clave en la mediación de la calidad del agua (Graziano *et al.* 2022). Su vegetación desempeña una función fundamental en la regulación ecológica de los ecosistemas acuáticos, ya que modera el microclima, influye en la temperatura y evaporación del agua, y en entornos urbanos contribuye a mitigar el efecto isla de calor, ofreciendo estrategias de adaptación frente al cambio climático (Krosby *et al.* 2018; Rahman 2023; Ferreira *et al.* 2023a). Asimismo, actúa como filtro natural reteniendo sedimentos, nutrientes y contaminantes provenientes de los sectores aledaños (Dosskey *et al.* 2010; Pinay *et al.* 2018). Varios estudios ya han demostrado que el uso de la tierra dentro de esta zona puede explicar los desequilibrios de la calidad hídrica (Shen *et al.* 2015; Shi *et al.* 2017; Giorgi y Vilchez 2021). Dado que la vegetación de la zona ribereña conecta el sistema acuático con el terrestre, conocer su estado de conservación puede ser un complemento para definir la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos.

En este sentido, los protocolos con técnicas de monitoreo para ecosistemas fluviales de nuestro país comienzan a incluir la evaluación de su calidad como un componente clave para el seguimiento de la salud ambiental (Giorgi *et al.* 2022). El Índice de Calidad del Bosque de la Ribera (CBR, Corigliano 2008), el Índice de Conservación de Ribera (ICR, Feijoó *et al.* 2012) y el Índice de Integridad de Hábitat (IIH, Principe *et al.* 2022) son algunos ejemplos locales de índices utilizados para evaluar la condición ecológica de las zonas ribereñas. Varios de estos índices consideran desde la estructura y cobertura de la vegetación hasta funciones como la filtración y regulación

hidrológica, complementando características de la vegetación ribereña con la intervención antrópica (de Cabo *et al.* 2020).

Por último, la valoración de la integridad ecológica de los sistemas fluviales involucra considerar no sólo datos físico-químicos de agua, la estructura de las comunidades acuáticas y análisis de la calidad de la zona ribereña, sino también el funcionamiento del ecosistema a través de la estimación de procesos tales como el metabolismo fluvial y la degradación de la materia orgánica (Ferreira *et al.* 2020). Dado que algunas perturbaciones pueden afectar exclusivamente el funcionamiento del ecosistema, la medición de los procesos puede proporcionar valiosa información complementaria a la obtenida mediante los indicadores estructurales tradicionales (Young *et al.* 2008; Silva-Junior *et al.* 2014).

Las mediciones de oxígeno disuelto (OD) han sido ampliamente utilizadas para monitorear la respuesta de los ecosistemas acuáticos al cambio ambiental, siendo la eutrofización el principal ejemplo (Jankowski *et al.* 2021). Además, la disponibilidad cada vez mayor de datos continuos sobre oxígeno y metabolismo puede ser especialmente útil para monitorear la eficacia de las medidas de gestión (Arroita *et al.* 2019; Ostermiller *et al.* 2019). Por su parte, la descomposición de la materia orgánica vegetal derivada de la vegetación ribereña es un proceso fundamental del ecosistema fluvial, que permite la incorporación de carbono y nutrientes vegetales a las redes alimentarias acuáticas (Marks 2019). Este proceso se ha propuesto como un indicador funcional, ya que ayuda a discriminar entre condiciones de referencia y deterioradas y potencialmente entre diferentes tipos de deterioro. Además, es predictiva *a priori* dado que responde de manera directa y muchas veces anticipada a gradientes de presión ambiental, integrando los efectos del uso del suelo, la calidad del agua y las condiciones del hábitat sobre los procesos ecológicos del sistema (Ferreira *et al.* 2020; 2021).

A partir del marco teórico desarrollado y considerando que la cuenca Carcarañá presenta una larga historia de impactos antropogénicos asociados a diferentes usos del suelo (ver Capítulo I), surge la siguiente pregunta de investigación ¿Cómo varía la integridad ecológica en tramos fluviales de la cuenca Carcarañá con diferentes usos del suelo, en la primavera de los años 2021 y 2022? Para dar respuesta a este interrogante,

se emplearon indicadores físico-químicos, bióticos, de ribera y funcionales, que en conjunto permitieron evaluar la integridad ecológica de cada tramo fluvial seleccionado para este estudio.

Objetivo específico

I. Valorar la integridad ecológica de tramos fluviales mediante el uso de indicadores fisicoquímicos, derivados de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, de las características de las riberas y del funcionamiento.

Metodología de campo

Los relevamientos se llevaron a cabo en cuenca media-baja entre los meses de septiembre y diciembre del año 2021 y en cuenca alta entre los meses de octubre y diciembre del año 2022 (Figura 6). Se seleccionaron estas fechas dado que en ese lapso de tiempo inicia el periodo de lluvias y es cuando en cuenca media y baja se realizan las principales aplicaciones de agroquímicos en los sistemas agrícolas, los cuales por escorrentía pueden llegar a los cuerpos de agua. Para valorar la integridad ecológica de cada tramo de estudio se realizó un relevamiento de:

1) *Indicadores físico-químicos*: en cada uno de los tramos seleccionados de cuenca alta, media y baja se realizaron mediciones *in situ* de: temperatura del agua, pH, sólidos disueltos totales (SDT) y oxígeno disuelto (OD) con el sensor portátil multiparámetro PCSTestr 35 Eutech-Oakton y el sensor digital YSI DO200. Además, se recolectaron muestras de agua para realizar análisis de fosfatos y nitratos. Estas variables fueron seleccionadas como indicadoras para el cálculo del índice ICA ya que influyen directamente sobre la biota acuática y son representativas de los principales procesos naturales y antrópicos. Además, son las que mayormente se usan en los cálculos del ICA a nivel mundial. El resto de las variables físico-químicas relevadas son mencionadas en el capítulo III.

2) *Indicadores Biológicos*: en cada tramo, se recolectaron tres muestras multihábitat con red de marco D (con 50 x 35 cm de abertura y 300 µm de tamaño de malla) desde aguas abajo hacia aguas arriba, para la recolección de macroinvertebrados bentónicos. El sustrato del río se removió estandarizando la colecta a un esfuerzo de

muestreo de 3 minutos para cada una de las muestras. En aquellos tramos de gran profundidad y que no eran vadeables (principalmente en cuenca baja) la colecta se llevó a cabo principalmente sobre la vegetación marginal de las orillas, en donde se ha comprobado que se encuentra la mayor diversidad de invertebrados (Gualdoni *et al.* 2009). En la cuenca alta donde la profundidad de los arroyos es menor, el muestreo se realizó teniendo en cuenta todos los hábitats presentes en el sitio. Todas las muestras se colocaron en recipientes plásticos con formol al 4%, se rotularon y llevaron al laboratorio.

3) *Indicadores de Ribera*: se realizó una valoración del bosque de la ribera en cada uno de los tramos, mediante el índice de Calidad del Bosque de Ribera (CBR, Corigliano 2008) adaptado del original QBR (Munné *et al.* 1998) (Anexo 1) y modificado para cuenca alta debido a las diferencias en la vegetación ribereña nativa (Anexos 2 y 3). El CBR se basa en relevar cuatro variables: 1) Cobertura Vegetal, 2) Estructura de la cobertura, 3) Complejidad de la Cobertura y 4) Naturalidad del cauce fluvial, las cuales presentan distintas opciones con puntuaciones de 0, 5, 10 y 25 que el operador debe elegir en función de las características del tramo relevado.

Además, con la finalidad de evaluar la calidad del hábitat, en cada uno de los tramos de estudio se empleó el Índice de Integridad de Hábitat (IIH) modificado de Petersen (1992), Nessimian *et al.* (2008) y Monteiro *et al.* (2014) (Anexo 4) y adaptado para este estudio a los sistemas de cuenca alta (Anexo 5 y 6). Dicho índice involucra la evaluación de características morfológicas de los cuerpos de agua y sus márgenes, de la composición de la vegetación acuática, ribereña y del grado de intervención humana, permitiendo obtener un valor final entre 0 y 1, siendo 0 el ambiente más degradado y 1 el más preservado.

4) *Indicadores funcionales*: en cuenca alta para 8 tramos y en cuenca media y baja para 18 tramos de los 46 totales, se colocaron sustratos artificiales compuestos por filamentos de polipropileno negro de 30 cm x 0,5 cm para estimar metabolismo y el desarrollo del biofilm a través de la cuantificación de clorofila *a*. Los filamentos permanecieron en los tramos de estudio entre 34 y 48 días bajo el agua. Una vez transcurrido el tiempo de colonización, se trasladaron refrigerados y en oscuridad al laboratorio, donde se realizaron las mediciones de metabolismo y cuantificación de

clorofila *a* (Biggs y Kilroy 2000; Elozegi y Sabater 2009- Ver procedimiento en el apartado Trabajo de laboratorio).

Adicionalmente, en cuenca alta para los mismos 8 tramos en los que se colocaron los sustratos artificiales, se realizaron mediciones de descomposición de materia orgánica. Para ello, se recogieron hojas senescentes de un árbol de mora (*Morus nigra*), una especie exótica invasora ampliamente distribuida en la ribera del río Ctalamochita y Chocancharava, particularmente en cuenca alta. La elección de esta especie se basó en su alta disponibilidad y distribución en cuenca alta y su relevancia ecológica como fuente de materia orgánica alóctona, con el objetivo de evaluar cómo es procesado este tipo de recurso. Las hojas fueron secadas en estufa a 45 °C, hasta peso constante (aproximadamente 48 h) y luego se pesaron 7 gramos de hojas con una balanza analítica con precisión de 0,001 g que luego se depositaron dentro de bolsas de malla fina (abertura de malla de 0,5-1 mm). En cada uno de los 8 tramos se dejaron colonizando 6 bolsas, las cuales permanecieron bajo agua durante aproximadamente 21 días. Una vez transcurrido el tiempo de colonización, las bolsas se extrajeron del agua y se trasladaron refrigerados y en oscuridad al laboratorio, donde se realizaron las mediciones de peso seco remanente (Principe *et al.* 2015).

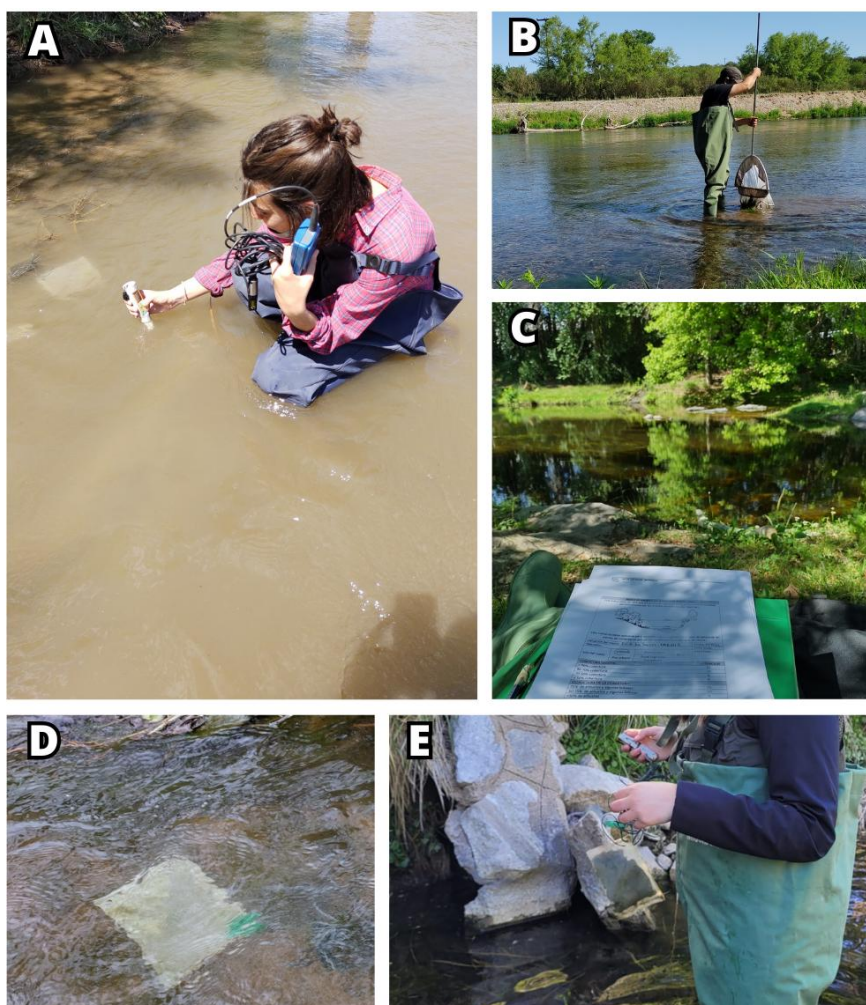


Figura 6. Relevamiento de indicadores: (A) físico-químicos, (B) biológicos, (C) de ribera y (D y E) funcionales durante la primavera de 2021 y 2022.

Metodología de laboratorio

Las muestras de macroinvertebrados fueron procesadas en laboratorio mediante técnicas de centrifugación manual, lavado y decantación utilizando baldes y bandejas. Posteriormente, el material fue filtrado con una red tipo copo de 300 μm de tamaño de malla, colocando lo restante de la filtración en un vaso presipitado con alcohol. Los invertebrados fueron separados manualmente con ayuda de pinzas entomológicas e identificados hasta la menor categoría taxonómica posible (Género o Familia) utilizando microscopios estereoscópicos y ópticos y claves especializadas de fauna de agua dulce (Lopretto y Tell 1995; Molineri 2002; 2003; Manzo 2005; Merritt *et al.* 2008; Domínguez

y Fernández 2009; Trivino-Strixino 2011; Hamada *et al.* 2018;) (Figura 7 A). Los taxones se cuantificaron como número de individuos totales.

La estimación del metabolismo fluvial se realizó colocando 5 hilos colonizados por el biofilm a campo, en un Erlenmeyer con agua recolectada en el sitio de estudio y filtrada con red de plancton (Figura 7 B y C). Para cada uno de los tramos se contó con al menos 3 réplicas de estas mediciones. La respiración de la comunidad (RC) se obtuvo de la variación de oxígeno cuando se incubaron los Erlenmeyer en oscuridad durante 2 h. Mientras que la producción neta de la comunidad (PNC) se obtuvo a partir de las variaciones de oxígeno medidas cuando la comunidad se expuso a otras 2 h de luz (Acuña *et al.* 2009). La producción bruta de la comunidad se cuantificó, a través de la suma de los parámetros anteriores. Para calcular la producción neta se utilizó la siguiente fórmula:

$$PNC = \frac{\Delta O_2}{\Delta t} \cdot \frac{V}{S} \cdot 60$$

donde ΔO_2 es la variación de oxígeno disuelto durante la incubación ($g\ O_2/m^3$), Δt : duración de la incubación (h), V: volumen de agua dentro de la cámara (m^3), S: superficie de sustrato (m^2) y todo ello se multiplica por 60 (minutos) para expresar el resultado final en horas.

Por otro lado, la medición de clorofila *a* se realizó mediante el filtrado de las muestras con filtros GF/C (1,2 μm), extracción con acetona al 90%, y lectura espectrofotométrica a 430, 665 y 750 nm (Biggs y Kilroy 2000) (Figura 7 D). El cálculo final se realizó utilizando la siguiente fórmula:

$$Cl\ a = 11,4 (A_{665} - A_{750}) V / (L S)$$

donde Cl *a*: clorofila *a* (mg/m^2), A_x : absorbancia a x nm, V: volumen del extracto (ml), L: longitud de la cubeta del espectrofotómetro (cm), y S: superficie de sustrato muestreado (cm^2).

La cuantificación de peso seco remanente del proceso de degradación de materia orgánica se obtuvo para cada bolsa secando el material vegetal a 60 °C durante 96 h y luego realizando el pesado correspondiente. La diferencia entre el peso inicial y final da

la pérdida de peso proveniente de la descomposición microbiana de la materia orgánica (Figura 7 E).

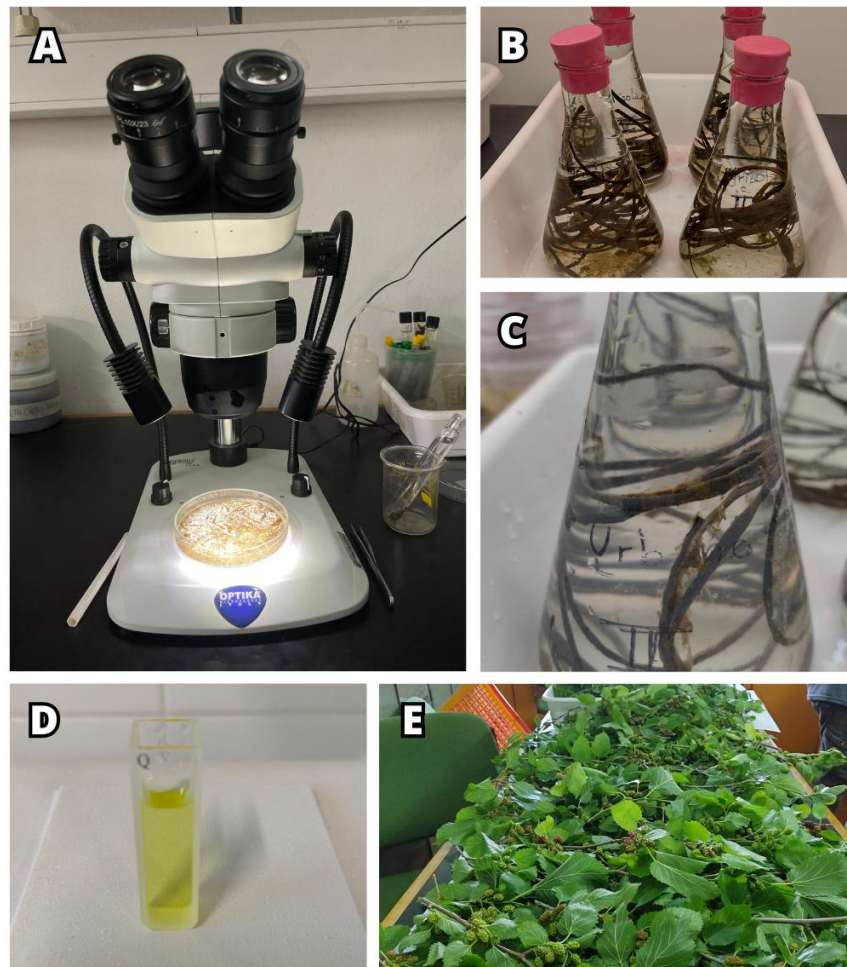


Figura 7. Metodología de laboratorio empleada para el (A) procesamiento e identificación de macroinvertebrados, (B y C) estimación del metabolismo fluvial, (D) cuantificación de clorofila *a* y (E) determinación del peso seco remanente.

Análisis de datos

Con el objetivo de valorar la Integridad Ecológica de la cuenca se emplearon índices físico-químicos, de calidad biótica, de hábitat y ribera y se midieron procesos evaluando su potencial indicador.

Índice físico-químico

El índice físico-químico calculado fue el Índice de Calidad del Agua (ICA) desarrollado por la National Sanitation Foundation (NSF), y ajustado para este estudio en base a datos de referencia para la zona. Las variables empleadas son diversas y de acuerdo a la región, a la metodología empleada en los muestreos y a las posibilidades de medición, pueden variar de uno a otro ajuste. En este caso las variables seleccionadas fueron Temperatura del agua, pH, SDT, OD, fosfatos y nitratos.

La construcción del ICA requiere primero de un paso de normalización, donde cada parámetro se transforma en una escala de 0 a 100%, donde 100 representa la calidad más alta. Los rangos de cada variable utilizados fueron los citados por Pesce y Wunderlin (2000), salvo para el pH el cual se ajustó teniendo en cuenta los valores óptimos de la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación Argentina. El siguiente paso consistió en aplicar factores de ponderación que reflejaran la importancia de cada variable como indicador de la calidad del agua (Elordi ML *et al.* 2016). La construcción del ICA utilizado para el presente trabajo se detalla en la Tabla 2. En dicha tabla, cada fila corresponde a un parámetro junto a su: 1) unidad de medida, 2) valor de ponderación y 3) escala de normalización, la cual varía de 0 a 100 en incrementos de 10 puntos. A partir de los valores obtenidos a campo para cada uno de los parámetros, se calculó el puntaje final del ICA mediante la siguiente ecuación:

$$ICA = \frac{\sum_i C_i \times P_i}{\sum_i P_i}$$

P: ponderación del peso relativo de cada variable.

C: valores del índice de cada variable normalizada del 0 a 100.

Una vez realizado el cálculo, el valor final del ICA se corresponde a un juicio de calidad determinado (Tabla 3).

Tabla 2. Variables indicadoras con su unidad de medida (U), peso relativo (P) y normalización para el cálculo del subíndice de calidad del agua ICA.

Variable			Normalización (Valor C)										
			0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
Tagua	°C	0,10	<-6>45/	>-6/<45	>-4/<40	>-2/<36	>0/<32	>5/<30	>10/<28	>12/<26	>14/<24	>15/<22	16-21
pH	-	0,12	1/14	>1/<14	>1,6/<13,4	>2,2/<12,8	>2,8/<12,2	>3,4/<11,6	>4,0/<11,0	>4,6/<10,4	>5,2/<9,8	>5,8/<9,2	6,4-8,6
SDT	mg/L	0,08	>20000	≤20000	<10000	<5000	<3000	<2000	<1500	<1000	<750	<500	<100
OD	mg/L	0,17	<1	≥1	>2	>3	>3,5	>4	>5	>6	>6,5	>7	≥7,5
Fosfatos	mg/L	0,10	>160	≤160	<96	<64	<32	<16	<9,60	<6,40	<3,20	<1,60	<0,16
Nitratos	mg/L	0,10	>100	≤100	<50	<20	<15	<10	<8	<6	<4	<2	<0,5

Tabla 3. Conversión de valores de Índice de Calidad Ambiental (ICA) en juicios de calidad.

Valor ICA	Juicio de Calidad	Color de referencia
>90-100	Muy buena	Azul 
>70-90	Buena	Verde 
>50-70	Moderada	Amarillo 
>25-50	Mala	Naranja 
<25	Muy Mala	Rojo 

Índices bióticos

Para evaluar la calidad biótica de los tramos de estudio se emplearon tres índices bióticos y un conjunto de índices métricos. Se calculó: el Índice Biótico Carcarañá (IBC, Gualdoni & Corigliano 1991) para evaluar contaminación puntual, el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP, Armitage *et al.* 1983) de fácil implementación, utilizado mundialmente y ajustado para este estudio, y el índice Average Score Per Taxon (ASPT, Walley y Hawkes 1997) que integra datos de riqueza permitiendo refinar los resultados obtenidos del BMWP.

El IBC requiere que la identificación de los macroinvertebrados esté definida por el límite taxonómico propuesto por Ghetti (1986). A partir de la identificación se utilizó una tabla estándar de doble entrada confeccionada teniendo en cuenta la sensibilidad

de los macroinvertebrados bentónicos. En este trabajo se utilizó la tabla de ritron para cuenca alta (Tabla 4a) y de potamon para cuenca media y baja (Tabla 4b). Se seleccionó una de las filas en función de la presencia de uno o más grupos faunísticos hallados en la muestra y se entrecruzó con la columna del número total de unidades sistemáticas presentes (riqueza taxonómica). Se obtuvo así el valor del índice, que luego se convirtió en una clase de calidad del agua que varía entre I y V. Cada clase corresponde con un juicio relativo al grado de contaminación del ambiente (Tabla 5).

Tabla 4a. Cálculo de los valores del IBC para zonas de ritron.

Grupos faunísticos		Nº total de unidades sistemáticas presentes							
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-...
		Índices bióticos							
Plecópteros o	+ de una U.S.	-	-	8	9	10	11	12	13
Efemerópteros	Solo una U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12
Tricópteros	+ de una U.S.	-	6	7	8	9	10	11	12
	Solo una U.S.	-	5	6	7	8	9	10	11
Ancílidos o Simúlidos	Las U.S. anteriores ausentes	-	4	5	6	7	8	9	-
Otros Moluscos u Odonatos o Coleópteros	Las U.S. anteriores ausentes	-	3	4	5	6	7	-	-
Oligoquetos o Quironómidos	Las U.S. anteriores ausentes	1	2	3	4	5	-	-	-
Todas las U.S. anteriores ausentes		0	1	2	3	-	-	-	-

Tabla 4b. Cálculo de los valores del IBC para zona de potamon.

Grupos faunísticos		Nº total de unidades sistemáticas presentes						
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26
		Índices bióticos						
Plecópteros o	+ de una U.S.	-	-	9	10	11	12	13
Efemerópteros	Solo una U.S.	-	-	8	9	10	11	12
Tricópteros	+ de una U.S.	-	7	8	9	10	11	12
	Solo una U.S.	-	6	7	8	9	10	-

Odonatos o Moluscos	Las U.S. anteriores ausentes	-	5	6	7	8	-	-
Coleópteros o Crustaceos	Las U.S. anteriores ausentes	-	4	5	6	7	-	-
Oligoquetos o Quironómidos	Las U.S. anteriores ausentes	2	3	4	5	-	-	-
Todas las U.S. anteriores ausentes		2	3	-	-	-	-	-

Por su parte, el **BMWP** utiliza familia como nivel de resolución taxonómica, lo que permite un rápido análisis de valoración de la calidad del agua. Este índice, originario de Europa, realiza la sumatoria total del valor de tolerancia (valores cercanos a 1) o sensibilidad (valores cercanos a 10) asignado a cada una de las familias presentes en los tramos de estudio, siendo:

$$\text{BMWP} = \sum V_x$$

donde V_x = valor de tolerancia (sensibilidad) de cada taxón.

El puntaje asignado a cada una de las familias de invertebrados encontradas fue ajustado en este estudio a partir de bibliografía de referencia que trabaja con este índice en regiones similares a las de este estudio (Anexo 7). A partir de esta sumatoria se obtuvo un puntaje que permitió emitir un juicio de calidad del agua para cada uno de los tramos de estudio (Tabla 5).

El **ASPT** es una variación del BMWP en el que se logra la independencia de la estacionalidad, del esfuerzo de muestreo y de la destreza del colector al dividir BMWP por la riqueza de familias encontradas. A partir de este cálculo y al igual que los otros dos índices, se obtiene un valor que se relaciona con la calidad del agua y su respectivo juicio de calidad (Tabla 5).

Tabla 5. Juicio de calidad del agua basado en la sumatoria de puntajes para los índices IBC, BMWP y ASPT de la región.

IBC	BMWP	ASPT	Juicio	Calidad	Clase	Color
10-11-12...	> 100	>4,50	Aguas muy limpias	Muy buena	5	Azul 

8-9	61-100	3,63-4,50	Aguas con poca contaminación	Buena	4	Verde	
6-7	36-60	2,75-3,62	Aguas contaminadas	Moderada	3	Amarillo	
4-5	16-35	1,88-2,74	Aguas muy contaminadas	Mala	2	Naranja	
1-2-3	≤ 15	1,00-1,87	Aguas extremadamente contaminadas	Pésima	1	Rojo	

Por otra parte, para obtener datos de composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados que permitan determinar posibles variaciones en la calidad biótica asociadas al uso del suelo, se utilizó el **método multimétrico** propuesto por Barbour *et al.* (1999). Este enfoque incluye 65 índices agrupados en categorías de riqueza, composición, roles tróficos y tolerancia e intolerancia, cuyos valores aumentan o disminuyen en respuesta al deterioro ambiental. De este conjunto se seleccionaron 28 métricos adaptados a la composición bentónica de los tramos de estudio (Tabla 6). La habilidad discriminatoria de cada uno de ellos se evaluó mediante gráficos Box and Whisker (cajas y bigotes), utilizando el software estadístico R (R versión 4.5.1), y los paquetes permute (Simpson 2023), vegan (Oksanen *et al.* 2024) y ggplot2 (Wickham 2016).

Para el análisis se consideraron dos categorías discriminatorias: deteriorado y preservado, definidas según los valores obtenidos del Índice de Integridad del Hábitat, IIH (<0,6: deteriorado, ≥0,6 preservado) de acuerdo a lo propuesto por Brasil *et al.* (2018). Este índice integra variables tanto del hábitat fluvial como del uso del espacio ribereño, por lo cual fue seleccionado como el mejor representante de los impactos antropogénicos derivados de los cambios en el uso del suelo. Una vez obtenidas las cajas se comparó la superposición entre las distribuciones (cajas) y, si no hubo superposición entre la condición preservada y degradada entonces los métricos fueron considerados “fuertes discriminadores”, lo que significa que proveen mayor confianza para la evaluación.

Posteriormente, se llevó a cabo la estandarización de los métricos seleccionados como discriminadores, ya que cada métrico se mide a una escala diferente como puede ser número de individuos, porcentajes, etc. El proceso de estandarización se llevó a cabo considerando el rango que se graficó mediante Box and Whisker y luego fue dividido en cuartiles, asignando a cada categoría un puntaje entre 1 y 4. Para aquellos métricos cuyo valor disminuye en respuesta al deterioro ambiental, se usó el valor 1 para el cuartil más bajo de la distribución de los datos y para los que aumentan, se usó el valor 4 para el cuartil más alto. Finalmente, el rango de los resultados de los métricos fue dividido en 4 categorías que luego se tradujo a un juicio de calidad de agua, reflejando la condición de la calidad biológica (Resh *et al.* 1995) (Tabla 7). La evaluación final del índice multimétrico se efectuó para el conjunto de 48 tramos de estudio (separando cuenca alta y media-baja), mediante la suma de los puntajes obtenidos en cada métrico particular y la estimación del porcentaje de cambio respecto de la condición preservada.

Tabla 6. Listado de métricos testeados en tramos preservados y degradados de la cuenca Carcarañá, durante los años 2021 y 2022, mostrando la respuesta esperada a las perturbaciones (Barbour *et al.* 1999).

Categoría	Métrico	Definición	Respuesta esperada
Medidas de riqueza	N° total de Taxa	Medida de la variedad total del ensamble de macroinvertebrados	Decrece
	N° de taxa EPT	Numero de taxa de efímeras, plecópteros y tricópteros	Decrece
	N° de Taxa de Ephemeroptera	Numero de taxa de efímeras	Decrece
	N° de Taxa de Trichoptera	Número de taxa de tricópteros	Decrece
	N° de Taxa de Diptera	Número de taxa de dípteros	Decrece
	N° de Taxa de Coleoptera	Número de taxa de coleópteros adultos y larvas	Decrece
Medidas de composición	% de EPT	Porcentaje de efímeras, plecópteros y tricópteros	Decrece
	% de Ephemeroptera	Porcentaje de ninfas de efímeras	Decrece
	% de Trichoptera	Porcentaje de larvas de tricópteros	Decrece
	% de Diptera	Porcentaje de larvas de dípteros	Aumenta
	% de Coleoptera	Porcentaje de larvas y adultos de coleópteros	Decrece
	% de Chironomidae	Porcentaje de quironómidos	Aumenta
	% Orthocladiinae/Chironomidae	Abundancia relativa de la subfamilia Orthocladiinae	Aumenta
	% Chironominae/Chironomidae	Abundancia relativa de la subfamilia Chironominae	Aumenta
	% <i>Caenis</i> spp./Ephemeroptera (cuenca alta)	Abundancia relativa del género <i>Caenis</i> spp.	Aumenta
	% <i>Leptohyphes</i> spp./Ephemeroptera (cuenca media, baja)	Abundancia relativa del género <i>Leptohyphes</i> spp.	Disminuye
Medidas de Roles Tróficos	% de Depredadores	Porcentaje del grupo funcional depredador	Variable
	% de Colectores de depósito	Porcentaje de organismos que recolecta materia orgánica particulada fina depositada sobre el lecho	Variable

	% de Colectores filtradores	Porcentaje de organismos que filtra materia orgánica particulada fina	Variable
	% de Raspadores	Porcentaje de organismos que raspa el perifiton	Decrece
	% de Desmenuzadores	Porcentaje de organismos que desmenuza el detrito orgánico grueso	Variable***
	Abundancia Depredadores	Abundancia total del grupo funcional depredador	Variable
	Abundancia Colectores de deposito	Abundancia total de organismos que recolecta materia orgánica particulada fina depositada sobre el lecho	Variable
	Abundancia Colectores filtradores	Abundancia total de organismos que filtra materia orgánica particulada fina	Variable
	Abundancia Raspadores	Abundancia de organismos que raspa el perifiton	Decrece
	Abundancia Desmenuzadores	Abundancia de organismos que desmenuza el detrito orgánico grueso	Variable*
Medida de tolerancia e intolerancia	% Taxón Dominante	Medida de la dominancia de los taxones más abundantes	Aumenta
	Densidad total	Número de ind.m ⁻²	Decrece
	Índice de Shannon	Incorpora riqueza y equidad en una medida de diversidad general y composición	Decrece
* Si bien la abundancia de desmenuzadores se considera un métrico que decrece frente a las perturbaciones, en este caso considera variable ya que la perturbación involucra un incremento de la cantidad de materia orgánica particulada gruesa en los arroyos.			

Tabla 7. Conversión de valores de los índices métricos en clase y juicio de calidad.

Porcentaje de cambio	Clase de calidad	Juicio	
75 - 100	4	No deteriorado	
50 - 75	3	Poco deteriorado	
25 - 50	2	Moderadamente deteriorado	
0 - 25	1	Severamente deteriorado	

Índice de Ribera y Hábitat

Para estimar la calidad de la zona ribereña se calculó el **Índice de Calidad del Bosque de Ribera (CBR) (Anexos 1, 2 y 3)**, el cual se obtiene a partir de la sumatoria de los puntajes de cada una de las variables relevadas. El resultado final, varía entre 0 y 100, permitiendo también asignar un juicio de calidad (Tabla 8).

Adicionalmente, también se evaluó el **Índice de Integridad de Hábitat (IIH) (Anexos 4, 5 y 6)**. El cual se calcula a partir de la sumatoria del valor ponderado de cada una de las variables dividido por el número total de variables evaluadas. Así, de acuerdo al valor final, el IIH permite asignar un juicio de valor a los tramos entre degradado ($pv\ IIH \leq 0,33$), moderadamente degradado ($0,33 < pv\ IIH \leq 0,66$) y preservado ($pv\ IIH > 0,66$).

Tabla 8. Conversión de valores del Índice de Calidad del Bosque de Ribera en juicio de calidad (Corigliano 2008).

Puntuación	Juicio	Calidad	Color
>95	Sin alteraciones, estado natural	Muy Buena	Azul 
75-90	Ligeras perturbaciones	Buena	Verde 
55-70	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Moderada	Amarillo 
30-50	Alteración intensa	Mala	Naranja 
≤25	Degradación extrema	Pésima	Rojo 

Índice de Integridad Ecológica de Ríos (ECOINTRI)

Para realizar una valoración global del ecosistema y como aporte a la evaluación de la integridad ecológica de tramos de ríos pampeanos se realizó una combinación de la valoración de la calidad ribereña, la calidad físico-química y la calidad biológica del agua, en un nuevo índice: ECOINTRI (ECOLOGICAL INTEGRITY RIVERS), ajustado del índice original ECOSTRIMED (ECOLOGICAL STATUS RIVER MEDITERRANEAN) (Prat *et al.* 2012) y de su primera adaptación a esta región: Índice de Calidad Ambiental (Corigliano 2008).

Para el cálculo de este índice se propone primero calcular la calidad ambiental combinando los juicios de calidad del ICA con el BMWP (Tabla 9) y una vez obtenido este resultado, calcular el índice ECOINTRI combinando ICA + BMWP con el CBR (Tabla 10). El resultado final dará un juicio de calidad del Estado Ecológico global del ecosistema, teniendo en cuenta tres partes fundamentales de la integridad ecológica de los sistemas acuáticos: la calidad físico-química y biótica del agua y la calidad del bosque de la ribera.

Tabla 9. Índice de calidad ambiental que combina resultados de ICA + BMWP.

BMWP	ICA				
	5	4	3	2	1
5	Muy Buena	Buena	Moderada	Mala	Muy Mala
4	Muy Buena	Buena	Moderada	Mala	Pésima
3	Buena	Moderada	Moderada	Mala	Pésima

2	Moderada	Moderada	Moderada	Mala	Pésima
1	Mala	Mala	Mala	Pésima	Pésima

Tabla 10. ECOINTRI, Índice de Integridad Ecológica de los Ríos combinando la calidad de ICA + BMWP y CBR.

ICA+BMWP	CBR				
	Muy buena	Buena	Moderada	Mala	Pésima
Muy Buena	Muy Buena	Muy buena	Buena	Moderada	Moderada
Buena	Buena	Buena	Buena	Moderada	Moderada
Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Mala	Mala
Mala	Mala	Mala	Mala	Mala	Pésima
Pésima	Pésima	Pésima	Pésima	Pésima	Pésima

Métricos funcionales

Los resultados obtenidos de metabolismo fluvial (respiración, producción bruta y producción neta de la comunidad), desarrollo del biofilm en sustratos artificiales (clorofila *a*) y degradación de la materia orgánica (peso seco remanente), se analizaron considerando los valores obtenidos en tramos degradados (IIH <0,6) y preservados (IIH ≥0,6) mediante métodos comparativos y de validación de la capacidad discriminadora (Barbour *et al.* 1999). Esta metodología de análisis se empleó siguiendo los mismos pasos que para el análisis multimétrico con macroinvertebrados.

Resultados

1) Índice físico-químico

Las variables físico-químicas del agua determinadas a campo y laboratorio para el cálculo del ICA, no mostraron variaciones relevantes entre los tramos de estudio. Solo se observaron diferencias marcadas en los valores de conductividad y SDT en los cuatro tramos ubicados en cuenca baja del colector principal Carcarañá (Anexo 8).

El ICA evidenció valores y juicios de calidad similares para todos los tramos de la cuenca Carcarañá tratándose en su mayoría de tramos con muy buena calidad seguidos por tramos con buena calidad (Figura 8). Los menores valores del índice fueron registrados en el tramo CT-22 y en los cuatro tramos del colector principal.

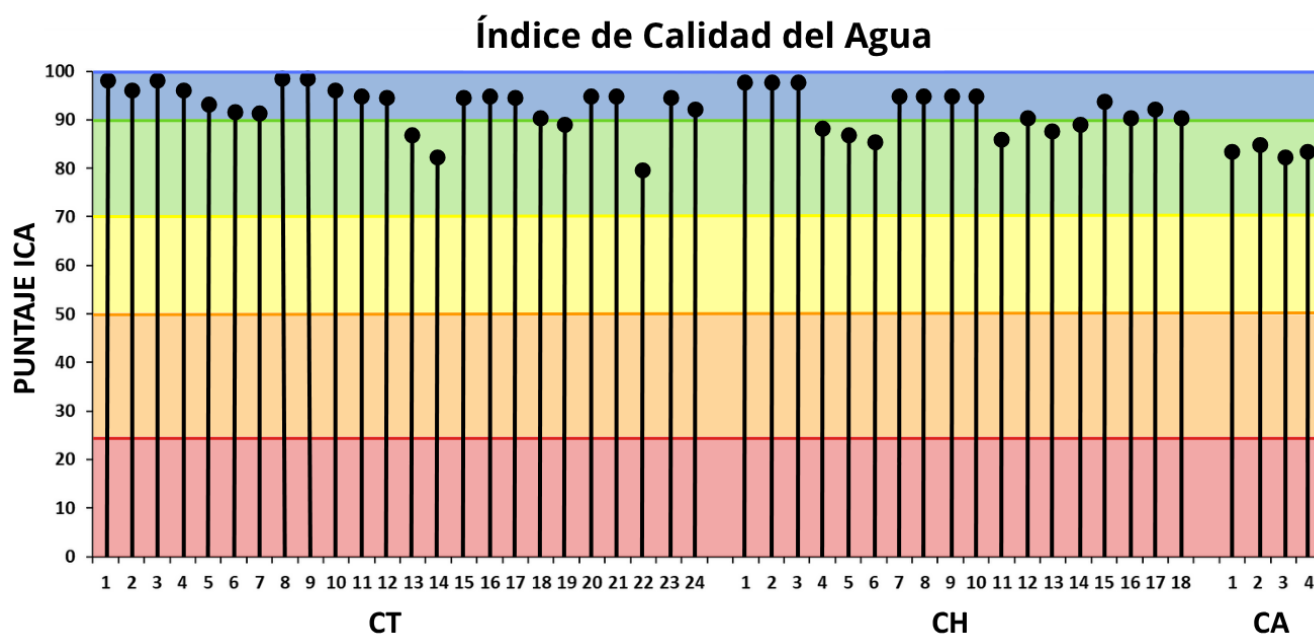


Figura 8. Valoración del ICA en la subcuenca Ctlamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicado según la coloración de los rangos de valor: rojo (<25) calidad muy mala, naranja (>25-50) calidad mala, amarillo (>50-70) calidad moderada, verde (>70-90) calidad buena, y azul (>90-100) calidad muy buena.

2) Índices bióticos

Se registraron un total de 108 taxa para el total de muestras, pertenecientes a 7 phyla: Cnidaria, Annelida, Mollusca, Platyhelminthes, Nemertea, Nematoda y Arthropoda, a partir de los cuales se realizaron los pertinentes cálculos de los índices (Anexo 9 y 10).

El IBC, a lo largo de ambas subcuencas no indicó diferencias entre los juicios de calidad de los diferentes tramos evaluados, tratándose, según el juicio, de aguas muy limpias o con poca contaminación. Todos los tramos de cuenca alta, tanto de la

subcuenca Ctalamochita (CT-1 a CT-12) como del Chocancharava (CH-1 a CH-6), presentaron el máximo puntaje del IBC con una calidad muy buena del agua. Contrariamente, en el colector principal Carcarañá, los cuatro tramos exhibieron grados de deterioros en la calidad biótica del agua, expresados por los juicios de calidad como aguas contaminadas o muy contaminadas (Figura 9, Anexo 11).

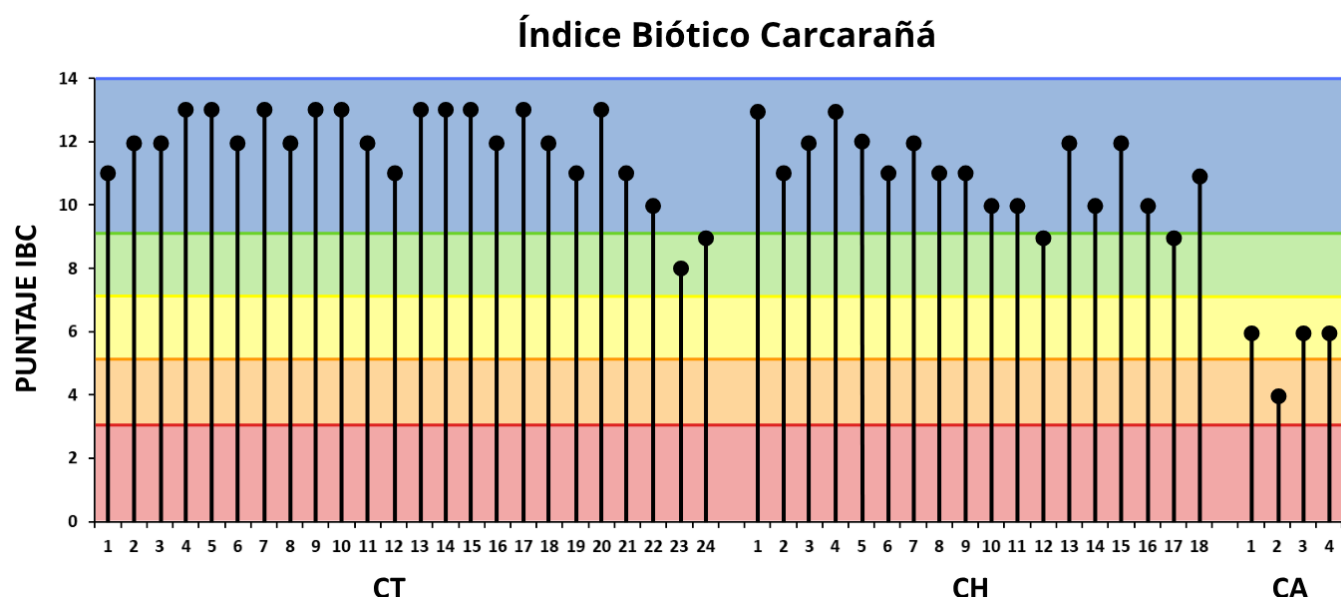


Figura 9. Valoración del IBC en la subcuenca Ctalamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicado según la coloración de los rangos de valor: rojo (1-2-3) calidad pésima, naranja (4-5) calidad mala, amarillo (6-7) calidad moderada, verde (8-9) calidad buena, y azul (10-11-12...) calidad muy buena.

El BMWP, mostró algunas diferencias con respecto al IBC. Si bien la mayoría de los tramos siguieron evidenciando calidad biótica muy buena o buena, en el río Ctalamochita los tramos de cuenca baja indicaron en sus juicios de calidad aguas contaminadas o muy contaminadas. En el río Chocancharava, los tramos exhibieron un puntaje de BMWP menor, sin la existencia de un patrón claro de perturbación a lo largo de la subcuenca. Los mayores puntajes se encontraron en la cuenca alta de ambos ríos y los menores puntajes en el colector principal Carcarañá. El tramo CA-2 fue el que exhibió el menor valor de toda la cuenca, con un juicio de calidad de aguas extremadamente contaminadas (Figura 10, Anexo 11).

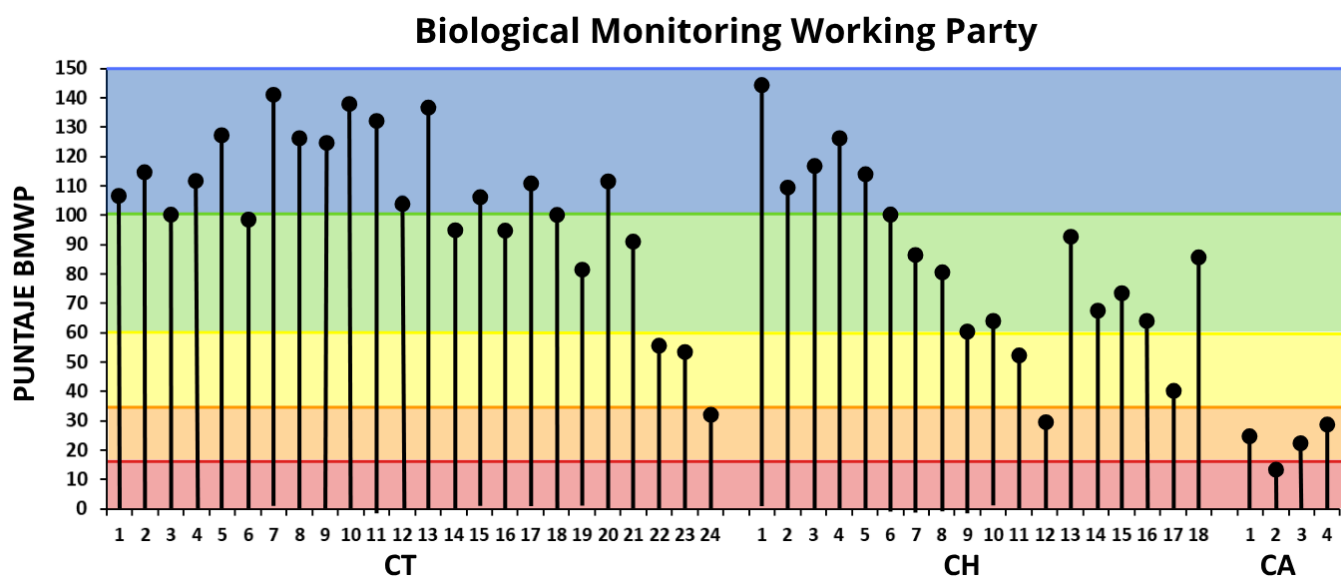


Figura 10. Valoración del BMWP en la subcuenca Ctalamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicado según la coloración de los rangos de valor: rojo (≤ 15) calidad pésima, naranja (16-35) calidad mala, amarillo (36-60) calidad moderada, verde (61-100) calidad buena, y azul (101-150) calidad muy buena.

El índice ASPT mostró, en la mayoría tramos, que la calidad biótica variaba entre muy buena y buena. Solo un tramo de la subcuenca Ctalamochita (CT-24), dos de las subcuenca Chocancharava (CH-9 y CH-12) y tres del colector principal (CA-1, CA-2 y CA-4) evidenciaron calidad moderada. Los cuatro tramos del colector principal fueron los que obtuvieron el menor puntaje de la cuenca, con CA-3 con un juicio de aguas muy contaminadas (Figura 11, Anexo 11).

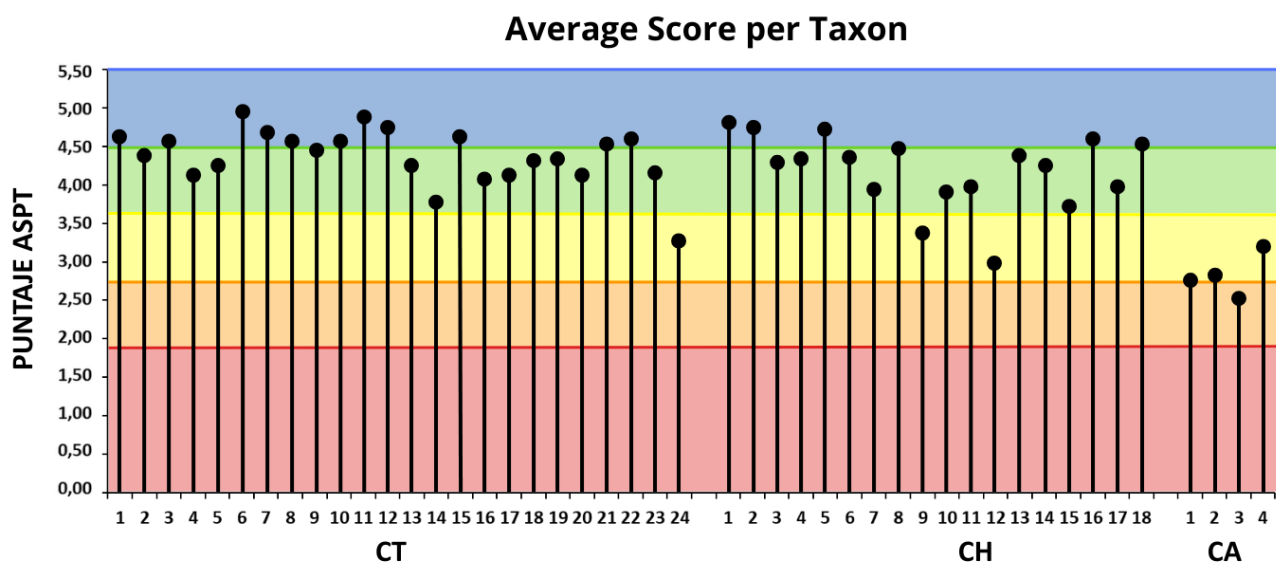


Figura 11. Valoración del ASPT en la subcuenca Ctlamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicado según la coloración de los rangos de valor: rojo (0-1,87) calidad pésima, naranja (1,88-2,74) calidad mala, amarillo (2,75-3,62) calidad moderada, verde (3,63-4,50) calidad buena, y azul (>4,50) calidad muy buena.

Por otra parte, de los 65 métricos propuestos por Barbour *et al.* (1997), se probaron 28 para verificar si discriminaban entre la condición de referencia (tramos conservados según IIH) y la condición impactada (tramos deteriorados según IIH). La confiabilidad de los índices se evaluó mediante la realización de gráficos de Cajas y Bigotes (Box & Whisker) (Figuras 12 a 19) y a partir de ellos se obtuvieron 4 métricos en cuenca alta y 1 métrico en cuenca media baja, que evidenciaron capacidad de discriminar los distintos tipos de condiciones (Tabla 11). Los 4 métricos obtenidos para cuenca alta representaron las categorías de: riqueza, composición y roles tróficos, mientras que el único métrico de cuenca media y baja fue un representante de medidas de roles tróficos. En ninguno de los casos se seleccionaron métricos de tolerancia e intolerancia.

En la Figura 20 se presenta, el porcentaje de cambio y los juicios asignados a cada tramo de estudio. El resultado del índice multimétrico mostró que un sitio de la cuenca Ctlamochita (CT-23), tres del Chocancharava (CH-12, CH-17 y CH-18) y dos del colector principal Carcarañá (CA-1 y CA-2) presentan calidad severamente deteriorada, lo cual coincide en parte con el deterioro de calidad biótica expresada en el BMWp. La mayoría

de los restantes tramos presentan entre calidad moderada y poco deteriorada. En el Anexo 12, se presenta además la valoración de cada métrico para cada uno de los tramos de estudio, diferenciando cuenca alta de cuenca media-baja.

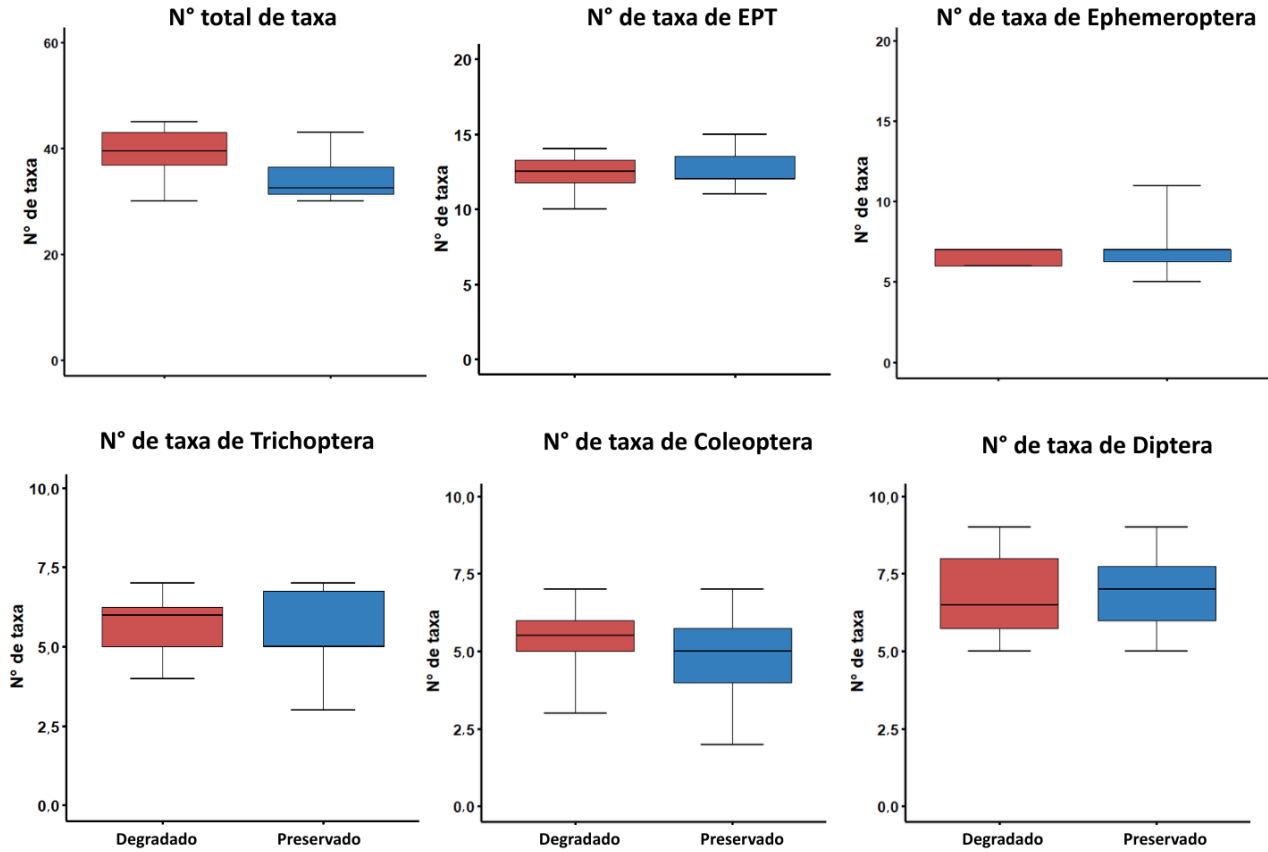


Figura 12. Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Riqueza en bentos de cuenca alta, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.

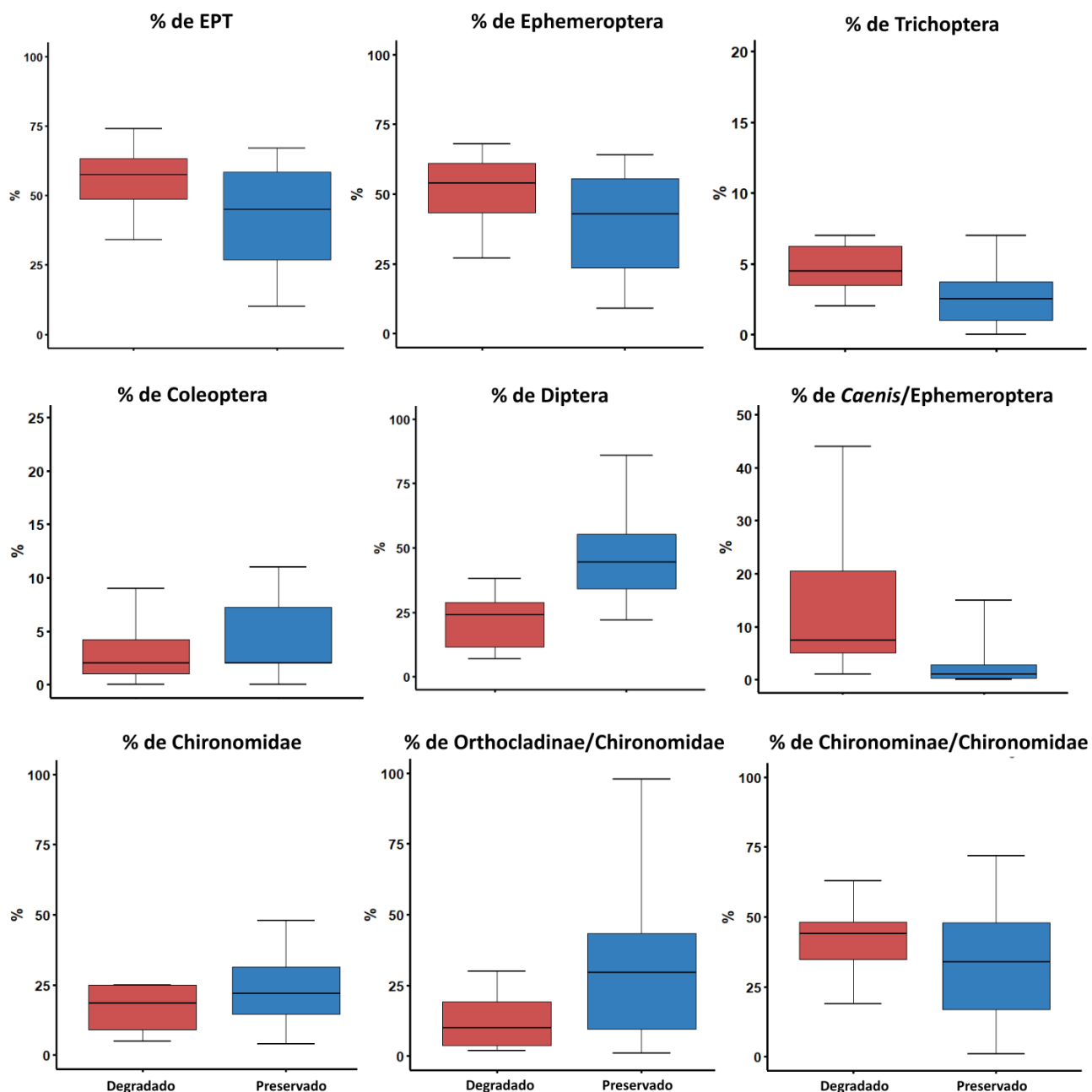


Figura 13. Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Composición en bentos de cuenca alta, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.

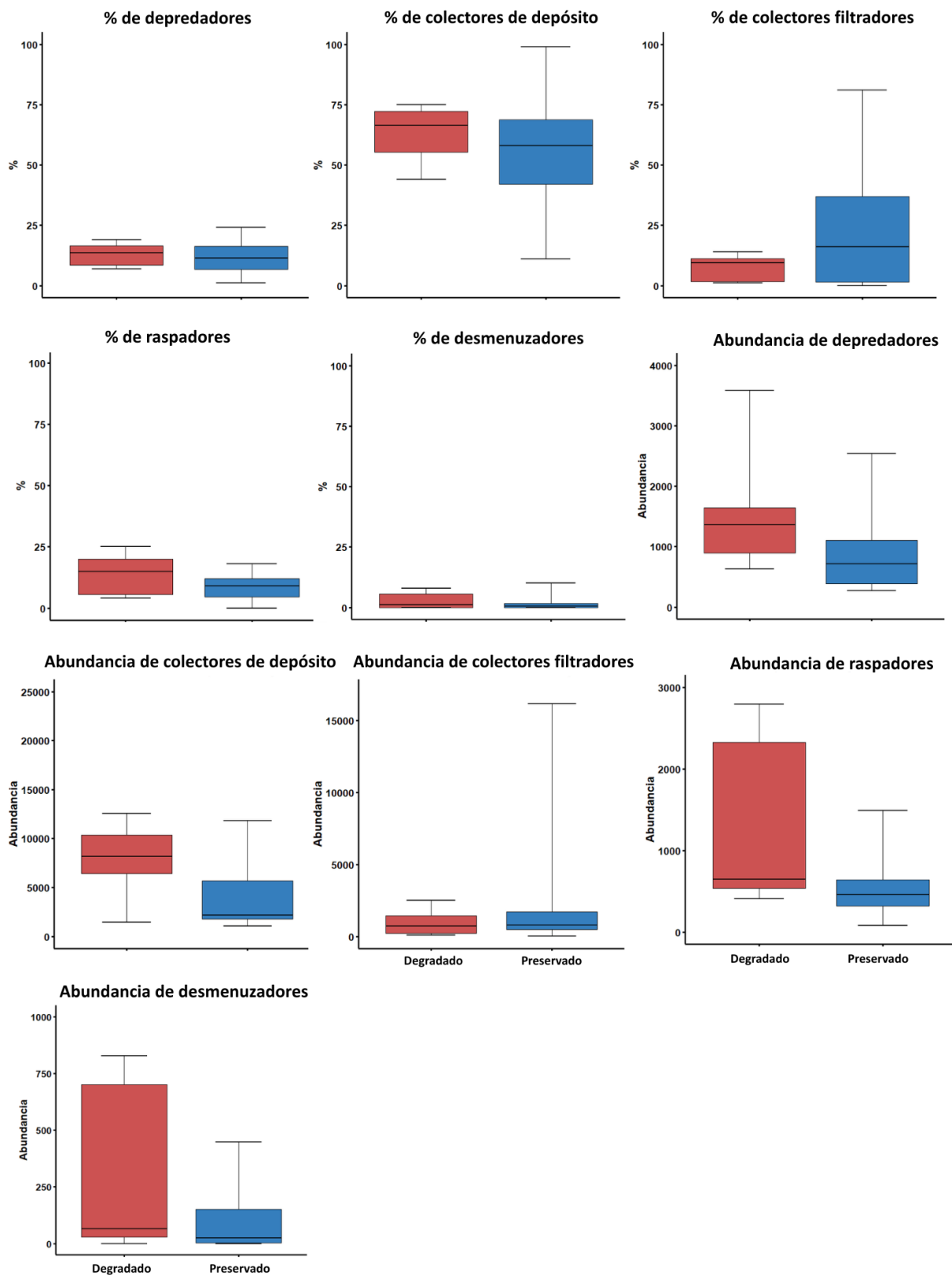


Figura 14. Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Roles Tróficos en bentos de cuenca alta, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.

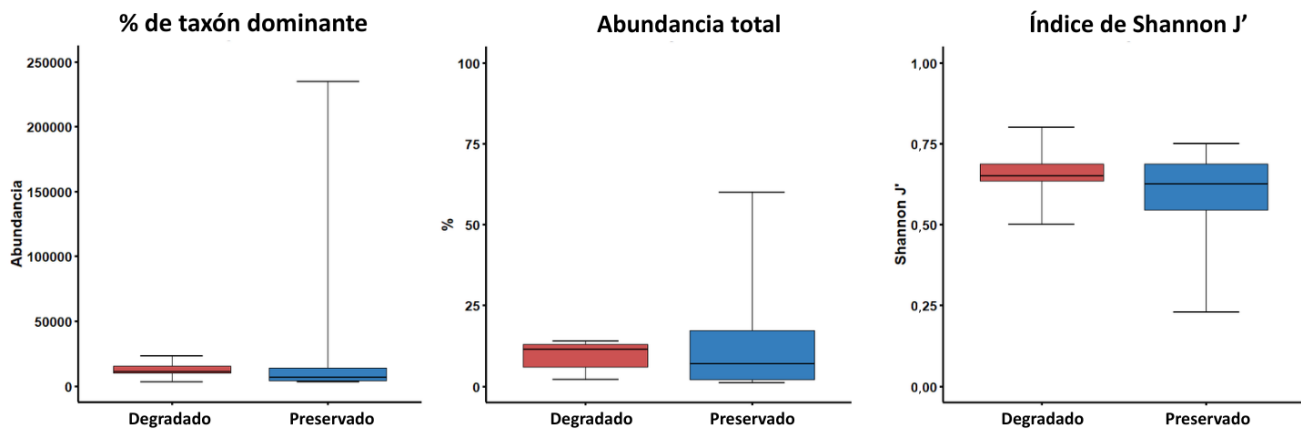


Figura 15. Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Tolerancia e Intolerancia en bentos de cuenca alta, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.

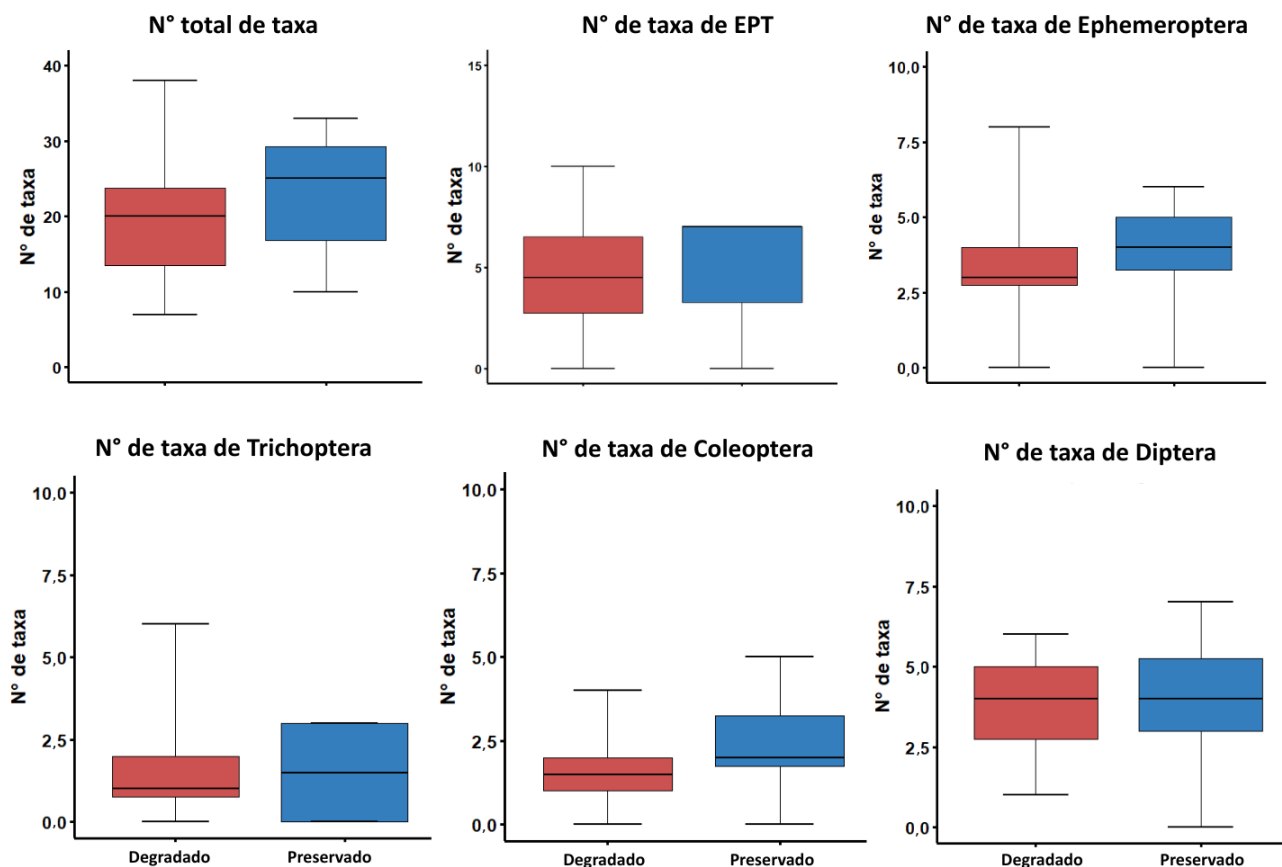


Figura 16. Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Riqueza en bentos de cuenca media-baja, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.

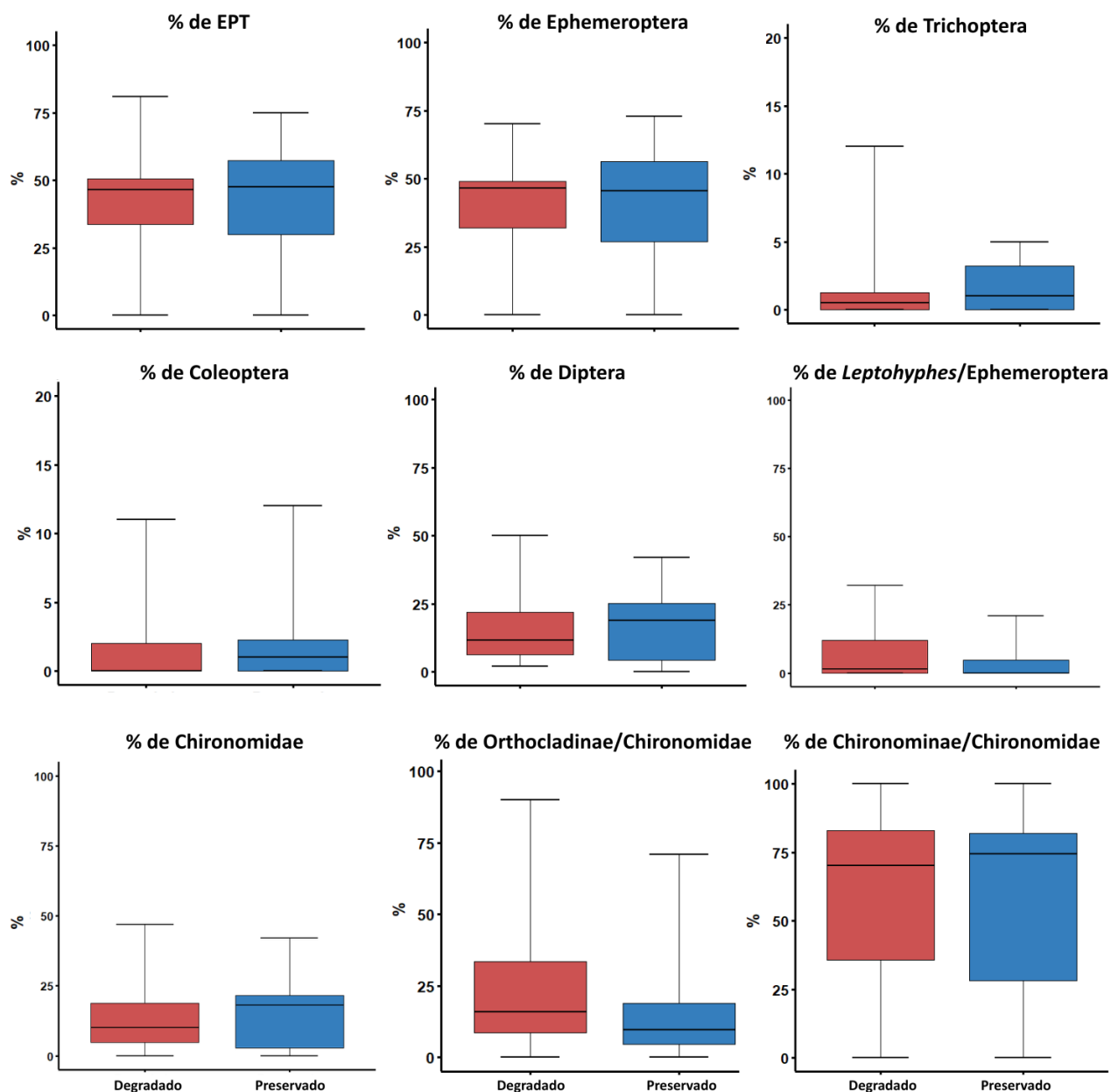


Figura 17. Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Composición en bentos de cuenca media-baja, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.

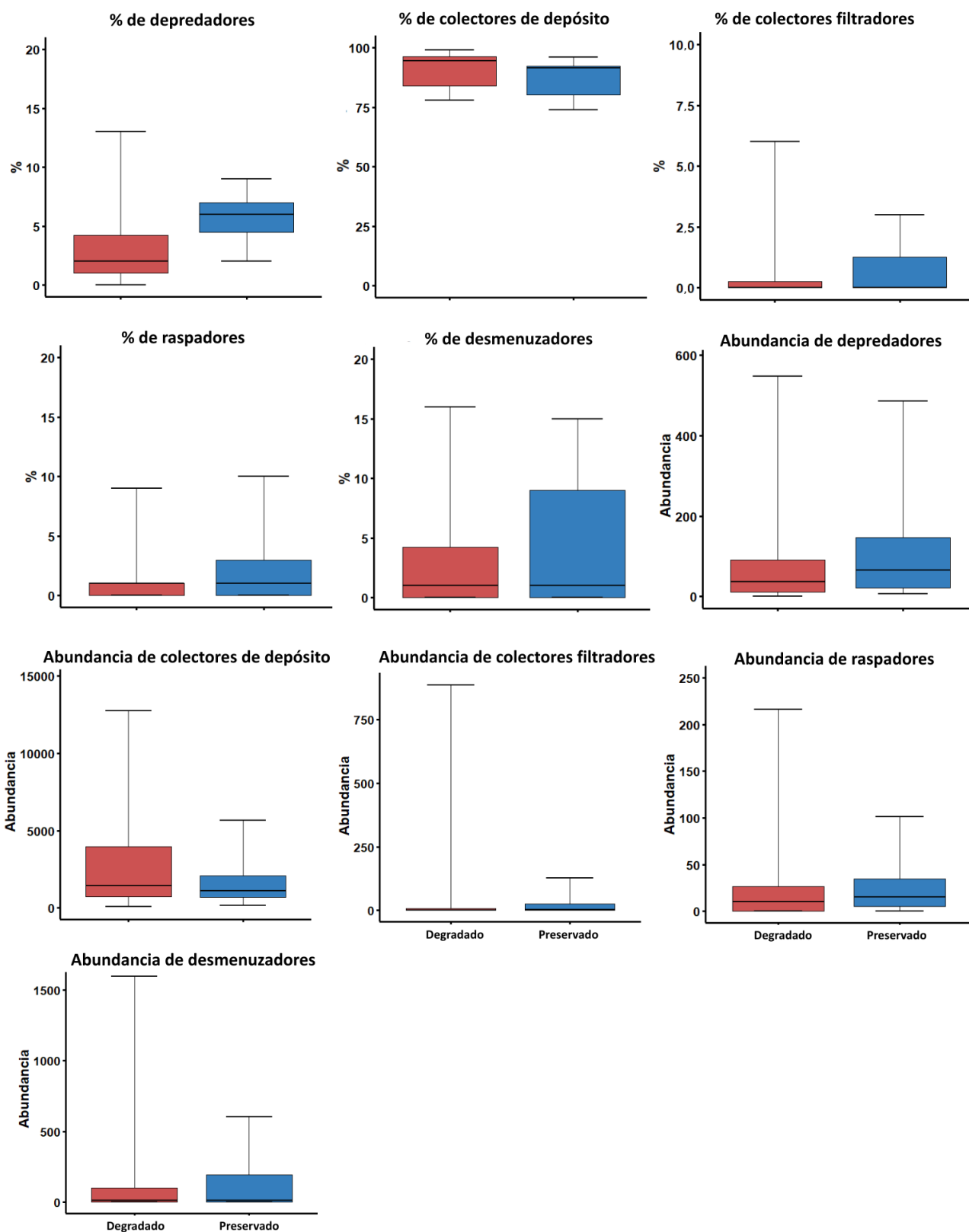


Figura 18. Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Roles Tróficos en bentos de cuenca media-baja, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.

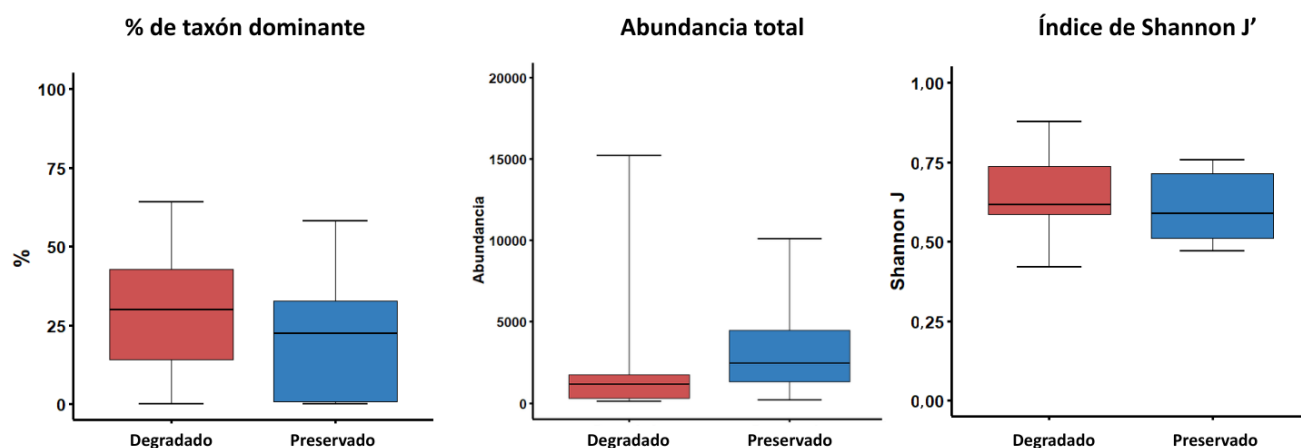


Figura 19. Valores de los métricos pertenecientes a la categoría Medidas de Tolerancia e Intolerancia en bentos de cuenca media-baja, mostrando el poder discriminatorio de los dos tipos de condiciones ambientales según el IIH.

Tabla 11. Rango de los valores de los métricos que reflejaron diferencias entre los dos tipos de condiciones, divididos en cuartiles y el puntaje asignado a cada uno de ellos.

CUENCA	MÉTRICOS	1	2	3	4
CUENCA ALTA	N° total de taxa	> 41,00	41,00 – 36,50	36,51 – 32,00	< 32,00
	% de Diptera	< 23,00	23,00 – 32,00	32,01 – 50,00	> 50,00
	% de <i>Caenis/Ephemeroptera</i>	> 8,00	8,00 – 4,00	4,01 – 1,00	< 1,00
	Abundancia de colectores de depósito	> 9708,00	9708,00 – 6181,50	6181,51 – 2139,00	< 2139,00
CUENCA MEDIA-BAJA	% de depredadores	< 2,00	2,00 – 3,50	3,51 – 6,00	> 6,00

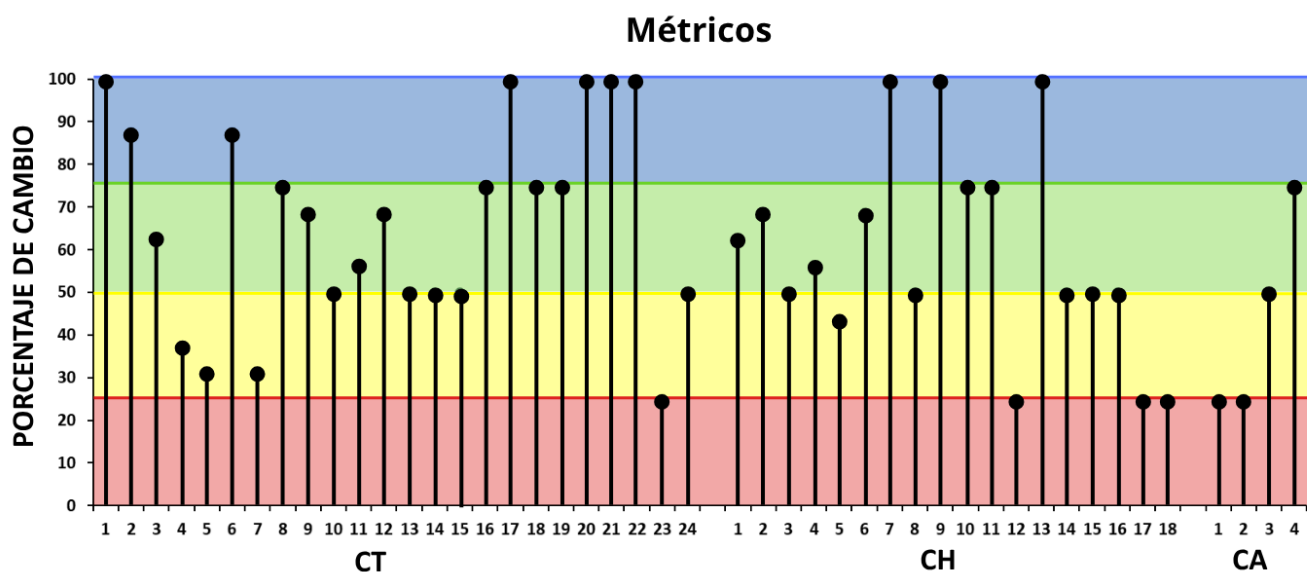


Figura 20. Valoración de los métricos en la subcuenca Ctalamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicado según la coloración del porcentaje de cambio: rojo (0-25) severamente deteriorado, amarillo (25-50) moderadamente deteriorado, verde (50-75) poco deteriorado, y azul (75-100) no deteriorado.

3) Índice de Ribera y Hábitat

Los resultados del CBR revelaron que la mayoría de los tramos evaluados presentaron algún grado de deterioro en la zona ribereña. Solo cuatro tramos de cuenca alta, dos de la subcuenca Ctalamochita (CT-8 y CT-11) y dos de la subcuenca Chocancharava (CH-1 y CH-4) fueron los que presentaron el puntaje más alto con un juicio de calidad de sin alteraciones, estado natural. El puntaje más bajo se encontró en un tramo urbano de la cuenca alta del río Ctalamochita (CT-4) perteneciente a la localidad de Santa Rosa y un tramo del colector principal Carcarañá (CA-1), ambos con un juicio de calidad de degradación extrema (Figura 21).

En coincidencia con el CBR, el IIH reveló un patrón de degradación similar, evidenciando que la mayoría de los tramos presentaron una degradación moderada. Los valores más altos del IIH se registraron en los mismos tramos de cuenca alta (CT-8, CT-11, CH-1 y CH-4) donde existe una mayor conservación de la zona ribereña. En contraste, los valores más bajos se observaron en los tramos CT-4 y CA-1, que coincidieron con los

tramos de degradación extrema señalados por el CBR, así como también en los tramos CT-23 y CH-3 (Figura 22).

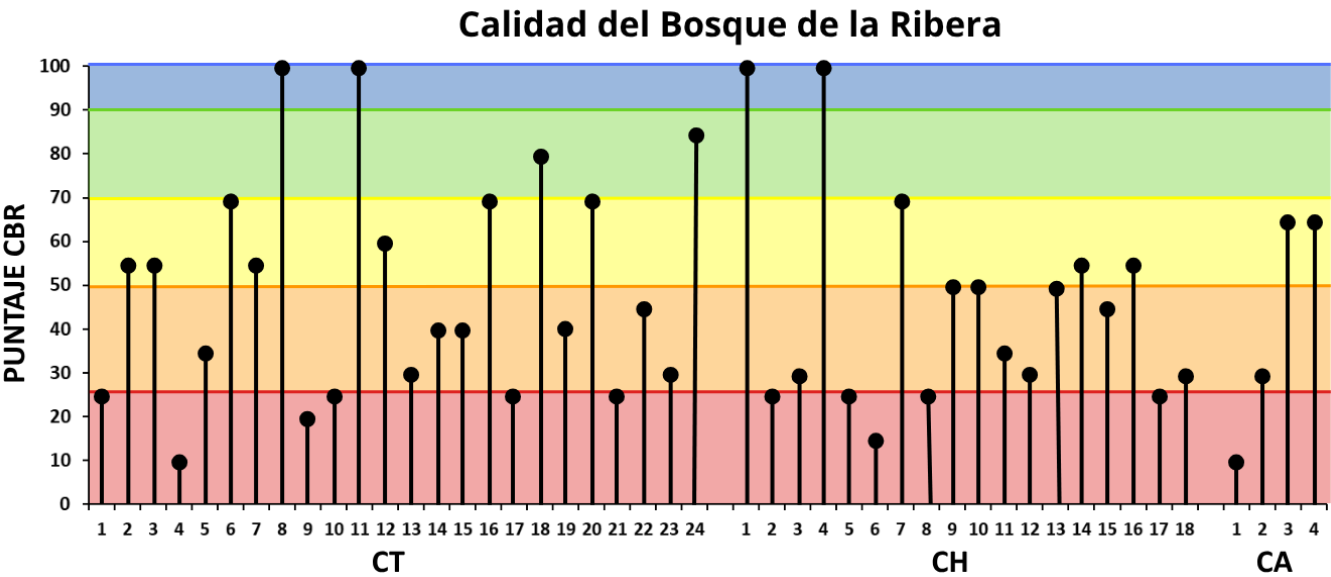


Figura 21. Valoración del índice CBR en la subcuenca Ctalamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva indicado según la coloración de los rangos de valor: rojo (≤ 25) pésima, naranja (30-50) mala, amarillo (55-70) moderada, verde (75-90) buena, y azul (> 95) muy buena.

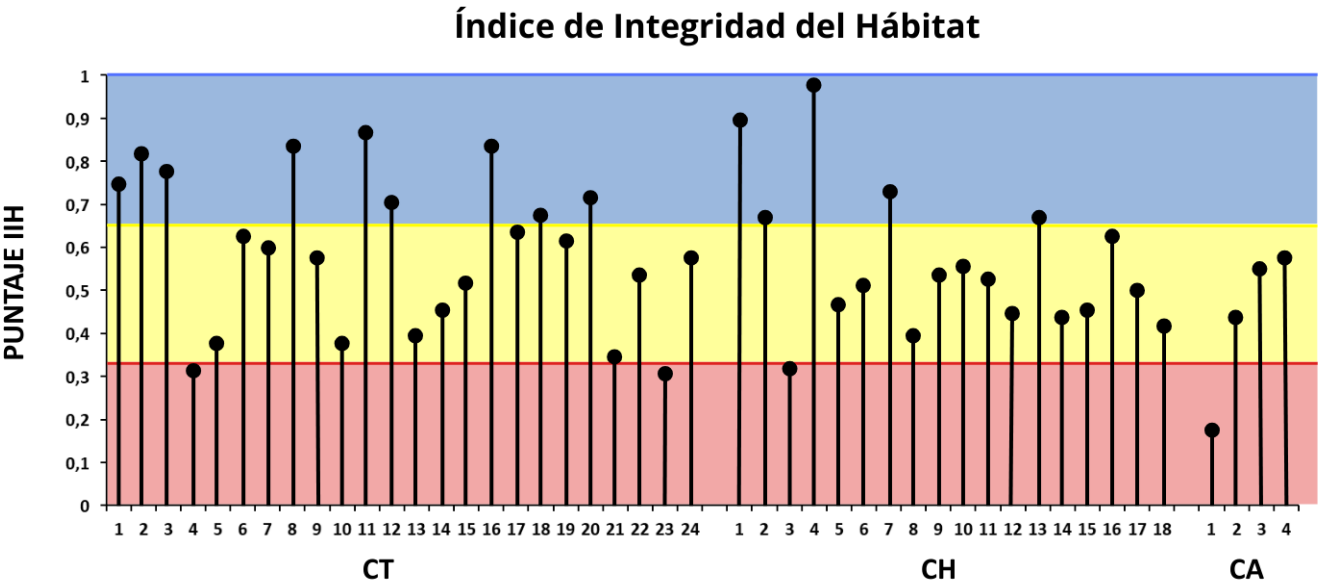


Figura 22. Valoración del IIH en la subcuenca Ctalamochita (CT), Chocancharava (CH) y en el colector principal Carcarañá (CA) durante la primavera 2021 y 2022. En la figura se indica el valor de cada tramo con su respectiva calidad indicado según la coloración de los rangos de valor: rojo ($\leq 0,33$) degradado, amarillo ($0,33 < \text{IIH} \leq 0,66$) moderadamente degradado, y azul ($> 0,66$) preservado.

4) Índice de Estado Ecológico (ECOINTRI)

En términos generales, la calidad de los tramos de estudio según el índice de integridad ecológico fue en su mayoría moderada (figura 23). Cuatro tramos presentaron calidad muy buena en su integridad ecológica (CT-8, CT-11, CT-18 y CH-1). Mientras que hubo dos tramos del colector principal que evidenciaron una calidad pésima (CA-1 y CA-2), dado principalmente por sus bajos valores de calidad biótica y de ribera (Anexo 13). Además, 7 tramos presentaron calidad mala, todos ellos en cuenca media-baja; 22 presentaron calidad moderada y 11 calidad buena.

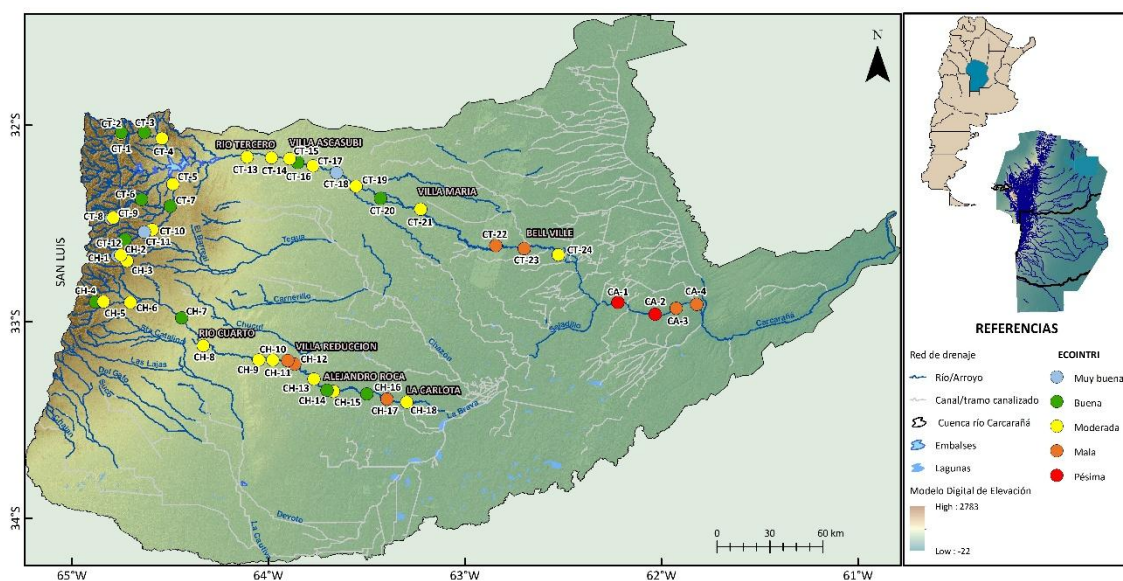


Figura 23. Área de la cuenca Carcarañá con los tramos de estudio coloreados con los correspondientes juicios de calidad del índice ECOINTRI.

5) Métricas funcionales

Los resultados de métricos basados en medidas funcionales no evidenciaron diferencias entre tramos degradados y preservados. De los cinco métricos evaluados en cuenca alta solo el peso seco remanente exhibió diferencias en los gráficos de caja entre ambas condiciones (Figura 24). Sin embargo, este resultado debe ser tomado con cautela dado que el porcentaje de masa seca remanente fue menor al 30%. Valores inferiores a este porcentaje incrementan la incertidumbre y reducen la capacidad de obtener conclusiones confiables (Gessner y Chauvet, 2002). Por esta razón es que no se realizó la estandarización de su valor ni su división en juicios de calidad.

De manera similar, en cuenca media-baja, ninguno de los cuatro métricos mostró capacidad discriminatoria (Figura 25). En la Respiración y Clorofila α se evidenció una mayor dispersión de los datos en la condición degradada, lo contrario a lo ocurrido en cuenca alta, donde la mayor dispersión de datos se obtuvo en los tramos preservados.

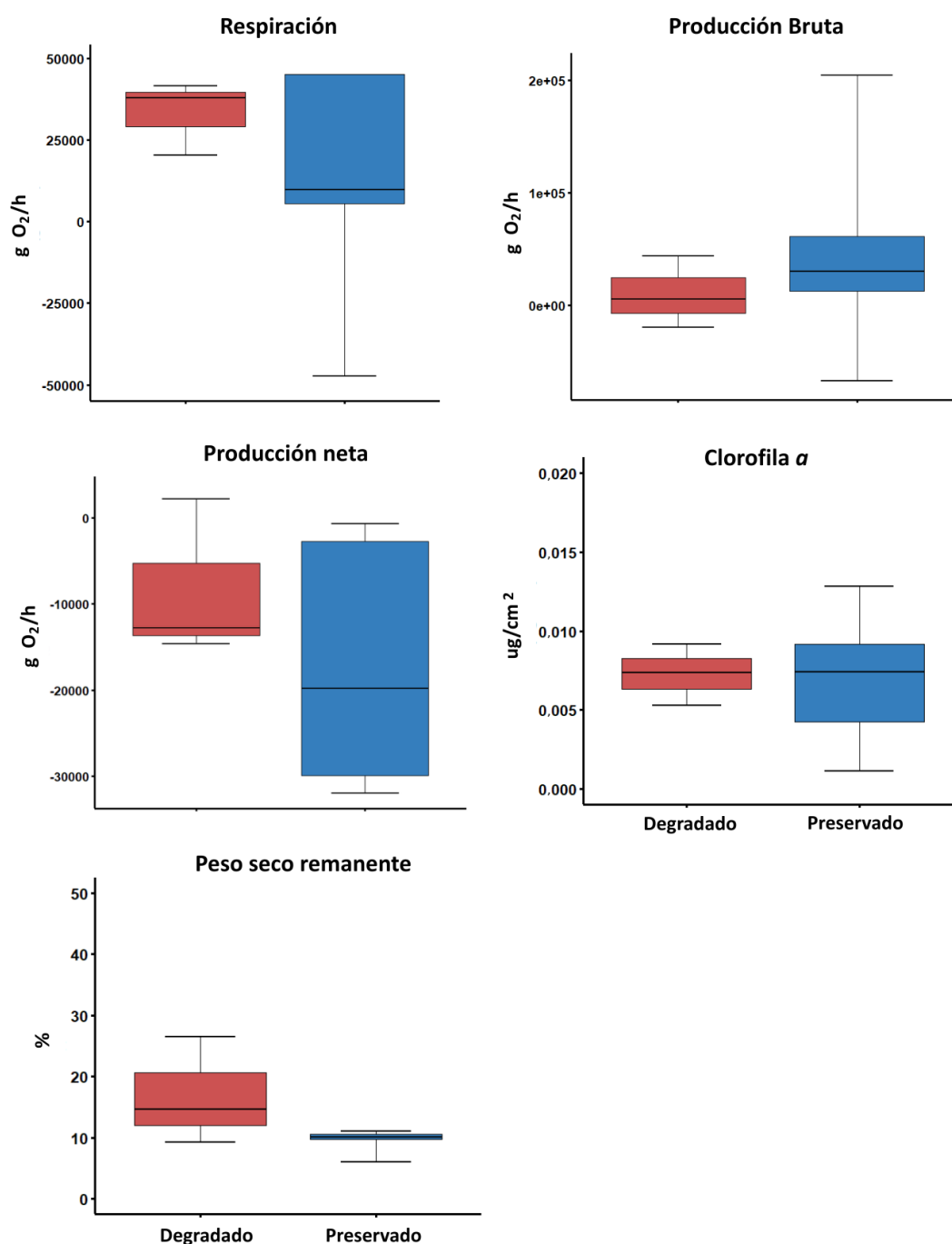


Figura 24. Valores de los métricos pertenecientes a cuenca alta medidos en primavera del 2022. Se muestra el poder discriminatorio de los dos tipos de tramos evaluados mediante el IIH. Rojo: degradado y Azul: preservado.

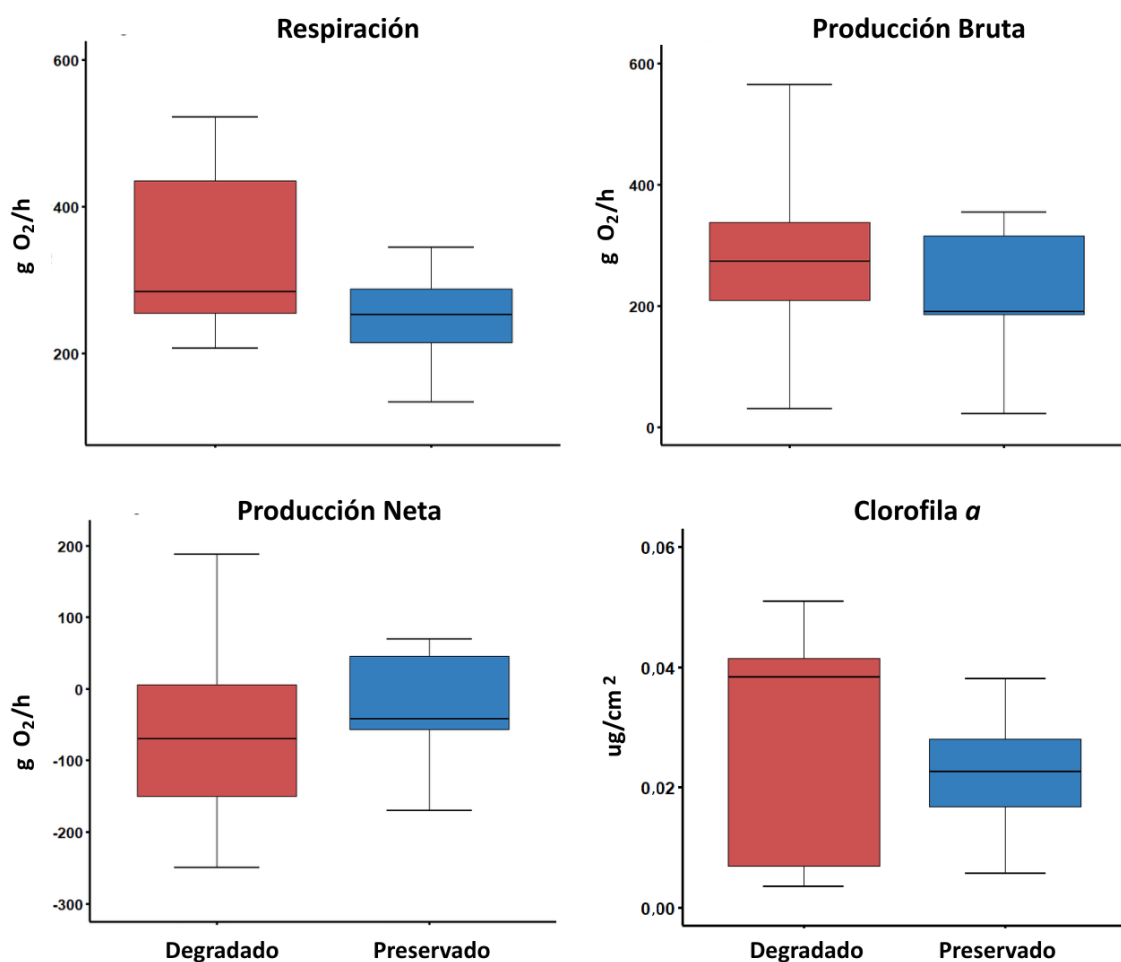


Figura 25. Valores de los métricos pertenecientes a cuenca media baja medidos en primavera del 2021. Se muestra el poder discriminatorio de los dos tipos de tramos evaluados mediante el IIH. Rojo: degradado y Azul: preservado.

Discusión

El estudio de diferentes tramos de la cuenca Carcarañá permitió evaluar la integridad ecológica de los mismos a través de indicadores físico-químicos, biológicos y de ribera y hábitat, poniendo a prueba también indicadores funcionales. A través del Índice de Integridad Ecológica de los ríos se pudo obtener un juicio de calidad global de cada tramo evaluado, plasmándolo en un mapa de calidad, lo cual cumple con el objetivo específico planteado para este capítulo.

El resultado obtenido del Índice de Calidad del Agua (ICA) reveló una muy buena calidad físico química de la cuenca, no encontrándose tramos degradados. En este

sentido, es ampliamente reconocido que los métodos tradicionales que emplean parámetros físico y químicos de la calidad del agua no representan con precisión el estado real y los eventos de perturbación que tuvieron lugar en los sistemas de agua dulce a lo largo del tiempo (Herman y Nejadhashemi 2015; Custodio 2019; Sumudumali y Jayawardana 2021). Por el contrario, presentan la limitación de reflejar el estado del cuerpo de agua en el momento del muestreo, lo cual dificulta detectar cambios provocados por contaminación difusa o deterioro producido por varios años de cambios sostenidos en el uso del suelo (Abbasi y Abbasi 2012).

Además, las variables aquí empleadas representan solo una selección de las utilizadas a nivel mundial para el cálculo del ICA. Variables como la turbidez o las coliformes totales constituyen indicadores relevantes para detectar cambios asociados a actividades agrícolas y urbanas (Miguel-Chinchilla *et al.* 2019; del Rosario Salazar-Sánchez *et al.* 2023), pero no fueron incluidos en este análisis debido a la falta de equipamiento y recursos para su medición. Esta limitación no es exclusiva de este trabajo dado que distintos índices de calidad del agua desarrollados y aplicados en otras regiones también presentan variaciones, restricciones metodológicas y posibles sesgos. Sumado a esto, no siempre responden de forma sensible a impactos (Chidiac *et al.* 2023). No obstante, estas limitaciones no disminuyen la relevancia de continuar empleando y evaluando este tipo de indicadores, así como de avanzar en el desarrollo y validación de índices que puedan ser contrastados y replicados en diferentes contextos regionales.

Por otra parte, los resultados obtenidos de la aplicación del Índice Biótico Carcarañá (IBC) no evidenciaron diferencias en los juicios de calidad de los tramos de cuenca alta y media-baja para ninguna de las subcuencas. Solo se presentaron juicios de calidad moderada y mala para los tramos del colector principal Carcarañá. Esta ausencia de diferenciación entre tramos podría estar asociada a las características y al rango de sensibilidad del índice, el cual fue desarrollado principalmente para evaluar impactos ambientales severos y puntuales. En este sentido, se ha señalado que, ante escenarios de descargas orgánicas moderadas, contaminación difusa o alteraciones hidrológicas, el IBC puede presentar una menor capacidad de discriminación, por lo que resulta

pertinente complementarlo con el análisis de otros atributos estructurales de la comunidad de macroinvertebrados (Oberto *et al.* 2020).

Los tramos ubicados en el colector principal Caracarañá, presentan impactos puntuales. En ese sector, la cuenca se encuentra totalmente canalizada, con actividades de dragado permanentes y actividad agrícola intensa incluso llegando hasta el borde del curso fluvial (Pincén *et al.* 2010; Santinelli *et al.* 2020). Asimismo, los aportes de caudal proveniente de las subcuencas principales y de otras aledañas como la del arroyo Tortugas aportan al curso del río Caracarañá agua proveniente de desagües pluviales urbanos y del escurrimiento superficial en campos de la región centro-este de la provincia de Córdoba (Lozada Díaz 2019). Además, el primer tramo muestreado sobre el colector principal (CA-1), presenta de manera aledaña al curso fluvial el basural municipal de la ciudad de Inrville (32°54'9.72"S 62°13'31.152"W) y un desagüe directo proveniente de la planta depuradora de residuos cloacales de dicha localidad. Todas estas presiones antrópicas explican la severidad de los impactos registrados y refuerzan la sensibilidad del índice para detectar alteraciones ambientales marcadas en tramos fuertemente degradados.

A diferencia del IBC, el BMWP reveló que no solo los tramos del colector principal Caracarañá presentaron deterioro en la calidad biótica. Algunos tramos de la subcuenca Ctlamochita como aquellos aledaños a la ciudad de Bell Ville presentaron calidad moderada y mala. Mientras que en la subcuenca Chocancharava, la localidad de Reducción y otros dos tramos más exhibieron un deterioro similar. Este resultado es consistente con las características de ríos de cuenca baja, donde se acumulan contaminantes, se reduce la velocidad de la corriente y disminuye la diversidad del hábitat como consecuencia de la homogeneización del sustrato y la escasez de vegetación acuática (Magallón Ortega *et al.* 2021). Por el contrario, en cuenca alta, se registró calidad muy buena y buena en todos los tramos evaluados. En este sentido, como señalan Gualdoni y Corigliano (1991), es esperable que la calidad biológica de los cursos fluviales serranos sea buena porque estos ambientes se caracterizan por poseer un gran número de familias y muchas de ellas sensibles a las perturbaciones.

Adicionalmente, ya se ha reportado que la urbanización tiene un efecto negativo general sobre la diversidad de especies de macroinvertebrados de agua dulce (Westman

y Martin 2025). Sin embargo, aquí, solo 2 de las 13 localidades evaluadas presentaron algún grado de deterioro. En este sentido, los valores elevados en los índices bióticos registrados en tramos con un uso urbano del suelo, se debe principalmente al gran número de familias tolerantes presentes. Este patrón podría deberse a que los taxones, que ya han superado los umbrales de perturbación asociados a la urbanización, generalmente toleran los factores de estrés hidrológicos y de calidad del agua causados por este uso del suelo (Chaumel *et al.* 2019); o bien a una serie de eventos estocásticos que no necesariamente revelan respuestas deterministas a la cobertura del suelo (Krynak y Yates 2018).

El ASPT por su parte obtuvo resultados similares en cuanto a la comparación entre los tramos, solo que este índice mostró valores más altos y por ende mejores juicios de calidad. Este resultado evidenció que el número de familias fue similar en la mayoría de los tramos evaluados y que existe la presencia de familias sensibles en muchos de ellos, como es el caso de Leptohyphidae, Phylopotamidae y Odontoceridae en cuenca alta y Leptohyphidae y Leptoceridae en cuenca media-baja. Además, a lo largo de la cuenca aparecen muchas familias con valores de tolerancia y sensibilidad intermedia como el caso de algunos odonatos, coleópteros y dípteros.

Las evaluaciones de calidad de los índices bióticos no siempre son compatibles entre sí, ya que los intervalos de valores y el número de clases de calidad de los índices difieren (Akyildiz y Duran 2021). A esto se suma que los índices que asignan valores de sensibilidad y tolerancia a nivel de familia pueden ser tendenciosos. En muchos casos, el valor asignado está determinado por la especie más tolerante dentro de esa familia, lo que reduce su capacidad de representar adecuadamente la sensibilidad del grupo en su conjunto. Además, el aporte de una familia considerada sensible puede resultar desproporcionado cuando el número de individuos registrados es muy bajo, afectando el valor final del índice sin reflejar fielmente la composición real de la muestra (Paisley *et al.* 2014). Sin embargo, es probable, que índices como el ASPT u otros que incluyen valores de abundancia no sean usados globalmente como el BMWP porque requieren de un mayor tiempo y trabajo de recuento. Es por ello que se recomienda no usar un único índice de calidad sino combinar varias medidas de la comunidad (Su *et al.* 2021).

En relación a esto, el índice multimétrico, aparece como una medida robusta, cuantitativa y simple que integra en un solo valor diversos componentes del ensamble de macroinvertebrados (Vadas *et al.* 2022). En este estudio, los resultados obtenidos de los métricos, permitieron confirmar la existencia de algún grado de deterioro en los tramos evaluados. Los tramos del colector principal CA-1 y CA-2, el tramo CT-23 y CH-12 son tramos que bajo el juicio de calidad del índice multimétrico se encontraron severamente deteriorados, lo cual coincide con el resultado obtenido del BMWP. Es necesario resaltar aquí, que los resultados de cuenca media y baja deben ser interpretados con precaución dado que solo se identificó un métrico como indicador, lo cual vuelve menos robusto el índice. Esto resalta la importancia de abordar el monitoreo de los ecosistemas acuáticos considerando múltiples parámetros e incluyendo más de un único índice, ya que mientras la aplicación de un único índice puede fallar, la evaluación a través de varios reduce esta posibilidad (Ogren y Huckins 2014; Corigliano *et al.* 1998).

Los resultados revelaron que, en cuenca alta, las métricas de riqueza como el N° total de taxa, las de composición como el % de Diptera y el % de *Caenis*/Ephemeroptera, y las métricas de roles tróficos como la abundancia de colectores de depósito, fueron buenos indicadores de cambios ambientales. Estos indicadores coinciden con los seleccionados en un estudio previo realizado en arroyos de primer orden de la misma región (Montilla *et al.* 2022). Un hallazgo particularmente notable es que, aunque se esperaría que el porcentaje de Diptera aumentara frente a la perturbación antropogénica, en este caso ocurrió lo contrario, ya que se registraron valores mayores en los tramos preservados. Este patrón podría deberse a la presencia, en estos ambientes de corrientes rápidas y bien oxigenadas, de taxones que incluyen un gran número de individuos, como el género *Simulium*, que encuentra en los tramos preservados condiciones favorables para su desarrollo (González *et al.* 2023). Asimismo, en estos tramos se registró una elevada abundancia de Chironomidae, una familia usualmente considerada tolerante debido al género *Chironomus*. Sin embargo, esta asignación de tolerancia no representa la diversidad del grupo, ya que existen otros géneros sensibles que pueden encontrarse en mayor proporción en ambientes bien preservados (Paisley *et al.* 2014). Finalmente, la selección de métricas asociadas a

taxones EPT era esperable, debido a que estos organismos han sido empleados históricamente como bioindicadores eficaces en distintas regiones del mundo gracias a su elevada sensibilidad a las perturbaciones antropogénicas (Resh *et al.* 1995; Bonada *et al.* 2006; Brasil *et al.* 2020).

En cuenca media-baja, en cambio, solo resultó seleccionado como indicador clave el % de depredadores. Si bien la selección de un único métrico no es confiable, es necesario resaltar algunas particularidades de este resultado. En primer lugar, la selección de un métrico que se relaciona directamente con un rasgo funcional de la comunidad de macroinvertebrados refuerza la importancia del uso de rasgos funcionales en el biomonitoreo. Este tipo de métricas constituyen una herramienta capaz de brindar información sobre los mecanismos por los cuales las distintas perturbaciones afectan a las comunidades (Ofogh *et al.* 2024). Profundizar en otros tipos de rasgos funcionales puede ayudar a vislumbrar otro tipo de indicadores que permitan diferenciar ambientes impactados de aquellos más preservados (Reynaga y Dos Santos 2012; Zanotto Arpellino *et al.* 2023; Miserendino *et al.* 2025).

En segundo lugar, los índices multimétricos muchas veces responden a variaciones naturales de los ecosistemas si no están bien direccionados al estrés potencial que puede estar sufriendo el curso de agua (Pereira *et al.* 2016; Tang *et al.* 2016). En este estudio, el IIH se utilizó como variable categórica representativa del impacto de los cambios en el uso del suelo sobre la biota. No obstante, es posible que dicha categorización no haya captado completamente la complejidad espacial e intensidad de los impactos presentes en la cuenca. También puede ocurrir que los impactos ocurran con igual intensidad a lo largo de toda la cuenca y ya no se encuentren tramos realmente preservados.

En este punto también es necesario resaltar, que los resultados demostraron que se observa una tendencia de similitud entre los tramos estudiados en lo que respecta a medidas estructurales básicas como la abundancia de taxones, la riqueza y la equitatividad, como se puede observar en el conjunto de métricos de cuenca media-baja y en la tabla de abundancia total de taxones por tramo (Anexo 9 y 10). Estos resultados pueden tener una relación causal con un proceso histórico y pueden enmarcarse en un marco conceptual que está tomando cada vez más relevancia en este

tipo de ambientes, la homogeneización biótica (Musters *et al.* 2019). Como consecuencia de las actividades humanas dos procesos interrelacionados entre sí impactan sobre la biodiversidad: a) extinciones locales que provocan que las especies naturalmente raras, endémicas y especialistas sean las más afectadas (Verberk *et al.* 2010), y b) muchas especies generalistas y/o tolerantes expanden sus áreas y pueblan nuevos ambientes, especialmente tierras impactadas por la producción (de Castro Solar *et al.* 2015; Labaut *et al.* 2021). Estos procesos en conjunto causan una homogeneización de muchos grupos taxonómicos, llevando consigo a un empobrecimiento global de la biota (Dar y Reshi 2014). En la cuenca del Carcarañá este mecanismo puede tener sus orígenes en la historia de colonización agrícola que sufrió la cuenca. Corigliano (2009) señaló que la transformación territorial a causa de la agricultura tiene más de 100 años en esta cuenca y que como consecuencia de la inmigración a estos centros de trabajo, sobre las márgenes de los ríos Ctlamochita y Chocancharava se encuentran las ciudades del interior de mayor densidad después de la capital cordobesa. De esta forma, la ausencia de diferencias estructurales marcadas del ensamblaje de macroinvertebrados podría interpretarse como el reflejo actual de este proceso histórico de transformación y homogeneización ambiental y biológica.

Por otra parte, los resultados de calidad del hábitat y de la ribera obtenidos mediante los índices CBR y del IIH identificaron de manera coincidente los mismos tramos como conservados y los mismos como degradados, lo que sustenta de manera sólida la valoración de este componente de la integridad ecológica. Los patrones observados revelaron que la cuenca alta mantiene valores más elevados, mientras que en cuenca media-baja la calidad es menor. Esto puede deberse a que en cuenca alta existe una menor presión antrópica y una mayor conservación relativa de sus márgenes, a excepción de las zonas donde existe reemplazo de la vegetación ribereña nativa por plantaciones de exóticas, principalmente pinos (Jobbágy *et al.* 2006), o donde la urbanización es mayor (Garnero 2023).

En contraposición, los menores puntajes registrados en los tramos de cuenca media baja coinciden con sectores sometidos al impacto acumulado del uso del suelo, particularmente la expansión urbana, la intensificación agrícola y la modificación histórica del cauce. La canalización, las represas y la estabilización de riberas

interrumpen la conectividad del río, alteran el flujo de sedimentos y nutrientes, reducen la variabilidad hidrológica y simplifican la estructura del hábitat, afectando el establecimiento de vegetación y la diversidad de microhábitats. Además, la pérdida de cobertura forestal ribereña favorece la proliferación de especies exóticas y aumenta la frecuencia de desbordamientos de los márgenes ribereños (Graziano *et al.* 2022). Estas actividades transforman profundamente las zonas ribereñas, provocando no solo impactos directos en ella sino también en el hábitat fluvial en su conjunto.

En muchos casos, en los que la calidad ribereña fue evaluada como mala, era esperable que los índices bióticos también indicaran una calidad deteriorada como ya se ha visto en numerosos estudios (e.g. Duschek *et al.* 2019; Calderon *et al.* 2023; Lim y Do 2024). Sin embargo, esto no ocurrió en todos los casos. En el tramo CH-6, por ejemplo, donde la calidad de la ribera fue pésima con uno de los menores puntajes, su calidad biótica varió entre buena y muy buena según los distintos índices empleados. Estos resultados pueden tener múltiples causas: a) que las comunidades bióticas se recuperan rápidamente (Gál *et al.* 2020), b) que ya estén adaptadas a los impactos causados por la contaminación difusa (Tlili *et al.* 2016), c) que sus umbrales de tolerancia a las perturbaciones ya han sido superados (Chaumel *et al.* 2019) o d) que la integridad de la ribera y el hábitat son complementarios a la integridad global del ecosistema acuático y no el compartimento central de la misma (Prat *et al.* 2012).

Las características de la vegetación ribereña ofrecen información valiosa sobre los procesos subyacentes, y un monitoreo cuantitativo riguroso y constante podría proporcionar una base sólida para comprender y monitorear el estado del sistema fluvial (González del Tánago *et al.* 2021). Además, la evaluación del hábitat puede aportar una dimensión importante a los datos de monitoreo, proporcionando una evaluación más completa de los impactos antropogénicos sobre los recursos hídricos (Calderón *et al.* 2023).

Además de los resultados obtenidos de los indicadores físico-químicos, bióticos y de ribera y hábitat por separado, se obtuvieron datos de la integridad ecológica global de la cuenca Carcarañá a través del ECOINTRI. Este índice combina los resultados de los tres indicadores en un único juicio de calidad que revela el estado global del tramo evaluado. En este estudio los resultados del ECOINTRI denotaron que, en cuenca media-

baja, la mayoría de los tramos siempre presentaron algún grado de deterioro, y que este viene asociado en su mayoría a un deterioro en la calidad del bosque de la ribera. Resultados similares se han reportado tras el empleo del clásico ECOSTRIMED en tramos de estudio similares o incluso en la misma cuenca años atrás (Boccolini *et al.* 2006; Gualdoni *et al.* 2011; Ortiz *et al.* 2024). Esto refuerza la necesidad de realizar biomonitoreos sistemáticos a través del tiempo y prestar atención a cada componente de la integridad ecológica por separado y también de forma global. Identificar cuál de los componentes es el que se encuentra en estado crítico ayuda a identificar las estrategias de gestión más eficaces para reducir su impacto (de Mello *et al.* 2023).

Los tramos con el mayor grado de deterioro, CA-1 y CA-2 son tramos que presentaron, no solo en el BMWP puntajes muy bajos, sino en todos los índices bióticos evaluados. Además, la integridad de la zona ribereña y del hábitat fluvial también se vio muy comprometida. Esto representa un punto de alerta en la cuenca: no se trata de un deterioro puntual o circunstancial, sino de un proceso sostenido y multicausal que está afectando simultáneamente a la biota, la estructura del hábitat y la calidad de la ribera. Identificar y atender las presiones que actúan sobre éstos resulta fundamental para detener el avance del deterioro y orientar acciones de manejo y restauración (Abell *et al.* 2023).

Por su parte, los resultados obtenidos de los indicadores funcionales fueron exploratorios y aun incipientes. El único indicador que podría resultar elegible en este estudio, fue el peso seco remanente de materia orgánica como medida funcional de la degradación de materia orgánica en cuenca alta. Sin embargo, este resultado no pudo ser tomado en cuenta para realizar una extrapolación a indicador ya que el porcentaje de reducción de masa foliar fue mayor al 70% inicial. Esto podría deberse a la cantidad de días que fueron expuestas las bolsas de hojas y también a las fuertes crecidas que hubo durante la primavera del 2022 como consecuencia de las altas tasas de precipitaciones (<https://ohmc.ar/>). Probar diferentes sustratos para la colonización, diferentes tiempos de descomposición, y realizar experimentos controlados con diferentes incrementos de nutrientes son desafíos que se deben empezar a abordar para lograr utilizar indicadores basados en la descomposición para la bioevaluación (Ferreira *et al.* 2021).

Por otro lado, el metabolismo fluvial y su aplicación en la gestión sigue siendo un reto debido a la limitada comprensión conceptual de la actividad funcional de la mayoría de los ecosistemas acuáticos (Jankowski *et al.* 2021). El desarrollo de investigaciones que analicen la relación entre las tasas metabólicas de los ecosistemas acuáticos, la biomasa y los patrones de producción contribuirá a definir cómo incorporar el metabolismo del ecosistema en estrategias de gestión de mayor alcance (Rüegg *et al.* 2021). Este estudio incorpora solo mediciones de metabolismo en cámaras de incubación, pero existen otras metodologías que pueden proporcionar resultados más certeros acerca del funcionamiento del sistema acuático de la cuenca Carcarañá. Por ejemplo, la investigación de Lucero *et al.* (2022) inició de manera preliminar el estudio del metabolismo fluvial *in situ*, empleando cámaras de incubación en tramos del río Chocancharava. En este estudio los resultados encontrados aportan evidencia relevante sobre la sensibilidad diferencial de las comunidades y el posible efecto amortiguador de las características locales del sistema, sin embargo, la metodología basada en cámaras cerradas es aún preliminar y requiere revisión para su aplicación.

Los análisis realizados en este estudio y en Lucero (2025) son las primeras aproximaciones de datos funcionales completos en la cuenca Carcarañá. Si bien aún no se observa un patrón claro que permita utilizar las variables funcionales como indicadores de cambio, los protocolos empleados pueden ser la base para repetir mediciones con nuevos ajustes metodológicos.

Finalmente, los resultados obtenidos a partir de los indicadores físico-químicos, bióticos y de ribera y hábitat, integrados mediante el ECOINTRI, permitieron delinear un diagnóstico claro del estado ecológico de la cuenca del Carcarañá. Estos resultados ratifican la necesidad de que la planificación ambiental considere toda la cuenca hidrográfica para la conservación de su recurso hídrico. A su vez, los resultados destacan el valor de utilizar múltiples indicadores complementarios y enfoques holísticos para evaluar la integridad ecológica, ya que permiten identificar con mayor precisión los componentes críticos del deterioro y priorizar acciones de restauración.

CAPÍTULO III

Variables ambientales



Introducción

Los paisajes en los que se insertan los ecosistemas acuáticos han experimentado transformaciones profundas debido a las actividades humanas, modificando la composición y configuración del territorio a múltiples escalas espaciales. Estas actividades antropogénicas, como ya se ha mencionado con anterioridad, transforman de manera significativa los ecosistemas acuáticos, afectando su estructura natural y funcionamiento (Huang *et al.* 2021). Principalmente, la expansión de los diferentes usos del suelo altera procesos hidrológicos, biogeoquímicos y ecológicos esenciales para el mantenimiento de la calidad del agua (Cheng *et al.* 2023).

En este contexto, y como ya se ha mencionado con anterioridad, la integridad ecológica se ha consolidado como un concepto central para evaluar el estado de los ecosistemas acuáticos, ya que reúne aspectos estructurales, funcionales y composicionales del sistema (Karr *et al.* 2022). Dentro de este marco, la calidad biótica constituye uno de sus componentes más representativos, al reflejar de manera integrada y a lo largo del tiempo las condiciones ambientales y las presiones antrópicas a las que están sometidos ríos y arroyos (Wang 2024). La calidad biótica además es uno de los componentes de la integridad ecológica más utilizados para predecir y evaluar los efectos de múltiples variables ambientales y de uso del suelo sobre los ecosistemas acuáticos (Knillmann *et al.* 2018; Huang *et al.* 2022; Mureithi *et al.* 2025).

Para evaluar, diagnosticar y controlar las condiciones adecuadas de calidad del agua, no basta con establecer acciones de biomonitoreo. Además, es necesario contar con información precisa sobre qué variables están afectando dicha calidad (Blackman *et al.* 2022). Establecer un método de valoración apropiado es la clave para la evaluación de la salud del ecosistema regional (Vollmer *et al.* 2016; Pan *et al.* 2021). De esta forma las estrategias de remediación pueden ser más directas y efectivas.

Mundialmente, numerosos estudios han demostrado que la relación entre el uso del suelo y la integridad ecológica de ríos y arroyos es fuertemente dependiente de la escala, y que los efectos del paisaje pueden amplificarse, atenuarse o incluso invertirse al pasar de zonas adyacentes al cauce hacia subcuencas o cuencas completas (Allan 2004; Sliva y Dudley Williams 2001; Ding *et al.* 2016). Esta variabilidad ha dificultado

alcanzar un consenso sobre cuáles atributos del paisaje son más determinantes y en qué escala su influencia resulta más significativa para comprender el estado ecológico del agua (Liu *et al.* 2021; Li *et al.* 2019).

En este marco, la investigación multiescalar se ha vuelto central para la ecología de ríos (Griffith y McManus 2020). El uso del suelo genera modificaciones ambientales que se manifiestan de manera distinta según se las analice a escala de hábitat/tramo, de ribera o de cuenca (Figura 26). Además, estas modificaciones interactúan con rasgos geomórficos propios de cada sistema (Ding *et al.* 2016). Como resultado, los patrones que observamos no emergen de un único nivel de organización sino de la superposición de procesos que operan simultáneamente en distintas escalas, lo que hace más difícil interpretarlos y refuerza la importancia de enfoques que reconozcan la estructura jerárquica de los ecosistemas fluviales y de los factores que los modulan (Lei *et al.* 2021; Xu *et al.* 2021).

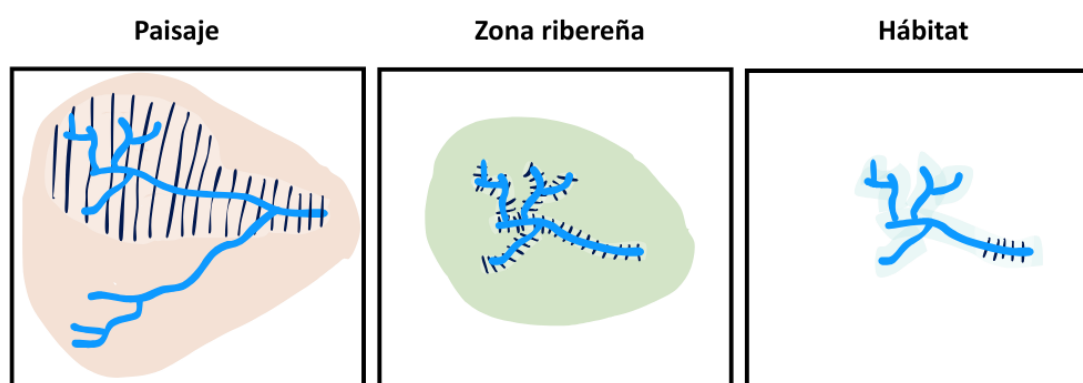


Figura 26. Naturaleza jerárquica de los ríos desde la escala espacial más grande de paisaje a la escala más pequeña de hábitat o tramo (Modificado de Allan 2004).

La escala más pequeña de evaluación es la de hábitat. Más específicamente el hábitat fluvial se define en función de la naturalidad del flujo de agua y la estructura y composición del lecho. A esta escala, ejercen una influencia directa y significativa los impactos locales vinculados al uso del suelo circundante: aportes de nutrientes, sedimentos, contaminantes, alteraciones en la temperatura y en la estructura física del cauce. Estos procesos actúan a distancias cortas desde el borde del cauce y dependen fuertemente de las características del entorno inmediato. La calidad del agua en el tramo puede variar rápidamente en respuesta a cambios puntuales sobre el lecho del

río o en prácticas de manejo cercanas (Liu *et al.* 2021), lo que explica por qué los estudios enfocados en esta escala suelen capturar relaciones muy locales y sensibles a cambios de corto plazo.

Muchas características físicas y químicas del agua, hidráulicas, geomorfológicas, alteraciones del canal y presencia de contaminantes como arsénico e incluso metales pesados detectados en agua y sedimento provocan cambios en las comunidades acuáticas lo cual repercute directamente en la integridad ecológica del ambiente (Johnson *et al.* 2007; Mwaijengo *et al.* 2020; Yao 2021). Si bien la teoría jerárquica predice que las variables físicas y químicas a pequeña escala espacial están reguladas por otras variables a escalas mayores (Allen y Starr 2019), conocer cómo las variables del hábitat fluvial o tramo influyen sobre las comunidades biológicas como reflejo de la integridad ecológica puede resultar de gran interés para la gestión del recurso hídrico.

Por su parte, la escala de ribera ocupa una posición intermedia clave dentro de la jerarquía espacial del paisaje. La zona ribereña es el área semiterrestre adyacente a los ríos que se expande horizontalmente incluyendo llanuras de inundación y terrazas fluviales (Naiman *et al.* 2010). La superficie de esta zona depende del tamaño y la anchura del río, así como de su ubicación en la cuenca hidrográfica, cuyas dimensiones varían desde metros hasta kilómetros (Michez *et al.* 2013; Huylenbroeck *et al.* 2020) y cuyo límite es natural y por ende móvil y dinámico. Particularmente en Argentina, el código Civil y Comercial (art. 1975), establece desde 2015 un margen de 15 m no edificable y de uso público, siendo anteriormente de 35 m (Código Civil, Ley 340, art. 2639).

Estas áreas funcionan como un filtro ecológico que modula el ingreso de sedimentos, nutrientes y contaminantes, regula la temperatura del agua, provee hábitat y mantiene la conectividad entre el sistema terrestre y el acuático (Pinay *et al.* 2018). Debido a este rol, numerosos estudios han identificado a los corredores ribereños como una escala particularmente determinante para explicar la variabilidad de la calidad del agua (Stanfield y Kilgour 2012; Liu *et al.* 2017; Cole *et al.* 2020). Variables como el tipo de vegetación, su estructura, el tipo de modificaciones antropogénicas y su intensidad son algunas de las evaluadas como causantes de los cambios en la calidad del agua (Nguyen *et al.* 2019; González del Tánago *et al.* 2021; Olokeogun y Kumar 2022).

En un nivel más amplio, la escala de paisaje, habitualmente representada por la subcuenca o la cuenca completa, integra los efectos acumulados de los usos del suelo y de la estructura espacial de los parches en el territorio. Esta escala captura los procesos regionales y permite comprender cómo las actividades humanas aguas arriba se manifiestan aguas abajo. Estudios recientes han destacado que tanto la composición del paisaje (tipos de uso del suelo) como la configuración espacial de los parches (fragmentación, conectividad, agregación) pueden influir de manera significativa en la calidad del agua (Allan 2004; Ding *et al.* 2016; Zhang *et al.* 2019).

La cobertura del suelo es una parte importante del paisaje y desempeña un papel decisivo en la seguridad ecológica regional (Liu *et al.* 2014). Las diferentes actividades antrópicas se ven representadas por los distintos tipos de usos que se le dan al suelo, tales como la urbanización, la plantación de especies exóticas y la agricultura, las cuales suelen estar fuertemente correlacionadas con la integridad ecológica del agua (Sulikowski 2013; Gál *et al.* 2019; Hoover y Wood 2021).

A pesar de estos avances, muchos de estos patrones son poco conocidos en Argentina, donde los efectos del uso del suelo en la calidad del agua se han investigado a menudo (e.g. Principe *et al.* 2015; Berón *et al.* 2024; Horak *et al.* 2024) pero sin un enfoque multiescalar integrador. Los vínculos entre múltiples variables ambientales, características de la cuenca y estructura del paisaje rara vez se han evaluado simultáneamente a distintas escalas espaciales. Esta falta de información limita la comprensión de cómo interactúan los factores locales, ribereños y a escala de cuenca en la determinación de la calidad del agua, y restringe la capacidad para desarrollar herramientas de gestión ambiental robustas y adaptadas a las características propias de cada cuenca (de Mello *et al.* 2020).

Comprender cómo las diferentes escalas espaciales de estos patrones paisajísticos influyen en la calidad del agua es clave para desentrañar los mecanismos que conducen al deterioro de los ecosistemas acuáticos (Xu *et al.* 2023). Investigar cómo varían los efectos del paisaje entre las escalas de hábitat, ribera y cuenca no solo es esencial para avanzar en el conocimiento ecológico, sino también para fortalecer la planificación territorial, el diseño de zonas de amortiguamiento y la implementación de políticas de conservación (Zhou *et al.* 2012; Dalu *et al.* 2017; Mwaijengo *et al.* 2020). En este

contexto, el presente capítulo aborda de manera explícita esta problemática, buscando identificar qué variables asociadas al paisaje emergen como más influyentes en cada escala espacial y cómo esta información puede orientar estrategias más efectivas para la gestión sostenible del recurso hídrico.

Objetivo específico

II- Identificar las variables ambientales medidas a escala de hábitat fluvial, de ribera y de paisaje que influyen sobre la calidad de sistemas fluviales sometidos a diferentes usos del suelo.

Hipótesis y predicciones

Hipótesis: Las variables ambientales que influyen sobre la calidad de los sistemas fluviales varían en función de la escala espacial y de los usos del suelo

Predicciones:

Los cambios en las variables que influirán sobre la calidad de los tramos fluviales a diferentes escalas espaciales y producto de las actividades asociadas a los distintos usos del suelo serán:

-A escala de hábitat fluvial, tanto en cuenca alta como en cuenca baja, habrá influencia de variables directamente asociadas a un uso intensivo del suelo como la urbanización y la actividad agrícola, generando modificaciones en variables como la conductividad, los sólidos disueltos totales, cambios granulométricos y aumento de metales pesados.

-A escala de ribera existirá una influencia directa, sobre la calidad fluvial, de variables asociadas a impactos severos de la acción antropogénica como lo es la presencia de residuos sólidos urbanos, la erosión de los bancos ribereños, y el porcentaje de uso del suelo urbano.

-A escala de paisaje en cuenca alta será un mejor predictor el porcentaje de vegetación nativa, mientras que en cuenca media baja existirá una influencia del porcentaje de suelo agrícola.

Metodología

Se realizaron relevamientos a campo, mediciones en laboratorio y análisis en computadora de diferentes variables ambientales en las distintas escalas espaciales evaluadas.

1) *Variables a escala de hábitat fluvial*: para trabajar en esta escala se definieron sectores de 50 m de longitud a lo largo del río, en cada uno de los tramos seleccionados de cuenca alta, media-baja. Allí se tomaron mediciones *in situ* por triplicado de: pH, temperatura del agua y del aire, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), salinidad y oxígeno disuelto (OD) con el sensor portátil multiparámetro PCSTestr 35 Eutech-Oakton y el sensor digital YSI DO200. Además, se recolectaron muestras de agua para realizar análisis de iones en laboratorio. En cuenca media-baja se cuantificaron los sólidos sedimentables en laboratorio llenando un cono Imhoff con 1 L de agua recolectada en cada sitio de estudio y dejando decantar los sólidos durante 1 h (Figura 27). El volumen de sólidos sedimentables al cabo de una hora se expresó como mL/L.

Por otro lado, se midieron también variables hidráulicas como velocidad de corriente, profundidad (con velocímetro digital Global Flow Probe FP101), ancho del canal, y se calculó el caudal para cada uno de los sitios (Elosegi *et al.* 2009) (Figura 27). En aquellas zonas donde no se pudo vadear completamente el río, se realizó una estimación parcial del caudal con los datos de velocidad y profundidad que se lograron tomar. Cuando ninguno de los procedimientos anteriores se pudo llevar a cabo, se obtuvieron datos de caudal de fuentes bibliográficas. Además, en cuenca media y baja se tomaron muestras de sedimento para calcular la composición porcentual de la granulometría del sustrato (Gualdoni *et al.* 2009), mientras que en cuenca alta se realizó una estimación en campo de la composición porcentual de la granulometría del sustrato y la proporción de cobertura de macrófitas (Gualdoni y Oberto 2012) (Figura 27).

A partir de las muestras de sedimento de cuenca media-baja en laboratorio se realizó el cálculo de porcentaje granulométrico. Las muestras se secaron en estufa a 60 °C durante 48 h, luego se tamizaron a través de tamices con diferente abertura de malla y se pesaron para determinar la composición porcentual del sustrato siguiendo la clasificación propuesta por Hynes (1970): guijarro (16–64 mm), grava (4–16 mm), arena

gruesa (0,5–4 mm), arena media (0,25-0,5 mm), arena fina (0,0625-0,25 mm) y limo-arcilla (<0,0625 mm).

En cuenca media y baja también se tomaron muestras de agua y de sedimento para determinar la concentración de algunos metales pesados tales como: Cromo (Cr), Manganeseo (Mn), Hierro (Fe), Cobalto (Co), Níquel (Ni), Cobre (Cu), Zinc (Zn), Arsénico (As), Cadmio (Cd), Mercurio (Hg) y Plomo (Pb), que se han reportado en altas concentraciones para la región (Harguinteguy *et al.* 2013; 2014; 2016; Lubrina *et al.* 2018). Las muestras de agua se tomaron en el centro de canal (cuando fue posible) y a 15 cm de profundidad. El agua se filtró y se colocó en tubos falcón de 15 mL con 0,5 mL de ácido HNO₃ puro (Figura 27). El sedimento fino limo-arcillo se recolectó de los márgenes del canal o zonas de remanso en bolsas de plástico. Todas las muestras se refrigeraron y mantuvieron en oscuridad durante el traslado al laboratorio.

Posteriormente, la concentración de metales pesados en agua se determinó mediante un Espectrómetro de Masas Acoplado a Plasma Inductivo (ICP-MS, Agilent Technology 7500 cx Series) equipado con un auto muestreador modelo ASX-100 (CETAC Technologies, Omaha, NE, USA) en el Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV), UNC-CONICET. Mientras que, en sedimento todas las muestras se secaron en estufa a una temperatura de 60 °C durante 48 h. Luego se tamizaron para obtener partículas de menos de 63 µm, las cuales se incineraron en mufla a 450 °C durante 4 horas. Las cenizas resultantes se sometieron a un proceso de digestión utilizando una mezcla de ácido clorhídrico (HCl) al 20% y ácido nítrico (HNO₃) concentrado en una proporción de 3:1 (V/V). El residuo sólido se filtró utilizando un filtro de acetato de celulosa de 0,45 µm (GVS). Finalmente, las muestras se diluyeron con agua ultrapura hasta un volumen final de 25 mL (Harguinteguy *et al.* 2016). Se prepararon blancos siguiendo el mismo protocolo, pero sin incluir sedimento, utilizando únicamente los reactivos. Este procedimiento se llevó a cabo en las instalaciones de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Luego, las muestras fueron llevadas al IMBIV donde se realizó la determinación de los metales pesados mediante técnicas analíticas de Espectrofotometría de Absorción Atómica en Llama (FAAS).



Figura 27. Metodología de laboratorio empleada para la (A) medición de sólidos sedimentables, y metodología de campo para la evaluación de: (B) variables hidráulicas, (C) composición porcentual granulométrica del sustrato y (D) determinación de metales pesados en agua.

2) *Variables a escala de ribera*: las variables consideradas para esta escala incluyeron aquellas evaluadas en los índices de Calidad del Bosque de la Ribera e Integridad del Hábitat. Estos índices involucraron un total de 4 y 14 variables,

respectivamente. Las del CBR se relacionan con el porcentaje, estructura y complejidad de la cobertura y naturalidad del cauce (Anexos 1-3), mientras que las del IIH involucran la evaluación de características morfológicas de los cuerpos de agua y sus márgenes, de la composición de la vegetación acuática, ribereña y del grado de intervención humana (Anexos 4-6).

Por otro lado, a escala de ribera se estimó también el porcentaje de tierras cultivadas, pastura, vegetación nativa, vegetación mixta, vegetación exótica, plantaciones forestales, y urbanización. Esta estimación porcentual se realizó en buffers de 30 y 60 m en cuenca alta y de 50 y 100 m en cuenca media y baja, desde el centro del curso de agua. Los buffers se delimitaron aguas arriba a partir del sitio de muestreo, considerando que la mayor influencia sobre el tramo de estudio está dada por las condiciones aguas arriba del mismo. El mapeo de los diferentes usos del suelo asociados a los distintos sitios de muestreo se determinó a través de la combinación de imágenes satelitales y relevamientos de campo integrados en un Sistema de Información Geográfica (SIG), utilizando el software ArcGIS Pro 2.4 (Figura 28). Las coberturas de uso del suelo utilizadas para la clasificación fueron: Urbano, Cultivo, Pastura, Suelo desnudo, Forestación con pináceas, Vegetación Nativa, Vegetación Mixta y Vegetación Exótica. La categorización de Vegetación Nativa, Mixta y Exótica se basó en la valorización de complejidad de la vegetación según el índice empleado a escala de ribera (CBR). Siendo la Vegetación Nativa aquella que presenta más del 50% de especies autóctonas, la Vegetación Mixta la que tiene entre un 30-50% de las especies nativas y la Vegetación Exótica aquella que posee menos del 30% de las especies nativas. Los porcentajes de cobertura de los diferentes usos del suelo se calcularon en el mismo programa ArcGIS Pro a partir de la tabla de atributos de cada uno los cortes de capa de usos del suelo, para cada buffer, en cada punto de muestreo.

MAPEO DE COBERTURAS A ESCALA DE RIBERA

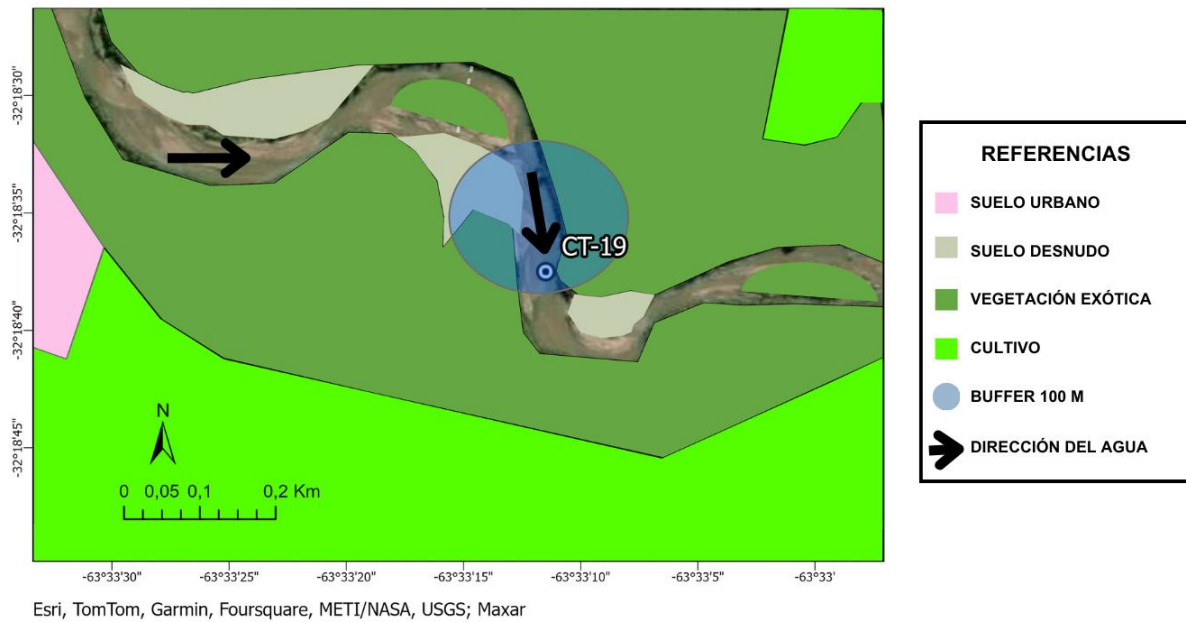


Figura 28. Ejemplo de mapa de cobertura de uso del suelo manual con el programa ArcGis Pro 2.4 para escala de ribera (buffer 100 m) en el sitio de estudio de cuenca media CT-19.

3) *Variables a escala de paisaje*: en esta escala se midieron % de usos del suelo en buffers de 200 y 600 m en cuenca alta y de 600 m y 1,2 km en cuenca media-baja, desde el centro del curso de agua. Las categorías empleadas para cada uso del suelo son las mismas que las utilizadas para escala de ribera: Urbano, Cultivo, Pastura, Suelo desnudo, Forestación con pináceas, Vegetación Nativa, Mixta y Exótica. Dicho porcentaje de cobertura de diferentes usos del suelo para toda la cuenca se calculó mediante el software ArcGIS Pro 2.4 y utilizando las delimitaciones de cuenca publicadas por el Instituto Geográfico Nacional (IGN), en su página web oficial. En primera instancia se empleó la capa de usos del suelo publicada por Infraestructura de Datos Espaciales de la Provincia de Córdoba (IDECOR <https://www.mapascordoba.gob.ar>) para delimitar los distintos usos del suelo específicos a lo largo de toda la cuenca. Dado que la capa del IDECOR, no permite distinguir entre vegetación natural, mixta y exótica se procedió a realizar un ajuste manual de los distintos usos del suelo, en ambas cuencas por separado, para reordenar los usos del suelo que se mencionaron con anterioridad.

Análisis de datos

Para identificar qué variables ambientales influyeron en la calidad fluvial a distintas escalas espaciales, primero se seleccionaron aquellas que más aportaban al ordenamiento de los tramos y que no resultaban redundantes entre sí. En segundo lugar, se probaron Modelos Lineales Generalizados (GLMs, por sus siglas en inglés Generalized Linear Models) que permitieron evidenciar cuáles fueron las mejores predictoras. Los análisis se llevaron a cabo diferenciando los tramos de cuenca alta de los tramos de cuenca media-baja, dado que las variaciones ambientales estaban condicionadas por el gradiente altitudinal.

La selección de variables para su inclusión en los GLMs se realizó en dos pasos: (1) análisis de componentes principales (PCA) para seleccionar las variables que representaron la mayor parte de la variación en cada escala. Para este análisis se utilizaron los promedios de las tres réplicas de datos tomados para cada una de las variables. Cada PCA se realizó utilizando el paquete FactoMineR en R 4.5.1 (R Core Team, 2024) y los datos fueron previamente estandarizados mediante la función *scale* para garantizar que todas las variables se encontraran en la misma escala. La representación gráfica del análisis se realizó con la librería factoextra, lo que permitió visualizar las relaciones entre las variables y los tramos de estudio. Se seleccionaron las variables con mayor asociación a los ejes PCA que constituyeron $\geq 70\%$ de la variación de la matriz y que presentaron un valor p significativo ($p < 0,05$). (2) correlaciones de Spearman para eliminar las variables fuertemente correlacionadas, utilizando también el programa estadístico R y la función *cor*. Se seleccionaron en estos análisis las variables no correlacionadas con otras y entre las correlacionadas (coeficiente de correlación mayor a 0,7) se descartaron aquellas que presentaron correlación con mayor número de variables. De esta forma, mientras que el PCA reduce la dimensionalidad y destaca las variables más significativas, el Análisis de Correlación ayuda a eliminar la redundancia al identificar variables fuertemente correlacionadas.

También se utilizó la correlación de Spearman para determinar cómo los distintos descriptores de la comunidad de macroinvertebrados calculados en el capítulo anterior se relacionaban entre sí. Este análisis se realizó de manera independiente para cuenca

alta y para cuenca media-baja. Adicionalmente, en cuenca media-baja, se realizó este análisis separado para cada tributario. De esta forma se definió cuál de esos descriptores iba a emplearse como variable respuesta en los GLMs según cuales estuviesen fuertemente correlacionados con la mayoría de los restantes descriptores. Se seleccionó este componente de la integridad ecológica como representante de la misma ya que, como se mencionó en la introducción de este capítulo, la integridad biótica proporciona una visión global del estado del sistema (Wang 2024). Los detalles de la selección de cada descriptor según la escala y la cuenca se muestran en la Tablas 12 y 13, 14 y 15.

Tabla 12. Coeficientes de correlación de Spearman de los índices descriptores de la comunidad de macroinvertebrados en cuenca alta. *=p < 0,05. En negrita se señalan los descriptores seleccionados para ser incluidos en los GLMs como variables respuesta.

Variables	ASPT	BMWP	IBC	N° total de taxa	% de Diptera	% <i>Caenis</i> spp. / Ephemeroptera
ASPT						
BMWP	-0,03					
IBC	-0,31	0,69*				
N° total de taxa	-0,35	0,78*	0,89*			
% de Diptera	-0,04	-0,34	-0,30	-0,39		
% <i>Caenis</i> spp. / Ephemeroptera	-0,25	0,14	0,26	0,29	-0,51*	
Abundancia de colectores de depósito	-0,38	0,21	0,43	0,58*	-0,38	0,08

Tabla 13. Coeficientes de correlación de Spearman de los índices descriptores de la comunidad de macroinvertebrados en cuenca media-baja completa. *=p < 0,05. En negrita se señalan los descriptores seleccionados para ser incluidos en los GLMs como variables respuesta.

Variables	IBC	BMWP	ASPT
IBC			
BMWP	0,96*		

ASPT	0,48*	0,61*	
% de Depredadores	0,50*	0,47*	0,25

Tabla 14. Coeficientes de correlación de Spearman de los índices descriptores de la comunidad de macroinvertebrados en la subcuenca media-baja Ctalamochita. *=p < 0,05. En negrita se señalan los descriptores seleccionados para correr los GLMs.

Variables	IBC	BMWP	ASPT
IBC			
BMWP	0,93*		
ASPT	-0,02	0,12	
% de Depredadores	0,10	0,20	0,30

Tabla 15. Coeficientes de correlación de Spearman de los índices descriptores de la comunidad de macroinvertebrados en la subcuenca media-baja Chocancharava. *=p < 0,05. En negrita se señalan los descriptores seleccionados para correr los GLMs.

Variables	IBC	BMWP	ASPT
IBC			
BMWP	0,85*		
ASPT	0,09	0,49	
% de Depredadores	0,63*	0,37	-0,26

Luego de esta selección, se procedió a la construcción del mejor modelo lineal generalizado para identificar las variables a escala de hábitat, de ribera y paisaje que más influyeron sobre la calidad biótica y en consecuencia sobre la integridad ecológica. Para cada GLM se evaluó la adecuación de la familia de distribuciones y de la función de enlace en función de la naturaleza y comportamiento de la variable respuesta. Se utilizaron diagnósticos estándar de GLM, incluyendo la inspección de residuos deviance y Pearson, la detección de valores influyentes y la evaluación de sobredispersión. Además, cuando la distribución de la variable respuesta fue normal, se probó la normalidad de los residuos mediante la prueba de Shapiro-Wilk (librería base de R), y la homocedasticidad mediante la prueba de Breusch-Pagan utilizando la librería lmtest (Zeileis & Hothorn 2002).

Dado que, en varios casos, la cantidad de observaciones disponibles para la variable respuesta variaba entre escalas y análisis, se evaluó explícitamente cómo esta variación afectaba el ajuste del modelo. En particular, cuando los diagnósticos indicaban un ajuste deficiente o una estructura de varianza incompatible con la familia asumida, se exploraron distintas distribuciones y funciones de enlace alternativas hasta identificar la combinación más adecuada para cada conjunto de datos. La elección final de la distribución y del enlace se basó tanto en criterios teóricos, vinculados a la naturaleza de la variable respuesta, como en la evaluación empírica del ajuste (McCullagh 2019). Se ajustaron modelos aditivos y modelos con interacciones de primer orden. En algunos casos, dado el bajo tamaño muestral en comparación de las variables probadas, se restringió la complejidad de los modelos, permitiendo únicamente interacciones entre dos predictores a la vez y excluyendo interacciones de orden superior, a fin de evitar problemas de sobresaturación y sobreajuste (Burnham & Anderson 2002).

Se incluyeron como variables explicativas aquellas variables ambientales seleccionadas a partir del análisis PCA y de correlación de Spearman y se contempló el modelo nulo. La selección de los modelos se basó en el Criterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc), priorizando aquellos modelos con un $\Delta\text{AICc} < 2$ unidades (Burnham & Anderson, 2002). Los detalles completos de los modelos GLM ajustados, junto con sus respectivas distribuciones y familias se presentan en la Tabla 16.

Tabla 16. Distribución y familia de distribución utilizada en los modelos GLM ajustados para los indicadores bióticos.

Escala	Cuenca	Variable Analizada	Distribución	Familia de distribución
Hábitat	Cuenca Alta	BMWP	Normal	Gaussian
		Abundancia de colectores de depósito	Gamma	Gamma
		% de Diptera	Gamma	Gamma
	Cuenca Media-Baja CT	BMWP	Normal	Gaussian
		% de Depredadores	Gamma	Gamma

	Cuenca Media-Baja	BMWP	Normal	Gaussian
	CH	% de Depredadores	Normal	Gaussian
Ribera y Paisaje	Cuenca Alta	BMWP	Normal	Gaussian
		Abundancia de Colectores de deposito	Gamma	Gamma
		% de Diptera	Gamma	Gamma
	Cuenca Media-Baja	BMWP	Normal	Gaussian
		% de Depredadores	Normal	Gaussian

A partir de los modelos seleccionados, se estimaron y graficaron los efectos parciales de cada predictor sobre la variable respuesta, con el objetivo de visualizar la forma y dirección de las relaciones y evaluar la incertidumbre asociada a las predicciones. Si el modelo seleccionado y ajustado era de tipo aditivo, los gráficos de predicción se construyeron manteniendo constantes el resto de las variables incluidas en cada modelo y se acompañaron de intervalos de confianza del 95%. En cambio, si el modelo seleccionado era interactivo se graficaron las predicciones de la variable respuesta a través mapas de interacción entre las variables predictoras seleccionadas. Los gráficos se realizaron utilizando la librería ggplot en R 4.5.1.

Resultados

1) Variables a escala de hábitat fluvial

En los anexos 14 y 15 se presentan los valores promedios de las 28 variables en cuenca alta y de las 48 variables en cuenca media-baja medidas a escala de hábitat fluvial. Estas variables se pueden agrupar en: variables físico-químicas, hidráulicas, granulométricas y metales pesados (en sedimento y agua). Todas fueron medidas en los 48 tramos de estudio a lo largo de la cuenca Ctlamochita, Chocancharava y el colector principal Carcarañá, denotándose diferencias en las mediciones realizadas entre cuenca alta y media-baja. Los análisis multivariados de las variables del hábitat fluvial revelaron una alta correlación de la mayoría de las variables medidas a esta escala. El análisis de

componentes principales (PCA) permitió explorar la variabilidad ambiental de los tramos de estudio a partir del conjunto de variables de esta escala.

i. Cuenca alta

En cuenca alta, los dos primeros componentes explicaron conjuntamente el 52,9 % de la variabilidad total observada, con un 38,3 % correspondiente al primer eje (PCA1) y un 14,6 % al segundo (PCA2) (Figura 29). En total, 16 variables mostraron una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$) y con un coeficiente de correlación igual o mayor al 0,7 con al menos uno de los dos componentes principales (Anexo 16). Se asociaron con el Componente 1 tramos que presentaron altos valores de sales disueltas, sólidos totales (SDT), conductividad, sulfatos, calcio, potasio, sodio, dureza total y cloruros. Estos parámetros mostraron correlaciones elevadas y positivas con el Componente 1. Este eje representa un gradiente claro de mineralización/carga iónica, diferenciando tramos más mineralizados de aquellos con aguas más diluidas. Las variables relacionadas con la estructura del sustrato, como arena, también se asociaron moderadamente con este componente. Por su parte, con el Componente 2 resultaron asociadas un conjunto de variables hidromorfológicas y de calidad del agua típicas de sectores de cabecera, tales como oxígeno disuelto (OD y % OD), pH y ancho del hábitat. Estas variables presentaron correlaciones elevadas y en algunos casos negativas, indicando que este eje representa un gradiente de dinámica hidráulica. En el gráfico de ordenación, la mayoría de los tramos de cuenca alta se ubicaron principalmente en el cuadrante contrario al de las variables asociadas a altas concentraciones de sales y cationes, evidenciando condiciones de baja mineralización en la mayor parte de la cuenca alta.

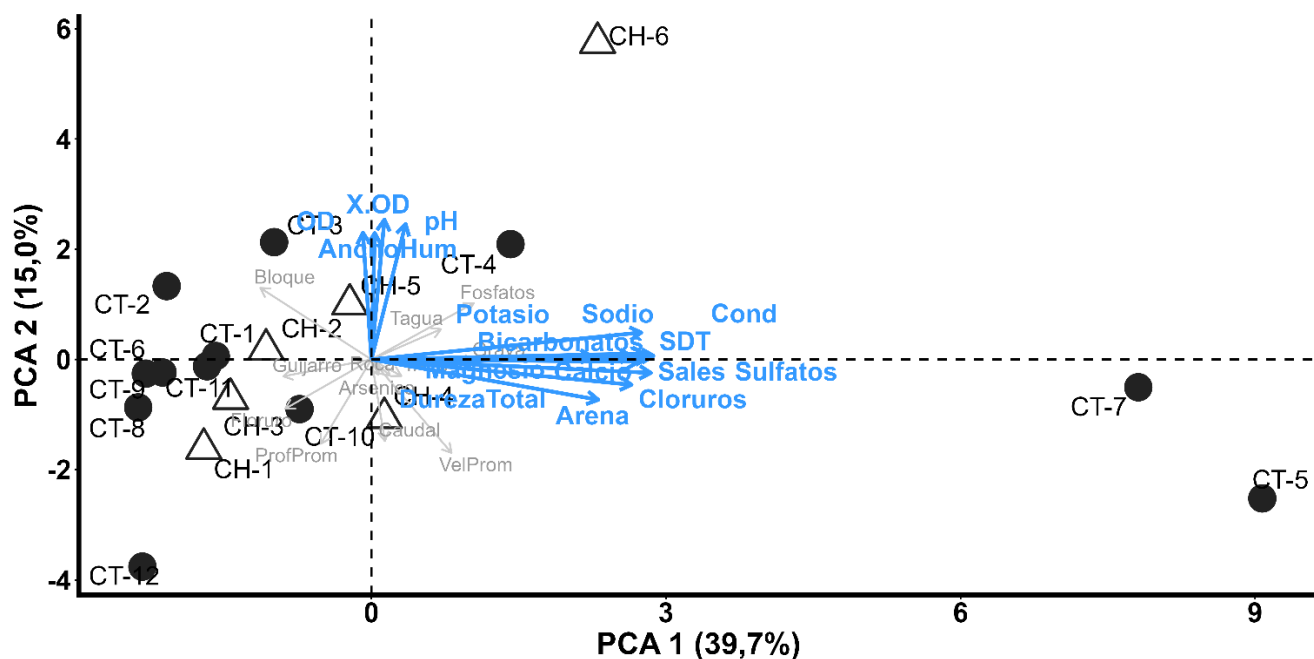


Figura 29. Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables ambientales a escala de hábitat en la cuenca alta del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican las distintas subcuencas (● = CT y △ = CH). Las flechas representan las variables ambientales; aquellas resaltadas en celeste corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).

El análisis de correlación de Spearman realizado entre las 16 variables con mayor peso en el PCA (Anexo 17) permitió reducir el set de variables a incluir en los GLMs. Las variables que se incluyeron en los modelos fueron: pH, Conductividad, OD, Sulfatos y Proporción de Arena.

Los resultados de los GLMs mostraron que, a escala de hábitat en cuenca alta, las variables más influyentes sobre el BMWP fueron el OD y la Proporción de Arena (Tabla 17). Los modelos alternativos más cercanos incluyeron estas mismas variables. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados se presentan en el Anexo 18.

Para la abundancia de colectores de depósito, el modelo más competitivo incluyó la conductividad y los sulfatos (Tabla 17). Ningún otro modelo presentó un $\Delta AICc < 2$ unidades (Anexo 19). Estos resultados fueron similares a los obtenidos con el % de

Diptera, donde las variables seleccionadas fueron: conductividad, sulfatos y proporción de arena (Anexo 20, Tabla 17).

Tabla 17. Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP, Abundancia de colectores de depósito y % de Diptera en cuenca alta a escala de hábitat, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 18, 19 y 20.

Variable respuesta	Modelo	Coeficiente estandarizado	K	AICc	$\Delta AICc$	AICc Peso	Peso acumulado	log-verosimilitud
BMWP	OD (mg/L)	-0,04*	4	145,74	0,00	0,15	0,15	-68,87
	Arena (%)	0,00*						
Abundancia de colectores de depósito	Conductividad ($\mu S/cm$)	0,28*	4	55,29	0,00	0,30	0,30	-23,64
	Sulfatos (mg/L)	-0,23*						
% de Diptera	Conductividad ($\mu S/cm$)	-1,05**	5	138,92	0,00	0,30	0,30	-64,46
	Sulfatos (mg/L)	0,84*						
	Arena (%)	-0,40*						

Los efectos de las variables seleccionadas por los mejores modelos se representan mediante gráficos de predicción que muestran la relación entre cada predictor y la variable respuesta (Figura 30). Estos resultados evidencian patrones no lineales y cambios en la respuesta a lo largo de los gradientes ambientales analizados.

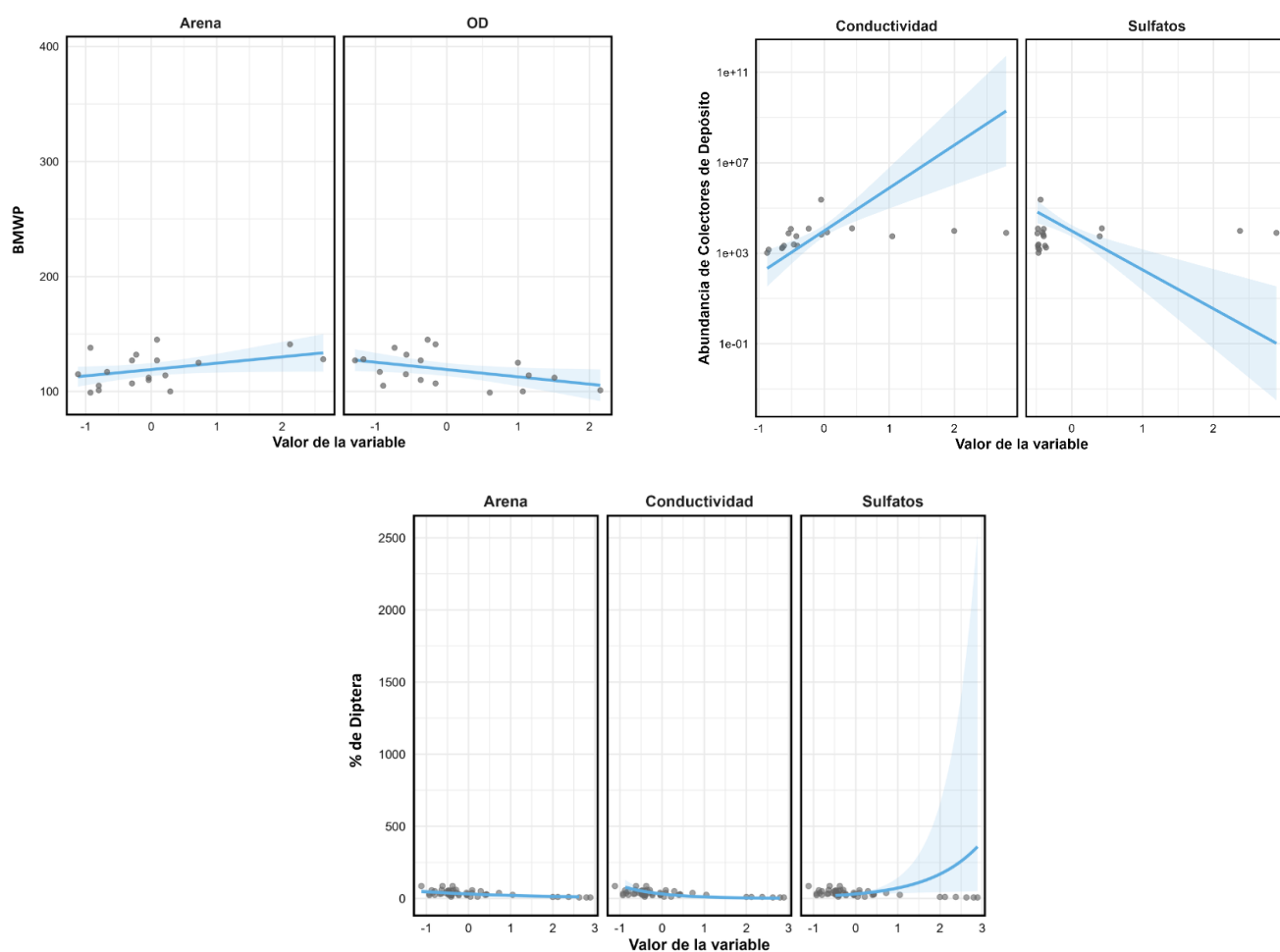


Figura 30. Gráficos de predicción de los efectos parciales de las variables explicativas incluidas en los modelos lineales generalizados (GLM) seleccionados para escala de hábitat en cuenca alta. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%. Cada panel muestra el efecto de una variable explicativa, manteniendo constantes el resto de los predictores del modelo.

ii. Cuenca media-baja

El análisis de componentes principales de la cuenca media-baja indicó que los dos primeros ejes explicaron un 49,4% de la varianza, siendo un 37,4% explicado por el componente 1 y un 12% por el componente 2 (Figura 31). En conjunto, el biplot del PCA evidenció una clara segregación entre los tributarios y el colector principal. El colector principal Carcarañá (CA) se diferenció marcadamente del resto a lo largo del PCA1, asociado a aguas más mineralizadas y mayores concentraciones iónicas (Anexo 21). Por

otro lado, los tributarios Ctalamochita (CT) y Chocancharava (CH) mostraron una mayor superposición en el espacio multivariado, aunque con una diferenciación interna principalmente explicada por el PCA2. Esta diferenciación a lo largo del componente 2 estuvo asociada a variaciones locales en la composición del sedimento y a la disponibilidad de nutrientes como el fosfato. Sobre la base de este resultado, se procedió a realizar un análisis de componentes principales (PCA) y un análisis de correlación entre variables ambientales de manera independiente para cada tributario.

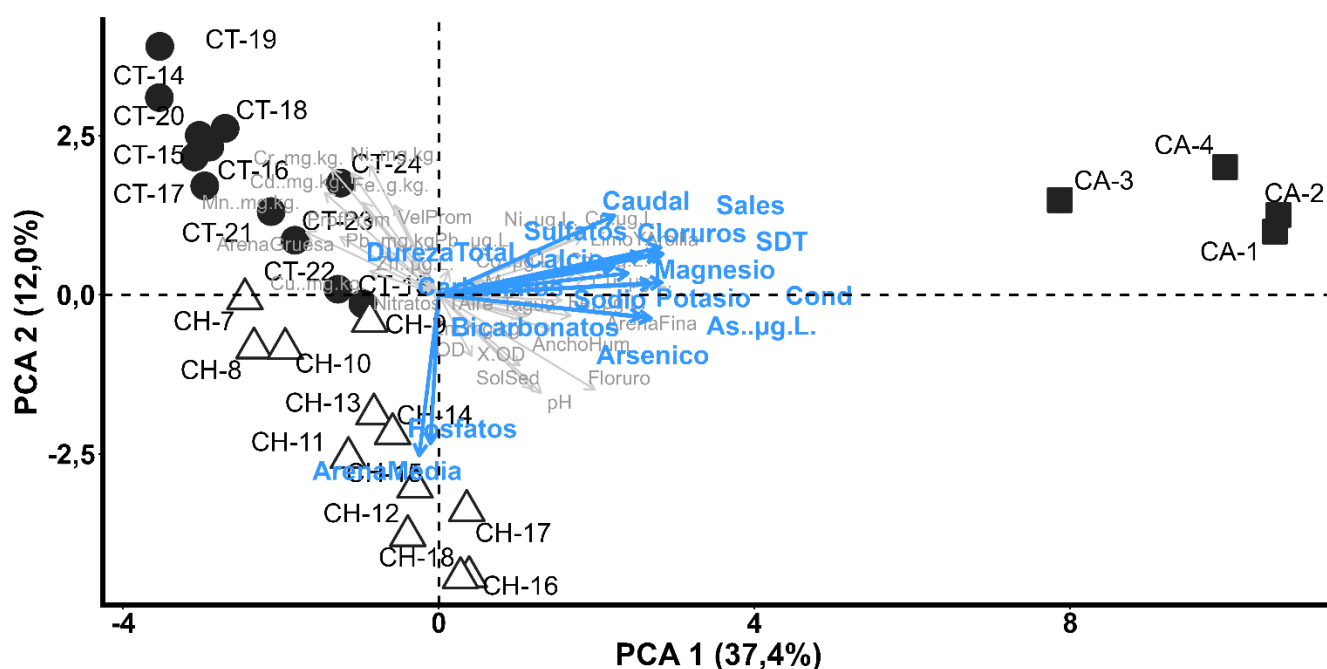


Figura 31. Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables ambientales a escala de hábitat en la cuenca media-baja del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican las distintas cuencas (● = CT, △ = CH, ■ = CA). Las flechas representan las variables ambientales; aquellas resaltadas en celeste corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).

En cuenca media-baja del río Ctalamochita, el análisis PCA mostró que los dos primeros ejes explicaron una proporción importante de la variabilidad ambiental. El PCA1 explicó el 28% de la varianza total, mientras que el PCA2 explicó el 18,7%, acumulando en conjunto el 46,7% de la variabilidad de los datos (Figura 32). El PCA1 estuvo representado fuerte y positivamente por la proporción de limo-arcilla,

conductividad, sólidos disueltos totales, sales, arsénico, sodio, potasio, sulfatos y arena fina ($r > 0,7$; $p < 0,05$), y negativamente por arena gruesa y cromo en sedimento, definiendo un gradiente entre ambientes con sedimentos finos y aguas más mineralizadas y sectores dominados por sedimentos gruesos. El PCA2 estuvo explicado positivamente por magnesio, fluoruros y carbonatos, y negativamente por los parámetros bicarbonatos ($r > 0,7$; $p < 0,05$), diferenciando sitios con mayor influencia iónica específica (Anexo 22). En el biplot, se observó una separación de los sitios según el gradiente longitudinal, donde a través del eje 1, cuatro sitios de aguas abajo (CT-21, CT-22, CT-23 y CT-24) se distinguieron del resto.

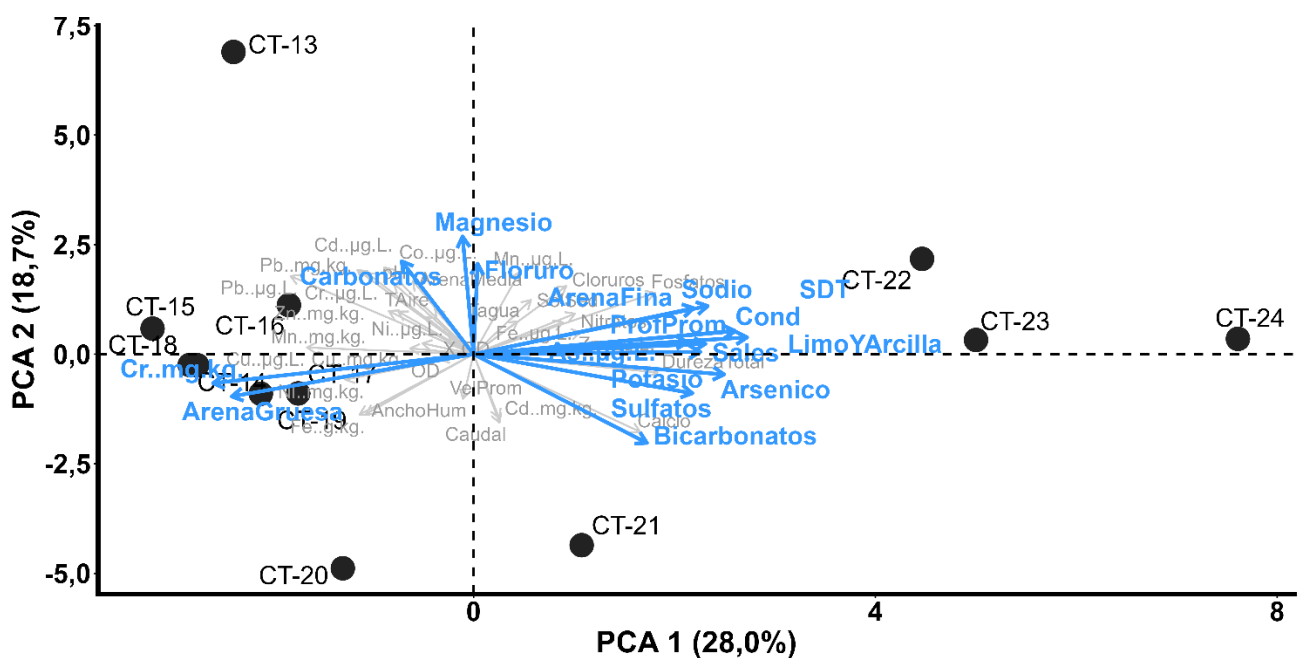


Figura 32. Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables ambientales a escala de hábitat en la subcuenca del río Ctalamochita. Las flechas representan las variables ambientales; aquellas resaltadas en celeste corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).

A través de los resultados de los análisis PCA y de correlación de Spearman (Anexo 23) fueron descartadas 44 variables de las 48 medidas a escala de hábitat fluvial, por no ser explicativas de la principal distribución de los datos y por ser redundantes unas con otras. Las variables seleccionadas para correr los modelos fueron: Conductividad, Carbonatos, Magnesio y Arsénico en agua.

Para el BMWP, el modelo con el AICc más bajo (Tabla 18, Anexo 24) incluyó las variables Conductividad y Carbonatos, posicionándose como el mejor ajustado para explicar la variabilidad sobre la calidad biótica de la subcuenca media-baja Ctalamochita. Los modelos posteriores, aunque con un $\Delta AICc < 2$ unidades, también incluyeron estas variables como explicativas, lo cual destaca su influencia sobre los resultados del BMWP.

Asimismo, para el % de Depredadores, el mejor modelo incluyó también la Conductividad y además el Magnesio de manera conjunta. Seguido a este modelo, con un $\Delta AICc > 2$ unidades continuó el modelo Nulo (Tabla 18, Anexo 25). El resto de los modelos presentaron un $\Delta AICc < 2$ unidades.

Tabla 18. Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP y % de Depredadores en cuenca media-baja Ctalamochita a escala de hábitat, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo más consistente ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,00$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 24 y 25.

Variable respuesta	Modelo	Coeficiente estandarizado	K	AICc	$\Delta AICc$	AICc Peso	Peso acumulado	log-verosimilitud
BMWP	Conductividad ($\mu S/cm$)	-22,53***	4	102,07	0,00	0,79	0,79	-44,18
	Carbonatos (mg/L)	13,09**						
% de Depredadores	Conductividad ($\mu S/cm$) *	1,73**	5	52,04	0,00	0,33	0,33	-21,02
	Magnesio (mg/L)							

El gráfico de predicción del mejor modelo mostró una relación positiva entre Carbonatos y la variable respuesta BMWP y negativa entre la Conductividad y la misma variable respuesta (Figura 33). La relación fue aproximadamente lineal, con una mayor

variación en los valores más bajos de Carbonatos y más altos de Conductividad. Además, los intervalos de confianza se mantuvieron relativamente estrechos en el rango central de los datos, ampliándose hacia los extremos, lo que indica una mayor incertidumbre en esos valores. En contraste, el modelo ajustado para el porcentaje de depredadores evidenció un efecto conjunto no lineal entre la Conductividad y la concentración de Magnesio, donde los mayores porcentajes predichos se asociaron a combinaciones elevadas de ambas variables (Figura 34). Este patrón estuvo dominado por valores extremos del espacio ambiental, reflejando la naturaleza no lineal del modelo y una mayor incertidumbre en dichas combinaciones.

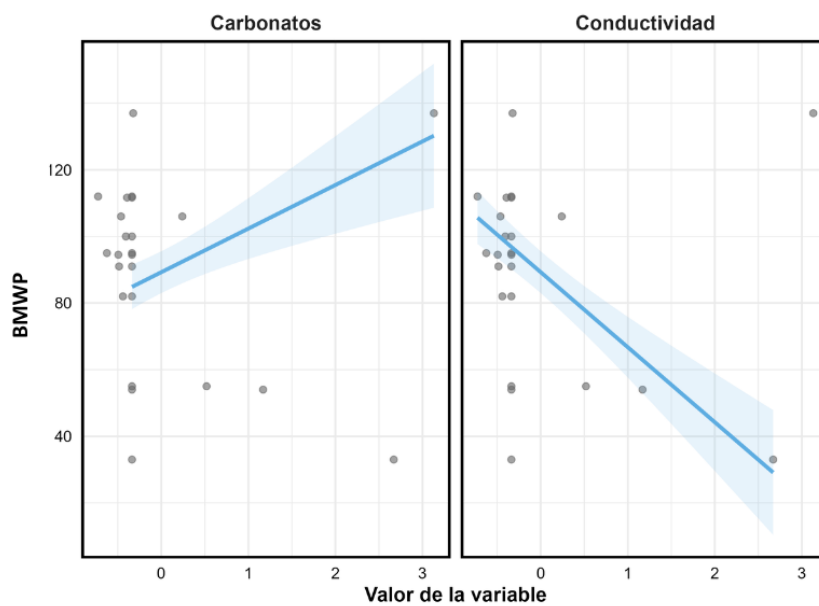


Figura 33. Gráfico de predicción de los efectos parciales de las variables explicativas incluidas en el GLMs seleccionado a escala de hábitat para la subcuenca Ctlamochita para el BMWP. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%. Cada panel muestra el efecto de una variable explicativa, manteniendo constantes el resto de los predictores del modelo.

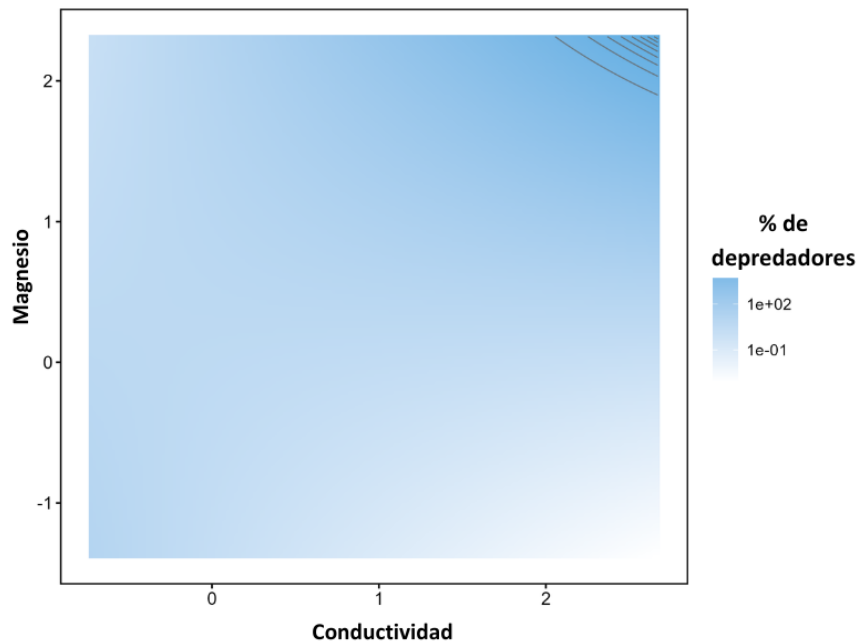
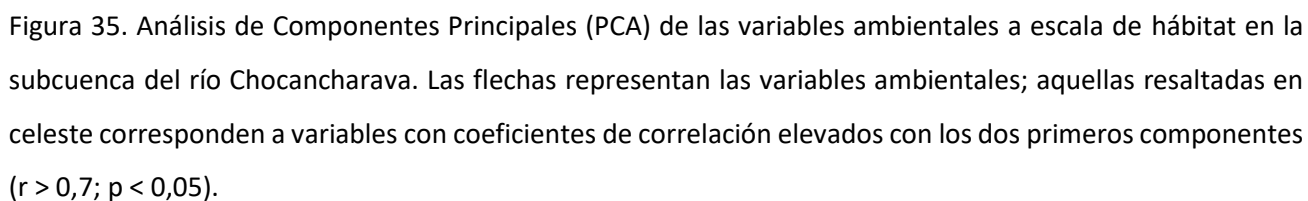


Figura 34. Mapa de predicciones del modelo GLM seleccionado para el métrico % de Depredadores en función del Magnesio y la Conductividad. Los colores indican los valores del % de Depredadores predicho por el modelo lineal generalizado con interacción entre ambas variables, mientras que las isolíneas grises representan combinaciones equivalentes del % de Depredadores. Las variables se muestran en escala estandarizada.

Por otra parte, en la subcuenca media-baja Chocancharava el PCA realizado sobre las variables ambientales a escala de hábitat señaló que los dos primeros ejes explicaron un 57,8% de la variabilidad total en los dos primeros ejes (PCA1 = 42,5%; PCA2 = 15,3%) (Figura 35). El PCA1 estuvo dominado por un gradiente hidroquímico y sedimentológico, con altas correlaciones positivas con sales, SDT, conductividad, sodio, cloruros, bicarbonatos, dureza total, calcio, arsénico y fracciones finas del sedimento, y negativas con arena gruesa, velocidad del flujo y metales en sedimento. El PCA2 agrupó tramos con valores altos de metales disueltos (Co, Cd, Ni y Zn), diferenciando condiciones locales dentro de la subcuenca (Anexo 26). En el biplot, los sitios se distribuyeron mayormente a lo largo del PCA1, diferenciando sectores caracterizados por aguas más mineralizadas y sedimentos finos de aquellos dominados por sedimentos gruesos y mayor energía hidráulica a través de un gradiente altitudinal de la cuenca.



La selección de modelos para explicar la variación del índice BMWP mostró que el modelo nulo fue el mejor soportado por los datos (Tabla 19, Anexo 28), indicando que ninguno de los predictores considerados mejoró sustancialmente el ajuste respecto de un modelo sin variables explicativas. Los modelos que siguieron y que incluyeron variables ambientales únicas mostraron valores de $\Delta AICc > 3$ y bajos pesos de Akaike. A la escala considerada, las variables evaluadas no explicaron de manera significativa la variación del BMWP en la subcuenca media-baja Chocancharava.

105

cadmio y cobre el de mayor soporte (Tabla 19, Anexo 29). En contraste, el modelo nulo mostró un soporte considerablemente menor ($\Delta AICc \approx 11$). En conjunto, estos resultados evidencian que la proporción de depredadores respondió principalmente a gradientes asociados a la presencia y combinación de metales pesados.

Tabla 19. Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP y % de Depredadores en cuenca media baja Chocancharava a escala de hábitat, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,00$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 28 y 29.

Variable respuesta	Modelo	Coeficiente estandarizado	K	AICc	$\Delta AICc$	AICc Peso	Peso acumulado	log-verosimilitud
BMWP	Nulo	66,58***	2	107,96	0,00	0,40	0,40	-51,98
% de Depredadores	Zn ($\mu\text{g/L}$)	-1,29*	5	48,01	0,00	0,58	0,58	-19,00
	Cd ($\mu\text{g/L}$)	1,90*						
	Cu (mg/kg)	1,32*						

El gráfico de predicción correspondiente al modelo mejor soportado mostró una respuesta diferencial del porcentaje de depredadores frente a los gradientes de metales pesados (Figura 36). En particular, se observó un aumento pronunciado del porcentaje de depredadores con el incremento de las concentraciones de cadmio, especialmente hacia los valores más altos del gradiente, donde la pendiente de la relación se vuelve más marcada. En contraste, las relaciones con cobre y zinc fueron comparativamente más suaves, con variaciones menores en los valores predichos a lo largo del rango observado. La incertidumbre fue mayor en los extremos del gradiente de los predictores.

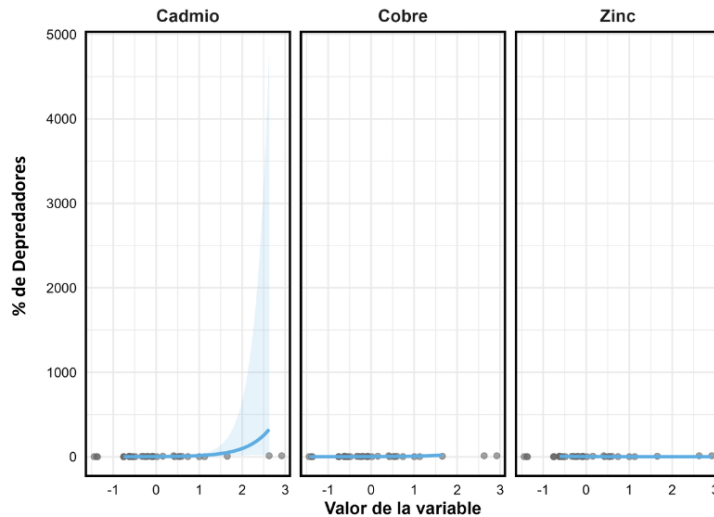


Figura 36. Gráfico de predicción de los efectos parciales de las variables explicativas incluidas en el GLMs seleccionado a escala de hábitat para la subcuenca Chocancharava para el porcentaje de depredadores. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%. Cada panel muestra el efecto de una variable explicativa, manteniendo constantes el resto de los predictores del modelo.

2) Variables a escala de ribera

Las variables medidas a escala de ribera se presentan en los anexos 30 y 31. Estas variables se pueden agrupar en: variables pertenecientes al Índice de Calidad del Bosque de la Ribera, variables pertenecientes al Índice de Integridad del Hábitat y porcentajes de usos del suelo en los dos buffers definidos. Todas fueron medidas en los 48 tramos de estudio a lo largo de los tributarios Ctlamochita, Chocancharava y el colector principal Carcarañá, denotándose diferencias en los tipos de variables medidas en cuenca alta y en cuenca media-baja.

i. Cuenca alta

El análisis de componentes principales (PCA) realizado para la cuenca alta a escala de ribera indicó que los dos primeros ejes explicaron el 61,6 % de la variación total, con el PCA 1 aportando el 45,6 % y el PCA 2 el 16 % (Figura 37). El primer eje representó un

marcado gradiente de condición y conservación de la ribera, asociado positivamente con variables indicadoras de una mejor calidad ambiental, tales como el ancho de la ribera, el grado y la cobertura vegetal total, la ausencia de basura, la presencia de mecanismos de retención, la preservación de la ribera, la condición del bosque ribereño y la presencia de vegetación nativa a distintas distancias (30 y 60 m), todas ellas con coeficientes de correlación elevados y significativos. En sentido opuesto a estas variables se encontraron los tramos que atraviesan localidades (CT-4, CT-5, CT-10, CH-3, CH5), asociándose a condiciones que demuestran un deterioro de la zona ribereña. El segundo eje agrupó tramos principalmente por la cobertura forestal ribereña, mostrando una fuerte correlación negativa con la forestación a 30 y 60 m (Anexo 32). En conjunto, el PCA permitió diferenciar los sitios de la cuenca alta principalmente en función del estado de conservación y calidad de la ribera, y secundariamente por atributos estructurales de la vegetación.

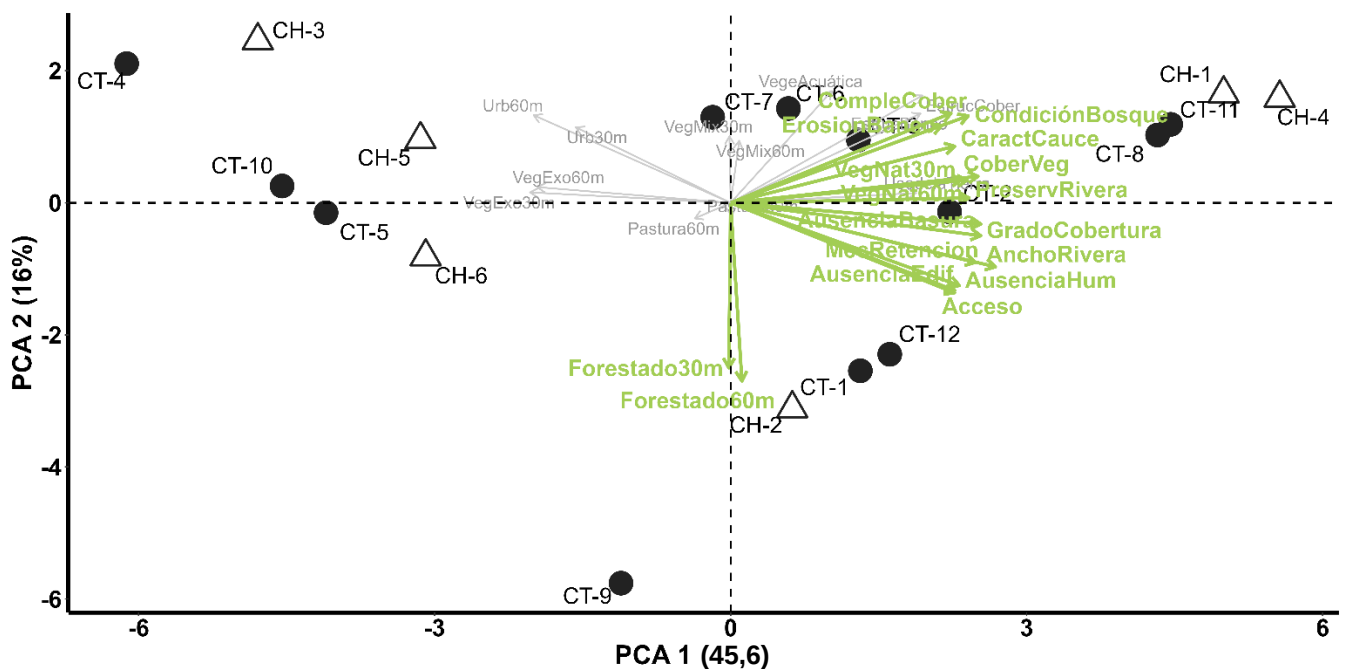


Figura 37. Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables a escala de ribera en la cuenca alta del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican las distintas subcuencas (● = CT y △ = CH). Las flechas representan las variables a escala de ribera; aquellas resaltadas en verde corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).

A partir del PCA y el análisis de correlación de Spearman (Anexo 33), de las 29 variables calculadas a escala de ribera en cuenca alta, solo 5 fueron incluidas en los GLMs. Esas variables fueron: ausencia de edificios, ausencia de basura, erosión del banco, % forestado en buffers de 30 m y % de vegetación nativa en buffers de 30 m.

El análisis mediante modelos lineales generalizados (GLM), utilizando el índice BMWP como variable respuesta, mostró que el modelo de mejor ajuste según AICc incluyó una interacción significativa entre la erosión del banco y la cobertura de vegetación nativa concentrando el mayor peso de Akaike ($w = 0,84$), (Anexo 34, Tabla 20). La vegetación nativa mostró un efecto positivo sobre el índice BMWP únicamente en sitios con baja erosión de márgenes, mientras que en sitios con bancos inestables este efecto fue débil o inexistente. El modelo nulo se presentó en tercer lugar con un $\Delta AICc > 2$ sugiriendo que la variabilidad del índice fue completamente explicada por las variables consideradas (Anexo 34). En conjunto, los resultados indican que el BMWP en la cuenca alta estuvo principalmente asociado a atributos vinculados a la estructura y conservación de la ribera, particularmente a la presencia de vegetación nativa y al estado geomorfológico del margen.

Por su parte, el análisis de la abundancia de colectores de depósito, evaluado mediante GLM, mostró un patrón consistente. En este caso, el modelo con mayor peso de Akaike incluyó exclusivamente a la forestación en buffers de 30 m (Tabla 20), seguido por el modelo nulo (Anexo 35) y por modelos que incorporaron la ausencia de edificaciones, la ausencia de basura y la vegetación nativa en buffers de 30 m. Los modelos que incluyeron combinaciones con un mayor número de predictores presentaron un menor soporte relativo.

Finalmente, los modelos lineales generalizados (GLM) ajustados para el porcentaje de Diptera, mostraron que la variable con mayor soporte estadístico fue la erosión de banco (Tabla 20). El modelo que incluyó únicamente esta variable presentó el menor valor de AICc y el mayor peso de Akaike, seguido muy de cerca por modelos que incorporaron la forestación en buffers de 30 m y la ausencia de edificaciones en combinación con la erosión del margen, todos ellos con valores de $\Delta AICc$ inferiores a 1 (Anexo 36). La inclusión de variables adicionales, como la vegetación nativa a 30 m o

combinaciones de mayor complejidad, no mejoró sustancialmente el ajuste de los modelos, presentando menores pesos relativos. Estos resultados indican que la variación en el porcentaje de Diptera estuvo principalmente asociada a un conjunto reducido de variables ribereñas, destacándose la erosión de banco como el predictor con mayor respaldo dentro del conjunto de modelos evaluados.

Tabla 20. Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP, Abundancia de colectores de depósito y % de Diptera en cuenca alta del río Carcarañá a escala de ribera, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 34, 35 y 36.

Variable respuesta	Modelo	Coeficiente estandarizado	K	AICc	$\Delta AICc$	AICc Peso	Peso acumulado	log-verosimilitud
BMWP	Erosión del							
	banco *	14,09**	5	138,77	0,00	0,84	0,84	-64,39
	Vegetación							
	Nativa 30 m							
Abundancia de colectores de depósito	Forestación 30 m	-0,63	3	59,91	0,00	0,21	0,21	-26,09
% de Diptera	Erosión del banco	0,30*	3	156,74	0,00	0,14	0,14	-74,51

Las predicciones obtenidas a partir de los modelos de mejor soporte estadístico para cada variable respuesta evidenciaron patrones consistentes entre los gradientes ambientales evaluados (Figura 38 y 39). En el caso del BMWP, el mapa de predicciones muestra el efecto conjunto de la vegetación nativa ribereña y la erosión del banco sobre el índice BMWP. Los valores más altos de BMWP se predicen en sitios en donde ambas variables presentan valores intermedios. Para la abundancia de colectores de depósito,

las predicciones del modelo de mejor ajuste evidenciaron un incremento de la abundancia a lo largo del gradiente de forestación a 30 m (Forestado30m), con valores más bajos en sitios con escasa cobertura forestal y un aumento progresivo hacia mayores niveles de forestación ribereña. Finalmente, en el caso del porcentaje de Diptera, el modelo seleccionado mostró una relación positiva con la erosión de banco, observándose valores más elevados del porcentaje de este grupo en sitios con mayor intensidad de erosión del margen.

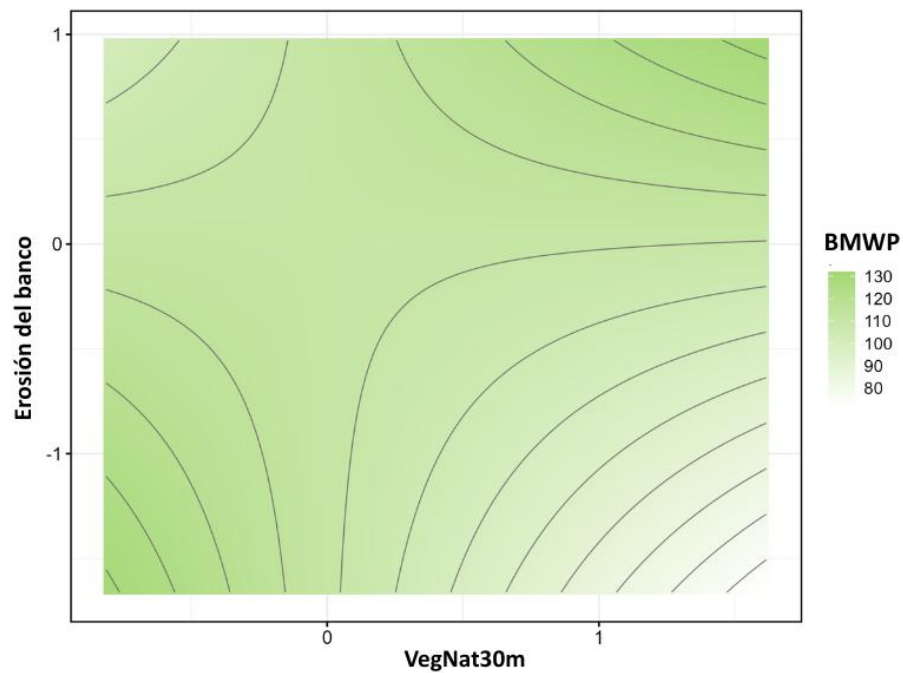


Figura 38. Mapa de predicciones del modelo GLM seleccionado para del índice BMWP en función de la vegetación nativa ribereña (30 m) y la erosión del banco en cuenca alta. Los colores indican los valores de BMWP predicho por el modelo lineal generalizado con interacción entre ambas variables, mientras que las isolíneas grises representan combinaciones equivalentes de BMWP. Las variables se muestran en escala estandarizada.

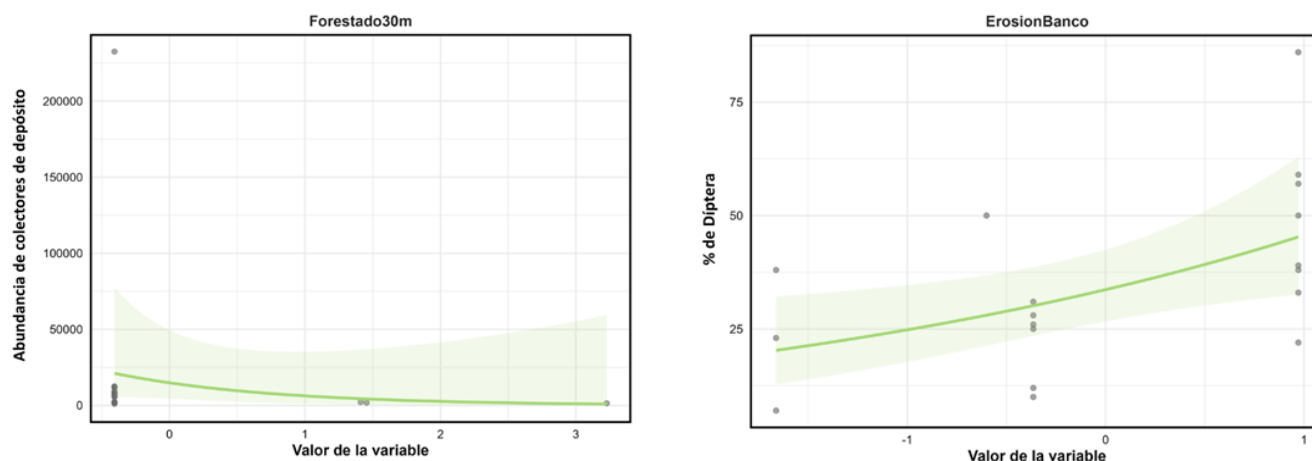


Figura 39. Gráficos de predicción de los efectos parciales de las variables explicativas incluidas en los modelos lineales generalizados (GLM) seleccionados para escala de ribera en cuenca alta. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%.

ii. Cuenca media-baja

El análisis de componentes principales realizado para la cuenca media a escala de ribera mostró que los dos primeros ejes explicaron conjuntamente el 35,4% de la variación total, con un 20,4% asociado al eje 1 (PCA 1) y un 15% al eje 2 (PCA 2) (Figura 40). El eje 1 estuvo representado de manera positiva por las variables: condición del bosque, ausencia humana y uso de la Tierra mientras que de manera negativa por el % de urbanización en buffers de 100m (Anexo 37). Estas variables definieron un gradiente principal que separó los sitios con valores positivos de PCA 1, vinculados a una mejor condición de la ribera y menor influencia antrópica, de aquellos ubicados hacia valores negativos, asociados a una mayor presencia de urbanización en el entorno ribereño. Por su parte, el eje 2 presentó correlaciones negativas elevadas con % de vegetación mixta en buffers de 50 m y % de vegetación mixta en buffers de 100 m, indicando que este eje representó un gradiente relacionado con la cobertura de bosque mixto en el área ribereña.

El análisis de correlación de Spearman por su parte mostró una correlación fuerte entre el % de uso del suelo con vegetación mixta en el buffer de 50 m y el % de uso del

suelo de vegetación mixta en el buffer de 100 m (Anexo 38). Mostrando también correlaciones medianamente fuertes entre el % de urbanización en buffer de 100 m y la variable ausencia humana y entre el uso de la Tierra y la ausencia humana. De las variables analizadas, 3 fueron seleccionadas para incluirlas en los GLMs: Condición del bosque, % de vegetación mixta en buffers de 50 m y % de urbanización en buffers de 100 m.

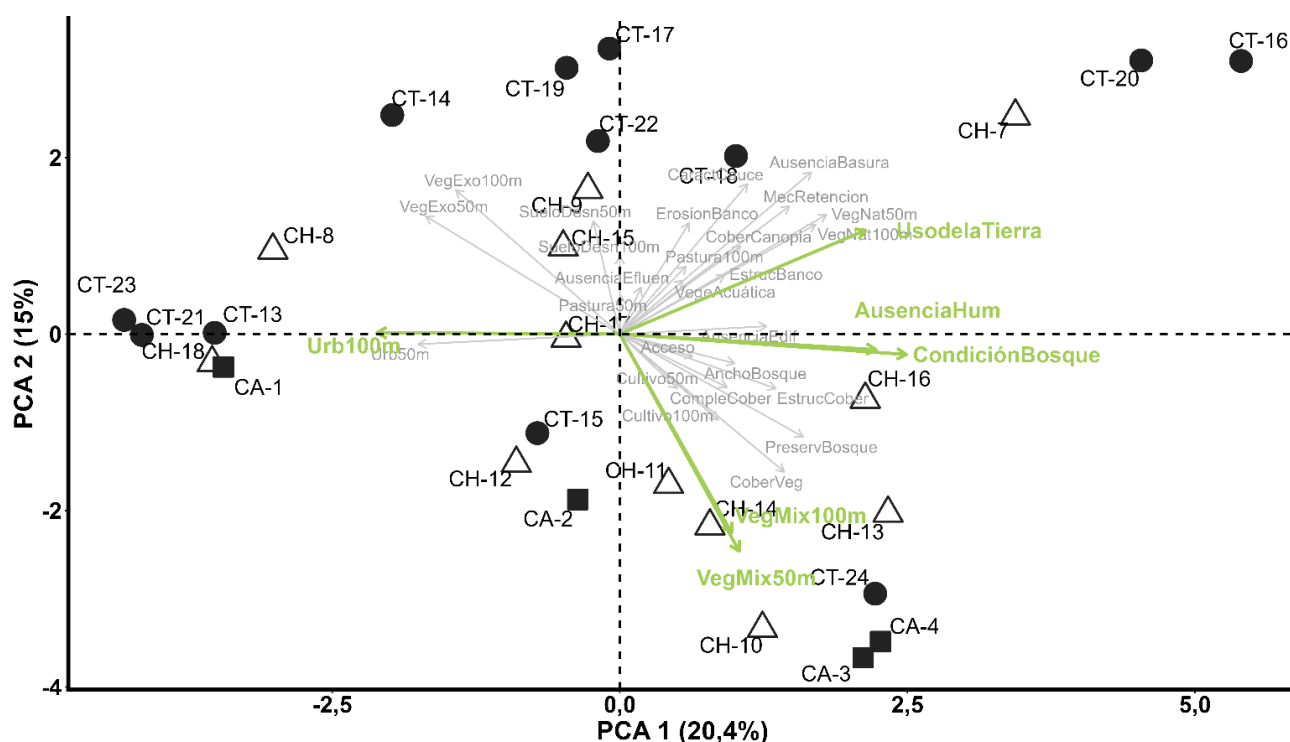


Figura 40. Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables a escala de ribera en la cuenca media baja del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican los tributarios y el colector principal (● = CT, △ = CH, ■ = CA). Las flechas representan las variables a escala de ribera; aquellas resaltadas en verde corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).

Para la variable respuesta BMWP, los modelos lineales generalizados mostraron un conjunto reducido de modelos con soporte estadístico similar (Anexo 39). El modelo mejor posicionado fue aquel que incluyó únicamente la variable Vegetación Mixta en buffers de 50 m, el cual presentó el menor valor de AICc y el mayor peso de Akaike,

indicando el mayor apoyo relativo entre los modelos evaluados (Tabla 21). Otros modelos competitivos incluyeron combinaciones de % de vegetación mixta en buffers de 50 m con % de urbanización en buffers de 100 m, así como el modelo que incorporó únicamente % de urbanización en buffers de 100 m, ambos con valores de $\Delta AICc$ menores a 1,5 y pesos de Akaike moderados. Asimismo, modelos que incorporaron la variable Condición del bosque en combinación con Vegetación mixta en buffers de 50 m y/o Urbano en buffers de 100 m también mostraron soporte, con $\Delta AICc$ inferiores a 2, aunque con pesos relativos menores. El conjunto de modelos con $\Delta AICc < 2$ explicó aproximadamente el 72% del peso acumulado, lo que sugiere una contribución consistente del % de vegetación mixta en buffers de 50 m en la explicación de la variabilidad del índice BMWP en la cuenca media a escala de ribera.

Para el % de Depredadores, los modelos lineales generalizados evidenciaron un apoyo relativamente alto para el modelo nulo, el cual presentó el menor valor de AICc y el mayor peso de Akaike indicando que, dentro del conjunto de variables consideradas, ninguna explicó de manera dominante la variabilidad observada (Tabla 21, Anexo 40).

Tabla 21. Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP y % de Depredadores en cuenca media baja del río Carcarañá a escala de ribera, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,00$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 39 y 40.

Variable respuesta	Modelo	Coeficiente estandarizado	K	AICc	$\Delta AICc$	AICc Peso	Peso acumulado	log-verosimilitud
BMWP	Vegetación Mixta							
	50 m	-12,77*	3	274,08	0.00	0,28	0,28	-133,54
% de Depredadores	Nulo	1,47***	2	63,60	0,00	0,35	0,35	-29,56

El gráfico de predicciones correspondiente al modelo de mejor ajuste seleccionado para el BMWP mostró una relación negativa entre esta variable respuesta y la cobertura de Vegetación mixta en buffers de 50 m (VegMix50m) (Figura 41). A lo largo del gradiente de esta variable, las predicciones del modelo indicaron una disminución progresiva en el BMWP, con valores más elevados asociados a bajas proporciones de vegetación mixta y valores menores hacia coberturas más altas. La banda de confianza asociada a la predicción evidenció una mayor incertidumbre en los extremos del gradiente, particularmente en los valores más altos de vegetación Mixta, mientras que en el rango intermedio la variabilidad fue más acotada. En conjunto, el patrón observado en las predicciones fue consistente con la tendencia general estimada por el modelo y con la distribución de los valores observados.

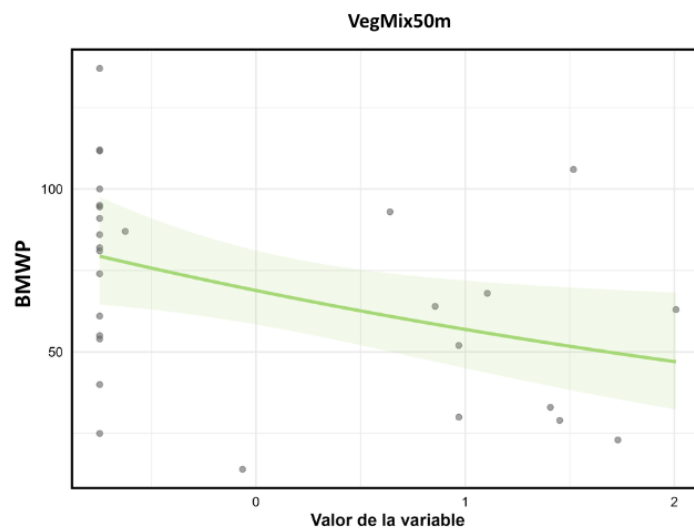


Figura 41. Gráfico de predicción de los efectos parciales de la variable explicativa BMWP incluida en el modelo lineal generalizados (GLM) seleccionado para escala de ribera en cuenca media-baja. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%.

3) Variables a escala de Paisaje

En los anexos 41 y 42 se presentan los valores promedios de las 16 variables en cuenca alta y las 14 variables en cuenca media-baja medidas a escala de paisaje. Para cuenca alta las variables % de suelo desnudo y % de cultivo debieron ser eliminadas de los análisis posteriores por no presentar este tipo de uso en la mayoría de los casos. Lo mismo sucedió en cuenca media baja con % de suelo desnudo y % de vegetación nativa

en los dos tamaños de buffers. Todas fueron medidas en los 48 tramos de estudio a lo largo de la cuenca Ctalamochita, Chocancharava y el colector principal Carcarañá, diferenciando cuenca alta de cuenca media-baja.

i. Cuenca Alta

A escala de paisaje, el PCA realizado mostró que los dos primeros ejes explicaron una gran proporción de la variación total (PCA 1 = 32,8 %; PCA 2 = 22,4 %) (Figura 42). El primer eje explicó un gradiente de urbanización y cobertura de vegetación nativa, indicando una oposición clara entre áreas más urbanizadas y sectores con mayor proporción de vegetación natural. El segundo eje estuvo representado por la vegetación mixta, con correlaciones negativas altas (Anexo 43), separando sitios con mayor presencia de este tipo de cobertura. En el espacio de ordenación, los sitios se distribuyeron coherentemente a lo largo de estos gradientes, reflejando diferencias marcadas en la composición del paisaje entre sectores de la cuenca alta, particularmente en relación con la urbanización y la vegetación nativa.

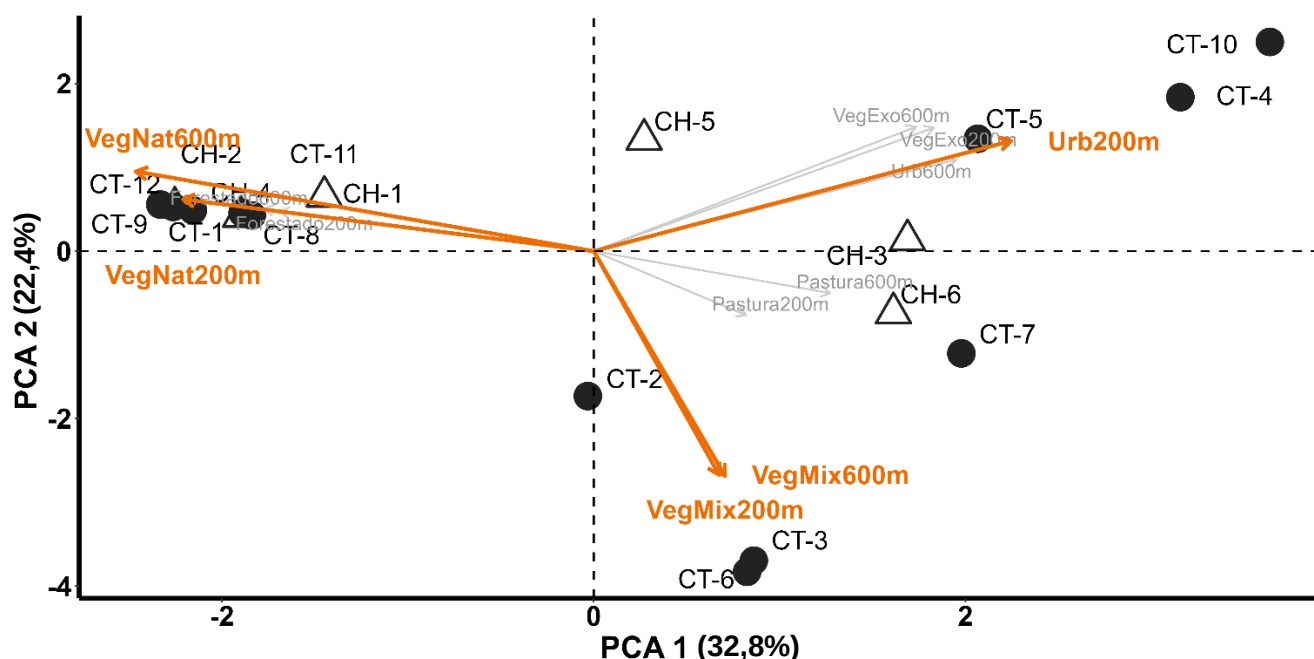


Figura 42. Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables a escala de paisaje en la cuenca alta del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican las distintas subcuencas (● = CT y △ = CH). Las flechas representan las variables a escala de paisaje; aquellas resaltadas en naranja corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).

El análisis de correlación de Spearman evidenció una correlación fuerte entre el par de variables pertenecientes al mismo tipo de uso del suelo, pero en tamaños de buffers distintos (Anexo 44). A partir de este análisis fueron seleccionadas tres variables para correr los GLMs: % de uso del suelo Urbano en buffers de 200 m, % de vegetación nativa en buffers de 600m y % de vegetación mixta en buffers de 200 m.

Para la cuenca alta a escala de paisaje, los modelos lineales generalizados (GLM) indicaron que la variable que mejor explicó la variación del índice BMWP fue el % de vegetación mixta en buffers de 200 m (Tabla 22). Este modelo presentó el menor valor de AICc y el mayor peso de Akaike, posicionándose claramente como el modelo más parsimonioso. El modelo nulo también mostró un soporte considerable ($\Delta AICc = 1,45$; peso = 0,32), lo que sugiere una capacidad explicativa moderada de las variables consideradas a esta escala. Entre los modelos alternativos, aquellos que incluyeron % vegetación nativa en buffers de 600 m y % urbano en buffers de 200 m presentaron valores de $\Delta AICc$ superiores a 2, con pesos de Akaike considerablemente menores, indicando un soporte más débil (Anexo 45). En resumen, los resultados señalan que, a escala de paisaje en la cuenca alta, la vegetación mixta en el buffer más pequeño de esta escala (200 m) fue la variable con mayor capacidad para explicar las variaciones del BMWP, mientras que la urbanización y la vegetación natural a mayores escalas espaciales mostraron una contribución secundaria.

Para la Abundancia de colectores de depósito, los modelos GLM mostraron que el modelo nulo fue el que presentó el mejor ajuste, con el menor valor de AICc y el mayor peso de Akaike (Tabla 22), indicando que ninguna de las variables de paisaje consideradas explicó de manera contundente la variación observada en esta variable respuesta (Anexo 46). En el caso del % de Díptera, el modelo de mejor ajuste incluyó únicamente al % de urbanización en buffers de 200 m (Tabla 22), presentando el menor AICc y concentrando alrededor del 40% del peso de Akaike, lo que sugiere que esta variable fue el predictor más relevante para explicar la variación en el % de Díptera. El modelo nulo mostró un soporte moderado (Anexo 47), indicando que, si bien la urbanización cercana aporta información explicativa, una parte importante de la variabilidad permanece sin explicar por las variables consideradas.

Tabla 22. Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP, Abundancia de colectores de depósito y % de Díptera en cuenca alta del río Carcarañá a escala de paisaje, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 45, 46 y 47.

Variable respuesta	Modelo	Coeficiente estandarizado	K	AICc	$\Delta AICc$	AICc Peso	Peso acumulado	log-verosimilitud
BMWP	Vegetación							
	Mixta 200 m	-6,41	3	149,15	0,00	0,32	0,32	-71,07
Abundancia de colectores de depósito	Nulo	2,15***	2	61,03	0,00	0,40	0,40	-28,10
% de Díptera	Urbanización 200 m	-0,26*	3	158,09	0,00	0,36	0,36	-75,19

Los gráficos de dispersión correspondientes a los modelos con mayor soporte estadístico a escala de paisaje en la cuenca alta muestran relaciones negativas claras entre las variables explicativas y las respuestas biológicas consideradas (Figura 43). En el caso del % de Vegetación mixta en buffers de 200 m (VegMix200m), se observa una disminución progresiva de la variable respuesta a medida que aumenta la proporción de vegetación mixta en el entorno, con una pendiente negativa sostenida y bandas de confianza que, si bien se amplían hacia los valores extremos, mantienen la tendencia general decreciente, lo que indica un efecto consistente de esta variable sobre la respuesta. De manera similar, el gráfico asociado a % de Díptera evidencia una relación negativa marcada, donde los valores más altos de urbanización en un buffer de 200 m se asocian con menores valores de la variable respuesta, reforzando la señal de impacto antrópico a esta escala espacial. En ambos casos, la dispersión de los puntos alrededor de la predicción refleja variabilidad natural entre sitios, pero sin modificar la dirección

del efecto, lo que respalda la importancia de estas variables de paisaje en la estructuración de las respuestas observadas.

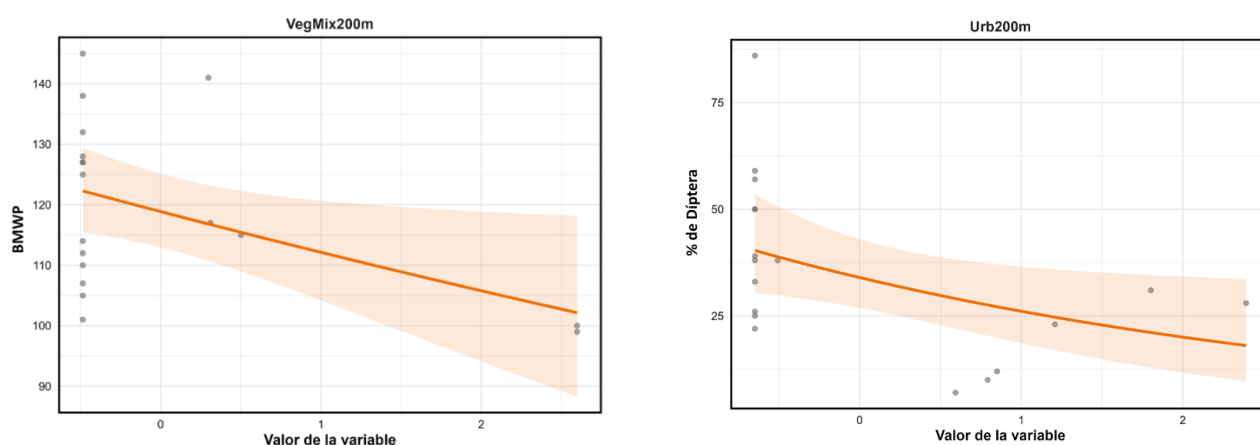


Figura 43. Gráficos de predicción de los efectos parciales de las variables explicativas incluidas en los modelos lineales generalizados (GLM) seleccionados para escala de paisaje en cuenca alta. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%.

ii. Cuenca Media-Baja

El PCA a escala de paisaje en la cuenca media–baja mostró que los dos primeros ejes explicaron una proporción elevada de la variabilidad total (PCA 1 = 41,5% y PCA 2 = 24,4%), evidenciando un claro gradiente de uso del suelo y cobertura vegetal (Figura 44). El primer eje estuvo representado principalmente por las variables de urbanización y vegetación exótica, con correlaciones altas y significativas para % de uso Urbano en buffers de 600 m y de 1,2 km, así como para % de Vegetación exótica en buffers de 600 m y de 1,2 km, que se proyectaron en el sentido positivo del eje. En contraste, las variables vinculadas a usos productivos tradicionales, como el cultivo, explicaron negativamente el PCA 1, definiendo el extremo opuesto del gradiente. El segundo eje estuvo representado por la vegetación mixta en los dos buffers evaluados (600 m y 1.2 km) presentando correlaciones positivas relevantes (Anexo 48). En conjunto, la ordenación separó claramente los sitios según el predominio de urbanización y vegetación exótica frente a paisajes con mayor influencia agrícola.

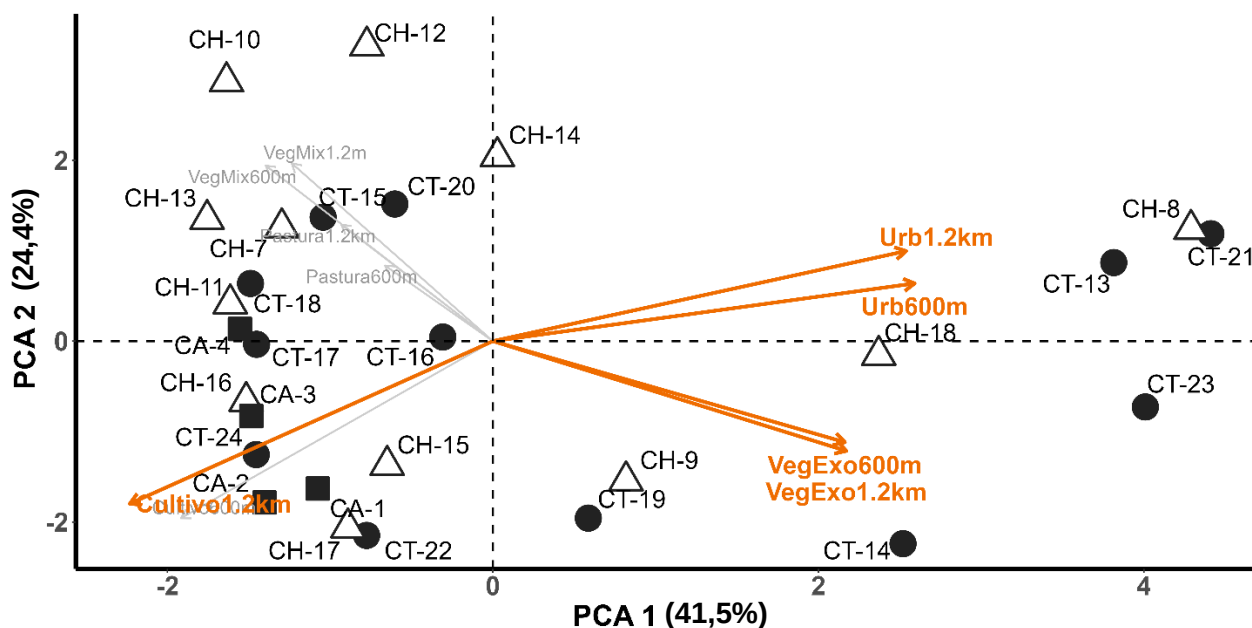


Figura 44. Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables a escala de paisaje en la cuenca media baja del río Carcarañá. Los puntos representan los sitios de muestreo y las formas indican las distintas cuencas (● = CT, △ = CH, ■ = CA). Las flechas representan las variables a escala de paisaje; aquellas resaltadas en naranja corresponden a variables con coeficientes de correlación elevados con los dos primeros componentes ($r > 0,7$; $p < 0,05$).

A partir del análisis PCA y la correlación de Spearman, 3 variables fueron consideradas para los GLMs. El análisis de correlación de Spearman mostró dos correlaciones fuertes entre las variables evaluadas, correspondientes a los mismos usos del suelo con tamaños de buffers diferentes (Anexo 49). Las variables seleccionadas fueron: % de uso Urbano en buffers de 1,2 km, % de Cultivo en buffers de 1,2 km y % de Vegetación Exótica en buffers de 1,2 km.

Para la cuenca media-baja a escala de paisaje, los modelos GLM con BMWP como variable respuesta evidenciaron un fuerte soporte para las variables asociadas al uso agrícola a 1,2 km. El modelo de mejor ajuste fue el que incluyó únicamente el % de cultivo en buffer de 1,2 km, presentando el menor AICc y el mayor peso de Akaike (Tabla 23). Un segundo modelo competitivo incorporó el % de urbanización en buffer de 1,2 km junto con % de cultivo en 1.2 km, con un $\Delta AICc < 0,5$ y un peso acumulado que supera

el 0,67 (Anexo 50). Modelos que incluyeron vegetación exótica ya sea en combinación con % de cultivo o junto a variable de % urbano, mostraron un soporte moderado ($\Delta AICc$ entre 2,4 y 2,5), mientras que los modelos simples, así como el modelo nulo, presentaron un desempeño claramente inferior ($\Delta AICc > 4$).

Por otra parte, los resultados de los GLMs mostraron que las variaciones en el % de depredadores estuvieron condicionadas por el efecto interactivo del % de urbanización en buffer de 1,2 km y el % de cultivo en buffer de 1,2 km (Tabla 23). El modelo nulo también resulto competente con un $\Delta AICc < 2$, seguido del modelo aditivo con % de urbanización en buffer de 1,2 km y el % de cultivo en buffer de 1,2 km (Anexo 51).

Tabla 23. Modelos con mayor soporte estadístico de GLM para el BMWP y % de Depredadores en cuenca media-baja del río Carcarañá a escala de paisaje, utilizando el criterio de Akaike (AIC). Se observa el modelo de mejor ajuste con sus respectivas variables, el coeficiente estandarizado de cada variable, el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,00$. Los resultados completos de la selección de modelos y los parámetros estimados de cada variable se presentan en los anexos 50 y 51.

Variable respuesta	Modelo	Coeficiente estandarizado	K	AICc	$\Delta AICc$	AICc Peso	Peso acumulado	log-verosimilitud
BMWP	Cultivo 1,2 km	-14,95*	3	271,91	0,00	0,34	0,34	-132,46
% de Depredadores	Urbanización 1,2 km * Cultivo 1,2 km	-0,49***	5	62,23	0,00	0,38	0,38	-24,75

El gráfico de dispersión correspondientes al índice BMWP a escala de paisaje evidenció una relación negativa clara entre la proporción de áreas cultivadas y la respuesta biológica considerada (Figura 45), tal como señala el modelo elegido. En particular, el gráfico mostró una disminución progresiva de los valores de BMWP a medida que aumenta la cobertura agrícola en el entorno. La pendiente negativa de la predicción se mantiene a lo largo de todo el gradiente analizado, con valores más

elevados del índice en sitios con baja proporción de cultivos y una reducción sostenida hacia paisajes más dominados por el uso agrícola. Las bandas de confianza se amplían hacia los extremos del gradiente, especialmente en los valores más altos de cobertura agrícola, aunque sin alterar la tendencia general decreciente observada.

En continuidad con el patrón observado para el índice BMWP, el mapa de predicciones del modelo de depredadores mostró un gradiente espacial claro asociado a la intensidad del uso del suelo (Figura 46). Los valores más altos de depredadores predichos se concentraron en condiciones de baja urbanización y bajo porcentaje de cultivo, mientras que el incremento simultáneo de ambas variables se asoció con una marcada disminución de los valores predichos, hasta alcanzar niveles cercanos a cero. Este patrón sugiere un efecto conjunto del uso urbano y agrícola que restringe fuertemente la presencia de depredadores en el sistema.

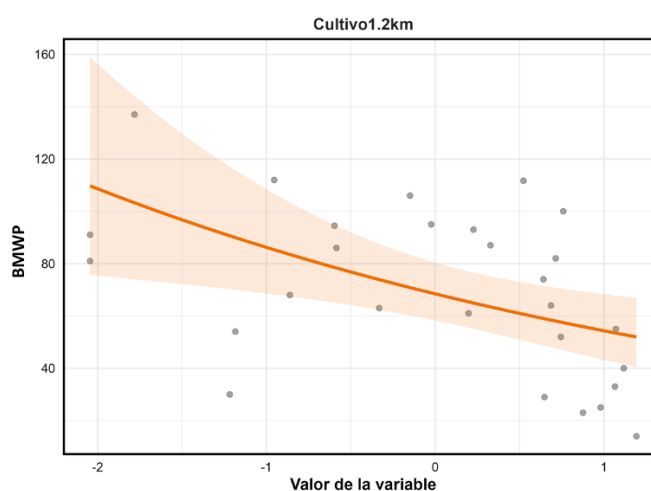


Figura 45. Gráfico de predicción de los efectos parciales de la variable explicativa BMWP incluida en el modelo lineal generalizados (GLM) seleccionado para escala de paisaje en cuenca media baja. Los puntos grises representan los valores observados de la variable respuesta, la línea continua indica la predicción del modelo y el área sombreada corresponde al intervalo de confianza del 95%.

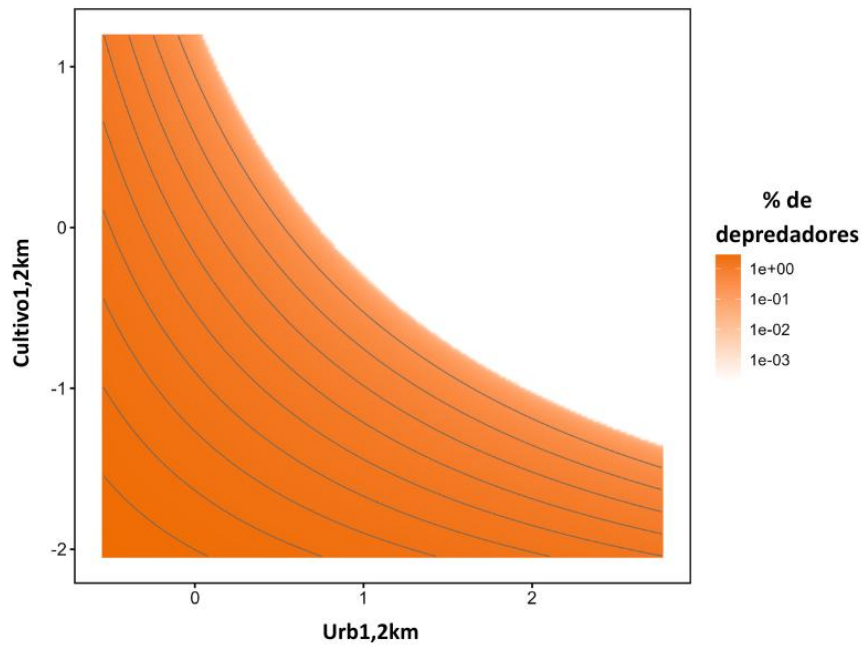


Figura 46. Mapa de predicciones del modelo GLM seleccionado para el métrico % de depredadores en función del % de urbanización en buffer de 1,2 km y % de cultivo en buffer de 1,2 km en cuenca media-baja. Los colores indican los valores de BMWP predicho por el modelo lineal generalizado con interacción entre ambas variables, mientras que las isolíneas grises representan combinaciones equivalentes de % de depredadores. Las variables se muestran en escala estandarizada.

Discusión

El análisis del sistema fluvial Carcarañá desde un enfoque multiescalar permitió identificar las variables ambientales que influyen sobre la integridad ecológica de la cuenca a diferentes escalas espaciales. A partir de la integración de variables medidas a escala de hábitat fluvial, ribera y paisaje, y de su relación con indicadores biológicos, fue posible reconocer qué componentes del ambiente resultan más relevantes en la explicación de las variaciones observadas en la calidad de los sistemas fluviales. De este modo, los resultados discutidos en este capítulo dan cumplimiento al objetivo específico número II.

Hábitat fluvial

Los resultados obtenidos a escala de hábitat fluvial en cuenca alta mostraron que la variabilidad ambiental de los tramos estudiados se organiza principalmente en torno a diferencias en la mineralización del agua y a condiciones hidromorfológicas propias de sectores de cabecera, lo que refuerza la idea planteada en la predicción de esta escala. Este patrón es consistente con lo esperado para sistemas fluviales serranos, donde la química del agua está fuertemente condicionada por la geología local y los procesos naturales de meteorización (Hamid *et al.* 2020; Golden *et al.* 2025).

Los modelos lineales generalizados indicaron que, a esta escala, el oxígeno disuelto y la proporción de arena fueron las variables más influyentes sobre el BMWP, con efectos negativos y positivos, respectivamente. El efecto negativo del oxígeno disuelto no necesariamente refleja una disminución directa de la calidad del agua, sino que podría estar asociado a procesos de alta producción primaria en determinados sitios. En sistemas lóticos, una elevada biomasa de algas y perifiton puede generar sobresaturación de oxígeno durante el período diurno como resultado de la actividad fotosintética, así como fuertes fluctuaciones del oxígeno disuelto (Carlton y Wetzel 1987; Dodds 2003). Este tipo de condiciones suele vincularse a ambientes con enriquecimiento de nutrientes y a cambios en la estructura de las comunidades bentónicas, favoreciendo taxones más tolerantes y traducándose en menores valores de índices bióticos como el BMWP, aun cuando las concentraciones puntuales de oxígeno disuelto sean elevadas (Huggins 2005).

Adicionalmente, la interpretación de los datos de OD en el contexto de cambio ambiental es compleja, ya que la relación entre los factores ambientales (p. ej., nutrientes y sedimentación) y el OD no suele ser unidireccional ni lineal (Jankowski *et al.* 2021). Por otro lado, la relación positiva entre la proporción de arena y el BMWP podría explicarse por el aumento de la heterogeneidad del hábitat a escala de tramo (Principe *et al.* 2007). Si bien la arena no constituye un sustrato dominante en sectores de cuenca alta y la sedimentación de material fino en exceso suele asociarse a efectos negativos sobre los macroinvertebrados (Wood y Armitage 1997), su presencia en parches puede generar microhábitats diferenciados dentro del lecho, permitiendo el desarrollo de organismos asociados a fondos blandos y excavadores que no se encuentran en sustratos más gruesos (Beisel *et al.* 2000; Bazzanti 2010). De este modo,

una mayor diversidad de sustratos podría favorecer la complementariedad de nichos y contribuir al incremento del valor del BMWP, en línea con estudios que destacan el rol positivo de la heterogeneidad del hábitat en la estructuración de las comunidades bentónicas (Miller *et al.* 2010; Mathers *et al.* 2024).

Para la abundancia de colectores de depósito, el modelo más competitivo incluyó a la conductividad con un efecto positivo y a los sulfatos con un efecto negativo. La relación positiva con la conductividad podría interpretarse como un indicador indirecto de una mayor disponibilidad de recursos alimentarios, particularmente de materia orgánica particulada fina asociada a sedimentos y zonas de retención. Estudios recientes destacan que incrementos moderados en la conductividad suelen reflejar procesos de acumulación y procesamiento de materia orgánica y una mayor concentración de sólidos disueltos totales. Estas condiciones favorecen a los colectores de depósito en sistemas lóticos, actuando la conductividad como una variable integradora de procesos físicos y biogeoquímicos más que como un factor de estrés directo (Clapcott *et al.* 2010; Burdon *et al.* 2019; Jackson *et al.* 2021). En contraste, el efecto negativo de los sulfatos sugiere que la composición iónica específica, más allá del nivel general de conductividad, puede modular diferencialmente la respuesta de los macroinvertebrados (Cormier *et al.* 2018; Miltner 2021).

Una respuesta parcialmente distinta se observó para el porcentaje de Diptera, donde la conductividad presentó un efecto negativo, los sulfatos un efecto positivo y la proporción de arena un efecto negativo. Estas diferencias pueden explicarse por la marcada heterogeneidad ecológica del orden Diptera, que incluye taxones con estrategias tróficas y requerimientos de hábitat contrastantes (Paisley *et al.* 2014). En este sentido, y en relación con la hipótesis planteada, los resultados obtenidos coinciden con las predicciones enunciadas para la escala de hábitat, tanto para el porcentaje de Diptera, como para el BMWP. Sin embargo, si bien las variables seleccionadas coinciden con las esperadas, no es posible atribuir de manera concluyente dichos efectos a los usos del suelo urbano o agrícola, dado que no se evaluaron de forma directa dichas presiones a esta escala, lo que sugiere un cumplimiento parcial de la hipótesis planteada.

En cuenca media-baja, a escala de hábitat, el PCA denotó una segregación clara entre los dos tributarios y el colector principal Carcarañá. Esto sugiere que la ubicación dentro de la red de la cuenca es un factor estructurante clave de la variabilidad ambiental regional, ya que a lo largo del cauce puede haber diferentes gradientes ambientales (Bowes *et al.* 2023). En los tributarios las características físicas y químicas tienden a reflejar más fuertemente las condiciones locales de geología, hidrología y descargas puntuales. Por otro lado, el cauce principal, por su función de colector, integra aportes hidrológicos de múltiples afluentes por lo que las características de hábitat son distintivas y hace que se diferencie aún más de sus tributarios (Robinson *et al.* 2024).

Al analizar la subcuenca media-baja del río Ctalamochita de manera independiente, el PCA permitió identificar gradientes ambientales internos que quedaban enmascarados en el análisis de todos los tramos de cuenca media-baja de ambos tributarios. El PCA1 representó un gradiente de mineralización del agua y textura del sedimento, un patrón frecuentemente asociado a procesos longitudinales y a la acumulación de solutos y sedimentos finos en tramos medios y bajos de los ríos (Allan y Castillo 2007; Kaushal *et al.* 2021). El PCA2 reflejó variaciones iónicas más específicas, principalmente vinculadas a magnesio y carbonatos, indicando heterogeneidad geoquímica local dentro de la subcuenca, como ha sido documentado en sistemas fluviales con influencia diferencial de litología e interacción agua y sedimento (Cunillera-Montcusí *et al.* 2022). Estos resultados son esperables en este sistema fluvial, ya que es una subcuenca que desde sus nacientes en altura tiene un fuerte proceso de meteorización, con una composición química asociada a su geología natural y también a la actividad minera de canteras (Destéfani *et al.* 2020). Además, presenta un sistema de lagos artificiales, creados para obtener energía hidroeléctrica y regular el caudal, que junto con los procesos activos de erosión hídrica y eólicos modifican en parte el sustrato de fondo presente a lo largo de la subcuenca media-baja (Ochoa *et al.* 2016; Lutri *et al.* 2020). En conjunto, estos gradientes obtenidos por el PCA resultaron ambientalmente coherentes y permitieron junto al análisis de correlación la selección de predictores utilizados en los modelos.

Los GLMs indicaron que la variabilidad del índice BMWP en la subcuenca media-baja del río Ctalamochita estuvo principalmente explicada negativamente por la

conductividad y positivamente por los carbonatos, lo que resalta la influencia de los gradientes de mineralización y alcalinidad del agua sobre la calidad biótica y concuerda con lo esperado para esta escala. La selección consistente de estas variables en los modelos con menor AICc sugiere que el aumento de la carga iónica y los cambios en la composición química del agua generan condiciones cambiantes para los macroinvertebrados sensibles, afectando índices bióticos basados en tolerancia. Este patrón coincide con estudios que documentan una respuesta clara de las comunidades bentónicas a modificaciones químicas del agua en sistemas fluviales (Kaushal *et al.* 2021; Maas *et al.* 2023; Feld *et al.* 2023).

De manera similar, el porcentaje de depredadores mostró una respuesta significativa al efecto conjunto de la conductividad y el magnesio. Esto sugiere que, estas variables podrían estar ejerciendo efectos directos sobre los depredadores, pero también sobre otros factores que operan a otras escalas como la disponibilidad de presas, la complejidad del hábitat o la conectividad del sistema (El Yaagoubi *et al.* 2023). Este resultado refuerza la idea de que las métricas funcionales pueden presentar respuestas más contextuales y dependientes de la escala que los índices taxonómicos tradicionales, y destaca la importancia de integrar distintos enfoques para una evaluación ecológica más completa (Martini *et al.* 2021).

Por otra parte, en la subcuenca media-baja del río Chocancharava, el PCA a escala de hábitat fluvial sintetizó la variabilidad ambiental en dos gradientes principales. El PCA1 representó un gradiente hidroquímico sedimentológico asociado a la mineralización del agua y a la textura del sedimento similar a lo ocurrido en la subcuenca Ctlamochita, mientras que el PCA2 estuvo mayormente explicado por metales pesados (Co, Cd, Ni y Zn), evidenciando condiciones locales diferenciadas dentro de la subcuenca. La relevancia de metales tanto en agua como en sedimento en la ordenación multivariada indica que estos contaminantes constituyen un componente significativo de la heterogeneidad ambiental del sistema. Similarmente esto ha sido reportado para ríos con influencia de actividades urbanas, industriales o agroindustriales, donde los metales pueden movilizarse en fase disuelta o acumularse en sedimentos finos (Förstner y Wittmann 2012; Ciszewski y Grygar 2016; Varol 2020). Asimismo, la importancia de estas variables, toma especial relevancia en esta subcuenca, donde se encuentra la

ciudad con el mayor número de habitantes de toda la cuenca (Rio Cuarto, CH-8). Como ya se ha reportado en numerosos estudios, las áreas urbanas son la principal fuente de contaminación por metales, a través de los efluentes industriales y las aguas residuales domésticas (Arini *et al.* 2012; Li *et al.* 2018; Amoatey y Baawain 2019; Messenger *et al.* 2021).

Contrariamente a lo esperado, los modelos lineales generalizados mostraron que, a la escala de hábitat considerada, ninguna de las variables ambientales evaluadas explicó significativamente la variación del índice BMWP, siendo el modelo nulo el mejor soportado. Este resultado sugiere que los índices bióticos basados en tolerancia taxonómica pueden presentar limitaciones para detectar efectos de contaminantes específicos, como los metales pesados, especialmente cuando estos generan respuestas subletales o selectivas que no se traducen necesariamente en cambios marcados de la diversidad funcional de los organismos (Schmera *et al.* 2022; Alric *et al.* 2022). Asimismo, se ha señalado que la respuesta del BMWP puede estar influenciada por procesos que operan a escalas espaciales mayores o por la historia de exposición crónica de las comunidades (Tlili *et al.* 2016).

En contraste, el porcentaje de depredadores, como métrica específica de la comunidad, mostró una respuesta clara a gradientes asociados a metales pesados, con modelos que incluyeron zinc ($\mu\text{g/L}$), cadmio ($\mu\text{g/L}$), y cobre (mg/kg) como los mejor soportados, y plomo (mg/kg) como predictores altamente competitivos. La relación negativa con zinc del mejor modelo podría deberse a que en algunos tramos (como CH-9) la medición de Zn superó los niveles guía establecidos por la normativa argentina (Ley 24.051) y por la EPA (U. S. Environmental Protection Agency, 1996, 2003, 2012). El zinc, aun siendo un metal esencial, puede generar efectos tóxicos cuando excede determinados umbrales, afectando procesos fisiológicos clave como la osmorregulación, la actividad enzimática y el metabolismo energético, con impactos directos sobre organismos de mayor tamaño corporal o con mayores demandas energéticas, como suele ser el caso de los depredadores (Weis *et al.* 2003; Walker *et al.* 2005; Zhang *et al.* 2017; Mebane *et al.* 2020). En contraste, los efectos positivos del cadmio y el cobre, cuyas concentraciones no superaron los límites guía, podrían reflejar respuestas no lineales típicas de exposiciones subletales (Brooks *et al.* 2009; Amer *et al.*

2022). Cuando existen niveles bajos o moderados de estrés químico se altera la estructura trófica de la comunidad de manera indirecta, por ejemplo, mediante la reducción de competidores o presas sensibles, o a través de cambios en la disponibilidad de recursos (Iwasaki *et al.* 2009; Mebane *et al.* 2020). En conjunto, estos resultados indican que el % de depredadores actúa como un indicador funcional sensible a gradientes de contaminación metálica, y refuerzan la utilidad de este tipo de métricas para detectar impactos que no son percibidos por los índices bióticos tradicionales.

Ribera

En cuenca alta, a escala de ribera, el análisis de componentes principales mostró que la variabilidad ambiental entre sitios estuvo fuertemente estructurada por un gradiente de conservación y calidad ribereña. El eje 1 explicó casi la mitad de la variación total e integró variables estrechamente vinculadas a riberas funcionalmente íntegras, lo que refleja ambientes con mayor capacidad de amortiguación de disturbios y provisión de hábitat (Singh *et al.* 2021; Graziano *et al.* 2022). Los sitios vinculados a características preservadas del hábitat fueron aquellos que presentaron un mayor porcentaje de vegetación nativa. Mientras que los sitios urbanos, correspondientes a localidades turísticas, se ubicaron en el extremo más degradado del gradiente, lo que concuerda con diversos estudios que señalan que el desarrollo urbano–turístico incrementa la fragmentación del hábitat y, en consecuencia, genera cambios en la biodiversidad circundante (Contieri *et al.* 2024; Huang *et al.* 2025; Albalawi 2025). En contraste, el segundo eje del PCA estuvo principalmente asociado a la cobertura de plantaciones de exóticas en buffers de 30 y 60 m, diferenciando los sitios según cambios en la naturalidad de la vegetación. Estudios recientes han señalado que las forestaciones implantadas pueden generar modificaciones en la estructura ribereña y en la dinámica de la materia orgánica modificando la estructura fluvial e interviniendo directamente sobre la integridad biótica (Gutiérrez-Flores y Becerra Osses 2017; Márquez *et al.* 2025).

La selección de variables para los GLM, basada en el PCA y en los análisis de correlación, permitió reducir la redundancia y focalizar el análisis en atributos clave de la ribera. En este contexto, los resultados obtenidos mediante GLM indicaron que, la vegetación nativa en buffers de 30 m resultó uno de los predictores más importantes

del índice BMWP en combinación con la erosión de banco. Desde una perspectiva funcional, la vegetación ribereña nativa contribuye a la regulación térmica, al aporte de materia orgánica alóctona de alta calidad y a la estabilización de los márgenes, mientras que la erosión de banco actúa como un mecanismo directo de degradación del hábitat bentónico al incrementar la sedimentación fina y reducir la disponibilidad de refugios, afectando negativamente la integridad de la biota acuática (Naiman *et al.* 2010; Dala-Corte *et al.* 2020; Vietz *et al.* 2018).

Además de ello, el tamaño del buffer de la variable seleccionada resulta determinante para sostener la calidad ecológica del sistema. Lind y colaboradores (2019) han señalado anchos de ribera mínimos propuestos para el mantenimiento de distintas funciones y servicios ecosistémicos, dentro de los cuales, los 30 m incluyen muchas de estas funciones. En este contexto, el peso de la vegetación nativa también pone en evidencia que el impacto de tierras no utilizadas o con bajo nivel de intervención que a menudo son subestimadas por su reducida proporción superficial (Dou *et al.* 2022), puede ser crucial para la calidad del agua y la integridad biológica de la cuenca.

La abundancia de colectores de depósito estuvo principalmente asociada de manera negativa con la forestación en buffers de 30 m. Considerando el contexto regional, este resultado sugiere un efecto adverso de la vegetación ribereña exótica sobre este grupo funcional, posiblemente vinculado a cambios en la cantidad, calidad y procesamiento de la materia orgánica particulada depositada en el lecho. Diversos estudios han documentado que especies arbóreas exóticas, pueden modificar sustancialmente la composición química de la hojarasca, reduciendo su palatabilidad y tasa de descomposición en comparación con especies nativas, lo que limita la disponibilidad de recursos tróficos para los colectores de depósito (Landeiro *et al.* 2010; Graça *et al.* 2015;). Asimismo, la forestación exótica suele asociarse a una mayor homogeneización del hábitat ribereño y a cambios en la estabilidad de los márgenes, favoreciendo en muchos casos la acumulación de sedimentos finos ricos en materia orgánica, lo que modifica la disponibilidad de microhábitats preferenciales para este grupo funcional (Claeson *et al.* 2014; Mendoza-Cariño *et al.* 2023).

En el caso del porcentaje de Diptera, los modelos lineales generalizados indicaron que la erosión de banco fue el predictor con mayor respaldo estadístico. Este resultado es consistente con numerosos estudios que describen a los dípteros, en particular algunos quironómidos y otros taxones dominantes, como grupos altamente tolerantes a disturbios físicos del hábitat, tales como la inestabilidad de márgenes, el aumento de sedimentos en suspensión y la simplificación estructural del lecho (Rosenberg y Resh, 1992; Lee *et al.* 2025). Los modelos competitivos que combinaron la erosión de banco con la forestación en buffers de 30 m y la ausencia de edificaciones, sugieren que la respuesta de Diptera estaría modulada tanto por procesos locales de alteración física del canal como por el contexto ribereño inmediato, reforzando la idea de que este grupo de organismos responde a una amplia gama de factores estresantes (Adler y Courtney 2019; Cortelezzi *et al.* 2020).

Con respecto al análisis de variables influyentes a escala de ribera en cuenca media-baja, el PCA evidenció que la estructura ambiental de la ribera estuvo organizada a lo largo de un gradiente dominante de perturbación antrópica, representado por el eje 1, el cual integró de manera positiva variables asociadas a una mejor condición del bosque ribereño, mayor ausencia humana y usos de la tierra menos intensivos, y de forma negativa una mayor proporción de uso urbano del suelo en buffers de 100 m, lo cual coincide en esta primera etapa de selección con lo esperado en las predicciones. Este patrón es consistente con estudios que señalan que, a escala ribereña, los gradientes de urbanización generan respuestas integradas en variables estructurales, funcionales y de presión antrópica, reflejando procesos de simplificación del corredor ribereño y pérdida de integridad ecológica (Allan 2004; Gal *et al.* 2019; Simkin *et al.* 2022). El eje 2, dominado por la cobertura de bosque mixto en buffers de 50 y 100 m, representó un gradiente secundario vinculado a la composición de la vegetación ribereña, lo que sugiere que, más allá del nivel general de impacto humano, la estructura y tipo de cobertura vegetal introducen variabilidad adicional en la ribera. Las correlaciones de Spearman reforzaron esta interpretación, mostrando una fuerte coherencia espacial entre coberturas de vegetación mixta a diferentes escalas y relaciones inversas entre urbanización y ausencia humana, lo que confirma que los

cambios en el uso del suelo ribereño operan de manera consistente a lo largo del corredor fluvial.

Contrariamente a lo esperado, los modelos lineales generalizados indicaron que el porcentaje de vegetación mixta en buffers de 50 m fue la variable con mayor influencia sobre el índice BMWP posicionándose como el mejor predictor individual, por encima del porcentaje de uso del suelo urbano. Este efecto negativo de la variable sobre el índice BMWP sugiere que la presencia de bosque mixto en la franja ribereña inmediata, lejos de reflejar una condición de conservación, podría estar asociada a estados intermedios o degradados del corredor ribereño. Debido a la coexistencia de plantas exóticas y plantas nativas, las plantas exóticas inevitablemente ingresarán a la comunidad de plantas nativas (Hamid *et al.* 2020) comenzando así un proceso de sustitución de la vegetación, proceso que se ve acelerado si las especies exóticas son además invasoras (Richardson *et al.* 2007; Poulette y Arthur 2012). El reemplazo de la comunidad vegetal ribereña, trae consigo múltiples cambios en los ecosistemas acuáticos, asociados principalmente al funcionamiento de los mismos (Zhang *et al.* 2014; McInerney *et al.* 2016; Liu *et al.* 2020).

Por otro lado, los modelos ajustados para el porcentaje de depredadores mostraron un alto soporte para el modelo nulo, indicando que las variables ribereñas consideradas no explicaron de manera consistente la variabilidad observada en esta métrica funcional. Esto es particularmente notorio, ya que estudios previos han señalado que los depredadores y los diferentes grupos funcionales alimentarios suelen ser sensibles a la simplificación del hábitat y a la pérdida de heterogeneidad estructural (Merritt *et al.* 1996; Mangadze *et al.* 2019; Solis *et al.* 2019), un patrón que si fue observado por ejemplo en cuenca alta con la abundancia de colectores de depósito. La baja performance de modelos más complejos refuerza la idea de que, en la cuenca media-baja, el porcentaje de depredadores no responde de manera directa a un gradiente ribereño, sino que estaría mediado por procesos ecológicos más locales, lo cual se comprueba con los resultados obtenidos a escala de hábitat fluvial.

Los resultados obtenidos a escala de ribera tanto en cuenca alta como en cuenca media-baja también refuerzan la idea de que índices más sencillos de usar, por su baja

resolución taxonómica, como lo es el BMWP pueden ser más eficientes para capturar los efectos de los cambios en el uso del suelo. En parte, esto se debe a que integran la respuesta de múltiples familias con tolerancias contrastantes y producen una calificación ordinal fácil de interpretar, lo que favorece su aplicación en programas de monitoreo y diagnóstico ambiental (López-López *et al.* 2024).

Escala de paisaje

El análisis de componentes principales a escala de paisaje en la cuenca alta reveló una clara estructuración de los sitios a lo largo de gradientes de uso del suelo, con una elevada proporción de la variación explicada por los dos primeros ejes. En concordancia con lo esperado, el eje 1 representó un gradiente dominante de urbanización vs cobertura de vegetación nativa, patrón ampliamente documentado en estudios de ecología fluvial que muestran cómo la expansión urbana a escala de paisaje se asocia a la pérdida de cobertura natural y a cambios integrados en los procesos hidrológicos, geomorfológicos y biológicos de las cuencas (Rojas *et al.* 2017; Yi *et al.* 2024). El eje 2, dominado por la vegetación mixta, reflejó un gradiente adicional vinculado a paisajes en transición, donde la coexistencia de coberturas nativas y exóticas suele estar asociada a disturbios moderados del uso del suelo. La coherencia espacial observada en la ordenación, junto con las fuertes correlaciones entre variables de un mismo tipo de uso del suelo medidas a diferentes tamaños de buffer, sugiere que los efectos del uso del suelo a escala de paisaje pueden integrarse y amplificarse a lo largo del corredor fluvial (Ding *et al.* 2016; Roon *et al.* 2021).

Los resultados de los GLM, indicaron que la vegetación mixta en buffers de 200 m fue la variable con mayor capacidad para explicar la variación del índice BMWP, aunque con un efecto negativo, lo que sugiere que este tipo de cobertura no representa una condición favorable para la integridad ecológica del sistema. En este contexto, la vegetación mixta refleja principalmente la sustitución de la vegetación nativa original de pastizales y matorrales serranos por especies exóticas invasoras, como *Pinus* spp., *Acacia* spp. y *Morus* spp., ampliamente distribuidas en cuenca alta de la región serrana cordobesa (Giorgis y Tecco 2014). Como ya se mencionó con anterioridad, los efectos de las especies exóticas invasoras sobre los cursos fluviales son numerosos, y esos

efectos pueden ser especialmente marcados en cuencas altas, como ya se ha visto en otros estudios de la zona (Cibils-Martina *et al.* 2017; Jobbágy *et al.* 2013).

En este contexto, es también necesario señalar que, si bien la interpretación ecológica sugiere que los efectos negativos observados sobre el BMWP están asociados principalmente a la expansión de especies vegetales exóticas invasoras, la cobertura de vegetación exótica no fue seleccionada como predictor, mientras que la vegetación mixta mostró mayor capacidad explicativa. Este resultado podría indicar que la categoría de vegetación mixta captura de manera más efectiva el estado actual de transición y degradación del paisaje, donde la coexistencia de remanentes nativos con especies exóticas genera condiciones ecológicas distintas a aquellas representadas por parches dominados exclusivamente por exóticas (Hobbs *et al.* 2014).

Por otra parte, para la abundancia de colectores de depósito, el predominio del modelo nulo sugiere que esta métrica funcional no responde de manera directa ni consistente a las variables de cobertura del suelo consideradas a escala de paisaje. Esto es coherente con el carácter altamente oportunista y plástico de este grupo funcional, cuya abundancia suele estar más asociada a procesos locales como la disponibilidad inmediata de sedimentos finos, la dinámica del caudal, a la retención de materia orgánica particulada, o a otras variables más asociadas a escala de hábitat y de ribera, que a patrones de uso del suelo a escalas espaciales amplias (Matomela *et al.* 2021; Mauad *et al.* 2025).

En contraste con la métrica anterior, el porcentaje de Diptera mostró una relación definida con la urbanización en buffers de 200 m, aunque con un efecto negativo, lo que indica que la cercanía de áreas urbanas se asocia a una disminución relativa de este grupo en la comunidad bentónica. Si bien muchos taxa de Diptera, en particular Chironomidae, son considerados tolerantes a perturbaciones, como ya se mencionó con anterioridad, existen dentro de este grupo muchos taxa con una mayor sensibilidad. Además de ello, estudios recientes han demostrado que la urbanización intensa y cercana al cauce puede generar condiciones, tales como alteraciones hidráulicas severas, pérdida de microhábitats, aumento de la inestabilidad del sustrato y picos de contaminantes urbanos, que resulten en cambios de su estructura poblacional (Gresens

et al. 2007; Rigano *et al.* 2024). La relevancia de la urbanización sugiere que los impactos urbanos se transmiten de manera rápida y directa al sistema fluvial, afectando la composición taxonómica de ciertos grupos más que de otros (Williams-Subiza *et al.* 2024; Yang *et al.* 2025). En este contexto, la respuesta observada para el porcentaje de Diptera pone de manifiesto una limitación inherente a métricas basadas en grupos taxonómicos amplios y heterogéneos, reforzando la necesidad de identificaciones a niveles taxonómicos más bajos para interpretar adecuadamente los efectos de la urbanización en grupos diversos como los dípteros (Molineri *et al.* 2020).

En cuenca media-baja, a escala de paisaje, el PCA mostró un gradiente nítido de antropización, donde el eje 1 separó sitios dominados por urbanización y vegetación exótica (en el sentido positivo, especialmente a 600 m–1,2 km) de sitios con mayor influencia de usos agrícolas (sentido negativo), lo que sugiere que en este tramo ambas presiones (urbanización + expansión de exóticas) tienden a co-ocurrir y estructurar el paisaje en oposición a matrices completamente agrícolas. Estas variables junto al eje 2, dominado por la vegetación mixta, habla de una fuerte acción antrópica a escala de paisaje, donde los usos del suelo más intensivos tienden a mantener la mayor influencia sobre la integridad ecológica de la red fluvial. En este sentido, se ha señalado que el uso del suelo adquiere mayor relevancia explicativa cuando se considera su distribución espacial dentro de toda la cuenca durante el proceso de modelado (Kuemmerlen *et al.* 2014).

Los resultados de los GLM indicaron que el uso agrícola a gran escala espacial (buffers de 1,2 km) fue el principal predictor de la variación del índice BMWP, con un efecto negativo y un soporte claramente superior al de los demás modelos, lo que confirma lo esperado según las predicciones para esta escala. La selección del porcentaje de cultivo como variable más parsimoniosa sugiere que, en cuenca media-baja, los impactos asociados a la agricultura operan de manera integrada y acumulativa a escala paisajística, afectando la calidad ecológica de la red fluvial. Este resultado era esperable en parte, teniendo en cuenta que la agricultura afecta la biota fluvial a través de una variedad de factores estresantes como la afluencia de nutrientes, agroquímicos, sedimentos finos y alteración de la morfología fluvial (Lam *et al.* 2017; Schürings *et al.* 2024). Sin embargo, en una cuenca con más de 100 años de uso agrícola (Corigliano

2009) podría esperarse, una homogeneización biótica y una respuesta de la comunidad fluvial a otros tipos de usos del suelo, más puntuales, como por ejemplo el uso del suelo urbano. Estos resultados, prueban entonces que en esta cuenca el uso del suelo agrícola, independientemente del tiempo que lleve establecido, constituye un factor clave del deterioro de los ecosistemas de agua dulce. Este impacto resulta relevante si se considera que la agricultura es uno de los usos del suelo más extendidos a nivel global, cubriendo cerca del 40 % de la superficie terrestre (Eurostat 2022) y siendo considerado uno de los ecosistemas más degradados del mundo (Ferreira *et al.* 2019).

Para el porcentaje de depredadores, la selección de modelos indicó que la combinación aditiva de urbanización y uso agrícola, ambos con efectos negativos, fue el mejor predictor a escala de paisaje en la cuenca media-baja. Este resultado refuerza la idea de que los depredadores bentónicos, al ocupar niveles tróficos superiores y presentar mayores requerimientos de hábitat y estabilidad ambiental, son particularmente sensibles a la acumulación de presiones antrópicas asociadas a estos usos del suelo (Yaagoubi *et al.* 2023). La agricultura y la urbanización pueden actuar de manera complementaria degradando el hábitat fluvial y aumentando los riesgos ecológicos (Deng *et al.* 2024). Y si bien ambos usos del suelo de manera separada pueden causar múltiples efectos sobre los ecosistemas fluviales, de manera conjunta el efecto puede ser mayor e impactar sobre métricas más puntuales de las comunidades.

En este sentido, la respuesta del porcentaje de depredadores a la combinación de usos del suelo a escala de paisaje es consistente con los patrones observados a escala de hábitat, donde esta métrica respondió principalmente a la presencia de metales, los cuales se encuentran frecuentemente asociados a actividades agrícolas y urbanas. La agricultura puede constituir una fuente relevante de metales traza hacia los sistemas fluviales a través del uso de fertilizantes (particularmente fosfatados), plaguicidas y fungicidas de base metálica (p. ej., compuestos cúpricos), y la aplicación de enmiendas orgánicas como estiércoles/compost o biosólidos (Madjar y Vasile Scăețeanu 2025; Sui *et al.* 2025). Además, las áreas urbanas a través de sus efluentes domiciliarios e industriales transfieren a los sistemas fluviales diversos contaminantes que incluyen a los metales pesados como sus principales elementos de contaminación, los cuales ya se ha

visto que limitan la presencia y el desarrollo de organismos sensibles (Amoatey y Baawain 2019; Park *et al.* 2021).

En conjunto, los resultados obtenidos a lo largo de las distintas escalas analizadas ponen de manifiesto que la integridad ecológica de los sistemas fluviales de la cuenca del Carcarañá está fuertemente condicionada por la superposición de presiones antrópicas que operan desde el hábitat hasta el paisaje, y que su detección depende críticamente de la escala de análisis y del tipo de métrica biológica empleada. La respuesta diferencial de índices taxonómicos y métricas funcionales refuerza la necesidad de abordajes integrados de monitoreo, capaces de capturar tanto los efectos acumulativos del uso del suelo como las alteraciones más sutiles asociadas a procesos físico-químicos y estructurales (Paz *et al.* 2023; Mureithi *et al.* 2025; Sotomayor *et al.* 2025).

Además, desde una perspectiva de gestión, los patrones observados resaltan la importancia de incorporar la evidencia científica generada a partir del monitoreo ecológico en la planificación y ordenamiento del territorio. Se requieren estrategias de manejo integrales, que contemplen la regulación del uso del suelo, la conservación y restauración de corredores ribereños, y el seguimiento sistemático de indicadores biológicos que permitan evaluar la efectividad de dichas medidas en el tiempo (de Mello *et al.* 2023). En línea con evaluaciones globales recientes, este trabajo refuerza la idea de que la gestión sustentable de los ecosistemas fluviales depende de la articulación entre monitoreo científico, toma de decisiones informadas y políticas de conservación basadas en procesos ecológicos, condición indispensable para frenar la pérdida de biodiversidad y de funciones ecosistémicas en los sistemas de agua dulce (Reid *et al.* 2019; Tickner *et al.* 2020; Dudgeon y Strayer 2025).

CAPÍTULO IV

Escalas espaciales



Introducción

El estudio de los ecosistemas fluviales implica abordar sistemas ecológicos complejos, en los que múltiples procesos físicos, químicos, biológicos y funcionales interactúan a lo largo del espacio con múltiples actividades antrópicas (Bănăduc *et al.* 2024). Durante las últimas décadas, el concepto de integridad ecológica se ha posicionado como un hilo conductor ampliamente utilizado para enfrentar este desafío (Luo *et al.* 2018; McLellan *et al.* 2024). Sin embargo, a pesar de su amplia adopción, persiste una brecha importante entre la evaluación de la integridad ecológica y su aplicación efectiva en la gestión territorial.

Una de las principales razones de esta brecha radica en la dificultad de identificar a qué escala espacial se manifiestan con mayor claridad las respuestas ecológicas a las presiones humanas (Liu *et al.* 2021). Tradicionalmente, las acciones de protección y restauración de ríos y arroyos se han centrado en intervenciones a escala local, focalizadas en el cauce o el hábitat fluvial inmediato. No obstante, existe un consenso creciente en que las condiciones ecológicas observadas a escala de tramo o hábitat no pueden comprenderse plenamente sin considerar los procesos que operan a escalas espaciales mayores, particularmente aquellos asociados al uso y la configuración del paisaje en la cuenca de drenaje (Tsang *et al.* 2014; Ettinger *et al.* 2021).

Este problema de escala adquiere una relevancia particular en los ecosistemas de agua dulce, cuya organización espacial difiere sustancialmente de la de los sistemas terrestres y marinos. Los ríos y arroyos se estructuran como redes dendríticas jerárquicas, donde los segmentos de cauce se encuentran conectados longitudinalmente y acumulan las señales ambientales generadas en las subcuencas y cuencas aguas arriba (Esselman *et al.* 2011; Domisch *et al.* 2015). Como resultado, las alteraciones del paisaje no actúan de manera aislada, sino que se integran espacialmente, afectando la calidad del agua y la integridad ecológica a lo largo de la red fluvial.

En este contexto, algunos estudios han demostrado que las modificaciones del paisaje asociadas a actividades humanas influyen de manera significativa sobre la salud de los ecosistemas acuáticos (Li *et al.* 2019). Sin embargo, los resultados no son

consistentes en lo que respecta a la escala espacial en la cual estos efectos resultan más evidentes. Mientras que las escalas más pequeñas suelen capturar la influencia de perturbaciones locales y fuentes puntuales de contaminación, las escalas mayores tienden a reflejar los efectos acumulativos de los patrones del uso del suelo y la configuración del paisaje (Wang *et al.* 2023). Esta variabilidad ha generado una elevada incertidumbre respecto de cuál es la escala con mayor efecto sobre la integridad ecológica y, en consecuencia, para orientar acciones de gestión eficaces (Liu *et al.* 2021; Zorzal-Almeida *et al.* 2018).

Frente a esta incertidumbre y entre ambos extremos espaciales (el hábitat fluvial inmediato y el paisaje a nivel de cuenca), la franja ribereña emerge como una unidad espacial clave. Esta escala espacial constituye la interfaz directa entre el ecosistema acuático y el entorno terrestre circundante (Naiman *et al.* 2010) y su vegetación puede ofrecer información útil sobre los procesos subyacentes (González del Tánago *et al.* 2021). En este sentido, podría representar una escala particularmente sensible para explicar variaciones en la integridad ecológica. Sin embargo, aún no resulta claro si su influencia relativa supera la de las condiciones locales del hábitat o la de los patrones del paisaje a mayor escala.

En términos de gestión, esta incertidumbre sobre la escala espacial más relevante se traduce en una dificultad concreta para delimitar zonas prioritarias de protección y definir criterios espaciales de intervención (Locke 2024). En particular, en el ámbito de la planificación territorial y la conservación de ecosistemas fluviales, una de las preguntas más recurrentes refiere a qué extensión espacial del entorno ribereño o del paisaje circundante resulta determinante para sostener la integridad biótica de los cursos de agua (Dodds *et al.* 2025). La definición de anchos de buffer ribereño o de ventanas espaciales de análisis a escala de paisaje suele basarse en criterios normativos o generalizaciones, más que en evidencia ecológica específica que relacione explícitamente el tamaño del buffer con la respuesta de las comunidades acuáticas (Richardson *et al.* 2012; Majumdar *et al.* 2025).

Desde esta perspectiva, la selección de la escala espacial deja de ser una decisión metodológica para convertirse en un elemento clave de la gestión ambiental. Dentro de ese contexto es que surge la siguiente pregunta de investigación: ¿a qué escala espacial

se manifiesta con mayor intensidad la influencia del entorno sobre la calidad de los ecosistemas fluviales?, y dentro de las escalas espaciales amplias ¿qué tamaño de buffer resulta más relevante para orientar estrategias de conservación y gestión?

Objetivo específico

III. Identificar la escala (hábitat fluvial, ribera o paisaje) con mayor influencia sobre la calidad de los distintos tramos fluviales.

IV. Determinar el tamaño de buffer dentro de las escalas de ribera y paisaje con mayor influencia sobre la calidad de los tramos fluviales, a fin de establecer umbrales ecológicos relevantes para su preservación.

Hipótesis y predicciones

Hipótesis 1:

La calidad de los tramos fluviales está explicada principalmente por variables asociadas a la escala de ribera, por sobre las escalas de hábitat fluvial y paisaje.

Predicción:

Los modelos predictivos que incluyen las variables de ribera serán los más competitivos y por ende los que expliquen mayormente la calidad de los tramos fluviales, tanto en cuenca alta como en cuenca media baja.

Hipótesis 2:

El buffer de menor tamaño a la escala de ribera ejerce una mayor influencia sobre la calidad de los tramos fluviales, dado que los procesos ecológicos que sostienen la integridad ecológica operan principalmente a escalas espaciales próximas al cauce.

Predicción 2:

Los buffers ribereños de menor tamaño explicarán mejor la variación en la calidad del agua que buffers de mayor extensión, tanto en cuenca alta como en cuenca media-baja.

Metodología

Los datos utilizados en este capítulo son los obtenidos a partir de la metodología empleada en los capítulos precedentes (Capítulo II: Indicadores Ecológicos y Capítulo III: Variables Ambientales). Las variables respuestas y las variables explicativas analizadas en este capítulo para evaluar el efecto de las distintas escalas ya fueron calculadas en los capítulos II y III.

Análisis de datos

Con el objetivo de identificar la escala espacial con mayor influencia sobre la calidad biótica de los tramos fluviales y determinar los tamaños de buffer más relevantes dentro de las escalas de ribera y paisaje, los análisis se realizaron utilizando como variable respuesta el índice BMWP. Este índice fue seleccionado debido a que se calculó tanto para los tramos de cuenca alta como los de cuenca media-baja y constituye uno de los bioindicadores más ampliamente utilizados a nivel internacional para la evaluación de la calidad biológica de los cursos de agua. Dado que los gradientes ambientales, el uso del suelo y las presiones antrópicas difieren entre la cuenca alta y la cuenca media-baja, todos los análisis se llevaron a cabo de manera independiente para cada uno de estos sectores de la cuenca.

En una primera instancia, se evaluó la influencia relativa de las distintas escalas ecológicas (hábitat fluvial, ribera y paisaje) sobre la variación del índice BMWP. Para ello, se compararon modelos estadísticos alternativos que representan cada una de estas escalas, contruidos a partir de las variables explicativas previamente seleccionadas a partir de los análisis PCA y de correlación (Capítulo III). Los modelos empleados corresponden a aquellos ajustados y validados en el Capítulo III, donde se evaluaron en detalle los supuestos estadísticos y la adecuación de las distribuciones y funciones de enlace utilizadas. En la tabla 22 se muestra una síntesis de los mejores modelos correspondientes a la variable respuesta BMWP para cada escala. La comparación entre los modelos correspondientes a cada escala se realizó utilizando el Criterio de Información de Akaike corregido para tamaños muestrales pequeños (AICc), considerando que modelos con un $\Delta AICc$ menor a 2 unidades presentan un soporte estadístico equivalente. Este procedimiento permitió identificar, para cada sector de la

cuenca, la escala ecológica con mayor capacidad explicativa de la calidad biótica. Los supuestos de los GLM fueron evaluados mediante el análisis de residuos simulados utilizando el paquete *DHARMA*. Para cada modelo se verificó: ausencia de sobredispersión, ausencia de cero-inflación, ausencia de valores atípicos influyentes y falta de patrones sistemáticos en los residuos en función de los valores predichos.

Tabla 24. Variables explicativas del índice BMWP a distintas escalas espaciales. Se muestran las variables incluidas en el mejor modelo ($\Delta AICc = 0$) para cada combinación de escala espacial y sector de la cuenca. El signo (+/–) indica la dirección del efecto del coeficiente estandarizado sobre el índice BMWP.

Escala	Cuenca Alta	Cuenca Media-Baja
Hábitat	Oxígeno disuelto (–), Arena (%) (+)	Ctalamochita Conductividad (–), Carbonatos (+)
		Chocancharava Modelo nulo
Ribera	Erosión del banco * Vegetación nativa 30 m (+)	Vegetación mixta 50 m (–)
Paisaje	Vegetación mixta 200 m (–)	Cultivo 1,2 km (–)

En una segunda etapa, y con el fin de determinar los tamaños de buffer más relevantes dentro de las escalas de ribera y paisaje, se analizaron en conjunto las variables de porcentaje de uso del suelo correspondientes a cada buffer considerado. Dado que estas variables constituyen datos composicionales y presentan una elevada colinealidad, se aplicó un Análisis de Componentes Principales (PCA) de manera independiente para cada buffer, utilizando datos previamente estandarizados mediante la función *scale* de R. El primer componente principal (PC1), que representa el gradiente integrado dominante del uso del suelo en cada buffer, fue utilizado como predictor del índice BMWP. Para cada tamaño de buffer se ajustó un modelo independiente, y los modelos resultantes fueron comparados mediante AICc, permitiendo identificar los buffers que mejor explican la variación en la calidad biótica tanto en la cuenca alta como en la cuenca media baja. Este enfoque permitió evaluar explícitamente la relevancia de

la escala espacial de análisis y establecer umbrales ecológicos asociados a la influencia del uso del suelo.

Finalmente, con el objetivo de analizar el solapamiento y la contribución relativa de los distintos buffers considerados, se realizó una partición de la varianza del índice BMWP utilizando la función *varpart* del paquete *vegan* en R. Para este análisis se emplearon los valores del primer componente principal obtenidos para cada uno de los buffers de ribera y de paisaje, de manera de representar cada escala espacial mediante un único gradiente integrado. Este procedimiento descompone el coeficiente de determinación ajustado (R^2 adj) del modelo global en fracciones puras (efecto exclusivo de cada buffer) y fracciones compartidas (variación explicada conjuntamente por dos o más escalas), así como en una fracción residual que representa la proporción de variación no explicada; en consecuencia, la suma de todas las fracciones explicadas (puras y compartidas) corresponde al R^2 ajustado total del modelo, mientras que la fracción residual completa la unidad (R^2 explicado + residuo = 1). Debido a que el método se basa en R^2 ajustado y en la descomposición de predictores potencialmente colineales, pueden aparecer fracciones negativas como artefactos estadísticos, las cuales no poseen interpretación ecológica directa, pero si influyen en la sumatoria total del R^2 ajustado = 1. Los análisis y las representaciones gráficas se realizaron en el entorno R (R Core Team 2024).

Resultados

i. Cuenca alta

En la cuenca alta, la comparación de los modelos correspondientes a las distintas escalas ecológicas mostró diferencias en su desempeño relativo. El modelo asociado a la escala de ribera presentó el menor valor de AICc, seguido por el modelo de hábitat y el modelo de paisaje (Tabla 23). Los valores de Δ AICc indicaron que el modelo interactivo de ribera se ubicó dentro del umbral de equivalencia estadística (Δ AICc < 2), mientras que el modelo de hábitat y paisaje presentaron un Δ AICc considerablemente mayor. En coincidencia con estos resultados, los pesos de Akaike reflejaron un mayor soporte relativo para el modelo de ribera, seguido por el modelo de hábitat y el modelo de paisaje.

Tabla 25. Comparación de modelos correspondientes a distintas escalas ecológicas (hábitat, ribera y paisaje) para la cuenca alta, basada en el Criterio de Información de Akaike.

Escala	AICc	$\Delta AICc$	PesoAIC
Ribera	138,78	0,00	0,96
Hábitat	145,91	7,14	0,03
Paisaje	148,15	9,38	0,01

En cuanto a la comparación de los distintos tamaños de buffers, el análisis de componentes principales (PCA) permitió sintetizar la información colineal en gradientes ortogonales. En el buffer de 30 m, el PC1 y el PC2 explicaron el 33,6% y 28,1% de la varianza total respectivamente; en el de 60 m, el 37,1% y 26,6%; en el de 200 m, el 40,6% y 26,7%; y en el de 600 m, el 39,8% y 26,9%. En conjunto, los dos primeros componentes explicaron entre el 61,7% y el 67,3% de la variabilidad total según el buffer considerado. Dado que el primer componente concentró la mayor proporción de varianza explicada en todas las escalas, fue utilizado como variable sintética representativa del gradiente dominante de uso del suelo en los modelos posteriores.

La comparación de los modelos correspondientes a los distintos tamaños de buffer evidenció diferencias leves en su desempeño relativo. El modelo asociado al buffer de 30 m presentó el menor valor de AICc, seguido por los modelos de 60 m, 200 m y 600 m (Tabla 24). Los valores de $\Delta AICc$ indicaron que los cuatro modelos se ubicaron dentro del umbral de equivalencia estadística ($\Delta AICc < 2$). Los pesos de Akaike reflejaron un mayor soporte relativo para el buffer de 30 m, mientras que los buffers de 60 m, 200 m y 600 m presentaron valores similares y menores.

Tabla 26. Comparación de modelos correspondientes a distintos tamaños de buffer para la cuenca alta, basada en el Criterio de Información de Akaike.

Buffer	AICc	$\Delta AICc$	PesoAIC
30 m	152,52	0,00	0,38
60 m	153,71	1,18	0,21
200 m	153,76	1,24	0,21

Buffer	AICc	$\Delta AICc$	PesoAIC
600 m	153,83	1,31	0,20

Por su parte la partición de la varianza del índice BMWP considerando simultáneamente los cuatro tamaños de buffer evidenció una elevada proporción de variación compartida entre escalas espaciales, mientras que las fracciones puras asociadas a cada buffer fueron reducidas. Las fracciones de varianza explicada se concentraron principalmente en componentes compartidos entre buffers adyacentes, en tanto que la proporción de variación no explicada fue muy elevada (residuo = 0,95). Las fracciones negativas no se muestran en la representación gráfica (Figura 47).

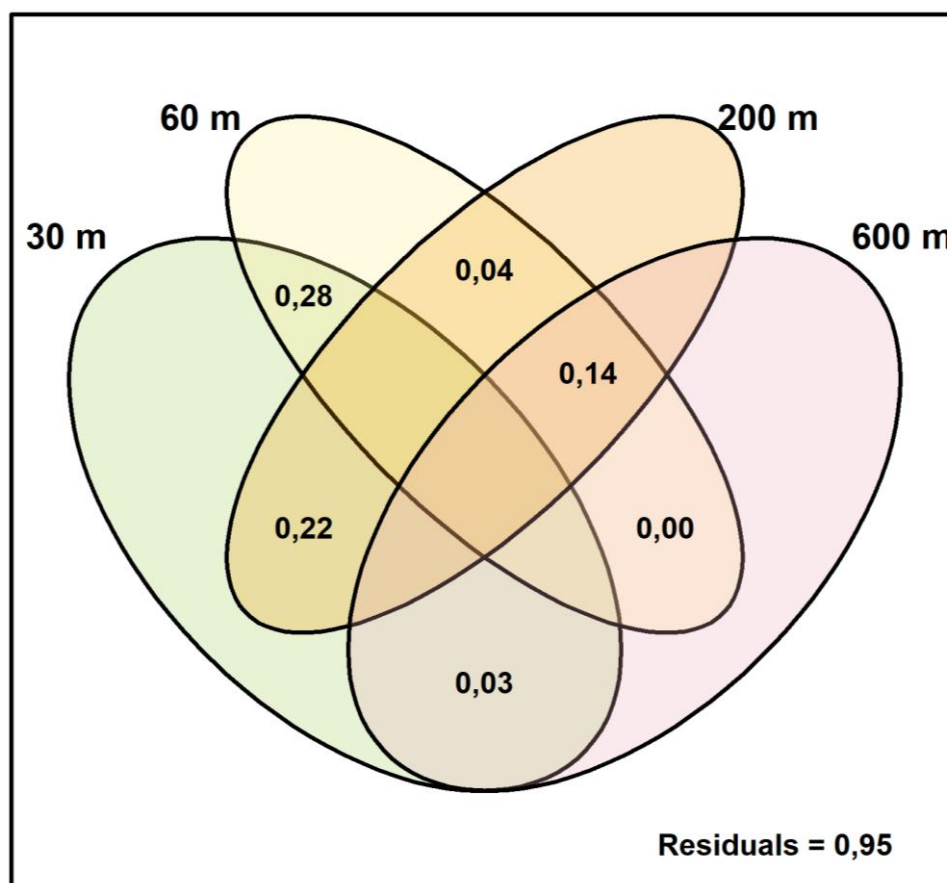


Figura 47. Partición de la varianza del índice BMWP en la cuenca alta considerando cuatro tamaños de buffer (30 m, 60 m, 200 m y 600 m). Los valores corresponden a fracciones de R^2 ajustado; las fracciones negativas no se muestran. La proporción de variación no explicada se indica como residuo.

ii. Cuenca media-baja

Para la subcuenca Ctalamochita, la comparación de los modelos correspondientes a las distintas escalas ecológicas mostró diferencias marcadas en su desempeño relativo. El modelo asociado a la escala de hábitat presentó el menor valor de AICc, mientras que los modelos correspondientes a las escalas de paisaje y ribera exhibieron valores considerablemente mayores (Tabla 25). Los valores de $\Delta AICc$ indicaron una diferencia superior a 20 unidades entre el modelo de hábitat y los modelos de ribera y paisaje, los cuales presentaron valores similares entre sí. Los resultados evidencian un claro contraste en el soporte estadístico entre las escalas evaluadas para este sector de la cuenca.

Tabla 27. Comparación de modelos correspondientes a distintas escalas ecológicas (hábitat, ribera y paisaje) para la subcuenca Ctalamochita, basada en el Criterio de Información de Akaike.

Escala	AICc	$\Delta AICc$	PesoAIC
Hábitat	96,35	0,00	0,999
Paisaje	117,36	21,00	0,000
Ribera	118,86	22,51	0,000

En la subcuenca Chocancharava, la comparación de los modelos correspondientes a las distintas escalas ecológicas mostró un desempeño similar entre las escalas evaluadas. El modelo asociado a la escala de hábitat presentó el menor valor de AICc, seguido por los modelos de ribera y paisaje (Tabla 26). Los valores de $\Delta AICc$ indicaron que las tres escalas se ubicaron dentro del umbral de equivalencia estadística ($\Delta AICc < 2$), con diferencias menores a 1 unidad entre los modelos. Estos resultados reflejan un soporte estadístico comparable entre las escalas de hábitat, ribera y paisaje para este sector de la cuenca.

Tabla 28. Comparación de modelos correspondientes a distintas escalas ecológicas (hábitat, ribera y paisaje) para la subcuenca Chocancharava, basada en el Criterio de Información de Akaike.

Escala	AICc	$\Delta AICc$	PesoAIC
Hábitat	107,96	0,00	0,50

Escala	AICc	$\Delta AICc$	PesoAIC
Ribera	108,95	1,00	0,30
Paisaje	109,80	1,84	0,20

El análisis de componentes principales (PCA) realizado sobre las variables de uso y cobertura del suelo en los distintos tamaños de buffers mostró que los dos primeros componentes explicaron una proporción considerable de la varianza total en todas las escalas espaciales evaluadas. En el buffer de 50 m, el PC1 y el PC2 explicaron el 31,6% y el 23,0% de la varianza, respectivamente; en el de 100 m, el 34,5% y el 23,9%; en el de 600 m, el 34,7% y el 30,5%; y en el de 1,2 km, el 36,4% y el 25,9%. En conjunto, los dos primeros componentes explicaron entre el 54,6% y el 65,2% de la variabilidad total según la escala considerada. En todas las escalas, el primer componente concentró la mayor proporción de varianza explicada, y tal como ocurrió en cuenca alta, fue utilizado como variable sintética representativa en los GLM.

La comparación de los modelos asociados a los distintos tamaños de buffer, en cuenca media-baja, mostró diferencias en su desempeño relativo. El modelo correspondiente al buffer de 50 m presentó el menor valor de AICc, seguido por el modelo de 100 m (Tabla 27). Ambos modelos se ubicaron dentro del umbral de equivalencia estadística, con un $\Delta AICc$ menor a 1 unidad. En contraste, los modelos correspondientes a los buffers de 1.2 km y 600 m presentaron valores de AICc sustancialmente mayores, con $\Delta AICc$ superiores a 4 y 7 unidades, respectivamente, indicando un menor soporte estadístico en relación con los buffers de menor escala.

Tabla 29. Comparación de modelos correspondientes a distintos tamaños de buffer para la cuenca media-baja, basada en el Criterio de Información de Akaike.

Buffer	AICc	$\Delta AICc$	PesoAIC
50 m	270,20	0,00	0,539
100 m	270,58	0,38	0,445
1,2 km	276,64	6,44	0,021
600 m	277,24	7,04	0,016

Finalmente, la partición de la varianza del índice BMWP considerando simultáneamente los cuatro tamaños de buffer (50 m, 100 m, 600 m y 1.2 km) mostró que una proporción reducida de la variación explicada se atribuyó a fracciones puras asociadas a cada buffer. En coincidencia con los resultados de los modelos, la mayor fracción pura correspondió a la fracción compartida entre el buffer de 50 m y el de 100 m (0,28), mientras que las fracciones puras asociadas a los buffers de 100 m y 600 m fueron menores, y la fracción pura correspondiente al buffer de 1,2 km fue nula (Figura 48). Las fracciones de varianza compartida entre estos buffers presentaron valores bajos. La proporción de variación no explicada fue elevada, con un residuo de 0,72. Las fracciones negativas no se muestran en la representación gráfica.

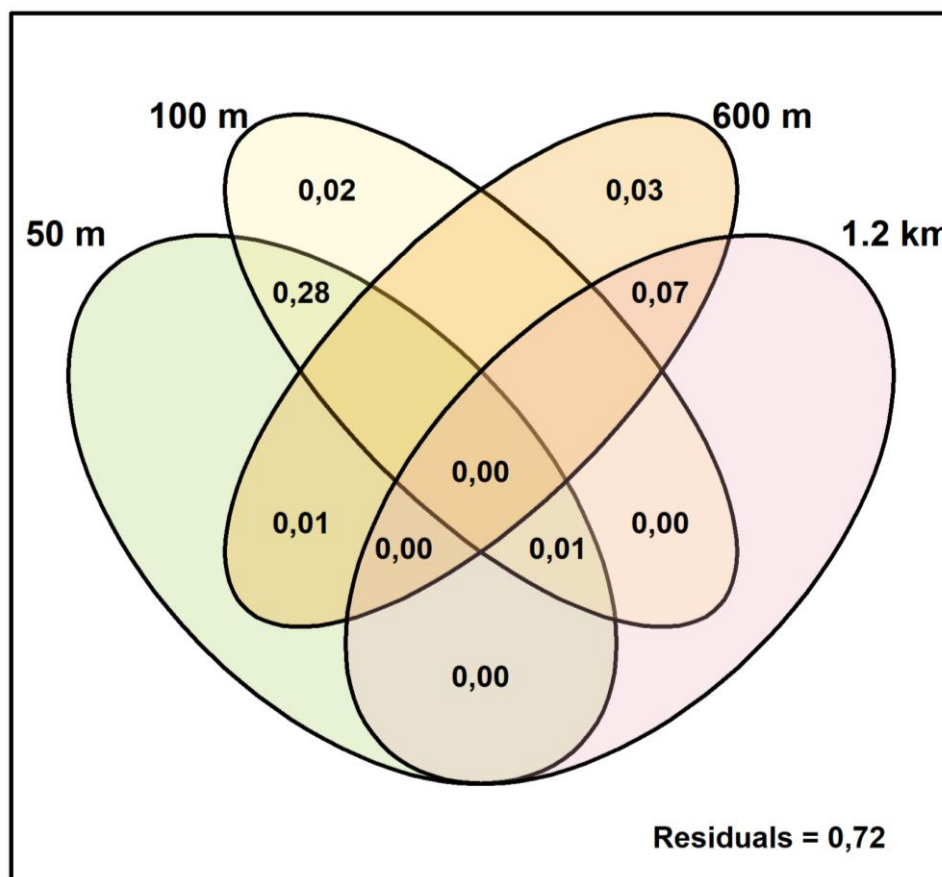


Figura 48. Partición de la varianza del índice BMWP en la cuenca media-baja considerando cuatro tamaños de buffer (50 m, 100 m, 600 m y 1.2 km). Los valores corresponden a fracciones de R^2 ajustado; las fracciones negativas no se muestran. La proporción de variación no explicada se indica como residuo.

Discusión

El abordaje comparativo multiescalar desarrollado en este capítulo permitió evaluar el desempeño de modelos representativos de cada escala, así como de distintos tamaños de buffer dentro de las escalas de ribera y paisaje. Los resultados obtenidos hicieron posible identificar los niveles espaciales y los umbrales de influencia más relevantes para explicar la variación de calidad biótica en los distintos sectores de la cuenca. De este modo, los resultados obtenidos dan cumplimiento a los objetivos específicos III y IV de la presente tesis.

Los resultados de este capítulo evidencian que la relación entre la calidad biótica de los tramos fluviales y la escala espacial de análisis es compleja y dependiente del contexto, y que no puede ser explicada a partir de una única escala dominante a lo largo de toda la cuenca. Este patrón es consistente con el marco conceptual de la ecología fluvial, que reconoce que los ríos integran procesos que operan simultáneamente a múltiples escalas espaciales y temporales (Dalu *et al.* 2017; Griffith *et al.* 2020). En este sentido, los resultados obtenidos refuerzan la necesidad de adoptar enfoques multiescalares para la evaluación de la integridad ecológica, particularmente en sistemas sometidos a gradientes ambientales y antrópicos contrastantes (Umwali *et al.* 2021).

En este marco, la necesidad de analizar de manera diferenciada los tramos de cuenca alta y cuenca media-baja se vuelve particularmente relevante, ya que los resultados muestran que la importancia relativa de las distintas escalas espaciales no se mantiene constante a lo largo del gradiente longitudinal del sistema fluvial. Esta heterogeneidad refuerza la idea de que las cuencas no funcionan como unidades homogéneas, sino como conjuntos de tramos con dinámicas propias, condicionadas por cambios geomorfológicos, hidrológicos y en los patrones de uso del suelo (Winemiller *et al.* 2010; Erós y Lowe 2019). Es por ello que a los fines de gestión se recomienda que el biomonitoreo de un sistema fluvial se realice a nivel de cuenca teniendo en cuenta las particularidades de cada zona; sin embargo, por razones prácticas suele limitarse a la escala de tramo (Griffith *et al.* 2020).

En cuenca alta, en coincidencia con la hipótesis planteada la mayor capacidad explicativa estuvo asociada a la escala de ribera, lo que sugiere que la calidad biótica reflejada por el índice BMWP responde principalmente a condiciones dentro del espacio ribereño. Este resultado es consistente con lo esperado para arroyos de cabecera, donde la reducida dimensión del cauce y la fuerte interacción lateral con el entorno inmediato hacen que los procesos locales adquieran un rol central en la estructuración del ecosistema fluvial (Vannote *et al.* 1980). Incluso en estos ambientes, relativamente conservados, el uso del suelo a escala de ribera puede ejercer una influencia indirecta, modulando procesos como el aporte de sedimentos finos, nutrientes, la regulación térmica, así como la conectividad longitudinal y lateral del sistema fluvial (Fergus *et al.* 2023; Park *et al.* 2025).

La ausencia de diferencias claras entre los distintos tamaños de buffer en la cuenca alta, sumada al fuerte solapamiento observado en la partición de la varianza y a la elevada proporción de variación no explicada, indica que los gradientes ambientales actúan de manera integrada y jerárquicamente difusa. Este patrón es característico de sistemas donde las presiones antrópicas son relativamente bajas o espacialmente heterogéneas, lo que dificulta la identificación de umbrales espaciales definidos (Allan 2004). En este contexto, los distintos buffers ribereños y de paisaje capturan información parcialmente redundante, reflejando la continuidad espacial del sistema y la ausencia de una ruptura marcada entre escalas. Este resultado refuta la segunda hipótesis planteada y deja en evidencia una nueva limitación metodológica para identificar escalas dominantes en contextos donde los gradientes antrópicos son débiles o no tan marcados.

En la cuenca media-baja, los resultados muestran una mayor heterogeneidad espacial, con respuestas contrastantes entre subcuencas. En el río Ctalamochita, la marcada superioridad del modelo de hábitat frente a las escalas de ribera y paisaje indica que, en sectores sometidos a mayores niveles de intervención, las condiciones locales del cauce desempeñan un rol central en la estructuración de las comunidades bentónicas. Este resultado concuerda con estudios que destacan que, en ríos impactados, las alteraciones directas del hábitat, provenientes de la contaminación difusa, o la degradación de la calidad del agua como consecuencia de contaminantes

directos, pueden tener efectos más inmediatos y fuertes sobre los macroinvertebrados que las presiones ejercidas a escalas espaciales mayores (Richards *et al.* 1996; Wang *et al.* 2007). En este sentido, la dominancia de la escala de hábitat sugiere que las estrategias de manejo y restauración en esta subcuenca deberían priorizar intervenciones orientadas a la mejora de las condiciones locales del cauce. Este resultado es coincidente con lo obtenido en el capítulo III, en donde los Carbonatos y la Conductividad aparecen como variables fuertes que modelan el BMWP en la subcuenca Ctlamochita. Finalmente, este resultado no debe quitar de foco la necesidad de aunar esfuerzos de conservación en zonas espaciales más amplias, dado que muchas de los desbalances en las condiciones a escala de hábitat o de tramo se deben a efectos antrópicos de mayor escala (Feijoó 2021).

Por el contrario, en la subcuenca Chocancharava no se detectó una escala ecológica claramente dominante, dado que los modelos correspondientes a hábitat, ribera y paisaje presentaron un soporte estadístico equivalente. Este patrón sugiere un mayor acoplamiento entre procesos que operan a distintas escalas espaciales, lo que podría reflejar una integración más estrecha entre las condiciones locales del cauce, la estructura de la vegetación ribereña y el contexto de uso del suelo a escala de paisaje. La literatura ha señalado que, en sistemas donde las presiones antrópicas están distribuidas de manera más homogénea o donde la conectividad espacial se mantiene relativamente intacta, las respuestas bióticas pueden reflejar la superposición de efectos multiescalares, sin que una escala particular domine claramente (Mwaijengo *et al.* 2020; Petsch *et al.* 2021; Segurado *et al.* 2021). La ausencia de una jerarquía clara entre escalas en el río Chocancharava sugiere, por lo tanto, que la calidad biótica resulta del efecto combinado de múltiples factores que actúan de forma sinérgica.

Al integrar los datos de la cuenca media-baja y analizar la influencia de los distintos tamaños de buffer, emergió un patrón consistente que resalta la importancia del entorno ribereño inmediato. Los buffers de 50 m y 100 m presentaron un soporte estadístico claramente superior al de los buffers de paisaje amplio, lo que coincide con numerosos estudios que destacan el rol clave de la ribera en la regulación de la calidad ecológica de los ríos (Pinay *et al.* 2018; Granitto *et al.* 2025). La vegetación ribereña actúa como un filtro biogeoquímico, regula el aporte de sedimentos y nutrientes,

modula la temperatura del agua mediante el sombreado y aporta materia orgánica esencial para las redes tróficas acuáticas, lo que explica su fuerte asociación con la integridad biótica (Graziano *et al.* 2022).

La partición de la varianza en la cuenca media-baja refuerza esta interpretación, al mostrar que la mayor fracción explicada corresponde a componentes compartidos entre los buffers de 50 m y 100 m, mientras que las fracciones puras asociadas a los buffers de mayor tamaño fueron reducidas o nulas. Este resultado indica una alta redundancia funcional entre escalas ribereñas cercanas y sugiere que el ancho efectivo de influencia de la ribera sobre la calidad biótica se concentra en un rango espacial relativamente acotado. Al mismo tiempo, la elevada proporción de variación no explicada pone de manifiesto que pueden existir otros factores, no considerados en este análisis, que influyen sobre el BMWP, tales como perturbaciones hidrológicas, eventos extremos, historia de uso del suelo o procesos biológicos internos del sistema, lo cual es consistente con la naturaleza altamente dinámica de los ecosistemas fluviales (Doychev 2023; Linares *et al.* 2023; Liu *et al.* 2023).

Además de estos resultados, resulta necesario argumentar la falta de relevancia a nivel de cuenca de la escala de paisaje. En un metaanálisis de 62 estudios de todo el mundo, Camana *et al.* (2024) encuentran que una respuesta de la comunidad de macroinvertebrados es más marcada en paisajes con un mayor porcentaje de cambio de uso de la tierra en la cuenca. En paisajes templados, como el nuestro, el 50% de cambio de uso de la tierra de la cubierta natural es un umbral aproximado para encontrar una respuesta de la comunidad de macroinvertebrados. Sin embargo, nuestros ecosistemas, como ya se mencionó con anterioridad están dominados ampliamente por un mismo tipo de uso del suelo, el agrícola, lo cual dificulta encontrar patrones de cambio.

En conjunto, los resultados de este capítulo ponen de relieve que la identificación de escalas espaciales relevantes para la conservación y restauración de los ríos requiere un enfoque flexible y contextualizado. Mientras que en sectores de cabecera la señal espacial resulta clara y emerge con mayor claridad la importancia del entorno ribereño inmediato, en cuenca media-baja resulta difusa y a veces solapada. Estos hallazgos

subrayan que las estrategias de manejo basadas exclusivamente en una única escala espacial pueden resultar insuficientes y que la efectividad de las acciones de restauración dependerá de su adecuación al contexto geomorfológico, ambiental y de uso del suelo de cada tramo fluvial (Gurnell *et al.* 2020; Riato *et al.* 2023).

CAPÍTULO V

Estrategias de gestión



Introducción

Desde la ecología clásica, los ríos han sido conceptualizados como sistemas altamente dinámicos, estructurados por gradientes longitudinales, laterales y verticales, y regulados por la interacción entre procesos hidrológicos, geomorfológicos y biológicos. Estos marcos conceptuales han permitido comprender cómo las comunidades acuáticas responden a las condiciones ambientales locales y regionales, así como a las perturbaciones naturales que forman parte de la dinámica propia de los sistemas fluviales. No obstante, en escenarios dominados por actividades humanas, dichas perturbaciones se ven intensificadas o modificadas, generando respuestas ecológicas complejas que no siempre pueden ser explicadas por una única variable o escala espacial (Petsch *et al.* 2021; Feijoó 2021).

En las últimas décadas, la ecología aplicada ha avanzado significativamente al incorporar estos fundamentos teóricos en herramientas operativas para la evaluación y gestión ambiental. En particular, los enfoques basados en múltiples escalas espaciales y múltiples estresores han demostrado ser especialmente relevantes para interpretar la respuesta de las comunidades biológicas frente a gradientes de uso del suelo, alteraciones hidromorfológicas y cambios en la conectividad del paisaje (Segurado *et al.* 2021). Estos enfoques reconocen que la calidad biótica observada en un tramo fluvial no es únicamente el reflejo de condiciones locales del hábitat, sino el resultado de procesos que operan de manera integrada desde la escala de microhábitat hasta la escala de cuenca.

En este sentido, la gestión y conservación de los ecosistemas fluviales enfrenta un desafío central: traducir la complejidad ecológica de los ríos en criterios operativos que permitan orientar decisiones de manejo de este recurso esencial para la vida. La literatura ha enfatizado que las estrategias de gestión y restauración basadas exclusivamente en una única escala espacial tienden a ser insuficientes para revertir procesos de degradación ecológica en sistemas fluviales complejos (Petsch *et al.* 2021; Segurado *et al.* 2021). La efectividad de las acciones de manejo depende, en gran medida, de su adecuación al contexto geomorfológico, ambiental y de uso del suelo de cada tramo fluvial, así como de su inserción en un marco de planificación que considere

la conectividad hidrológica y ecológica a escala de paisaje y cuenca (Huang *et al.* 2022, Cid *et al.* 2022).

Los resultados obtenidos en esta tesis se inscriben en este marco conceptual y aportan evidencia empírica sobre cómo la integridad ecológica de los sistemas fluviales responde a variables ambientales que operan a múltiples escalas espaciales, bajo diferentes usos del suelo. En particular, el análisis integrado de métricas bióticas, de hábitat y de ribera permite avanzar hacia una interpretación más robusta de la calidad ecológica, superando enfoques reduccionistas y fortaleciendo el vínculo entre conocimiento ecológico y gestión ambiental.

En el contexto de la cuenca del río Carcarañá, caracterizada por un marcado uso del suelo y por una creciente presión sobre los recursos hídricos, estos aportes resultan especialmente relevantes. La disponibilidad de información ecológica multiescalar constituye una oportunidad para repensar las estrategias de gestión del agua, integrando criterios de conservación de la biodiversidad, funcionalidad ecosistémica y uso sostenible del territorio.

A partir del desarrollo de esta tesis, surge una nueva pregunta abierta y desafiante: ¿Cómo pueden los patrones de integridad ecológica identificados a múltiples escalas espaciales contribuir a diseñar estrategias de gestión del agua que reconozcan la heterogeneidad ambiental de la cuenca Carcarañá? Es así, como en este capítulo, se propone sentar bases para dar respuesta a esa pregunta, integrando los resultados obtenidos en los capítulos precedentes para identificar lineamientos generales que puedan contribuir al diseño de estrategias de manejo.

Objetivo específico

V. Integrar los patrones de integridad ecológica identificados a múltiples escalas espaciales y analizar su aplicabilidad para la definición de lineamientos de gestión del agua en la cuenca del río Carcarañá.

Metodología

La metodología de este capítulo se basó en un enfoque integrador, orientado a vincular los resultados ecológicos obtenidos a lo largo de la tesis con diseños

conceptuales actuales de gestión de cuencas fluviales, inspirada en el marco propuesto por McLellan *et al.* (2024). En una primera etapa, se realizó una síntesis de los principales patrones identificados en los capítulos precedentes, poniendo énfasis en la respuesta de los indicadores bióticos (representantes de la integridad ecológica global) frente a variables ambientales que operan a distintas escalas espaciales (hábitat, ribera y paisaje). Esta síntesis permitió identificar aquellas métricas y escalas que mostraron una mayor sensibilidad a los gradientes de uso del suelo y a las condiciones ambientales dominantes en la cuenca del río Carcarañá.

Posteriormente, estos patrones fueron interpretados a la luz de enfoques contemporáneos de gestión adaptativa y multiescalar de sistemas fluviales. Para ello se creó un modelo conceptual, basado en las relaciones existentes entre los diferentes componentes del sistema fluvial. Los modelos conceptuales capturan nuestra comprensión actual sobre la estructura y el funcionamiento de un sistema y suelen producirse como un primer paso de ejercicio de modelización cuantitativa que promueve la planificación y gestión ambiental (Argent *et al.* 2016).

Ente caso, la estructura del esquema fue construida manualmente con ayuda de la app *diagrams.net* en su versión libre y gratuita, organizando los atributos del sistema en niveles jerárquicos (desde estresores del paisaje hasta efectos sobre las contribuciones de la naturaleza) y estableciendo las relaciones entre ellos en función de la evidencia empírica disponible y del soporte bibliográfico existente. Las conexiones entre los diferentes atributos del modelo, fueron representadas mediante flechas que responden a dependencias funcionales entre ellos. Se diferenciaron relaciones principales y secundarias según su grado de proximidad funcional: las relaciones principales representan vínculos directos entre un componente y el siguiente nivel del sistema, en los cuales el efecto puede interpretarse como inmediato o sin mediadores explícitos en el esquema; en cambio, las relaciones secundarias corresponden a vínculos indirectos, cuyo efecto se manifiesta a través de uno o más componentes intermedios. Esta diferenciación permitió distinguir entre efectos directos sobre procesos ecológicos y aquellos que operan de manera mediada dentro de la estructura jerárquica del modelo.

El modelo propuesto incluyó los siguientes atributos:

i. Estresores ambientales/Variables predictoras: los estresores ambientales fueron definidos como aquellos factores antrópicos y naturales que generan presiones sobre los sistemas fluviales y que pueden alterar su estructura y funcionamiento ecológico. En el marco de esta tesis se atribuyeron como estresores, aquellas variables registradas como las más influyentes sobre la integridad biótica y que traían aparejado un efecto negativo sobre los índices empleados para describir la calidad ambiental. Dado que estas variables operan a distintas escalas espaciales, se estableció una relación jerárquica entre ellas, considerando que los usos del suelo a escala de paisaje (por ejemplo, urbanización o agricultura) pueden modificar condiciones a escala local, tales como la conductividad, la concentración de nutrientes o la composición del sustrato. Esta interrelación se definió siguiendo evidencia bibliográfica que documenta cómo los impactos derivados del uso del suelo se traducen en cambios fisicoquímicos y estructurales en el hábitat fluvial.

Se tomaron en cuenta solo las variables con un coeficiente estandarizado negativo, incluyéndose, según la escala:

-Escala de hábitat

- Oxígeno disuelto
- Conductividad eléctrica
- Zn ($\mu\text{g/L}$)
- Arena
- Sulfato

-Escala de ribera

- Vegetación mixta
- Forestación a 30–50 m

-Escala de paisaje

- Urbanización (200 m y 1,2 km)
- Agricultura (cultivo a 1,2 km)
- Vegetación mixta (200 m)

ii. Variables respuestas: las variables respuesta estuvieron representadas por los indicadores bióticos analizados a lo largo de la tesis, particularmente aquellos vinculados a la selección de los mejores modelos en el capítulo III. Estas variables reflejan la respuesta integrada de la integridad ecológica frente a los estresores identificados, permitiendo captar los cambios ambientales asociados a los disturbios antropogénicos.

Aquí se incluyó la integridad ecológica como atributo general que está representado por los indicadores medidos.

iii. Efectos sobre las contribuciones de la naturaleza a las personas: Los cambios observados en las variables respuesta fueron vinculados con posibles efectos sobre las contribuciones de la naturaleza a las personas, entendidas como todas las contribuciones, beneficiosas o perjudiciales, de la naturaleza (es decir, la biodiversidad, los ecosistemas y sus procesos ecológicos y evolutivos asociados) a la buena calidad de vida de las personas (IPBES 2019).

El conjunto de las contribuciones de la naturaleza a las personas que fueron tenidas en cuenta para este análisis fueron tomadas de Diaz *et al.* (2018).

-Regulación

- Regulación de la calidad del agua (procesos de autodepuración, filtrado biológico, estabilidad fisicoquímica y procesamiento de nutrientes y contaminantes).
- Regulación del régimen hidrológico y de la dinámica de sedimentos (amortiguación de crecidas, control de la erosión de márgenes y del transporte de sedimentos finos).
- Regulación de procesos biogeoquímicos asociados al funcionamiento del ecosistema fluvial.

-Materiales

- Provisión de agua dulce en cantidad y calidad adecuadas para usos humanos (consumo, riego y actividades productivas).

-No materiales

- Contribuciones recreativas, estéticas y culturales asociadas a la calidad ambiental y paisajística de los cursos de agua.

iv. Posibles puntos de intervención de manejo: a partir de la relación entre estresores, variables respuesta y contribuciones de la naturaleza, se identificaron posibles puntos de intervención de manejo. Estos puntos no constituyen propuestas de acción específicas, sino áreas estratégicas donde las decisiones de gestión podrían tener un impacto positivo sobre la integridad ecológica del sistema fluvial. La identificación de estos puntos de intervención, basados en gran parte en Feijoó (2021) y en McLellan *et al.* (2024), busca aportar criterios orientadores para la gestión del agua, reconociendo la heterogeneidad ambiental de la cuenca y la necesidad de enfoques flexibles y multiescalares.

Entendiendo cuales pueden ser los principales efectos sobre la integridad ecológica y en consecuencia sobre las contribuciones de la naturaleza, la lista de posibles objetivos de gestión incluye:

- Concientización ambiental (ejemplos de acciones concretas: creación de cartelería, charlas municipales de cuidado del ecosistema acuático, construcción de contenedores de basura).

- Regulación de contaminantes (ejemplos de acciones concretas: manejo de escorrentía superficial en áreas rurales, protección y rehabilitación de humedales asociados a la red fluvial, promoción de sistemas agroecológicos o de bajo impacto en áreas adyacentes a la red de drenaje)

- Regulación de obras ingenieriles (ejemplos de acciones concretas: rediseño de obras de canalización y defensas de márgenes, limitación de rectificaciones y dragados, evaluación ambiental previa a la ejecución de nuevas obras hidráulicas)

- Preservación de la zona ribereña (ejemplos de acciones concretas: protección legal y efectiva del corredor ribereño, restauración activa de márgenes degradadas, control de las actividades a realizarse dentro de la zona ribereña)

- Aumento de la vegetación nativa (ejemplos de acciones concretas: reforestación de especies nativas, control de especies exóticas invasoras)

-Provisión de hábitats y de conexiones entre ellos (ejemplos de acciones concretas: remover barreras artificiales o crear pasajes naturales alrededor de ellas, restaurar la vegetación acuática nativa)

Estos objetivos de gestión se alinean a las llamadas soluciones basadas en la naturaleza (SbN), definidas como aquellas acciones que protegen, gestionan y restauran ecosistemas naturales o modificados para abordar desafíos sociales, proporcionando una multifuncionalidad, es decir beneficios simultáneos para el bienestar humano y la biodiversidad (IUCN 2020). Por ejemplo, el aumento de la vegetación ribereña nativa a través de la revegetación trae beneficios para el bienestar humano reduciendo las inundaciones y la contaminación hídrica pero también trae beneficios a la naturaleza al evitar la erosión del suelo y aumentar la materia orgánica autóctona que favorece las redes tróficas acuáticas (Davis y Naumann 2017).

Finalmente, se pusieron en evidencia las limitaciones y la incertidumbre de la aplicación de los resultados obtenidos a la gestión del agua en la cuenca del Carcarañá, considerando aspectos como la escala de análisis, la disponibilidad de información ambiental complementaria y las posibles interacciones entre distintos actores posibles.

Resultados

En la tabla 28 se muestran de manera sintética los resultados obtenidos en los capítulos anteriores. Se evidencian los principales indicadores bióticos utilizados, como representantes de la integridad ecológica global, y las variables más influyentes sobre ellos. La síntesis refuerza la ausencia de una escala espacial única y pone en manifiesto los efectos de múltiples variables ambientales operando a diferentes escalas, con patrones diferenciados según el indicador biótico considerado y el tramo fluvial analizado.

Tabla 30. Síntesis de los modelos con mayor soporte estadístico para cada indicador biótico a distintas escalas espaciales.

Indicador	Escala	Cuenca alta	Cuenca media-baja
BMWP	Hábitat	OD (-), Arena (+)	<i>Ctalamochita</i> Conductividad (-), Carbonatos (+) <i>Chocancharava</i>

Indicador	Escala	Cuenca alta	Cuenca media-baja
			Modelo nulo
	Ribera	Erosión del banco * Vegetación nativa (+)	Vegetación mixta 50 m (-)
	Paisaje	Vegetación mixta 200 m (-)	Cultivo 1,2 km (-)
Abundancia de colectores de depósito	Hábitat	Conductividad (+), Sulfatos (-)	—
	Ribera	Forestación 30 m (-)	—
	Paisaje	Modelo nulo	—
% Díptera	Hábitat	Conductividad (-), Sulfatos (+), Arena (-)	—
	Ribera	Erosión del banco (+)	—
	Paisaje	Urbanización 200 m (-)	—
% Depredadores	Hábitat	—	<i>Ctalamochita</i> Conductividad × Magnesio (+) <i>Chocancharava</i> Zn(μg/L) (-), Cd (μg/L) (+), Cu (mg/kg) (+)
	Ribera	—	Modelo nulo
	Paisaje	—	Urbanización 1,2 km × Cultivo 1,2 km (-)

A partir de la visualización de la síntesis de los datos, en la figura 49 se muestra el diagrama conceptual final con sus respectivos atributos. El esquema conceptual propuesto puede interpretarse como una red bayesiana conceptual (Pearl 1988), en la que los estresores ambientales, la integridad ecológica y las contribuciones de la naturaleza a las personas se vinculan mediante relaciones condicionales, proporcionando una base para futuras aplicaciones cuantitativas orientadas a la toma de decisiones bajo incertidumbre.

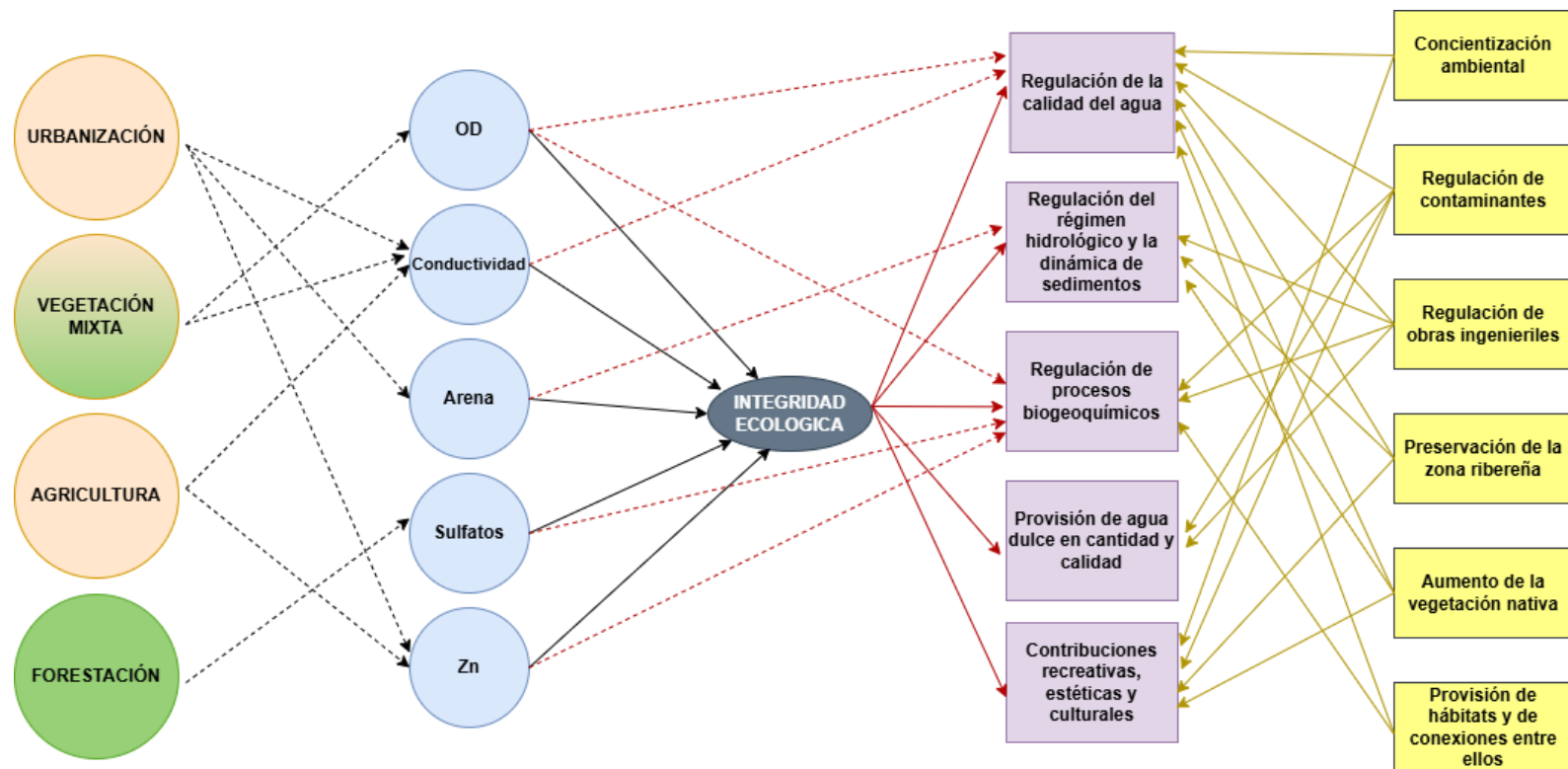


Figura 49. Modelo conceptual de las relaciones entre estresores ambientales, variable respuesta, contribuciones de la naturaleza a las personas y posibles puntos de intervención de manejo en el ecosistema de la cuenca del río Carcarañá. Los factores estresantes se muestran como círculos (naranja: escala de paisaje, verde: escala de ribera, celeste: escala de hábitat), las contribuciones de la naturaleza a las personas se muestran como rectángulos lilas, y las posibles estrategias de manejo como rectángulos amarillos. Las flechas punteadas muestran interacciones secundarias, mientras que las flechas continuas muestran interacciones principales.

El modelo conceptual para el ecosistema de la cuenca Carcarañá fue creado en base a los resultados obtenidos y es necesario indicar que representa una “hipótesis de trabajo” útil para identificar acciones de gestión, vacíos de conocimiento e indicadores ecológicos. Además, este modelo puede ampliarse, modificarse o reemplazarse por otros atributos del ecosistema que se crean pertinentes. En este marco, en un futuro, las acciones de manejo propuestas se pueden parametrizar y garantizar modificaciones probabilísticas al estado del sistema, es decir a la integridad ecológica, favoreciendo con datos cuantitativos la toma de decisiones a través de “paquetes” de acciones de manejo. Estos “paquetes” involucran una serie de medidas que tienen sus propios beneficios y costos operativos, los cuales pueden ser comparados para ayudar a tomar la decisión más ventajosa para todas las partes involucradas.

Aun reconociendo el valor integrador del esquema propuesto y su potencial como herramienta conceptual para vincular resultados ecológicos con la gestión del agua, es necesario señalar que su aplicación implica un conjunto de incertidumbres y limitaciones inherentes. Estas derivan tanto del carácter conceptual de la red planteada como de las decisiones metodológicas. En este sentido, al detallar las incertidumbres no se busca invalidar el enfoque adoptado, sino delimitar su alcance interpretativo, identificar aspectos que requieren investigación adicional y proporcionar un marco transparente para su eventual aplicación. A continuación, se detallan las principales limitaciones y fuentes de incertidumbre asociadas al uso de esta red conceptual como apoyo para la interpretación ecológica y la toma de decisiones en la cuenca del río Carcarañá.

Limitaciones metodológicas:

-El esquema conceptual no pretende representar la totalidad de los procesos ecológicos que operan en la cuenca del río Carcarañá, sino una simplificación orientada a integrar resultados y facilitar su interpretación en un contexto de gestión.

-La red no fue diseñada para realizar predicciones cuantitativas ni evaluaciones de escenarios específicos, sino como una herramienta exploratoria.

-La selección de nodos y conexiones responde a los indicadores y escalas analizadas en esta tesis, por lo que otros factores potencialmente relevantes (por

ejemplo, presiones puntuales, aspectos socioeconómicos o institucionales) no fueron incorporados explícitamente.

-La aplicabilidad del esquema a otras cuencas fluviales requiere una revisión y ajuste previo.

Limitaciones en su posible aplicación:

-Disponibilidad de recursos económicos (¿Con qué presupuesto se cuenta? ¿Qué costos tienen las acciones propuestas?).

-Factibilidad institucional y social (¿Se cuenta con el apoyo político y económico necesario para implementar acciones de manejo?, ¿los ciudadanos están a favor de las medidas de manejo y gestión?).

-Propiedad privada (¿Qué metodología se puede implementar para acercarse a vecinos, ganaderos, empresarios, etc.? ¿Cómo pueden ser percibidas las propuestas?).

Incertidumbre metodológica:

-Al incluir parametrización probabilística, ¿Cómo pueden cambiar las interpretaciones del modelo?

-Variabilidad temporal (¿Qué tan representativas son las relaciones propuestas frente a variaciones temporales?).

-Selección de variables (¿Pueden existir otras variables que estén relacionadas con el modelo y no están siendo tenidas en cuenta?).

Incertidumbre en la aplicación:

-Compromiso político (¿Se contará con el apoyo y compromiso de los gobernantes a corto, mediano y largo plazo?).

-Compromiso social (¿Se cuenta con el apoyo y compromiso de todos los actores involucrados?).

-Resultados a largo plazo (¿Qué tan factible es llegar a un plan de manejo asequible? ¿Qué tan factible es que, al implementarse, se mantenga en el tiempo?).

Consideraciones finales

Esta tesis representa un conjunto de información valiosa para la gestión del recurso hídrico en la Cuenca Carcarañá. Evalúa su calidad desde múltiples enfoques (físico-química, biológica, a nivel de hábitat y ribera y funcionalmente), identifica las variables más influyentes, delimita la escala de mayor influencia y finalmente propone un modelo conceptual que interpreta de manera conjunta como se afecta la calidad del agua y como se pueden abordar estrategias de manejo de la misma. A partir de los resultados obtenidos se logró realizar una evaluación integral de la salud del ecosistema acuático, abarcando arroyos de altura, así como diferentes tramos de los dos principales tributarios, Ctalamochita y Chocancharava, e incluyendo tramos del colector principal Carcarañá.

Debido a que la integridad ecológica tiene una definición amplia y multifacética, su monitoreo ha adoptado diversas formas en diferentes entornos, así como entre distintas agencias de conservación y gestión del mundo (Miller *et al.* 2025). En Argentina aún son incipientes los protocolos de biomonitoreo de sistemas loticos (Giorgi *et al.* 2022) y todavía no han sido adoptados por las instituciones gubernamentales. En ese marco, este estudio pone en relevancia una metodología integral, que se constituye como una herramienta adaptable y robusta para la evaluación y la gestión de este tipo de ecosistemas.

Los resultados obtenidos lograron cumplimentar el objetivo general planteado para esta investigación. Se evaluó la integridad ecológica y se analizó la influencia de variables ambientales a escala de hábitat, de ribera y de paisaje en diferentes tramos de la cuenca Carcarañá. Gracias a estos resultados, se revelaron patrones claves dentro de la cuenca, mostrando diferencias entre tramos más preservados y aquellos con mayor impacto antropogénico, lo que aporta evidencia sobre la utilidad de esta herramienta para identificar áreas prioritarias de conservación, áreas de restauración, orientar las acciones de manejo y apoyar la toma de decisiones en gestión (Nucci *et al.* 2022; McLellan *et al.* 2024).

En relación con los distintos componentes de la integridad ecológica evaluados, el índice de calidad físico-química no detectó diferencias en la calidad para ningún tramo

de la cuenca. Mientras que los índices bióticos y métricos, así como también los relacionados a la ribera, sí respondieron de manera consistente a los gradientes de uso del suelo presentes en la cuenca. Los tramos con mayor grado de intervención antrópica se caracterizaron por valores más bajos de calidad y por comunidades de macroinvertebrados más homogéneas. Además, la inclusión de métricas funcionales, como la producción neta, la respiración, la producción bruta, la clorofila y en cuenca alta la pérdida de masa foliar permitió añadir información compleja de la ecología del sistema y a contribuir con antecedentes para su futuro uso como bioindicador (Proia *et al.* 2013; Ferreira *et al.* 2020).

Un desafío metodológico importante de esta tesis fue discriminar la influencia diferencial de las variables ambientales según la escala espacial considerada. A escala de hábitat fluvial, variables directamente asociadas a impactos locales explicaron una porción significativa de la variación en la calidad biótica. En contraste, las variables vinculadas al estado de conservación de la ribera emergieron como determinantes en cuenca alta, evidenciando el rol central de la vegetación ribereña como amortiguador de presiones antrópicas. A escala de paisaje, los usos del suelo mostraron efectos acumulativos, especialmente asociados a la agricultura y la urbanización, lo que pone de manifiesto la importancia de considerar procesos que trascienden el entorno inmediato del cauce.

Encontrarnos con diferentes índices bióticos y métricos en cuenca alta y en cuenca media-baja que se ven afectados por diferentes variables ambientales demuestra la complejidad del ecosistema acuático y evidencia la necesidad de un enfoque multi-indicador para estimar el estado ecológico (Calderon *et al.* 2023). Además, las diferencias contrastantes entre cuenca alta y media-baja pueden ser atribuidas a otros factores que influyen en la calidad del agua, como la diferencia en el proceso de migración y transformación de los contaminantes y las diferencias en la intensidad de la perturbación humana (Peng y Li 2021; Kumar *et al.* 2022).

Por otro lado, la comparación entre distintos tamaños de buffer aportó evidencia sobre la complejidad de los procesos espaciales que regulan la calidad fluvial. Si bien los buffers de menor extensión tendieron a mostrar una mayor capacidad explicativa, la elevada proporción de varianza compartida entre escalas sugiere que los efectos del uso

del suelo se integran a lo largo del paisaje y no responden a límites espaciales estrictos. Este resultado destaca la dificultad de definir umbrales únicos de intervención y refuerza la necesidad de estrategias de gestión que contemplen simultáneamente acciones a escala local, ribereña y de cuenca, en lugar de enfoques focalizados en una única dimensión espacial, lo cual muchas veces representa una limitación metodológica y sobre todo económica (Zhang *et al.* 2019; Griffith y McManus 2020).

Complementariamente a estos resultados, el diseño de un marco conceptual integrador permitió sintetizar y ordenar las relaciones entre los distintos componentes evaluados de la integridad ecológica, articulando las respuestas observadas con posibles campos de acción. Este marco no solo resume los principales patrones emergentes del análisis, sino que también ofrece una lectura interpretativa de cómo las presiones antrópicas asociadas al uso del suelo modifican la integridad ecológica y por consiguiente las contribuciones de la naturaleza a las personas. Si bien esta aproximación representa un primer borrador y un enfoque aún preliminar, en ella se pone de manifiesto un potencial significativo para generar interés y respaldo en el ámbito de la gestión y la toma de decisiones.

Una limitación en este estudio fue la imposibilidad de realizar modelos predictivos a futuro y poder analizar los cambios en el paisaje y su efecto sobre la calidad biológica de los cursos de agua a lo largo de los años. No obstante, los modelos lineales generalizados nos permitieron identificar variables que en el marco espacial e histórico de esta investigación aporta información relevante sobre el estado de salud de la cuenca, ofreciendo una base sólida para generar estrategias de monitoreo y gestión del recurso.

Además, otra limitación significativa del estudio fue la disposición de tramos “control” o no perturbados a lo largo de la cuenca. El monitoreo ambiental muchas veces requiere de sitios control para realizar comparaciones, sin embargo, es un desafío que se enfrenta a nivel global. Por esa razón, los sitios mínimamente perturbados o los menos perturbados se utilizan a menudo para representar una condición de referencia o un sitio de referencia para la región en su conjunto (Green 1979).

Finalmente, es necesario señalar que el tipo de ecosistema que estudiamos está en riesgo. A nivel mundial, el 77% de la tierra libre de hielo en el Planeta ha sido modificada por efectos directos de las actividades humanas (Allan *et al.* 2017), entre los cuales, los ecosistemas de agua dulce se encuentran entre los más afectados (Su *et al.* 2021). Además, un tercio de las especies de agua dulce están amenazadas de extinción según la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (International Union for Conservation of Nature - IUCN) de 2022. En este sentido, la preservación del recurso acuático es crucial y requiere del desarrollo de estrategias de uso sustentable a escala de cuenca. Estas estrategias necesariamente involucran múltiples factores humanos, múltiples actores interrelacionados y comprometidos con igual fuerza por este objetivo.

Como perspectiva a futuro, y con un ideal casi utópico, uno esperaría que este tipo de investigación llegue a un área donde la ciencia y la política converjan en torno a los recursos hídricos. El vínculo entre la integridad ecológica del agua dulce y las contribuciones que puede brindar un ecosistema saludable merece más atención (Vollmer *et al.* 2016). El agua dulce es esencial para la vida, para la nuestra y para la de todos los seres vivos. Decir esto hoy en día, en el marco sociopolítico y económico que nos atraviesa y que pone en jaque los sistemas de ejercicio de pensamiento crítico, como universidades y escuelas públicas y entes científicos nacionales, es casi como un acto de rebeldía. Aun teniendo como esperanza que 8 de los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas tienen metas explícitas relacionadas con el agua, este pensamiento sigue sonando utópico. Sin embargo, países que se encuentran idealizados dentro del entorno político que hoy nos atraviesa, ya han impulsado inversiones para mejorar la salud de ciertos ecosistemas. En Estados Unidos, los gobiernos federal y estatal invierten miles de millones de dólares al año para beneficiar la bahía de Chesapeake, los Everglades de Florida, el río Columbia y la costa de Luisiana (McLellan *et al.* 2024). En Europa, la Comisión Europea ha aprobado una legislación para restaurar hábitats naturales en la tierra y el mar para 2030 (European Commission 2023), y Australia se ha comprometido a restaurar su mayor cuenca fluvial, el Murray-Darling (SBS News 2023).

Estudiar los ríos no es un mero sueño de niños/as con un oficio por la investigación y la naturaleza. Sí, los estudiamos porque nos gustan, porque nos atrae y atraviesa su magia, su gran biodiversidad, su inmensa funcionalidad y su belleza indiscutible, pero también, y por, sobre todo, los estudiamos porque es necesario. Los datos fiables y precisos sobre la calidad del agua son un componente esencial de la información necesaria para la gestión de los recursos de agua dulce (Chapman y Sullivan 2022). Es necesario conocer la salud de un recurso que empleamos a diario, saber quiénes allí habitan, como se encuentra su funcionalidad, como atraviesa lo social a este recurso, como es el vínculo de las sociedades históricas con el agua, como se encuentran hidrológica y sedimentológicamente y como es su relación con los ecosistemas circundantes. No se cuida lo que no se conoce y no se conoce lo que no se estudia.

Asimismo, los científicos no debemos solo estudiar los ríos, así como los políticos no deben solo tomar decisiones, ni los ciudadanos y vecinos solo mirar. Son necesarias interrelaciones transversales en un desafío de gestión. Diversos actores, con diferentes objetivos e inquietudes entrelazados por un fin común, conservar el agua. Esto también suena utópico. Pero esa utopía debe transformarse en acción para tratar de avanzar a una gestión integrada del agua. No debemos permanecer en los tecnicismos de la ecología colonial, debemos romper esquemas y traspasar umbrales, debemos empezar a desenredar lo utópico para empezar a conectar los saberes y, sobre todo, las acciones. El río como puente, como corredor biológico, como elemento cultural, como fuente de biodiversidad, como factor político, el río que fluye en todas sus formas merece ser cuidado, monitoreado y conservado.

Bibliografía

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). Water quality indices. Elsevier.
- Abell, J. M., Pingram, M. A., Özkundakci, D., David, B. O., Scarsbrook, M., Wilding, T., ... & Perrie, A. (2023). Large floodplain river restoration in New Zealand: synthesis and critical evaluation to inform restoration planning and research. *Regional Environmental Change*, 23(1), 18. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01995-z>
- Acuña, V., Guasch, H., Giorgi, A., & Izagirre, O. (2009). Flujo de energía en el ecosistema. Metabolismo fluvial. En: Elosegí A y Sabater S (Eds.), Conceptos y técnicas en ecología fluvial (pp. 367- 386). Barcelona, España:Fundación BBVA.
- Adler, P. H., & Courtney, G. W. (2019). Ecological and societal services of aquatic Diptera. *Insects*, 10(3), 70. <https://doi.org/10.3390/insectos10030070>
- Akhtar, N., Ishak, M. I. S., Ahmad, M. I., Umar, K., Md Yusuff, M. S., Anees, M. T., Qadir, A. y Ali Almanasir, Y. K. (2021). Modification of the Water Quality Index (WQI) process for simple calculation using the multi-criteria decision-making (MCDM) method: a review. *Water*, 13(905). doi: <https://doi.org/10.3390/w13070905>
- Akyildiz, G. K., & Duran, M. (2021). Evaluation of the impact of heterogeneous environmental pollutants on benthic macroinvertebrates and water quality by long-term monitoring of the buyuk menderes river basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(5), 280. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08981-8>
- Albalawi, B. F. A. (2025). Urbanization and habitat loss: an overview of rapidly growing cities in Saudi Arabia. *Frontiers in Sustainable Cities*, 7, 1636228. <https://doi.org/10.3389/frsc.2025.1636228>
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35(1), 257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). *Stream ecology: Structure and function of running waters*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>
- Allan, J. R., Venter, O., & Watson, J. E. (2017). Temporally inter-comparable maps of terrestrial wilderness and the Last of the Wild. *Scientific data*, 4(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.187>
- Allen, T. F., & Starr, T. B. (2019). Hierarchy: perspectives for ecological complexity. University of Chicago Press. <https://doi.org/10.7208/9780226489711>
- Alric, B., Geffard, O., & Chaumot, A. (2022). Metal bioavailable contamination engages richness decline, species turnover but unchanged functional diversity of stream macroinvertebrates at the scale of a French region. *Environmental Pollution*, 308, 119565. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119565>
- Amer, N. R., Lawler, S. P., Zohdy, N. M., Younes, A., ElSayed, W. M., Wos, G., ... & Connon, R. E. (2022). Copper exposure affects anti-predatory behaviour and acetylcholinesterase levels in *Culex pipiens* (Diptera, Culicidae). *Insects*, 13(12), 1151. <https://doi.org/10.3390/insectos13121151>

- Amoatey, P., & Baawain, M. S. (2019). Effects of pollution on freshwater aquatic organisms. *Water Environment Research*, 91(10), 1272-1287. <https://doi.org/10.1002/wer.1221>
- Andrade-Núñez, M. J., & Aide, T. M. (2018). Built-up expansion between 2001 and 2011 in South America continues well beyond the cities. *Environmental research letters*, 13(8), 084006.
- Arana, M. D., & Bianco, C. A. (2011). Helechos y licofitas del centro de la Argentina. Editorial UNRC: Río Cuarto. 84 pp.
- Arana, M. D, E. Natale, N. Ferretti, G. Romano, A. Oggero, G. Martínez, P. Posadas & J. J. Morrone. (2021). Esquema biogeográfico de la República Argentina. Opera Lilloana 56: 1-238. ISBN: 978-950-668-039-8.
- Argent, R. M., Sojda, R. S., Giupponi, C., McIntosh, B., Voinov, A. A., & Maier, H. R. (2016). Best practices for conceptual modelling in environmental planning and management. *Environmental modelling & software*, 80, 113-121. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.02.023>
- Arini, A., Feurtet-Mazel, A., Morin, S., Maury-Brachet, R., Coste, M., & Delmas, F. (2012). Remediation of a watershed contaminated by heavy metals: a 2-year field biomonitoring of periphytic biofilms. *Science of the Total Environment*, 425, 242-253. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.067>
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water research*, 17(3), 333-347.
- Arroita, Maite, Arturo Elosegí, and Robert O. Hall Jr. (2019) Twenty years of daily metabolism show riverine recovery following sewage abatement. *Limnology and Oceanography*, 64 (S1), 1–16. <https://doi.org/10.1002/lno.11053>
- Atkinson, C. L., Capps, K. A., Rugenski, A. T., & Vanni, M. J. (2017). Consumer-driven nutrient dynamics in freshwater ecosystems: From individuals to ecosystems. *Biological Reviews*, 92(4), 2003-2023. <https://doi.org/10.1111/brv.12318>
- Bagla, P. (2014). India plans the grandest of canal networks. *Science*, 345, 128. DOI: 10.1126/ciencia.345.6193.128
- Bănăduc, D., Curtean-Bănăduc, A., Barinova, S., Lozano, V. L., Afanasyev, S., Leite, T., ... & Cianfanglione, K. (2024). Multi-interacting natural and anthropogenic stressors on freshwater ecosystems: their current status and future prospects for 21st century. *Water*, 16(11), 1483. <https://doi.org/10.3390/w16111483>
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Bazzanti, M., Coccia, C., & Dowgiallo, M. G. (2010). Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: taxonomic and functional analyses. *Limnologica*, 40(4), 291-299. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.006>
- Beisel, J. N., Usseglio-Polatera, P., & Moreteau, J. C. (2000). The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 422(0), 163-171. <https://doi.org/10.1023/A:1017094606335>

- Bernhardt, E. S., Savoy, P., Vlah, M. J., Appling, A. P., Koenig, L. E., Hall, R. O., Arroita, M., Blaszcak, J. R., Carter, A. M., Cohen, M., Harvey, J. W., Heffernan, J. B., Helton, A. M., Hosen, J. D., Kirk, L., McDowell, W. H., Stanley, E. H., Yackulic, C. B., & Grimm, N. B. (2022). Light and flow regimes regulate the metabolism of rivers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119(8), 1–5. <https://doi.org/10.1073/pnas.2121976119>
- Berón, M. C., Montalto, L., Aquino, D., Quintana, R., Mayora, G., Flores, M., ... & Mesa, L. (2024). Unravelling the influence of cattle stocking rate on the macroinvertebrate community of freshwater wetlands subjected to hydrological modifications in three hydroclimatic periods. *Environmental Research*, 251, 118557. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118557>
- Biggs, B. J. F., & Kilroy, C. (2000). *Stream periphyton monitoring manual*. New Zealand Ministry for the Environment. NIWA, New Zealand. 246 pp
- Blackman, R. C., Ho, H. C., Walser, J. C., & Altermatt, F. (2022). Spatio-temporal patterns of multi-trophic biodiversity and food-web characteristics uncovered across a river catchment using environmental DNA. *Communications Biology*, 5(1), 259. <https://doi.org/10.1038/s42003-022-03216-z>
- Blarasin, M., Degiovanni, S., Cabrera, A. y Villegas, M. (2005). Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: Una perspectiva geoambiental. 1ª ed.- UNRC. ISBN: 950-665-350-X, 240 p., Río Cuarto.
- Boccolini, M. F., Oberto, A. M., & Corigliano, M. D. C. (2006). Calidad ambiental en un río urbano de llanura. *Biología Acuática*, 22: 59-69. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/69325>
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- Borges, A. C. P., Piassão, J. F. G., Albani, S. M., Albertoni, E. F., Martins, M. C., Cansian, R. L., Valduga, A. T., Hepp, L. U., & Mielniczki-Pereira, A. A. (2021). Multiple metals and agricultural use affects oxidative stress biomarkers in freshwater *Aegla* crabs. *Brazilian Journal of Biology*, 82, e230147. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.230147>
- Bowes, R. E., Bergman, E., Donadi, S., Greenberg, L., Sandin, L., & Lind, L. (2023). Landscape features control river's confluences water quality and tributary fish composition. *River Research and Applications*, 39(6), 1025-1036. <https://doi.org/10.1002/rra.4133>
- Brasil, L. S., Oliveira-Júnior, J. M., Calvão, L. B., Carvalho, F. G., Monteiro-Júnior, C. S., Dias-Silva, K., & Juen, L. (2018). Spatial, biogeographic and environmental predictors of diversity in A mazonian Zygoptera. *Insect conservation and diversity*, 11(2), 174-184. <https://doi.org/10.1111/icad.12262>
- Brasil, L. S., Luiza-Andrade, A., Calvão, L. B., Dias-Silva, K., Faria, A. P. J., Shimano, Y., ... & Juen, L. (2020). Aquatic insects and their environmental predictors: a scientometric study focused on environmental monitoring in lotic environmental. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(3), 194. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8147-z>
- Brito, M. F. G., & Magalhães, A. L. B. (2017). Brazil's development turns river into sea. *Science*, 358(6360), 179,1-179. DOI: 10.1126/ciencia.aap9525

- Brooks, A. C., Gaskell, P. N., & Maltby, L. L. (2009). Sublethal effects and predator-prey interactions: Implications for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(11), 2449-2457. <https://doi.org/10.1897/09-108.1>
- Burnham KP, Anderson DR (2002) Model selection and multimodel inference—a practical informationtheoretic approach, pp 454 (Springer: New York. USA.)
- Cai, Y., & Zhang, L. (2018). Multi-scale ecological indicators for supporting sustainable watershed management. *Ecological Indicators*, 92: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.079>
- Calderon, M. R., Gonzalez, S. P., Perez-Iglesias, J. M., & Jofre, M. B. (2023). Anthropogenic impacts on rivers: Use of multiple indicators to assess environmental quality status. *Hydrobiologia*, 850(2), 469-487. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05090-6>
- Camana, M., Ortega, J. C. G., Brejão, G. L., Melo, A. S., Dias, M. S., & Becker, F. G. (2024). A global meta-analysis of the effects of land use on the diversity of stream fish and macroinvertebrates. *Aquatic Sciences*, 86(3), 86. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01099-2>
- Carlton, R. G., & Wetzel, R. G. (1987). Distributions and fates of oxygen in periphyton communities. *Canadian journal of botany*, 65(5), 1031-1037. <https://doi.org/10.1139/b87-143>
- Castrillo, M., & García, Á. L. (2020). Estimation of high frequency nutrient concentrations from water quality surrogates using machine learning methods. *Water research*, 172, 115490. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115490>
- Chapman, D. V., & Sullivan, T. (2022). The role of water quality monitoring in the sustainable use of ambient waters. *One Earth*, 5(2), 132-137. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2022.01.008>
- Chakraborty, A., Saha, G. K., & Aditya, G. (2022). Macroinvertebrates as engineers for bioturbation in freshwater ecosystem. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(43), 64447-64468. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22030-y>
- Chaumel, A. L., Armanini, D.G., Schwindt, J.A, & Yates, A.G. (2019). Interannual variation of benthic macroinvertebrate communities at long-term monitoring sites impacted by human activities: implications for bioassessment. *Diversity Multidisciplinary Digital Publishing Institute*, 11: 167. <https://doi.org/10.3390/d11090167>
- Cheng, X., Song, J., & Yan, J. (2023). Influences of landscape pattern on water quality at multiple scales in an agricultural basin of western China. *Environmental Pollution*, 319, 120986. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120986>
- Chidiac, S., El Najjar, P., Ouaini, N., El Rayess, Y., & El Azzi, D. (2023). A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 22(2), 349-395. <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7>
- Cibils, L., Principe, R., Márquez, J., Gari, N., Albariño, R. (2015). Functional diversity of algal communities from headwater grassland streams: how does it change following afforestation?. *Aquatic ecology*, 49, 453-466. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9538-z>
- Cibils-Martina, L., Márquez, J., Principe, R., Gari, N., & Albariño, R. (2017). Pine afforestation affects key primary producers in mountain grassland streams in Córdoba, Argentina. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 51(4), 591-607. <https://doi.org/10.1080/00288330.2017.1329746>

- Cid, N., Erős, T., Heino, J., Singer, G., Jähnig, S. C., Cañedo-Argüelles, M., ... & Datry, T. (2022). From meta-system theory to the sustainable management of rivers in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 20(1), 49-57. <https://doi.org/10.1002/fee.2417>
- Claeson, S. M., LeRoy, C. J., Barry, J. R., & Kuehn, K. A. (2014). Impacts of invasive riparian knotweed on litter decomposition, aquatic fungi, and macroinvertebrates. *Biological invasions*, 16(7), 1531-1544.
- Clapcott, J. E., Young, R. G., Goodwin, E. O., & Leathwick, J. R. (2010). APPLIED ISSUES: Exploring the response of functional indicators of stream health to land-use gradients. *Freshwater Biology*, 55(10), 2181-2199. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02463.x>
- Cole, L. J., Stockan, J., & Helliwell, R. (2020). Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, ecosystems & environment*, 296, 106891. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>
- Contieri, B. B., Rosa, J., Scoarize, M. M. R., Urbano, V. D. A., & Benedito, E. (2024). Anthropogenic land uses lead to changes in limnological variables in Neotropical streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(8), 702. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12825-6>
- Corigliano, M. C., Gualdoni, C. M., Oberto, A. M., & Raffaini, G. B. (1998). Macroinvertebrados bentónicos en el examen de calidad ambiental de ecosistemas acuáticos en la subcuenca Carcarañá. In XVII Congreso Nacional del Agua.
- Corigliano, M. del C. (2008). Índices para evaluar la calidad ambiental en ríos serranos urbanos mediante indicadores. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 28 (1-2): 33-54.
- Corigliano, M. D. C., Oberto, A. M., Príncipe, R. E., Raffaini, G. B., & Gualdoni, C. M. (2008). Calidad del espacio ribereño en el tramo urbano del río Chocancharava (Río Cuarto, Prov. de Córdoba). *Revista Universidad Nacional Río Cuarto*, 28(1-2), 55-66.
- Corigliano, M. del C. (2009). ECOLOGÍA HISTÓRICA DE LA SUBCUENCA DEL RIO CARCARAÑÁ. Academia.edu
- Cormier, S. M., Zheng, L., & Flaherty, C. M. (2018). A field-based model of the relationship between extirpation of salt-intolerant benthic invertebrates and background conductivity. *Science of the Total Environment*, 633, 1629-1636. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.044>
- Cortelezzi, A., Ocón, C., Oosterom, M. V., Cepeda, R., & Capítulo, A. R. (2015). Nutrient enrichment effect on macroinvertebrates in a lowland stream of Argentina. *Iheringia. Série Zoologia*, 105(2), 228-234. <https://doi.org/10.1590/1678-476620151052228234>
- Cortelezzi, A., Simoy, M. V., Siri, A., Donato, M., Cepeda, R. E., Marinelli, C. B., & Berkunsky, I. (2020). New insights on bioindicator value of Chironomids by using occupancy modelling. *Ecological Indicators*, 117, 106619. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106619>
- Cossavella, A.M.; Carranza, P.; Monarde, F.; Larrosa, N.; Roqué, M.; Nuño, C.; Hunziker, M.L; Ferreyra, M. y Melián J et al. (2003). "Gestión de efluentes líquidos en la cuenca del Río Tercero (Ctlamochita)". XXIVº Congreso Nacional del Agua 2013, San Juan, Argentina.
- Cunillera-Montcusí, D., Beklioglu, M., Cañedo-Argüelles, M., Jeppesen, E., Ptacnik, R., Amorim, C. A., ... & Matias, M. (2022). Freshwater salinisation: a research agenda for a saltier world. *Trends in Ecology & Evolution*, 37(5), 440-453.

- Custodio, M. (2019). A review of water quality indices used to assess the health status of high mountain wetlands. *Open Journal of Ecology*, 9(3), 66-83.
- Dalu, T., Wasserman, R. J., Magoro, M. L., Mwedzi, T., Froneman, P. W., & Weyl, O. L. (2017). Variation partitioning of benthic diatom community matrices: Effects of multiple variables on benthic diatom communities in an Austral temperate river system. *Science of the Total Environment*, 601, 73-82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.162>
- Dala-Corte, R. B., Melo, A. S., Siqueira, T., Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., ... & Roque, F. D. O. (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, 57(7), 1391-1402. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>
- Dar, P. A., & Reshi, Z. A. (2014). Components, processes and consequences of biotic homogenization: a review. *Contemporary Problems of Ecology*, 7(2), 123-136. <https://doi.org/10.1134/S1995425514020103>
- Davis, M., & Naumann, S. (2017). Making the case for sustainable urban drainage systems as a nature-based solution to urban flooding. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_8
- de Cabo, L. I., Malignani, E., & Basílico, G. O. (2020). Los indicadores de calidad de las áreas ribereñas. En E. Domínguez, A. D. N. Giorgi & N. Gómez (Eds.). *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica* (pp. 23-28). Eudeba.
- de Castro Solar, R. R. D., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Thomson, J. R., Louzada, J., Maués, M., Moura, N.G., Oliveira, V.H.F., Chaul, J.C.M., Shoereder, J.H., Vieira, I.C.G., Mac Nally, R., & Gardner, T. A. (2015). How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes?. *Ecology Letters*, 18(10), 1108-1118. <https://doi.org/10.1111/ele.12494>
- Degiovanni, S., Doffo, N. & Echevarria, K. (2017). Aspectos geomorfológicos y morfodinámicos que controlan el peligro de inundación en La Carlota, Córdoba, Argentina. 20° Congreso Geológico Argentino, Actas 7: 35-37, San Miguel de Tucumán.
- del Rosario Salazar-Sánchez, M., Arias-Hoyos, A., Rodríguez-Alegría, D.C., Morales-Velazco, S. (2023). *Microorganisms Bioindicators of Water Quality*. In: Aguilar, C.N., Abdulhameed, S., Rodríguez-Herrera, R., Sugathan, S. (eds) *Microbial Biodiversity, Biotechnology and Ecosystem Sustainability*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-19-4336-2_12
- De Mello, K., Taniwaki, R. H., de Paula, F. R., Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., Leal, C. G., Rodrigues, C. B., & Hughes, R. M. (2020). Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of environmental Management*, 270, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- De Mello, K., Taniwaki, R. H., Macedo, D. R., Leal, C. G., & Randhir, T. O. (2023). Biomonitoring for watershed protection from a multiscale land-use perspective. *Diversity*, 15(5), 636. <https://doi.org/10.3390/d15050636>
- Deng, G., Jiang, H., Zhu, S., Wen, Y., He, C., Wang, X., ... & Cao, Y. (2024). Projecting the response of ecological risk to land use/land cover change in ecologically fragile regions. *Science of the Total Environment*, 914, 169908. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.169908>

- Destéfani, G., Martínez, J. O., Ribeiro, G., & Gaiero, D. M. (2020). Geochemistry of surface waters and weathering effects in the upper catchment of the Citalamochita River, Cordoba's Sierras Pampeanas (Central Argentina). *Environmental Earth Sciences*, 79(19), 451. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09200-2>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., ... & Shirayama, Y. (2018). *Assessing nature's contributions to people*. *Science*, 359(6373), 270-272. DOI: 10.1126/ciencia.aap8826
- Ding, J., Jiang, Y., Liu, Q., Hou, Z., Liao, J., Fu, L., & Peng, Q. (2016). Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of the total environment*, 551, 205-216. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.162>
- Dodds, W. K. (2003). The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *Journal of Phycology*, 39(5), 840-849. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.02081.x>
- Dodds, W. K., Barmuta, L. A., Bernal, S., Corman, J., Harms, T. K., Johnson, S. L., ... & Wohl, E. (2025). Defining stream riparian zones across multidimensional environmental gradients. *Journal of Environmental Quality*, 54(6), 1674-1697. <https://doi.org/10.1002/jeq2.70080>
- Doffo, N., Degiovanni, S., Echevarria, K., & Andreazzini, J. (2016). Caracterización morfohidrológica del tramo inferior del río Cuarto y los Bañados del Saladillo y determinación de la peligrosidad de inundación de la localidad de La Carlota. Informe técnico, Universidad Nacional de Río Cuarto (inédito), 136 p., Río Cuarto.
- Doffo, N., Degiovanni, S. & Andreazzini, J. (2017). Cambios morfohidrológicos por intervenciones humanas en el tramo inferior del río Cuarto y Bañados del Saladillo, Córdoba, Argentina. 20° Congreso Geológico Argentino, Actas 7: 43-45, San Miguel de Tucumán.
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología* (pp. 307). Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Dominguez, E., Encalada, A. C., Fernandez, H. R., Giorgi, A. D. N., Marchese Garelo, M. R., Miserendino, M. L., Mune, A., Prat, N., Ríos-Touma, B. & Rodrigues Capitulo, A. (2021). Biomonitoring in rivers of Argentina: a way to go. *Ecología Austral*, 32:934-949. <http://hdl.handle.net/11336/149393>
- Domisch, S., Jähnig, S. C., Simaika, J. P., Kuemmerlen, M., & Stoll, S. (2015). Application of species distribution models in stream ecosystems: the challenges of spatial and temporal scale, environmental predictors and species occurrence data. *Fundamental and Applied Limnology*, 186(1-2), 45-61. DOI: 10.1127/fal/2015/0627
- Dosskey, M. G., Vidon, P., Gurwick, N. P., Allan, C. J., Duval, T. P., & Lowrance, R. (2010). The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 261-277. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>
- Dou, J., Xia, R., Chen, Y., Chen, X., Cheng, B., Zhang, K., & Yang, C. (2022). Mixed spatial scale effects of landscape structure on water quality in the Yellow River. *Journal of Cleaner Production*, 368, 133008.

- Doychev, D. D. (2023). Longitudinal recovery gradient of macroinvertebrates during different hydrological scenarios in a downstream river reach. *Journal of Limnology*, 82. DOI: 10.4081/jlimnol.2023.2125
- Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R960–R967. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002>
- Dudgeon, D., & Strayer, D. L. (2025). Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: what are the prospects?. *Biological Reviews*, 100(1), 205-226. <https://doi.org/10.1111/brv.13137>
- Duschek, V. G., Springer, M., Niedrist, G. H., & Füreder, L. (2019). Macroinvertebrates as indicators in tropical streams with different land use in southern Costa Rica. *Acta ZooBot Austria*, 156(2019), 99-113.
- Elmqvist, T., Zipperer, W., & Güneralp, B. (2016). Urbanization, habitat loss, biodiversity decline: solution pathways to break the cycle. Seta, Karen; Solecki, William D.; Griffith, Corrie A.(eds.). In *Routledge Handbook of Urbanization and Global Environmental Change*. London and New York: Routledge., 2016, 139-151.
- Elordi, ML, Colman Lerner, JE y Porta, A. (2016). Evaluación del impacto antrópico sobre la calidad del agua del arroyo Las Piedras, Quilmes, Buenos Aires, Argentina. *Acta bioquímica clínica latinoamericana* , 50 (4), 669-677.
- Elosegi, A., Butturini, A., & Armengol, J.(2009). El caudal Circundante. En: Elosegi A y Sabater S (Eds), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 51-69). Barcelona, España: Fundación BBVA.
- El Yaagoubi, S., Aaziz, I., Chahlaoui, A., & El Agbani, M. A. (2023). Assessment of functional feeding groups of benthic macroinvertebrates as a tool for ecological status evaluation of rivers. *Ecological Indicators*, 148, 110027. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110027>
- Erős, T., & Lowe, W. H. (2019). The landscape ecology of rivers: from patch-based to spatial network analyses. *Current Landscape Ecology Reports*, 4(4), 103-112. <https://doi.org/10.1007/s40823-019-00044-6>
- Esselman, P. C., Infante, D. M., Wang, L., Wu, D., Cooper, A. R., & Taylor, W. W. (2011). An index of cumulative disturbance to river fish habitats of the conterminous United States from landscape anthropogenic activities. *Ecological Restoration*, 29(1-2), 133-151. <https://doi.org/10.3368/er.29.1-2.133>
- Ettinger, A. K., Buhle, E. R., Feist, B. E., Howe, E., Spromberg, J. A., Scholz, N. L., & Levin, P. S. (2021). Prioritizing conservation actions in urbanizing landscapes. *Scientific Reports*, 11(1), 818. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-79258-2>
- European Commission (2023). New nature restoration law boosts biodiversity and climate action across Europe. European Climate, Infrastructure and Environment Executive Agency Available at: https://cinea.ec.europa.eu/news-events/news/new-nature-restoration-law-boosts-biodiversity-and-climate-action-across-europe-2023-07-12_en
- Eurostat (2022). Farms and farmland in the European Union – statistics. European Commission. Eurostat Statistics Explained. Consultado el 20 de diciembre de 2025 en https://ec.europa.eu/eurostat/statisticsexplained/index.php?title=Farms_and_farmland_in_the_European_Union_-_statistics#Farms_in_2020

- Feijoó, C., Gantes, P., Giorgi, A., Rosso, J. y E. Zunino. (2012). Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología acuática*, 27:113–128.
- Feijoó, C. (2021). Conservación, manejo y restauración de sistemas fluviales: una aproximación ecológica. Luján, Libros del INEDES. ISBN 978-987-45558-1-6
- Feld, C. K., Lorenz, A. W., Peise, M., Fink, M., & Schulz, C. J. (2023). Direct and indirect effects of salinisation on riverine biota: a case study from river Wipper, Germany. *Hydrobiologia*, 850(14), 3043-3059. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05229-z>
- Fergus, C. E., Brooks, J. R., Kaufmann, P. R., Herlihy, A. T., Hill, R. A., Mitchell, R. M., & Ringold, P. (2023). Disentangling natural and anthropogenic effects on benthic macroinvertebrate assemblages in western US streams. *Ecosphere*, 14(11), e4688. DOI: 10.1002/ecs2.4688
- Ferreira, T., Globevnik, L., & Schinegger, R. (2019). Water stressors in Europe: new threats in the old world. In *Multiple stressors in river ecosystems* (pp. 139-155). Elsevier.
- Ferreira, V., Elozegi, A., D. Tiegs, S., von Schiller, D., & Young, R. (2020). Organic matter decomposition and ecosystem metabolism as tools to assess the functional integrity of streams and rivers—a systematic review. *Water*, 12(12), 3523. <https://doi.org/10.3390/w12123523>
- Ferreira, V., Silva, J., Cornut, J., Sobral, O., Bachelet, Q., Bouquerel, J., & Danger, M. (2021). Organic-matter decomposition as a bioassessment tool of stream functioning: A comparison of eight decomposition-based indicators exposed to different environmental changes. *Environmental Pollution*, 290, 118111. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118111>
- Ferreira, V., Albariño, R., Larrañaga, A., LeRoy, C. J., Masese, F. O., & Moretti, M. S. (2023a). Ecosystem services provided by small streams: an overview. *Hydrobiologia*, 850(12), 2501-2535. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05095-1>
- Ferreira, V., Bini, L. M., González Sagrario, M. D. L. Á., Kovalenko, K. E., Naselli-Flores, L., Padial, A. A., & Padisák, J. (2023b). Aquatic ecosystem services: an overview of the Special Issue. *Hydrobiologia*, 850(12), 2473-2483. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05235-1>
- Förstner, U., & Wittmann, G. T. (2012). *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer Science & Business Media.
- Gál, B., I. Szivák, J. Heino & D. Schmera, (2019). The effect of urbanization on freshwater macroinvertebrates – knowledge gaps and future research directions. *Ecological Indicators*, 104: 357–364. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.012>
- Gál, B., Weiperth, A., Farkas, J., & D. Schmera, (2020). The effects of road crossings on stream macro-invertebrate diversity. *Biodiversity and Conservation*, 29: 729–745. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01907-4>
- Garnero, G. (2023). Turismo, territorios hídricos y conflictos socioambientales en los valles serranos de Córdoba (Argentina). *Revista Geográfica Norte Grande*, 86, 175-196.
- Gavier-Pizarro, G. I., Calamari, N. C., Thompson, J. J., Canavelli, S. B., Solari, L. M., Decarre, J., Goijman, A. P., Suarez, R. P., Bernardos, J. N., & Zaccagnini, M. E. (2012). Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. *Agriculture, ecosystems & environment*, 154, 44-55. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.013>

- Gessner, M. O., & Chauvet, E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological applications*, 12(2), 498-510.
- Ghetti, PF (1986). I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Bertelli, Trento.
- Giorgi, A. D. N., & Vilches, C. (2021). Rol de las riberas en los ecosistemas fluviales. En Claudia Feijoó (ed). *Conservación, manejo y restauración de sistemas fluviales* (pp. 45-60). INEDES, Luján.
- Giorgi, A. D. N., Dominguez, E., & Gómez, N. (2022). Interpretación de la integridad ecológica. En A. D. N. Giorgi, E. Dominguez, & N. Gómez (Eds.). En *Técnicas de monitoreo para ecosistemas fluviales de la Argentina* (pp. 223–225). Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.
- Giorgis, M. A., & Tecco, P. A. (2014). Árboles y arbustos invasores de la Provincia de Córdoba (Argentina): una contribución a la sistematización de bases de datos globales. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 49(4), 581-603.
- Golden, H. E., Christensen, J. R., McMillan, H. K., Kelleher, C. A., Lane, C. R., Husic, A., ... & Cheng, F. (2025). Advancing the science of headwater streamflow for global water protection. *Nature Water*, 3(1), 16-26. <https://doi.org/10.1038/s44221-024-00351-1>
- Golfieri, B., Surian, N., & Hardersen, S. (2018). Towards a more comprehensive assessment of river corridor conditions: A comparison between the Morphological Quality Index and three biotic indices. *Ecological Indicators*, 84, 525-534. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.011>
- Gomez, M. D., Coda, J. A., Serafini, V. N., Steinmann, A. R., & Priotto, J. W. (2017). Small mammals in agroecosystems: responses to land use intensity and farming management. *Mastozoología Neotropical*, 24(2), 289-300. ISSN 1666-0536
- González, M. A., Ruiz-Arrondo, I., Barceló, C., & Alarcón-Elbal, P. M. (2023). *Las moscas negras (Diptera: Simuliidae) en cursos de agua urbanos y suburbanos de la ciudad de Vitoria-Gasteiz (País Vasco, España) (No. ART-2023-137843)*.
- González del Tánago, M., Martínez-Fernández, V., Aguiar, F. C., Bertoldi, W., Dufour, S., García de Jalón, D., Garófano-Gómez, V., Mandzukovski, D., & Rodríguez-González, P. M. (2021). Improving river hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation scientific evidence and guidelines. *Journal of Environmental Management*, 292, 112730. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112730>
- Graça, M. A., Ferreira, V., Canhoto, C., Encalada, A. C., Guerrero-Bolaño, F., Wantzen, K. M., & Boyero, L. (2015). A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology*, 100(1), 1-12. <https://doi.org/10.1002/iroh.201401757>
- Granitto, M., Lopez, M. E., Bursztyn Fuentes, A. L., Maluendez Testoni, M. C., & Rodríguez, P. (2025). Relationship between riparian zones and water quality in the main watersheds of Ushuaia City, Tierra del Fuego (Argentina). *Ecological Processes*, 14(1), 18. <https://doi.org/10.1186/s13717-025-00585-1>
- Graziano, M. P., Deguire, A. K., & Surasinghe, T. D. (2022). Riparian buffers as a critical landscape feature: insights for riverscape conservation and policy renovations. *Diversity*, 14(3), 172. <https://doi.org/10.3390/d14030172>
- Green, R. H. (1979). *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. John Wiley & Sons.

- Gresens, S. E., Belt, K. T., Tang, J. A., Gwinn, D. C., & Banks, P. A. (2007). Temporal and spatial responses of Chironomidae (Diptera) and other benthic invertebrates to urban stormwater runoff. *Hydrobiologia*, 575(1), 173-190. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0366-y>
- Griffith, M. B., & McManus, M. G. (2020). Consideration of spatial and temporal scales in stream restorations and biotic monitoring to assess restoration outcomes: A literature review, part 1. *River research and applications*, 36(8), 1385-1397. <https://doi.org/10.1002/rra.3692>
- Gualdoni, C. M., & Corigliano, M. D. C. (1991). El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Revista UNRC*, 11(1), 43-49.
- Gualdoni, C. M., & Oberto, A. M. (1998). Biological quality assessment of the lotic environment of Carcarañá River Tributaries (Córdoba, Argentina). *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 26(3), 1219-1222. <https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11900915>
- Gualdoni, C. M., Boccolini, M. F., Oberto, A. M., Principe, R. E., Raffaini, G. B., & del Carmen Corigliano, M. (2009). Potential habitats versus functional habitats in a lowland braided river (Córdoba, Argentina). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 45, No. 2, pp. 69-78). EDP Sciences.
- Gualdoni, C. M., Duarte, C. A., & Medeot, E. A. (2011). Ecological status of two mountain streams of the south of Córdoba, Argentina. *Ecologia Austral*, 21(02), 149-162. http://hdl.handle.net/20.500.12110/ecologiaaustral_v021_n02_p149
- Gualdoni, C. M., & Oberto, A. M. (2012). Estructura de la comunidad de macroinvertebrados del arroyo Achiras (Córdoba, Argentina): análisis previo a la construcción de una presa. *Iheringia. Série Zoologia*, 102, 177-186. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212012000200010>
- Gurnell, A. M., Scott, S. J., England, J., Gurnell, D., Jeffries, R., Shuker, L., & Wharton, G. (2020). Assessing river condition: A multiscale approach designed for operational application in the context of biodiversity net gain. *River Research and Applications*, 36(8), 1559-1578. <https://doi.org/10.1002/rra.3673>
- Gutierrez Flores, I. R., & Becerra Osses, P. I. (2017). The effect of native forest replacement by Pinus radiata plantations on riparian plant communities in Chile. *Plant Ecology & Diversity*, 10(1), 65-75. <https://doi.org/10.1080/17550874.2017.1294630>
- Hamada, N., Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (Eds.). (2018). Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda. Academic Press.
- Hamid, A., Bhat, S. U., & Jehangir, A. (2020). Local determinants influencing stream water quality. *Applied Water Science*, 10(1), 1-16. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1043-4>
- Harguinteguy, C. A., Schreiber, R., & Pignata, M. L. (2013). Myriophyllum aquaticum as a biomonitor of water heavy metal input related to agricultural activities in the Xanaes River (Córdoba, Argentina). *Ecological Indicators*, 27, 8-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.11.018>
- Harguinteguy, C. A., Cirelli, A. F., & Pignata, M. L. (2014). Heavy metal accumulation in leaves of aquatic plant Stuckenia filiformis and its relationship with sediment and water in the Suquía river (Argentina). *Microchemical Journal*, 114, 111-118. 10.1016/j.microc.2013.12.010
- Harguinteguy, C. A., Cofré, M. N., Fernández-Cirelli, A., & Pignata, M. L. (2016). The macrophytes Potamogeton pusillus L. and Myriophyllum aquaticum (Vell.) Verdc. as potential bioindicators of

a river contaminated by heavy metals. *Microchemical Journal*, 124, 228-234. 10.1016/j.microc.2015.08.014

- Herman, M.R. and Nejadhashemi, A.P. (2015) A Review of Macroinvertebrate- and Fish-Based Stream Health Indices. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 15, 53-67. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2015.04.001>
- Herrero, H. S., Lozada, J. M. D., García, C. M., Szupiany, R. N., Best, J., & Pagot, M. (2018). The influence of tributary flow density differences on the hydrodynamic behavior of a confluent meander bend and implications for flow mixing. *Geomorphology*, 304, 99-112. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.12.025>
- Hobbs, R. J., Higgs, E., Hall, C. M., Bridgewater, P., Chapin III, F. S., Ellis, E. C., ... & Yung, L. (2014). Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(10), 557-564. <https://doi.org/10.1890/130300>
- Hoover, G. W., & Wood, J. (2021). Analysis of localized water chemistry and land use drivers of macroinvertebrate community structure in the Upper Ohio Watershed using multivariate modelling and ordination techniques. *Proceedings of the West Virginia Academy of Science*, 93(1). <https://doi.org/10.55632/pwvas.v93i1.770>
- Horton, R. K. (1965). An index number system for rating water quality. *J Water Pollut Control Fed*, 37(3), 300-306.
- Horak, C. N., Assef, Y. A., Quinteros, C. P., Dromaz, W. M., & Miserendino, M. L. (2024). How do different modalities of land use practices impact the environmental features and macroinvertebrates? An assessment of mountain streams from Patagonia, Argentina. *Environmental Advances*, 15, 100511. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100511>
- Huang, J., Zhang, Y., Bing, H., Peng, J., Dong, F., Gao, J., & Arhonditsis, G. B. (2021). Characterizing the river water quality in China: Recent progress and on-going challenges. *Water research*, 201, 117309. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117309>
- Huang, L., Wang, J., & Chen, X. (2022). Ecological infrastructure planning of large river basin to promote nature conservation and ecosystem functions. *Journal of Environmental Management*, 306, 114482. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114482>
- Huang, Z., Su, K., Yu, S., Jiang, X., Li, C., Chang, S., & You, Y. (2025). Reconciling Urban Expansion with Biodiversity: Habitat Dynamics and Ecological Connectivity in Xiong'an New Area's Full-Cycle Development. *Land*, 14(3), 533. <https://doi.org/10.3390/land14030533>
- Huggins, D. G., & Anderson, J. (2005). Dissolved oxygen fluctuation regimes in streams of the Western Corn Belt plains ecoregion. Kansas Biological Survey.
- Huylenbroeck, L., Laslier, M., Dufour, S., Georges, B., Lejeune, P., & Michez, A. (2020). Using remote sensing to characterize riparian vegetation: A review of available tools and perspectives for managers. *Journal of environmental management*, 267, 110652. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110652>
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) & Gobierno de la provincia de Córdoba. (2024). Ambientes geomorfológicos - Córdoba [Mapa web]. GeoINTA. <https://geo-backend.inta.gob.ar/catalogue/uuid/021d8078-93ad-4daa-99b0-f74f3ca5f1e7>

- IPBES, E. (2019). Informe de la Evaluación Mundial sobre la Diversidad Biológica y los Servicios de los Ecosistemas. S. Díaz , J. Settele , E. Brondízio , HT Ngo , M. Guèze , J. Agard , A. Arneth , P. Balvanera , K. Brauman , S. Butchart , K. Chan , L. Garibaldi , K. Ichii , J. Liu , SM Subramanian , G. Midgley , P. Miloslavich , Z. Molnár , D. Obura y C. Zayas (Eds.). *En Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES)*. Secretaría de la IPBES.
- Isiyaka, H. A., Mustapha, A., Juahir, H. y Phil-Eze, P. (2019). Water quality modelling using artificial neural network and multivariate statistical techniques. *Modeling Earth Systems and Environmental*, 5, 583-593. doi: 10.1007/s40808-018-0551-9
- IUCN, I. (2020). Global standard for nature-based solutions. A user-friendly framework for the verification, design and scaling up of NbS. Gland, Switzerland.
- Iwasaki, Y., Kagaya, T., Miyamoto, K. I., & Matsuda, H. (2009). Effects of heavy metals on riverine benthic macroinvertebrate assemblages with reference to potential food availability for drift-feeding fishes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(2), 354-363. <https://doi.org/10.1897/08-200.1>
- Jankowski, K. J., Mejia, F. H., Blaszcak, J. R., & Holtgrieve, G. W. (2021). Aquatic ecosystem metabolism as a tool in environmental management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 8(4), e1521.
- Jobbágy, E. G., Vasallo, M., Farley, K. A., Pineiro, G., Garbulsky, M. F., Noretto, M. D., Jackson, R. B., & Paruelo, J. M. (2006). Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, 10(2), 109-124.
- Jobbágy, E.G., Acosta, A.M. & Noretto, M.D. (2013). Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina). *Ecología Austral*, 23: 87-96.
- Johnson, R. K., Furse, M. T., Hering, D., & Sandin, L. (2007). Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes. *Freshwater Biology*, 52(5), 939-958. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01692.x>
- Karr, J. R., Larson, E. R., & Chu, E. W. (2022). Ecological integrity is both real and valuable. *Conservation Science and Practice*, 4(2), e583. <https://doi.org/10.1111/csp2.583>
- Kaushal, S. S., Groffman, P. M., Likens, G. E., et al. (2021). Freshwater salinization syndrome: From emerging global problem to managing risks. *Biogeochemistry*, 154, 255–292. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00784-w>
- Knillmann, S., Orlinskiy, P., Kaske, O., Foit, K., & Liess, M. (2018). Indication of pesticide effects and recolonization in streams. *Science of the total environment*, 630, 1619-1627.
- Koehnken, L., Rintoul, M. S., Goichot, M., Tickner, D., Loftus, A. C., & Acreman, M. C. (2020). Impacts of riverine sand mining on freshwater ecosystems: A review of the scientific evidence and guidance for future research. *River Research and Applications*, 36(3), 362–370. <https://doi.org/10.1002/rra.3586>
- Ko, N. T., Suter, P., Conallin, J., Rutten, M., and Bogaard, T. (2020). Aquatic macroinvertebrate community changes downstream of the hydropower generating dams in myanmar-potential

negative impacts from increased power generation. *Frontier Water*. 2:573543. doi: 10.3389/frwa.2020.573543

Köppen W (1936) Das geographische System der Klimate. In: Köppen W, Geiger R (eds) *Handbuch der Klimatologie*. Gebrüder Borntraeger, Berlin, p 1–44.

Krosby, M., Theobald, D. M., Norheim, R., & McRae, B. H. (2018). Identifying riparian climate corridors to inform climate adaptation planning. *PLoS One*, 13(11), e0205156. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0205156>

Krynak, E.M., & Yates, A.G. (2018). Benthic invertebrate taxonomic and trait associations with land use in an intensively managed watershed: implications for indicator identification. *Ecological Indicators*, 93: 1050–1059. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.002>

Kuemmerlen M., Schmalz B., Guse B., Cai Q., Fohrer N. & Jähnig S.C. (2014) Integrating catchment properties in small scale species distribution models of stream macroinvertebrates. *Ecological Modelling*, 277, 77–86.

Kumar, R., Parvaze, S., Huda, M. B., & Allaie, S. P. (2022). The changing water quality of lakes—a case study of Dal Lake, Kashmir Valley. *Environmental monitoring and assessment*, 194(3), 228. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09869-x>

Kumar, P., Kumar, R., Thakur, K., Mahajan, D., Brar, B., Sharma, D., ... & Sharma, A. K. (2023). Impact of pesticides application on aquatic ecosystem and biodiversity: a review. *Biology Bulletin*, 50(6), 1362-1375. <https://doi.org/10.1134/S1062359023601386>

Landeiro, V. L., Hamada, N., Godoy, B. S., & Melo, A. S. (2010). Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 649(1), 355-363. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0278-8>

Lam, S., Pham, G., Nguyen-Viet, H. (2017). Emerging health risks from agricultural intensification in Southeast Asia: a systematic review. *Int J Occup Environ Health*, 23(3):250–260. <https://doi.org/10.1080/10773525.2018.1450923>

Larrañaga, A., Martínez, A., Albariño, R., Casas, J. J., Ferreira, V., & Principe, R. (2021). Effects of exotic tree plantations on plant litter decomposition in streams. In *The ecology of plant litter decomposition in stream ecosystems* (pp. 297-322). Cham: Springer International Publishing.

Labaut, Y., Macchi, P. A., Archuby, F. M., & Darrigran, G. (2021). Homogenization of macroinvertebrate assemblages and Asiatic clam *Corbicula fluminea* invasion in a river of the arid Patagonian plateau, Argentina. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 728620. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.728620>

Lee, J. W., Lee, S. W., Lee, H., & Park, S. R. (2025). Impact of Environmental Factors of Stream Ecosystems on Aquatic Invertebrate Communities. *Sustainability*, 17(3), 1252. <https://doi.org/10.3390/su17031252>

Lei, C., Wagner, P. D., & Fohrer, N. (2021). Effects of land cover, topography, and soil on stream water quality at multiple spatial and seasonal scales in a German lowland catchment. *Ecological Indicators*, 120, 106940. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106940>

Li, D., Pi, J., Zhang, T., Tan, X., & Fraser, D. J. (2018). Evaluating a 5-year metal contamination remediation and the biomonitoring potential of a freshwater gastropod along the Xiangjiang River, China.

Environmental Science and Pollution Research, 25(21), 21127-21137.
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2263-0>

- Li, S., Peng, S., Jin, B., Zhou, J., & Li, Y. (2019). Multi-scale relationship between land use/land cover types and water quality in different pollution source areas in Fuxian Lake Basin. *PeerJ*, 7, e7283. <https://doi.org/10.7717/peerj.7283>
- Licursi, M., Gomez, N., & Sabater, S. (2016). Effects of nutrient enrichment on epipellic diatom assemblages in a nutrient-rich lowland stream, Pampa Region, Argentina. *Hydrobiologia*, 766(1), 135-150. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2450-7>
- Lim, S. H., & Do, Y. (2024). Effects of weir-induced habitat fragmentation on the diversity and community composition of benthic macroinvertebrates in an agricultural stream. *Entomological Research*, 54(9), e12764. <https://doi.org/10.1111/1748-5967.12764>
- Linares, M. S., Macedo, D. R., Hughes, R. M., Castro, D. M., & Callisto, M. (2023). The past is never dead: legacy effects alter the structure of benthic macroinvertebrate assemblages. *Limnetica*, 42(1), 55-67.
- Lin, X., Zhang, X., Tan, L., Tian, Z., Li, J., Luo, Q., Resh, V. H., Cai, Q. & Chiu, M. C. (2025). Temporal ecological processes have different seasonal influences on multiple dimensions of riverine insect diversity in China. *Insect Conservation and Diversity*, 18(2), 246-259. <https://doi.org/10.1111/icad.12799>
- Lind, L., Hasselquist, E., Laudon, H. (2019). Towards ecologically functional riparian zone: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscape. *Journal of Environmental Management*, 249: 109391.
- Liu, J., Kuang, W., Zhang, Z., Xu, X., Qin, Y., Ning, J., Zhou, W., Zhang, S., Li, R., Yan, C., Wu, S., Shi, X., Jiang, N., Yu, D., Pan, X., & Chi, W. (2014). Spatiotemporal characteristics, patterns, and causes of land-use changes in China since the late 1980s. *Journal of Geographical sciences*, 24(2), 195-210. <https://doi.org/10.1007/s11442-014-1082-6>
- Liu, J., Zhang, X., Wu, B., Pan, G., Xu, J., & Wu, S. (2017). Spatial scale and seasonal dependence of land use impacts on riverine water quality in the Huai River basin, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(26), 20995-21010. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9733-7>
- Liu, J., Liu, X., Song, Q., Compson, Z. G., LeRoy, C. J., Luan, F., ... & Yang, Q. (2020). Synergistic effects: a common theme in mixed-species litter decomposition. *New Phytologist*, 227(3), 757-765. <https://doi.org/10.1111/nph.16556>
- Liu, J., Yan, T., & Shen, Z. (2021). Sources, transformations of suspended particulate organic matter and their linkage with landscape patterns in the urbanized Beiyun river Watershed of Beijing, China. *Science of The Total Environment*, 791, 148309. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148309>
- Liu, G., Lin, Z., Qi, X., Wang, Y., Wang, Y., Jiang, W., ... & Wu, N. (2023). Environmental filtering, spatial processes and biotic interactions jointly shape different traits communities of stream macroinvertebrates. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 1196296. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1196296>

- Liverman, D. M., Hanson, M. E., Brown, B. J., & Merideth Jr, R. W. (1988). Global sustainability: toward measurement. *Environmental management*, 12(2), 133-143. <https://doi.org/10.1007/BF01873382>
- Locke, K. A. (2024). Modelling relationships between land use and water quality using statistical methods: A critical and applied review. *Journal of Environmental Management*, 362, 121290. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121290>
- López-López, E., Sedeño-Díaz, J. E., Rico-Sánchez, A. E., Zariñana-Andrade, E. A., Reyes-Flores, F., & Soriana-Flores, L. (2024). Indigenous people doing citizen science to assess water quality using the BMWP in rivers of an arid semi-arid biosphere reserve in Mexico. *Scientific Reports*, 14(1), 15090. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-65903-7>
- Lopretto, E. C., & Tell, G. (1995). *Ecosistemas de aguas continentales Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur.
- Lozada Diaz, J. M., García, M., Herrero, H., Ligorria, A. I. H., Lopez, F., Castelló, E., & Brarda, J. P. (2016). Caracterización experimental y numérica de eventos de crecida extraordinarios en la cuenca del río Carcarañá, Argentina. *Aqua-LAC*, 8(1), 10-20.
- Lozada Diaz, J. M. (2019). Avances en la cuantificación hidrológica y caracterización hidráulica del flujo en el sistema fluvial del Río Carcarañá utilizando ADCP. Tesis doctoral. 241 pp.
- Lucero, J., Cibils-Martinal, L., Montilla, V., Principe, R., Gnesutta, L., Ferreiro, N. & Giorgi, A. (2022). Respuestas funcionales de epipsammon y Cladophora a la contaminación difusa en el río Chocancharava. XI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, Bahía Blanca.
- Lucero, Julieta (2025). El biofilm como biomonitor de la contaminación difusa en sistemas fluviales del sur de Córdoba. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Luo, Z., Zuo, Q., & Shao, Q. (2018). A new framework for assessing river ecosystem health with consideration of human service demand. *Science of the Total Environment*, 640, 442-453. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.361>
- Lutri, V. F., Matteoda, E., Blarasin, M., Aparicio, V., Giacobone, D., Maldonado, L., ... & Albo, J. G. (2020). Hydrogeological features affecting spatial distribution of glyphosate and AMPA in groundwater and surface water in an agroecosystem. Córdoba, Argentina. *Science of the total environment*, 711, 134557. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134557>
- Lynch, A. J., Cooke, S. J., Arthington, A. H., Baigun, C., Bossenbroek, L., Dickens, C., Harrison, I., Kimirei, I., Langhans, S. D., Murchie, K. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Owuor, M., Raghavan, R., Samways, M. J., Schinegger, R., Sharma, S., Tachamo-Shah, R. D., Tickner, D., Tweddle, D., Young, N., & Jähnig, S. C. (2023). People need freshwater biodiversity. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 10(3), e1633. <https://doi.org/10.1002/wat2.1633>
- Maas, C. M., Hudson, M. L., Wood, P. J., & Leigh, C. (2023). Freshwater salinization syndrome limits management efforts to protect river ecosystems. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1151315. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1151315>
- Macadam, C. R., & Stockan, J. A. (2015). More than just fish food: ecosystem services provided by freshwater insects. *Ecological Entomology*, 40, 113-123. <https://doi.org/10.1111/een.12245>

- Madjar, R. M., & Vasile Scăețeanu, G. (2025). An overview of heavy metal contamination in water from agriculture: origins, monitoring, risks, and control measures. *Sustainability*, 17(16), 7368. <https://doi.org/10.3390/su17167368>
- Magallon Ortega, G., Escalera Gallardo, C., López-López, E., Sedeño-Díaz, J. E., Lopez Hernandez, M., Arroyo-Damián, M., & Moncayo-Estrada, R. (2021). Water quality analysis in a subtropical river with an adapted biomonitoring working party (BMWP) index. *Diversity*, 13(11), 606.
- Majumdar, A., & Avishek, K. (2025). Mitigating riparian buffer zone degradation through policy interventions and learnings from best practices. *Discover Environment*, 3(1), 1-29. <https://doi.org/10.1007/s44274-025-00288-6>
- Mangadze, T., Wasserman, R. J., Froneman, P. W., & Dalu, T. (2019). Macroinvertebrate functional feeding group alterations in response to habitat degradation of headwater Austral streams. *Science of the Total Environment*, 695, 133910. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133910>
- Manzo, V. (2005). Key to the South America genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(3), 201-208.
- Marks, J. C. (2019). Revisiting the fates of dead leaves that fall into streams. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 50(1), 547-568. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110218-024755>
- Márquez, J. A., Cibils-Martina, L., Albariño, R. J., & Principe, R. E. (2025). Stream biota under shade: pine plantations alter macroinvertebrate assemblages and habitat structure in upland grassland catchments. *Hydrobiologia*, 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10750-025-05900-7>
- Martínez, G. A., Arana, M. D., Oggero, A. J., & Natale, E. S. (2017). Biogeographical relationships and new regionalisation of high-altitude grasslands and woodlands of the central Pampean Ranges (Argentina), based on vascular plants and vertebrates. *Australian Systematic Botany*, 29(6), 473-488. <https://doi.org/10.1071/SB16046>
- Martínez-Lanfranco, J. A., Vilella, F. J., & Miller, D. A. (2022). Avian community response to a novel environment: Commercial forestry in the Campos grasslands of South America. *Forest Ecology and Management*, 503, 119765. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119765>
- Martini, S., Larras, F., Boyé, A., Faure, E., Aberle, N., Archambault, P., Bacouillard, L., Beisner, B. E., Bittner, L., et al. (2021). Functional trait-based approaches as a common framework for aquatic ecologists. *Limnology and Oceanography*, 66(3), 965–981. <https://doi.org/10.1002/lno.11655>
- Mathers, K. L., Armitage, P. D., Hill, M., Bickerton, M., McKenzie, M., Pardo, I., ... & Wood, P. J. (2024). Context specific effects of substrate composition on the taxonomic and functional diversity of macroinvertebrate communities in temperate lowland streams. *Ecology and Evolution*, 14(8), e70034. <https://doi.org/10.1002/ece3.70034>
- Matomela, N. H., Chakona, A., & Kadye, W. T. (2021). Comparative assessment of macroinvertebrate communities within three Afromontane headwater streams influenced by different land use patterns. *Ecological Indicators*, 129, 107972. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107972>
- Mauad, M., Massafferro, J., Kamburska, L., & Boggero, A. (2025). Taxonomic and Functional Responses of Macroinvertebrates to Hydrological Changes and Invasive Plants in an NW Patagonia Riparian Corridor (Argentina). *Water*, 17(13), 1840. <https://doi.org/10.3390/w17131840>

- McCullagh, P. (2019). *Generalized linear models*. Routledge.
- McInerney, P. J., Rees, G. N., Gawne, B., Suter, P., Watson, G., & Stoffels, R. J. (2016). Invasive willows drive instream community structure. *Freshwater Biology*, 61(9), 1379-1391. <https://doi.org/10.1111/fwb.12778>
- McGrane, S. J. (2016). Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal*, 61(13), 2295-2311. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>
- McLellan, E. L., Suttles, K. M., Bouska, K. L., Ellis, J. H., Flotemersch, J. E., Goff, M., ... & Waite, I. R. (2024). Improving ecosystem health in highly altered river basins: a generalized framework and its application to the Mississippi-Atchafalaya River Basin. *Frontiers in environmental science*, 12, 1332934. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1332934>
- Mebane, C. A., Schmidt, T. S., Miller, J. L., & Balistrieri, L. S. (2020). Bioaccumulation and toxicity of cadmium, copper, nickel, and zinc and their mixtures to aquatic insect communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(4), 812-833. <https://doi.org/10.1002/etc.4663>
- Mendoza-Cariño, M., Cruz-Flores, G., & Mendoza Cariño, D. (2023). Gallery forest and riparian ecosystem health. *Madera y bosques*, 29(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2023.2912387>
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (Eds.). (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W., & Berg, M.B. (editors) (2008) *An introduction to the aquatic insects of North America*. Fourth edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa. 1158 pp.
- Messenger, M. L., Davies, I. P., & Levin, P. S. (2021). Low-cost biomonitoring and high-resolution, scalable models of urban metal pollution. *Science of The Total Environment*, 767, 144280. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144280>
- Michez, A., Piégay, H., Toromanoff, F., Brogna, D., Bonnet, S., Lejeune, P., & Claessens, H. (2013). LiDAR derived ecological integrity indicators for riparian zones: Application to the Houille river in Southern Belgium/Northern France. *Ecological indicators*, 34, 627-640. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.024>
- Miguel-Chinchilla, L., Heasley, E., Loisel, S., & Thornhill, I. (2019). Local and landscape influences on turbidity in urban streams: a global approach using citizen scientists. *Freshwater Science*, 38(2), 303-320. <https://doi.org/10.1086/703460>
- Miller, S. W., Budy, P., & Schmidt, J. C. (2010). Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: applications of meta-analysis to river restoration. *Restoration Ecology*, 18(1), 8-19. doi: 10.1111/j.1526-100X.2009.00605.x
- Miller-ter Kuile, A., Sanderlin, J. S., Ayars, J., Chmura, H. E., Dressen, M., Golding, J. D., ... & Foster, V. S. (2025). Functionalizing ecological integrity: using functional ecology to monitor animal communities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, e2852. <https://doi.org/10.1002/fee.2852>
- Miltner, R. (2021). Assessing the impacts of chloride and sulfate ions on macroinvertebrate communities in Ohio streams. *Water*, 13(13), 1815. <https://doi.org/10.3390/w13131815>

- Miserendino, M. L., Williams-Subiza, E. A., Brand, C., Horak, C. N., & Assef, Y. A. (2025). Macroinvertebrate functional traits differed with land use practices at Patagonian streams. *Aquatic Sciences*, 87(1), 3. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01129-z>
- Molineri, C. (2002). Cladistic analysis of the South American species of Tricorythodes (Ephemeroptera: Leptohyphidae) with the description of new species and stages. *Aquatic Insects*, 24(4), 273-308.
- Molineri, C. (2003). Revision of the South American species of Leptohyphes Eaton (Ephemeroptera: Leptohyphidae) with a key to the nymphs. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38(1), 47-70.
- Molineri, C., Tejerina, E. G., Torrejón, S. E., Pero, E. J., & Hankel, G. E. (2020). Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. *Ecological Indicators*, 108, 105703. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105703>
- Monteiro Junior C. S., Juen, L., & Hamada, N. (2014). Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landscape and Urban Planning*, 127: 28-40.
- Montilla, V., Marquez, J. A., & Principe, R. E. (2022). Aquatic macroinvertebrates as bioindicators of the harvest effect on mountain streams afforested with exotic pines. *Limnologica*, 95, 125988. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2022.125988>
- Munné, A., Solá, C., & Prat, N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua*, 175: 20-37.
- Mureithi, P. W., Aine, A., Basooma, R., Namumbya, J., Nansumbi, F., Yegon, M. J., ... & Graf, W. (2025). Advancements in macroinvertebrate-based river bioassessment research in the Afrotropical region: review and steps towards a regional framework. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(8), 935. doi: 10.1007/s10661-025-14272-3
- Musters, C.J.M., Hunting, E.R., Schrama, M., Cieraad, E., Barmantlo, S.H., Ieromina, O. et al. (2019) Spatial and temporal homogenisation of freshwater macrofaunal communities in ditches. *Freshwater Biology*, 64, 2260–2268. <https://doi.org/10.1111/fwb.13415>
- Mwaijengo, G. N., Msigwa, A., Njau, K. N., Brendonck, L., & Vanschoenwinkel, B. (2020). Where does land use matter most? Contrasting land use effects on river quality at different spatial scales. *Science of the Total Environment*, 715, 134825. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134825>
- Naiman, R. J., Decamps, H., & McClain, M. E. (2010). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier.
- Natale, E., Arana, M., Villalba, G., Reinoso, H., de la Reta, M., & Oggero, A. (2019). Caracterización y estado de conservación de la vegetación ribereña de la cuenca media del río Cuarto (Córdoba, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 54(1), 105-123.
- Neary, D. G., & D. F. Levia (2020). "Afforestation and Hydrology: A Global Perspective of the Evidence." *Water* 12, no. 6: 1707. <https://doi.org/10.3390/w12061707>
- Nessimian J. L., Venticinque, E. M., Zuanon, J., De Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J. D., & Juen, L. (2008). Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 614: 117-131.

- Nguyen, U., Glenn, E. P., Dang, T. D., & Pham, L. T. (2019). Mapping vegetation types in semi-arid riparian regions using random forest and object-based image approach: A case study of the Colorado River Ecosystem, Grand Canyon, Arizona. *Ecological Informatics*, 50, 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.12.006>
- Nsenga Kumwimba, M., Zhu, B., Stefanakis, A. I., Ajibade, F. O., Dzakpasu, M., Soana, E., ... & Agboola, T. D. (2023). Advances in ecotechnological methods for diffuse nutrient pollution control: wicked issues in agricultural and urban watersheds. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1199923. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1199923>
- Nucci, A., Angiolini, C., Manolaki, P., & Vogiatzakis, I. N. (2022). An integrated approach to support a river ecological network: A case study from the Mediterranean. *Land Use Policy*, 119, 106217. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106217>
- Oberto, A. M., Ortiz, C. E., Principe, R. E., Raffaini, G. B., Márquez, J. A. (2020). *Valoración de la calidad biológica e integridad ecológica de sistemas fluviales del sur de la provincia de Córdoba: utilización de índices biológicos, ecológicos y químicos*. En Domínguez, E.; A. Giorgi y Gómez, N. (Eds), Indicadores Biológicos, Calidad Biológica del Agua, aplicaciones y perspectivas de uso (pp. 106- 118). Buenos Aires, Argentina: Editorial EUDEBA.
- Ochoa, S., Reyna, T., Reyna, S., García, M., Labaque, M., & Díaz, J. M. (2016). Modelación hidrodinámica del tramo medio del río Ctalamochita, Provincia de Córdoba. *Revista de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 3(2), 95-101.
- Ofogh, A. R. E., Dorche, E. E., Birk, S., Fathi, P., Shahraki, M. Z., & Bruder, A. (2024). Improving the performance of macroinvertebrate based multi-metric indices by incorporating functional traits and an index performance-driven approach. *Science of the Total Environment*, 931, 172850. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172850>
- Ogren, S. A., & Huckins, C. J. (2014). Evaluation of suitability and comparability of stream assessment indices using macroinvertebrate data sets from the Northern Lakes and Forests Ecoregion. *Ecological indicators*, 40, 117-126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.018>
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2024). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olokeogun, O. S., & Kumar, M. (2022). Indicator-based vulnerability assessment of riparian zones in Nigeria's Ibadan region due to urban settlement pressure. *Environmental Challenges*, 7, 100501. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100501>
- Ortiz, C., Jofre, M., & González, P. (2024). Diagnóstico integral de un río urbano: aplicación de métricas biológicas, fisicoquímicas y del bosque de ribera. *Ecosistemas*, 33(1), 2613. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2613>
- Ostermiller, J. D., Shupryt, M., Baker, M. A., Neilson, B., Gaddis, E. B., Hobson, A. J., ... von Stackelberg, N.. (2019). Technical support document: Utah's nutrient strategy. Scientific investigations to support Utah's nutrient reduction program (p. 370). Salt Lake City, Utah: Utah Division of Water Quality.
- Paisley, M. F., Trigg, D. J., & Walley, W. J. (2014). Revision of the biological monitoring working party (BMWP) score system: Derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River research and applications*, 30(7), 887-904. <https://doi.org/10.1002/rra.2686>

- Pan, Z., He, J., Liu, D., Wang, J., & Guo, X. (2021). Ecosystem health assessment based on ecological integrity and ecosystem services demand in the Middle Reaches of the Yangtze River Economic Belt, China. *Science of the Total Environment*, 774, 144837. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144837>
- Paredes, I., Ramírez, F., Forero, M. G., & Green, A. J. (2019). Stable isotopes in helophytes reflect anthropogenic nitrogen pollution in entry streams at the Doñana World Heritage Site. *Ecological Indicators*, 97, 130-140. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.009>
- Park, C. B., Kim, G. E., Kim, D. W., Kim, S., & Yeom, D. H. (2021). Biomonitoring the effects of urban-stream waters on the health status of pale chub (*Zacco platypus*): A comparative analysis of biological indexes and biomarker levels. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111452. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111452>
- Park, S. R., Park, Y., Lee, J. W., Kim, H., You, K. A., & Lee, S. W. (2025). How Land Use and Hydrological Characteristics Impact Stream Conditions in Impaired Ecosystems. *Land (2012)*, 14(4).
- Patra, S., Sahoo, S., Mishra, P., & Mahapatra, S. C. (2018). Impacts of urbanization on land use/cover changes and its probable implications on local climate and groundwater level. *Journal of urban management*, 7(2), 70-84. <https://doi.org/10.1016/j.jum.2018.04.006>
- Paz, L. E., Rodriguez, M., Rodrigues Capitulo, A., Spaccesi, F., Armendariz, L., & Cortelezzi, A. (2023). Combining taxonomic and functional approaches to assess land-use impacts on macroinvertebrate assemblages and improve bioindication. *River Research and Applications*, 39(8), 1590-1601. <https://doi.org/10.1002/rra.4153>
- Pearl, J. (1988). *Probabilistic reasoning in intelligent systems: Networks of plausible inference*. San Mateo, CA: Morgan Kaufmann Publishers.
- Peil, A., Sena, G., Rabelo, R. S., Rezende, R. D. S., Ferreira, V., Tonin, A. M., & Gonçalves Junior, J. F. (2025). Catchment-Scale Eucalyptus Plantation Effects on Tropical Streams. *International Review of Hydrobiology*, e70016. <https://doi.org/10.1002/iroh.70016>
- Peng, S., & Li, S. (2021). Scale relationship between landscape pattern and water quality in different pollution source areas: A case study of the Fuxian Lake watershed, China. *Ecological indicators*, 121, 107136. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107136>
- Pereira, P. S., Souza, N. F., Baptista, D. F., Oliveira, J. L., & Buss, D. F. (2016). Incorporating natural variability in the bioassessment of stream condition in the Atlantic Forest biome, Brazil. *Ecological Indicators*, 69, 606-616. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.031>
- Pesce, S. F., & Wunderlin, D. A. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia River. *Water research*, 34(11), 2915-2926.
- Petsch, D. K., Blowes, S. A., Melo, A. S., & Chase, J. M. (2021). A synthesis of land use impacts on stream biodiversity across metrics and scales. *Ecology*, 102(11), e03498. <https://doi.org/10.1002/ecy.3498>
- Petersen J. R. (1992). The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater biology*, 27:295-306.
- Picchio, R., Jourgholami, M., & Zenner, E. K. (2021). Effects of forest harvesting on water and sediment yields: A review toward better mitigation and rehabilitation strategies. *Current Forestry Reports*, 7(4), 214-229. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00146-7>

- Pinay, G., Bernal, S., Abbott, B. W., Lupon, A., Marti, E., Sabater, F., & Krause, S. (2018). Riparian corridors: A new conceptual framework for assessing nitrogen buffering across biomes. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 47. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00047>
- Pincén, D., Viglizzo, E., Carreño, L. V., & Frank, F. C. (2010). *La relación soja-ecología-ambiente. Entre el mito y la realidad*. En Viglizzo, EF y Jobbágy, E.(Eds.) *Expansión de la Frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*, 53-63.
- Plevich, J., Nuñez, C., Cantero, J., Demaestri, M., & Viale, S. (2002). Biomasa del pastizal bajo diferentes densidades de pino (*Pinus elliottii*). *Agroforestería de las Américas*, 9, 33-34.
- Poulette, M. M., & Arthur, M. A. (2012). The impact of the invasive shrub *Lonicera maackii* on the decomposition dynamics of a native plant community. *Ecological Applications*, 22(2), 412-424. <https://doi.org/10.1890/11-1105.1>
- Prapti, D. R., Mohamed Shariff, A. R., Che Man, H., Ramli, N. M., Perumal, T., & Shariff, M. (2022). Internet of Things (IoT)-based aquaculture: An overview of IoT application on water quality monitoring. *Reviews in Aquaculture*, 14(2), 979-992. <https://doi.org/10.1111/raq.12637>
- Prat, N., Rieradevall, M., & Fortuño, P. (2012). Metodología FEM para la evaluación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Universitat de Barcelona (España)*.
- Principe, R., Raffaini, G. B., & Gualdoni, C. M. (2007). Do hydraulic units define macroinvertebrate assemblages in mountain streams of central Argentina? *Limnologia*, 37, 323-336. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.06.001>
- Principe, R. E., Gualdoni, C. M., Oberto, A. M., Raffaini, G. B. & Corigliano, M. C. (2010). Spatial-temporal patterns of Functional Feeding Groups in mountain streams of Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 20, 257-268.
- Principe, R. E., Márquez, J. A., Martina, L. C., Jobbágy, E. G., & Albariño, R. J. (2015). Pine afforestation changes more strongly community structure than ecosystem functioning in grassland mountain streams. *Ecological indicators*, 57, 366-375. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.033>
- Principe, R. E., Márquez, J. A., Cibils Martina, L., Lucero, J. D. R., & Montilla, V. (2022). Índices de Calidad de Hábitat y Ribera: Región Centro. En A. D. N. Giorgi, E. Dominguez, & N. Gómez (Eds.). *Técnicas de monitoreo para ecosistemas fluviales de la Argentina* (pp. 207-211). Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.
- Proia, L., Lupini, G., Osorio, V., Pérez, S., Barceló, D., Schwartz, T., ... & Sabater, S. (2013). Response of biofilm bacterial communities to antibiotic pollutants in a Mediterranean river. *Chemosphere*, 92(9), 1126-1135. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.063>
- Rahman, M. M. (2023). Assessing the role of riparian vegetation in the environmental sustainability of Bangladesh. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4413521>
- R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., & Smol, J. P. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849-873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>

- Rehm, R., Zeyer, T., Schmidt, A., & Fiener, P. (2021). Soil erosion as transport pathway of microplastic from agriculture soils to aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 795, 148774. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148774>
- Repeto-Deudero, I., Gómez-González, S., García-Cervigón, A. I., Navarro, G., & Ojeda, F. (2024). Pine afforestation of treeless Mediterranean heathlands reduces productivity of neighbouring cork oak woodlands. *Forest Ecology and Management*, 569, 122155. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122155>
- Resh, V. H., Norris, R. H., & Barbour, M. T. (1995). Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20(1), 108-121. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00525.x>
- Reynaga, M. C., & Dos Santos, D. A. (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.
- Riato, L., Leibowitz, S. G., Weber, M. H., & Hill, R. A. (2023). A multiscale landscape approach for prioritizing river and stream protection and restoration actions. *Ecosphere*, 14(1), e4350. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4350>
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., ... & Hobbs, R. J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and distributions*, 13(1), 126-139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>
- Richardson, J. S., Naiman, R. J., & Bisson, P. A. (2012). How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices?. *Freshwater Science*, 31(1), 232-238.
- Rigano, L., Schmitz, M., Hollert, H., Linnemann, V., Krauss, M., & Pfenninger, M. (2024). Mind your tyres: the ecotoxicological impact of urban sediments on an aquatic organism. *Science of The Total Environment*, 951, 175597. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175597>
- Robinson, M. J., & Scheingross, J. S. (2024). The length and spacing of river tributaries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 121(15), e2313899121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2313899121>
- Rocha, L., Hegoburu, C., Torremorell, A., Feijoó, C., Navarro, E., & Fernández, H. R. (2020). Use of ecosystem health indicators for assessing anthropogenic impacts on freshwaters in Argentina: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(9), 611. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08559-w>
- Rodriguez, M. P., Domínguez, A., & Bedano, J. C. (2025). Large-scale organic farming enhances soil properties and earthworm communities in relation to conventional farming in the Pampas region of Argentina. *Applied Soil Ecology*, 206, 105815. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105815>
- Rojas, C., de la Barrera, F., Aranguíz, T., Munizaga, J., & Pino, J. (2017). Efectos de la urbanización sobre la conectividad ecológica de paisajes metropolitanos. *Revista Universitaria de Geografía*, 26(2), 155-182. Recuperado en 10 de diciembre de 2025, de https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S185242652017000200007&lng=es&tlng=es

- Roon, D. A., Dunham, J. B., & Torgersen, C. E. (2021). A riverscape approach reveals downstream propagation of stream thermal responses to riparian thinning at multiple scales. *Ecosphere*, 12(10), e03775. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3775>
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1992). Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. *Freshwater biomonitoring and benthics macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, USA, 40-158.
- Rüegg, J., Conn, C. C., Anderson, E. P., Battin, T. J., Bernhardt, E. S., Boix Canadell, M., ... & Yackulic, C. B. (2021). Thinking like a consumer: Linking aquatic basal metabolism and consumer dynamics. *Limnology and Oceanography Letters*, 6(1), 1-17.
- Santinelli, M., Doffo, N., Degiovanni, S., Echevarria, K., & Andreazzini, M. (2020). Cambios morfohidrológicos, inducidos por intervenciones antrópicas, en los sistemas lagunares de los bañados del Saladillo, Córdoba. *Revista de la Asociacion Geologica Argentina*, 77. 4. <http://hdl.handle.net/11336/230608>
- Saldaño, V. (2010). "Modelación Hidrológica y de Calidad de Agua del Río Tercero (Ctalamochita)". Trabajo final de la carrera Ingeniería Civil de la FCEyN UNC. Córdoba, Argentina.
- SBS News (2023). The Murray-Darling Basin is vital to our food security. Here's the new plan to "preserve" it. Available at: <https://www.sbs.com.au/news/article/the-murray-darling-basin-is-vital-to-our-food-security-heres-the-new-plan-to-preserve-it/y9fudhtnf>.
- Schmera, D., Heino, J., & Podani, J. (2022). Characterising functional strategies and trait space of freshwater macroinvertebrates. *Scientific Reports*, 12(1), 12283. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-16472-0>
- Schürings, C., Globevnik, L., Lemm, J. U., Psomas, A., Snoj, L., Hering, D., & Birk, S. (2024). River ecological status is shaped by agricultural land use intensity across Europe. *Water research*, 251, 121136. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121136>
- Segurado, P., Ferreira, T., & Branco, P. (2021). Assessing the Effects of Multiple Stressors on Aquatic Systems across Temporal and Spatial Scales: From Measurement to Management. *Water*, 13(24), 3549. <https://doi.org/10.3390/w13243549>
- Shah, Z. U., & Parveen, S. (2022). Oxidative, biochemical and histopathological alterations in fishes from pesticide contaminated river Ganga, India. *Scientific Reports*, 12(1), 3628. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-07506-8>
- Shen, Z., Hou, X., Li, W., Aini, G., Chen, L., & Gong, Y. (2015). Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China. *Ecological Indicators*, 48, 417-427.
- Shi, P., Zhang, Y., Li, Z., Li, P., & Xu, G. (2017). Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena*, 151, 182-190.
- Singh, P. K., & Saxena, S. (2018). Towards developing a river health index. *Ecological Indicators*, 85, 999-1011.
- Singh, R., Tiwari, A. K., & Singh, G. S. (2021). Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. *Landscape and ecological engineering*, 17(2), 195-223. <https://doi.org/10.1007/s11355-020-00436-5>

- Simkin, R. D., Seto, K. C., McDonald, R. I., & Jetz, W. (2022). Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(12), e2117297119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2117297119>
- Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Braun, M., Fábián, I., Mizser, S., Nagy, L., & Tóthmérész, B. (2016). Distribution of toxic elements between biotic and abiotic components of terrestrial ecosystem along an urbanization gradient: Soil, leaf litter and ground beetles. *Ecological Indicators*, 60, 258-264. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.045>
- Simpson, G. L. (2023). permute: Functions for Generating Restricted Permutations of Data. R package version 0.9-7. <https://CRAN.R-project.org/package=permute>
- Sliva, L., & Williams, D. D. (2001). Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water research*, 35(14), 3462-3472. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00062-8)
- Silva-Junior, E. F., Moulton, T. P., Boëchat, I. G., & Gücker, B. (2014). Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators*, 36, 195-204. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.027>
- Sui, S., Wang, M., Wang, M., Ma, W., Yang, S., Zhang, F., ... & Liu, T. (2025). Pronounced transition of heavy metal pollution sources in Chinese agricultural surface waters: The rising prominence of non-point source pollution. *iScience*, 28(5). DOI: 10.1016/j.isci.2025.112524
- Solis, M., Arias, M., Fanelli, S., Bonetto, C., & Mugni, H. (2019). Agrochemicals' effects on functional feeding groups of macroinvertebrates in Pampas streams. *Ecological Indicators*, 101, 373-379. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.036>
- Sotomayor, G., Hampel, H., Vázquez, R. F., Van der Heyden, C., Forio, M. A. E., & Goethals, P. L. (2025). Evaluating Mathematical Concordance Between Taxonomic and Functional Diversity Metrics in Benthic Macroinvertebrate Communities. *Biology*, 14(6), 692. <https://doi.org/10.3390/biology14060692>
- Stanfield, L. W., & Kilgour, B. W. (2012). How proximity of land use affects stream fish and habitat. *River Research and Applications*, 29(7), 891-905. <https://doi.org/10.1002/rra.2585>
- Stets, E. G., Sprague, L. A., Oelsner, G. P., Johnson, H. M., Murphy, J. C., Ryberg, K., Vecchia, A. V., Zueling, R. E., Falcone, J. A., & Riskin, M. L. (2020). Landscape drivers of dynamic change in water quality of US rivers. *Environmental Science & Technology*, 54(7), 4336-4343. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05344>
- Sulikowski, T. (2013). An Examination of the Effects of Land Use and land Cover on Macroinvertebrate Communities at Two Landscape Scales. Master's Thesis, The Faculty of Montclair State University, Montclair, NJ, USA.
- Su, G., Logez, M., Xu, J., Tao, S., Villéger, S., & Brosse, S. (2021). Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science*, 371(6531), 835-838. DOI: 10.1126/science.abd3369
- Su, Y., Li, W., Liu, L., Hu, W., Li, J., Sun, X., & Li, Y. (2021). Health assessment of small-to-medium sized rivers: Comparison between comprehensive indicator method and biological monitoring method. *Ecological Indicators*, 126, 107686. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107686>

- Sumudumali, R. G. I., & Jayawardana, J. M. C. K. (2021). A review of biological monitoring of aquatic ecosystems approaches: with special reference to macroinvertebrates and pesticide pollution. *Environmental management*, 67(2), 263-276. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01423-0>
- Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E. H., Ouéda, A., Bawa, L. M., & Djaneye-Boundjou, G. (2021). Benthic macroinvertebrates as ecological indicators: their sensitivity to the water quality and human disturbances in a tropical river. *Frontiers in Water*, 3, 662765. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.662765>
- Tang, T., Stevenson, R. J., & Infante, D. M. (2016). Accounting for regional variation in both natural environment and human disturbance to improve performance of multimetric indices of lotic benthic diatoms. *Science of the Total Environment*, 568, 1124-1134. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.060>
- Tickner, D., Opperman, J. J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A. H., Bunn, S. E., ... & Young, L. (2020). Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: an emergency recovery plan. *BioScience*, 70(4), 330-342. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>
- Tlili, A., Berard, A., Blanck, H., Bouchez, A., Cássio, F., Eriksson, K. M., Morin, S., Montuelle, B., Navarro, E., Pascoal, C., Pesce, S., Schmitt-Jansen, M., & Behra, R. (2016). Pollution-induced community tolerance (PICT): Towards an ecologically relevant risk assessment of chemicals in aquatic systems. *Freshwater Biology*, 61(12), 2141-2151. <https://doi.org/10.1111/fwb.12558>
- Trivinho Strixino S. (2011). Larvas de Chironomidae. Guia de identificação, Dpto. De Hidrobiologia, Lab. De Entomologia Aquática, UFSCar, São Carlos, Brazil. 371 p.
- Tsang, Y. P., Wieferich, D., Fung, K., Infante, D. M., & Cooper, A. R. (2014). An approach for aggregating upstream catchment information to support research and management of fluvial systems across large landscapes. *SpringerPlus*, 3(1), 589. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-3-589>
- Uddin, M. G., Nash, S. y Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122(107218). doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>.
- United States Environmental Protection Agency (EPA). 1996. *National Recommended Water Quality Criteria – Correction*. Office of Water, Washington, D.C., USA.
- United States Environmental Protection Agency (EPA). 2003. *National Recommended Water Quality Criteria*. Office of Water, Washington, D.C., USA.
- United States Environmental Protection Agency (EPA). 2012. *2012 Edition of the EPA National Recommended Water Quality Criteria*. Office of Water, Washington, D.C., USA.
- UN DESA, (2022). World Population Prospects 2022: Summary of Results (UN DESA/POP/2021/TR/NO. 3), United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division, United Nations, New York.
- Umwali, E. D., Kurban, A., Isabwe, A., Mind'je, R., Azadi, H., Guo, Z., ... & Sabirhazi, G. (2021). Spatio-seasonal variation of water quality influenced by land use and land cover in Lake Muhazi. *Scientific Reports*, 11(1), 17376.
- Ustaoğlu, F., Taş, B., Tepe, Y., & Topaldemir, H. (2021). Comprehensive assessment of water quality and associated health risk by using physicochemical quality indices and multivariate analysis in

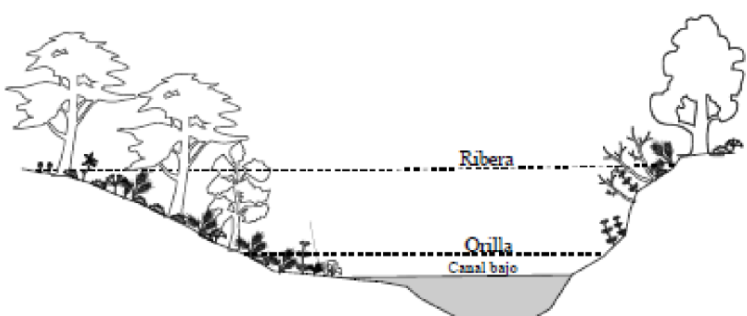
- Terme River, Turkey. *Environmental science and pollution research*, 28(44), 62736-62754. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15135-3>
- Vadas Jr, R.L., Hughes, R.M., Bae, Y.J., Baek, M.J., Gonzáles, O.C.B., Callisto, M., Carvalho, D.R., Chen, K., Ferreira, M.T., Fierro, P., Harding, J.S., Infante, D.M., Kleynhans, C.J., Macedo D.R., Martins, I., Silva, N.M., Moya, N., Nichols, S.J., Pompeu, P.S., Rauro, R., Silva, D.R.O., Stevenson, R.J., Freitas Terra, B., Thirion, C., Ticiani, D., Wang, L., & Yoder, C.O. (2022). Biomonitoring basado en ensamblajes de la salud de los ecosistemas de agua dulce mediante índices multimétricos: una revisión crítica y sugerencias para mejorar su aplicabilidad. *Water Biology and Security*, 1 (3), 100054. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100054>
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Varol, M. (2020). Use of water quality index and multivariate statistical methods for the evaluation of water quality of a stream affected by multiple stressors: A case study. *Environmental Pollution*, 266, 115417.
- Verberk, W. C., Van Der Velde, G., & Esselink, H. (2010). Explaining abundance–occupancy relationships in specialists and generalists: a case study on aquatic macroinvertebrates in standing waters. *Journal of Animal Ecology*, 79(3), 589-601. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01660.x>
- Vickerman, S., & Kagan, J. S. (2014). Assessing ecological integrity across jurisdictions and scales. Institutes for Natural Resources, Oregon Biodiversity Information Center, Portland State University, Portland, Oregon. [Available at <https://www.defenders.org/sites/default/files/publications/assessing-ecological-integrity-across-jurisdictions-and-scales.pdf>.]
- Vietz, G. J., Lintern, A., Webb, J. A., & Straccione, D. (2018). River bank erosion and the influence of environmental flow management. *Environmental Management*, 61(3), 454-468. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0857-9>
- Viglizzo, E. F., Frank, F. C., Carre  o, L. V., Jobbagy, E. G., Pereyra, H., Clatt, J., Pinc  , D., & Ricard, M. F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17(2), 959-973. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x>
- Vilches, C., Giorgi, A., Castro, R., & Casco, M. A. (2014). Periphyton Responses to non-point Pollution in Eutrophic-Humic Environments: An Experimental Study. *International Journal of Environmental Research*, 8(3), 523-530. <http://dx.doi.org/10.22059/IJER.2014.746>
- Vollmer, D., Regan, H. M., & Andelman, S. J. (2016). Assessing the sustainability of freshwater systems: A critical review of composite indicators. *Ambio*, 45(7), 765-780. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0792-7>
- Walker, C. H., Sibly, R. M., & Peakall, D. B. (2005). *Principles of ecotoxicology*. CRC press.
- Walley W, Hawkes H. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. *Water research*. 1997; 31(2): 201-210. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00249-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00249-7)

- Wang, Y., Song, Z., Bai, H., Tong, H., Chen, Y., Wei, Y., ... & Yang, S. (2023). Scale effects of land use on river water quality: a case study of the Tuojiang River Basin, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(16), 48002-48020. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25284-2>
- Wang, H. Z. (2024). Assessments and diagnoses of aquatic ecosystem integrity based on integrity requirements of ecosystem service targets. *Water Biology and Security*, 3(1), 100230. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2023.100230>
- Weis, J. S., Samson, J., Zhou, T., Skurnick, J., & Weis, P. (2003). Evaluating prey capture by larval mummichogs (*Fundulus heteroclitus*) as a potential biomarker for contaminants. *Marine Environmental Research*, 55(1), 27-38. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(02\)00204-0](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(02)00204-0)
- Westman, R.C., Martin, K.L. (2025). Urbanization results in highly dynamic, degraded benthic macroinvertebrate communities in North Carolina streams. *Hydrobiologia*, 852, 4475–4491. <https://doi.org/10.1007/s10750-025-05871-9>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Williams-Subiza, E. A., Brand, C., Assef, Y. A., Grech, M. G., & Miserendino, M. L. (2024). Effects of urbanization-related disturbances on macroinvertebrate communities in a Patagonian river system: insights from a functional approach. *Urban Ecosystems*, 27(5), 1733-1750. <https://doi.org/10.1007/s11252-024-01540-2>
- Winemiller, KO, Flecker, AS y Hoesinghaus, DJ (2010). Dinámica de parches y heterogeneidad ambiental en ecosistemas lóticos. *Revista de la Sociedad Bentológica Norteamericana*, 29 (1), 84-99. <https://doi.org/10.1899/08-048.1>
- Wood, P. J., & Armitage, P. D. (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental management*, 21(2), 203-217.
- Wurtzebach, Z., & Schultz, C. (2016). Measuring ecological integrity: history, practical applications, and research opportunities. *BioScience*, 66(6), 446-457. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw037>
- Wu, Z., Lai, X., & Li, K. (2021). Water quality assessment of rivers in Lake Chaohu Basin (China) using water quality index. *Ecological Indicators*, 121, 107021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107021>
- Xu, Q., Wang, P., Shu, W., Ding, M., & Zhang, H. (2021). Influence of landscape structures on river water quality at multiple spatial scales: A case study of the Yuan river watershed, China. *Ecological Indicators*, 121, 107226. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107226>
- Xu, Q., Yan, T., Wang, C., Hua, L., & Zhai, L. (2023). Managing landscape patterns at the riparian zone and sub-basin scale is equally important for water quality protection. *Water Research*, 229, 119280.
- Yang, J., Li, Z., Jeppesen, E., Moi, D. A., Liu, Y., Mo, Y., ... & Zhang, J. (2025). Urbanization alters river multifunctionality by reducing macroinvertebrate diversity in highly human-impacted plain river networks. *Limnology and Oceanography*, 70(11), 3447-3461. <https://doi.org/10.1002/lno.70221>
- Yao, W. (2021). Ecohydraulic tools for aquatic fauna habitat and population status assessment, analysis and monitoring aimed at promoting integrated river management. *Ecological Modelling*, 456, 109682. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109682>

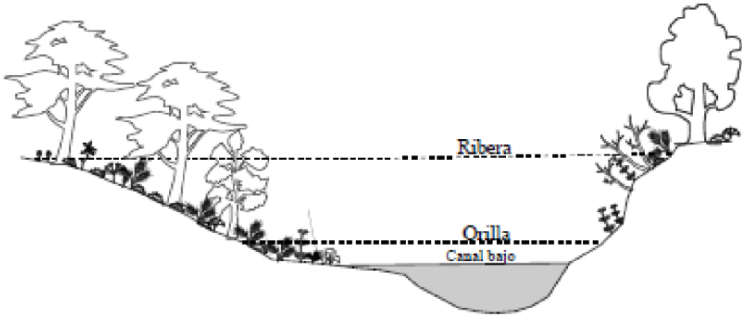
- Yi, C., Song, S., & Ziqiang, Y. (2024). Review on the River Ecological Effects of Landscape Pattern Evolution Under Urbanization. *Available at SSRN 4680860*.
- Young, R. G., Matthaei, C. D., & Townsend, C. R. (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(3), 605-625.
- Zanotto Arpellino, J. P., Saigo, M., Montalto, L., & Donato, M. (2023). Larvae and pupae as indicators of anthropic disturbances: use of traits. *Hydrobiologia*, 850(19), 4293-4309. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05305-4>
- Zeileis, A., & Hothorn, T. (2002). Diagnostic checking in regression relationships. *R News* 2(3):7–10. <https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>. Accessed 11 Dec 2025
- Zhang, L., Zhang, Y., Zou, J., & Siemann, E. (2014). Decomposition of *Phragmites australis* litter retarded by invasive *Solidago canadensis* in mixtures: an antagonistic non-additive effect. *Scientific Reports*, 4(1), 5488. <https://doi.org/10.1038/srep05488>
- Zhang, C., Yu, K., Li, F., & Xiang, J. (2017). Acute toxic effects of zinc and mercury on survival, standard metabolism, and metal accumulation in juvenile ridgetail white prawn, *Exopalaemon carinicauda*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 145, 549-556. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.075>
- Zhang, J., Li, S., Dong, R., Jiang, C., & Ni, M. (2019). Influences of land use metrics at multi-spatial scales on seasonal water quality: a case study of river systems in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Journal of Cleaner Production*, 206, 76-85.
- Zhou, T., Wu, J., & Peng, S. (2012). Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: a case study of the Dongjiang River watershed, China. *Ecological Indicators*, 23, 166-175.
- Zorzal-Almeida, S., Salim, A., Andrade, M. R. M., de Novaes Nascimento, M., Bini, L. M., & Bicudo, D. C. (2018). Effects of land use and spatial processes in water and surface sediment of tropical reservoirs at local and regional scales. *Science of the Total Environment*, 644, 237-246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.361>

Anexos

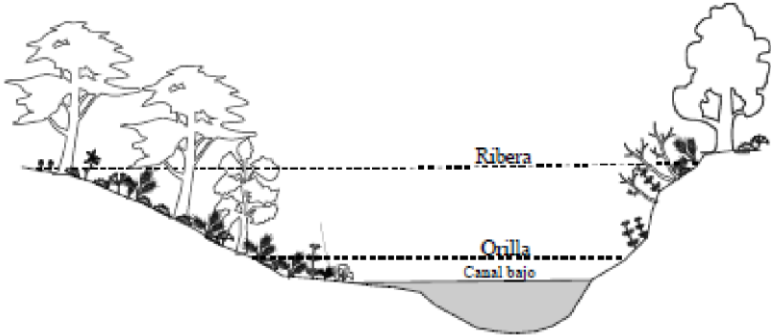
Anexo 1. Planilla para índice de Calidad del Bosque de Ribera (CBR) para cuenca alta por debajo de los 2000 m de altura.

ÍNDICE DE CALIDAD DEL BOSQUE DE RIBERA (CBR)				
Este índice debe ser aplicado en la zona de ribera de ríos y arroyos (zona inundada periódicamente por las crecidas periódicas y las máximas).  Este índice no debe aplicarse para nacientes de arroyos en pastizales de altura de las sierras de Córdoba ya que allí no se desarrolla un bosque de ribera.				
Ubicación del tramo:				Fecha:
Operador:				Hora inicio:
Uso del suelo:	Urbano	Post-urbano	Natural	Hora final:
	Pre-urbano	Rural (Agrícola-Ganadero)	Forestado	
COBERTURA VEGETAL				PUNTUACION
>90% cobertura				25
90-70% cobertura				10
70-50% cobertura				5
<50% cobertura				0
ESTRUCTURA DE LA COBERTURA				
75% de arbustos y algunas leñosas				25
50-75% de arbustos y algunas leñosas				10
<50% de arbustos				5
Sin arbustos y leñosas por debajo del 10%				0
COMPLEJIDAD DE LA COBERTURA				
> 50% especies autóctonas				25
30-50% de especies autóctonas				10
< 30% especies autóctonas				5
Ninguna especie autóctona				0
CARACTERÍSTICAS DEL CAUCE FLUVIAL				
No alterado				25
Modificación de las terrazas adyacentes al lecho del río				10
Signos de alteración y estructuras rígidas que modifican el canal del río				5
Río canalizado en la totalidad del tramo				0
PUNTUACIÓN TOTAL				
JUICIO DE CALIDAD				

Anexo 2. Planilla para índice de Calidad del Bosque de Ribera (CBR) para cuenca alta por encima de los 2000 m de altura.

ÍNDICE DE CALIDAD DEL BOSQUE DE RIBERA (CBR)				
Este índice debe ser aplicado en la zona de ribera de ríos y arroyos (zona inundada periódicamente por las crecidas periódicas y las máximas).				
				
Este índice no debe aplicarse para nacientes de arroyos en pastizales de altura de las sierras de Córdoba ya que allí no se desarrolla un bosque de ribera.				
Ubicación del tramo:				Fecha:
Operador:				Hora inicio:
Uso del suelo:	Urbano	Post-urbano	Natural	Hora final:
	Pre-urbano	Rural (Agrícola-Ganadero)	Forestado	
COBERTURA VEGETAL				PUNTUACION
>90% cobertura				25
90-70% cobertura				10
70-50% cobertura				5
<50% cobertura				0
ESTRUCTURA DE LA COBERTURA				
75% de pastos naturales				25
50-75% de pastos naturales				10
<50% de pastos naturales				5
Sin pastos naturales por debajo del 10%				0
COMPLEJIDAD DE LA COBERTURA				
> 50% especies autóctonas				25
30-50% de especies autóctonas				10
< 30% especies autóctonas				5
Ninguna especie autóctona				0
CARACTERÍSTICAS DEL CAUCE FLUVIAL				
No alterado				25
Modificación de las terrazas adyacentes al lecho del río				10
Signos de alteración y estructuras rígidas que modifican el canal del río				5
Río canalizado en la totalidad del tramo				0
PUNTUACIÓN TOTAL				
JUICIO DE CALIDAD				

Anexo 3. Planilla para índice de Calidad del Bosque de Ribera (CBR) para cuenca media baja.

ÍNDICE DE CALIDAD DEL BOSQUE DE RIBERA (CBR)				
Este índice debe ser aplicado en la zona de ribera de ríos y arroyos (zona inundada periódicamente por las crecidas periódicas y las máximas).				
				
Este índice no debe aplicarse para nacientes de arroyos en pastizales de altura de las sierras de Córdoba ya que allí no se desarrolla un bosque de ribera.				
Ubicación del tramo:				Fecha:
Operador:				Hora inicio:
Uso del suelo:	Urbano	Post-urbano	Natural	Hora final:
	Pre-urbano	Rural (Agrícola-Ganadero)		
COBERTURA VEGETAL				PUNTUACION
> 80% cobertura				25
50-80% cobertura				10
10-50% cobertura				5
< 10% cobertura				0
ESTRUCTURA DE LA COBERTURA				
75% de árboles				25
50-75% árboles				10
<50% arboles				5
Sin árboles y arbustos por debajo del 10%				0
COMPLEJIDAD DE LA COBERTURA				
> 50% especies de árboles autóctonos				25
30-50% de especies de árboles autóctonos				10
< 30% especies de árboles autóctonos				5
Ninguna especie de árbol autóctona				0
CARACTERÍSTICAS DEL CAUCE FLUVIAL				
No alterado				25
Modificación de las terrazas adyacentes al lecho del río				10
Signos de alteración y estructuras rígidas que modifican el canal del río				5
Río canalizado en la totalidad del tramo				0
PUNTUACIÓN TOTAL				
JUICIO DE CALIDAD				

Anexo 4. Planilla para Índice de Integridad el Hábitat para cuenca alta por debajo de los 2000 m de altura.

Sitio:		
Fecha:		
Características	Condiciones	Puntaje
1 Acceso	Camino pavimentado	0
	Camino no pavimentado	1
	Senda	2
	Sendero	3
2 Ancho del área ribereña	20% o menos de ancho suelo ribereño	0
	Entre 21% y 60% de ancho suelo ribereño	1
	Entre 61% y 90% de ancho suelo ribereño	2
	90% o más de ancho suelo ribereño	3
3 Preservación de la zona ribereña	Brechas frecuentes con algunos rebrotes	
	Brechas a intervalos de 25m-50m	1
	Brechas a intervalos de más de 50m	2
	Zona ribereña intacta	3
4 Condición de la zona ribereña dentro de los 10 metros después del ancho seco del cuerpo de agua	Mas del 90% de especies exóticas	0
	Predominan especies exóticas	1
	Especies exóticas y nativas en igual proporción	2
	Predominan especies autóctonas pero hay presencia de especies exóticas	3
	Más del 90% de vegetación nativa	4
5 Mecanismos de retención de agua	Retención por cinco o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	0
	Retención por tres o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	1
	Retención por uno o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	2
	Retención por hojas y troncos sin residuos urbanos, residuos orgánicos solamente	3
6 Grado de cobertura de la zona ribereña	Menor a 50%	0
	Entre 51% y 80%	1
	Entre 81 y 90%	2
	Entre 91% y 100%	3
7 Ausencia de ocupación humana	Desarrollo urbano o industrial en la ribera	0
	Desarrollo urbano o industrial a una distancia mayor de 15 m desde la ribera	1
	Desarrollo urbano o industrial a una distancia mayor de 25 m desde la ribera	2
	Desarrollo urbano o industrial a una distancia mayor de 50 m desde la ribera	3
	Sin desarrollo urbano o industrial	4
8 Ausencia de efluentes domésticos o industriales	Descarga de efluentes domésticos o industriales directa en el cuerpo de agua	0
	Desarrollo urbano sin el adecuado saneamiento público, con residuos siendo descargados cerca o dentro del cuerpo de agua	1
	Desarrollo urbano o industrial conectado redes de saneamiento público y estaciones de tratamiento	2

		Sin edificios o descarga de efluentes	3
9	Ausencia de densidad de edificios (dentro de los 100 metros)	Más de 50 edificios	0
		Entre 11 y 49 edificios	1
		Entre 1 y 10 edificios	2
		Sin edificios	3
10	Ausencia de basura tirada (dentro o fuera del cuerpo de agua)	Cinco o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	0
		Al menos tres de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	1
		Al menos uno de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	2
		Residuos orgánicos solamente	3
		Sin evidencias	4
11	Uso de la tierra alrededor de la zona ribereña	Ganadería intensiva o cultivo	0
		Urbano	1
		Ganadería extensiva	2
		Recreativo ocasional	3
		Natural	4
12	Estructura del banco	Banco inestable, fácilmente disturbable, con suelo o arena suelta	0
		Banco de suelo suelto agarrado por capas dispersas de pasto y arbustos	1
		Banco firme pero sueltamente agarrado por pasto y arbustos	2
		Banco estable, suelo agarrado firmemente por pasto, arbustos o raíces de árboles	3
13	Erosión del banco	Erosión severa a lo largo del canal, banco cayendo dentro	0
		Erosiones frecuentes, erosión del banco y raíces	1
		Erosión solo en curvas y en constricciones	2
		Poca, sin evidencia o restringido a áreas con raíces de apoyo de árboles	3
14	Vegetación acuática (% de cobertura en el margen del cuerpo de agua)	0% a 10%	0
		11% a 40%	1
		41% a 60%	2
		61% a 90%	3

Anexo 5. Planilla para Índice de Integridad el Hábitat para cuenca alta por encima de los 2000 m de altura.

Sitio:		
Fecha:		
Características	Condiciones	Puntaje

1	Acceso	Camino pavimentado	0
		Camino no pavimentado	1
		Senda	2
		Sendero	3
2	Ancho del área ribereña	20% o menos de ancho suelo ribereño	0
		Entre 21% y 40% de ancho suelo ribereño	1
		Entre 41% y 60% de ancho suelo ribereño	2
		Entre 61% y 80% de ancho suelo ribereño	3
		Entre 81% y 90% de ancho suelo ribereño	4
		90% o más de ancho suelo ribereño	5
3	Preservación de la zona ribereña	Brechas frecuentes con algunos rebrotes	0
		Brechas a intervalos de 25m-50m	1
		Brechas a intervalos de más de 50m	2
		Zona ribereña intacta	3
4	Condición de la zona ribereña dentro de los 10 metros después del ancho seco del cuerpo de agua	Más del 90% de especies exóticas	0
		Predominan especies exóticas	1
		Especies exóticas y nativas en igual proporción	2
		Predominan especies autóctonas pero hay presencia de especies exóticas	3
		Más del 90% de vegetación nativa	4
5	Altura de la vegetación ribereña	Sin vegetación nativa	0
		Vegetación nativa con una altura < 10 cm	1
		Vegetación nativa con una altura entre 10 y 15 cm	2
		Vegetación nativa con una altura > 15 cm	3
6	Mecanismos de retención de agua	Retención por cinco o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	0
		Retención por tres o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	1
		Retención por uno o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	2
		Retención por hojas y troncos sin residuos urbanos, residuos orgánicos solamente	3
7	Grado de cobertura de la zona ribereña	Menor a 50%	0
		Entre 51% y 80%	1
		Entre 81 y 90%	2
		Entre 91% y 100%	3
8	Ausencia de ocupación humana	Desarrollo urbano o industrial en la ribera	0
		Desarrollo urbano o industrial a una distancia mayor de 15 m desde la ribera	1
		Desarrollo urbano o industrial a una distancia mayor de 25 m desde la ribera	2
		Desarrollo urbano o industrial a una distancia mayor de 50 m desde la ribera	3
		Sin desarrollo urbano o industrial	4
9	Ausencia de efluentes domésticos o industriales	Descarga de efluentes domésticos o industriales directa en el cuerpo de agua	0

		Desarrollo urbano sin el adecuado saneamiento público, con residuos siendo descargados cerca o dentro del cuerpo de agua	1
		Desarrollo urbano o industrial conectado redes de saneamiento público y estaciones de tratamiento	2
		Sin edificios o descarga de efluentes	3
10	Ausencia de densidad de edificios (dentro de los 100 metros)	Más de 50 edificios	0
		Entre 11 y 49 edificios	1
		Entre 1 y 10 edificios	2
		Sin edificios	3
11	Ausencia de basura tirada (dentro o fuera del cuerpo de agua)	Cinco o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	0
		Al menos tres de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	1
		Al menos uno de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	2
		Residuos orgánicos solamente	3
		Sin evidencias	4
12	Uso de la tierra alrededor de la zona ribereña	Ganadería intensiva o cultivo	0
		Ganadería extensiva	1
		Urbano	2
		Recreativo ocasional	3
		Natural	4
13	Estructura del banco	Banco inestable, fácilmente disturbable, con suelo o arena suelta	0
		Banco de suelo suelto agarrado por capas dispersas de pasto y arbustos	1
		Banco firme pero sueltamente agarrado por pasto y arbustos	2
		Banco estable, suelo agarrado firmemente por pasto, arbustos o raíces de árboles	3
14	Erosión del banco	Erosión severa a lo largo del canal, banco cayendo dentro	0
		Erosiones frecuentes, erosión del banco y raíces	1
		Erosión solo en curvas y en constricciones	2
		Poca, sin evidencia o restringido a áreas con raíces de apoyo de árboles	3
15	Vegetación acuática (% de cobertura en el margen del cuerpo de agua)	0% a 10%	0
		11% a 40%	1
		41% a 60%	2
		61% a 90%	3

Anexo 6. Planilla para Índice de Integridad el Hábitat cuenca media baja.

Sitio:		
Fecha:		
Características	Condiciones	Puntaje

1	Acceso	Camino pavimentado	0
		Camino no pavimentado	1
		Senda	2
		Sendero	3
2	Ancho del bosque ribereño	Vegetación costera sin leñosas	0
		Sin bosque costero, pero con algunos arbustos	1
		Bosque costero de 1-5 m de anchura	2
		Bosque costero de 5-30 m de anchura	3
		Bosque costero de más de 50 m de anchura	4
		Bosque costero intacto	5
3	Preservación del bosque ribereño	Brechas frecuentes con algunos rebrotes	0
		Brechas a intervalos de 25m-50m	1
		Brechas a intervalos de más de 50m	2
		Bosque costero intacto	3
4	Condición del bosque ribereño dentro de los 10 metros del cuerpo de agua	Pasto con algunos arbustos	0
		Pasto mezclado con algunos árboles y arbustos exóticos	1
		Pasto mezclado con algunos árboles y arbustos exóticos, y algunos árboles nativos	2
		Árboles exóticos mezclados con árboles nativos	3
		Más del 80% de la vegetación constituida por árboles nativos	4
5	Mecanismos de retención de agua	Retención por cinco o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	0
		Retención por tres o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	1
		Retención por uno o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	2
		Retención por hojas y troncos sin residuos urbanos, residuos orgánicos solamente	3
6	Cobertura de la canopia en la zona ribereña	Abierto - 0% a 10%	0
		Parcialmente abierto - 11% a 40%	1
		Intermedio - 41% a 60%	2
		Parcialmente cerrado - 61% a 90%	3
		Cerrado - 91% a 100%	4
7	Ausencia de ocupación humana	Desarrollo urbano o industrial en la ribera	0
		Desarrollo urbano o industrial a una distancia mayor de 15 m desde la ribera	1
		Desarrollo urbano o industrial a una distancia mayor de 25 m desde la ribera	2
		Desarrollo urbano o industrial a una distancia mayor de 50 m desde la ribera	3
		Sin desarrollo urbano o industrial	4
8	Ausencia de efluentes domésticos o industriales	Descarga de efluentes domésticos o industriales directa en el cuerpo de agua	0

	Desarrollo urbano sin el adecuado saneamiento público, con residuos siendo descargados cerca o dentro del cuerpo de agua	1	
	Desarrollo urbano o industrial conectado redes de saneamiento público y estaciones de tratamiento	2	
	Sin edificios o descarga de efluentes	3	
9	Ausencia de densidad de edificios (dentro de los 100 metros)	Más de 50 edificios	0
		Entre 11 y 49 edificios	1
		Entre 1 y 10 edificios	2
		Sin edificios	3
10	Ausencia de basura tirada (dentro o fuera del cuerpo de agua)	Cinco o más de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	0
		Al menos tres de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	1
		Al menos uno de lo siguiente: plástico, metal, vidrio, goma, materiales de construcción, materia orgánica	2
		Residuos orgánicos solamente	3
		Sin evidencias	4
11	Uso de la tierra alrededor de la zona ribereña	Urbano o cultivos	0
		Cultivos y pasturas	1
		Pasturas	2
		Natural	3
12	Estructura del banco	Banco inestable, fácilmente disturbable, con suelo o arena suelta	0
		Banco de suelo suelto agarrado por capas dispersas de pasto y arbustos	1
		Banco firme pero sueltamente agarrado por pasto y arbustos	2
		Banco estable, suelo agarrado firmemente por pasto, arbustos o raíces de árboles	3
13	Erosión del banco	Erosión severa a lo largo del canal, banco cayendo dentro	0
		Erosiones frecuentes, erosión del banco y raíces	1
		Erosión solo en curvas y en constricciones	2
		Poca, sin evidencia o restringido a áreas con raíces de apoyo de árboles	3
14	Vegetación acuática (% de cobertura en el margen del cuerpo de agua)	0% a 10%	0
		11% a 40%	1
		41% a 60%	2
		61% a 90%	3

Anexo 7. Puntuación asignada a la familia de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice BMWP en ríos de Córdoba.

	FAMILIA	PUNTUACIÓN	REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA DE LA PUNTUACIÓN
Clitellata (Clase)	Glossiphoniidae	3	(2)(3)(5)
	Hirudidae	3	(2)(3)(5)

	Lumbricidae	1	(1) (2)(3)(5)
	Lumbriculidae	1	(1) (2)(3)(5)
	Naididae	1	(1) (2)(3)(5)
Mollusca (Phylum)	Ancylidae	4	(2) (3)(5)
	Cochliopidae	3	(4)
	Corbiiculidae	0	(1)
	Hydrobiidae	3	(2)(5)
	Mytilidae	0	(Ajustado) Por exótico
	Planorbidae	3	(5)
	Physidae	3	(2)(3)
	Unionidae	6	(3)
	Viviparidae	5	(Ajustado)
Plathelminthes (Phylum)	Dugesiidae	5	(4)(5)
Nematoda	Nematoda	1	(Ajustado)
Nematomorpha	Nematomorpha	6	(1)
Acari (Subclase)	Hydracarina	4	(1)(2)(3)
Crustacea (Subphilum)	Aeglidae	5	(4)
	Hyalellidae	4	(Ajustado)
	Palaemonidae	4	(1)(3)
Ephemeroptera (Orden)	Baetidae	4	(3)
	Caenidae	5	(1)(3)
	Leptohyphidae	8	(3)
	Leptophlebiidae	10	(3)
	Polymitarcyidae	9	(2)
	Oligoneuriidae	5	(3)
Trichoptera (Orden)	Calomoceratidae	8	(4)
	Helicopsychidae	8	(ajustado)
	Hydrobiosidae	7	(4)
	Hydropsychidae	5	(3)
	Hydroptilidae	6	(1)(3)
	Leptoceridae	8	(Ajustado)
	Odontoceridae	8	(3)
	Philopotamidae	8	(1)(5)
Plecoptera (Orden)	Polycentropodidae	7	(1)
Hemiptera (Orden)	Perlidae	10	(3)(4)
	Belostomatidae	2	(ajustado)
	Corixidae	2	(5)
	Gelastocoridae	6	(5)
	Hebridae	3	(1)(3)(5)
	Mesoveliidae	2	(ajustado)
	Naucoridae	2	(ajustado)
	Notonectidae	2	(ajustado)
	Pleidae	2	(ajustado)
	Saldidae	1	Ajustado
Odonata (Orden)	Veliidae	3	(1)(2)(3)(4)(5)
	Aeshnidae	8	(3)
	Calopterygidae	8	(3)
	Coenagrionidae	6	(Ajustado)
	Gomphidae	8	(3)

	Lestidae	8	(3)
	Libellulidae	6	(3)
Lepidoptera (Orden)	Crambidae	9	(3)
Coleoptera (Orden)	Dytiscidae	3	(2)(3)(4)
	Dryopidae	5	(2)
	Elmidae	5	(1) (2)(3)(4)
	Gyrinidae	3	(1)
	Halplidae	4	(2)(3)(4)
	Heteroceridae	5	(1)
	Hydrophilidae	3	(2)(3)(4)
	Noteridae	4	(ajustado)
	Scirtidae	5	(ajustado)
	Ceratopogonidae	4	(1)(2)(3)(4)
	Chironominae	3	(5)
	Culicidae	2	(1)(2)(3)(4)
Diptera (Orden)	Diamesinae	6	(5)
	Dixidae	4	(1)(3)
	Empididae	4	(1)(3)
	Ephhyridae	2	(1)(2)(3)(4)
	Limmonidae	4	(2)
	Muscidae	2	(4)
	Ortocladiinae	4	(5)
	Podonominae	6	(5)
	Psychodidae	0	(1)
	Simuliidae	5	(2)(3)(4)
	Sarcophagidae	0	ajustado
	Stratiomyidae	4	(3)
	Tabanidae	4	(1)(2)(3)(4)
	Tanypodinae	4	(5)
	Tipulidae	5	(1)(2)(3)(4)

- (1) Corigliano, M. del C. (2008). Índices para evaluar la calidad ambiental en ríos serranos urbanos mediante indicadores. *Revista Universidad Nacional de Rio Cuarto*.
- (2) Giorgi, A., Domínguez, E., & Gómez, N. (2022). PBMWP Región Pampa Técnicas de monitoreo para ecosistemas fluviales de la Argentina. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- (3) Giorgi, A., Domínguez, E., & Gómez, N. (2022). BMWP Región NOA en *Técnicas de monitoreo para ecosistemas fluviales de la Argentina*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- (4) Giorgi, A., Domínguez, E., & Gómez, N. (2022). BMWP Región Patagónica en *Técnicas de monitoreo para ecosistemas fluviales de la Argentina*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Ciudad Autónoma de Buenos Aires. BMWP Patagónico
- (5) Giorgi, A., Domínguez, E., & Gómez, N. (2022). BMWP Región NEA en *Técnicas de monitoreo para ecosistemas fluviales de la Argentina*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Los (Ajustado) son promedios entre bibliografía o que no hay datos en el resto de los BMWP

Anexo 8. Valores de las variables ambientales seleccionadas para el cálculo ICA en cada uno de los tramos de estudio durante los años 2021 y 2022. Unidades = Temperatura del agua (Tagua): °C, Sólidos Disueltos Totales (SDT): mg/L, Oxígeno Disuelto (OD): mg/L, Fosfatos: mg/L, y Nitratos: mg/L.

Tramos/Variables	Tagua	pH	SDT	OD	Fosfatos	Nitratos
CT-1	17,86	8,12	47,7	8,86	1,00	1,00
CT-2	21,46	8,33	44,6	8,26	1,00	1,00

CT-3	19,43	8,34	55,63	10,63	0,70	1,00
CT-4	15,50	8,59	153,33	11,27	1,20	1,00
CT-5	21,60	7,88	399,00	7,40	1,10	1,00
CT-6	27,50	7,90	41,50	9,96	0,60	1,00
CT-7	25,50	8,30	316,00	8,86	1,10	1,00
CT-8	18,23	7,97	17,93	8,56	0,60	1,00
CT-9	17,10	8,49	20,65	10,53	0,60	1,00
CT-10	18,13	8,12	104,00	8,03	0,60	1,00
CT-11	23,70	8,32	64,33	8,27	0,60	1,00
CT-12	23,60	7,88	60,33	7,80	0,60	1,00
CT-13	22,77	8,88	274,67	11,36	0,60	4,70
CT-14	18,37	8,12	249,00	11,70	0,60	1,00
CT-15	19,67	8,58	263,00	10,71	0,60	1,00
CT-16	18,73	7,91	260,33	9,07	0,60	1,00
CT-17	19,90	7,81	267,00	8,60	0,60	1,00
CT-18	24,17	8,08	267,33	9,04	0,60	1,00
CT-19	26,10	7,87	264,60	7,73	0,60	1,00
CT-20	20,87	8,04	240,00	10,69	0,20	1,00
CT-21	19,07	8,15	260,33	11,64	0,20	1,00
CT-22	24,17	8,02	345,67	8,55	1,50	27,00
CT-23	20,23	8,14	401,00	11,24	1,20	1,00
CT-24	22,83	8,03	529,00	8,84	0,90	1,00
CH-1	18,43	7,72	51,43	8,70	1,40	1,00
CH-2	20,73	8,47	66,23	8,56	1,40	1,00
CH-3	16,56	7,92	84,10	7,73	1,20	1,00
CH-4	26,30	8,30	103,66	7,23	0,60	1,00
CH-5	28,43	8,67	113,33	10,75	0,90	1,00
CH-6	28,43	9,21	217,00	12,20	1,40	1,00
CH-7	20,77	8,20	201,00	10,26	0,60	1,00
CH-8	19,87	8,41	203,00	10,64	0,90	1,00
CH-9	18,47	8,24	262,33	11,80	1,50	1,00
CH-10	19,87	8,24	235,67	11,69	1,50	1,00
CH-11	28,47	8,50	255,00	10,19	2,40	1,00
CH-12	22,90	8,28	244,00	12,06	1,80	1,00
CH-13	26,67	8,28	362,33	9,52	2,10	1,00
CH-14	27,10	8,45	357,67	8,83	0,60	1,00
CH-15	22,43	8,42	360,25	10,48	1,50	1,00
CH-16	22,50	8,48	483,00	12,24	3,60	1,00
CH-17	21,10	8,55	513,67	10,74	2,10	1,00

CH-18	19,33	8,64	527,33	11,66	2,10	1,00
CA-1	25,63	8,47	3576,67	10,99	1,50	1,00
CA-2	23,40	8,46	3513,33	7,81	0,60	1,00
CA-3	25,10	8,52	3930,00	0,00	0,20	2,40
CA-4	24,60	8,46	3910,00	0,00	0,20	1,80

Anexo 9. Abundancia total de taxones observada para cada tramo de cuenca alta.

	Ctalamochita												Chocancharava					
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6
Cnidaria																		
Hydra	0	0	0	174	9	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3	0	12	0
Platyhelminthes																		
Dugesidae	140	72	15	21	69	180	222	30	148	51	0	15	264	6	1026	87	30	393
Nematoda	0	0	0	3	0	9	0	0	6	0	0	0	3	0	3	0	0	0
Nematomorpha	0	12	0	0	0	6	0	0	0	0	3	0	3	0	0	6	3	0
Nemertea	0	0	0	0	303	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81	0	3	0
Annelida																		
Naidinae	70	36	516	2811	1056	0	0	141	120	0	0	126	156	75	1122	0	378	0
Tubificinae	0	0	114	105	0	0	0	0	0	0	0	0	54	0	0	0	0	0
Pristinae																		
<i>Pristina</i>	0	0	300	33	3	0	0	0	0	0	0	0	87	0	15	0	0	0
Lumbriculidae	128	216	84	87	21	0	66	0	160	33	0	0	306	49	15	6	0	0
Lumbricidae	4	0	30	102	0	3	24	24	8	0	3	0	0	3	0	95	0	0
Hirudinea	0	0	18	18	114	0	96	6	0	42	18	0	0	0	0	69	66	66
Mollusca																		
<i>Heleobia</i>	0	0	96	0	0	0	0	0	2	0	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Limnoperna fortunei</i> Dunker, 1857	0	0	0	12	813	0	69	0	0	39	0	0	0	0	0	0	342	0
<i>Physa acuta</i> Draparnaud, 1805	0	120	0	2052	315	0	1497	0	0	195	57	0	0	0	111	165	198	1134
<i>Anodontites</i>	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corbicula</i>	0	0	54	3	24	0	24	0	0	0	3	0	0	0	0	6	0	0

<i>Biomphalaria tenagophila</i> d'Orbigny, 1835	0	3	0	0	0	0	0	3	16	0	0	3	0	0	0	6	6	0
Arthropoda																		
Acari	36	84	27	18	12	9	66	62	56	11	54	96	96	6	66	18	0	3
<i>Hyaella curvispina</i> Shoemaker, 1942	8	3	0	69	771	0	672	447	32	687	316	42	186	44	36	3	0	6
<i>Aegla</i>	0	0	0	0	9	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Isotomidae	0	0	3	78	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0
Entomobryidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Americabaetis</i>	84	159	5043	3961	1836	364	2847	0	166	5022	1266	237	2178	641	5097	883	4809	1665
<i>Nanomis</i>	0	0	51	51	0	4	81	237	106	0	27	0	21	77	0	0	123	0
<i>Paracloides</i>	0	0	30	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cloeodes</i>	0	0	0	3	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Callibaetis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	135	0	0
<i>Baetodes</i>	16	36	9	0	0	39	0	0	4	0	0	6	18	4	18	0	0	0
<i>Varipes</i>	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0
<i>Camelobaetidius</i>	332	1017	0	54	6	523	63	231	436	54	198	609	1338	187	4497	81	249	930
<i>Caenis</i>	2	3	201	528	2766	11	3354	99	72	285	36	120	9	46	171	1218	1134	246
<i>Leptohyphes</i>	398	489	90	2448	1377	614	2073	72	68	237	2967	648	609	49	1641	139698	1065	1341
<i>Tricorithodes</i>	90	120	336	192	228	25	585	42	22	15	60	21	1161	1129	0	48	117	42
<i>Farrodes</i>	0	0	0	0	111	57	138	0	0	3	18	18	0	0	48	87	117	285
<i>Anacroneuria</i>	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crambidae	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	21	6	3	0	0	0	0
<i>Macrothemis imitans</i> Karsch, 1890	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Argia</i>	50	18	117	18	6	3	21	57	56	81	102	45	84	14	90	36	30	18
Coenagrionidae	0	0	6	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	45	0
<i>Oxyagrion rubidum</i> Rambur, 1842	0	0	0	0	12	0	96	0	2	57	0	0	0	0	0	0	216	0

<i>Gomphidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
<i>Smicridea</i>	0	0	0	0	0	6	0	18	6	3	24	153	3	0	24	45	84	0
<i>Helicopsyche</i>	0	0	3	0	0	0	216	6	6	3	6	0	0	0	0	0	6	0
<i>Nectopsyche</i>	0	0	3	3	57	0	51	0	28	6	9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Banyallarga</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydroptila</i>	16	81	0	480	87	0	270	39	12	120	9	24	51	25	27	9	15	183
<i>Metrichia</i>	0	0	0	141	27	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	89
<i>Marilia</i>	4	0	0	12	9	11	0	0	0	24	24	0	30	9	9	6	30	177
<i>Polycentropus</i>	10	18	18	0	0	0	0	6	46	0	0	9	180	42	9	0	0	0
<i>Chimarra</i>	4	39	0	27	3	62	6	117	56	3	138	207	138	6	1422	12	465	150
<i>Oxyetira</i>	8	15	18	6	0	0	3	30	64	9	15	0	3	8	36	9	0	0
<i>Cailloma</i>	6	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0
<i>Microvelia</i>	0	0	0	27	21	0	0	0	0	9	9	0	0	0	0	0	9	42
<i>Sigara</i>	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mesovelia</i>	0	0	0	0	15	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
<i>Trichocorixa</i>	0	0	0	9	12	0	0	6	0	3	0	0	0	0	219	0	0	0
<i>Buenoa antigone</i> (Kirkaldi, 1899)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lethocerus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Belostoma</i>	0	0	0	0	6	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Neoplea gauchita</i> Bachmann 1968	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ambrysus</i>	6	15	0	0	0	0	9	93	26	0	0	27	9	0	3	3	0	27
<i>Berosus</i>	0	0	0	0	6	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pelonomus</i>	0	0	3	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Austrelmis</i>	254	117	18	9	24	101	168	27	62	39	270	3	117	6	12	45	9	114
<i>Heterelmis</i>	34	33	18	12	24	67	36	3	10	60	75	108	6	0	27	141	25	177
<i>Cylloepus</i>	36	33	0	0	0	0	0	9	20	9	72	15	51	0	57	75	21	0
<i>Microcylloepus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66	39	3	0	3	0	0	9

<i>Macrelmis</i>	22	120	0	60	51	79	96	30	186	93	375	126	15	0	123	114	228	453
<i>Neolmis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0
<i>Helichus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	9	12	0	12	0	6	0	12	3
<i>Suphis</i>	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemiosus</i>	0	0	0	0	0	0	15	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39
<i>Liodessus</i>	0	0	0	0	3	1	3	0	0	0	0	0	0	46	0	3	0	0
Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	9	0	0	24
Emphyridae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42	0	0	0	0	0
<i>Limonia</i>	16	0	0	0	3	0	6	3	4	0	0	0	6	0	6	6	0	0
Tipulidae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	3	3	345	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	3	0	21	6	0	0	0	0	6	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	6	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Maruina</i>	0	0	0	0	0	67	39	0	0	0	0	120	0	16	0	60	0	0
Sarcophagidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stratiomyidae	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae sp1	0	0	0	21	6	0	21	0	0	0	0	0	0	0	219	0	12	0
Ceratopogonidae sp2	6	9	288	24	6	6	36	3	26	123	6	6	147	19	0	99	0	3
<i>Simulium</i>	1858	16135	57	2265	135	638	129	1578	398	51	687	1305	264	22	1059	672	264	0
Podonominae sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironominae	480	420	4884	1311	366	42	231	240	464	846	378	429	1872	109	1962	1068	459	864
Orthocladiinae	172	390	69	786	63	228	48	348	72	36	60	411	918	34	1740	88440	33	411
Tanypodinae	18	60	2046	915	156	96	963	324	270	1053	660	411	1143	656	2079	861	522	1203

Anexo 10. Abundancia total de taxones observada para cada tramo de cuenca media-baja.

	Ctalamochita												Chocancharava												Carcaraña			
	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	1	2	3	4
Platyhelminthes																												
DugesIIDae	147	73	0	11	56	95	0	0	2	0	0	0	459	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nematoda																												
Nematomorpha	77	3	0	5	2	3	0	0	0	0	0	0	3	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nematomorpha																												
Nematomorpha	25	0	9	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida																												
Naidinae	236	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	738	1191	354	40	99	108	255	192	201	201	9	15	89	57
Lumbriculidae	767	161	39	93	306	137	142	37	142	30	154	164	180	48	68	135	30	10	21	66	159	27	12	84	3	0	15	54
Lumbricidae	30	0	1	36	0	4	0	8	0	0	0	0	12	0	5	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Hirudinea	18	21	16	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca																												
Heleobia	222	190	6	41	16	2	114	78	2	0	13	8	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	3
Limnoperna fortunei Dunker, 1857	150	27	1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula	3	95	9	5	0	33	11	0	0	0	2	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biomphalaria tenagophila d’Orbigny, 1835	24	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Arthropoda																												
Acari	19	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	21	6	3	3	6	0	0	0	0
Hyaella curvispina Shoemaker, 1942	674	573	16	101	1534	565	373	87	0	0	0	0	180	0	19	12	3	0	6	3	0	0	0	3	0	0	0	0
Palaemonetes argentinus Nobili, 1901	92	0	9	66	149	23	108	18	18	0	0	0	0	2	0	0	0	0	9	3	0	0	0	0	38	30	84	21

<i>Macrobranchium borellii</i> (Nobili, 1896)	0	0	2	44	105	16	49	11	28	2	14	0	0	0	0	0	0	3	6	0	0	0	6	0	0	0	0	
<i>Aegla</i>	0	0	7	0	0	0	0	0	8	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Isotomidae	36	113	22	11	218	58	82	104	28	84	4	1	171	22	65	45	129	3	9	162	84	280	75	75	6	6	9	3
Entomobryidae	12	36	0	3	12	0	0	0	0	0	0	0	63	7	27	0	30	0	12	78	15	24	0	33	30	6	0	0
<i>Leptohyphes</i>	4701	1862	1477	1001	3875	1165	30	416	438	69	0	0	603	0	384	1744	771	93	774	363	273	417	420	573	0	0	0	0
<i>Paraclodes</i>	0	343	85	2262	1305	900	943	83	0	0	0	0	3627	695	433	126	0	15	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apobaetis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	0	0	0	0	0	0	0	99	9	0	6	0	0	0	0	
<i>Varipes</i>	0	0	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camelobaetidius</i>	26	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Caenis</i>	9	12	2	0	2	74	68	18	12	1	0	0	18	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Leptohyphes</i>	107	0	1	5	3	3	0	0	0	1	0	0	144	36	119	204	141	0	81	192	78	117	30	81	0	0	0	0
<i>Tricorithodes</i>	0	6	11	3	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63	0	15	0	0	0	0	0	0	
<i>Farrodes</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	
<i>Lachlania</i>	0	0	0	0	0	0	18	4	0	0	0	0	0	0	0	33	21	0	3	6	9	0	0	3	0	0	0	
<i>Homoeoneuria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	162	6	0	0	0	0	0	0	
<i>Tortopus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	3	0	0	0	0	0	0	
Coenagrionidae	20	3	0	12	11	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	9	0	6	6	0	9	0	12	0	0	0	0
<i>Phyllosycla argentina</i> (Hagen In Selys, 1878)	0	0	2	19	0	16	28	5	0	0	2	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	
<i>Progomphus aberrans</i> Belle, 1973	0	0	0	2	3	1	5	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	2	
Crambidae	9	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	3	0	0	0	0	
Lestidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Heterina rosea</i> Selys, 1853	0	0	0	3	9	2	0	14	23	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Smicridea</i>	19	6	2	3	4	37	68	61	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	9	0	3	0	0	0	0	
<i>Helicopsyche</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Nectopsyche</i>	18	9	7	33	64	38	0	4	14	2	12	0	333	134	3	0	6	0	24	0	0	6	0	6	0	0	0	0

Hydroptila	145	95	19	42	77	88	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Metrichia	12	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Marilia	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Saldidae	3	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	6	1	0	0	0	0	0	0	3	0	3	12	0	0	0	0	
Microvelia	9	0	3	0	3	0	0	6	0	0	0	33	0	0	3	54	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	
Mesovelia	0	6	0	0	0	0	9	0	0	0	0	18	0	3	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trichocorixa	0	21	0	12	6	0	0	3	0	0	90	408	0	0	0	0	16	0	0	3	0	0	0	24	21	14	15	
Corixidae (ninfas)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Buenoa antigone (Kirkaldi, 1899)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	
Lethocerus	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Belostoma	0	15	18	15	0	2	66	2	2	0	0	0	123	16	6	3	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Neoplea gauchita Bachmann 1968	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Nerthra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
Berosus	3	15	0	0	3	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	3	9	12	3	
Austrelmis	3	3	0	0	0	0	3	0	14	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Heterelmis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Enochrus	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Heterocerus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Tropisternus	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Suphis	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	
Haliplus	0	0	0	0	3	0	0	4	2	4	0	8	87	27	0	0	0	0	9	0	3	6	15	6	12	0	9	18
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Liodesus	0	9	0	0	13	9	53	2	0	0	1	0	87	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Muscidae	0	0	0	11	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Emphydridae	3	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Limonia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	33	0	0	12	6	3	0	0

Tipulidae	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	48	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Psychodidae	0	0	0	0	0	6	0	145	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	
Sarcophagidae	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ceratopogonidae																											
sp2	27	12	0	12	0	26	25	20	6	1	2	2	0	0	0	3	0	6	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Simulium</i>	714	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Podonominae sp2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Chironominae	4642	2694	355	1661	1652	563	485	223	168	13	10	450	18	10	61	24	6	8	33	108	144	78	42	60	7	0	3
Orthoclaadiinae	1893	216	72	203	397	69	34	36	18	2	2	0	9	1	61	87	57	7	6	12	42	165	75	186	0	0	
Tanypodinae	299	344	66	84	224	104	78	32	18	0	0	0	75	13	18	6	0	8	3	3	9	6	0	0	0	0	

Anexo 11. Puntuación obtenida de cada índice biótico en cada uno de los tramos evaluados durante los años 2021 y 2022.

Tramos	Puntaje IBC	Juicio de calidad	Puntaje BMWP	Juicio de calidad	Puntaje ASPT	Juicio de calidad
CT-1	11,00	Aguas muy limpias	107,00	Aguas muy limpias	4,65	Aguas muy limpias
CT-2	12,00	Aguas muy limpias	115,00	Aguas muy limpias	4,42	Aguas con poca contaminación
CT-3	12,00	Aguas muy limpias	100,00	Aguas con poca contaminación	4,55	Aguas muy limpias
CT-4	13,00	Aguas muy limpias	112,00	Aguas muy limpias	4,15	Aguas con poca contaminación
CT-5	13,00	Aguas muy limpias	128,00	Aguas muy limpias	4,27	Aguas con poca contaminación
CT-6	12,00	Aguas muy limpias	99,00	Aguas con poca contaminación	4,95	Aguas muy limpias
CT-7	13,00	Aguas muy limpias	141,00	Aguas muy limpias	4,70	Aguas muy limpias
CT-8	12,00	Aguas muy limpias	127,00	Aguas muy limpias	4,54	Aguas muy limpias
CT-9	13,00	Aguas muy limpias	125,00	Aguas muy limpias	4,46	Aguas con poca contaminación
CT-10	13,00	Aguas muy limpias	138,00	Aguas muy limpias	4,60	Aguas muy limpias
CT-11	12,00	Aguas muy limpias	132,00	Aguas muy limpias	4,89	Aguas muy limpias
CT-12	11,00	Aguas muy limpias	105,00	Aguas muy limpias	4,77	Aguas muy limpias
CT-13	13,00	Aguas muy limpias	137,00	Aguas muy limpias	4,28	Aguas con poca contaminación
CT-14	13,00	Aguas muy limpias	95,00	Aguas con poca contaminación	3,80	Aguas con poca contaminación
CT-15	13,00	Aguas muy limpias	106,00	Aguas muy limpias	4,61	Aguas muy limpias
CT-16	12,00	Aguas muy limpias	94,50	Aguas con poca contaminación	4,11	Aguas con poca contaminación
CT-17	13,00	Aguas muy limpias	111,67	Aguas muy limpias	4,14	Aguas con poca contaminación
CT-18	12,00	Aguas muy limpias	100,00	Aguas muy limpias	4,35	Aguas con poca contaminación
CT-19	11,00	Aguas muy limpias	82,00	Aguas con poca contaminación	4,32	Aguas con poca contaminación
CT-20	13,00	Aguas muy limpias	112,00	Aguas muy limpias	4,15	Aguas con poca contaminación

CT-21	11,00	Aguas muy limpias	91,00	Aguas con poca contaminacion	4,55	Aguas muy limpias
CT-22	10,00	Aguas muy limpias	55,00	Aguas contaminadas	4,58	Aguas muy limpias
CT-23	8,00	Aguas con poca contaminacion	54,00	Aguas contaminadas	4,15	Aguas con poca contaminacion
CT-24	9,00	Aguas con poca contaminacion	33,00	Aguas muy contaminadas	3,30	Aguas contaminadas
CH-1	13,00	Aguas muy limpias	145,00	Aguas muy limpias	4,83	Aguas muy limpias
CH-2	11,00	Aguas muy limpias	110,00	Aguas muy limpias	4,78	Aguas muy limpias
CH-3	12,00	Aguas muy limpias	117,00	Aguas muy limpias	4,33	Aguas con poca contaminacion
CH-4	13,00	Aguas muy limpias	127,00	Aguas muy limpias	4,38	Aguas con poca contaminacion
CH-5	12,00	Aguas muy limpias	114,00	Aguas muy limpias	4,75	Aguas muy limpias
CH-6	11,00	Aguas muy limpias	101,00	Aguas muy limpias	4,39	Aguas con poca contaminacion
CH-7	12,00	Aguas muy limpias	87,00	Aguas con poca contaminacion	3,95	Aguas con poca contaminacion
CH-8	11,00	Aguas muy limpias	81,00	Aguas con poca contaminacion	4,50	Aguas con poca contaminacion
CH-9	11,00	Aguas muy limpias	61,00	Aguas con poca contaminacion	3,39	Aguas contaminadas
CH-10	10,00	Aguas muy limpias	63,00	Aguas con poca contaminacion	3,94	Aguas con poca contaminacion
CH-11	10,00	Aguas muy limpias	52,00	Aguas contaminadas	4,00	Aguas con poca contaminacion
CH-12	9,00	Aguas con poca contaminacion	30,00	Aguas muy contaminadas	3,00	Aguas contaminadas
CH-13	12,00	Aguas muy limpias	93,00	Aguas con poca contaminacion	4,43	Aguas con poca contaminacion
CH-14	10,00	Aguas muy limpias	68,00	Aguas con poca contaminacion	4,25	Aguas con poca contaminacion
CH-15	12,00	Aguas muy limpias	74,00	Aguas con poca contaminacion	3,70	Aguas con poca contaminacion
CH-16	10,00	Aguas muy limpias	64,00	Aguas con poca contaminacion	4,57	Aguas muy limpias
CH-17	9,00	Aguas con poca contaminacion	40,00	Aguas contaminadas	4,00	Aguas con poca contaminacion
CH-18	11,00	Aguas muy limpias	86,00	Aguas con poca contaminacion	4,53	Aguas muy limpias

CA-1	6,00	Aguas contaminadas	25,00	Aguas muy contaminadas	2,78	Aguas contaminadas
CA-2	4,00	Aguas muy contaminadas	14,00	Aguas extremadamente contaminadas	2,80	Aguas contaminadas
CA-3	6,00	Aguas contaminadas	23,00	Aguas muy contaminadas	2,56	Aguas muy contaminadas
CA-4	6,00	Aguas contaminadas	29,00	Aguas muy contaminadas	3,22	Aguas contaminadas

Anexo 12. Valoración de los métricos con sus respectivas clases de calidad para los distintos tramos analizados durante los años 2021 y 2022.

Métricos / Tramos	N° total de taxa	% de Diptera	% de <i>Caenis</i> / Ephemeroptera	Abundancia de colectores de depósito	% de depredadores	Puntaje total	Porcentaje de cambio	Clase de calidad
CT-1	31	59	0	1776	-			
Puntaje	4	4	4	4		16	100	4
CT-2	33	86	0	2139	-			
Puntaje	3	4	4	3		14	87,5	4
CT-3	32	50	3	11832	-			
Puntaje	3	3	3	1		10	62,5	3
CT-4	43	28	7	12553	-			
Puntaje	1	2	2	1		6	37,5	2
CT-5	45	7	44	7959	-			
Puntaje	1	1	1	2		5	31,25	2
CT-6	31	33	1	1667	-			
Puntaje	4	3	3	4		14	87,5	4
CT-7	43	10	37	9708	-			
Puntaje	1	1	1	2		5	31,25	2
CT-8	35	57	15	1044	-			
Puntaje	3	4	1	4		12	75	3
CT-9	37	38	8	1434	-			
Puntaje	2	3	2	4		11	68,75	3
CT-10	40	23	5	6705	-			
Puntaje	2	2	2	2		8	50	2
CT-11	37	22	1	5658	-			
Puntaje	2	1	3	3		9	56,25	3
CT-12	32	50	7	2427	-			
Puntaje	3	3	2	3		11	68,75	3
CT-13	-	-	-	-	4			
Puntaje						2	50	2
CT-14	-	-	-	-	3			
Puntaje						2	50	2
CT-15	-	-	-	-	3			
Puntaje						2	50	2

CT-16	-	-	-	-	5			
Puntaje						3	75	3
CT-17	-	-	-	-	7			
Puntaje						4	100	4
CT-18	-	-	-	-	6			
Puntaje						3	75	3
CT-19	-	-	-	-	5			
Puntaje						3	75	3
CT-20	-	-	-	-	9			
Puntaje						4	100	4
CT-21	-	-	-	-	7			
Puntaje						4	100	4
CT-22	-	-	-	-	11			
Puntaje						4	100	4
CT-23	-	-	-	-	1			
Puntaje						1	25	1
CT-24	-	-	-	-	3			
Puntaje						2	50	2
CH-1	43	38	0	7563	-			
Puntaje	1	3	4	2		10	62.5	3
CH-2	30	26	2	2160	-			
Puntaje	3	2	3	3		11	68.75	3
CH-3	39	31	1	12261	-			
Puntaje	2	2	3	1		8	50	2
CH-4	41	39	1	232470	-			
Puntaje	2	3	3	1		9	56,25	3
CH-5	36	12	15	8407	-			
Puntaje	3	1	1	2		7	43,75	2
CH-6	30	25	5	5610	-			
Puntaje	4	2	2	3		11	68,75	3
CH-7	-	-	-	-	7			
Puntaje						4	100	4
CH-8	-	-	-	-	2			
Puntaje						2	50	2
CH-9	-	-	-	-	13			

Puntaje						4	100	4
CH-10	-	-	-	-	6			
Puntaje						3	75	3
CH-11	-	-	-	-	5			
Puntaje						3	75	3
CH-12	-	-	-	-	1			
Puntaje						1	25	1
CH-13	-	-	-	-	8			
Puntaje						4	100	4
CH-14	-	-	-	-	2			
Puntaje						2	50	2
CH-15	-	-	-	-	2			
Puntaje						2	50	2
CH-16	-	-	-	-	2			
Puntaje						2	50	2
CH-17	-	-	-	-	0			
Puntaje						1	25	1
CH-18	-	-	-	-	1			
Puntaje						1	25	1
CA-1	-	-	-	-	0			
Puntaje						1	25	1
CA-2	-	-	-	-	0			
Puntaje						1	25	1
CA-3	-	-	-	-	2			
Puntaje						2	50	2
CA-4	-	-	-	-	6			
Puntaje						3	75	3

Anexo 13. Juicios de calidad de cada componente del ECOINTRI para obtener su valoración final.

Tramos	ICA	BMWP	ICA + BMWP	CBR	ECOINTRI
CT-1	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Degradación extrema	Moderada
CT-2	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Buena
CT-3	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Buena
CT-4	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Degradación extrema	Moderada
CT-5	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Alteración intensa	Moderada
CT-6	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Buena
CT-7	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Buena
CT-8	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Sin alteraciones, estado natural	Muy buena
CT-9	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Degradación extrema	Moderada
CT-10	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Degradación extrema	Moderada
CT-11	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Sin alteraciones, estado natural	Muy buena
CT-12	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Buena
CT-13	Buena	Aguas muy limpias	Buena	Alteración intensa	Moderada
CT-14	Buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Alteración intensa	Moderada
CT-15	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Alteración intensa	Moderada
CT-16	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Buena
CT-17	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Degradación extrema	Moderada
CT-18	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Ligeras perturbaciones	Muy buena
CT-19	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Alteración intensa	Moderada
CT-20	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Buena
CT-21	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Degradación extrema	Moderada
CT-22	Buena	Aguas contaminadas	Moderada	Alteración intensa	Mala

CT-23	Muy buena	Aguas contaminadas	Moderada	Alteración intensa	Mala
CT-24	Muy buena	Aguas muy contaminadas	Moderada	Ligeras perturbaciones	Moderada
CH-1	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Sin alteraciones, estado natural	Muy buena
CH-2	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Degradación extrema	Moderada
CH-3	Muy buena	Aguas muy limpias	Muy buena	Alteración intensa	Moderada
CH-4	Buena	Aguas muy limpias	Buena	Sin alteraciones, estado natural	Buena
CH-5	Buena	Aguas muy limpias	Buena	Degradación extrema	Moderada
CH-6	Buena	Aguas muy limpias	Buena	Degradación extrema	Moderada
CH-7	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Buena
CH-8	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Degradación extrema	Moderada
CH-9	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Alteración intensa	Moderada
CH-10	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Alteración intensa	Moderada
CH-11	Buena	Aguas contaminadas	Moderada	Alteración intensa	Mala
CH-12	Muy buena	Aguas muy contaminadas	Moderada	Alteración intensa	Mala
CH-13	Buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Alteración intensa	Moderada
CH-14	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Buena
CH-15	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Alteración intensa	Moderada
CH-16	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Buena
CH-17	Muy buena	Aguas contaminadas	Moderada	Degradación extrema	Mala
CH-18	Muy buena	Aguas con poca contaminación	Buena	Alteración intensa	Moderada
CA-1	Buena	Aguas muy contaminadas	Mala	Degradación extrema	Pésima
CA-2	Buena	Aguas extremadamente contaminadas	Pésima	Alteración intensa	Pésima
CA-3	Buena	Aguas muy contaminadas	Mala	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Mala
CA-4	Buena	Aguas muy contaminadas	Mala	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia	Mala

Anexo 14. Valores promedios de variables a escala de hábitat fluvial en cuenca alta.

Sitios	CT-1	CT-2	CT-3	CT-4	CT-5	CT-6	CT-7	CT-8	CT-9	CT-10	CT-11	CT-12	CH-1	CH-2	CH-3	CH-4	CH-5	CH-6
T Aire (°C)	28,00	29,00	21,80	15,50	33,30	36,20	25,30	28,20	15,00	24,30	30,50	33,00	24,50	24,40	23,00	30,80	38,00	32,50
T agua (°C)	17,86	21,46	19,43	15,50	21,60	27,50	25,50	18,23	17,10	18,13	23,70	23,60	18,43	20,73	16,56	26,30	28,43	28,43
pH	8,12	8,33	8,34	8,59	7,88	7,90	8,30	7,97	8,49	8,12	8,32	7,88	7,72	8,47	7,92	8,30	8,67	9,21
Conductividad (µS/cm)	59,63	62,66	78,33	215,67	561,66	58,40	445,00	25,10	28,35	146,50	90,56	85,06	73,06	92,70	118,30	146,10	159,63	306,00
SDT (ppm)	42,70	44,36	55,63	153,33	399,00	41,50	316,00	17,93	20,65	104,00	64,33	60,33	51,43	66,23	84,10	103,66	113,33	217,00
Sales (ppm)	30,96	32,83	38,86	97,06	257,00	32,90	204,66	17,03	18,95	67,63	45,13	42,83	32,26	45,00	55,16	69,43	75,83	141,00
OD (ppm)	8,86	8,26	10,63	11,27	7,40	9,96	8,86	8,56	10,53	8,03	8,27	7,80	8,70	8,56	7,73	7,23	10,75	12,20
OD (%)	19,53	20,10	24,43	23,90	18,10	20,00	17,76	19,30	17,13	18,60	21,60	17,80	19,96	21,36	17,47	18,32	20,89	32,63
Fosfatos (mg/L)	1,00	1,00	0,70	1,20	1,10	0,60	1,10	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	1,40	1,40	1,20	0,60	0,90	1,40
Bicarbonatos (mg/L)	31,30	31,30	46,30	82,50	177,50	22,50	137,50	11,30	11,30	70,00	32,50	35,00	30,00	43,80	63,80	85,00	0,00	110,00
Sulfatos (mg/L)	6,00	5,50	4,90	32,50	115,40	2,30	98,10	2,40	2,80	4,70	4,90	2,40	1,90	2,10	2,10	3,40	4,30	31,50
Cloruros (mg/L)	3,10	2,30	1,70	2,90	19,90	1,70	9,10	0,60	1,40	2,60	2,90	2,00	1,40	2,30	2,00	2,90	2,90	5,70
Sodio (mg/L)	4,00	4,10	4,30	24,30	67,20	2,50	49,50	1,50	1,50	8,10	4,20	5,60	4,80	7,00	9,10	8,60	9,10	50,60
Potasio (mg/L)	1,90	2,10	2,60	4,00	9,80	1,50	7,20	0,40	0,40	4,20	2,20	1,00	1,20	1,30	1,50	3,20	3,70	4,50
Calcio (mg/L)	4,00	4,00	6,40	12,00	24,00	4,00	20,00	2,00	2,40	8,00	4,00	2,20	4,40	6,00	8,00	12,00	9,60	10,80
Magnesio (mg/L)	2,40	2,00	2,90	5,40	5,40	0,70	17,60	0,50	0,50	2,40	2,00	0,50	0,70	3,20	1,50	2,40	1,50	2,20
Floruro (mg/L)	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,20	0,40	0,30	0,40	0,50	0,40	0,10	0,10	0,10
Arsénico (mg/L)	0,10	0,10	0,20	0,20	0,30	0,10	0,30	1,00	0,30	0,10	0,10	0,20	0,10	0,10	0,10	0,10	0,20	0,20
Dureza Total (mg/L)	20,00	18,00	28,00	52,00	82,00	13,00	122,00	7,00	8,00	30,00	18,00	15,00	14,00	28,00	26,00	40,00	30,00	36,00
Velocidad Promedio (m/s)	0,09	0,05	0,03	0,10	0,22	0,08	0,11	0,11	0,11	0,06	0,06	0,16	0,25	0,03	0,07	0,06	0,15	0,03

Profundidad Promedio (m)	0,12	0,10	0,33	0,23	0,33	0,51	0,14	0,14	0,43	0,51	0,25	2,91	0,10	0,14	0,05	0,51	0,06	0,03
Ancho Húmedo (m)	13,60	21,60	44,33	24,50	13,40	18,80	10,37	15,80	13,67	13,60	13,40	6,00	8,25	8,35	23,90	8,30	13,10	42,40
Caudal (m³/s)	0,19	0,28	0,71	0,68	1,56	0,38	0,24	0,34	0,89	0,17	0,26	3,71	0,34	0,06	0,13	0,33	0,05	0,24
Roca (%)	30,00	11,67	21,67	43,33	40,00	55,00	10,00	33,33	13,33	45,00	20,00	18,33	0,00	53,33	0,00	43,33	43,33	6,67
Bloque (%)	43,33	83,33	18,33	41,67	0,00	13,33	0,00	28,33	20,00	10,00	28,33	33,33	23,33	10,00	13,33	5,00	28,33	46,67
Guijarro (%)	0,00	0,00	15,00	11,67	0,00	23,33	0,00	0,00	15,00	35,00	23,33	31,67	41,67	3,33	71,67	25,00	8,33	30,00
Grava (%)	13,33	2,50	24,00	20,00	8,33	3,33	45,00	20,00	23,33	5,00	14,17	10,00	16,67	16,67	8,33	13,33	0,00	10,00
Arena (%)	13,33	2,50	21,00	16,67	51,67	5,00	45,00	18,33	26,67	5,00	14,17	6,67	18,33	16,67	8,33	13,33	20,00	6,67

Anexo 15. Valores promedios de variables a escala de hábitat fluvial en cuenca media-baja.

Ctalamochita												
Sitios	CT-13	CT-14	CT-15	CT-16	CT-17	CT-18	CT-19	CT-20	CT-21	CT-22	CT-23	CT-24
T Aire (°C)	35,50	22,00	23,00	20,00	28,40	32,95	32,50	29,00	20,00	27,00	20,00	27,00
T agua (°C)	22,77	18,37	19,67	18,73	19,90	24,17	26,10	20,87	19,07	24,17	20,23	22,83
pH	8,88	8,12	8,58	7,91	7,81	8,08	7,87	8,04	8,15	8,02	8,14	8,03
Conductividad (µS/cm)	386,67	350,67	370,00	366,33	378,33	376,67	372,60	338,67	367,33	487,00	564,33	743,00
SDT (ppm)	274,67	249,00	263,00	260,33	267,00	267,33	264,60	240,00	260,33	345,67	401,00	529,00
Sales (ppm)	177,00	158,67	168,67	166,67	171,67	170,33	171,00	154,67	166,33	223,67	259,00	345,33
OD (ppm)	11,36	11,70	10,71	9,07	8,60	9,04	7,73	10,69	11,64	8,55	11,24	8,84
OD (%)	135,47	126,60	119,60	98,27	95,37	106,67	96,60	121,10	124,65	103,50	125,50	104,07
Solidos Sedimentales (ml/L)	0,60	0,05	0,10	0,50	0,05	0,20	0,10	0,50	0,05	0,80	0,50	0,05
Nitratos (mg/L NO ₃ ⁻)	4,70	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,50	1,00	27,00	1,00	1,00
Fosfatos (mg/L)	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,20	0,20	1,50	1,20	0,90
Carbonatos (mg/L)	6,60	0,00	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bicarbonatos (mg/L)	75,10	102,20	92,10	97,80	93,30	101,50	99,00	150,50	154,00	117,60	122,40	145,20
Sulfatos (mg/L)	19,70	19,30	24,80	21,60	16,10	23,20	25,20	29,60	30,20	27,10	27,90	40,10
Cloruros (mg/L)	32,90	28,60	42,90	40,00	51,40	40,00	41,40	3,50	3,50	47,10	51,40	54,30
Sodio (mg/L)	46,50	47,00	44,50	39,40	37,40	48,50	42,50	28,00	30,00	66,70	75,80	89,00
Potasio (mg/L)	3,80	4,00	0,40	3,10	4,10	5,00	5,30	4,00	4,00	6,30	6,00	8,60
Calcio (mg/L)	13,60	16,80	11,20	12,00	17,60	14,40	13,60	25,80	25,80	18,00	21,20	23,20
Magnesio (mg/L)	7,60	4,40	3,20	3,40	2,00	4,40	2,90	1,00	1,00	4,60	3,20	3,90
Floruro (mg/L)	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,00	0,00	0,10	0,10	0,10
Arsénico (mg/L)	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	10,00	10,00	5,00	20,00	35,00
Dureza Total (mg/L)	65,00	60,00	41,00	44,00	52,00	54,00	60,00	68,40	68,40	64,00	66,00	74,00
Velocidad Promedio (m/s)	0,61	0,51	0,64	0,67	0,56	0,41	0,64	0,69	0,76	0,49	0,65	0,54
Profundidad Promedio (m)	0,62	0,34	0,53	0,54	0,54	0,39	0,43	0,48	0,79	0,74	0,80	0,67
Ancho Húmedo (m)	27,00	28,80	33,00	32,40	37,80	52,80	33,80	47,00	32,00	26,40	24,60	33,60
Caudal (m ³ /s)	9,83	6,46	10,03	11,48	8,34	12,65	9,56	15,63	32,40	10,84	9,99	9,99
Arena Gruesa (%)	16,72	95,24	90,57	86,58	89,09	93,62	88,33	86,13	26,87	0,30	0,09	0,28
Arena Media (%)	39,08	3,35	8,53	7,55	8,05	4,70	9,00	9,98	24,34	2,61	8,33	8,72
Arena Fina (%)	36,69	1,23	0,88	3,94	1,66	1,67	2,64	3,12	32,84	59,26	29,47	39,90
Limo y Arcilla (%)	7,51	0,18	0,02	1,93	1,20	0,01	0,03	0,77	15,95	37,82	62,10	51,10
Cr (µg/L)	2,44	0,69	2,14	2,98	1,31	0,68	1,81	0,58	1,17	1,74	0,54	1,06
Mn (µg/L)	5,21	5,53	3,66	4,97	2,34	1,00	0,83	0,11	0,83	2,49	5,60	3,96
Fe (µg/L)	11,72	13,89	20,63	78,66	10,27	9,51	14,50	0,54	11,34	29,28	11,32	57,11
Co (µg/L)	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ni (µg/L)	0,88	0,66	1,32	1,93	0,85	0,76	0,74	0,49	0,83	0,89	0,54	0,96
Cu (µg/L)	1,56	3,53	1,37	1,49	1,49	2,30	1,61	0,94	1,30	0,91	0,35	1,12
Zn (µg/L)	8,63	24,08	10,57	15,51	7,14	10,29	10,14	6,64	9,80	16,31	11,80	21,04
As (µg/L)	0,83	0,74	0,69	0,94	0,81	0,78	0,89	0,57	1,11	2,51	2,60	11,12
Cd (µg/L)	0,18	0,00	0,05	0,04	0,00	0,13	0,07	0,01	0,00	0,04	0,00	0,01
Pb (µg/L)	2,53	0,53	1,40	1,75	0,71	1,60	0,88	0,81	0,07	0,60	0,00	0,21

Cr (mg/kg)	2,07	5,43	4,62	4,57	3,59	4,77	5,11	3,67	2,31	0,00	0,00	0,00
Mn (mg/kg)	109,58	283,66	124,96	174,71	86,01	121,36	168,83	103,11	65,33	68,42	168,19	144,79
Fe (g/kg)	2,84	3,62	4,40	2,10	3,66	4,41	4,76	4,54	3,28	2,55	3,02	3,42
Ni (mg/kg)	3,63	4,47	4,30	3,31	3,82	4,96	4,73	4,29	3,25	3,21	4,03	3,77
Cu (mg/kg)	2,48	4,78	3,19	3,30	1,59	2,34	3,62	2,16	2,43	1,92	2,06	3,37
Zn (mg/kg)	40,51	44,66	30,78	24,37	33,55	22,23	22,65	29,90	15,49	16,20	24,57	33,08
Cd (mg/kg)	0,18	0,29	0,22	0,23	0,16	0,23	0,28	0,31	0,23	0,20	0,22	0,29
Pb (mg/kg)	26,97	14,52	11,07	6,80	5,64	8,99	9,48	8,89	6,83	5,81	6,25	8,59
Chocancharava												
Sitios	CH-7	CH-8	CH-9	CH-10	CH-11	CH-12	CH-13	CH-14	CH-15	CH-16	CH-17	CH-18
T Aire (°C)	23,00	23,00	20,00	23,00	28,00	24,00	31,00	31,00	27,00	30,00	30,00	19,00
T agua (°C)	20,77	19,87	18,47	19,87	28,47	22,90	26,67	27,10	22,43	22,50	21,10	19,33
pH	8,20	8,41	8,24	8,24	8,50	8,28	8,28	8,45	8,42	8,48	8,55	8,64
Conductividad (µS/cm)	282,67	386,00	469,67	331,67	359,33	343,00	501,00	503,33	507,25	684,33	723,33	743,33
SDT (ppm)	201,00	203,00	262,33	235,67	255,00	244,00	362,33	357,67	360,25	483,00	513,67	527,33
Sales (ppm)	129,00	130,00	177,33	151,00	165,67	157,33	234,67	231,67	232,75	317,67	333,67	342,00
OD (ppm)	10,26	10,64	11,80	11,69	10,19	12,06	9,52	8,83	10,48	12,24	10,74	11,66
OD (%)	116,13	119,13	127,93	130,77	134,43	142,20	120,40	112,87	121,70	138,40	122,90	128,57
Solidos Sedimentales (ml/L)	0,10	0,60	1,50	1,60	1,50	2,60	1,30	1,50	1,50	0,50	0,80	0,70
Nitratos (mg/L NO ₃ ⁻)	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Fosfatos (mg/L)	0,60	0,90	1,50	1,50	2,40	1,80	2,10	0,60	1,50	3,60	2,10	2,10
Carbonatos (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,50	4,70	4,70
Bicarbonatos (mg/L)	111,00	101,30	152,00	108,60	115,80	111,00	195,60	201,60	204,00	243,60	247,20	249,60
Sulfatos (mg/L)	26,00	30,70	25,20	18,90	16,10	18,50	33,00	24,80	25,60	32,67	38,20	44,10
Cloruros (mg/L)	11,40	11,40	12,90	17,10	12,90	14,30	22,90	25,70	34,30	48,60	54,30	57,10
Sodio (mg/L)	25,80	23,80	32,40	26,30	26,30	24,80	64,70	64,20	68,30	128,40	121,30	126,40
Potasio (mg/L)	5,70	6,20	8,60	7,60	8,80	7,90	10,30	10,50	10,80	8,90	7,60	9,10
Calcio (mg/L)	13,20	13,60	17,20	13,60	15,60	15,20	22,40	20,00	20,80	22,40	24,40	25,60
Magnesio (mg/L)	3,70	3,40	3,70	3,20	3,70	2,90	3,20	2,90	2,90	3,40	3,70	3,40
Floruro (mg/L)	0,20	0,20	0,20	0,20	0,10	0,20	0,50	0,40	0,50	0,70	0,60	0,70
Arsénico (mg/L)	5,00	3,00	5,00	10,00	20,00	15,00	20,00	35,00	30,00	45,00	60,00	40,00
Dureza Total (mg/L)	48,00	48,00	58,00	47,00	54,00	50,00	69,00	62,00	64,00	70,00	76,00	78,00
Velocidad Promedio (m/s)	0,61	0,49	0,60	0,64	0,43	0,58	0,38	0,40	0,44	0,43	0,43	0,36
Profundidad Promedio (m)	0,15	0,15	0,25	0,38	0,27	0,35	0,25	0,20	0,30	0,37	0,48	0,16
Ancho Húmedo (m)	60,00	55,20	35,20	33,60	45,50	76,80	48,00	60,00	55,20	41,80	28,80	33,00
Caudal (m³/s)	6,95	5,82	5,71	8,30	7,00	12,04	6,31	4,92	7,75	6,04	6,05	1,82
Arena Gruesa (%)	97,56	86,60	85,61	81,73	51,48	31,25	43,04	53,65	18,21	33,64	13,05	12,70
Arena Media (%)	2,25	11,58	12,90	16,02	37,55	53,62	36,81	41,27	57,67	39,47	55,04	63,81
Arena Fina (%)	0,15	1,65	1,46	2,23	7,84	14,90	19,80	5,05	23,29	25,84	30,92	23,17
Limo y Arcilla (%)	0,03	0,17	0,03	0,03	0,02	0,24	0,36	0,03	0,82	1,04	0,99	0,32
Cr (µg/L)	0,41	0,88	1,68	0,70	0,34	0,90	0,67	0,52	0,67	1,43	1,43	0,65
Mn (µg/L)	0,61	1,44	10,38	3,74	5,45	1,95	4,08	1,32	4,08	1,90	1,90	4,05
Fe (µg/L)	23,26	19,48	48,45	41,93	140,52	186,03	150,08	21,46	150,08	19,24	19,24	10,15

Co (µg/L)	0,00	0,00	0,13	0,07	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,16
Ni (µg/L)	0,47	0,69	3,53	0,00	0,00	0,36	0,62	0,57	0,62	0,87	0,87	0,86
Cu (µg/L)	1,78	0,30	3,38	1,82	1,63	3,97	0,70	2,47	0,70	2,25	2,25	0,82
Zn (µg/L)	11,75	21,32	52,29	10,25	11,49	19,81	6,05	6,14	6,05	7,05	7,05	10,94
As (µg/L)	0,69	1,06	2,52	2,03	5,03	2,97	3,01	4,53	3,01	9,88	9,88	6,69
Cd (µg/L)	0,01	0,02	0,25	0,10	0,05	0,00	0,05	0,01	0,05	0,00	0,00	0,13
Pb (µg/L)	0,16	0,00	2,52	1,59	1,77	0,00	1,48	0,32	1,48	0,30	0,30	1,35
Cr (mg/kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mn (mg/kg)	130,50	140,42	99,86	162,25	113,40	104,04	123,11	96,17	74,00	67,46	74,33	54,86
Fe (g/kg)	3,03	2,62	2,88	2,94	2,40	2,12	2,95	2,58	2,85	1,92	2,62	2,26
Ni (mg/kg)	3,10	3,22	3,26	3,53	3,89	2,40	4,30	2,93	3,62	2,05	2,65	2,36
Cu (mg/kg)	3,80	3,53	3,16	2,78	3,22	2,96	3,03	3,33	2,24	2,90	2,25	2,21
Zn (mg/kg)	26,33	26,64	30,49	37,75	36,33	29,79	30,42	36,18	35,42	29,58	37,10	27,42
Cd (mg/kg)	0,14	0,16	0,16	0,16	0,17	0,12	0,19	0,20	0,16	0,16	0,16	0,16
Pb (mg/kg)	7,09	8,08	8,72	7,23	7,62	6,45	7,31	7,05	6,41	5,48	5,43	4,74

Carcaraña				
Sitios	CA-1	CA-2	CA-3	CA-4
T Aire (°C)	30,00	31,00	26,00	25,50
T agua (°C)	25,63	23,40	25,10	24,60
pH	8,47	8,46	8,52	8,46
Conductividad (µS/cm)	5020,00	4976,00	5550,00	5530,00
SDT (ppm)	3576,67	3513,33	3930,00	3910,00
Sales (ppm)	2550,00	2513,33	2830,00	2810,00
OD (ppm)	10,99	7,81	12,25	12,00
OD (%)	136,70	94,13	149,97	147,63
Solidos Sedimentales (ml/L)	0,70	2,25	0,60	1,40
Nitratos (mg/L NO3 ⁻)	1,00	1,00	2,40	1,80
Fosfatos (mg/L)	1,50	0,60	0,20	0,20
Carbonatos (mg/L)	7,00	9,40	35,00	35,00
Bicarbonatos (mg/L)	306,40	299,20	437,50	427,00
Sulfatos (mg/L)	1378,30	1259,10	741,30	793,30
Cloruros (mg/L)	785,70	821,40	882,80	882,80
Sodio (mg/L)	1083,90	1116,30	217,00	219,00
Potasio (mg/L)	44,00	46,90	28,00	28,00
Calcio (mg/L)	35,20	38,40	109,70	103,20
Magnesio (mg/L)	23,40	22,90	14,70	16,60
Floruro (mg/L)	0,78	0,80	0,48	0,28
Arsénico (mg/L)	80,00	75,00	100,00	100,00
Dureza Total (mg/L)	184,00	190,00	334,10	326,00
Velocidad Promedio (m/s)	0,26	0,40	0,62	0,82
Profundidad Promedio (m)	0,14	0,17	0,26	0,27
Ancho Húmedo (m)	64,80	57,90	50,60	63,10
Caudal (m³/s)	32,23	32,23	32,23	32,23

Arena Gruesa (%)	22,79	0,95	11,66	7,65
Arena Media (%)	13,06	2,44	5,04	4,35
Arena Fina (%)	31,54	38,16	38,07	42,70
Limo y Arcilla (%)	32,62	58,45	45,23	45,30
Cr (µg/L)	2,92	2,43	2,03	7,39
Mn (µg/L)	74,06	9,81	1,44	5,77
Fe (µg/L)	974,43	108,64	22,91	64,46
Co (µg/L)	0,44	2,43	0,00	0,11
Ni (µg/L)	1,88	5,74	0,85	1,40
Cu (µg/L)	6,32	4,09	1,27	4,56
Zn (µg/L)	15,13	11,60	6,82	24,17
As (µg/L)	45,11	20,17	18,36	31,69
Cd (µg/L)	0,13	0,66	0,03	0,20
Pb (µg/L)	1,12	1,93	0,00	2,06
Cr (mg/kg)	0,00	0,00	0,00	0,00
Mn (mg/kg)	101,58	71,40	141,50	82,14
Fe (g/kg)	3,41	1,69	2,77	2,67
Ni (mg/kg)	3,82	2,84	3,37	3,26
Cu (mg/kg)	2,62	2,09	3,08	1,99
Zn (mg/kg)	51,78	33,22	27,80	33,90
Cd (mg/kg)	0,20	0,14	0,14	0,09
Pb (mg/kg)	8,45	5,17	5,58	5,25

Anexo 16. Correlaciones y niveles de significancia de las variables con mayor contribución a los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (PCA) para la cuenca alta, a escala de hábitat fluvial. Se muestran únicamente las variables con $|p\text{-valor}| < 0,05$ en al menos uno de los dos primeros ejes. El símbolo “—” indica ausencia de asociación significativa con la dimensión correspondiente.

Variable	PCA 1 (r)	p-valor	PCA 2 (r)	p-valor
Sales	0,99	<0,001	—	—
SDT	0,98	<0,001	—	—
Conductividad	0,98	<0,001	—	—
Sulfatos	0,98	<0,001	—	—
Calcio	0,96	<0,001	—	—
Potasio	0,95	<0,001	—	—
Sodio	0,94	<0,001	—	—
DurezaTotal	0,93	<0,001	—	—
Bicarbonatos	0,91	<0,001	—	—
Cloruros	0,91	<0,001	—	—
Arena	0,79	<0,001	—	—
Magnesio	0,77	0,001	—	—
%OD	—	—	0,88	<0,001
pH	—	—	0,84	<0,001
AnchoHúm	—	—	0,78	<0,001
OD	—	—	0,77	<0,001
Caudal	—	—	-0,52	0,003
ProfProm	—	—	-0,53	0,002
VelProm	—	—	-0,57	0,001

Anexo 17. Matriz gráfica de correlaciones entre variables de hábitat fluvial de cuenca alta (coeficiente de Spearman). En la diagonal se muestran las distribuciones (curvas de densidad) de cada variable. En el triángulo inferior se presentan los diagramas de dispersión para cada par de variables, con una línea de tendencia (ajuste lineal) y su banda de confianza. En el triángulo superior se indican los coeficientes de correlación (ρ) entre pares de variables; el color de fondo representa el signo y la magnitud de la asociación (rojos = correlaciones positivas; azules = correlaciones negativas; mayor intensidad = mayor $|\rho|$). La significancia estadística se señala mediante asteriscos (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).



Anexo 18. Comparación de modelos de GLM para BMWP a escala de hábitat en cuenca alta utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelo	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
OD, Arena	Aditivo	4	145,74	147,48	0,00	0,15	0,15	-68,87
OD	Aditivo	3	147,30	148,30	0,82	0,10	0,25	-70,65
OD * Arena	Interactivo	5	145,84	148,56	1,08	0,09	0,34	-67,92
Arena	Aditivo	3	148,55	149,55	2,07	0,05	0,40	-71,27
OD, Sulfatos	Aditivo	4	147,90	149,64	2,16	0,05	0,45	-69,95
Conductividad, OD	Aditivo	4	148,21	149,95	2,47	0,04	0,49	-70,10
OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	5	147,24	149,97	2,49	0,04	0,54	-68,62
Conductividad, OD, Arena	Aditivo	5	147,50	150,23	2,75	0,04	0,58	-68,75
pH, Arena	Aditivo	4	148,53	150,27	2,79	0,04	0,61	-70,27
NULL	Nulo	2	149,89	150,37	2,89	0,04	0,65	-72,94
pH, OD, Arena	Aditivo	5	147,73	150,46	2,98	0,03	0,68	-68,87
pH	Aditivo	3	149,77	150,77	3,29	0,03	0,71	-71,88
pH, OD	Aditivo	4	149,30	151,04	3,56	0,03	0,74	-70,65
Sulfatos	Aditivo	3	150,44	151,44	3,96	0,02	0,76	-72,22
pH, Sulfatos	Aditivo	4	150,12	151,86	4,38	0,02	0,78	-71,06
pH, Conductividad	Aditivo	4	150,13	151,87	4,39	0,02	0,79	-71,07
Conductividad	Aditivo	3	150,90	151,90	4,42	0,02	0,81	-72,45
Sulfatos, Arena	Aditivo	4	150,27	152,01	4,53	0,02	0,83	-71,13
Conductividad, Arena	Aditivo	4	150,35	152,09	4,61	0,02	0,84	-71,18
OD * Sulfatos	Interactivo	5	149,46	152,19	4,71	0,01	0,86	-69,73
Conductividad, OD, Sulfatos	Aditivo	5	149,82	152,55	5,07	0,01	0,87	-69,91
pH, OD, Sulfatos	Aditivo	5	149,89	152,62	5,14	0,01	0,88	-69,95
pH, Conductividad, OD	Aditivo	5	150,15	152,88	5,40	0,01	0,89	-70,08
Conductividad * OD	Interactivo	5	150,21	152,94	5,46	0,01	0,90	-70,10
Conductividad, OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	6	149,06	153,06	5,59	0,01	0,91	-68,53
pH, Sulfatos, Arena	Aditivo	5	150,39	153,12	5,64	0,01	0,92	-70,20
pH * Arena	Interactivo	5	150,45	153,17	5,70	0,01	0,93	-70,22
pH, OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	6	149,18	153,18	5,70	0,01	0,94	-68,59
pH, Conductividad, Arena	Aditivo	5	150,53	153,26	5,78	0,01	0,94	-70,26
pH, Conductividad, OD, Arena	Aditivo	6	149,42	153,42	5,94	0,01	0,95	-68,71
Conductividad, Sulfatos	Aditivo	4	152,18	153,92	6,44	0,01	0,96	-72,09
pH * OD	Interactivo	5	151,28	154,00	6,53	0,01	0,96	-70,64
Sulfatos * Arena	Interactivo	5	151,73	154,46	6,98	0,01	0,97	-70,87

pH * Sulfatos	Interactivo	5	151,99	154,72	7,24	0,00	0,97	-71,00
pH, Conductividad, Sulfatos	Aditivo	5	152,09	154,82	7,34	0,00	0,98	-71,05
pH * Conductividad	Interactivo	5	152,10	154,83	7,35	0,00	0,98	-71,05
Conductividad, Sulfatos, Arena	Aditivo	5	152,25	154,98	7,50	0,00	0,98	-71,13
Conductividad * Arena	Interactivo	5	152,34	155,07	7,59	0,00	0,99	-71,17
pH, Conductividad, Sulfatos, Arena	Aditivo	6	151,81	155,81	8,33	0,00	0,99	-69,90
pH, Conductividad, OD, Sulfatos	Aditivo	6	151,82	155,82	8,34	0,00	0,99	-69,91
Conductividad * OD * Arena	Interactivo	8	148,75	156,33	8,85	0,00	0,99	-66,38
Conductividad * Sulfatos	Interactivo	5	153,84	156,56	9,09	0,00	1,00	-71,92
pH, Conductividad, OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	7	151,06	156,66	9,18	0,00	1,00	-68,53
OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	8	149,36	156,94	9,46	0,00	1,00	-66,68
pH * OD * Arena	Interactivo	8	150,26	157,84	10,36	0,00	1,00	-67,13
Conductividad * Sulfatos * Arena	Interactivo	8	153,33	160,91	13,43	0,00	1,00	-68,67
pH * Conductividad * Arena	Interactivo	8	153,83	161,41	13,93	0,00	1,00	-68,92
pH * OD * Sulfatos	Interactivo	8	154,62	162,20	14,72	0,00	1,00	-69,31
Conductividad * OD * Sulfatos	Interactivo	8	154,65	162,23	14,75	0,00	1,00	-69,32
pH * Sulfatos * Arena	Interactivo	8	154,83	162,41	14,93	0,00	1,00	-69,41
pH * Conductividad * OD	Interactivo	8	155,17	162,75	15,28	0,00	1,00	-69,59
pH * Conductividad * Sulfatos	Interactivo	8	155,36	162,94	15,46	0,00	1,00	-69,68
pH * Conductividad * OD * Arena	Interactivo	12	152,91	173,71	26,23	0,00	1,00	-64,45
pH * Conductividad * Sulfatos * Arena	Interactivo	12	152,92	173,72	26,25	0,00	1,00	-64,46
pH * OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	12	154,06	174,86	27,39	0,00	1,00	-65,03
Conductividad * OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	12	154,65	175,45	27,97	0,00	1,00	-65,32
pH * Conductividad * OD * Sulfatos	Interactivo	12	161,33	182,13	34,65	0,00	1,00	-68,67
pH * Conductividad * OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	17	156,83	218,03	70,55	0,00	1,00	-61,41

Anexo 19. Comparación de modelos de GLM para la abundancia de colectores de depósito a escala de hábitat en cuenca alta utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
Conductividad, Sulfatos	Aditivo	4	55,29	58,37	0,00	0,30	0,30	-23,64
Conductividad, Sulfatos, Arena	Aditivo	5	55,51	60,51	2,14	0,10	0,40	-22,75
Conductividad, OD, Sulfatos	Aditivo	5	55,92	60,92	2,55	0,08	0,49	-22,96
NULL	Nulo	2	60,20	61,00	2,64	0,08	0,57	-28,10
Conductividad	Aditivo	3	59,84	61,56	3,19	0,06	0,63	-26,92
pH, Conductividad, Sulfatos	Aditivo	5	56,58	61,58	3,22	0,06	0,69	-23,29
Conductividad * Sulfatos	Interactivo	5	57,14	62,14	3,78	0,05	0,74	-23,57
Sulfatos	Aditivo	3	61,65	63,36	5,00	0,03	0,76	-27,82
OD	Aditivo	3	61,72	63,43	5,07	0,02	0,79	-27,86
Conductividad, OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	6	55,89	63,52	5,16	0,02	0,81	-21,94
Arena	Aditivo	3	61,88	63,60	5,23	0,02	0,83	-27,94
pH	Aditivo	3	61,93	63,65	5,28	0,02	0,85	-27,97
pH, Conductividad, Sulfatos, Arena	Aditivo	6	56,69	64,32	5,96	0,02	0,87	-22,34
Conductividad, Arena	Aditivo	4	61,25	64,33	5,96	0,02	0,88	-26,63
Conductividad, OD	Aditivo	4	61,31	64,39	6,03	0,02	0,90	-26,66
pH, OD	Aditivo	4	61,53	64,61	6,24	0,01	0,91	-26,77
pH, Conductividad	Aditivo	4	61,74	64,81	6,45	0,01	0,92	-26,87
pH, Conductividad, OD, Sulfatos	Aditivo	6	57,92	65,55	7,19	0,01	0,93	-22,96
Conductividad * OD * Sulfatos	Interactivo	8	49,59	65,59	7,22	0,01	0,94	-16,79
OD, Sulfatos	Aditivo	4	63,20	66,28	7,91	0,01	0,94	-27,60
Conductividad * Arena	Interactivo	5	61,36	66,36	7,99	0,01	0,95	-25,68
pH, Sulfatos	Aditivo	4	63,37	66,45	8,08	0,01	0,96	-27,69
OD, Arena	Aditivo	4	63,44	66,52	8,16	0,01	0,96	-27,72
pH, Arena	Aditivo	4	63,54	66,61	8,25	0,01	0,97	-27,77
Sulfatos, Arena	Aditivo	4	63,64	66,72	8,35	0,01	0,97	-27,82
pH, Conductividad, OD	Aditivo	5	61,83	66,83	8,47	0,00	0,97	-25,92
Conductividad * OD	Interactivo	5	62,42	67,42	9,05	0,00	0,98	-26,21

Conductividad, OD, Arena	Aditivo	5	62,64	67,64	9,27	0,00	0,98	-26,32
pH, OD, Arena	Aditivo	5	63,10	68,10	9,73	0,00	0,98	-26,55
pH, OD, Sulfatos	Aditivo	5	63,10	68,10	9,74	0,00	0,98	-26,55
pH, Conductividad, Arena	Aditivo	5	63,24	68,24	9,87	0,00	0,99	-26,62
pH * OD	Interactivo	5	63,46	68,46	10,09	0,00	0,99	-26,73
pH * Conductividad	Interactivo	5	63,74	68,74	10,37	0,00	0,99	-26,87
OD * Sulfatos	Interactivo	5	63,76	68,76	10,39	0,00	0,99	-26,88
pH, Conductividad, OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	7	57,89	69,09	10,72	0,00	0,99	-21,94
OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	5	65,19	70,19	11,82	0,00	0,99	-27,59
pH * Sulfatos	Interactivo	5	65,37	70,37	12,00	0,00	1,00	-27,68
pH, Sulfatos, Arena	Aditivo	5	65,37	70,37	12,01	0,00	1,00	-27,69
OD * Arena	Interactivo	5	65,43	70,43	12,07	0,00	1,00	-27,72
Sulfatos * Arena	Interactivo	5	65,45	70,45	12,09	0,00	1,00	-27,73
pH * Arena	Interactivo	5	65,50	70,50	12,14	0,00	1,00	-27,75
pH * Conductividad * Sulfatos	Interactivo	8	55,14	71,14	12,77	0,00	1,00	-19,57
Conductividad * Sulfatos * Arena	Interactivo	8	55,20	71,20	12,83	0,00	1,00	-19,60
Conductividad * OD * Arena	Interactivo	8	55,20	71,20	12,83	0,00	1,00	-19,60
pH, Conductividad, OD, Arena	Aditivo	6	63,61	71,25	12,89	0,00	1,00	-25,81
pH, OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	6	65,06	72,70	14,33	0,00	1,00	-26,53
pH * Conductividad * Arena	Interactivo	8	58,81	74,81	16,44	0,00	1,00	-21,41
pH * Conductividad * OD	Interactivo	8	67,28	83,28	24,91	0,00	1,00	-25,64
pH * OD * Sulfatos	Interactivo	8	67,47	83,47	25,11	0,00	1,00	-25,74
OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	8	68,11	84,11	25,75	0,00	1,00	-26,06
pH * OD * Arena	Interactivo	8	68,76	84,76	26,39	0,00	1,00	-26,38
pH * Sulfatos * Arena	Interactivo	8	71,35	87,35	28,98	0,00	1,00	-27,67
Conductividad * OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	12	51,36	113,76	55,40	0,00	1,00	-13,68
pH * Conductividad * Sulfatos * Arena	Interactivo	12	53,35	115,75	57,39	0,00	1,00	-14,68
pH * Conductividad * OD * Sulfatos	Interactivo	12	55,18	117,58	59,22	0,00	1,00	-15,59

pH * Conductividad * OD * Arena	Interactivo	12	56,01	118,41	60,04	0,00	1,00	-16,00
pH * OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	12	74,14	136,54	78,17	0,00	1,00	-25,07
pH * Conductividad * OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	17	25,77	/	/	0,00	1,00	4,12

Anexo 20. Comparación de modelos de GLM para el % de Díptera a escala de hábitat en cuenca alta utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
Conductividad, Sulfatos, Arena	Aditivo	5	138,93	143,93	0,00	0,30	0,30	-64,46
Conductividad	Aditivo	3	142,69	144,41	0,48	0,24	0,53	-68,35
Conductividad, Arena	Aditivo	4	142,96	146,04	2,11	0,10	0,64	-67,48
Conductividad, Sulfatos	Aditivo	4	144,24	147,31	3,39	0,06	0,69	-68,12
pH, Conductividad	Aditivo	4	144,60	147,68	3,75	0,05	0,74	-68,30
Conductividad, OD	Aditivo	4	144,67	147,75	3,83	0,04	0,78	-68,34
pH, Conductividad, Sulfatos, Arena	Aditivo	6	140,71	148,34	4,42	0,03	0,82	-64,35
Conductividad, OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	6	140,92	148,56	4,63	0,03	0,85	-64,46
Conductividad * Arena	Interactivo	5	144,14	149,14	5,21	0,02	0,87	-67,07
Sulfatos	Aditivo	3	148,06	149,78	5,85	0,02	0,88	-71,03
Conductividad, OD, Arena	Aditivo	5	144,84	149,84	5,91	0,02	0,90	-67,42
pH, Conductividad, Arena	Aditivo	5	144,90	149,90	5,97	0,02	0,91	-67,45
Conductividad * OD	Interactivo	5	145,20	150,20	6,28	0,01	0,93	-67,60
Conductividad * Sulfatos	Interactivo	5	145,23	150,23	6,30	0,01	0,94	-67,62
pH, Conductividad, Sulfatos	Aditivo	5	145,71	150,71	6,79	0,01	0,95	-67,86
pH * Conductividad	Interactivo	5	146,10	151,10	7,18	0,01	0,96	-68,05
Conductividad, OD, Sulfatos	Aditivo	5	146,24	151,24	7,31	0,01	0,97	-68,12
pH, Conductividad, OD	Aditivo	5	146,30	151,30	7,37	0,01	0,97	-68,15
Sulfatos, Arena	Aditivo	4	149,15	152,23	8,30	0,01	0,98	-70,58
pH, Sulfatos	Aditivo	4	149,77	152,85	8,92	0,00	0,98	-70,89
OD, Sulfatos	Aditivo	4	149,85	152,93	9,00	0,00	0,99	-70,93
Arena	Aditivo	3	151,55	153,26	9,34	0,00	0,99	-72,77
pH, Conductividad, OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	7	142,25	153,45	9,53	0,00	0,99	-64,13
pH, Conductividad, OD, Arena	Aditivo	6	146,84	154,47	10,55	0,00	0,99	-67,42

pH, Conductividad, OD, Sulfatos	Aditivo	6	147,06	154,70	10,77	0,00	0,99	-67,53
pH, Sulfatos, Arena	Aditivo	5	150,46	155,46	11,54	0,00	0,99	-70,23
pH, Arena	Aditivo	4	152,45	155,53	11,60	0,00	1,00	-72,23
OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	5	150,94	155,94	12,01	0,00	1,00	-70,47
Sulfatos * Arena	Interactivo	5	151,11	156,11	12,19	0,00	1,00	-70,56
pH * Sulfatos	Interactivo	5	151,34	156,34	12,42	0,00	1,00	-70,67
OD * Sulfatos	Interactivo	5	151,49	156,49	12,56	0,00	1,00	-70,74
OD, Arena	Aditivo	4	153,52	156,60	12,67	0,00	1,00	-72,76
pH, OD, Sulfatos	Aditivo	5	151,76	156,76	12,83	0,00	1,00	-70,88
OD * Arena	Interactivo	5	152,24	157,24	13,31	0,00	1,00	-71,12
pH, OD, Arena	Aditivo	5	153,91	158,91	14,99	0,00	1,00	-71,96
pH * Arena	Interactivo	5	154,03	159,03	15,10	0,00	1,00	-72,01
Conductividad * Sulfatos * Arena	Interactivo	8	143,04	159,04	15,11	0,00	1,00	-63,52
NULL	Nulo	2	158,83	159,63	15,71	0,00	1,00	-77,42
pH, OD, Sulfatos, Arena	Aditivo	6	152,42	160,06	16,13	0,00	1,00	-70,21
pH	Aditivo	3	160,19	161,90	17,98	0,00	1,00	-77,09
pH * Conductividad * Arena	Interactivo	8	146,22	162,22	18,29	0,00	1,00	-65,11
OD	Aditivo	3	160,54	162,26	18,33	0,00	1,00	-77,27
Conductividad * OD * Sulfatos	Interactivo	8	148,03	164,03	20,10	0,00	1,00	-66,02
Conductividad * OD * Arena	Interactivo	8	148,21	164,21	20,29	0,00	1,00	-66,11
pH * OD * Arena	Interactivo	8	148,82	164,82	20,89	0,00	1,00	-66,41
pH, OD	Aditivo	4	162,19	165,26	21,34	0,00	1,00	-77,09
pH * Conductividad * Sulfatos	Interactivo	8	149,81	165,81	21,88	0,00	1,00	-66,90
pH * Conductividad * OD	Interactivo	8	150,70	166,70	22,78	0,00	1,00	-67,35
pH * OD	Interactivo	5	163,60	168,60	24,68	0,00	1,00	-76,80
pH * Sulfatos * Arena	Interactivo	8	155,65	171,65	27,72	0,00	1,00	-69,83
OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	8	155,76	171,76	27,83	0,00	1,00	-69,88
pH * OD * Sulfatos	Interactivo	8	156,99	172,99	29,07	0,00	1,00	-70,50
Conductividad * OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	12	144,36	206,76	62,83	0,00	1,00	-60,18
pH * Conductividad * Sulfatos * Arena	Interactivo	12	145,28	207,68	63,76	0,00	1,00	-60,64
pH * Conductividad * OD * Arena	Interactivo	12	147,34	209,74	65,81	0,00	1,00	-61,67

pH * Conductividad * OD * Sulfatos	Interactivo	12	148,68	211,08	67,15	0,00	1,00	-62,34
pH * OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	12	154,08	216,48	72,55	0,00	1,00	-65,04
pH * Conductividad * OD * Sulfatos * Arena	Interactivo	17	119,88	/	/	0,00	1,00	-42,94

Anexo 21. Correlaciones y niveles de significancia de las variables con mayor contribución a los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (PCA) para la cuenca media-baja, a escala de hábitat fluvial. Se muestran únicamente las variables con $|p\text{-valor}| < 0,05$ en al menos uno de los dos primeros ejes. El símbolo “—” indica ausencia de asociación significativa con la dimensión correspondiente.

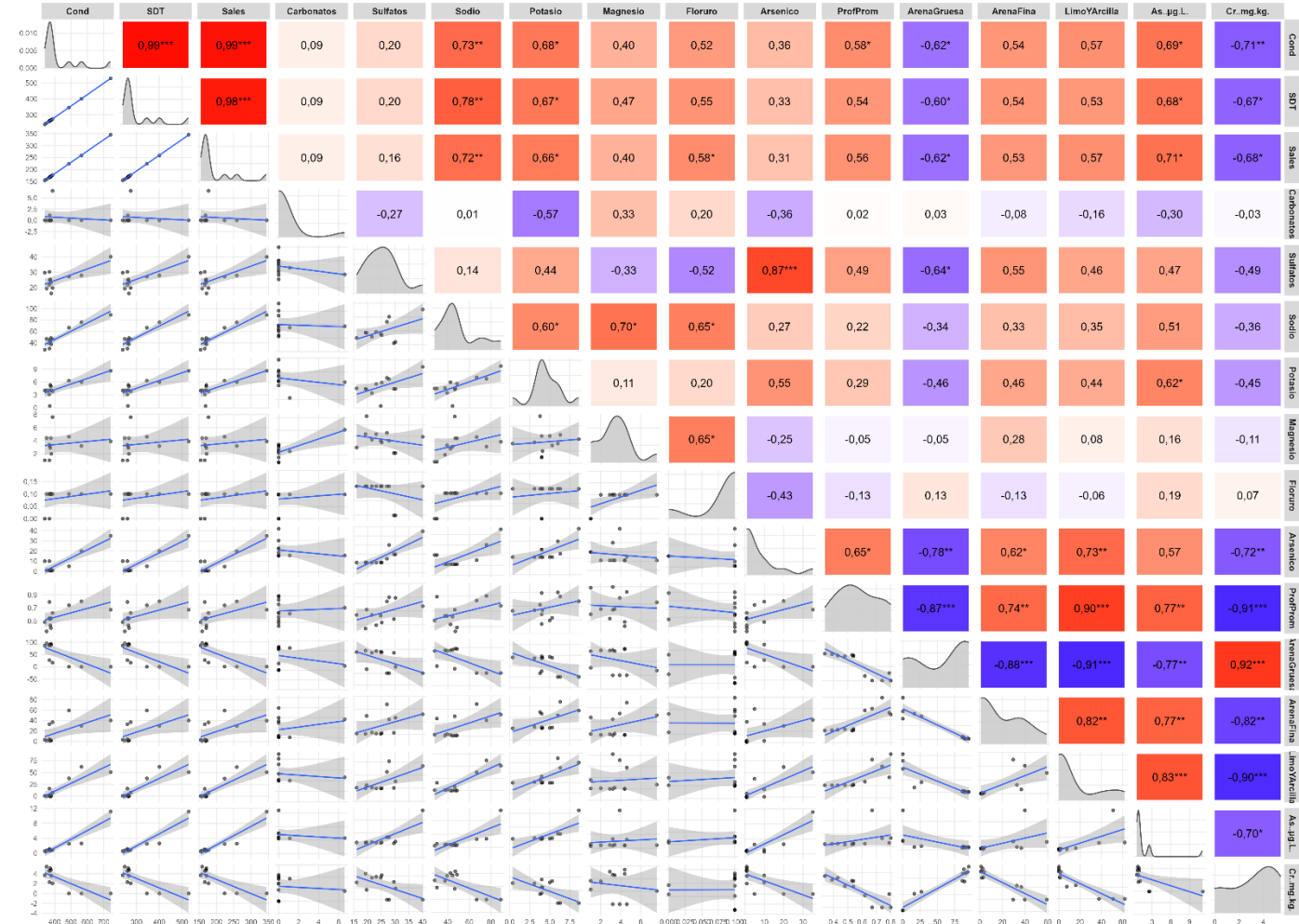
Variable	PCA 1 (r)	p-value	PCA 2 (r)	p-value
Cond	0,96	<0,001	—	—
SDT	0,96	<0,001	—	—
Sales	0,96	<0,001	—	—
Potasio	0,96	<0,001	—	—
Cloruros	0,95	<0,001	—	—
Sulfatos	0,94	<0,001	—	—
Magnesio	0,94	<0,001	—	—
As..µg.L.	0,91	<0,001	—	—
Arsenico	0,91	<0,001	—	—
DurezaTotal	0,87	<0,001	—	—
Bicarbonatos	0,87	<0,001	—	—
Sodio	0,81	<0,001	—	—
Caudal	0,75	<0,001	—	—
Carbonatos	0,75	<0,001	—	—
Calcio	0,75	<0,001	—	—
Floruro	0,67	<0,001	—	—
Cu..µg.L.	0,63	<0,001	—	—
Cr..µg.L.	0,62	<0,001	—	—
LimoYArcilla	0,62	<0,001	—	—
Cd..µg.L.	0,59	0,001	—	—
Co..µg.L.	0,58	0,001	—	—
ArenaFina	0,57	0,002	—	—
Mn..µg.L.	0,54	0,003	—	—
Ni..µg.L.	0,53	0,004	—	—
Fe..µg.L.	0,53	0,004	—	—
AnchoHum	0,49	0,009	—	—
pH	0,44	0,019	-0,52	0,004
SolSed	0,40	0,034	-0,50	0,006
Tagua	0,38	0,043	—	—
Fe..g.kg.	-0,37	0,049	—	—
ProfProm	-0,42	0,024	—	—
Cr..mg.kg.	-0,46	0,014	—	—
Cd..mg.kg.	-0,49	0,008	—	—
ArenaGruesa	-0,57	0,002	—	—
Ni..mg.kg.	—	—	0,69	<0,001
Cr..mg.kg.	—	—	0,67	<0,001
Fe..g.kg.	—	—	0,65	<0,001
Cd..mg.kg.	—	—	0,54	0,003
Mn..mg.kg.	—	—	0,49	0,008

VelProm	—	—	0,48	0,011
Caudal	—	—	0,42	0,025
X.OD	—	—	-0,38	0,048
SolSed	—	—	-0,50	0,006
Floruro	—	—	-0,50	0,006
pH	—	—	-0,52	0,004
Fosfatos	—	—	-0,79	<0,001
ArenaMedia	—	—	-0,85	<0,001

Anexo 22. Correlaciones y niveles de significancia de las variables con mayor contribución a los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (PCA) para la subcuenca media-baja Ctalamochita, a escala de hábitat fluvial. Se muestran únicamente las variables con $|p\text{-valor}| < 0,05$ en al menos uno de los dos primeros ejes. El símbolo “—” indica ausencia de asociación significativa con la dimensión correspondiente.

Variable	PCA 1 (r)	p-value	PCA 2 (r)	p-value
LimoYArcilla	0,93	<0,001	—	—
Cond	0,89	<0,001	—	—
SDT	0,88	<0,001	—	—
Sales	0,88	<0,001	—	—
Arsenico	0,87	<0,001	—	—
Potasio	0,79	0,002	—	—
As..µg.L.	0,79	0,002	—	—
Sodio	0,77	0,003	—	—
Sulfatos	0,77	0,004	—	—
ArenaFina	0,74	0,006	—	—
ProfProm	0,74	0,006	—	—
DurezaTotal	0,66	0,021	—	—
Carbonatos	0,65	0,023	0,70	0,011
Calcio	0,63	0,029	-0,59	0,042
Fosfatos	0,59	0,043	—	—
Cu..µg.L.	-0,57	0,045	—	—
Pb..µg.L.	-0,68	0,016	—	—
Trans	-0,76	0,005	—	—
ArenaGruesa	-0,82	0,001	—	—
Cr..mg.kg.	-0,89	<0,001	—	—
Magnesio	—	—	0,93	<0,001
Floruro	—	—	0,73	0,007
Mn..µg.L.	—	—	0,68	0,015
Co..µg.L.	—	—	0,65	0,023
Cd..µg.L.	—	—	0,63	0,030
Pb..mg.kg.	—	—	0,61	0,034
Bicarbonatos	—	—	-0,66	0,019

Anexo 23. Matriz gráfica de correlaciones entre variables de hábitat fluvial de la subcuenca media-baja Ctalamochita (coeficiente de Spearman). En la diagonal se muestran las distribuciones (curvas de densidad) de cada variable. En el triángulo inferior se presentan los diagramas de dispersión para cada par de variables, con una línea de tendencia (ajuste lineal) y su banda de confianza. En el triángulo superior se indican los coeficientes de correlación (ρ) entre pares de variables; el color de fondo representa el signo y la magnitud de la asociación (rojos = correlaciones positivas; azules = correlaciones negativas; mayor intensidad = mayor $|\rho|$). La significancia estadística se señala mediante asteriscos (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).



Anexo 24. Comparación de modelos de GLM para BMWP a escala de hábitat en la subcuenca media-baja Ctalamochita utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
Conductividad, Carbonatos	Aditivo	4	96,36	102,07	0,00	0,75	0,75	-44,18
Conductividad, Carbonatos, Magnesio	Aditivo	5	96,28	106,28	4,21	0,09	0,84	-43,14
Conductividad, Carbonatos, As	Aditivo	5	96,68	106,68	4,61	0,08	0,92	-43,34
Conductividad * Carbonatos	Interactivo	5	98,24	108,24	6,17	0,03	0,95	-44,12
Conductividad	Aditivo	3	106,16	109,16	7,09	0,02	0,97	-50,08
Carbonatos, As	Aditivo	4	105,41	111,13	9,06	0,01	0,98	-48,71
Conductividad, Magnesio	Aditivo	4	105,58	111,29	9,22	0,01	0,99	-48,79
As	Aditivo	3	110,35	113,35	11,28	0,00	0,99	-52,17
Conductividad, As	Aditivo	4	107,84	113,55	11,48	0,00	0,99	-49,92
Conductividad, Carbonatos, Magnesio, As	Aditivo	6	96,83	113,63	11,56	0,00	1,00	-42,41
Conductividad * As	Interactivo	5	104,29	114,29	12,22	0,00	1,00	-47,14
Carbonatos, Magnesio, As	Aditivo	5	104,93	114,93	12,86	0,00	1,00	-47,46
Conductividad, Magnesio, As	Aditivo	5	106,77	116,77	14,70	0,00	1,00	-48,39
Magnesio, As	Aditivo	4	111,37	117,08	15,01	0,00	1,00	-51,68
Carbonatos * As	Interactivo	5	107,27	117,27	15,20	0,00	1,00	-48,63
Conductividad * Magnesio	Interactivo	5	107,40	117,40	15,33	0,00	1,00	-48,70
Carbonatos	Aditivo	3	115,77	118,77	16,70	0,00	1,00	-54,89
NULL	Nulo	2	118,01	119,34	17,27	0,00	1,00	-57,00
Conductividad * Carbonatos * As	Interactivo	7	91,64	119,64	17,57	0,00	1,00	-38,82
Carbonatos, Magnesio	Aditivo	4	114,58	120,29	18,22	0,00	1,00	-53,29
Magnesio	Aditivo	3	119,85	122,85	20,78	0,00	1,00	-56,93
Magnesio * As	Interactivo	5	113,25	123,25	21,18	0,00	1,00	-51,62
Carbonatos * Magnesio	Interactivo	5	116,44	126,44	24,36	0,00	1,00	-53,22
Conductividad * Carbonatos * Magnesio	Interactivo	7	100,22	128,22	26,15	0,00	1,00	-43,11
Carbonatos * Magnesio * As	Interactivo	7	107,86	135,86	33,79	0,00	1,00	-46,93
Conductividad * Magnesio * As	Interactivo	8	98,02	146,02	43,95	0,00	1,00	-41,01
Conductividad * Carbonatos * Magnesio * As	Interactivo	10	94,12	314,12	212,05	0,00	1,00	-37,06

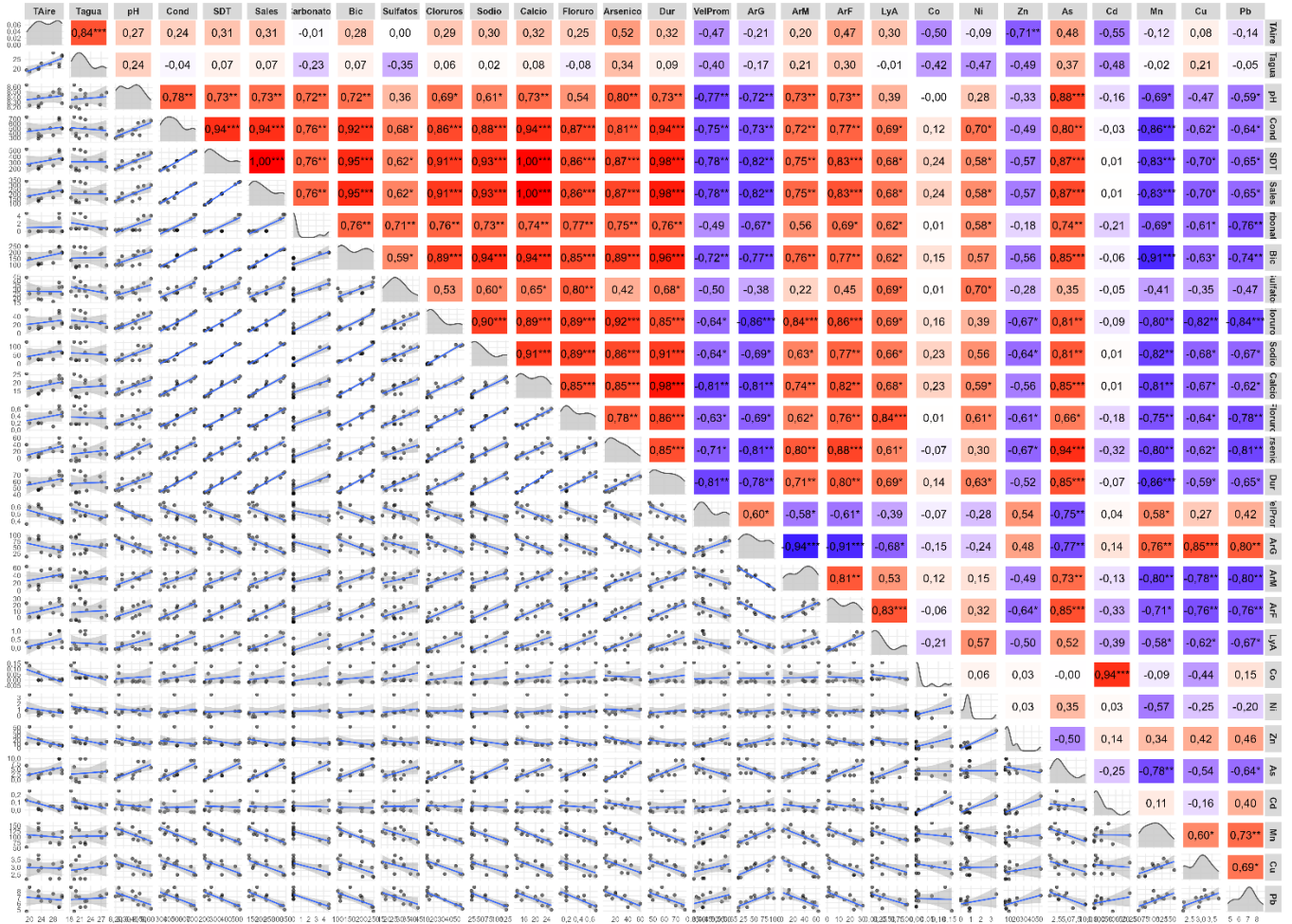
Anexo 25. Comparación de modelos de GLM para el % de Depredadores a escala de hábitat en la subcuenca media-baja Ctlamochita utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
Conductividad * Magnesio	Interactivo	5	52,043	62,043	0,000	0,327	0,327	-21,022
NULL	Nulo	2	61,279	62,613	0,570	0,246	0,573	-28,640
Conductividad	Aditivo	3	61,862	64,862	2,818	0,080	0,653	-27,931
Magnesio	Aditivo	3	62,240	65,240	3,197	0,066	0,719	-28,120
As	Aditivo	3	62,293	65,293	3,249	0,064	0,783	-28,146
Magnesio * As	Interactivo	5	55,384	65,384	3,341	0,062	0,845	-22,692
Carbonatos	Aditivo	3	62,388	65,388	3,344	0,061	0,906	-28,194
Conductividad * As	Interactivo	5	56,898	66,898	4,855	0,029	0,935	-23,449
Conductividad, Carbonatos	Aditivo	4	62,612	68,327	6,284	0,014	0,949	-27,306
Carbonatos, As	Aditivo	4	63,070	68,784	6,741	0,011	0,960	-27,535
Conductividad, Magnesio	Aditivo	4	63,319	69,033	6,990	0,010	0,970	-27,659
Magnesio, As	Aditivo	4	63,488	69,202	7,159	0,009	0,979	-27,744
Conductividad, As	Aditivo	4	63,687	69,401	7,358	0,008	0,988	-27,843
Carbonatos, Magnesio	Aditivo	4	64,102	69,816	7,773	0,007	0,994	-28,051
Conductividad * Carbonatos	Interactivo	5	62,777	72,777	10,734	0,002	0,996	-26,388
Carbonatos * As	Interactivo	5	63,387	73,387	11,344	0,001	0,997	-26,694
Conductividad, Carbonatos, As	Aditivo	5	64,487	74,487	12,443	0,001	0,998	-27,243
Conductividad, Carbonatos, Magnesio	Aditivo	5	64,607	74,607	12,564	0,001	0,998	-27,304
Carbonatos * Magnesio	Interactivo	5	64,703	74,703	12,660	0,001	0,999	-27,351
Carbonatos, Magnesio, As	Aditivo	5	65,028	75,028	12,985	0,000	0,999	-27,514
Conductividad, Magnesio, As	Aditivo	5	65,293	75,293	13,250	0,000	1,000	-27,646
Conductividad * Carbonatos * Magnesio	Interactivo	7	48,574	76,574	14,531	0,000	1,000	-17,287
Carbonatos * Magnesio * As	Interactivo	7	54,144	82,144	20,101	0,000	1,000	-20,072
Conductividad, Carbonatos, Magnesio, As	Aditivo	6	66,419	83,219	21,176	0,000	1,000	-27,210
Conductividad * Carbonatos * As	Interactivo	7	59,093	87,093	25,050	0,000	1,000	-22,546
Conductividad * Magnesio * As	Interactivo	8	52,873	100,873	38,830	0,000	1,000	-18,437
Conductividad * Carbonatos * Magnesio * As	Interactivo	10	51,646	271,646	209,602	0,000	1,000	-15,823

Anexo 26. Correlaciones y niveles de significancia de las variables con mayor contribución a los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (PCA) para la subcuenca media-baja Chocancharava, a escala de hábitat fluvial. Se muestran únicamente las variables con $|p\text{-valor}| < 0,05$ en al menos uno de los dos primeros ejes. El símbolo “—” indica ausencia de asociación significativa con la dimensión correspondiente.

Variable	PCA 1 (r)	p-value	PCA 2 (r)	p-value
SDT	0,99	<0,001	—	—
Sales	0,99	<0,001	—	—
Sodio	0,98	<0,001	—	—
Cloruros	0,97	<0,001	—	—
Cond	0,96	<0,001	—	—
Bicarbonatos	0,95	<0,001	—	—
Arsenico	0,94	<0,001	—	—
DurezaTotal	0,94	<0,001	—	—
Calcio	0,94	<0,001	—	—
Floruro	0,94	<0,001	—	—
ArenaFina	0,90	<0,001	—	—
As..µg.L.	0,89	<0,001	—	—
Carbonatos	0,88	<0,001	—	—
pH	0,79	0,002	—	—
LimoYArcilla	0,78	0,003	—	—
ArenaMedia	0,77	0,003	—	—
Sulfatos	0,73	0,006	—	—
Fosfatos	0,62	0,032	—	—
VelProm	-0,73	0,007	—	—
Cu..mg.kg.	-0,75	0,005	—	—
Pb..mg.kg.	-0,84	<0,001	—	—
Mn..mg.kg.	-0,85	<0,001	—	—
ArenaGruesa	-0,85	<0,001	—	—
Co..µg.L.	—	—	0,78	0,002
Cd..µg.L.	—	—	0,78	0,003
Ni..µg.L.	—	—	0,76	0,004
Zn..µg.L.	—	—	0,71	0,009
Magnesio	—	—	0,59	0,045
AnchoHum	—	—	-0,58	0,049
TAire	—	—	-0,72	0,008
Tagua	—	—	-0,78	0,003

Anexo 27. Matriz gráfica de correlaciones entre variables de hábitat fluvial de la subcuenca media-baja Chocancharava (coeficiente de Spearman). En la diagonal se muestran las distribuciones (curvas de densidad) de cada variable. En el triángulo inferior se presentan los diagramas de dispersión para cada par de variables, con una línea de tendencia (ajuste lineal) y su banda de confianza. En el triángulo superior se indican los coeficientes de correlación (ρ) entre pares de variables; el color de fondo representa el signo y la magnitud de la asociación (rojos = correlaciones positivas; azules = correlaciones negativas; mayor intensidad = mayor $|\rho|$). La significancia estadística se señala mediante asteriscos (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).



Anexo 28. Comparación de modelos de GLM para BMWP a escala de hábitat en la subcuenca media-baja Chocancharava utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
NULL	Nulo	2	107,96	109,29	0,00	0,40	0,40	-51,98
Cu	Aditivo	3	109,43	112,43	3,14	0,08	0,48	-51,71
Zn	Aditivo	3	109,63	112,63	3,34	0,08	0,55	-51,81
Cd	Aditivo	3	109,71	112,71	3,42	0,07	0,61	-51,85
Pb	Aditivo	3	109,84	112,84	3,55	0,07	0,69	-51,92
Tagua	Aditivo	3	109,89	112,89	3,60	0,07	0,76	-51,95
Conductividad	Aditivo	3	109,95	112,95	3,66	0,06	0,82	-51,98
Zn, Cd	Aditivo	4	109,59	115,30	6,01	0,02	0,84	-50,80
Conductividad, Cu	Aditivo	4	110,71	116,42	7,13	0,01	0,85	-51,35
Zn, Cu	Aditivo	4	110,75	116,46	7,17	0,01	0,86	-51,37
Zn, Cd, Cu	Aditivo	5	106,47	116,47	7,18	0,01	0,87	-48,23
Zn, Pb	Aditivo	4	110,89	116,60	7,31	0,01	0,88	-51,44
Cd, Cu	Aditivo	4	111,05	116,76	7,47	0,01	0,89	-51,52
Tagua, Cu	Aditivo	4	111,25	116,97	7,68	0,01	0,90	-51,63
Tagua, Zn	Aditivo	4	111,27	116,98	7,69	0,01	0,91	-51,63
Cu, Pb	Aditivo	4	111,37	117,09	7,80	0,01	0,92	-51,69
Conductividad, Pb	Aditivo	4	111,61	117,32	8,03	0,01	0,93	-51,80
Conductividad, Zn	Aditivo	4	111,63	117,34	8,05	0,01	0,93	-51,81
Cd * Cu	Interactivo	5	107,39	117,39	8,10	0,01	0,94	-48,69
Cd, Pb	Aditivo	4	111,68	117,39	8,10	0,01	0,95	-51,84
Conductividad, Cd	Aditivo	4	111,70	117,42	8,13	0,01	0,95	-51,85
Tagua, Cd	Aditivo	4	111,71	117,42	8,13	0,01	0,96	-51,85
Tagua, Pb	Aditivo	4	111,76	117,48	8,19	0,01	0,97	-51,88
Tagua, Conductividad	Aditivo	4	111,89	117,60	8,31	0,01	0,97	-51,94
Cd * Pb	Interactivo	5	108,93	118,93	9,64	0,00	0,98	-49,46
Conductividad * Zn	Interactivo	5	109,38	119,38	10,09	0,00	0,98	-49,69
Tagua * Zn	Interactivo	5	109,43	119,43	10,14	0,00	0,98	-49,71
Zn, Cd, Pb	Aditivo	5	110,15	120,15	10,86	0,00	0,98	-50,07
Tagua, Zn, Pb	Aditivo	5	111,20	121,20	11,91	0,00	0,98	-50,60
Conductividad, Zn, Cd	Aditivo	5	111,30	121,30	12,01	0,00	0,98	-50,65
Tagua, Zn, Cd	Aditivo	5	111,41	121,41	12,12	0,00	0,98	-50,70
Zn * Cd	Interactivo	5	111,49	121,49	12,20	0,00	0,99	-50,74
Tagua, Zn, Cu	Aditivo	5	111,56	121,56	12,27	0,00	0,99	-50,78

Conductividad * Cd	Interactivo	5	111,78	121,78	12,49	0,00	0,99	-50,89
Zn * Cu	Interactivo	5	111,88	121,88	12,59	0,00	0,99	-50,94
Tagua * Cd	Interactivo	5	111,94	121,94	12,65	0,00	0,99	-50,97
Conductividad, Zn, Pb	Aditivo	5	111,97	121,97	12,68	0,00	0,99	-50,99
Conductividad, Zn, Cu	Aditivo	5	112,06	122,06	12,77	0,00	0,99	-51,03
Zn * Pb	Interactivo	5	112,16	122,16	12,87	0,00	0,99	-51,08
Conductividad, Cd, Cu	Aditivo	5	112,22	122,22	12,93	0,00	0,99	-51,11
Tagua * Pb	Interactivo	5	112,25	122,25	12,96	0,00	0,99	-51,12
Cu * Pb	Interactivo	5	112,26	122,26	12,96	0,00	0,99	-51,13
Conductividad * Cu	Interactivo	5	112,34	122,34	13,05	0,00	0,99	-51,17
Cd, Cu, Pb	Aditivo	5	112,42	122,42	13,13	0,00	0,99	-51,21
Tagua, Conductividad, Cu	Aditivo	5	112,51	122,51	13,22	0,00	0,99	-51,26
Zn, Cu, Pb	Aditivo	5	112,65	122,65	13,36	0,00	1,00	-51,33
Conductividad, Cu, Pb	Aditivo	5	112,67	122,67	13,38	0,00	1,00	-51,33
Tagua, Zn, Cd, Cu	Aditivo	6	105,90	122,70	13,41	0,00	1,00	-46,95
Tagua, Cd, Cu	Aditivo	5	113,02	123,02	13,73	0,00	1,00	-51,51
Conductividad * Pb	Interactivo	5	113,10	123,10	13,81	0,00	1,00	-51,55
Tagua * Conductividad	Interactivo	5	113,14	123,14	13,85	0,00	1,00	-51,57
Tagua, Cu, Pb	Aditivo	5	113,19	123,19	13,90	0,00	1,00	-51,59
Tagua, Conductividad, Zn	Aditivo	5	113,22	123,22	13,93	0,00	1,00	-51,61
Tagua * Cu	Interactivo	5	113,24	123,24	13,95	0,00	1,00	-51,62
Tagua, Conductividad, Pb	Aditivo	5	113,55	123,55	14,26	0,00	1,00	-51,77
Conductividad, Cd, Pb	Aditivo	5	113,56	123,56	14,27	0,00	1,00	-51,78
Tagua, Cd, Pb	Aditivo	5	113,67	123,67	14,38	0,00	1,00	-51,84
Tagua, Conductividad, Cd	Aditivo	5	113,70	123,70	14,41	0,00	1,00	-51,85

Anexo 29. Comparación de modelos de GLM para el % de Depredadores a escala de hábitat en la subcuenca media-baja Chocancharava utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Variables	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
Zn, Cd, Cu	Aditivo	5	48,008	58,008	0,000	0,583	0,583	-19,004
Cu * Pb	Interactivo	5	52,080	62,080	4,072	0,076	0,659	-21,040
Cd, Cu	Aditivo	4	57,073	62,788	4,779	0,053	0,712	-24,537
Conductividad, Cd	Aditivo	4	57,324	63,038	5,030	0,047	0,760	-24,662
Pb	Aditivo	3	60,370	63,370	5,362	0,040	0,800	-27,185
Cd, Pb	Aditivo	4	58,460	64,174	6,166	0,027	0,826	-25,230
Zn, Cd, Cu, Pb	Aditivo	6	47,431	64,231	6,223	0,026	0,852	-17,715
Cd	Aditivo	3	61,650	64,650	6,642	0,021	0,873	-27,825
Conductividad * Zn	Interactivo	5	54,693	64,693	6,685	0,021	0,894	-22,347
Zn	Aditivo	3	62,983	65,983	7,975	0,011	0,905	-28,492
Tagua, Zn, Cd, Cu	Aditivo	6	49,192	65,992	7,984	0,011	0,915	-18,596
Zn, Cd, Pb	Aditivo	5	56,485	66,485	8,477	0,008	0,924	-23,243
Conductividad, Zn, Cd, Cu	Aditivo	6	49,982	66,782	8,774	0,007	0,931	-18,991
Cu, Pb	Aditivo	4	61,408	67,122	9,114	0,006	0,937	-26,704
Conductividad, Cd, Cu	Aditivo	5	57,220	67,220	9,212	0,006	0,943	-23,610
Tagua, Cd	Aditivo	4	61,649	67,363	9,355	0,005	0,948	-26,825
Zn, Pb	Aditivo	4	61,699	67,413	9,405	0,005	0,954	-26,849
Conductividad, Pb	Aditivo	4	62,274	67,988	9,980	0,004	0,958	-27,137
Tagua, Pb	Aditivo	4	62,354	68,069	10,060	0,004	0,962	-27,177
Tagua, Cd, Cu	Aditivo	5	58,135	68,135	10,127	0,004	0,965	-24,068
Tagua, Conductividad, Cd	Aditivo	5	58,382	68,382	10,373	0,003	0,968	-24,191
Conductividad, Cd, Pb	Aditivo	5	58,704	68,704	10,696	0,003	0,971	-24,352
Zn, Cd	Aditivo	4	63,296	69,011	11,002	0,002	0,974	-27,648
Cd, Cu, Pb	Aditivo	5	59,049	69,049	11,041	0,002	0,976	-24,525
Cd * Cu	Interactivo	5	59,073	69,073	11,065	0,002	0,978	-24,536
Conductividad, Zn, Cd	Aditivo	5	59,169	69,169	11,161	0,002	0,980	-24,584
Conductividad, Zn	Aditivo	4	63,561	69,275	11,267	0,002	0,983	-27,780
Conductividad * Cd	Interactivo	5	59,320	69,320	11,312	0,002	0,985	-24,660
Zn, Cu	Aditivo	4	63,638	69,353	11,344	0,002	0,987	-27,819
NULL	Nulo	2	68,236	69,570	11,562	0,002	0,988	-32,118
Tagua, Cd, Pb	Aditivo	5	59,750	69,750	11,741	0,002	0,990	-24,875
Tagua, Zn	Aditivo	4	64,323	70,037	12,029	0,001	0,991	-28,161

Cd * Pb	Interactivo	5	60,407	70,407	12,399	0,001	0,993	-25,204
Zn * Pb	Interactivo	5	60,844	70,844	12,835	0,001	0,994	-25,422
Conductividad * Pb	Interactivo	5	61,173	71,173	13,165	0,001	0,994	-25,586
Cu	Aditivo	3	68,361	71,361	13,353	0,001	0,995	-31,180
Conductividad	Aditivo	3	68,499	71,499	13,490	0,001	0,996	-31,249
Tagua	Aditivo	3	69,933	72,933	14,925	0,000	0,996	-31,966
Tagua, Cu, Pb	Aditivo	5	63,322	73,322	15,313	0,000	0,996	-26,661
Zn, Cu, Pb	Aditivo	5	63,372	73,372	15,364	0,000	0,997	-26,686
Conductividad, Cu, Pb	Aditivo	5	63,388	73,388	15,380	0,000	0,997	-26,694
Tagua, Zn, Cd	Aditivo	5	63,458	73,458	15,450	0,000	0,997	-26,729
Tagua * Cd	Interactivo	5	63,501	73,501	15,493	0,000	0,997	-26,751
Tagua, Zn, Pb	Aditivo	5	63,553	73,553	15,545	0,000	0,998	-26,776
Conductividad, Zn, Pb	Aditivo	5	63,649	73,649	15,641	0,000	0,998	-26,825
Tagua * Pb	Interactivo	5	64,135	74,135	16,126	0,000	0,998	-27,067
Tagua * Zn	Interactivo	5	64,151	74,151	16,143	0,000	0,998	-27,076
Tagua, Conductividad, Pb	Aditivo	5	64,272	74,272	16,264	0,000	0,998	-27,136
Zn * Cd	Interactivo	5	64,544	74,544	16,536	0,000	0,999	-27,272
Zn * Cu	Interactivo	5	64,903	74,903	16,894	0,000	0,999	-27,451

Anexo 30. Valores de variables a escala de ribera en cuenca alta. Las variables incluidas son: Cobertura vegetal (CoberVeg), estructura de la cobertura (EstrucCober), complejidad de la cobertura (CompleCober), características del cauce fluvial (CaractCauce), acceso al sitio (Acceso), ancho del bosque ribereño (AnchoBosque), preservación del bosque ribereño (PreservBosque), condición del bosque ribereño dentro de los 10 m del cuerpo de agua (CondiciónBosque), mecanismos de retención de agua (MecRetencion), Grado de cobertura de la zona ribereña (GradoCobertura), ausencia de ocupación humana (AusenciaHum), ausencia de densidad de edificios dentro de los 100 m (AusenciaEdif), ausencia de basura tirada dentro o fuera del cuerpo de agua (AusenciaBasura), uso de la tierra alrededor de la zona ribereña (UsodelaTierra), estructura del banco (EstrucBanco), erosión del banco (ErosionBanco), vegetación acuática, expresada como porcentaje de cobertura en el margen del cuerpo de agua (VegeAcuática), porcentaje de urbanización en buffer de 30 m (Urb30m), porcentaje de uso del suelo forestado en buffer de 30 m (Forestado30m), porcentaje de pastura en buffer de 30 m (Pastura 30m), porcentaje de vegetación nativa en buffer de 30 m (VegNat30m), porcentaje de vegetación exótica en buffer de 30 m (VegExo30m), porcentaje de vegetación mixta en buffer de 30 m (VegMix30m), porcentaje de urbanización en buffer de 60 m (Urb60m), porcentaje de uso del suelo forestado en buffer de 60 m (Forestado60m), porcentaje de pastura en buffer de 60 m (Pastura60m), porcentaje de vegetación nativa en buffer de 60 m (VegNat60m), porcentaje de vegetación exótica en buffer de 60 m (VegExo60m) y porcentaje de vegetación mixta en buffer de 60 m (VegMix600m).

Tramo/Variable	CT-1	CT-2	CT-3	CT-4	CT-5	CT-6	CT-7	CT-8	CT-9	CT-10	CT-11	CT-12	CH-1	CH-2	CH-3	CH-4	CH-5	CH-6
CoberVeg	10,00	10,00	10,00	0,00	10,00	10,00	10,00	25,00	5,00	5,00	25,00	25,00	25,00	10,00	5,00	25,00	5,00	0,00
EstrucCober	5,00	10,00	10,00	0,00	10,00	25,00	10,00	25,00	0,00	10,00	25,00	5,00	25,00	5,00	10,00	25,00	10,00	5,00
CompleCober	5,00	10,00	10,00	5,00	5,00	10,00	10,00	25,00	5,00	5,00	25,00	5,00	25,00	5,00	10,00	25,00	5,00	5,00
CaractCauce	5,00	25,00	25,00	5,00	10,00	25,00	25,00	25,00	10,00	5,00	25,00	24,00	25,00	5,00	5,00	25,00	5,00	5,00
Acceso	0,66	1,00	0,66	0,00	0,33	0,33	0,33	0,66	1,00	0,33	1,00	1,00	0,66	0,66	0,00	1,00	0,33	0,33
AnchoBosque	0,80	0,80	0,66	0,00	0,33	0,66	0,66	1,00	0,80	0,33	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00	1,00	0,33	0,33
PreservBosque	0,66	0,66	0,66	0,33	0,33	0,33	0,33	0,66	0,33	0,33	0,66	0,66	1,00	0,66	0,33	1,00	0,00	0,33
CondiciónBosque	0,25	0,50	0,50	0,25	0,25	0,50	0,50	0,75	0,25	0,25	0,75	0,33	0,75	0,25	0,25	1,00	0,33	0,25
MecRetencion	1,00	1,00	1,00	0,33	0,66	1,00	1,00	1,00	1,00	0,66	1,00	1,00	1,00	1,00	0,66	1,00	0,66	0,66
GradoCobertura	1,00	0,66	0,66	0,00	0,60	0,66	0,66	1,00	0,66	0,33	0,66	0,66	1,00	0,66	0,33	1,00	0,33	0,33
AusenciaHum	0,75	1,00	1,00	0,00	0,00	0,25	0,50	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	0,75	1,00	0,00	1,00	0,25	0,75
AusenciaEdif	1,00	1,00	0,66	0,33	0,35	0,66	0,66	1,00	1,00	0,33	1,00	1,00	1,00	1,00	0,33	1,00	0,66	1,00
AusenciaBasura	0,75	1,00	1,00	0,00	0,50	1,00	0,75	1,00	0,75	0,50	1,00	1,00	1,00	0,50	0,00	1,00	0,50	0,50
UsodelaTierra	0,75	0,75	0,75	0,25	0,25	0,75	0,75	0,25	0,25	0,25	0,50	0,50	0,75	0,75	0,25	0,75	0,25	0,00
EstrucBanco	1,00	1,00	0,66	0,66	0,33	0,66	0,66	1,00	0,00	0,33	1,00	0,66	1,00	0,66	0,66	1,00	0,66	0,66
ErosionBanco	1,00	1,00	1,00	0,66	0,33	1,00	0,66	1,00	0,33	0,33	1,00	0,60	1,00	0,66	0,66	1,00	0,66	0,66

VegeAcuática	0,00	0,33	0,66	0,66	0,00	0,00	0,66	0,33	0,00	0,33	0,66	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,66	0,33
Urb30m	0,00	0,00	0,00	19,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	32,98	0,00	5,24	0,00
Forestado30m	51,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pastura30m	0,00	18,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,19
VegNat30m	48,78	18,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	50,00	100,00	50,00	0,00	100,00	35,35	0,00
VegExo30m	0,00	0,00	0,00	80,82	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	59,41	59,78
VegMix30m	0,00	62,80	100,00	0,00	0,00	100,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	67,02	0,00	0,00	0,00
Urb60m	0,00	0,00	0,00	53,11	0,00	0,00	26,70	0,00	0,00	25,75	0,00	0,00	0,00	0,00	57,72	0,00	35,23	0,00
Forestado60m	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	50,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pastura60m	0,00	20,06	0,00	0,00	0,00	0,00	3,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	39,49
VegNat60m	50,00	37,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	50,00	100,00	50,00	0,00	100,00	36,34	0,00
VegExo60m	0,00	0,00	0,00	46,89	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	74,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	28,43	46,42
VegMix60m	0,00	41,99	100,00	0,00	0,00	100,00	69,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,38	0,00	0,00	0,00

Anexo 31. Valores de variables a escala de ribera en cuenca media-baja. Las variables incluidas son: Cobertura vegetal (CoberVeg), estructura de la cobertura (EstrucCober), complejidad de la cobertura (CompleCober), características del cauce fluvial (CaractCauce), acceso al sitio (Acceso), ancho del bosque ribereño (AnchoBosque), preservación del bosque ribereño (PreservBosque), condición del bosque ribereño dentro de los 10 m del cuerpo de agua (CondiciónBosque), mecanismos de retención de agua (MecRetencion), cobertura de la canopia en la zona ribereña (CoberCanopia), ausencia de ocupación humana (AusenciaHum), ausencia de efluentes domésticos o industriales (AusenciaEfluen), ausencia de densidad de edificios dentro de los 100 m (AusenciaEdif), ausencia de basura tirada dentro o fuera del cuerpo de agua (AusenciaBasura), uso de la tierra alrededor de la zona ribereña (UsodelaTierra), estructura del banco (EstrucBanco), erosión del banco (ErosionBanco), vegetación acuática, expresada como porcentaje de cobertura en el margen del cuerpo de agua (VegeAcuática), porcentaje de urbanización en buffer de 50 m (Urb50m), porcentaje de cultivo en buffer de 50 m (Cultivo50m), porcentaje de pastura en buffer de 50 m (Pastura50m), porcentaje de suelo desnudo en buffer de 50 m (SueloDesn50m), porcentaje de vegetación nativa en buffer de 50 m (VegNat50m), porcentaje de vegetación exótica en buffer de 50 m (VegExo50m), porcentaje de vegetación mixta en buffer de 50 m (VegMix50m), porcentaje de urbanización en buffer de 100 m (Urb100m), porcentaje de cultivo en buffer de 100 m (Cultivo100m), porcentaje de pastura en buffer de 100 m (Pastura100m), porcentaje de suelo desnudo en buffer de 100 m (SueloDesn100m), porcentaje de vegetación nativa en buffer de 100 m (VegNat100m), porcentaje de vegetación exótica en buffer de 100 m (VegExo100m) y porcentaje de vegetación mixta en buffer de 100 m (VegMix100m).

Ctalamochita												
Tramos/Variables	CT-13	CT-14	CT-15	CT-16	CT-17	CT-18	CT-19	CT-20	CT-21	CT-22	CT-23	CT-24
CoberVeg	10,00	5,00	10,00	10,00	5,00	25,00	5,00	10,00	10,00	5,00	5,00	25,00
EstrucCober	10,00	5,00	10,00	10,00	5,00	25,00	5,00	10,00	5,00	10,00	10,00	10,00
CompleCober	0,00	5,00	10,00	25,00	5,00	5,00	5,00	25,00	0,00	5,00	5,00	25,00
CaractCauce	10,00	25,00	10,00	25,00	10,00	25,00	25,00	25,00	10,00	25,00	10,00	25,00
Acceso	0,66	0,66	0,33	1,00	0,66	0,66	0,66	0,33	0,33	0,33	1,00	1,00
AnchoBosque	0,40	0,40	0,40	0,40	0,66	0,80	0,60	0,40	0,60	0,40	0,40	0,40
PreservBosque	0,33	0,00	0,00	0,60	0,00	0,33	0,33	0,66	0,33	0,00	0,33	0,66
CondiciónBosque	0,25	0,50	0,50	1,00	0,50	0,75	0,50	1,00	0,25	0,25	0,25	1,00
MecRetencion	0,33	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00	1,00	0,33	1,00
CoberCanopia	0,50	0,25	0,25	0,50	0,00	0,75	0,25	0,50	0,25	0,50	0,25	0,00
AusenciaHum	0,25	0,25	0,75	1,00	1,00	0,25	0,75	1,00	0,25	0,25	0,00	1,00
AusenciaEfluen	0,66	0,66	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	11,00	0,33	1,00
AusenciaEdif	1,00	1,00	0,66	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,66	1,00	0,33	1,00
AusenciaBasura	0,25	0,50	0,75	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,50	0,25	0,50
UsodelaTierra	0,00	0,33	0,00	1,00	0,33	0,00	0,33	1,00	0,00	0,33	0,00	0,00
EstrucBanco	0,33	0,33	0,33	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	1,00	0,66	0,33
ErosionBanco	0,33	0,33	0,33	1,00	1,00	1,00	0,33	0,66	0,60	1,00	0,33	0,33
VegeAcuática	0,33	0,33	1,00	0,66	0,33	0,33	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Urb50m	47,81	3,40	17,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	29,05	0,00	26,87	0,00
Cultivo50m	0,00	0,00	0,00	22,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	59,30	0,00	21,79
Pastura50m	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,55	0,00	0,00	0,00	0,00

SueloDesn50m	0,00	33,39	0,00	0,00	80,00	0,00	33,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
VegNat50m	0,00	0,00	0,00	77,14	0,00	0,00	0,00	85,44	0,00	0,00	0,00	0,00
VegExo50m	52,19	63,20	0,00	0,00	20,00	100,00	62,92	0,00	71,05	40,07	73,13	0,00
VegMix50m	0,00	0,00	82,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	78,21
Urb100m	69,20	17,66	25,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	54,09	0,00	52,65	0,00
Cultivo100m	0,00	5,08	26,24	36,03	18,00	36,22	0,00	0,00	0,00	76,36	0,00	50,83
Pastura100m	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	51,16	0,00	0,00	0,00	0,00
SueloDesn100m	0,00	8,81	0,00	0,00	49,77	0,00	17,72	2,62	0,00	0,00	0,00	0,00
VegNat100m	0,00	0,00	0,00	63,97	0,00	0,00	0,00	41,22	0,00	0,00	0,00	0,00
VegExo100m	30,80	69,46	0,00	0,00	35,23	63,78	82,28	0,00	45,01	23,64	47,35	0,00
VegMix100m	0,00	0,00	48,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	49,17
Chocancharava												
Tramos/Variables	CH-7	CH-8	CH-9	CH-10	CH-11	CH-12	CH-13	CH-14	CH-15	CH-16	CH-17	CH-18
CoberVeg	10,00	5,00	10,00	25,00	10,00	5,00	25,00	10,00	5,00	10,00	5,00	10,00
EstrucCober	25,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	5,00	10,00
CompleCober	10,00	5,00	5,00	10,00	10,00	10,00	10,00	110,00	5,00	10,00	5,00	5,00
CaractCauce	25,00	5,00	25,00	5,00	5,00	5,00	5,00	25,00	25,00	25,00	10,00	5,00
Acceso	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	1,00	0,33	0,66	0,66	0,33	0,33
AnchoBosque	0,60	0,40	0,40	0,80	0,80	0,40	0,60	0,40	0,40	0,60	0,40	0,40
PreservBosque	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,66	0,66	0,00	0,33	0,33	0,33
CondiciónBosque	0,75	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,75	0,75	0,50	0,75	0,50	0,50
MecRetencion	1,00	0,33	0,66	0,33	0,66	0,33	0,66	0,00	0,66	1,00	1,00	0,66
CoberCanopia	0,50	0,25	0,50	0,25	0,25	0,25	0,50	0,25	0,25	0,50	0,25	0,25
AusenciaHum	0,75	0,00	0,75	0,75	0,75	0,00	0,75	0,25	0,25	0,75	0,75	0,25
AusenciaEfluen	1,00	0,33	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,75	1,00	1,00	1,00
AusenciaEdif	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
AusenciaBasura	1,00	0,25	0,50	0,25	0,25	0,25	0,50	0,25	1,00	1,00	0,50	0,25
UsodelaTierra	0,66	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,33	0,00	0,25	0,33	0,33	0,00
EstrucBanco	1,00	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,33	0,66	0,33	0,33
ErosionBanco	0,66	1,00	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,33	0,33	0,33	0,66
VegeAcuática	0,33	0,00	0,00	0,33	0,00	0,33	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Urb50m	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	69,54
Cultivo50m	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	49,62	32,73	43,49	41,79	58,34	0,00
Pastura50m	56,87	0,00	62,08	0,00	37,69	30,46	0,00	0,00	22,71	0,00	0,00	0,00
SueloDesn50m	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
VegNat50m	38,69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
VegExo50m	0,00	100,00	37,92	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,38	0,00	41,16	30,46
VegMix50m	4,44	0,00	0,00	100,00	62,31	62,32	50,38	67,27	0,00	58,21	0,00	0,00
Urb100m	0,00	44,78	0,00	0,00	0,00	8,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	85,80
Cultivo100m	0,00	0,00	0,00	0,00	26,82	0,00	50,38	51,44	48,55	55,97	80,66	0,00
Pastura100m	83,36	0,00	58,07	0,00	23,92	38,62	13,87	0,00	41,67	0,00	0,00	0,00
SueloDesn100m	0,00	0,00	0,00	0,00	3,38	0,00	0,00	22,77	0,00	0,00	0,00	0,00
VegNat100m	10,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
VegExo100m	0,00	55,22	41,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,79	0,00	19,34	14,20

VegMix100m	6,50	0,00	0,00	100,00	45,88	52,78	35,76	25,79	0,00	44,93	0,00	0,00
Carcaraña												
Tramos/Variables	CA-1	CA-2	CA-3	CA-4								
CoberVeg	0,00	5,00	25,00	25,00								
EstrucCober	0,00	10,00	25,00	25,00								
CompleCober	0,00	10,00	10,00	10,00								
CaractCauce	10,00	5,00	5,00	5,00								
Acceso	0,66	0,66	0,66	0,66								
AnchoBosque	0,00	0,40	0,60	0,60								
PreservBosque	0,00	0,33	0,66	0,66								
CondiciónBosque	0,00	0,75	0,75	0,75								
MecRetencion	0,00	0,33	0,33	0,66								
CoberCanopia	0,00	0,25	0,25	0,25								
AusenciaHum	0,00	0,25	1,00	1,00								
AusenciaEfluen	0,00	1,00	1,00	1,00								
AusenciaEdif	1,00	1,00	1,00	1,00								
AusenciaBasura	0,00	0,25	0,25	0,25								
UsodelaTierra	0,00	0,33	0,33	0,33								
EstrucBanco	0,66	0,33	0,66	0,66								
ErosionBanco	0,33	0,33	0,33	0,33								
VegeAcuática	0,00	0,00	0,00	0,00								
Urb50m	2,85	0,00	0,00	0,00								
Cultivo50m	33,78	72,21	10,08	20,18								
Pastura50m	63,37	0,00	0,00	0,00								
SueloDesn50m	0,00	0,00	0,00	0,00								
VegNat50m	0,00	0,00	0,00	0,00								
VegExo50m	0,00	0,00	0,00	0,00								
VegMix50m	0,00	24,79	89,92	79,82								
Urb100m	2,57	10,56	0,00	0,00								
Cultivo100m	45,01	80,63	56,39	44,41								
Pastura100m	50,20	0,00	0,00	0,00								
SueloDesn100m	0,00	0,00	0,00	0,00								
VegNat100m	0,00	0,00	0,00	0,00								
VegExo100m	0,35	0,00	0,00	0,00								
VegMix100m	0,00	8,81	43,61	55,59								

Anexo 32. Correlaciones y niveles de significancia de las variables con mayor contribución a los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (PCA) para la cuenca alta, a escala de ribera. Se muestran únicamente las variables con $|p\text{-valor}| < 0,05$ en al menos uno de los dos primeros ejes. El símbolo “—” indica ausencia de asociación significativa con la dimensión correspondiente.

Variable	PCA 1 (r)	p-value	PCA 2 (r)	p-value
AnchoRibera	0,92	<0,001	—	—
GradoCobertura	0,87	<0,001	—	—
AusenciaBasura	0,87	<0,001	—	—
CoberVeg	0,86	<0,001	—	—
MecRetencion	0,85	<0,001	—	—
PreservRibera	0,83	<0,001	—	—
CondiciónBosque	0,83	<0,001	—	—
VegNat60m	0,82	<0,001	—	—
VegNat30m	0,80	<0,001	—	—
AusenciaHum	0,79	<0,001	—	—
AusenciaEdif	0,78	<0,001	—	—
CaractCauce	0,78	<0,001	—	—
Acceso	0,78	<0,001	—	—
CompleCober	0,77	<0,001	—	—
ErosionBanco	0,73	<0,001	—	—
EstrucCober	0,67	0,002	0,56	0,016
EstrucBanco	0,66	0,003	—	—
UsoDeLaTierra	0,64	0,004	—	—
Urb30m	-0,54	0,021	—	—
VegExo60m	-0,67	0,002	—	—
Urb60m	-0,68	0,002	—	—
VegExo30m	-0,70	0,001	—	—
VegeAcuática	—	—	0,58	0,011
Forestado30m	—	—	-0,86	<0,001
Forestado60m	—	—	-0,93	<0,001

Anexo 33. Matriz gráfica de correlaciones entre variables de ribera de la cuenca alta (coeficiente de Spearman). En la diagonal se muestran las distribuciones (curvas de densidad) de cada variable. En el triángulo inferior se presentan los diagramas de dispersión para cada par de variables, con una línea de tendencia (ajuste lineal) y su banda de confianza. En el triángulo superior se indican los coeficientes de correlación (ρ) entre pares de variables; el color de fondo representa el signo y la magnitud de la asociación (rojos = correlaciones positivas; azules = correlaciones negativas; mayor intensidad = mayor $|\rho|$). La significancia estadística se señala mediante asteriscos (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$). Se incluyen las siguientes variables: cobertura vegetal (CobV), complejidad de la cobertura (ComCob), características del cauce (CarCau), acceso (Acc), ancho del área ribereña (Ancho), preservación de la zona ribereña (Preser), condición de la zona ribereña dentro de los 10 metros después del ancho seco del cuerpo de agua (Condi), mecanismos de retención del agua (MecRet), grado de cobertura de la zona ribereña (GraCob), ausencia de ocupación humana (AusHum), ausencia de densidad de edificios, dentro de los 100 metros (AusEdi), Ausencia de basura tirada, dentro o fuera del cuerpo de agua (AusBas), erosión del banco (Erosión), porcentaje de uso del suelo forestado en buffer de 30 m (For30m), porcentaje de vegetación nativa en buffer de 30 m (VNat30m), porcentaje de uso del suelo forestado en buffer de 60 m (For60m) y porcentaje de vegetación nativa en buffer de 60 m (VNat60m).



Anexo 34. Comparación de modelos de GLM para BMWP a escala de ribera en cuenca alta utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	5	138,77	143,77	0,00	0,83	0,83	-64,39
ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	4	147,44	150,52	6,75	0,03	0,86	-69,72
NULL	Nulo	2	150,12	150,92	7,15	0,02	0,88	-73,06
VegNat30m	Aditivo	3	149,84	151,56	7,78	0,02	0,90	-71,92
AusenciaEdif, VegNat30m	Aditivo	4	148,86	151,94	8,16	0,01	0,91	-70,43
AusenciaEdif, ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	5	147,15	152,15	8,37	0,01	0,92	-68,57
ErosionBanco	Aditivo	3	151,61	153,32	9,55	0,01	0,93	-72,80
ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	5	148,65	153,65	9,88	0,01	0,93	-69,32
AusenciaBasura	Aditivo	3	151,98	153,70	9,92	0,01	0,94	-72,99
AusenciaEdif	Aditivo	3	152,03	153,75	9,98	0,01	0,95	-73,02
Forestado30m	Aditivo	3	152,03	153,75	9,98	0,01	0,95	-73,02
AusenciaEdif * ErosionBanco	Interactivo	5	148,87	153,87	10,09	0,01	0,96	-69,43
AusenciaBasura, ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	5	149,32	154,32	10,54	0,00	0,96	-69,66
AusenciaBasura, VegNat30m	Aditivo	4	151,62	154,70	10,92	0,00	0,96	-71,81
AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	6	147,21	154,84	11,07	0,00	0,97	-67,60
Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	4	151,81	154,89	11,12	0,00	0,97	-71,91
AusenciaEdif, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	5	150,12	155,12	11,34	0,00	0,97	-70,06
AusenciaEdif * VegNat30m	Interactivo	5	150,34	155,34	11,57	0,00	0,98	-70,17
AusenciaEdif, AusenciaBasura, VegNat30m	Aditivo	5	150,57	155,57	11,80	0,00	0,98	-70,29
AusenciaBasura, ErosionBanco	Aditivo	4	152,67	155,75	11,98	0,00	0,98	-72,34
AusenciaBasura * VegNat30m	Interactivo	5	150,87	155,87	12,10	0,00	0,98	-70,44
Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	5	151,06	156,06	12,29	0,00	0,98	-70,53
ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	4	153,32	156,40	12,63	0,00	0,99	-72,66
AusenciaEdif, AusenciaBasura	Aditivo	4	153,40	156,47	12,70	0,00	0,99	-72,70
AusenciaEdif, ErosionBanco	Aditivo	4	153,61	156,68	12,91	0,00	0,99	-72,80
AusenciaBasura * ErosionBanco	Interactivo	5	151,75	156,75	12,98	0,00	0,99	-70,88
AusenciaEdif, ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	6	149,15	156,78	13,01	0,00	0,99	-68,57
AusenciaBasura, Forestado30m	Aditivo	4	153,90	156,97	13,20	0,00	0,99	-72,95
AusenciaEdif, Forestado30m	Aditivo	4	153,99	157,07	13,29	0,00	0,99	-73,00
AusenciaEdif * Forestado30m	Interactivo	4	153,99	157,07	13,29	0,00	0,99	-73,00
AusenciaEdif * ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	7	146,34	157,54	13,76	0,00	1,00	-66,17
AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	6	150,39	158,03	14,25	0,00	1,00	-69,20
AusenciaBasura, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	5	153,59	158,59	14,82	0,00	1,00	-71,80

ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	8	142,65	158,65	14,88	0,00	1,00	-63,33
AusenciaEdif, AusenciaBasura, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	6	151,29	158,93	15,16	0,00	1,00	-69,65
AusenciaEdif * AusenciaBasura	Interactivo	5	154,10	159,10	15,33	0,00	1,00	-72,05
AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	5	154,14	159,14	15,37	0,00	1,00	-72,07
AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco	Aditivo	5	154,29	159,29	15,52	0,00	1,00	-72,15
ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	5	154,55	159,55	15,78	0,00	1,00	-72,27
AusenciaEdif * ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	8	143,56	159,56	15,79	0,00	1,00	-63,78
AusenciaBasura * ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	8	144,11	160,11	16,34	0,00	1,00	-64,05
AusenciaEdif, ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	5	155,13	160,13	16,36	0,00	1,00	-72,57
AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	7	149,09	160,29	16,51	0,00	1,00	-67,54
AusenciaEdif, AusenciaBasura, Forestado30m	Aditivo	5	155,39	160,39	16,61	0,00	1,00	-72,69
AusenciaBasura * Forestado30m	Interactivo	5	155,59	160,59	16,82	0,00	1,00	-72,80
AusenciaEdif * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	7	149,72	160,92	17,14	0,00	1,00	-67,86
AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	6	156,08	163,72	19,95	0,00	1,00	-72,04
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco	Interactivo	8	152,19	168,19	24,41	0,00	1,00	-68,09
AusenciaEdif * AusenciaBasura * Forestado30m	Interactivo	7	157,89	169,09	25,31	0,00	1,00	-71,94
AusenciaEdif * AusenciaBasura * VegNat30m	Interactivo	8	153,94	169,94	26,17	0,00	1,00	-68,97
AusenciaBasura * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	8	155,53	171,53	27,76	0,00	1,00	-69,77
AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	8	157,56	173,56	29,78	0,00	1,00	-70,78
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	11	137,05	181,05	37,28	0,00	1,00	-57,53
AusenciaEdif * AusenciaBasura * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	10	153,80	185,23	41,46	0,00	1,00	-66,90
AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	11	145,26	189,26	45,49	0,00	1,00	-61,63
AusenciaEdif * ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	11	147,78	191,78	48,00	0,00	1,00	-62,89
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	12	147,81	210,21	66,44	0,00	1,00	-61,91
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	14	124,92	264,92	121,15	0,00	1,00	-48,46

Anexo 35. Comparación de modelos de GLM para la abundancia de colectores de depósito a escala de ribera en cuenca alta utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
Forestado30m	Aditivo	3	58,197	59,912	0,000	0,215	0,215	-26,099
NULL	Nulo	2	60,203	61,003	1,092	0,125	0,339	-28,102
AusenciaEdif	Aditivo	3	60,653	62,368	2,456	0,063	0,402	-27,327
AusenciaEdif, VegNat30m	Aditivo	4	59,465	62,542	2,630	0,058	0,460	-25,732
AusenciaBasura, Forestado30m	Aditivo	4	59,467	62,544	2,632	0,058	0,518	-25,734
AusenciaEdif, Forestado30m	Aditivo	4	59,700	62,777	2,865	0,051	0,569	-25,850
AusenciaEdif * Forestado30m	Interactivo	4	59,700	62,777	2,865	0,051	0,620	-25,850
Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	4	60,075	63,152	3,240	0,043	0,663	-26,037
ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	4	60,077	63,154	3,242	0,042	0,705	-26,038
AusenciaBasura	Aditivo	3	61,677	63,392	3,480	0,038	0,743	-27,839
VegNat30m	Aditivo	3	61,971	63,685	3,773	0,033	0,776	-27,985
ErosionBanco	Aditivo	3	62,151	63,865	3,953	0,030	0,805	-28,075
AusenciaEdif, ErosionBanco	Aditivo	4	61,576	64,653	4,741	0,020	0,826	-26,788
AusenciaEdif, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	5	60,142	65,142	5,231	0,016	0,841	-25,071
AusenciaBasura, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	5	60,519	65,519	5,607	0,013	0,854	-25,259
AusenciaBasura, VegNat30m	Aditivo	4	62,563	65,640	5,728	0,012	0,867	-27,282
AusenciaEdif, AusenciaBasura	Aditivo	4	62,619	65,696	5,784	0,012	0,878	-27,309
AusenciaBasura, ErosionBanco	Aditivo	4	63,026	66,103	6,191	0,010	0,888	-27,513
AusenciaEdif, ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	5	61,299	66,299	6,387	0,009	0,897	-25,650
AusenciaBasura * Forestado30m	Interactivo	5	61,336	66,336	6,424	0,009	0,906	-25,668
AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	5	61,432	66,432	6,520	0,008	0,914	-25,716
AusenciaEdif, AusenciaBasura, VegNat30m	Aditivo	5	61,449	66,449	6,537	0,008	0,922	-25,724
AusenciaEdif * VegNat30m	Interactivo	5	61,453	66,453	6,542	0,008	0,930	-25,727
AusenciaEdif, AusenciaBasura, Forestado30m	Aditivo	5	61,455	66,455	6,543	0,008	0,938	-25,727
ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	5	61,610	66,610	6,699	0,008	0,946	-25,805
AusenciaEdif, ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	5	61,678	66,678	6,766	0,007	0,953	-25,839
Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	5	61,701	66,701	6,790	0,007	0,960	-25,851
ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	5	61,893	66,893	6,981	0,007	0,967	-25,946
ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	4	63,967	67,044	7,132	0,006	0,973	-27,983
AusenciaBasura * VegNat30m	Interactivo	5	62,540	67,540	7,629	0,005	0,978	-26,270
AusenciaEdif * ErosionBanco	Interactivo	5	63,142	68,142	8,231	0,004	0,981	-26,571
AusenciaBasura * ErosionBanco	Interactivo	5	63,440	68,440	8,528	0,003	0,984	-26,720
AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco	Aditivo	5	63,533	68,533	8,622	0,003	0,987	-26,767
AusenciaEdif * AusenciaBasura	Interactivo	5	63,810	68,810	8,898	0,003	0,990	-26,905
AusenciaBasura, ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	5	64,364	69,364	9,453	0,002	0,992	-27,182

AusenciaEdif, AusenciaBasura, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	6	61,852	69,488	9,576	0,002	0,993	-24,926
AusenciaEdif, ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	6	62,124	69,760	9,848	0,002	0,995	-25,062
ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	5	64,780	69,780	9,869	0,002	0,997	-27,390
AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	6	62,477	70,113	10,202	0,001	0,998	-25,239
AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	6	63,218	70,855	10,943	0,001	0,999	-25,609
AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	6	63,389	71,026	11,114	0,001	1,000	-25,695
AusenciaEdif * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	7	63,684	74,884	14,973	0,000	1,000	-24,842
AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	7	63,852	75,052	15,140	0,000	1,000	-24,926
AusenciaEdif * ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	7	65,114	76,314	16,403	0,000	1,000	-25,557
AusenciaEdif * AusenciaBasura * Forestado30m	Interactivo	7	65,202	76,402	16,491	0,000	1,000	-25,601
AusenciaEdif * AusenciaBasura * VegNat30m	Interactivo	8	65,070	81,070	21,158	0,000	1,000	-24,535
AusenciaBasura * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	8	65,529	81,529	21,617	0,000	1,000	-24,765
ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	8	66,050	82,050	22,138	0,000	1,000	-25,025
AusenciaEdif * ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	8	66,444	82,444	22,532	0,000	1,000	-25,222
AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	8	66,591	82,591	22,679	0,000	1,000	-25,295
AusenciaBasura * ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	8	67,643	83,643	23,732	0,000	1,000	-25,822
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco	Interactivo	8	68,781	84,781	24,869	0,000	1,000	-26,390
AusenciaEdif * AusenciaBasura * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	10	68,304	99,733	39,821	0,000	1,000	-24,152
AusenciaEdif * ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	11	69,393	113,393	53,481	0,000	1,000	-23,697
AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	11	70,371	114,371	54,460	0,000	1,000	-24,186
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	11	71,607	115,607	55,695	0,000	1,000	-24,803
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	12	72,167	134,567	74,655	0,000	1,000	-24,083
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	14	75,317	215,317	155,406	0,000	1,000	-23,659

Anexo 36. Comparación de modelos de GLM para el % de Diptera a escala de ribera en cuenca alta utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

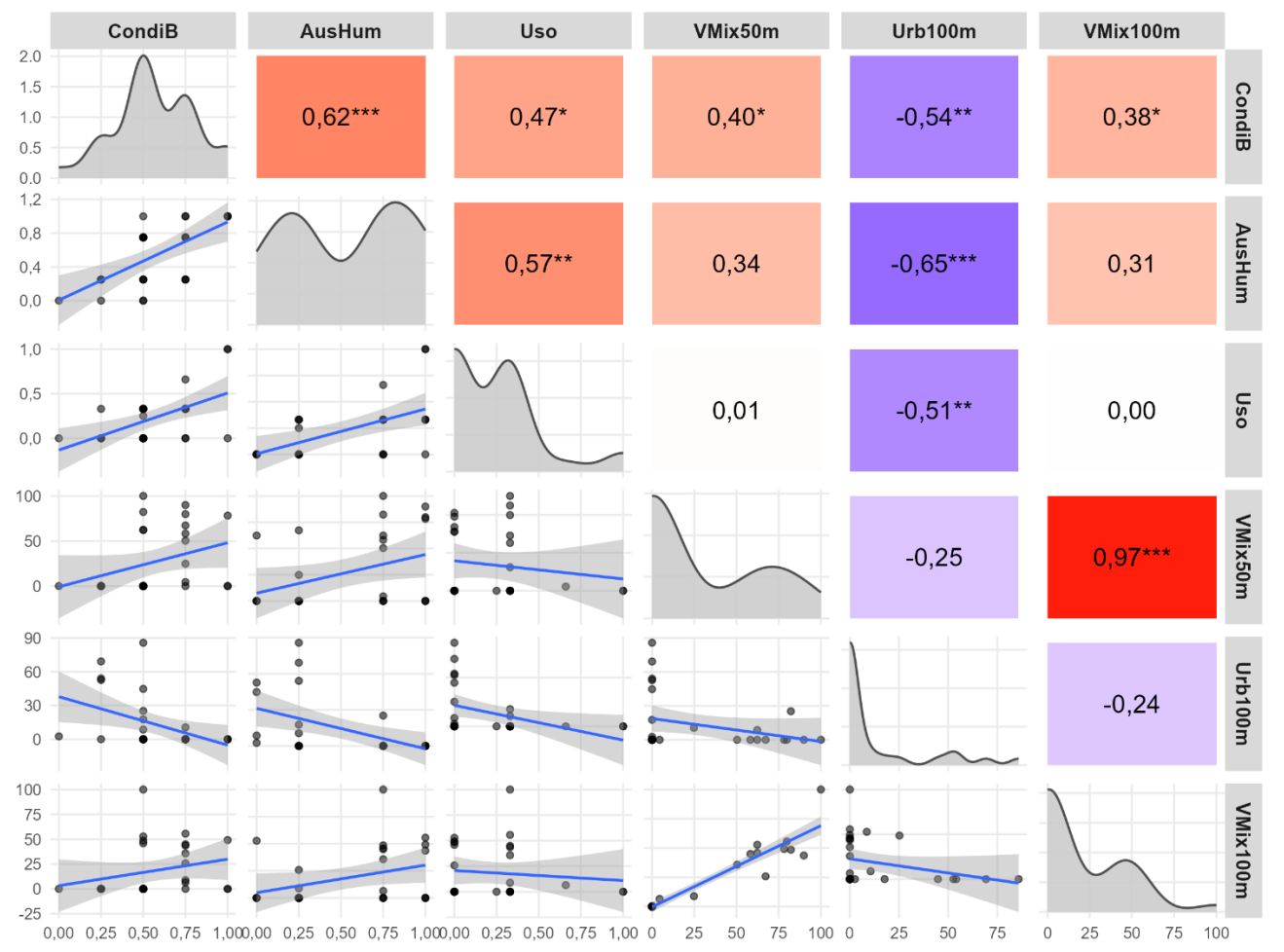
Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
ErosionBanco	Aditivo	3	155,03	156,74	0,00	0,15	0,15	-74,51
ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	4	154,22	157,30	0,56	0,11	0,25	-73,11
AusenciaEdif, ErosionBanco	Aditivo	4	154,27	157,35	0,61	0,11	0,36	-73,13
AusenciaEdif	Aditivo	3	155,69	157,41	0,67	0,10	0,47	-74,85
AusenciaBasura	Aditivo	3	156,92	158,64	1,90	0,06	0,52	-75,46
AusenciaBasura, ErosionBanco	Aditivo	4	155,92	159,00	2,26	0,05	0,57	-73,96
AusenciaEdif * AusenciaBasura	Interactivo	5	154,57	159,57	2,83	0,04	0,60	-72,28
NULL	Nulo	2	158,83	159,63	2,89	0,03	0,64	-77,42
AusenciaEdif, ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	5	154,82	159,82	3,08	0,03	0,67	-72,41
ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	4	156,99	160,07	3,33	0,03	0,70	-74,49
AusenciaEdif, ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	5	155,36	160,36	3,62	0,02	0,72	-72,68
AusenciaEdif, AusenciaBasura	Aditivo	4	157,38	160,45	3,71	0,02	0,74	-74,69
AusenciaEdif, VegNat30m	Aditivo	4	157,44	160,52	3,78	0,02	0,76	-74,72
AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	5	155,61	160,61	3,87	0,02	0,78	-72,80
AusenciaEdif, Forestado30m	Aditivo	4	157,64	160,72	3,98	0,02	0,80	-74,82
AusenciaEdif * Forestado30m	Interactivo	4	157,64	160,72	3,98	0,02	0,82	-74,82
ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	5	155,91	160,91	4,17	0,02	0,84	-72,96
AusenciaEdif * ErosionBanco	Interactivo	5	156,07	161,07	4,33	0,02	0,86	-73,04
ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	5	156,14	161,14	4,40	0,02	0,87	-73,07
AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco	Aditivo	5	156,27	161,27	4,53	0,02	0,89	-73,13
AusenciaBasura, Forestado30m	Aditivo	4	158,54	161,61	4,87	0,01	0,90	-75,27
VegNat30m	Aditivo	3	159,97	161,69	4,95	0,01	0,91	-76,99
AusenciaEdif * VegNat30m	Interactivo	5	156,73	161,73	4,99	0,01	0,93	-73,36
AusenciaBasura, VegNat30m	Aditivo	4	158,92	162,00	5,26	0,01	0,94	-75,46
AusenciaBasura * ErosionBanco	Interactivo	5	157,06	162,06	5,32	0,01	0,95	-73,53
Forestado30m	Aditivo	3	160,64	162,35	5,61	0,01	0,96	-77,32
AusenciaBasura, ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	5	157,58	162,58	5,84	0,01	0,96	-73,79
ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	5	158,69	163,69	6,95	0,00	0,97	-74,34
AusenciaEdif, ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	6	156,42	164,06	7,32	0,00	0,97	-72,21
AusenciaEdif, AusenciaBasura, VegNat30m	Aditivo	5	159,11	164,11	7,37	0,00	0,98	-74,56
AusenciaEdif, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	5	159,24	164,24	7,50	0,00	0,98	-74,62
AusenciaEdif, AusenciaBasura, Forestado30m	Aditivo	5	159,38	164,38	7,64	0,00	0,98	-74,69
AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco, VegNat30m	Aditivo	6	156,81	164,45	7,71	0,00	0,99	-72,41
Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	4	161,65	164,73	7,99	0,00	0,99	-76,83
AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	6	157,24	164,88	8,14	0,00	0,99	-72,62

AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m	Aditivo	6	157,32	164,95	8,21	0,00	0,99	-72,66
AusenciaBasura * Forestado30m	Interactivo	5	160,32	165,32	8,58	0,00	0,99	-75,16
AusenciaBasura, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	5	160,52	165,52	8,78	0,00	1,00	-75,26
AusenciaBasura * VegNat30m	Interactivo	5	160,78	165,78	9,04	0,00	1,00	-75,39
AusenciaEdif * AusenciaBasura * VegNat30m	Interactivo	8	151,96	167,96	11,22	0,00	1,00	-67,98
Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	5	163,63	168,63	11,90	0,00	1,00	-76,82
AusenciaEdif, AusenciaBasura, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	6	161,06	168,70	11,96	0,00	1,00	-74,53
AusenciaEdif * AusenciaBasura * Forestado30m	Interactivo	7	157,75	168,95	12,21	0,00	1,00	-71,87
AusenciaEdif, AusenciaBasura, ErosionBanco, Forestado30m, VegNat30m	Aditivo	7	158,40	169,60	12,86	0,00	1,00	-72,20
AusenciaEdif * ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	7	159,18	170,38	13,64	0,00	1,00	-72,59
AusenciaEdif * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	7	160,42	171,62	14,88	0,00	1,00	-73,21
AusenciaEdif * ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	8	157,70	173,70	16,96	0,00	1,00	-70,85
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco	Interactivo	8	158,05	174,05	17,31	0,00	1,00	-71,02
ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	8	159,17	175,17	18,43	0,00	1,00	-71,58
AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	8	160,86	176,86	20,12	0,00	1,00	-72,43
AusenciaBasura * ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	8	161,74	177,74	21,00	0,00	1,00	-72,87
AusenciaBasura * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	8	162,91	178,91	22,17	0,00	1,00	-73,45
AusenciaEdif * AusenciaBasura * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	10	154,61	186,04	29,30	0,00	1,00	-67,31
AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	11	154,66	198,66	41,92	0,00	1,00	-66,33
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m	Interactivo	11	155,23	199,23	42,50	0,00	1,00	-66,62
AusenciaEdif * ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	11	155,36	199,36	42,62	0,00	1,00	-66,68
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco * VegNat30m	Interactivo	12	156,14	218,54	61,80	0,00	1,00	-66,07
AusenciaEdif * AusenciaBasura * ErosionBanco * Forestado30m * VegNat30m	Interactivo	14	137,75	277,75	121,01	0,00	1,00	-54,88

Anexo 37. Correlaciones y niveles de significancia de las variables con mayor contribución a los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (PCA) para la cuenca media-baja, a escala de ribera. Se muestran únicamente las variables con $|p\text{-valor}| < 0,05$ en al menos uno de los dos primeros ejes. El símbolo “—” indica ausencia de asociación significativa con la dimensión correspondiente.

Variable	PCA 1 (r)	p-value	PCA 2 (r)	p-value
CondiciónBosque	0,8452183	<0,001	—	—
AusenciaHum	0,7554995	<0,001	—	—
UsodelaTierra	0,7250012	<0,001	0,3992320	0,035
BosqNat50m	0,6097626	<0,001	0,4592907	0,014
BosqNat10m	0,5776750	0,001	—	—
AusenciaBasura	0,5650157	0,002	0,6225328	<0,001
PreservBosque	0,5410932	0,003	-0,3956734	0,037
MecRetencion	0,5001632	0,007	0,4918098	0,008
CoberVeg	0,4851495	0,009	-0,5299926	0,004
EstrucCober	0,4603888	0,014	—	—
AusenciaEdif	0,4332531	0,021	—	—
CaractCauce	0,3771070	0,048	0,5774431	0,001
BosqExo100m	-0,4842681	0,009	0,5547649	0,002
BosqExo50m	-0,5725883	0,002	0,4536194	0,015
Urb50m	-0,5944595	<0,001	—	—
Urb100m	-0,7161830	<0,001	—	—
SueloDesn50m	—	—	0,4337425	0,021
ErosionBanco	—	—	0,4266508	0,024
BosqNat100m	—	—	0,4215800	0,026
BosqMix100m	—	—	-0,7645970	<0,001
BosqMix50m	—	—	-0,8349681	<0,001

Anexo 38. Matriz gráfica de correlaciones entre variables de ribera de la cuenca media-baja (coeficiente de Spearman). En la diagonal se muestran las distribuciones (curvas de densidad) de cada variable. En el triángulo inferior se presentan los diagramas de dispersión para cada par de variables, con una línea de tendencia (ajuste lineal) y su banda de confianza. En el triángulo superior se indican los coeficientes de correlación (ρ) entre pares de variables; el color de fondo representa el signo y la magnitud de la asociación (rojos = correlaciones positivas; azules = correlaciones negativas; mayor intensidad = mayor $|\rho|$). La significancia estadística se señala mediante asteriscos (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$). Se incluyen las siguientes variables: condición del bosque ribereño dentro de los 10 metros después del ancho seco del cuerpo de agua (CondiB), ausencia de ocupación humana (AusHum), Uso de la Tierra alrededor de la zona ribereña (Uso), porcentaje de vegetación mixta en buffer de 50 m (VMix30m), porcentaje de uso del suelo urbano en buffer de 100 m (Urb100m) y porcentaje de vegetación mixta en buffer de 100 m (VMix100m).



Anexo 39. Comparación de modelos de GLM para BMWP a escala de ribera en cuenca media-baja utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
VegMix50m	Aditivo	3	273,08	274,08	0,00	0,20	0,20	-133,54
VegMix50m, Urb100m	Aditivo	4	273,27	275,01	0,93	0,13	0,33	-132,64
CondiciónBosque * VegMix50m	Interactivo	5	272,47	275,20	1,11	0,12	0,45	-131,24
Urb100m	Aditivo	3	274,54	275,54	1,46	0,10	0,55	-134,27
CondiciónBosque, VegMix50m, Urb100m	Aditivo	5	272,89	275,62	1,53	0,10	0,64	-131,45
CondiciónBosque, VegMix50m	Aditivo	4	274,31	276,05	1,97	0,08	0,72	-133,16
CondiciónBosque * VegMix50m * Urb100m	Interactivo	8	268,58	276,15	2,07	0,07	0,79	-126,29
BosqMix50m * Urb100m	Interactivo	5	273,51	276,24	2,15	0,07	0,86	-131,75
NULL	Nulo	2	275,97	276,45	2,36	0,06	0,92	-135,98
CondiciónBosque, Urb100m	Aditivo	4	275,56	277,30	3,22	0,04	0,96	-133,78
CondiciónBosque * Urb100m	Interactivo	5	276,16	278,89	4,80	0,02	0,98	-133,08
CondiciónBosque	Aditivo	3	277,96	278,96	4,88	0,02	1,00	-135,98

Anexo 40. Comparación de modelos de GLM para % de Depredadores a escala de ribera en cuenca media-baja utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
NULL	Nulo	2	63,12	63,60	0,00	0,33	0,33	-29,56
Urb100m	Aditivo	3	63,94	64,94	1,34	0,17	0,50	-28,97
CondiciónBosque	Aditivo	3	64,00	65,00	1,40	0,16	0,66	-29,00
BosqMix50m	Aditivo	3	65,06	66,06	2,46	0,10	0,75	-29,53
CondiciónBosque, Urb100m	Aditivo	4	65,49	67,23	3,63	0,05	0,81	-28,75
BosqMix50m, Urb100m	Aditivo	4	65,56	67,30	3,70	0,05	0,86	-28,78
CondiciónBosque, BosqMix50m	Aditivo	4	65,58	67,32	3,72	0,05	0,91	-28,79
CondiciónBosque * Urb100m	Interactivo	5	64,94	67,66	4,06	0,04	0,95	-27,47
CondiciónBosque * BosqMix50m	Interactivo	5	66,82	69,55	5,95	0,02	0,97	-28,41
CondiciónBosque, BosqMix50m, Urb100m	Aditivo	5	66,85	69,58	5,98	0,02	0,99	-28,43
BosqMix50m * Urb100m	Interactivo	5	67,36	70,09	6,48	0,01	1,00	-28,68
CondiciónBosque * BosqMix50m * Urb100m	Interactivo	8	68,37	75,95	12,35	0,00	1,00	-26,19

Anexo 41. Valores de variables a escala de paisaje en cuenca alta. Las variables incluidas son: porcentaje de urbanización en buffer de 200 m (Urb200m), porcentaje de suelo desnudo en buffer de 200 m (SueloDes200m), porcentaje de uso del suelo forestado en buffer de 200 m (Forestado200m), porcentaje de cultivo en buffer de 200 m (Cultivo200m), porcentaje de pastura en buffer de 200 m (Pastura200m), porcentaje de vegetación nativa en buffer de 200 m (VegNat200m), porcentaje de vegetación exótica en buffer de 200 m (VegExo200m), porcentaje de vegetación mixta en buffer de 200 m (VegMix200m), porcentaje de urbanización en buffer de 600 m (Urb600m), porcentaje de suelo desnudo en buffer de 200 m (SueloDes600m), porcentaje de uso del suelo forestado en buffer de 600 m (Forestado600m), porcentaje de cultivo en buffer de 600 m (Cultivo600m), porcentaje de pastura en buffer de 600 m (Pastura600m), porcentaje de vegetación nativa en buffer de 600 m (VegNat600m), porcentaje de vegetación exótica en buffer de 600 m (VegExo600m) y porcentaje de vegetación mixta en buffer de 600 m (VegMix600m).

Tramos/Variables	CT-1	CT-2	CT-3	CT-4	CT-5	CT-6	CT-7	CT-8	CT-9	CT-10	CT-11	CT-12	CH-1	CH-2	CH-3	CH-4	CH-5	CH-6
Urb200m	0,00	0,00	0,00	85,79	35,03	0,00	40,65	0,00	0,00	52,41	0,00	0,00	3,98	0,00	69,15	0,00	42,29	0,00
SueloDes200m	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,21
Forestado200m	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	46,19	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cultivo200m	0,00	0,00	0,00	0,00	15,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pastura200m	0,00	26,46	0,00	0,00	0,00	0,00	33,95	0,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	75,98
VegNat200m	50,00	41,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	99,06	0,00	0,00	100,00	60,30	96,02	50,00	5,07	100,00	26,40	0,00
VegExo200m	0,00	0,00	0,00	14,21	49,22	0,00	0,00	0,00	0,00	47,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	32,33	19,81
VegMix200m	0,00	31,99	100,00	0,00	0,00	100,00	25,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,82	0,00	0,00	0,00
Urb600m	0,00	0,00	4,90	78,94	17,87	0,00	9,59	0,00	0,00	25,83	0,00	0,00	2,32	1,50	48,57	0,00	5,18	0,00
SueloDes600m	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46
Forestado600m	24,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	46,10	0,00	0,00	36,13	0,00	43,54	0,00	0,00	0,00	0,00
Cultivo600m	0,00	0,00	0,00	0,00	69,76	0,00	26,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	65,99
Pastura600m	0,00	12,79	0,00	0,00	0,00	0,00	49,24	0,66	1,97	15,72	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	29,26
VegNat600m	75,13	38,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	99,34	51,92	0,00	100,00	68,87	87,94	54,96	28,56	100,00	90,89	0,00
VegExo600m	0,00	0,00	0,00	15,98	12,37	0,00	0,00	0,00	0,00	58,45	0,00	0,00	9,75	0,00	0,00	0,00	3,93	4,29
VegMix600m	0,00	48,69	95,10	5,08	0,00	100,00	15,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	22,87	0,00	0,00	0,00

Anexo 41. Valores de variables a escala de paisaje en cuenca media-baja. Las variables incluidas son: porcentaje de urbanización en buffer de 600 m (Urb600m), porcentaje de suelo desnudo en buffer de 600 m (SueloDes600m), porcentaje de cultivo en buffer de 600 m (Cultivo600m), porcentaje de pastura en buffer de 600 m (Pastura600m), porcentaje de vegetación nativa en buffer de 600 m (VegNat600m), porcentaje de vegetación exótica en buffer de 600 m (VegExo600m), porcentaje de vegetación mixta en buffer de 600 m (VegMix600m), porcentaje de urbanización en buffer de 1,2 km (Urb1.2km), porcentaje de suelo desnudo en buffer de 1,2 km (SueloDes1.2km), porcentaje de cultivo en buffer de 1,2 km (Cultivo1.2km), porcentaje de pastura en buffer de 1,2 km (Pastura1.2km), porcentaje de vegetación nativa en buffer de 1,2 km (VegNat1.2km), porcentaje de vegetación exótica en buffer de 1,2 km (VegExo1.2km) y porcentaje de vegetación mixta en buffer de 1,2 km (VegMix1.2km).

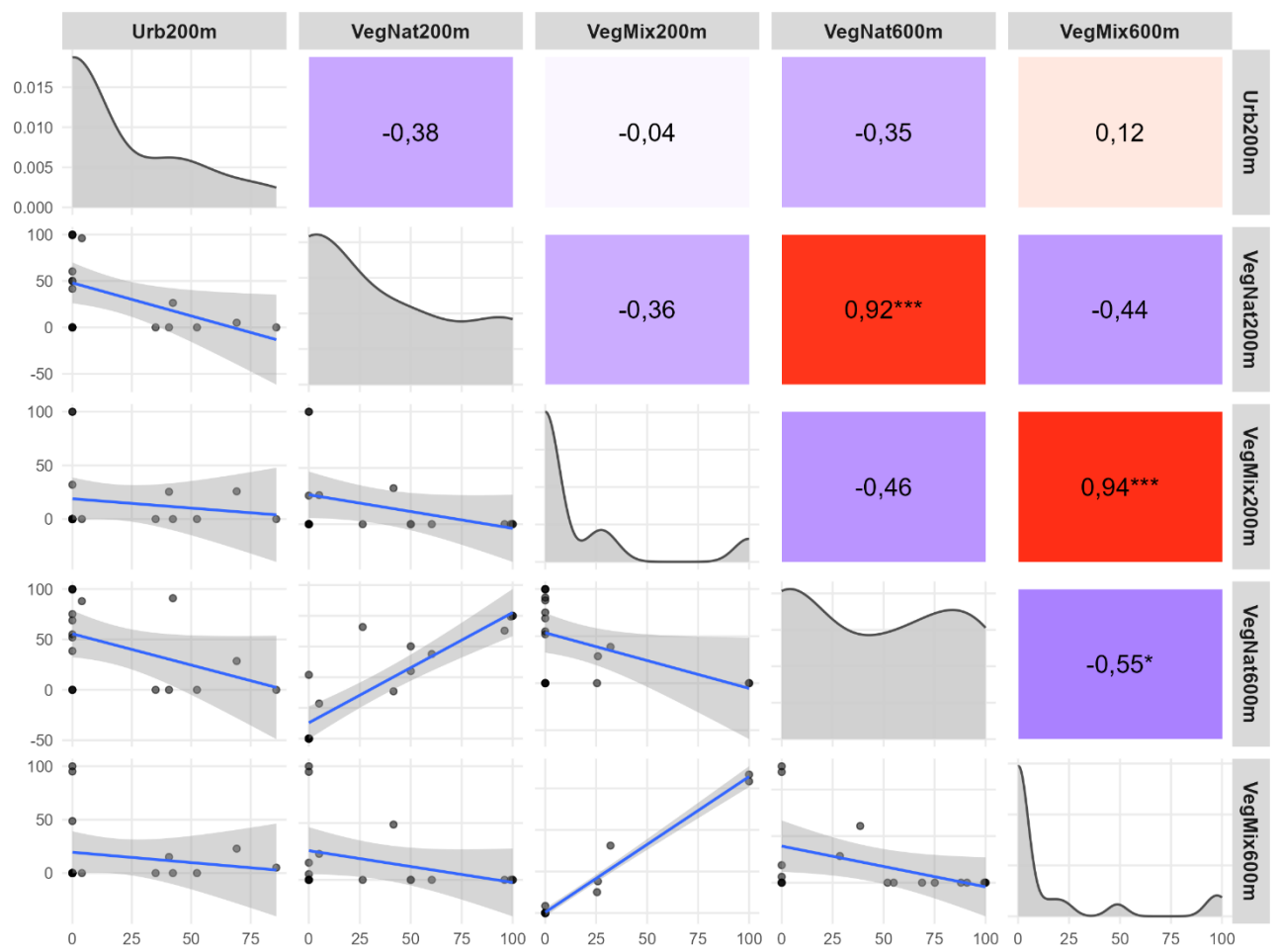
[illegible]

BosqMix1.2m	4,41	0,00	4,50	48,37	6,91	34,09	19,15	30,07	0,00	17,72	0,00	0,00
BosqExo1.2km	0,00	9,11	24,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,89	0,00	4,72	12,19
Carcarañá												
Variables/Sitios	CA-1	CA-2	CA-3	CA-4								
Urb600m	2,92	1,38	0,00	0,00								
Cultivo600m	88,05	94,91	78,82	58,93								
Pastura600m	8,59	0,00	0,00	0,00								
SueloDesn600m	0,00	0,00	0,00	0,00								
BosqNat600m	0,00	0,00	0,00	0,00								
BosqMix600m	0,00	3,71	21,18	41,07								
BosqExo600m	0,44	0,00	0,00	0,00								
Urb1.2km	2,39	0,31	0,00	0,00								
Cultivo1.2km	91,15	97,55	88,00	81,12								
Pastura1.2km	1,52	0,00	0,00	0,00								
SueloDesn1.2km	0,00	0,00	0,00	0,00								
BosqNat1.2km	0,00	0,00	0,00	0,00								
BosqMix1.2m	0,00	2,14	12,00	18,88								
BosqExo1.2km	4,94	0,00	0,00	0,00								

Anexo 43. Correlaciones y niveles de significancia de las variables con mayor contribución a los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (PCA) para la cuenca alta, a escala de paisaje. Se muestran únicamente las variables con $|p\text{-valor}| < 0,05$ en al menos uno de los dos primeros ejes. El símbolo “—” indica ausencia de asociación significativa con la dimensión correspondiente.

Variable	PCA 1 (r)	p-valor	PCA 2 (r)	p-valor
Urb200m	0,75	$3,54 \times 10^{-4}$	—	—
Urb600m	0,65	$3,50 \times 10^{-3}$	—	—
VegExo200m	0,61	$7,19 \times 10^{-3}$	0,49	$3,84 \times 10^{-2}$
VegExo600m	0,58	$1,19 \times 10^{-2}$	0,49	$3,68 \times 10^{-2}$
Forestado200m	-0,56	$1,50 \times 10^{-2}$	—	—
Forestado600m	-0,59	$9,73 \times 10^{-3}$	—	—
VegNat200m	-0,74	$4,97 \times 10^{-4}$	—	—
VegNat600m	-0,82	$3,01 \times 10^{-5}$	—	—
VegMix600m	—	—	-0,89	$7,60 \times 10^{-7}$
VegMix200m	—	—	-0,89	$5,44 \times 10^{-7}$

Anexo 44. Matriz gráfica de correlaciones entre variables de paisaje de la cuenca alta (coeficiente de Spearman). En la diagonal se muestran las distribuciones (curvas de densidad) de cada variable. En el triángulo inferior se presentan los diagramas de dispersión para cada par de variables, con una línea de tendencia (ajuste lineal) y su banda de confianza. En el triángulo superior se indican los coeficientes de correlación (ρ) entre pares de variables; el color de fondo representa el signo y la magnitud de la asociación (rojos = correlaciones positivas; azules = correlaciones negativas; mayor intensidad = mayor $|\rho|$). La significancia estadística se señala mediante asteriscos (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$). Se incluyen las siguientes variables: porcentaje de urbanización en buffer de 200 m (Urb200m), porcentaje de vegetación nativa en buffer de 200 m (VegNat200m), porcentaje de vegetación mixta en buffer de 200 m (VegMix200m), porcentaje de vegetación nativa en buffer de 600 m (VegNat600m) y porcentaje de vegetación mixta en buffer de 600 m (VegMix600m).



Anexo 45. Comparación de modelos de GLM para BMWP a escala de paisaje en cuenca alta utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
VegMix200m	Aditivo	3	148,15	149,15	0,00	0,33	0,33	-71,08
NULL	Nulo	2	150,12	150,60	1,45	0,16	0,48	-73,06
Urb200m, VegMix200m	Aditivo	4	149,79	151,52	2,37	0,10	0,58	-70,89
VegMix200m, VegNat600m	Aditivo	4	150,12	151,86	2,71	0,08	0,67	-71,06
VegNat600m	Aditivo	3	151,06	152,06	2,91	0,08	0,74	-72,53
Urb200m	Aditivo	3	151,44	152,44	3,28	0,06	0,81	-72,72
Urb200m * VegNat600m	Interactivo	5	149,81	152,54	3,39	0,06	0,87	-69,91
Urb200m, VegNat600m	Aditivo	4	150,92	152,66	3,51	0,06	0,92	-71,46
Urb200m * VegMix200m	Interactivo	5	151,10	153,83	4,68	0,03	0,95	-70,55
Urb200m, VegMix200m, VegNat600m	Aditivo	5	151,38	154,11	4,95	0,03	0,98	-70,69
VegMix200m * VegNat600m	Interactivo	5	152,12	154,85	5,69	0,02	1,00	-71,06
Urb200m * VegMix200m * VegNat600m	Interactivo	8	154,23	161,81	12,66	0,00	1,00	-69,12

Anexo 46. Comparación de modelos de GLM para abundancia de colectores de depósito a escala de paisaje en cuenca alta utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
NULL	Nulo	2	60,20	61,00	0,00	0,40	0,40	-28,10
Urb200m	Aditivo	3	60,14	61,86	0,85	0,26	0,66	-27,07
VegMix200m	Aditivo	3	62,14	63,86	2,85	0,10	0,75	-28,07
VegNat600m	Aditivo	3	62,20	63,92	2,91	0,09	0,84	-28,10
Urb200m, VegNat600m	Aditivo	4	61,63	64,70	3,70	0,06	0,91	-26,81
Urb200m, VegMix200m	Aditivo	4	62,14	65,22	4,21	0,05	0,95	-27,07
VegMix200m, VegNat600m	Aditivo	4	64,13	67,20	6,20	0,02	0,97	-28,06
Urb200m, VegMix200m, VegNat600m	Aditivo	5	63,40	68,40	7,40	0,01	0,98	-26,70
Urb200m * VegNat600m	Interactivo	5	63,59	68,59	7,58	0,01	0,99	-26,79
Urb200m * VegMix200m	Interactivo	5	64,09	69,09	8,09	0,01	1,00	-27,05
VegMix200m * VegNat600m	Interactivo	5	66,01	71,01	10,01	0,00	1,00	-28,00
Urb200m * VegMix200m * VegNat600m	Interactivo	8	68,71	84,71	23,71	0,00	1,00	-26,36

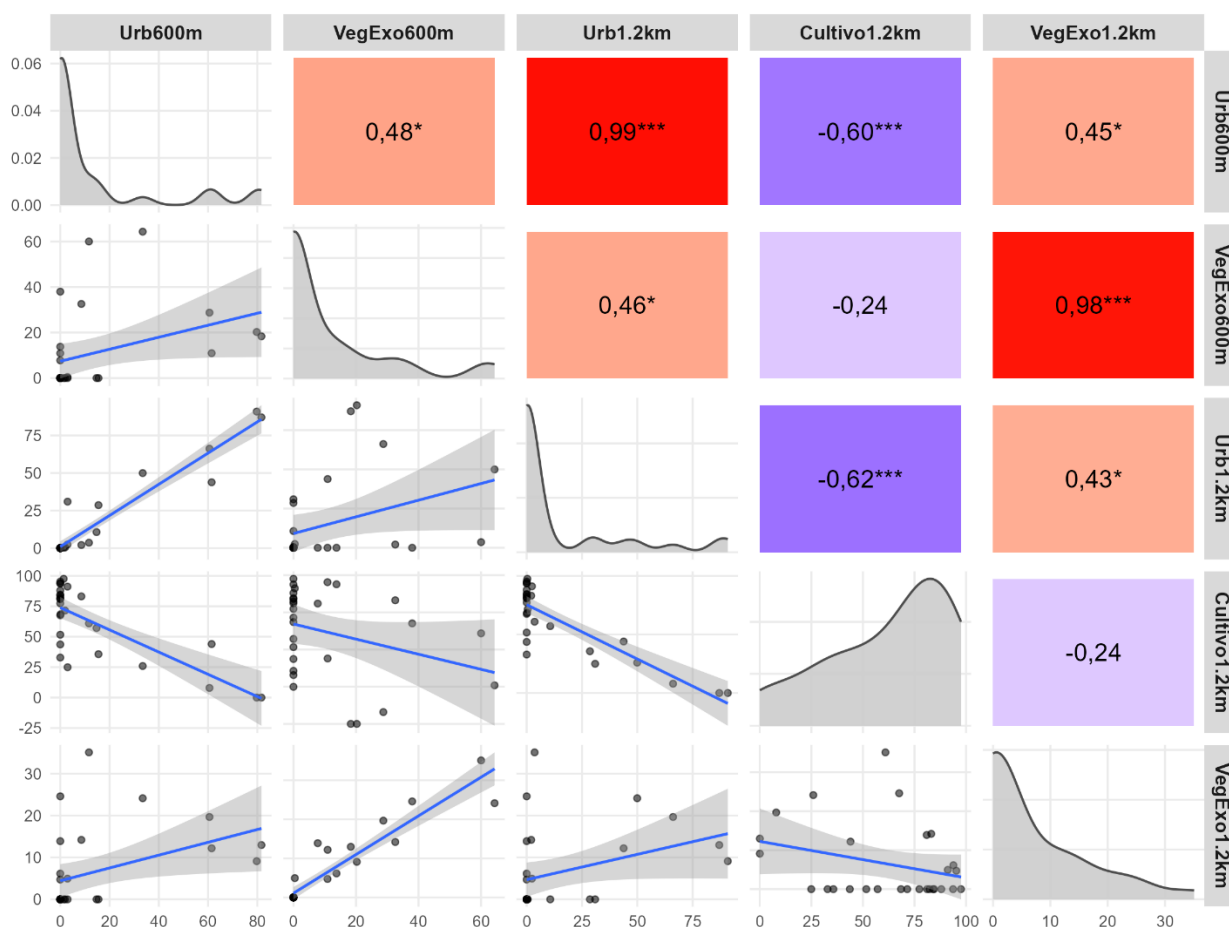
Anexo 47. Comparación de modelos de GLM para % de Díptera a escala de paisaje en cuenca alta utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
Urb200m	Aditivo	3	156,38	158,09	0,00	0,36	0,36	-75,19
NULL	Nulo	2	158,83	159,63	1,55	0,17	0,53	-77,42
Urb200m, VegMix200m	Aditivo	4	158,05	161,12	3,03	0,08	0,61	-75,02
VegNat600m	Aditivo	3	159,49	161,20	3,12	0,08	0,68	-76,75
VegMix200m * VegNat600m	Interactivo	5	156,23	161,23	3,14	0,08	0,76	-73,12
VegMix200m, VegNat600m	Aditivo	4	158,22	161,30	3,21	0,07	0,83	-75,11
Urb200m, VegNat600m	Aditivo	4	158,25	161,33	3,24	0,07	0,90	-75,12
VegMix200m	Aditivo	3	160,23	161,95	3,86	0,05	0,95	-77,12
Urb200m, VegMix200m, VegNat600m	Aditivo	5	159,05	164,05	5,96	0,02	0,97	-74,53
Urb200m * VegNat600m	Interactivo	5	159,26	164,26	6,17	0,02	0,99	-74,63
Urb200m * VegMix200m	Interactivo	5	160,04	165,04	6,95	0,01	1,00	-75,02
Urb200m * VegMix200m * VegNat600m	Interactivo	8	154,31	170,31	12,23	0,00	1,00	-69,16

Anexo 48. Correlaciones y niveles de significancia de las variables con mayor contribución a los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (PCA) para la cuenca media-baja, a escala de paisaje. Se muestran únicamente las variables con $|p\text{-valor}| < 0,05$ en al menos uno de los dos primeros ejes. El símbolo “—” indica ausencia de asociación significativa con la dimensión correspondiente.

Variable	PCA 1 (r)	p-valor	PCA 2 (r)	p-valor
Urb600m	0,88	<0,001	—	—
Urb1.2km	0,86	<0,001	—	—
VegExo1.2km	0,74	<0,001	-0,41	0,029
VegExo600m	0,73	<0,001	-0,38	0,047
VegMix1.2m	-0,42	0,026	0,67	<0,001
VegMix600m	-0,47	0,011	0,67	<0,001
Cultivo600m	-0,65	<0,001	-0,66	<0,001
Cultivo1.2km	-0,76	<0,001	-0,61	<0,001
Pastural1.2km	—	—	0,44	0,020

Anexo 49. Matriz gráfica de correlaciones entre variables de paisaje de la cuenca media-baja (coeficiente de Spearman). En la diagonal se muestran las distribuciones (curvas de densidad) de cada variable. En el triángulo inferior se presentan los diagramas de dispersión para cada par de variables, con una línea de tendencia (ajuste lineal) y su banda de confianza. En el triángulo superior se indican los coeficientes de correlación (ρ) entre pares de variables; el color de fondo representa el signo y la magnitud de la asociación (rojos = correlaciones positivas; azules = correlaciones negativas; mayor intensidad = mayor $|\rho|$). La significancia estadística se señala mediante asteriscos (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$). Se incluyen las siguientes variables: porcentaje de urbanización en buffer de 600 m (Urb600m), porcentaje de vegetación exótica en buffer de 200 m (VegExo600m), porcentaje de urbanización en buffer de 1,2 km (Urb1.2km), porcentaje de cultivo en buffer de 1,2 km (Cultivo1.2km) y porcentaje de vegetación exótica en buffer de 1,2 km (VegExo1.2km).



Anexo 50. Comparación de modelos de GLM para BMWP a escala de paisaje en cuenca media-baja utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
Cultivo1.2km	Aditivo	3	270,91	271,91	0,00	0,34	0,34	-132,46
Urb1.2km, Cultivo1.2km	Aditivo	4	270,59	272,33	0,42	0,27	0,61	-131,30
Cultivo1.2km, VegExo1.2km	Aditivo	4	272,56	274,30	2,38	0,10	0,71	-132,28
Urb1.2km, Cultivo1.2km, VegExo1.2km	Aditivo	5	271,71	274,43	2,52	0,10	0,81	-130,85
Urb1.2km * Cultivo1.2km	Interactivo	5	272,29	275,02	3,10	0,07	0,88	-131,14
NULL	Nulo	2	275,97	276,45	4,53	0,04	0,91	-135,98
Urb1.2km	Aditivo	3	275,92	276,92	5,00	0,03	0,94	-134,96
Cultivo1.2km * VegExo1.2km	Interactivo	5	274,44	277,16	5,25	0,02	0,96	-132,22
VegExo1.2km	Aditivo	3	276,41	277,41	5,49	0,02	0,99	-135,20
Urb1.2km, VegExo1.2km	Aditivo	4	277,23	278,97	7,05	0,01	1,00	-134,61
Urb1.2km * VegExo1.2km	Interactivo	5	278,69	281,42	9,51	0,00	1,00	-134,35
Urb1.2km * Cultivo1.2km * VegExo1.2km	Interactivo	8	275,64	283,22	11,31	0,00	1,00	-129,82

Anexo 51. Comparación de modelos de GLM para % de depredadores a escala de paisaje en cuenca media-baja utilizando el criterio de Akaike (AIC). La tabla muestra el número de parámetros estimados (K), el valor de AICc para cada modelo, la diferencia entre el AICc del modelo y el mejor modelo ($\Delta AICc$), el peso AICc asociado a cada modelo, el peso acumulado, y la verosimilitud logarítmica de cada modelo.

Modelos	Tipo	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc	Peso acumulado	log-verosimilitud
Urb1.2km * Cultivo1.2km	Interactivo	5	59,51	62,24	0,00	0,38	0,38	-24,75
NULL	Nulo	2	63,12	63,60	1,37	0,19	0,58	-29,56
Urb1.2km, Cultivo1.2km	Aditivo	4	62,36	64,10	1,87	0,15	0,73	-27,18
Urb1.2km	Aditivo	3	64,58	65,58	3,34	0,07	0,80	-29,29
Cultivo1.2km	Aditivo	3	64,94	65,94	3,70	0,06	0,86	-29,47
VegExo1.2km	Aditivo	3	65,09	66,09	3,86	0,06	0,91	-29,55
Urb1.2km, Cultivo1.2km, VegExo1.2km	Aditivo	5	64,13	66,85	4,62	0,04	0,95	-27,06
Urb1.2km, VegExo1.2km	Aditivo	4	66,37	68,11	5,87	0,02	0,97	-29,18
Cultivo1.2km, VegExo1.2km	Aditivo	4	66,94	68,68	6,44	0,02	0,99	-29,47
Cultivo1.2km * VegExo1.2km	Interactivo	5	68,01	70,74	8,50	0,01	0,99	-29,01
Urb1.2km * VegExo1.2km	Interactivo	5	68,26	70,99	8,75	0,01	1,00	-29,13
Urb1.2km * Cultivo1.2km * VegExo1.2km	Interactivo	8	63,87	71,45	9,21	0,00	1,00	-23,93



2026

