

UNIVERSIDAD NACIONAL
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

Informe final

**Evaluación de la calidad del agua del río Bermúdez y su influencia en los
macroinvertebrados bentónicos y el proceso de degradación de materia
orgánica alóctona**

**Proyecto de graduación presentado como requisito parcial para optar al
grado de Licenciatura en Biología con Énfasis en Manejo de Recursos
naturales**

David J. Romero Serrano

Acta de Aprobación UNA-ECB-ATFG-017-2022

Campus Omar Dengo

Heredia, Costa Rica

Este trabajo de graduación fue Aprobado por el Tribunal Examinador de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional, como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Biología Tropical.



MSc. Alicia Fonseca Sánchez
Representante, Decano, quién preside



Dr. Junior Pastor Molina Pérez
Representante Unidad Académica



Dr. Meyer Guevara Mora
Tutor



Lic. Mauricio Herrera Campos
Asesor



M.Sc. Alejandro Durán Apuy
Asesor



M.Sc. Silvia Echeverría Sáenz
Invitada especial

Resumen

El crecimiento descontrolado de las áreas urbanas, sumado a la expansión de la frontera agrícola y la sobreexplotación de los recursos naturales han propiciado el deterioro acelerado de la red hídrica durante las últimas décadas. Dichos factores afectan, en gran medida la diversidad acuática; así como los procesos funcionales que esta cumple en los sistemas hídricos, como la descomposición de la materia orgánica y la transferencia de energía. El objetivo de esta investigación fue evaluar la calidad del agua y su influencia en la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos durante el proceso de descomposición de la materia orgánica alóctona; como herramienta para la gestión de especies nativas útiles para la reforestación en las zonas de protección ribereña, en la microcuenca del río Bermúdez, Heredia. A lo largo del perfil altitudinal del río se tomaron parámetros físicos, químicos y biológicos y se establecieron ensayos de descomposición de hojarasca para las especies *Citharexylum donnell-smithii* y *Conestegia oerstedina*. Los resultados de calidad del agua mostraron valores superiores de contaminación en los puntos más bajos de la cuenca asociado al incremento en las presiones antropogénicas. Por su parte, los ensayos de descomposición mostraron una tendencia a presentar tasas de K más aceleradas en los puntos mejor conservados. Con respecto a la tasa de descomposición, únicamente se determinaron diferencias estadísticamente significativas entre las especies ($F=35.78$, $p < 0.001$). Para el experimento de la degradación de la materia orgánica, los grupos de macroinvertebrados asociados a los paquetes de hojarasca, mostraron diferencias significativas entre puntos a lo largo del río ($F=2.34$, $R^2=0.424$, $p=0.0001$). De acuerdo con los resultados de los índices IHF y BMWP-CR, la influencia urbana en el ecosistema fluvial impacta directamente la composición de la comunidad de macroinvertebrados. Sin embargo, procesos como la degradación de la materia orgánica alóctona en cuencas urbanas tropicales no dependen mayoritariamente de los grupos funcionales de macroinvertebrados fragmentadores, sino que pueden atribuirse a la acción mecánica del agua y a otros grupos descomponedores como hongos y bacterias.

Agradecimientos

Un especial agradecimiento al equipo LEUNA por los aportes hechos en el desarrollo de esta investigación. Al profesor Meyer Guevara por el apoyo incondicional para hacer posible esta investigación. A la profesora Nancy por el libre acceso a los equipos de laboratorios necesarios para realizar las mediciones. A todas las personas que de una u otra forma aportaron al desarrollo de este trabajo. A todos y todas gracias por el apoyo.

Dedicatoria

A mi madre Flora y mi padre Rafael quienes han sido el motor incondicional a lo largo de mi carrera profesional. A mis hermanos Andrés y Fernand por todo el apoyo dado en estos años. A mis amigos y profesores más cercanos, gracias por no dejar de creer en mí.

Índice

Resumen	I
Agradecimientos	II
Dedicatoria.....	III
Índice	IV
Índice de Cuadros	VI
Índice de Anexos	VIII
Introducción	2
Justificación	5
Planteamiento del problema a investigar	6
Objetivo general.....	7
Objetivos específicos.....	7
Marco teórico	8
Marco metodológico	10
2.1 Área de Estudio	10
2.2. Parámetros físicos y químicos	12
2.3. Parámetros biológicos	13
2.4. Degradación de la materia orgánica (MO) y la comunidad de macroinvertebrados.....	14
2.4.1. Selección de especies usadas en los ensayos de descomposición de MO	14
2.4.2 Preparación de los paquetes de hojarasca.....	14
2.4.4. Procesamiento de las muestras en laboratorio	17
2.5. Análisis de datos.....	18

2.5.1 <i>Determinación de la calidad del agua</i>	18
Resultados	20
3.1 Parámetros físicos y químicos e Índice Holandés	20
3.2.1. <i>Abundancia y diversidad de macroinvertebrados bentónicos</i>	21
3.2.2. <i>Índice BMWP-CR</i>	24
3.3. Degradación de MO	24
3.3.1. <i>Tasa de descomposición de las especies evaluadas</i>	24
3.4. Macroinvertebrados asociados a los paquetes de hojarasca	29
Discusión.....	34
4.1. Variación en los parámetros físicos y químicos.....	34
4.2. Variación en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y el índice BMWP-CR	35
4.3. Descomposición de la MO	37
4.4. Macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición.....	39
Conclusiones	40
Recomendaciones.....	42
Referencias Bibliográficas	43
Anexos	53

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Rango de clasificación del índice BMWP-CR, según el reglamento para la evaluación de cuerpos de agua superficiales DE 33903-MINAE-S.	18
Cuadro 2. Asignación de clases de calidad del agua según el Sistema Holandés de codificación por colores, basado en valores de PSO, DBO y nitrógeno amoniacal.	19
Cuadro 3. Tasas de descomposición de hojarasca (K) y coeficientes de correlación (R2) para la relación entre el porcentaje de masa remanente y los días de duración del ensayo, en 6 puntos a lo largo del perfil altitudinal del río Bermúdez.	27
Cuadro 4. Abundancia de los taxa asociados a los paquetes de hojarasca en MG por sitio (incluye todas las fechas de muestreo y ambas especies de hojas), como porcentaje de la abundancia total por sitio en el río Bermúdez.	31
Cuadro 5. Promedio de disimilitud y porcentaje de contribución de los taxa a las diferencias entre puntos.....	33

Índice de Figuras

Figura 1. Mapa del área de estudio, puntos de muestreo y usos de suelo clasificados como Bosque, Pasto, Café y Urbano, en la microcuenca del río Bermúdez, Heredia, Costa Rica.	12
Figura 2. Procedimiento de preparación de los paquetes de hojas en laboratorio y montaje en campo. Fotografías por Hilda Díaz.....	16
Figura 3. Recolección de muestras y procesamiento de los paquetes de hojarasca en el laboratorio.....	17
Figura 4. Resultados del índice Holandés por punto y periodo de muestreo, a lo largo del perfil altitudinal del río Bermúdez.....	22
Figura 5. Abundancias absolutas de macroinvertebrados bentónicos colectados por punto de muestreo, durante el periodo del estudio.	23
Figura 6. Abundancia de las principales familias por época de muestreo.....	23
Figura 7. Resultados del índice de calidad ambiental BMWP-CR por punto evaluado en el perfil altitudinal del río Bermúdez, para la época de transición seca-lluviosa del 2019 y seca del 2020.	25
Figura 8. Porcentaje promedio y desviación estándar de la masa remanente de hojarasca por especie y tipo de malla, evaluada a lo largo del perfil altitudinal del río Bermúdez.....	26
Figura 9. Promedio en la tasa de descomposición de MO (K) en los puntos de muestreo a lo largo del perfil altitudinal del río Bermúdez.	28
Figura 10. Modelo de regresión lineal entre la calidad del agua (BMWP-CR) y la tasa de descomposición de las especies evaluadas para la época lluviosa 2019.	28
Figura 11. Modelo de regresión lineal entre la calidad del agua (BMWP-CR) y la tasa de descomposición de las especies evaluadas para la época seca 2020.	29

Figura 12. Distribución porcentual de los principales grupos taxonómicos asociados a los paquetes de hojarasca en MG. Barras color negro representan a la clase Insecta; barras grises No Insecta. 30

Índice de Anexos

Anexo 1. Descripción de los sitios de muestreo en el río Bermúdez, Heredia, Costa Rica. 53

Anexo 2. Promedios, máximos y mínimos para los parámetros físicos y químicos muestreados en ocho puntos, en el periodo del 2018-2020, a lo largo del gradiente altitudinal del río Bermúdez, Heredia, Costa Rica. Los parámetros para los puntos MC y RC corresponden a el periodo de transición de la época seca-lluviosa del 2019 y durante la época seca del 2020 56

Anexo 3. Resultados del Índice Holandés por punto de muestreo para el río Bermúdez por época para el periodo 2018 al 2020. 57

Anexo 4. Valores del índice BMWP-CR por punto de muestreo, para el segmento evaluado del río Bermúdez durante el periodo de 2019 al 2020. 57

Anexo 5. Abundancias de macroinvertebrados bentónicos evaluados por punto de muestreo en el río Bermúdez, Heredia, durante el periodo del estudio 58

Introducción

El derecho humano al agua de calidad y al saneamiento son condiciones determinantes para la vida en el planeta, por lo que la demanda de este vital recurso y su conservación son una de las principales prioridades para las naciones (UNU, 2015). El crecimiento acelerado de la población, la contaminación excesiva de cuerpos de agua superficiales y subterráneos, la distribución desigual del recurso hídrico, así como los efectos del cambio climático, han generado en los últimos años, serios impactos en el estado de bienestar de la población, principalmente en los países en vías de desarrollo (Zarama, 2020). En lo que respecta a la disposición final de las aguas residuales, 2900 millones de personas de la población mundial utilizó servicios de saneamiento de forma segura, 2100 millones tuvieron acceso a servicios básicos, mientras que 2300 millones carecieron de sistemas básicos de saneamiento (WWAP, 2019).

Los países de América Latina y el Caribe han reconocido tiempo atrás la importancia de los servicios de agua potable y los sistemas de saneamiento, como uno de los principales factores para la protección de la salud y la lucha contra la pobreza. No obstante, cerca de 166 millones de personas no cuentan con acceso a agua potable de calidad, mientras que 443 millones de personas no disponen de servicios de saneamiento adecuados (Jouravlev *et al.*, 2021).

Para el caso de Costa Rica, existe una reconocida riqueza hídrica, relacionada con la abundancia y complejidad de cuencas hidrográficas. Se estima que el país dispone de más de 103 millones de metros cúbicos anuales de agua dulce para diferentes usos, de los cuales el 96.6% proviene de fuentes superficiales, mientras que un 1.4% se extrae del subsuelo (Estado de la Nación, 2017). Además, se cuenta con la mayor disponibilidad y tasa de extracción per cápita de Centroamérica (Valverde, 2010), accesible vía tubería para un 99.5% de la población (Estado de la Nación, Capítulo. 4, 2017). No obstante, es evidente que existen grandes deficiencias gubernamentales en cuanto a la gestión del recurso hídrico que aseguren la disponibilidad y calidad para las futuras generaciones (Castro *et al.*, 2004).

Algunos factores como el acelerado crecimiento de las áreas urbanas, la expansión de la frontera agrícola, la sobreexplotación de los recursos naturales (DeFries & Eshleman, 2004),

aunado a la ausencia de planes y políticas integrales de manejo, así como un marco legal de mínimo cumplimiento, han propiciado el deterioro acelerado de la red hídrica durante las últimas décadas. Como consecuencia de este proceso de degradación, en más del 90% del territorio nacional el recurso presenta algún grado de vulnerabilidad (Varela, 2007). Se estima que al menos el 75% de las fuentes de abastecimiento superficiales y acuíferos son altamente vulnerables (Valverde, 2013), lo que conlleva potenciales riesgos sobre la salud humana y la diversidad biológica.

Específicamente el río Bermúdez, presenta un deterioro gradual conforme se avanza aguas abajo en la cuenca por las áreas de ganadería, agrícolas y urbanas (Gaetan *et al.*, 2006; Anchía, 2021). El actual estado de deterioro de este río es el resultado de años de mal manejo de las aguas negras sumado a la contaminación de las actividades agrícolas e industriales (Castro *et al.* 1996). Esta situación está bien documentada desde hace más de cinco décadas, con serias repercusiones, como el exterminio de la ictiofauna y un sensible deterioro de la calidad escénica; además del riesgo que representa para la salud humana el uso de sus aguas en la parte baja para el riego de cultivos.

Antecedentes

Los sistemas ecológicos urbanos alrededor del mundo están inmersos en una serie de complejas interacciones, generalmente dominadas por la influencia antropogénica (Alberti, 2005). Esto repercute negativamente sobre los ecosistemas naturales; especialmente los ríos urbanos figuran como los ecosistemas más afectados, como resultado de la interacción entre la contaminación y factores como la variación en el régimen hidrológico (ya sea por disminución o aumentos abruptos en el caudal), además de los cambios en la estructura de los micro hábitats fluviales y ribereños (Pavé & Marchase, 2005; Blakely & Harding, 2005).

Por otro lado, los efectos asociados a la concentración de población ejercen una significativa presión sobre los bienes y servicios de los ecosistemas urbanos (Piedra *et al.*, 2016), afectando no solo la calidad ambiental del ecosistema y la salud humana, sino también los procesos funcionales en los sistemas hídricos; como la descomposición de la materia

orgánica y la transferencia de energía (Gastezzi-Arias, 2016; Classen-Rodríguez *et al.*, 2019). Así mismo, la biota acuática está directamente expuesta a las alteraciones de su entorno, por lo que refleja el grado de afectación con cambios en la estructura de la comunidad, un ejemplo de ello son los macroinvertebrados bentónicos (Blakely *et al.*, 2006).

Estos efectos son frecuentes en gran parte de los ríos del Gran Área Metropolitana (GAM) de Costa Rica, especialmente aquellos con una alta vulnerabilidad, debido a la constante interacción del ecosistema con la matriz urbana circundante (Mena-Rivera *et al.*, 2018; Quesada *et al.*, 2021; Anchia, 2021). Uno de los ejemplos más representativos y mejor documentado es el río Virilla, en donde la estructura de la comunidad bentónica de macroinvertebrados es afectada por la contaminación a lo largo de la subcuenca (Morales, 2007; Mena *et al.*, 2018).

En el caso del río Bermúdez y sus afluentes, la alta carga de contaminantes provenientes de las áreas agrícolas, así como el inadecuado manejo de las aguas residuales de origen industrial y residencial han provocado un evidente deterioro tanto en la dinámica natural del ecosistema, como en la belleza escénica (Castro, 1996). Dicha condición y la preocupación por los efectos nocivos sobre la calidad ambiental y la salud de la población han conducido a la realización de una serie de estudios base para promover y fundamentar el manejo sostenible del recurso hídrico en la microcuenca.

Cordero *et al.*, (1979) establecieron las bases al exponer el alto grado de contaminación del río Bermúdez; posteriormente Castro *et al.*, (1996) examinaron los patrones de variación espacial y temporal de algunas variables físicas (pH conductividad, oxígeno disuelto y temperatura), determinando que existe un progresivo deterioro de la calidad del agua desde su punto de origen, tornándose inadecuada para su uso en actividad agrícolas e inclusive peligrosa para la salud de los habitantes de la microcuenca.

Posteriormente Buzolich *et al.*, (2007) evaluaron la capacidad de las márgenes del río para reducir la erosión y la contaminación, mostrando que el uso de suelo en las márgenes del río (mayormente urbano), así como el alto número de puntos de descarga de desechos, favorecen los procesos erosivos y la contaminación. Además, Echeverría & Orozco (2015) evaluaron

la disponibilidad del recurso hídrico, demostrando que existe una presión importante ligada a la disponibilidad hídrica para actividades agrícolas. Más recientemente, Anchía (2021) realizó una caracterización y diagnóstico de la calidad del agua en la cuenca alta, concluyendo que este tramo de la cuenca no presenta impactos negativos preponderantes.

Por otra parte, los estudios que se han desarrollado en relación con los procesos de descomposición de la materia orgánica en sistemas hídricos de Costa Rica son escasos. La mayor parte de estos han sido llevados a cabo en ríos del bosque tropical lluvioso en la vertiente Atlántica (Stout, 1980; Irons *et al.*, 1994; Rosemond *et al.*, 1998; Ardon *et al.*, 2006; Ardon & Pringle, 2007), evaluando (1) la tasa de descomposición de las hojas de algunas especies ribereñas autóctonas (Stout, 1980); (2) la consecuencia de la exclusión de macroconsumidores en la tasa de descomposición (Rosemond *et al.*, 1998); (3) el efecto de la adición de fósforo en el procesamiento de hojas de alta y baja calidad; y (4) el efecto de los compuestos secundarios en el proceso de descomposición (Ardón & Pringle, 2007). Sin embargo, el conocimiento relacionado con el rol que juegan los insectos acuáticos en procesos funcionales del ecosistema, como la degradación de la materia orgánica, son escasos en ríos urbanos (Zuñiga-Sarango *et al.*, 2020).

Justificación

El grado de contaminación que presentan la mayoría de los ríos que forman parte de la red hídrica que drena al Valle Central de Costa Rica ha sido reportado en diversas ocasiones (Mena-Rivera *et al.*, 2017; 2018; Hidalgo *et al.*, 2019). Uno de los casos más representativos corresponde al río Virilla, donde los efectos propios del desarrollo urbanístico en esta subcuenca, han ocasionado serias repercusiones en el funcionamiento natural del ecosistema acuático (Leandro *et al.*, 2010; Mena-Rivera *et al.*, 2018); modificando procesos relacionados con la erosión, escorrentía e infiltración, que, además, poseen influencia directa sobre el desgaste del suelo, la calidad del agua y los ecosistemas ribereños (Alvarado *et al.*, 2014). Esta situación ha impulsado la necesidad de establecer una serie de esfuerzos a diferentes escalas con el fin de generar medidas de manejo que garanticen la recuperación, rehabilitación y conservación de estos ríos. Uno de los esfuerzos más distintivos se destaca

en el Decreto N° 38071-MINAE (La Gaceta N°34, 2014), que crea la Comisión Integral de la Cuenca del Río Grande de Tárcoles (CGICRG- Tárcoles), con el objetivo de lograr la rehabilitación y el manejo integral de esta cuenca mediante la coordinación de las competencias de los entes y actores que la integran; además de la reciente política nacional de saneamiento de aguas residuales 2016-2024 (AyA-MINAE-MS, 2016), en la que se encuentra el establecimiento de una planta de tratamiento que recogerá las aguas residuales para varios cantones de Heredia (Mena-Rivera *et al.*, 2018). Sin embargo, la disponibilidad de información de línea base para la toma de decisiones es escasa para la mayoría de ríos urbanos.

En el caso de la microcuenca del río Bermúdez, , existe información referente a la variación espacio-temporal de las características físico-químicas del agua (Castro *et al.*, 1996); la respuesta hidrológica y el uso de suelo (Chávez, 2014); así como la capacidad potencial de las riberas para reducir la erosión (Buzolich, 2007). Mientras que los efectos de la matriz urbana predominante sobre la biota del río, en especial datos sobre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y las respuestas de estos a los cambios ambientales es reciente (Anchia, 2021). No obstante, el rol que estos juegan en la dinámica natural del ecosistema, así como la evaluación de procesos funcionales en esta micro cuenta son aún inexistentes.

La presente investigación pretende evaluar la influencia de la calidad del agua en la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos involucrados en el proceso de degradación de la materia orgánica. Esto representa un aporte sustancial en la generación de información de línea base para la toma de decisiones, en relación con el manejo integral del recurso hídrico, así como en el diseño de propuestas de rehabilitación y conservación atinentes a la realidad de la microcuenca del río Bermúdez.

Planteamiento del problema a investigar

El desarrollo urbanístico lleva consigo consecuencias inevitables para los sistemas naturales donde prevalece. En el caso de los ríos urbanos, la alteración sufrida por los efectos de la contaminación determina en gran medida la calidad de los cuerpos de agua (Yang *et*

al., 2021). Como consecuencia, se altera la estructura en las comunidades de organismos y los procesos funcionales del ecosistema original (Mena-Rivera *et al.*, 2018; Navarro & Monge, 2021).

Uno de los principales retos que enfrenta el manejo de los ríos urbanos en nuestro país, está estrechamente relacionado con la ausencia de información de línea base, necesaria para la toma de decisiones. En específico, lo referido a las respuestas que pueden tener las comunidades bióticas a las presiones ambientales ejercidas por las concentraciones de población. Es por tal motivo que surge la necesidad de evaluar cómo la calidad del agua, en una microcuenca con predominancia urbana, afecta la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y su papel en los procesos funcionales del ecosistema, como la descomposición de la materia orgánica.

Objetivo general

Evaluar la calidad del agua y su influencia en la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos durante el proceso de descomposición de la materia orgánica alóctona; como herramienta para la gestión de especies de árboles nativas en las zonas de protección ribereña del río Bermúdez, Heredia.

Objetivos específicos

- Determinar la influencia de la calidad del agua en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos a lo largo del río Bermúdez, mediante la aplicación del índice BMWP-CR.
- Estimar el aporte de los macroinvertebrados bentónicos en la tasa de descomposición de tres especies ribereñas, en distintos escenarios de contaminación en el río Bermúdez, Heredia.

Marco teórico

Debido a la complejidad de la matriz urbana los contaminantes que fluyen hacia los ríos provienen de múltiples fuentes, tanto de origen puntual como difuso (Pavé & Marchase, 2005). Los focos de contaminación puntual, como los desfogues de alcantarillado de aguas residuales o los efluentes industriales (Beasley & Kneale, 2002), pueden ser fácilmente identificables; mientras que la contaminación difusa, es asociada al arrastre y la infiltración de contaminantes durante las lluvias, por lo que es difícil de identificar (Dourojeanni & Jouravlev, 1999). Ambos aportan al sistema una alta carga de nutrientes, desechos orgánicos y componentes químicos que afectan directamente la salud de los ambientes dulceacuícolas (Pavé & Marchase, 2005).

Diversas investigaciones a lo largo del tiempo han demostrado que los cambios ejercidos por la contaminación en ríos, altera significativamente las características hidrológicas y físico-químicas del agua (Paul & Meyer, 2001; Urban *et al.*, 2006; Correa *et al.*, 2010), afectando directamente la estructura y composición de las comunidades bióticas del ecosistema. Ante esta situación, a partir de la década de los 70 surge la necesidad de complementar los análisis químicos y bacteriológicos con el uso de índices biológicos (Segnini, 2003), puesto que estos últimos permiten cuantificar la magnitud, el grado de exposición a las tensiones, o el grado de respuesta ecológica a dicha exposición (Hunsaker, 1990; Suter, 1993).

Los macroinvertebrados bentónicos han sido unos de los organismos más usados en estos índices, debido a que constituyen una herramienta de bajo costo, de fácil aplicación y muy efectiva en cuanto a su susceptibilidad a la contaminación. Además, son considerados el grupo con mayor abundancia en los cuerpos de agua superficiales; pueden encontrarse en una amplia variedad de microhábitats, son de fácil localización y poseen una sensibilidad variada a las perturbaciones del entorno (Segnini, 2003; Springer, 2010; Springer *et al.*, 2010). Esta última característica se puede evidenciar por ejemplo en la correlación existente entre la densidad de invertebrados fragmentadores y la disponibilidad de materia orgánica acumulada en el río (Graça, 2001).

La comunidad de plantas en las zonas de ribera es de suma importancia para el equilibrio ecológico de los ríos (McNeish *et al.*, 2012). La descomposición de la materia orgánica alóctona cumple un importante rol en la función de los ecosistemas acuáticos, en términos de ciclaje de nutrientes y transferencia de energía (Allan & Castillo, 2007; Benfield, 2007; Tiegs *et al.*, 2019). En este sentido, la vegetación ribereña representa la transición entre el medio acuático y el medio terrestre. A estos bosques ribereños se les atribuye, entre otras funciones, la de actuar como un sistema de protección con la capacidad de remover y retener parte de los contaminantes acarreados por la escorrentía superficial; además de influir en la complejidad estructural del cauce y la disponibilidad de hábitats para los macroinvertebrados bentónicos (Elosegi & Sabater, 2009).

La hojarasca, por su parte, al ser el componente dominante de la materia orgánica particulada gruesa en las corrientes, cumple un papel esencial en el aporte de energía para la biota (Graça, 2002; Boyero *et al.*, 2009) y el metabolismo general de los ríos (Young *et al.*, 2008). Graça (2002), señala que la descomposición de esta materia orgánica es un proceso continuo que involucra procesos bióticos (descomponedores y detritívoros) como abióticos (abrasión física). Estas acumulaciones de materia actúan como la principal fuente de alimento para los organismos descomponedores y detritívoros (Suberkropp & Chauvet, 1995). En el caso de los macroinvertebrados acuáticos que se alimentan de hojas, las densidades tienden a estar correlacionadas con la acumulación espacial y temporal de la materia orgánica en el cauce de los ríos (Graça, 2002). La calidad del bosque de ribera, por tanto, repercute en la tasa de descomposición de la hojarasca (Ferreira *et al.*, 2016).

La descomposición de las hojas, como indicador de integridad ecosistémica, ha sido bien estudiado en ríos y arroyos de zonas templadas y tropicales (Ramírez, 2014; Lin *et al.*, 2020). De estos estudios conocemos que el proceso involucra, además de la lixiviación de los compuestos disueltos, degradación por hongos, bacterias, macroinvertebrados y fragmentación física (Follstad *et al.*, 2016). Sin embargo, los estudios enfocados en determinar los efectos de la urbanización sobre la funcionalidad de ríos urbanos en el trópico son escasos (Torres & Ramírez, 2014; Martins *et al.*, 2015; Boyero *et al.*, 2015; Iñiguez-Armijos *et al.*, 2016; Classen-Rodríguez & Ramírez, 2019), no obstante, los existentes

sientan las bases para comprender cómo la urbanización afecta la funcionalidad ecosistémica de ríos urbanos en Latinoamérica. Por ejemplo, para ríos con un gradiente urbano en Puerto Rico, la urbanización afecta el entorno y la diversidad de macroinvertebrados, lo que resulta en efectos negativos en el ecosistema (Classen-Rodríguez & Ramírez, 2019).

Investigaciones recientes evidencian que existen variaciones en las tasas de descomposición de la hojarasca en relación con múltiples factores ambientales y biológicos, los cuales son modulados por el estrés de la urbanización (Lin *et al.*, 2020; Wiederkehr *et al.*, 2020; Gao *et al.*, 2022). No obstante, la respuesta de las diferentes funciones ecosistémicas en ríos urbanos y sus posibles efectos ecológicos siguen siendo en gran medida desconocidos, lo que limita su gestión y restauración (Gao *et al.*, 2022).

Así mismo, autores como Young *et al.* (2008) señalan que el proceso de descomposición de la materia orgánica está vinculado tanto con las características de la vegetación ribereña, como con la actividad de la biota asociada y es afectada por un amplio rango de factores naturales, o bien de origen antropogénico. Estos mismos autores concluyen que para una evaluación completa de la integridad de los ríos, los aspectos funcionales como la descomposición de la materia orgánica y el metabolismo del ecosistema deben ser incluidos dentro de las métricas. Esto permite la posibilidad de plantear propuestas integrales para la rehabilitación y conservación de ecosistemas como los ríos urbanos.

Marco metodológico

2.1 Área de Estudio

El área de estudio se encuentra ubicada a lo largo del perfil altitudinal del río Bermúdez, entre los cantones de San Rafael y San Pablo de Heredia. Con una longitud de 26 km éste sirve de drenaje a una microcuenca de 76 km² (Castro *et al.*, 1996). Posee un rango altitudinal que va desde los 2260 msnm en las cercanías del Cerro Chompipe, al norte de la ciudad de Heredia, hasta los 848 msnm en el punto de unión con el río Virilla en San Rafael de Alajuela (Chaves, 2014, Araya & Fernández, 2017). La topografía de este río es muy irregular, especialmente en la parte alta (Castro *et al.*, 1996), alcanzando pendientes en las

franjas ribereñas con un promedio de 30° en los primeros 13 km a partir del punto de nacimiento (Buzolich, 2007). El promedio anual de precipitación en la región va desde los 5750 mm en las partes más altas, hasta los 2250 mm en las más bajas; mientras las temperaturas anuales varían entre 18.6 a 23.95 °C (Madrigal *et al.*, 2014). De acuerdo con la clasificación de Holdrige (1982), las zonas de vida remanentes de los ecosistemas originarios, mayoritariamente en la parte alta de la microcuenca, corresponden a Bosque Premontano Húmedo y Bosque Premontano Muy Húmedo.

Se establecieron 11 puntos de muestreo siguiendo el gradiente altitudinal de la microcuenca del río Bermúdez, 8 fueron previamente establecidos en el cantón de San Pablo por el Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico de la Escuela de Química de la Universidad Nacional (LAMRHI), codificados como: 2-RB, 3-RB, 4-RB, 5-RB, 6-RB, 7-RB, 1-QG y 2-QG; y 3 más en el cantón de San Rafael, codificados como: 1-RC, 2-RC y 1-RB (Figura 1). Debido a la complejidad topográfica en las franjas ribereñas a lo largo del río (Buzolich, 2007), la selección de los puntos se realizó de acuerdo con la accesibilidad, tipo de cobertura, estructura del cauce y velocidad de la corriente; así como el permiso de los dueños de las propiedades con acceso directo al río, cuando fue necesario (ver descripción en Anexo 1).

De los puntos de muestreo seleccionados, en 9 se realizaron análisis físicos y químicos, en 8 se recolectaron muestras de macroinvertebrados (el punto 6RB no se tomó en cuenta por coincidir exactamente en un punto de desfogue de alcantarillado de aguas residuales de gran tamaño); y en 6 puntos se establecieron ensayos de descomposición de materia orgánica (3 en el cantón de San Rafael y 3 en San Pablo). Los puntos correspondientes a 1-QG y 2-QG fueron tomados en cuenta únicamente para parámetros físicos y químicos, en el periodo del 2018 y eliminados posteriormente debido a la sequía de los mismos; así mismo el punto 6RB fue descartado para BMWP y para los ensayos de descomposición debido a la dificultad del acceso. En el caso particular del punto 4RB, este coincidió con un desfogue residencial de gran tamaño, a la altura del puente de antiguo matadero municipal.

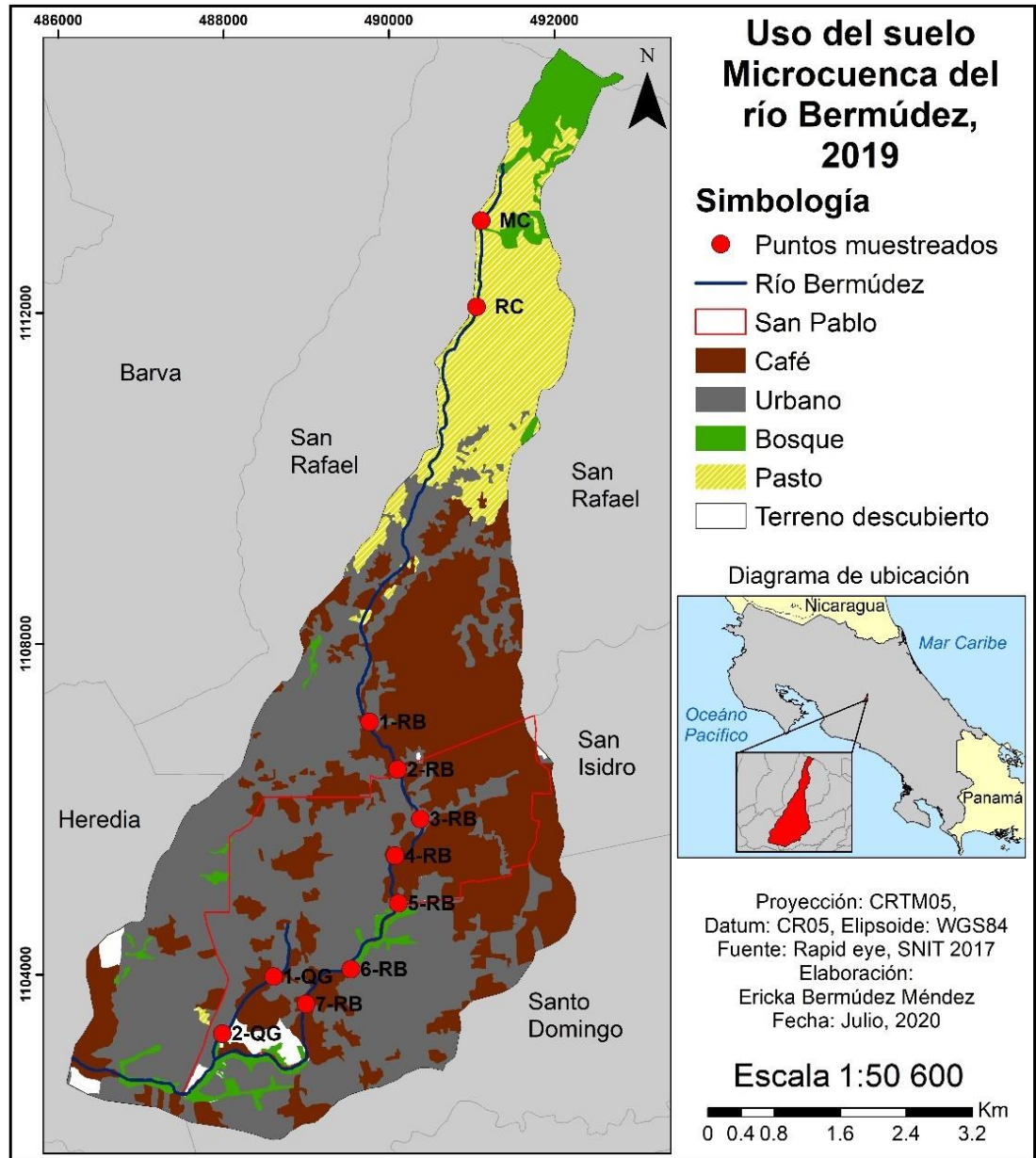


Figura 1. Mapa del área de estudio, puntos de muestreo y usos de suelo clasificados como Bosque, Pasto, Café y Urbano, en la microcuenca del río Bermúdez, Heredia, Costa Rica.

2.2. Parámetros físicos y químicos

Utilizando un equipo multiparámetros portátil, en cada punto de muestreo, se determinaron *in situ* las siguientes variables físicas: acidez del agua (pH), temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg/L), porcentaje de saturación de oxígeno (PSO) y conductividad (μS

cm). La recolección de muestras de agua para análisis de laboratorio se realizó en botellas plásticas de polietileno de alta densidad, lavadas con ácido clorhídrico al 3% *m/v* y agua desionizada; debidamente rotuladas para su posterior traslado, bajo refrigeración a 4 °C, con no más de 6 horas de tiempo posterior a la colecta. Los análisis se llevaron a cabo en LAMRHI de la Escuela de Química de la UNA.

Los parámetros químicos que se analizaron corresponden a: demanda bioquímica de oxígeno (DBO, mg/L), sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos disueltos totales (SDT), grasas y aceites, nitrógeno amoniacal (NH_4^+) (mg/L), nitrito (NO_2^-) (mg/L), nitrato (NO_3^-) (mg/L), fósforo total (FT) y fósforo reactivo soluble (FRS); para lo cual se utilizó la metodología establecida en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Eaton *et al.*, 2012).

Para la determinación de STD, SST, amonio, nitrito y FRS se utilizó una alícuota filtrada de cada muestra de agua, a través de un filtro de 0.45 μm de abertura de poro. La alcalinidad se midió mediante titulación con ácido sulfúrico en solución estándar. Los ST, STD, SST se determinaron mediante gravimetría a 105 °C, 180 °C y 105 °C respectivamente. La DBO se determinó mediante la prueba de 5 días y una modificación del método de Winkler. Amonio y nitritos se midieron mediante reacción de indofenol azul a 640 nm y colorimetría a 543 nm respectivamente. FT y FRS se analizaron mediante el método espectrofotométrico por cloruro de estaño. Fluoruro, cloruro, nitratos y sulfatos se determinaron por cromatografía de iones.

2.3. *Parámetros biológicos*

El muestreo de macroinvertebrados se llevó a cabo en dos periodos de tiempo. El primero durante la época lluviosa el 31 de julio del 2019 y el segundo durante la época seca, el 26 de febrero de 2020. La metodología de recolecta y técnicas de preservación usadas fueron las recomendadas por Springer *et al.*, (2010), para lo cual se utilizó una red tipo D (500 μm de luz de malla) colocada en dirección contraria a la corriente durante 5 minutos removiendo el sustrato, buscando capturar la mayor cantidad de macroinvertebrados posible. El proceso se llevó a cabo por triplicado, recorriendo transeptos de entre 8 a 15 m en cada

punto de muestreo, acumulando así 15 minutos de muestreo. El material biológico recolectado se preservó en bolsas individuales con alcohol al 95%, debidamente rotuladas para su posterior procesamiento, identificación y cuantificación en el Laboratorio de Entomología de la Universidad Nacional (LEUNA). La identificación de los especímenes se realizó al menor nivel taxonómico posible, preservados en viales independientes con alcohol al 70% y se encuentran almacenados en la colección húmeda del LEUNA.

2.4. Degradación de la materia orgánica (MO) y la comunidad de macroinvertebrados

2.4.1. Selección de especies usadas en los ensayos de descomposición de MO

Con el fin de determinar cómo se comporta el sistema hídrico a lo largo del río Bermúdez frente a la entrada de materia orgánica proveniente de las márgenes, se seleccionaron las hojas de dos especies de árboles comunes en las Áreas de Protección de la microcuenca, *Citharexylum donnell-smithii* Greenm. (Verbenaceae) (Sp1) y *Conestegia oerstedina* (Melastomataceae) (Sp2). La selección de ambas especies se realizó tomando en cuenta su potencial para ser usadas como especies útiles para reforestación en ecosistemas degradados. Los criterios de selección establecidos se basaron según las recomendaciones establecidas en Venegas (2016), para especies nativas, siendo los de mayor peso los siguientes:

- Ser de fácil propagación.
- Resistencia a factores limitantes en función de las condiciones del ecosistema.
- Rápido crecimiento y una alta relación de C/N.
- Utilidad adicional, además del efecto restaurador; por ejemplo, cercas vivas.
- Baja tendencia a tener propagación desmedida e incontrolable.
- Favorecer el restablecimiento de fauna nativa mediante la proporción de hábitat y alimento idóneos.

2.4.2 Preparación de los paquetes de hojarasca

Las hojas de Sp1 y Sp2 fueron cortadas directamente de al menos tres individuos distintos, escogiendo únicamente hojas maduras, las cuales fueron colocadas en bolsas

individuales por especie y trasladadas al LEUNA para su posterior procesamiento. A continuación, se detalla paso a paso el proceso experimental según Bärlocher (2005) para la estimación de la pérdida de masa por medio de la técnica de bolsas con hojarasca.

Las hojas recolectadas de ambas especies fueron seleccionadas, tomando en cuenta solamente aquellas que presentasen mejores condiciones y descartando aquellas con altos niveles de depredación. Las hojas escogidas para los ensayos de descomposición de MO fueron agrupadas y secadas a temperatura ambiente en un lugar fresco y seco durante 15 días, revolviendo con frecuencia para favorecer la aeración y así prevenir la formación de hongos por acumulación de humedad. Seguidamente fueron empacadas en lotes de 4-5 g dentro de bolsas de papel debidamente rotuladas (Figura 2 E), para ser secadas al horno a 60° C por un tiempo de 96 horas. Esto como factor de corrección para el contenido de humedad de las hojas posterior al secado a temperatura ambiente.

Posterior al secado en horno, cada grupo de hojas se colocó en recipientes individuales, organizadas en lotes por especie (Figura 2 A). Cada lote de hojas se debió rotular con una etiqueta impresa (dentro de una bolsa con cierre), con la información respectiva, por especie, tipo de malla, punto y replica (Figura 2 C, D). Previo a la formación de los paquetes, por tipo de malla, las hojas se rociaron con agua para favorecer su manejo y evitar así rupturas por manipulación (Figura 2 B).

2.4.3 Inoculación de los ensayos en el cauce del río y retiro del material

Los dos tipos de paquetes usados en el ensayo fueron elaborados usando malla fina (MF) anti-áfido ($d > 1\text{mm}$ de apertura) que impide el acceso de los insectos (Figura 2 F); mientras que la gruesa (MG), de 1.5 cm y que permite el ingreso de insectos, fue confeccionada con malla plástica tipo agrícola (Figura 2 G). En total se confeccionaron 2 grupos de 10 paquetes por especie de hojas para cada ensayo (5 de malla fina y 5 de malla gruesa), por punto de muestreo (Figura 2 H). El transporte de los paquetes al campo se realizó en bolsas plásticas grandes, separadas por sitio, previamente rociadas con agua para mantener la humedad de los mismos (Figura 2 I). Una vez en los puntos de muestreo cada set de paquetes fue atado a una línea de acero recubierta, sujeta a la orilla del río por una barra

metálica, separando en líneas individuales la Sp1 y la Sp2 con sus dos tipos de malla (Figura 2 J). Las réplicas se ubicaron directamente sobre el cauce, distribuidas en un segmento de río de aproximadamente 100 m, en las zonas donde se suele acumular la materia orgánica de forma natural.



Figura 2. Procedimiento de preparación de los paquetes de hojas en laboratorio y montaje en campo. Fotografías por Hilda Díaz.

Los paquetes fueron recolectados los días 1, 7, 18, 29 y 44 posteriores a la inoculación, de acuerdo con la metodología propuesta por Ardón *et al.* (2006) para ríos neotropicales, escogiendo aleatoriamente una bolsa por tipo de malla para cada uno de los ensayos (16 bolsas recolectadas por punto y 96 por fecha) (Figura 3 A, D). El traslado de las muestras se realizó en bolsas plásticas individuales colocadas cuidadosamente en un recipiente con hielo (Figura 3 B-C), con un tiempo no mayor a 24 h previo a su procesamiento. En los casos en los que no se logró procesar el 100% de las muestras en el mismo día, se mantuvieron en refrigeración con abundante hielo.

2.4.4. Procesamiento de las muestras en laboratorio

Una vez en el laboratorio cada paquete fue procesado cuidadosamente con el fin de recolectar todos los macroinvertebrados que se encontraban asociados a la hojarasca, separándolos del material orgánico residual (Figura 3 E, F). Los macroinvertebrados recolectados se depositaron individualmente en viales con alcohol al 75%, rotulados con la etiqueta original de acuerdo con la fecha de muestreo. Posteriormente los individuos contabilizados se identificaron al mínimo nivel taxonómico posible. Los grupos funcionales alimenticios (FFG por sus siglas en inglés) se asignaron usando la literatura disponible (Merritt, Cummins & Berg, 2008; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014).

La hojarasca remanente en las bolsas se lavó cuidadosamente con agua de grifo en un tamiz de 250 μm , esto para eliminar los restos de materia orgánica fina acumulados por arrastre. Luego fue secada en horno a 60°C por 96 h en las bolsas de papel correspondientes para obtener el peso seco. Posterior a esto el remanente de las hojas, así como la bolsa fueron nuevamente pesadas utilizando una balanza analítica con un margen de error de 0.0001g.



Figura 3. Recolección de muestras y procesamiento de los paquetes de hojarasca en el laboratorio.

2.5. Análisis de datos

2.5.1 Determinación de la calidad del agua

La calidad del agua a lo largo del río Bermúdez se determinó siguiendo la metodología establecida en el Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales (Decreto 33903-MINAE-S, 2007). Utilizando tanto el índice BMWP-CR (Biological Monitoring Working Party adaptado para Costa Rica), como el índice Holandés. En el caso del BMWP-CR, éste toma en cuenta únicamente la presencia o ausencia de familias de macroinvertebrados dulceacuícolas mencionadas en el apéndice III del reglamento; asignando un valor numérico de acuerdo con su tolerancia a los cambios ambientales. El valor obtenido de la suma de las puntuaciones asignadas a las diferentes familias permite categorizar las distintas calidades mediante un código de colores (Cuadro 1). Para el índice Holandés se toman en cuenta únicamente las variables físicas y químicas indicadas en el apéndice I del reglamento (demanda bioquímica de oxígeno, DBO, Porcentaje de saturación de oxígeno, PSO y Nitrógeno amoniacal). La sumatoria de los valores asignados a las variables se representa mediante un código de colores (Cuadro 2).

Cuadro 1. Rango de clasificación del índice BMWP-CR, según el reglamento para la evaluación de cuerpos de agua superficiales DE 33903-MINAE-S.

Descripción	Rango/BMWP-CR	Color Representativo
Aguas de calidad excelente	>121	Azul
Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible	101-120	Celeste
Aguas de calidad regular, contaminación moderada	61-100	Verde
Agua de calidad mala, contaminadas	36-60	Amarillo
Aguas de calidad mala, muy contaminadas	16-35	Naranja
Aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminadas	>15	Rojo

Cuadro 2. Asignación de clases de calidad del agua según el Sistema Holandés de codificación por colores, basado en valores de PSO, DBO y nitrógeno amoniacal.

Clase	Sumatoria de puntos	Código de color	Interpretación de calidad
1	3	Azul	Sin contaminación
2	4-6	Verde	Contaminación incipiente
3	7-9	Amarillo	Contaminación moderada
4	10-12	Anaranjado	Contaminación severa
5	13-15	Rojo	Contaminación muy severa

2.5.2 Análisis estadísticos

Los valores de los parámetros físicos y químicos se presentaron como una tabla resumen, de los promedios, máximos y mínimos por punto de muestreo. Para el cálculo de la tasa de descomposición de la materia orgánica, definida como la pérdida de masa en función del tiempo, se usó el modelo de regresión exponencial negativo descrito por Bärlocher (2005), expresado como (Ec. 1):

$$(Ec.1) M_t = M_0 e^{-kt}$$

donde M_t = masa en el tiempo; M_0 = masa en el tiempo 0; k = coeficiente de decrecimiento exponencial; y t = tiempo en días. Expresado en forma lineal el coeficiente de decrecimiento exponencial puede calcularse mediante la regresión entre el \ln del porcentaje de degradación de la hojarasca en relación con el tiempo de incubación, expresado como (Ec. 2):

$$(Ec. 2) Y = a + bX$$

En este caso Y correspondiente a M_t como variable dependiente, mientras que la variable independiente X es igual al tiempo en días. La pendiente b es igual al coeficiente de decrecimiento k , mientras que la intersección a , corresponde a la masa en el tiempo 0.

Se utilizó un modelo de regresión, para determinar la relación entre la calidad del agua (BMWP-CR), en los dos periodos de muestreo, respecto a la tasa de descomposición de las

especies evaluadas. Los puntos 3RB, 4RB, 5RB no fueron tomados en cuenta en este análisis debido a que en dichos puntos no se realizaron ensayos de descomposición. Las diferencias en la tasa de descomposición entre ensayos, especies de árboles y puntos de muestreo fueron determinadas usando un análisis de varianza (ANOVA); mientras que para la relación entre la abundancia de macroinvertebrados asociados a los paquetes de hojarasca (unificando fechas de extracción) y los puntos de muestreo se utilizó un análisis de varianza multivariado permutacional, usando matrices de distancia (ADONIS). Este último analiza y particiona la suma de cuadrados usando matrices de distancia y disimilitudes basado en un ajuste de modelos lineales y utilizando prueba de permutaciones con pseudo-F (Oksanen et al., 2013).

Para el caso de las diferencias entre puntos, respecto a la abundancia de macroinvertebrados asociados a los paquetes de hojarasca, se utilizó un análisis de porcentajes de similitud (SIMPER). Este análisis permite cuantificar la contribución de los taxa en las diferencias observadas.

Resultados

3.1 Parámetros físicos y químicos e Índice Holandés

Entre los parámetros físicos y químicos, los que presentaron una mayor variación entre puntos de muestreo son: temperatura (T °C), ST, SDT, DBO, amonio (NH_4^+), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) (ver Anexo 2). El aumento de la temperatura varió con respecto al gradiente altitudinal, con promedios desde los 14.30°C hasta los 16.85°C y valores máximos de hasta 22.23°C en el punto con mayor presión urbana. Del mismo modo, se registró un aumento considerable en relación a la cantidad de ST y SDT presentes en el agua, con rangos de entre $44.75 \text{ mg/L} - 195 \text{ mg/L}$ y $24.17 \text{ mg/L} - 110 \text{ mg/L}$ y máximos de hasta 236.5 mg/L y 181.33 mg/L , respectivamente.

Los parámetros químicos, por su parte, presentaron un marcado aumento en los puntos con mayor presión urbana, respecto a los mejor conservados (MC y RC). El NH_4^+ presentó rangos que van desde los 0.07 mg/L en MC, hasta 1.24 mg/L en 7RB; los NO_2^- variaron

desde <0.3 mg/L en MC y RC hasta <0.5 mg/L en 7RB, con valores máximos registrados de 1.38 mg/L; y NO_3^- con una variación desde 1.27 mg/L en MC hasta 6.54 mg/L en 7RB.

Con respecto a los valores obtenidos del índice holandés, el segmento evaluado del río Bermúdez presenta condiciones de calidad de agua que van desde contaminación incipiente, en los puntos a mayor altitud, hasta contaminación severa en los más bajos (Figura 4). Los puntos del 3RB al 7RB presentaron condiciones de contaminación moderada con valores de entre 7 y 9, a excepción del 5RB que presentó rangos de 4 a 5 en las épocas evaluadas (ver anexo 3). El punto 1-QG, correspondiente a quebrada Gertrudis, presentó el valor más alto del índice (contaminación severa). Sin embargo, este último se evaluó una única vez durante la época de transición seca-lluviosa del 2018.

En relación con los cambios en el estado de la calidad del agua entre épocas de muestreo, se observó que los puntos de la cuenca alta conservan un estado de contaminación incipiente; mientras que los más bajos, con mayor influencia urbana, experimentan cambios hacia contaminación moderada. El punto 5RB es la excepción, ya que se mantuvo en condición de contaminación incipiente durante los periodos evaluados (figura 4).

3.2. Parámetros biológicos e Índice BMWP-CR

3.2.1. Abundancia y diversidad de macroinvertebrados bentónicos

Durante los dos periodos de muestreo se identificaron 105.485 individuos macroinvertebrados acuáticos, distribuidos en 16 órdenes y 49 familias. Existe una tendencia hacia la disminución de la riqueza de familias conforme aumentan las presiones de uso de suelo a lo largo del segmento de río evaluado, siendo el punto RC ($n= 30$) el de mayor riqueza, mientras que los puntos 4RB y 7RB ($n= 14$) tuvieron la menor cantidad de familias registradas (ver anexo 5).

Con respecto a los datos de abundancia absoluta de macroinvertebrados, se evidencia un incremento en los sitios de menor altitud, con el máximo en el punto 7RB ($n= 31713$) (Figura 5). Entre las familias con mayor porcentaje de ocurrencia se encuentran Chironomidae, Oligochaeta, Gammaridae y Simuliidae (Figura 6).

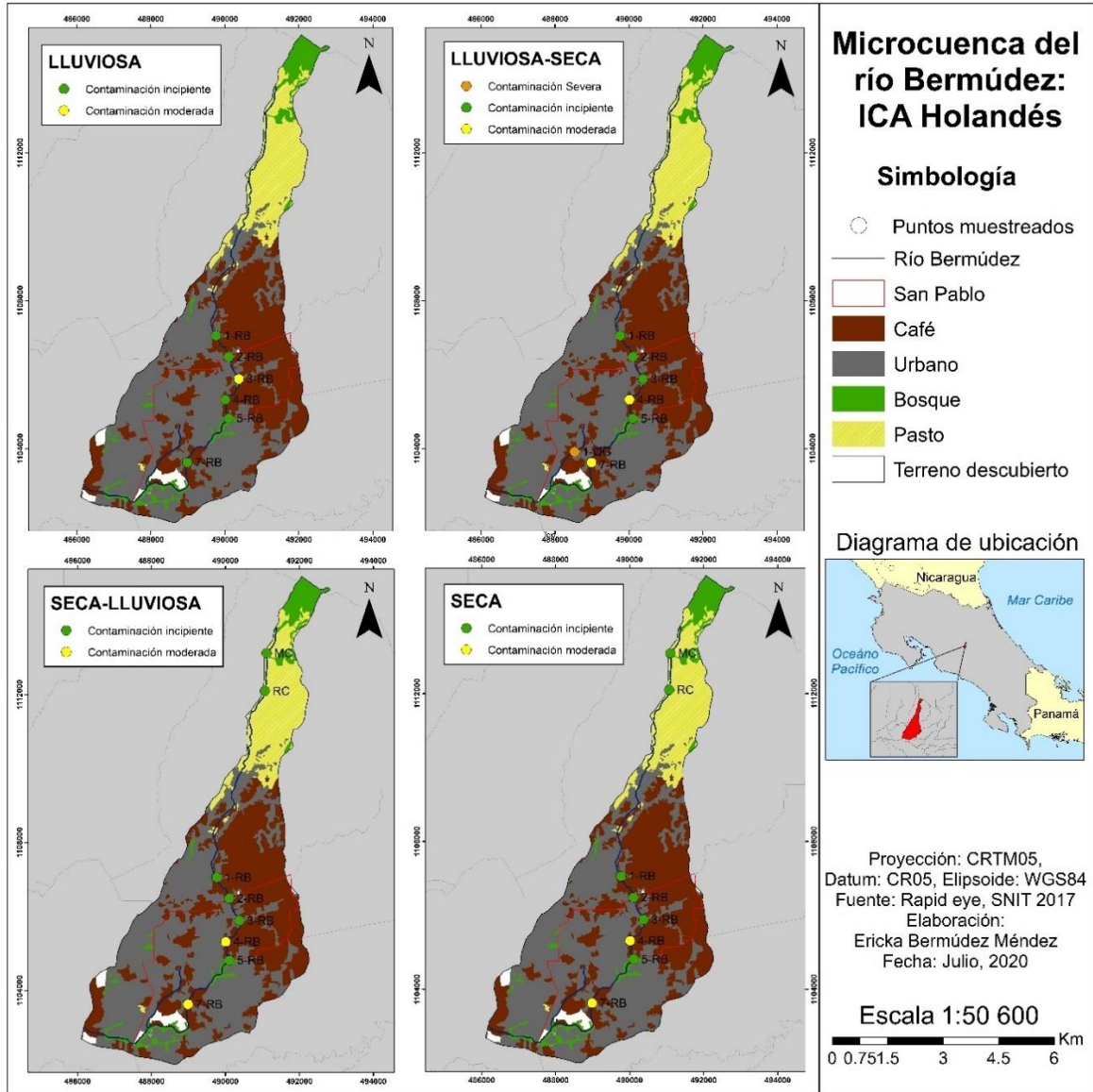


Figura 4. Resultados del índice Holandés por punto y periodo de muestreo, a lo largo del perfil altitudinal del río Bermúdez.

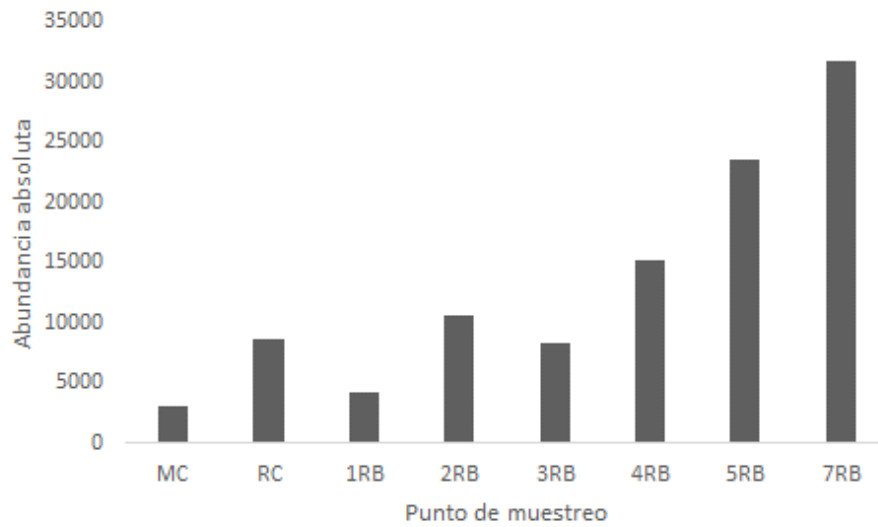


Figura 5. Abundancias absolutas de macroinvertebrados bentónicos colectados por punto de muestreo, durante el periodo del estudio.

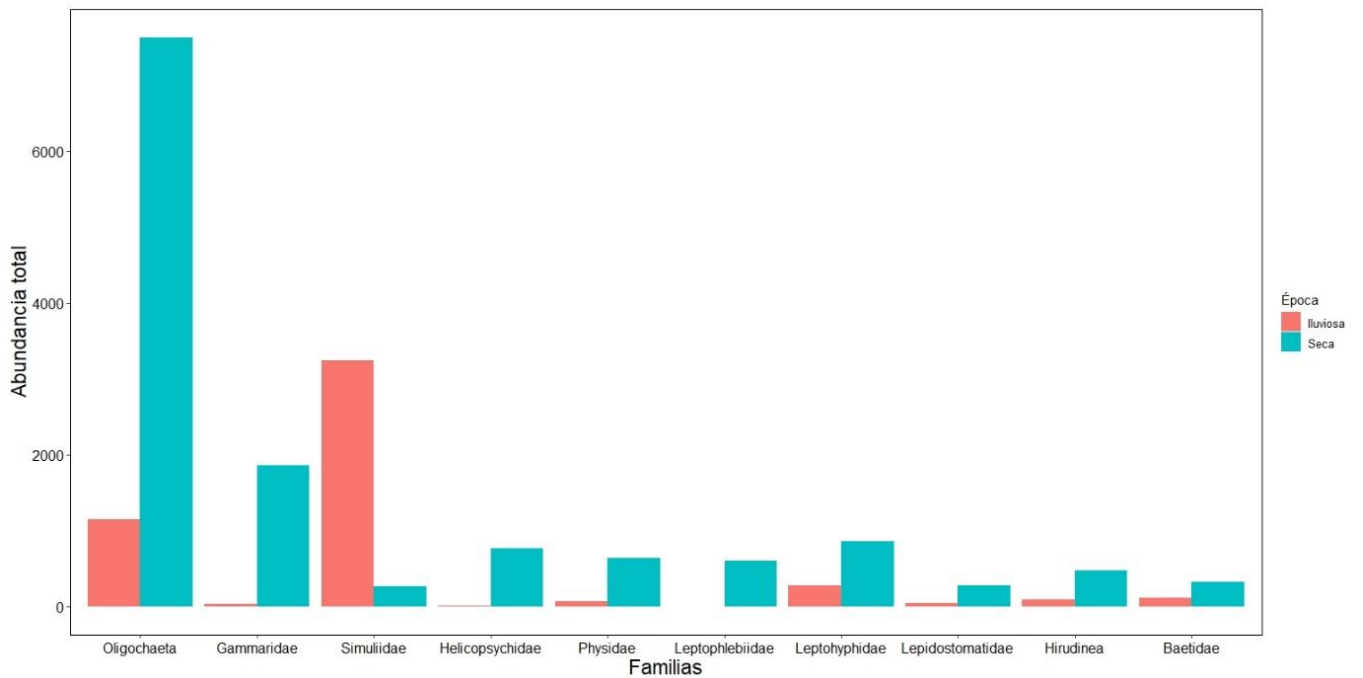


Figura 6. Abundancia de las principales familias por época de muestreo.

3.2.2. Índice BMWP-CR

Los resultados obtenidos del índice BMWP-CR muestran una tendencia en el gradiente altitudinal de menor a mayor contaminación, con rangos que van de regular a buena en los puntos altos, hasta muy contaminada en los más bajos. La época de transición seca-lluviosa 2019 presentó los valores más bajos del índice, mientras que en la época seca del 2020 se presentaron los más altos, siendo RC y 1-RB los de mejor calidad (Anexo 4, Figura 7).

Con respecto a la variación en la calidad del agua, se observó que mejoró en la época seca de 2020, con respecto a la época seca-lluviosa de 2019 en los puntos 2RB, 4RB, 5RB, RC y 1-RB, mientras que en el punto 7-RB empeoró. Así mismo se muestra una mayor acentuación de la contaminación en el punto 7-RB, al pasar de calidad mala o contaminada a muy contaminada (Figura 7).

3.3. Degradación de MO

Los ensayos para ambas especies mostraron un alto porcentaje de pérdida de masa durante los primeros 7 días de descomposición, con rangos de pérdida en MG del 20% al 30% para la Sp1 y del 15% y al 35% para la Sp2, respecto al total inoculado (Figura 78). La masa de los paquetes de hojarasca continuó decreciendo hasta la fecha final de extracción (día 44), donde el porcentaje de masa restante osciló entre 8% y 29% para la Sp1 y del 5% al 20% para la Sp2, entre puntos. Los paquetes de MF, mantuvieron el mayor porcentaje de masa remanente al final del periodo de tiempo del ensayo (Figura 8).

3.3.1. Tasa de descomposición de las especies evaluadas

Los valores de “K”, asociados a la tasa de descomposición de MO, no presentaron grandes variaciones entre sí, con rangos entre 1.25 y 1.37, dependiendo de la especie, tratamiento y sitio (cuadro 5). Para la Sp1, la tasa promedio de descomposición de los paquetes inoculados en MG fue de 1.30, siendo 1RB el punto con el mayor valor (K= 1.339) y 5RB el de menor valor (K= 1.2588). Así mismo, para el ensayo en MF el valor promedio de descomposición fue de 1.31, con MC como el valor más alto (K= 1.349) y 5RB el más bajo (K= 1.2726). Por otro lado, En el caso de Sp2, la tasa promedio de descomposición de

la MO en MG fue de 1.35, con 5RB y 2RB como los puntos con los valores más alto y bajo respectivamente ($K=1.3772$, $K= 1.3432$). Para los paquetes de MF, el valor promedio de descomposición fue de 1.36, siendo RC el punto con el valor más alto ($K= 1.3712$) y 2RB ($K= 1.3519$) el más bajo (Cuadro 3).

La tasa de descomposición de los paquetes de hojarasca no presentó diferencias significativas entre tratamientos ($F= 0.52$, $p= 0.48$), ni tampoco entre sitios ($F= 1.56$, $p= 0.23$). No obstante, si mostró una diferencia significativa entre especies ($F= 35.78$, $p= 1.9e-05$), siendo la Sp2 la que mostró una tasa de descomposición más acelerada (Figura 9).

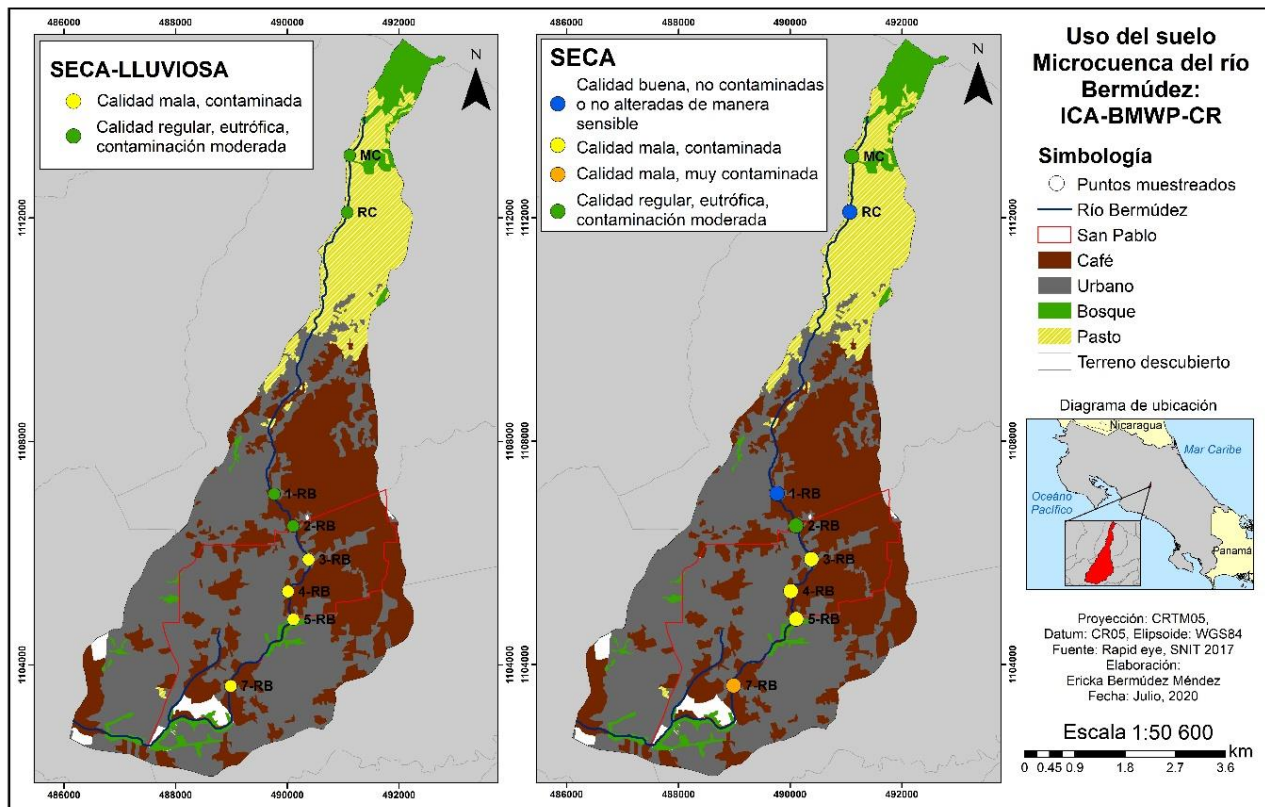


Figura 7. Resultados del índice de calidad ambiental BMWP-CR por punto evaluado en el perfil altitudinal del río Bermúdez, para la época de transición seca-lluviosa del 2019 y seca del 2020.

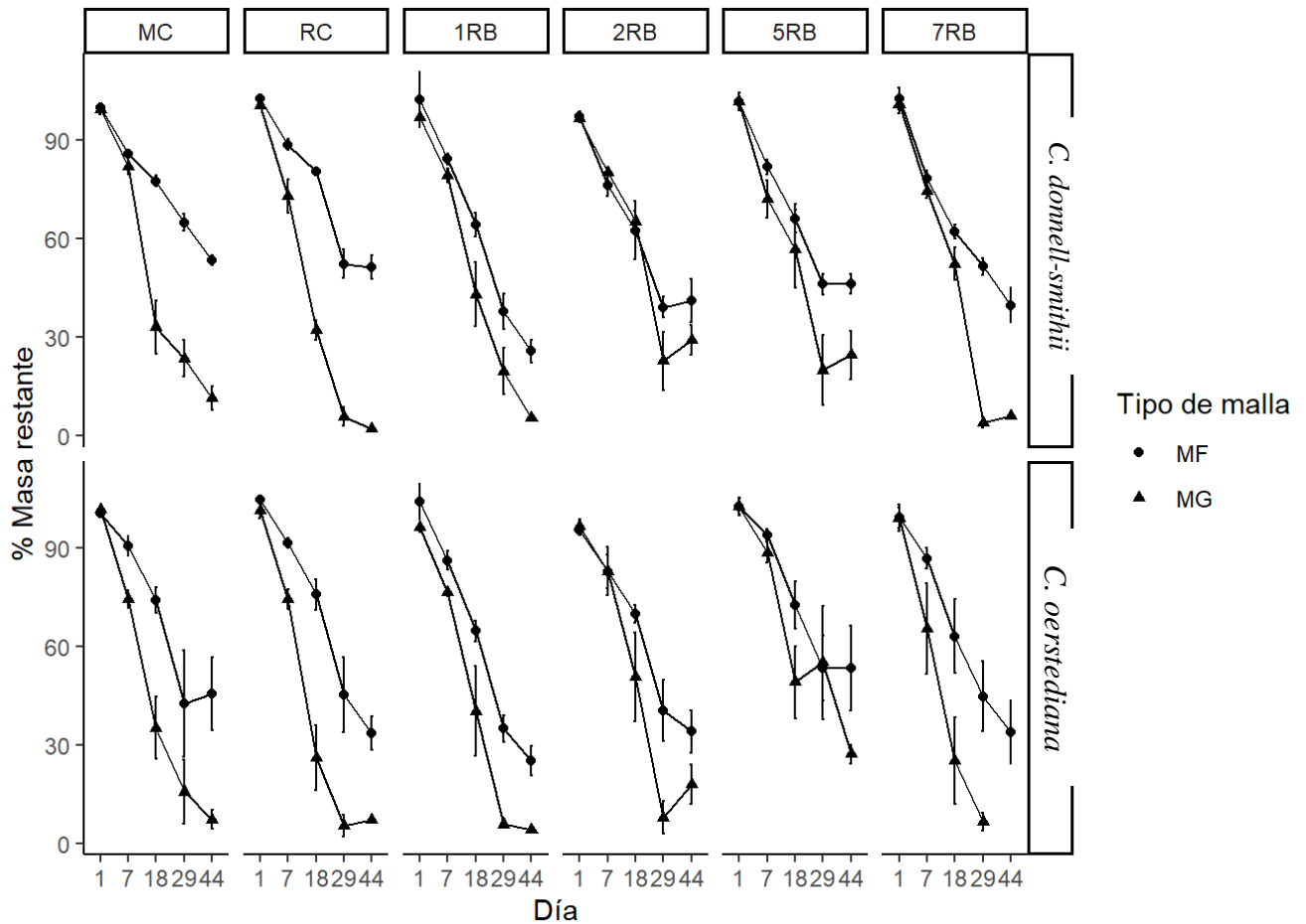


Figura 8. Porcentaje promedio y desviación estándar de la masa remanente de hojarasca por especie y tipo de malla, evaluada a lo largo del perfil altitudinal del río Bermúdez.

Con respecto al efecto de la calidad del agua del Río Bermúdez en el proceso de degradación de la hojarasca, se muestra como a mayor valor de BMWP la tasa de descomposición de *C. donnell-smithii* fue mayor, tanto en MF como en MG; mientras que la tasa de descomposición en *C. oerstediana* no mostró una relación aparente con la calidad del agua (Figuras 10 y 11).

Cuadro 3. Tasas de descomposición de hojarasca (K) y coeficientes de correlación (R2) para la relación entre el porcentaje de masa remanente y los días de duración del ensayo, en 6 puntos a lo largo del perfil altitudinal del río Bermúdez.

Punto	Sp1 (MG)			Sp1 (MF)			Sp2 (MG)			Sp2 (MF)		
	K	SD (n=4)	R2	K	SD (n=4)	R2	K	SD (n=4)	R2	K	SD (n=4)	R2
MC	1.3262	0.553	0.776	<u>1.349</u>	0.07	0.931	1.3467	0.68	0.776	1.3522	0.343	0.653
RC	1.3295	0.669	0.857	1.3297	0.0941	0.921	1.3556	--		<u>1.3712</u>	--	--
1RB	<u>1.339</u>	0.872	0.656	1.3156	0.198	32.8	1.3469	0.38	0.927	1.3699	0.212	0.895
2RB	1.2933	0.902	0.521	1.29	0.24	0.747	1.3432	0.573	0.784	1.3519	0.274	0.772
5RB	1.2584	0.538	0.696	1.2726	0.106	0.928	<u>1.3772</u>	0.308	0.763	<u>1.3735</u>	0.382	0.473
7RB	1.2933	0.444	0.933	1.2991	0.184	0.828	1.3487	1.28	0.566	1.3554	0.389	0.593

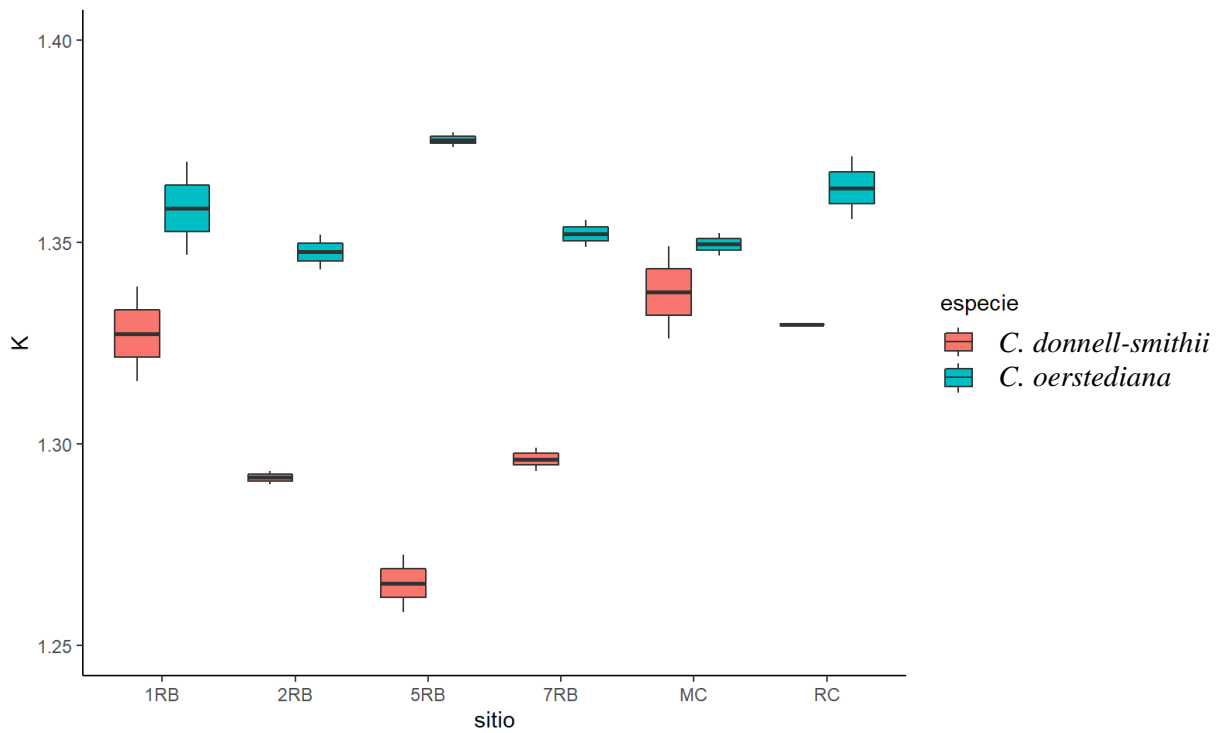


Figura 9. Promedio en la tasa de descomposición de MO (K) en los puntos de muestreo a lo largo del perfil altitudinal del río Bermúdez.

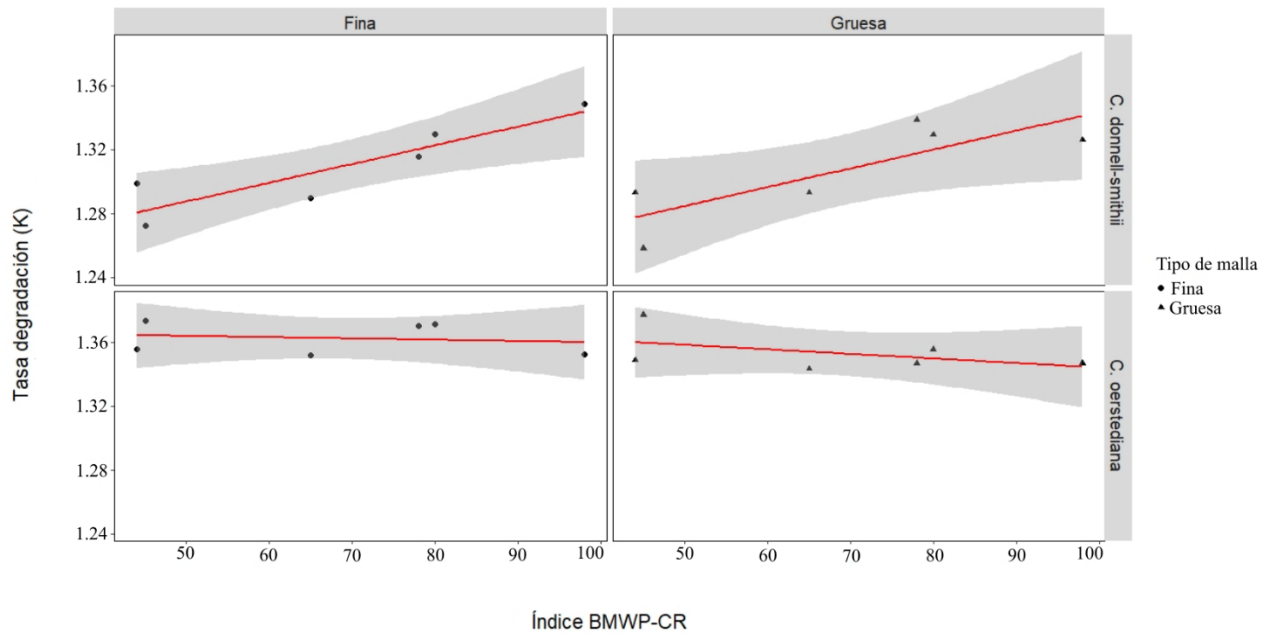


Figura 10. Modelo de regresión lineal entre la calidad del agua (BMWP-CR) y la tasa de descomposición de las especies evaluadas para la época lluviosa 2019.

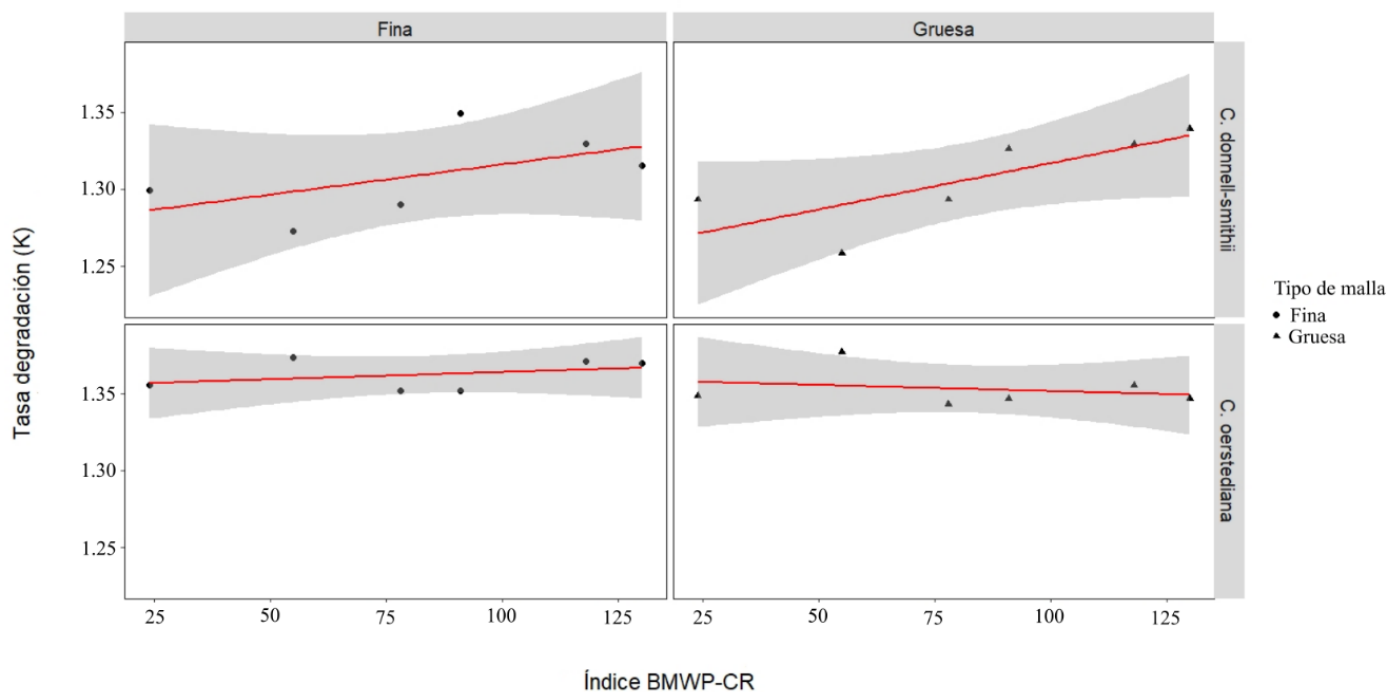


Figura 11. Modelo de regresión lineal entre la calidad del agua (BMWP-CR) y la tasa de descomposición de las especies evaluadas para la época seca 2020.

3.4. Macroinvertebrados asociados a los paquetes de hojarasca

En total se recolectaron 8425 individuos en el ensayo de MG para ambas especies (Sp1 y Sp2), distribuidos en 44 grupos taxonómicos. La variedad de macroinvertebrados en los paquetes de hojarasca, a lo largo del perfil altitudinal del río Bermúdez, fue dominada por la clase Insecta con un 75% del total; mientras que el restante 25% correspondió a otros taxa. Los puntos a mayor altitud (MC y RC), presentaron una baja representación de grupos no insectos, con la Orden Amphipoda como el principal representante. En contraste, los puntos 1RB, 2RB, 3RB y 7RB presentaron una mayor proporción de macroinvertebrados no insectos, representados por las subclases Hirudinea y Oligochaeta y las familias Physidae y Planorbidae (Figura 9).

Entre los taxa de la clase Insecta, la familia Chironomidae fue la más abundante (53.92%), principalmente en los sitios de mayor concentración de actividades urbanas (1RB - 7RB). La familia Lepidostomatidae (Trichoptera) estuvo presente únicamente en MC y RC, con una abundancia relativa de 81% y 66% respectivamente.

En relación a la distribución porcentual por grupos funcionales en los diferentes puntos, hay una mayor proporción de organismos trituradores (Sh) en los puntos mejor conservados (MC, n=6 y RC, n=4), con una notoria disminución en los puntos de mayor influencia urbana (1RB-3RB, n=3 y 7RB, n=2) (Cuadro 6). Por otra parte, los grupos funcionales como colector-recolector (CG), filtradores (Ft) y Raspadores presentaron mayores abundancias en los puntos de la cuenca baja. Además, se contabilizaron familias de Trichoptera, exclusivamente en el punto MC, como Calamoceratidae, Helicopsychidae, Hydrobiosidae y Philopotamidae (Cuadro 4).

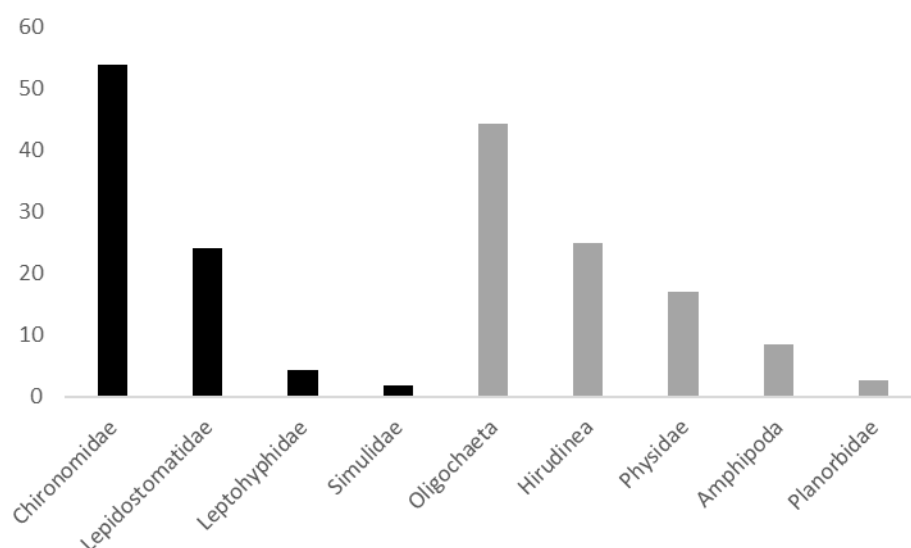


Figura 12. Distribución porcentual de los principales grupos taxonómicos asociados a los paquetes de hojarasca en MG. Barras color negro representan a la clase Insecta; barras grises No Insecta.

Por otra parte, el análisis de promedios entre los grupos de macroinvertebrados asociados a los paquetes de hojarasca, mostró que existe una diferencia significativa entre puntos a lo largo del río ($F= 2.34$, $R^2= 0.424$, $P =0.0001$), unificando todas las fechas de colecta. El cuadro 5 muestra los 10 principales grupos taxonómicos que influyen, en mayor medida, en estas diferencias. Tomando MC, como punto de referencia para la comparación entre puntos (siendo MC y RC los puntos mejor conservados, y concentrándose desde 1RB hasta 7RB un gradiente negativo de perturbación), la familia Chironomidae explica en un 73% la diferencia

respecto a RC; Oligochaeta en un 76% y 75%, comparado con 1RB y 2RB respectivamente; y en un 70% y 80% la familia Lepidostomatidae, respecto a 3RB y 7RB.

Cuadro 4. Abundancia de los taxa asociados a los paquetes de hojarasca en MG por sitio (incluye todas las fechas de muestreo y ambas especies de hojas), como porcentaje de la abundancia total por sitio en el río Bermúdez.

Taxa/Familia	Grupo Funcional	MC	RC	1-RB	2-RB	3-RB	7-RB
Amphipoda	Sh, Pr	3.22	2.88	0.00	0.40	0.17	0.00
Baetidae	CG, CS	0.40	0.12	0.00	0.13	0.04	0.05
Blattaria	No Id	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.00
Calamoceratidae	Sh-Dt, Sc	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Calopterygidae	Pr	0.34	0.12	1.09	0.40	0.04	0.00
Chironomidae	CG, Ft, Pr	5.88	17.07	34.60	52.87	75.69	95.09
Coenagrionidae	Pr	0.00	0.12	0.27	0.27	0.09	0.00
Collembola	CG	0.00	0.00	0.00	0.13	0.09	0.00
Coleoptera	No Id	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00
Curculionidae	No Id	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00
Dugesiiidae	Pr	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.00
Dytiscidae	Pr	0.00	0.12	0.00	0.40	0.00	0.05
Elmidae	CG, Sc, Sh	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
Empididae	Pr	0.06	0.12	0.68	0.67	0.13	0.20
Ephydriidae	S	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00
Helicopsychidae	Sc	0.62	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00
Hemiptera	Pr	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
Hirudinea	Pr	0.06	0.00	4.34	8.28	6.27	1.06
Hydrachnidae	Pr	0.23	0.46	0.14	0.00	0.04	0.15
Hydrobiidae	Sc	0.06	0.12	0.27	0.13	0.09	0.00
Hydrobiosidae	Pr	1.98	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Taxa/Familia	Grupo Funcional	MC	RC	1-RB	2-RB	3-RB	7-RB
Hydrophilidae	Pr, CG	0.28	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
Hydropsychidae	Ft,Sc	0.00	0.00	1.63	1.74	1.03	0.15
Isopoda	No Id	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00
Lepidostomatidae	Sh-Dt	81.80	66.09	0.14	0.00	0.00	0.00
Leptohiphidae	CG	0.17	1.85	28.36	10.15	2.23	0.41
Leptophlebiidae	CG, Sc	0.11	2.08	0.27	0.13	0.00	0.00
Libellulidae	Pr	0.06	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00
Muscidae	Pr	0.00	0.00	0.27	0.80	0.21	0.00
Oligochaeta	CG	0.73	1.38	10.04	14.69	9.92	1.27
Philopotamidae	Ft	0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Physidae	Sc	0.00	0.12	10.85	6.68	1.80	0.30
Planorbidae	CG	0.06	0.00	1.76	1.07	0.26	0.00
Psychodidae	Sc, CG	0.00	0.00	0.41	0.13	1.03	0.86
Ptilodactylidae	Sh-Dt, Hb	0.11	0.00	0.54	0.13	0.09	0.00
Pyralidae	Sh-Hb	0.06	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00
Sciomyzidae	Pr	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
Scirtidae	Sc, CG, Sh	0.00	0.23	0.00	0.00	0.00	0.00
Simuliidae	Ft	3.05	6.23	3.66	0.27	0.60	0.00
Sphaeridae	CG	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.00
Staphylinidae	Pr, CG, Sh-H	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
Tabanidae	Pr	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00
Tipulidae	Sh-Dt, CG	0.23	0.46	0.27	0.13	0.13	0.15

Nota. La clasificación de los grupos funcionales alimenticios se realizó según Merritt et al. (2008) & Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014). Abreviaciones: CG, colector-recolector; Ft, filtrador; Pr, depredador; Sc, raspador; Sh-Dt, triturador-detritívoro; Hb, herbívoro.

Cuadro 5. Promedio de disimilitud y porcentaje de contribución de los taxa a las diferencias entre puntos.

Taxón/ Familia	Promedio de disimilitud y contribución (%)									
	MC vs RC (73%)		MC vs 1RB (76%)		MC vs 2RB (75%)		MC vs 3RB (70%)		MC vs 7RB (80%)	
	Prm	DS	Prm	DS	Prm	DS	Prm	DS	Prm	DS
Lepidostomatidae	0.427	0.275	0.344	0.312	0.363	0.317	*0.254	0.274	*0.324	0.313
Chironomidae	*0.095	0.103	0.157	0.185	0.201	0.189	0.399	0.323	0.391	0.348
Simulidae	0.069	0.099	0.048	0.073	0.045	0.079	0.024	0.039	0.042	0.085
Amphipoda	0.024	0.024	0.017	0.023	0.019	0.024	0.012	0.017	0.016	0.024
Oligochaeta	0.021	0.043	*0.065	0.120	*0.050	0.078	0.084	0.137	0.026	0.045
Hydrobiosidae	0.013	0.02	0.015	0.021	0.017	0.024	0.009	0.012	0.016	0.028
Physidae	0.004	0.004	0.041	0.067	0.026	0.032	0.016	0.03	0.003	0.011
Leptophlebiidae	0.009	0.012	0.001	0.004	0.001	0.003	0.019	0.035	0.000	0.001
Leptohiphidae	0.007	0.019	0.114	0.158	0.051	0.064	0.019	0.035	0.006	0.016
Helicopsychidae	0.007	0.019	0.008	0.022	0.008	0.018	0.004	0.012	0.008	0.027

Nota. El símbolo * indica la familia con el mayor porcentaje de contribución a las diferencias entre puntos.

Discusión

4.1. Variación en los parámetros físicos y químicos

La variación de los parámetros evaluados, con respecto al perfil altitudinal del río, reflejan el impacto del uso de suelo en relación a las características físicas y químicas del agua. Wang *et al.* (2012) asocian dichos impactos como efectos negativos del aumento en las tierras para desarrollo agrícola y urbanísticos en las cuencas. Estos resultados son consistentes con el llamado “Síndrome del río Urbano”, en el cual muchas de las variables de calidad del agua en ríos perturbados presentan variaciones significativas con respecto a los puntos de referencia (Walsh *et al.*, 2015).

En cuanto a los resultados de los parámetros que presentaron mayor variación, obtenidos entre puntos y épocas de muestreo, corresponden con lo reportado en investigaciones similares para ríos con predominancia agropecuaria y urbana (Herrera *et al.*, 2013; Mena-Rivera *et al.*, 2017; Mena-Rivera *et al.*, 2018; Vásquez, 2019; Navarro & Monge, 2021). En el caso de la temperatura, este se considera como uno de los parámetros con mayor incidencia en la estabilidad de los ecosistemas fluviales, afectando producción primaria y el metabolismo de los organismos (Marcías, 2019). Por su parte, el incremento en los ST y SDT está relacionado con la disponibilidad de oxígeno, lo que condiciona el desarrollo de algunos organismos fotosintéticos (Navarro & Monge, 2021); esto debido a que los aumentos en la turbidez y los sólidos, bloquean la luz y como consecuencia la posibilidad de establecimiento del perifiton y los aportes de estos a la oxigenación del agua (Gualdrón, 2016).

Particularmente, en el caso de la sección evaluada del río Bermúdez, la temperatura, DBO, ST, SDT aumentaron, a la vez que el OD disminuyó. Dichas variaciones tienen una relación directa con una alta disponibilidad de MO biodegradable. Esto se atribuirse según Anchía (2021), a la acumulación de MO en el cauce del río. Particularmente en la sección media, los puntos del 1RB al 4RB presentan una mayor incidencia de ingreso de MO proveniente de las plantaciones de café.

El aumento en las concentraciones de nitrógeno, respecto al perfil altitudinal de la microcuenca del río Bermúdez, está relacionado con las actividades agrícolas, pecuarias y los ingresos de aguas residuales de origen industrial y residencial (Anchía 2021); siendo este el que más se relaciona con la contaminación por aguas residuales (Robinson et al., 2014). En ríos urbanos, estas grandes cargas de nitrógeno, se relacionan directamente con una disminución en la capacidad de atenuación por parte de la biota acuática (Dodds, 2002), lo cual puede verse reflejado en los cambios de la riqueza de familias de macroinvertebrados. Vásquez, (2019) relaciona las concentraciones de nitrógeno como una de las variables que mayor influencia tiene en la variación de la comunidad de macroinvertebrados en el río Virilla.

Los resultados de índice Holandés reflejan que en la mayoría de los puntos, el agua se clasifica con contaminación incipiente. Similares resultados son reportados por Anchía (2021) en la sección alta de la microcuenca. La condición de contaminación moderada en puntos de la sección media, se asocia al efecto acumulado de las presiones agrícolas y urbanas aguas abajo en la microcuenca, lo que se refleja en un mayor nivel de contaminación; estudios similares reflejan el mismo fenómeno (Anchía 2021, Navarro & Monge, 2021). En el caso del punto 4RB se suma la presencia de un punto de descarga de aguas residuales de origen residencial de gran tamaño, evidenció un mayor nivel de contaminación que los puntos 3RB y 5RB con similares usos del suelo.

4.2. Variación en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y el índice BMWP-CR

Los cambios ambientales tienen una fuerte influencia en la distribución, riqueza y abundancia de los organismos que habitan los ríos (Guevara, 2011). En los ríos tropicales, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos suelen presentar cambios relacionados con la variación intra e interanual de los ríos, que a su vez se asocia con la dinámica en los parámetros físicos y químicos del agua (Gutiérrez-Fonseca *et al.*, 2018). Allan & Castillo (2007) señalan que dicha variabilidad, sumado a las presiones antropogénicas, son las principales razones de las alteraciones en las comunidades bióticas en ríos urbanos. Del mismo modo, los resultados en esta investigación mostraron un marcado cambio en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, conforme las presiones sobre el río se hicieron más fuertes. Así, por

ejemplo, la presencia de familias de Trichoptera sensibles a la contaminación, como Lepidostomatidae, Calamoceratidae e Hydrobiosidae fueron únicamente reportadas para los puntos con mejor grado de conservación; mientras que los puntos con mayor presión antropogénica, que además de presentar una menor cantidad de familias, tuvieron los valores de abundancia más altos en taxones con una alta tolerancia a la contaminación, como Chironomidae (71.94 %), Physidae (2.26 %) y las subclases Oligochaeta (13.55%) e Hirudinea (0.7 %). En el caso particular de la familia Lepidostomatidae, recolectada únicamente en los puntos 1 MC y 2 RC, suele distribuirse en zonas altas, por lo que su límite de elevación y rango de temperatura optima pueden considerarse como un factor limitante para su distribución en los puntos bajos del río, mas no necesariamente por el efecto de la contaminación.

En el caso de Chironomidae, se hallaron en todos los puntos evaluados y presentó un marcado aumento en su abundancia en los puntos con mayor deterioro ambiental, similar a los resultados obtenidos por Mena-Rivera et al. (2018) para el río Virilla. Las adaptaciones morfológicas y fisiológicas de esta familia para tolerar altas cargas de contaminación (Panis *et al.*, 1995), hace que la biomasa de estos organismos aumente conforme aumenta la concentración de nutrientes (Ramírez & Pringle, 2006).

Algunas de las demás familias con mayor presencia en este estudio, como: Baetidae (0.95 %), Hydropsychidae (0.27 %), Leptohyphidae (1.22 %) y Simuliidae (3.98 %), poseen valores medios de tolerancia a la contaminación, según la clasificación del índice BMWP-CR. Este mismo patrón fue reportado por Mena-Rivera et al. (2018), relacionando la abundancia de forma negativa con los parámetros físicos y químicos de degradación del río evaluado. En específico, los géneros *Leptonema* sp (Hydropsychidae), *Simulium* sp. y *Gigantodax* sp. (Simuliidae), presentaron mayores abundancias en zonas de corriente de moderada a fuerte, donde cumplen un importante rol en la filtración de materia orgánica fina, llegando a ser muy abundantes localmente (Philipson, 1969; Merritt *et al.*, 2008).

4.3. Descomposición de la MO

El porcentaje de MO restante de la masa inicial en el tiempo, es la forma más sencilla de expresar la tasa de descomposición. No obstante, esto supondría que el proceso se comporta de forma lineal, con una cantidad constante de material que se pierde a lo largo del proceso de descomposición; mientras que la mayoría de estudios a menudo informan un deterioro exponencial del material de la hoja (Young et al., 2008). Peterson & Cummins (1974), describen mejor el proceso en términos del coeficiente exponencial de disminución (K), el cual es una simplificación del proceso real en los ríos (Boulton & Boon, 1991), dado que la velocidad de descomposición de una hoja difiere entre el grado de dureza de sus partes (Young et al., 2008), con una rápida lixiviación de compuestos solubles y una rápida desintegración de las partes carnosas. Dicho de otra manera, una sola hoja puede expresar grados de desintegración distintos mientras se descompone, mostrando pérdidas considerables de masa en los primeros días del proceso, tal y como lo reflejan los resultados obtenidos.

A pesar de no existir diferencias estadísticamente significativas en el porcentaje de MO remanente en los paquetes de MG respecto a los de MF, la variación entre ambas puede asociarse al efecto de protección que la MF ofrece ante los factores físicos y la restricción de organismos trituradores, que contribuyen al fraccionamiento de las hojas. Otros estudios, similares en ríos urbanos neotropicales, contemplan en sus ensayos únicamente mayas de 1.5 x 1.5 cm (Classen-Rodríguez *et al.*, 2019), con porcentajes de MO remanentes en rangos similares a los encontrados en este estudio.

Por otra parte, al no encontrarse una diferencia significativa entre tratamientos y puntos, se podría inferir que en el caso particular del río Bermúdez, la diversidad funcional de macroinvertebrados no es determinante en el proceso de descomposición de la MO si se toma en cuenta el proceso de degradación de la MO como un continuo. Sin embargo, la alta abundancia de organismos trituradores en los paquetes de hojarasca en los puntos 1MC y 2RC, además de la relación positiva encontrada entre BMWP y tasa de descomposición de *C. donnell-smithi*, sugiere que la degradación de MO debe ser evaluada a mayor profundidad, comparando entre segmentos del río y no como un todo. Por lo que, la variación general, se puede atribuir

mayormente a los factores físicos, químicos y microbiológicos (Tarrant *et al.*, 2009; Torres & Ramírez, 2014). Esto concuerda con los resultados obtenidos en ríos con fuertes presiones antropogénicas en zonas templadas (Tarrant *et al.*, 2009), donde la descomposición de las hojas está más relacionada a factores físicos, procesos microbianos y la variación estacional, que a la presencia de macroinvertebrados trituradores.

Los valores promedio de K , estuvieron muy por encima de los reportados por día en investigaciones similares, no obstante, este dato corresponde a todo el periodo; por lo que un ajuste por día muestra rangos que van desde $-K= 0.02/\text{día} - 0.03/\text{día}$. Tarrant *et al.* (2009) reportan tasas de descomposición consideradas como moderadamente rápidas ($-K= 0.005 - 0.10/\text{ día}$). Poul *et al.* (2006) registran valores similares en ríos con usos de suelo dominados por agricultura y urbanismo ($-K= 0.04/\text{ día}$). Del mismo modo, valores con rangos de $-K= 0.007/\text{ día} - 0.03/\text{día}$, se han reportado en ríos urbanos y con influencia agrícola de Puerto Rico (Torres & Ramírez, 2014; Classen-Rodríguez, 2019). Estos mismos autores concluyen que el proceso de descomposición de la MO alóctona se relaciona positivamente con los cambios en las características físicas de los riachuelos.

La velocidad del agua es uno de esos factores que, en general, tiene un efecto positivo en la descomposición de la hojarasca debido al efecto físico en la fragmentación (Paul *et al.*, 2006; Dewson *et al.*, 2007). En tal caso, la acelerada tasa de descomposición en el río Bermúdez puede atribuirse al efecto físico de fragmentación que generan los cambios abruptos en el caudal. Particularmente, el alto grado de pendiente que presenta la microcuenca del río Bermúdez y las crecidas propias de la época lluviosa del 2019, periodo en el cual se llevaron a cabo los ensayos, podrían ser los causantes de los altos valores en coeficiente exponencial de disminución para las dos especies evaluadas.

Por otra parte, el uso de la tierra es un factor determinante que afecta la calidad del agua en las cuencas, al tiempo que altera el proceso de descomposición de la hojarasca en los ríos (Torres & Ramírez, 2014). Bajo esta premisa, Classen-Rodríguez *et al.* (2019) corroboraron esta hipótesis para ríos con alta presión antropogénica en Puerto Rico, mostrando mayores tasas de descomposición en ríos con cobertura de bosque ($K= 0.021-0.039/\text{ día}$), respecto a los

urbanizados (0.007-0.008/ día). Si bien es cierto, no se presentaron diferencias significativas entre puntos, MC y RC mostraron una tendencia a poseer valores de K más altos (en comparación con 1RB a 7RB), concordando con los patrones reportados en investigaciones similares para ríos urbanos (Torres & Ramírez, 2014; Classen-Rodríguez *et al.*, 2019). Esto sugiere que los ríos urbanos y sus funciones ecológicas podrían beneficiarse si se mantienen suficientes características naturales en las zonas de protección.

C. donnell-smithii y *C. oerstediana*, son especies nativas que forman parte de la vegetación remanente en las zonas de protección de la microcuenca del río Bermúdez. Ambas mostraron evidencia de uso por parte de macroinvertebrados, tanto de alimento y refugio, como material de construcción, al menos en los puntos mejor conservados (observación personal).

En comparación con especies exóticas, la vegetación nativa no genera alteraciones en el ciclo de nutrientes ni en la estructura de las comunidades bentónicas (Harner *et al.*, 2009). Así mismo, el reemplazo de la vegetación nativa por exótica en las zonas de protección puede alterar la continuidad del proceso funcional, simplificando la heterogeneidad del hábitat y las redes tróficas acuáticas (McNeish *et al.*, 2012). Esto sugiere que el manejo de recursos y la conservación de procesos funcionales en ríos urbanos, como el procesamiento de la MO, deben apuntar no solo a la conservación de las zonas de protección sino también al estudio de la integridad de las comunidades vegetales que aportan la MO alóctona en los sistemas acuáticos.

4.4. Macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición

Los impactos de las presiones urbanas en la diversidad funcional pueden influenciar alteraciones en los procesos ecosistémicos; sin embargo, este fenómeno ha sido poco estudiado en ríos tropicales. Classen Rodríguez *et al.* (2019) sugieren que cambios en grupos funcionales específicos alteran las tasas de descomposición; mientras que una mayor densidad urbanística generalmente induce cambios en la composición del ensamblaje de macroinvertebrados (Gutiérrez & Fonseca, 2014).

La categorización de grupos funcionales de los macroinvertebrados asociados a los ensayos de descomposición, muestran una disminución en la cantidad de familias trituradoras en los puntos

con mayores presiones antropogénicas (1RB A 7RB) respecto a los mejor conservados (MC y RB). Suñiga-Sarango *et al.* (2020) relacionan la pérdida de la diversidad taxonómica y funcional, causada por los efectos de la urbanización, con el decline en el procesamiento de MO. En específico, la ausencia de fragmentadores y la baja abundancia de taxones se relaciona con bajas tasas de descomposición (Graça, 2001). Estos organismos no son particularmente abundantes en muchos ríos tropicales (Torres & Ramírez, 2014), lo que sugiere que los macroinvertebrados fragmentadores no cumplen un rol determinante en el proceso de degradación de hojarasca en ríos tropicales (Ramírez & Pringle, 2006). Para el caso específico del río Bermúdez, el grupo funcional de los fragmentadores tuvo una mayor presencia en los puntos mejor conservados, con una notoria ausencia en las zonas con mayor densidad urbana.

Otros estudios, han reportado cambios similares en el ensamblaje de macroinvertebrados, con efectos directos en las tasas de descomposición de la hojarasca (Torres & Ramírez, 2014; Martins *et al.*, 2015; Classen Rodríguez *et al.*, 2019). Sin embargo, la alta actividad microbiana en las hojas favorece a organismos raspadores, como efímeras y caracoles, acelerando el proceso de descomposición y haciendo disponible la energía para niveles tróficos superiores (Ramírez & Pringle, 2006; Bobeldyk & Ramírez, 2007). Por consiguiente, en ausencia de los principales grupos funcionales trituradores, otros como raspadores cumplen el rol de descomponedores primarios; tal y como lo reflejan los resultados presentados en esta investigación.

Desde mi perspectiva, no veo discusión sobre el objetivo específico 3, creo que se puede eliminar.

Conclusiones

Las variaciones e incrementos en los parámetros físicos y químicos, guardan una estrecha relación con el deterioro de la calidad del agua, a causa de la excesiva contaminación orgánica; problemática que ya era preocupante hace más de cuarenta años, y que fue reportada por Cordero *et al.* (1979), para la parte baja de la microcuenca. Hoy día, el aumento de la urbanización e industrias, que añade múltiples puntos de descarga de aguas residuales, agravan la situación de la calidad del agua del río Bermúdez.

Similar a otros ríos del valle central, el Bermúdez presenta importantes presiones antropogénicas a lo largo de su perfil altitudinal, relacionadas con el acelerado crecimiento urbanístico y agrícola. A pesar de su importancia cultural, económica y su belleza escénica, el deterioro ambiental en sus zonas de protección y la calidad del agua se evidencia con facilidad. El aumento promedio en parámetros como temperatura, sólidos totales y disueltos, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos, en los puntos con mayor presión, respecto a los puntos de referencia en las zonas mejor conservadas, son un claro indicativo de dicha problemática.

Los índices de calidad ambiental, también reflejan una marcada variación en cuanto al estado del ecosistema, presentando rangos que van desde contaminación incipiente, en los puntos altos de la cuenca, hasta severa en los de mayor impacto por el efecto acumulativo de las presiones a lo largo del río, en el caso del índice holandés. Los impactos de múltiples fuentes de contaminación, repercuten directamente en una drástica disminución en el número de familias de macroinvertebrados con respecto al gradiente altitudinal y grandes variaciones con respecto a la abundancia de familias con mayores grados de tolerancia.

Con respecto a la degradación de la materia orgánica, se encontró poca evidencia que sugiera que la diversidad funcional afecte el proceso de descomposición a lo largo de todo el río. No obstante, la presencia de organismos trituradores en los puntos 1 MC y 2 RC coincide con las tasas más aceleradas de descomposición de la MO, por lo que se puede concluir que en ausencia de organismos trituradores la tasa de descomposición puede verse afectada. Este estudio, del impacto urbanístico en las funciones ecosistémicas en los ríos del valle central es fundamental para una mejor comprensión de los impactos, para el desarrollo estrategias de gestión acordes a las características de cada sistema.

En general, se puede concluir que el aumento y la concentración de las presiones sobre el río Bermúdez impacta negativamente los procesos funcionales en el ecosistema acuático, particularmente la descomposición de la materia orgánica alóctona y el conjunto de macroinvertebrados asociados. El cambio en la diversidad funcional de macroinvertebrados, a lo largo del perfil altitudinal, influye en gran medida en la función del ecosistema. En ríos con

predominancia urbana, el proceso de degradación prescinde de la mayor parte de los organismos trituradores, quedando relegada esta función a otros factores, como físicos y microbiológicos.

Recomendaciones

Similar a otras investigaciones de degradación de MO en el trópico, los resultados aquí presentados muestran tasas de descomposición consistentes con el efecto del síndrome urbano. Sin embargo, es importante considerar que la composición de la comunidad de macroinvertebrados fragmentadores puede variar con respecto al perfil altitudinal y verse afectada por las características del medio acuático y su entorno; por lo que para futuras investigaciones se sugiere realizar los análisis aquí presentados por segmentos del río y no como un continuo. Esto puede contribuir a una mejor comprensión del estado de los procesos funcionales en los ríos urbanos.

En referencia a los resultados presentados en este estudio, surge la necesidad de una mejor comprensión de la relación entre el río urbano y las presiones adyacentes del uso de suelo. Un panorama completo que incluya, además de los análisis de calidad de aguas por métodos biológicos y fisicoquímicos, el estudio de la calidad vegetación ribereña y ensayos de descomposición, es fundamental para optimizar los esfuerzos de conservación y gestión en las cuecas con predominancia urbana.

En la medida que los futuros proyectos de conservación y restauración en ríos urbanos incorporen planes de gestión integrales, con una visión más holística de evaluación de los ecosistemas y su funcionalidad, será posible mejorar la calidad de los cuerpos de agua, lo que resulta en una alta diversidad funcional. Así, por ejemplo, la reducción de las fuentes puntuales y difusas de contaminación, y una ampliación de las zonas de protección ribereñas con especies nativas podrían potencializar la resiliencia que aún mantienen estos ecosistemas. De acuerdo con observaciones personales, el bambú ha sido utilizado para la protección de las márgenes de los ríos, dados los beneficios que ofrece para la estabilización de laderas. Sin embargo, se recomienda no utilizar especies exóticas con alta dureza foliar, que podrían ralentizar el proceso de degradación y ocasionar acumulaciones de MO.

Referencias Bibliográficas

- Alberti, M. (2005). The Effects of Urban Patterns on Ecosystem Function. *International regional science review*, 28 (2), 168–192.
- Allan, D.J., Castillo, M.M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*, 2nd ed. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Alvarado, V., Bermúdez, T., Romero, M. & Piedra, L. (2014). Plantas nativas para el control de la erosión en taludes de ríos urbanos. *Spanish Journal of Soil Science*, 4(1), 99–111.
- Anchia Leitón, D. (2021). *Caracterización y diagnóstico de la calidad de agua en la cuenca alta del Río Bermudez, Heredia, Costa Rica* [Tesis de Maestría]. CATIE, Turrialba.
- Araya, F. & Fernandez, A. (2017). Modificación del índice de calidad de riberas: Inclusión del componente social en la evaluación de la calidad ribereña de la microcuenca del río Burío-Quebrada Seca. *Uniciencia*, 31 (1), 39–49.
- Ardón, M. & Pringle, C. (2007). Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica. *Ecosystem Ecology*, 155, 311– 323.
- Ardón, M., Stallcup, L. & Pringle, C. (2006). Does leaf quality mediate the stimulation of leaf breakdown by phosphorus in Neotropical streams? *Freshwater Biology*, 51, 618–633.
- AyA, MINAE & MS. (2016). *Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales 2016-2045*. [Recurso electrónico] AyA-MINAE-MS, Primera edición, San José, Costa Rica.
- Baird, R. B., Eaton, A. D., & Clesceri, L. S. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater (Vol. 10)*. E. W. Rice (Ed.). Washington, DC: American public health association.
- Bärlocher, F. (2005). Leaf mass loss estimated by litterbag technique. En: Graça, M. A.; Bärlocher, F. & M. Gessner (Eds.) *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Springer, Dordrecht, 37-42.

- Beasley, G. and Kneale, P.E. (2002). Reviewing the Impact of Metals and PAHs on Macroinvertebrates in Urban Watercourses. *Progress in Physical Geography*, 26: 236–270.
- Benfield, E. F. (2007). Decomposition of leaf material. In: Hauer FR, Lamberti GA (eds) *Methods in stream ecology*, 2nd edn. Academic Press, San Diego, pp 711–720
- Blakely, T. & Harding, J. S. (2005). Longitudinal patterns in benthic communities in an urban stream under restoration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 39: 17–39.
- Blakely, T., Harding, J., Mcintosh, A. & Winterbourn, M. (2006). Barriers to the recovery of aquatic insect communities in urban streams. *Freshwater Biology*, 51, 1634–1645.
- Bobeldyk, A. M., & Ramírez, A. (2007). Leaf breakdown in a tropical headwater stream (Puerto Rico): The role of freshwater shrimps and detritivorous insects. *Journal of Freshwater Ecology*, 22, 581-590.
- Boulton, A. J., & Boon, P. I. (1991). A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over a new leaf? *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42:1–43.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Ramírez, A., Yule, C. M., ... Mathooko, J. (2015). Leaf-litter breakdown in tropical streams: Is variability the norm? *Freshwater Science*, 34, 759–769.
- Boyero, L., Ramírez, A., Dudgeon, D. & Pearson, R. (2009). Are tropical streams really different? *Freshwater Science*. 28 (2), 397-403.
- Buzolich1 G., Donal M., Reynolds, J. & Torres, L. (2007). Capacidad potencial de las franjas ribereñas del río Bermúdez para reducir la erosión. *Recursos Naturales y Ambiente*. 51 (52), 175–183.

- Castro, L., Fraile, J. & Vargas, R. J. (1996). Conductividad, oxígeno disuelto, pH y temperatura en el río Bermúdez (Costa Rica) y su relación con el uso del suelo en la cuenca. *Uniciencia*, 13: 27–34.
- Castro, R. M., Rocha, E., & C Rodríguez, H. (2004). *Gestión local y participativa del recurso hídrico en Costa Rica* (No. 363.61097286 G393). Centro de Derecho Ambiental y de los Recursos Naturales, San José (Costa Rica).
- Chávez, H. (2014). Análisis de los cambios de uso de suelo y su respuesta hidrológica de los años 2000 a 2020 en la cuenca de los ríos Quebrada Seca y Bermúdez. Tesis de Licenciatura. UCR, San José, Costa Rica.
- Classen-Rodríguez, L., Gutiérrez-Fonseca, P. E., Ramírez, A. (2019). Leaf litter decomposition and macroinvertebrate assemblages along an urban stream gradient in Puerto Rico. *Biotropica*, 51(5), 641-651.
- Cordero, A., Chacón, B. & Rodríguez, A. (1979). Contaminación del río Bermúdez, Alajuela. *Agronomía Costarricense*, 3(2): 109-113.
- Correa, F., Rivera, R., Urrutia, J., De Los Ríos, P., Contreras, A. & Encina, F. (2010). Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnetica*, 29 (2), 183–194
- Decreto N° 38071–MINAE. Diario oficial La Gaceta N°34, San José, Costa Rica, 18 de febrero del 2014.
- DeFries, R., & Eshleman, K. N. (2004). Land-use change and hydrologic processes: A major focus for the future. *Hydrological processes*, 18(11), 2183–2186.
- Dewson, Z. S., James, A. B., & Death, R. G. (2007). Stream ecosystem functioning under reduced flow conditions. *Ecological Applications*, 17(6), 1797-1808.
- Dodds, W. K. (2002). *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. Academic press. 248-250.

- Dourojeanni, A., & Jouravlev, A. (2002). Evolución de políticas hídricas de América Latina y el Caribe. CEPAL.
- Echeverría, H. & Orozco, R. (2015). Disponibilidad del recurso hídrico en la microcuenca del río Bermúdez. Región Central de Costa Rica. *Observatorio Medioambiental*, 18, 165–181.
- Elosegi, A. y Sabater, S. (eds.). (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA, Bilbao.
- Estado de la Nación. (2017). Vigésimo tercer informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano. Programa Estado de la Nación. Pavas, Costa Rica.
- Ferreira, V. et al. (2016). Aquatic hyphomycetes, benthic macroinvertebrates and leaf litter decomposition in streams naturally differing in riparian vegetation. *Aquat. Ecol.* 50:711-725.
- Follstad Shah, J. J., Kominoski, J. S., Ardón, M., Dodds, W. K., Gessner, M. O., Griffiths, N. A., ... & Zeglin, L. H. (2017). Global synthesis of the temperature sensitivity of leaf litter breakdown in streams and rivers. *Global Change Biology*, 23(8), 3064-3075.
- Gao, J., Huang, Y., Zhi, Y., Yao, J., Wang, F., Yang, W., ... & Grieger, K. (2022). Assessing the impacts of urbanization on stream ecosystem functioning through investigating litter decomposition and nutrient uptake in a forest and a hyper-eutrophic urban stream. *Ecological Indicators*, 138, 108859.
- Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V., & Pérez-Gómez, G. (2017). La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis*, 31(1-2).
- Graça, M. (2002). The Role of Invertebrates on Leaf Litter Decomposition in Streams - a Review. *International Review of Hydrobiology*, 86 (4-5), 383–393.
- Gualdrón, D.L. (2016). Evaluación de la calidad de agua de ríos de Colombia usando parámetros físicoquímicos y biológicos. *Revista Dinámica Ambiental*, 1(1), 83-102.

- Guevara Mora, M. (2011). Insectos acuáticos y calidad del agua en la cuenca y embalse del río Peñas Blancas, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 59(2), 635-654.
- Gutiérrez-Fonseca, P., Ramírez, A. & Pringle C. M. (2018). Large-scale climatic phenomena drive fluctuations in macroinvertebrate assemblages in lowland tropical streams, Costa Rica: The importance of ENSO events in determining long-term (15y) patterns. *Plos One*, 13(2) <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191781>
- Harner, M. J., Crenshaw, C. L., Abelho, M., Stursova, M., Shah J. F. J. & Sinsabaugh, R. L. (2009). Decomposition of leaf litter from a native tree and an actinorhizal invasive across riparian habitats. *Ecol Appl.* 19: 1135–1146. doi:10.1890/08-0294.1
- Herrera, J.; Rodríguez, S.; Rojas, J.F.; Herrera, É.; Chaves, M. (2013). Variación temporal y espacial de la calidad de las aguas superficiales en la subcuenca del río Virilla (Costa Rica) entre 2006 y 2010. *Rev. Cienc. Ambient.*, 45, 51–62.
- Holdridge, L.R. (1982). *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas (IICA). San José, Costa Rica. 216 p.
- Hunsaker, C.T. (1990). *Environmental monitoring and assessment program: ecological indicators*. Atmospheric Research and Exposure Assessment Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.
- Iñiguez-Armijos, C., Rausche, S., Cueva, A., Sánchez-Rodríguez, A., Espinosa, C., & Breuer, L. (2016). Shifts in leaf litter breakdown along a forest–pasture–urban gradient in Andean streams. *Ecology and evolution*, 6(14), 4849-4865.
- Irons, J., Oswood, M., Stout, J. & Pringles, C. (1994). Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology*, 32, 401–411.
- Jouravlev, A., Matus, S. S., & Sevilla, M. G. (2021). Reflexiones sobre la gestión del agua en América Latina y el Caribe. *Páginas Selectas de la CEPAL*, 10.
- Leandro, H., Coto, J. & Salgado, V. (2010). Calidad del agua de los ríos de la microcuenca IV del río Virilla. *Uniciencia*, 24, 69-74.
- Leps J. & Smilauer, P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Ley N° 2825 de Tierras y Colonización. Diario oficial La Gaceta N°242, San José, Costa Rica, 25 de octubre de 1961.
- Lin, Q., Zhang, Y., Marrs, R., Sekar, R., Luo, X., & Wu, N. (2020). Evaluating ecosystem functioning following river restoration: the role of hydromorphology, bacteria, and macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 743, 140583.
- Macías, M.L. (2019). Patrones ambientales de temperatura y caudal a lo largo de la gradiente longitudinal en los ríos Atacames y Súa en el periodo julio 2016 – junio 2017 [Tesis de pregrado]. Universidad Católica del Ecuador, Esmeraldas, Ecuador.
- Madrigal, H., Fonseca, A., Núñez, C., & Gómez, A. (2014). Amenaza de contaminación del agua subterránea en el sector norte del acuífero Barva, Heredia, Costa Rica. *Tecnología y ciencias del agua*. 5(6), 103–118.
- Martins, R. T., Melo, A. S., Goncalves Jr, J. F., & Hamada, N. (2015). Leaf-litter breakdown in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. *Freshwater Science*, 34(2), 716-726.
- McNeish, R. E., Benbow, M. E., & McEwan, R. W. (2012). Riparian forest invasion by a terrestrial shrub (*Lonicera maackii*) impacts aquatic biota and organic matter processing in headwater streams. *Biological Invasions*, 14(9), 1881-1893.
- Mena-Rivera L, Vásquez-Bolaños, O., Gomez-Castro, C., Fonseca-Sánchez, A., Rodríguez, Rodríguez, A. & Sánchez-Gutiérrez, R. (2018). Ecosystemic assessment of surface water quality in the Virilla River: towards sanitation processes in Costa Rica. *Water*, 10(7):1–16.
- Mena-Rivera, L., Salgado-Silva, V., Benavides-Benavides, C., Coto-Campos, J. M. & Swinscoe, T. H. (2017). Spatial and season surface water quality assessment in a tropical urban catchment: Burio River, Costa Rica. *Water*, 9(8): 558–568.
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W., Berg, M.B. (Eds.). (2008). An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hun. 439-445. 847-856
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W., Berg, M.B. (Eds.). An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hun. 2008.439-445. 847-856.

- MINAE. Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de aguas superficiales. Diario Oficial la Gaceta, 2007. 2-5.
- Morales, H. A. (2007). El uso de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad de agua. *Biocenosis*, 20(1-2).
- Nations, U. (2015). The millennium development goals report. *New York: United Nations*.
- Navarro Salas, K., & Monge Fernández, Y. (2021). *Evaluación de la influencia de las actividades socioeconómicas en el caudal, calidad del agua y comunidades de macroinvertebrados bentónicos en el río Maravilla, Cartago, Costa Rica* [Tesis de Licenciatura]. Universidad Nacional, Heredia.
- Oksanen, J. (2013). Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial. Disponible en: line: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>
- Panis, L. I., Goddeeris, B., & Verheyen, R. (1995). The hemoglobin concentration of *Chironomus cf. Plumosus* (Diptera: Chironomidae) larvae from two lentic habitats. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 29(1), 1-4.
- Paul, M. & Meyer, J. (2001). Stream in the urban landscape. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 32, 333–65.
- Paul, M. J., Meyer, J. L., & Couch, C. A. (2006). Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. *Freshwater Biology*, 51(9), 1684-1695.
- Pavé, P. & Marchese, M. (2005). Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral*, 15:183–197.
- Peterson, R. C., & Cummins, K. W. (1974) Leaf processing in a woodland stream. *Freshwat Biol.* 4:345–368.
- Philipson, G. N. (1969). Some factors affecting the net-spinning of the caddis fly *Hydropsyche instabilis* Curtis (Trichoptera, Hydropsychidae). *Hydrobiologia*. 34(3). 369-377.




- Piedra, L., Ramírez, M. & Ovarés, L. (2016). Las cuencas urbanas y su fauna: el caso del río Pirro, Heredia, Costa Rica. *Biocenosis*, 31 (1-2), 58–61.
- Ramírez A. & Pringle CM. (2006). Fast growth and turnover of chironomid assemblages in response to stream phosphorus levels in a tropical lowland landscape. *Limnol Oceanogr.* 51. 189-196.
- Ramírez, A., & Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de biología tropical*, 62, 155-167.
- Robinson, C. T., Schuwirth, N., Baumgartner, S., & Stamm, C. Spatial relationships between land-use, habitat, water quality and lotic macroinvertebrates in two Swiss catchments. *Aquatic sciences*. 2014. 76(3). 375-392
- Rosemond, A., Pringle, C. & Ramirez, A. (1998). Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. *Freshwater Biology*, 39, 515–523.
- Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16 (2), 45–63.
- Springer, M. (2010). Capítulo 3: Biomonitorio acuático. *Revista de Biología Tropical*, 58 (4), 53–59.
- Springer, M., Ramírez, A., & Hanson, P. (2010). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical*, 58 (4), 97–136.
- Stout, J. (1980). Leaf decomposition rates in Costa Rican lowland tropical rainforest stream. *Biotropica*, 12 (14), 264–272.
- Suberkropp, K. & Chauvet, E. (1995). Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. *Ecology*, 76 (5), 1433–1445.
- Suter, G., 1993. *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers, Ann Arbor, MI.


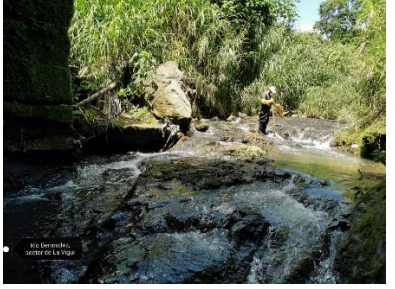

- Tarrant E, Nine, A., Powers, L. & Heth, R. K. (2009). Decomposition rate and community structure of leaf-packs in an urban and rural stream in southwestern Missouri. *Trans Mo Acad Sci.* 43:39–45.
- Tiegs S, Costello DM, Isken MW, et al. (2019). Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. *Science Advances*, 5, 1. eaav0486 <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav0486>
- Torres, P.J., & Ramírez, A. (2014). Land use effects on leaf litter breakdown in low order streams draining a rapidly developing tropical watershed in Puerto Rico. *Revista de Biología Tropical*, 62,129.
- Urban, M., Skelly, D., Burchsted, D., Price, W. & Lowry S. (2006). Stream communities across a rural–urban landscape gradient. *Diversity and Distributions*, 12, 337–350.
- Valverde, R. (2013). Disponibilidad, distribución, calidad y perspectivas del agua en Costa Rica. *Ambientales*, 45, 5 –12.
- Vásquez, O. (2019). *Determinación de la calidad ecosistémica del río Virilla, Costa Rica*. [Tesis de licenciatura]. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Vanegas L., M. (2016). Manual de mejores prácticas de restauración de ecosistemas
- Varela, I. (2007). Estudio de la gestión municipal del agua: enfoque de “gestión de la demanda del agua” en Costa Rica y en países con mayor grado de gestión del recurso hídrico. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.
- Walsh, C. J., A. H. Roy, J. W. Feminella, P. D. Cottingham, P. M. Groffman & R. P. Morgan II, 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 706–723.
- Wang, B., Liu, D., Liu, S., Zhang, Y., Lu, D. & Wang, L. (2012). Impacts of urbanization on stream habitats and macroinvertebrate communities in the tributaries of Qiangtang River, China. *Hydrobiologia*, 680: 39–51.


- Wiederkehr, F., Wilkinson, C. L., Zeng, Y., Yeo, D. C., Ewers, R. M., & O'Gorman, E. J. (2020). Urbanisation affects ecosystem functioning more than structure in tropical streams. *Biological Conservation*, 249, 108634.
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de la UNESCO). (2019). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019: No dejar a nadie atrás. París, UNESCO.
- Yang, S., Liang, M., Qin, Z., Qian, Y., Li, M., & Cao, Y. (2021). A novel assessment considering spatial and temporal variations of water quality to identify pollution sources in urban rivers. *Scientific reports*, 11(1), 1-11.
- Young, R., Matthaei, D. & Townsend, C. (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of North American Benthological Society*, 27(3), 605–625.
- Zarama-Alvarado, S. (2020). De la gobernabilidad a la gobernanza ambiental: un acercamiento a los conflictos del agua. Preprint Versión: 05.06. 2020.
- Zúñiga-Sarango, W., Gaona, F. P., Reyes-Castillo, V., & Iñiguez-Armijos, C. (2020). Disrupting the biodiversity–ecosystem function relationship: response of shredders and leaf breakdown to urbanization in Andean streams. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 592404.

Anexos

Anexo 1. Descripción de los sitios de muestreo en el río Bermúdez, Heredia, Costa Rica.

Punto	Altitud (msnm)	Descripción de ubicación	Foto
MC	1856	Coordenadas: 10°04'00" N - 84°04'27" O	
RC	1737	Coordenadas: 10°03'26" N - 84°04'17" O	
1-RB	1284	Coordenadas: 10°01'00" N - 84°05'39" O	

Punto	Altitud (msnm)	Descripción de ubicación	Foto
2-RB	1236	Coordenadas: 10°01'25" N - 84°05'28" O	
3-RB	1211	Coordenadas: 10°00'05" N - 84°05'16" O	
4-RB	1199	Coordenadas: 9°59'46" N - 84°05'34" O	
5-RB	1173	Coordenadas: 9°59'30" N - 84°05'27" O	

Punto	Altitud (msnm)	Descripción de ubicación	Foto
7-RB	1130	Coordenadas: 9°58'51" N - 84°06'03" O	
1-QG	1128	Coordenadas: 9°59'01" N - 84°06'17" O	

Anexo 2. Promedios, máximos y mínimos para los parámetros físicos y químicos muestreados en ocho puntos, en el periodo del 2018-2020, a lo largo del gradiente altitudinal del río Bermúdez, Heredia, Costa Rica. Los parámetros para los puntos MC y RC corresponden a el periodo de transición de la época seca-lluviosa del 2019 y durante la época seca del 2020

Parámetros/ Sitios	MC			RC			1-RB			2-RB			3-RB			4-RB			5-RB			7-RB		
	Prom	Max	Min	Prom	Max	Min	Prom	Max	Min	Prom	Max	Min	Prom	Max	Min	Prom	Max	Min	Prom	Max	Min	Prom	Max	Min
T (C°)	14.30	14.63	13.97	14.79	14.97	14.60	14.38	18.85	17.63	15.13	19.37	17.85	15.76	20.63	18.95	16.38	21.70	18.65	16.15	20.83	19.40	16.85	22.23	19.95
PSO	83.13	88.23	78.03	84.82	90.40	79.23	83.36	85.95	80.45	83.86	85.85	81.40	80.01	83.95	72.65	85.87	93.27	81.87	85.10	91.30	79.50	80.80	86.10	72.03
Conductividad (µS/cm)	168.54	0.47	43.67	85.88	0.71	40.00	118.75	130.50	103.50	123.92	143.00	85.50	158.54	195.67	102.00	203.59	230.67	138.50	182.42	215.33	123.50	245.21	300.00	141.00
OD (mg/L)	8.51	8.98	8.03	8.60	9.13	8.06	8.14	8.91	7.68	8.05	8.74	7.74	6.84	7.74	5.67	7.74	8.21	7.21	7.71	8.23	7.11	7.22	7.85	6.29
pH	6.31	6.75	5.87	6.52	6.90	6.14	5.85	8.06	6.37	5.69	7.59	6.69	5.42	7.07	6.64	5.50	7.23	6.67	5.65	7.48	6.82	5.75	7.62	6.96
Turbidez	0.69	0.91	0.46	1.29	2.03	0.55	5.30	12.96	2.33	5.92	17.77	1.36	6.99	14.34	3.82	8.71	15.28	5.86	6.37	17.78	2.37	7.93	21.50	3.99
ST (mg/L)	44.75	59.5	30	76.3	109.5	43	116.4	144.5	76.5	110.5	124	87	126.9	147.5	105.5	162.5	191	115	165.6	216	122	195.3	236.5	135.5
SDT (mg/L)	24.17	24.33	24.00	23.50	25.00	22.00	58.77	84.50	66.33	55.80	80.00	47.50	71.53	110.00	57.50	101.67	181.33	77.50	82.20	121.00	69.00	110.40	168.33	79.00
DBO (mg/L O2)	<2	0.00	0.00	<2	0.00	0.00	1.82	1.82	1.82	2.68	3.40	1.95	4.98	7.03	2.98	9.75	14.20	4.27	4.58	5.22	3.38	8.42	10.33	5.66
N-NH4+ (mg/L)	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.31	0.47	0.07	0.31	0.47	0.07	0.75	1.91	0.24	0.70	0.86	0.47	0.42	0.47	0.47	1.24	1.93	0.52
NO2- (mg/L)	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.184	<0.3	<0.16	<0.18	<0.3	<0.16	<0.18	<0.3	<0.16	<0.19	<0.3	<0.16	<0.34	0.90	<0.16	<0.55	1.38	<0.26
NO3- (mg/L)	1.27	1.63	0.91	1.18	1.44	0.92	6.99	12.73	3.72	6.13	10.03	4.16	7.90	12.80	8.10	6.43	9.03	5.85	6.85	10.79	6.21	6.54	9.46	7.32

Anexo 3. Resultados del Índice Holandés por punto de muestreo para el río Bermúdez por época para el periodo 2018 al 2020.

ÍNDICE HOLANDÉS

PUNTO/ÉPOCA	Lluviosa	Lluviosa-	Seca-Lluviosa	Seca
	2018	Seca 2018	2019	2020
MC	----	----	4	4
RC	----	----	4	4
1RB	4	4	4	4
2RB	5	4	4	4
3RB	7	5	6	5
4RB	5	8	8	7
5RB	5	5	5	4
7RB	6	8	9	8
1-QG	----	11	----	----

Anexo 4. Valores del índice BMWP-CR por punto de muestreo, para el segmento evaluado del río Bermúdez durante el periodo de 2019 al 2020.

ÍNDICE BMWP-CR

PUNTO/ÉPOCA	Seca-Lluviosa 2019	Seca 2020
	MC	98
RC	80	118
1RB	78	130
2RB	65	78
3RB	57	54
4RB	41	48
5RB	45	55
7RB	44	24

Anexo 5. Abundancias de macroinvertebrados bentónicos evaluados por punto de muestreo en el río Bermúdez, Heredia, durante el periodo del estudio

Clase/Orden	Familia/Punto	MC	RC	1RB	2RB	3RB	4RB	5RB	7RB
Ampipoda	Gammaridae	993	1891	0	0	0	0	1	0
Basommatophora	Physidae	0	0	350	667	619	346	120	280
	Planorbidae	1	0	18	4	0	0	0	5
Blatodea	Blaberidae	0	1	0	0	1	0	0	0
Clitellata	Hirudinea	0	0	17	51	54	42	124	526
	Oligochaeta	42	270	382	287	784	2144	1730	8652
Coleoptera	Dytiscidae	5	1	0	0	0	0	0	0
	Elmidae	1	1	4	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	2	0	0	0	0	0	0	0
	Ptilodactylidae	20	4	0	0	0	0	0	0
	Scirtidae	0	4	0	0	0	0	0	0
	Staphylinidae	0	3	0	0	0	0	0	0
Diptera	Chironomidae	1116	1197	3200	8140	6678	12536	20930	22088
	Empididae	8	3	1	1	0	0	0	0
	Ephydriidae	0	0	0	0	0	0	2	1
	Mucidae	2	2	2	0	2	0	4	4
	Muscidae	0	0	1	0	1	0	14	2
	Psychodidae	0	0	3	0	3	12	27	2
	Simuliidae	646	3506	6	9	11	14	11	0
	Stratiomyidae	0	0	0	0	0	1	0	0
	Tabanidae	0	0	0	0	0	1	0	0
	Tipulidae	7	12	9	5	5	5	2	2
Ephemeroptera	Baetidae	39	38	27	146	154	70	394	136
	Leptohyphidae	4	1	71	1132	27	17	35	0
	Leptophlebiidae	47	596	2	1	0	0	0	0
Hemiptera	Belostomatidae	0	0	0	3	1	0	0	0
	Guerridae	2	0	0	0	0	0	0	0
	Naucoridae	0	1	0	0	0	0	0	0
	Notonectidae	0	1	36	3	0	0	0	0
	Veliidae	8	12	5	3	0	0	0	0
Lepidoptera	Pyrilidae	0	0	1	1	0	1	0	0
Littorinimorpha	Hydrobiidae	0	0	11	6	0	0	0	0
Odonata	Aeshnidae	0	0	1	0	0	0	0	0
	Calopterygidae	0	1	14	7	0	0	1	1
	Coenagrionidae	0	1	36	27	8	0	31	13
	Lestidae	0	0	22	26	4	0	0	0
	Libellulidae	0	8	3	8	0	2	0	0
Oligostraca	Ostracoda	0	0	0	1	0	0	0	0
Trichoptera	Calamoceratidae	0	1	0	0	0	0	0	0
	Helicopsychidae	53	763	0	0	0	0	0	0
	Hydrobiosidae	12	32	0	0	0	0	0	0
	Hydropsychidae	20	22	28	140	36	9	25	1
	Hydroptilidae	0	0	4	2	1	0	5	0
	Lepidostomatidae	56	281	0	0	0	0	0	0
	Philopotamidae	3	2	0	0	0	0	0	0
	Polycentropodidae	0	4	0	0	0	0	0	0
Tricladida	Planariidae	9	0	0	0	0	0	0	0
Trombidiformes	Hydrachnidae	5	1	0	0	0	0	0	0
Veneroida	Sphaeriidae	1	0	27	3	11	0	0	0