

UNIVERSIDAD DE PANAMÁ  
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y TECNOLOGÍA  
ESCUELA DE BIOLOGÍA

EFFECTOS INTERACTIVOS ENTRE EL INCREMENTO DE LA SALINIDAD Y LA  
TEMPERATURA SOBRE UNA COMUNIDAD DESCOMPONEDORA DE  
HOJARASCA, EN UN ESCENARIO DE CAMBIO CLIMÁTICO

POR:

GABRIELA F. GARCÍA CORNEJO

Trabajo de graduación presentado a la  
escuela de Biología como requisito  
parcial para optar por el título de  
Licenciada en Biología con orientación  
en Biología Ambiental

PANAMÁ, REPÚBLICA DE PANAMÁ  
2023.



TRIBUNAL EXAMINADOR

Título:

**“EFECTOS INTERACTIVOS ENTRE EL INCREMENTO DE LA SALINIDAD Y LA TEMPERATURA SOBRE UNA POBLACIÓN COMUNIDAD DESCOMPONEDORA DE HOJARASCA, EN UN ESCENARIO DE CAMBIO CLIMÁTICO”**

Por:

**Gabriela F. García Cornejo**  
**8-953-2280**

\_\_\_\_\_

Trabajo de graduación presentado a la escuela de Biología como requisito parcial para optar por el título de Licenciada en Biología con orientación en Biología Ambiental.

Dr. Enrique Medianero Segundo

\_\_\_\_\_

Mgtr. Mario Arosemena

\_\_\_\_\_

Dra. Yolanda Águila

\_\_\_\_\_

**UNIVERSIDAD DE PANAMÁ**  
**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y TECNOLOGÍAS**  
**ESCUELA DE BIOLOGÍA**

**EFFECTOS INTERACTIVOS ENTRE EL INCREMENTO DE LA SALINIDAD Y  
LA TEMPERATURA SOBRE UNA POBLACIÓN COMUNIDAD  
DESCOMPOREDORA DE HOJARASCA, EN UN ESCENARIO DE CAMBIO  
CLIMÁTICO**

**Gabriela F. García Cornejo**

Tesis Licenciatura. Trabajo de graduación presentado a la Escuela de Biología como requisito para optar por el título de Licenciada en Biología con orientación en Ambiental. Universidad de Panamá, Panamá.

**Comité Asesor**

Dr. Enrique Medianero Segundo. Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología, Universidad de Panamá, Ciudad de Panamá.

Mgtr. Mario Arosemena. Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología, Universidad de Panamá, Ciudad de Panamá.

Dra. Yolanda Águila. Departamento de Zoología, Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología, Universidad de Panamá, Ciudad de Panamá.

**Asesor externo**

Dr. Javier Pérez. Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU), Leioa, España. / Investigador asociado al Instituto Conmemorativo Gorgas de estudio de la Salud - Laboratorio de Ecología y Ecotoxicología Acuática.

*Este trabajo se lo dedico a mi madre Aydeé Cornejo, quien me apoyo desde el inicio y me permitió entrar al mundo de la investigación, a mi hermana Ibis Rapp que espero sea de inspiración para que logre sus sueños y metas, a mis padres Alexander Méndez y Jorge García, quienes me apoyaron y brindaron palabras de aliento.*

*Una dedicación especial a la mujer que me convertiré para que recuerde que a pesar de las dificultades y que todo sea gris, con fortaleza, resistencia y apoyo todo se puede lograr.*

## **AGRADECIMIENTOS**

Primeramente, deseo agradecerle a Dios por permitirme finalizar esta etapa importante de mi vida en donde culmino mi carrera en Biología, con salud y entusiasmo para seguir superándome profesionalmente.

Quiero agradecer a mis asesores: Dr. Enrique Medianero Segundo, Mgtr. Mario Arosemena y Dra. Yolanda Águila, quienes me guiaron en este recorrido y confiaron en mí. A la Dra. Aydeé Cornejo, quien estuvo allí en cada momento guiándome, quien me enseñó a no rendirme y seguir adelante en el arte de la investigación. También quiero agradecer a mi asesor externo el Dr. Javier Pérez, quien me guio y me asesoró en esta investigación. A la Dra. Luz Boyero por permitirme realizar una pasantía en su Laboratorio de Ecología de ríos de la Universidad del País Vasco, España, que fue de gran beneficio para mi crecimiento profesional.

A la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación, por otorgarme la beca del programa Pregrado de Excelencia en Ciencias Básicas IFARHU-SENACYT, que fue de gran apoyo para mi desarrollo profesional durante estos años de carrera y sufragar algunos costos para la ejecución de este proyecto. Al Instituto Conmemorativo Gorgas de Estudios de la Salud (ICGES) por permitirme realizar mi pasantía por los últimos 3 años de mi carrera y brindarme el espacio físico y el equipo necesario para realizar este proyecto de investigación en el Laboratorio de Ecología y Ecotoxicología. A mis compañeros Carlos Nieto, Edgar Pérez y Anyi Tuñón, quienes me ayudaron y orientaron durante mi pasantía en el ICGES.

A Abril Camaño, mi mejor amiga y confidente, quien estuvo allí para mí. A Alisson Guerra, quien me brindo su apoyo incondicional durante este proceso y con quien comparto todo tipo de experiencias. A Carlos Gómez, amigo y confidente quien me brindo palabras de aliento en mis momentos más difíciles.

A mis primas Andrea Cornejo y Yanicely Aguilar quienes fueron un respiro y alegría en muchos momentos difíciles. A Joseline Mela y Manuel Abrego amigos incondicionales, quienes me dieron apoyo y buenos recuerdos en mis primeros años de carrera en la UNACHI. A Jennifer Vega, amiga, quien me acompañó en mi último año de carrera brindándome palabras de aliento.

Quiero agradecerles a todos por apoyarme, brindarme palabras de aliento, confiar en mí y acompañarme durante estos 5 años importante de mi vida. Termino esta etapa motivada y con entusiasmo para seguir desarrollándome profesionalmente y llegar a ser la investigadora exitosa que mi niña interior siempre quiso ser.

## ÍNDICE GENERAL

Índice de cuadros.....	i
Índice de figuras.....	i
Lista de abreviaturas.....	iii
Resumen.....	iv
Abstract.....	vi
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA, OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	4
III. REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
IV. MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
4.1 Sitio de experimentación.....	8
4.2 Salinidad.....	8
4.3 Hojarasca.....	9
4.4 Invertebrado detritívoro.....	11
4.5 Inóculo microbiano.....	13
4.6 Diseño experimental y procesamiento de muestras.....	13
4.6.1 Pruebas previas.....	13
4.6.2 Lixiviado y factor de corrección.....	14
4.7 Fase experimental.....	15
4.8 Análisis estadísticos.....	17
V. RESULTADOS.....	18
5.1 Variables físico-químicas.....	18
5.2 Detritívoros.....	22
5.3 Descomposición.....	23

VI.	DISCUSIÓN.....	28
	6.1 Parámetros físico-químicos.....	28
	6.2 Detritívoros.....	29
	6.3 Descomposición.....	31
VII.	CONCLUSIONES.....	34
VIII.	RECOMENDACIONES.....	35
IX.	BIBLIOGRAFÍA.....	36



## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Concentraciones de salinidad.....	14
Cuadro 2. Valores promedio $\pm$ 1 SD (y rango) de las características fisicoquímicas del agua durante los 15 días del período de estudio.....	21
Cuadro 3. Resultados de modelos lineales que prueban los efectos del incremento de la temperatura, aumento de la salinidad y su interacción en la descomposición microbiana, mediada por detritívoros y general.....	25

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Sitio experimental.....	8
Figura 2: NaCl utilizado para las diluciones.....	9
Figura 3: <i>Ficus insipida</i> .....	10
Figura 4: Recolección de <i>Ficus insipida</i> .....	10
Figura 5: Mapa de la ubicación de las pozas artificiales.....	11
Figura 6: Pozas artificiales y sustrato .....	12
Figura 7: Traslado de larvas de <i>Chironomus</i> sp. al laboratorio.....	12
Figura 8: Inóculo microbiano.....	13
Figura 9: Montaje experimental.....	15
Figura 10: Filtrado y rotulado de hojarasca para secado e incineración.....	16
Figura 11. Análisis de inóculo de microbiano. ....	17
Figura 12: Variación de los parámetros físico-químicos durante el experimento.....	20
Figura 13: Supervivencia, emergencia y no supervivencia de los organismos.....	23
Figura 14: Representación de tasas de descomposición total, microbiana y mediada por detritívoros .....	24

Figura 15: Representación gráfica del análisis de correlación de Pearson ( $r$ ) entre la temperatura, salinidad y variables físico-químicas, divididas por variable respuesta.....27

## Lista de abreviaturas

- Ctrl: Control
- CB: Concentración baja
- CM: Concentración media
- CA: Concentración alta
- INA: Instituto Nacional de Agricultura
- TDS: Sólidos disueltos totales
- PSU: Unidades prácticas de salinidad
- O.D.: Oxígeno disuelto
- HA: Hifomicetos acuáticos
- TB: Temperatura basal
- TI: Temperatura intermedia
- TA: Temperatura alta
- DM: Peso seco
- AFDM: Peso seco libre de cenizas
- LML: Pérdida de masa foliar
- LML (prop.): Pérdida de masa foliar proporcional

## RESUMEN

La descomposición de la hojarasca es un proceso ecológico clave, y la mayor parte del carbono orgánico producido anualmente pasa a través de redes alimentarias detríticas. Conocer los efectos del cambio climático sobre la integridad funcional de los ecosistemas fluviales es de gran importancia. Este estudio investigó los efectos combinados de dos factores asociados al cambio climático (salinidad y temperatura) sobre la descomposición de la hojarasca, invertebrados detritívoros (larvas de *Chironomus* sp.) y comunidades microbianas (principalmente hongos acuáticos). Empleamos cuatro niveles de salinidad: control (Ctrl., 0.0 g L<sup>-1</sup>), concentración baja (CB, 0.1 g L<sup>-1</sup>), concentración media (CM, 1.0 g L<sup>-1</sup>) y concentración alta (CA, 10.0 g L<sup>-1</sup>) y se utilizaron tres temperaturas: basal (temperatura en el área protegida, 26 °C), Intermedia (29 °C) y Alta (32 °C), simulando el aumento de la salinidad a causa de las actividades antropogénicas y el pronóstico del incremento de la temperatura para el año 2050 y 2100. Nuestros resultados revelan efectos perjudiciales sobre la supervivencia de los invertebrados detritívoros (los cuales fueron mayores en altas concentraciones de salinidad) y, como consecuencia, su efecto sobre la tasa de descomposición total y mediada por detritívoros, que resultó disminuida. Por otro lado, la descomposición mediana por microorganismos se vio favorecida por el aumento de las temperaturas, sin verse muy afectada por las concentraciones de salinidad. Nuestro experimento muestra que la presencia simultánea de calentamiento y salinización podrían interactuar sinérgicamente para inhibir la descomposición de la hojarasca en los arroyos. Desde el punto de vista del funcionamiento la salinidad podría conducir a cambios en la estructura de la comunidad y el metabolismo de los detritívoros, lo que alteraría las interacciones tróficas. El aumento de la temperatura potenciaría el rol de los

microorganismos en este proceso clave para el correcto funcionamiento de los ecosistemas fluviales.

### ABSTRACT

Litter decomposition is a key ecological process, and most of the organic carbon produced annually passes through detrital food webs. Knowing the effects of climate change on the functional integrity of river ecosystems is of great importance. This study investigated the combined effects of two factors associated with climate change (salinity and temperature) on litter decomposition, detritivorous invertebrates (*Chironomus* sp. larvae) and microbial communities (mainly aquatic fungi). We used four salinity levels: control (Ctrl., 0.0 g L<sup>-1</sup>), low concentration (CB, 0.1 g L<sup>-1</sup>), medium concentration (CM, 1.0 g L<sup>-1</sup>) and high concentration (CA, 10.0 g L<sup>-1</sup>) and three temperatures were used: basal (temperature in the protected area, 26 °C), Intermediate (29 °C) and High (32 °C), simulating the increase in salinity due to anthropogenic activities, such as conversion of forests to agricultural land, urbanization or industrial development and the forecast of the temperature increase for the year 2050 and 2100 (IPCC, 2018). Our results reveal detrimental effects on the survival of detritivorous invertebrates (which were greater at high salinity concentrations) and, as a consequence, their effect on the total and detritivore-mediated decomposition rate, which was decreased. On the other hand, the median decomposition by microorganisms was favored by the increase in temperatures, without being greatly affected by salinity concentrations. Our experiment shows that the simultaneous presence of heating and salinization could interact synergistically to inhibit litter decomposition in streams. From the functional point of view, salinity could lead to changes in the community structure and metabolism of detritivores, which would alter trophic interactions. The increase in temperature would enhance the role of microorganisms in this key process for the proper functioning of river ecosystems.

## **I. INTRODUCCIÓN**

Nuestro planeta atraviesa cambios ambientales graves a causa de las actividades antropogénicas, como la conversión de bosques en tierras agrícolas, la urbanización o el desarrollo industrial (IPCC, 2018; Sage, 2020). Se pronostica que los gases de efecto invernadero atmosféricos aumentarán, provocando ascensos en las temperaturas medias, las tasas de evaporación superficial, el viento y la variación en la radiación solar (Gurudatta et al., 2021); mientras que la precipitación se espera que cambie en intensidad y distribución causando intensificación de las estaciones secas en algunas regiones del planeta (Graça et al., 2022). Los efectos principales del cambio climático sobre los ecosistemas acuáticos pueden provocar un incremento de la temperatura del agua, cambios en patrones estacionales de precipitación, entrada del agua de mar en los afluentes superficiales, aumento de la concentración de CO<sub>2</sub> y enriquecimiento de nutrientes (Prakash, 2021; Follstad Shah, 2021; Abelho et al., 2021; Graca et al., 2022;).

Por otro lado, los ecosistemas fluviales están muy expuestos a los contaminantes provenientes de la tierra, que son transportados a través de la escorrentía y pueden alterar los procesos de los ecosistemas fluviales, junto con los cambios de temperatura (p. ej., como se muestra para los nutrientes disueltos; Ferreira & Chauvet, 2011). Un tipo de contaminante común en los arroyos, debido a las actividades agrícolas, industriales y mineras, e intensificado por el cambio climático, es la sal (Cañedo-Arguelles et al., 2014). Sin embargo, la salinización ha recibido poca atención en comparación con otros tipos de contaminación de los ríos, como la eutrofización (Cañedo-Arguelles et al., 2018), y su efecto conjunto con el calentamiento en los procesos de los ecosistemas es prácticamente desconocido (a pesar

de que existe cierta evidencia de las respuestas fisiológicas del organismo; por ejemplo, Velasco et al., 2018).

Los ecosistemas de agua dulce son esenciales para las sociedades humanas, ya que brindan servicios esenciales como agua potable y de riego, alimentos, regulación del clima y recreación. Estos servicios dependen fundamentalmente de la integridad de las poblaciones y comunidades de organismos de agua dulce. Por lo tanto, es fundamental conocer los efectos del incremento de la salinidad y de la temperatura como consecuencia del cambio climático, para una gestión integrada de la biodiversidad y la conservación de los ecosistemas de agua dulce en riesgo (Cañedo-Argüelles et al., 2019; Abelho et al., 2021).

Diversos estudios sobre una amplia variedad de lagos, ríos y humedales han demostrado que la salinización y aumento de las temperaturas pueden tener efectos adversos sobre la distribución espacial de los organismos, las interacciones tróficas, los ciclos bioquímicos y en caso de la salinidad efectos letales y subletales que podrían afectar la riqueza de los organismos (Abelho et al., 2021; Canhoto et al., 2021). Como consecuencia, se podrían ver afectados procesos clave del ecosistema, como la descomposición de la hojarasca (Geraldine et al., 2012; Abelho et al., 2021; Swan et al., 2021), que es uno de los procesos ecosistémicos más importantes, ya que, es un determinante del ciclo del carbono y de los nutrientes en el ecosistema acuático (Handa et al., 2014). Su componente principal son los descomponedores microbianos (bacterias y hongos), una vez realizada la colonización de estos microorganismos, se facilita el consumo por parte de organismos detritívoros, transformándolo en biomasa animal y parte excretado en forma de heces (Roldán & Restrepo, 2022; Swan et al., 2021). Un grupo que desempeña este rol son las larvas del género



*Chironomus* (Diptera: Chironomidae), que constituyen parte importante de la comunidad de invertebrados bentónicos, teniendo un papel determinante en los ciclos tróficos y el procesamiento de los detritus (Pérez et al., 2013; Roldan & Restrepo, 2022). Las larvas presentan hábitos generalistas, con baja selectividad en su dieta y alta afinidad a un único gremio trófico con solapamiento con detritívoros (Ruiz et al., 2018).

Algunos estudios han explorado los efectos del cambio climático sobre los procesos clave de los ecosistemas fluviales y su fauna, proporcionando información valiosa sobre sus posibles consecuencias (Matthaei et al., 2010; Piggott et al. 2012; Graça et al., 2022; Dixon et al., 2023). Los estudios que tienen en cuenta el funcionamiento del ecosistema son más frecuentes en zonas templadas que en las regiones tropicales (Boyero et al., 2016; Graça et al., 2022). La mayoría de estos estudios se han concentrado en la evaluación del proceso de descomposición de la hojarasca, que es un componente clave del funcionamiento del ecosistema fluvial y, a menudo, un indicador de la integridad de dicho ecosistema (Gessner & Chauvet, 2002; Swan et al., 2021).

Esta investigación busca contribuir al conocimiento de los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas acuáticos. Tiene como objetivo principal evaluar a través de un experimento de microcosmos, el efecto combinado de la salinidad y la temperatura sobre la descomposición de la hojarasca, mediada por detritívoros y microorganismos, como posible consecuencia del cambio climático. La pregunta de investigación es la siguiente ¿Los efectos de la salinidad sobre la descomposición de la hojarasca, mediada por detritívoros y microorganismos, serán mayores a altas temperaturas? Presumimos que el efecto de la salinidad se verá más agravado por el aumento de temperatura para la descomposición mediada por detritívoros que para la microbiana.

## II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA, OBJETIVOS E HIPÓTESIS

### Objetivos

#### - General:

Evaluar mediante un experimento de microcosmos, si los efectos combinados de dos factores asociados al cambio climático (salinidad y temperatura) afectan la integridad funcional de los ecosistemas fluviales tropicales.

#### - Específicos:

Determinar los efectos combinados del incremento de la salinidad y de la temperatura sobre la descomposición mediada por *Chironomus* sp.

Determinar los efectos combinados del incremento de la salinidad y de la temperatura sobre la descomposición mediada por microorganismos.

### Pregunta de investigación:

- ¿Los efectos de la salinidad sobre la descomposición de la hojarasca mediada por detritívoros y microorganismos, serán mayores a altas temperaturas?

**Hipótesis:** El efecto de la salinidad se verá más agravado por el aumento de temperatura para la descomposición mediada por detritívoros que para la microbiana. Basándonos en que los detritívoros se encuentran lejos de su óptimo fisiológico de temperatura, y un aumento por pequeño que sea puede suponer un gran impacto para ellos (Bonacina et al., 2023).

### III. REVISIÓN DE LITERARIA

Los factores de estrés característicos del cambio climático han sido poco estudiados de manera simultánea. Esto puede deberse a que son a menudo complejos y difíciles de predecir en conjunto (Follstad Shah, 2021). La literatura referente al tema es escasa, sin embargo, se contó con 6 artículos científicos y un libro para el desarrollo de esta sección. Cuatro de estos estudios evaluaron los efectos de la salinidad, dos de ellos evaluaron los efectos de la temperatura, ambos casos a través de experimentos de microcosmos, y dos capítulos del libro realizaron una recopilación de los estudios realizados hasta la actualidad. Los microcosmos son unidades experimentales diseñadas para simular y predecir el comportamiento de los procesos fundamentales que se producen en un ecosistema en condiciones controladas (Draggan 1977). A continuación, se presenta un resumen de los resultados reportados:

Geraldes et al. (2012), evaluaron cómo las especies de hifomicetos acuáticos y sus funciones ecológicas responden a los cambios de temperatura. Fueron implementados dos tratamientos de diversidad, dos combinaciones de baja diversidad y dos combinaciones de alta diversidad, cada uno expuesto a tres tratamientos de temperaturas (Temperatura ambiente 16°C, aumento abrupto de 8 °C y un aumento gradual de 2 a 3 °C). Sus resultados muestran un aumento en la tasa de descomposición de la hojarasca, posiblemente a causa de una estimulación de las actividades exoenzimáticas de las especies de hifomicetos acuáticos.

Martínez et al. (2013), evaluaron los efectos de la temperatura en la descomposición microbiana con un régimen térmico diferente. Emplearon 12 frascos de vidrio de 370 mL, por tratamiento de temperatura, contenían 200 mL de agua corriente filtrada (0.2 mL) en

baños de agua a tres temperaturas diferentes (5, 10 y 15 °C). Sus resultados muestran que la temperatura aumenta la tasa de descomposición de la hojarasca mediada por la actividad microbiana y esta posee un efecto directo sobre las comunidades adaptadas a ambientes fríos. Tyree et al. (2016), realizaron dos experimentos para examinar cómo las adiciones de NaCl alteran la respiración microbiana y el crecimiento de dos detritívoros (*Tipula abdominalis*; *Lirceus* sp.). En el experimento I emplearon dos concentraciones de salinidad: ambiental (Na: 3.2 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>;Cl: 3.4 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>) y elevada (Na: 7.0 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>;Cl: 9.6 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>). Por otro lado, en el experimento II emplearon tres concentraciones: Baja (Na: 3.0 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>;Cl: 3.9 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>), Media (Na: 14 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>;Cl: 20 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>) y Alta (Na: 140 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>;Cl: 214.7 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>). Los resultados muestran una maximización de la respiración microbiana, el crecimiento de los macroinvertebrados detritívoros y la tasa de descomposición, lo que sugiere que el aumento en NaCl puede tener impactos subletales, pero perjudiciales.

Canhoto et al. (2017), evaluaron los efectos de un gradiente de concentración (0, 2, 4, 8, 16 g L<sup>-1</sup> NaCl) en el crecimiento de hongos y la descomposición mediada por estos de las hojas de *Quercus robur*. Los autores emplearon 42 frascos Erlenmeyer de 100 mL con una duración de 35 días. Sus resultados muestran una reducción en las tasas de respiración microbiana y la tasa de descomposición, sin embargo, los hifomicetos como grupo fueron resistentes al aumento de NaCl.

Martínez et al. (2020), evaluaron los efectos de un gradiente de concentración (1, 3 y 6 g/L) de tres sales (NaCl, CaCl<sub>2</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>3</sub>KO<sub>2</sub>) sobre el proceso de descomposición de la hojarasca mediado por descomponedores microbianos y una especie de mosca caddis (*Schizopelex festiva*, Rambur). Sus resultados muestran que la salinización disminuye la tasa de

descomposición, a través de efectos nocivos sobre el consumo y supervivencia de los detritívoros y disminuyó la respiración microbiana. Los autores señalan que los efectos negativos parecen ocurrir en altas concentraciones, sin embargo, su magnitud depende de la composición iónica de la sal.

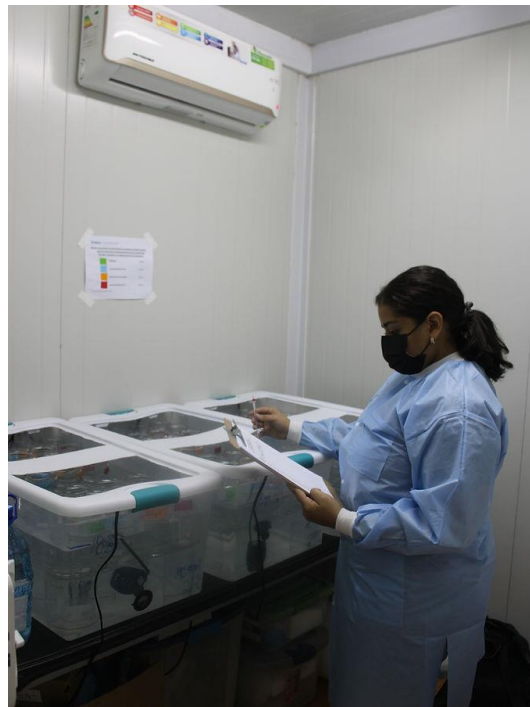
Abelho et al. (2021), evaluaron el efecto de la intrusión de agua de mar en los ecosistemas costeros sobre la comunidad de invertebrados de agua dulce y en la descomposición de la hojarasca de *Alnus glutinosa*. Las concentraciones de salinidad que utilizaron fueron 0.28 (control), 2.0, 3.3, 5.5, 9.3 y 15.3 mS cm<sup>-1</sup> y su experimento tuvo una duración de 65 días. Sus resultados demuestran una disminución en la tasa de descomposición mediada por invertebrados detritívoros y la abundancia de invertebrados.

Finalmente señalar la interesante recopilación de información sobre salinidad y temperatura recogidos en sendos capítulos del libro sobre descomposición de hojarasca (Swan et al., 2021); Canhoto et al., (2021) se presenta una descripción general de las causas de la salinización de los arroyos y sus impactos en la descomposición de la hojarasca a través de cambios en la calidad y las características de los aportes de hojarasca, la condición del hábitat y las comunidades biológicas en el contexto del cambio global. Por otro lado, Shah (2021), presenta una descripción general de como la elevación de CO<sub>2</sub>, el aumento de la temperatura del agua y la intensificación de los regímenes hidrológicos característicos del cambio climático afecta las tasas de descomposición de la hojarasca en los ecosistemas lóticos. Finalmente, señalar que a lo largo de los capítulos del mencionado libro se incide en la importancia de los estudios de microcosmos, ya que, nos permiten predecir por medio de simulaciones los posibles efectos del cambio climático.

## IV. MATERIALES Y MÉTODOS

### 4.1 Sitio de experimentación

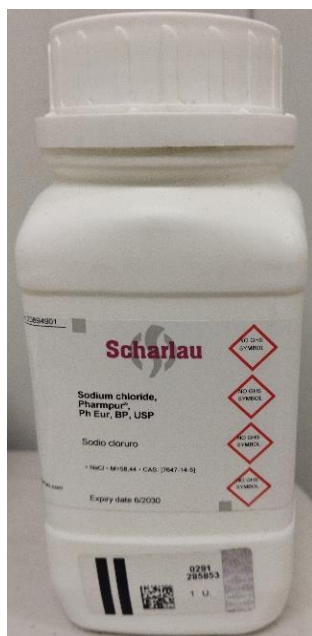
La investigación se llevó a cabo en el modular del Laboratorio de Ecología y Ecotoxicología Acuática del Instituto Conmemorativo Gorgas de Estudios de la Salud, ubicado en el Instituto Nacional de Agricultura (INA: 8°07'43.4691" N, -80°41'18.3086" O). Este espacio facilitó el transporte, recolección de los individuos y el agua en la cuenca del río Tonosí (Figura 1).



**Figura 1.** Sitio experimental

### 4.2 Salinidad

El cloruro de sodio (NaCl) se empleó para la simulación del aumento de salinidad, ya que, el sodio representa el principal catión que aumenta la salinidad en las aguas dulces (Cañedo-Argüelles, 2020). Se obtuvieron dos botellas de 500 g de sal con un grado de alta pureza (Grado ACS), para disminuir la contaminación por otros componentes (Figura 2).



**Figura 2.** NaCl utilizado para las diluciones.

### 3.1 Hojarasca

La especie utilizada fue *Ficus insipida* Willd, perteneciente a la familia Moracea. Su distribución va desde México, a lo largo de América Central (Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua y Panamá) hasta América del Sur (Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Guyana, Perú y Venezuela) (Bello & Rodríguez, 2010). En Panamá, se pueden encontrar a lo largo de caminos, fincas, especialmente en la vertiente del Pacífico desde la ciudad de Panamá hasta Soberanía (STRI, S.F) (Figura 3). Esta especie fue escogida, ya que ha sido utilizada en estudios previos de descomposición de la hojarasca a nivel internacional (Rincón et al., 2009; Cornejo et al., 2020; López-Rojo et al., 2020; Boyero et al., 2021; Pérez et al., 2021) y se observó que en el área era una de las especies más apetecibles para los organismos (Cornejo et al., datos no publicados)



**Figura 3.** *Ficus insipida*.

La recolección de las hojas se realizó en el mes de agosto de 2022 en el Parque Natural Metropolitano (8°59'36.77"N, 79°32'46.66"O). Posteriormente fueron secadas al aire libre, trasladadas y almacenadas en el laboratorio.

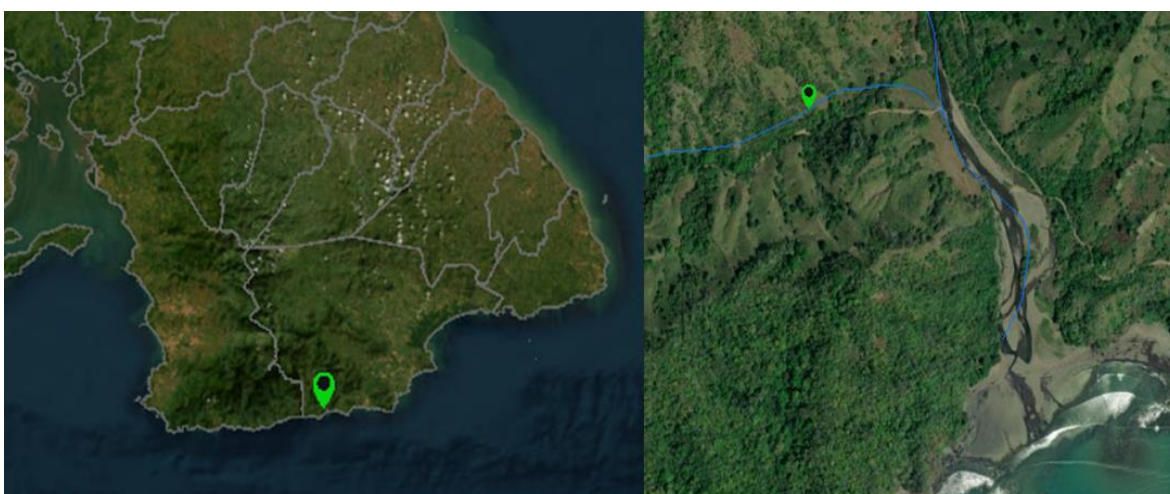


**Figura 4.** Recolección de *Ficus insípida*



### 3.2 Invertebrado detritívoro

Se seleccionaron las larvas del género *Chironomus* sp. (Diptera, Chironomidae, *Chironomus*), ya que, es el taxa que presentó mayor abundancia en un estudio realizado previamente (Cornejo et al., datos no publicados) en la cuenca del río Tonosí y se alimenta de una amplia variedad de tipos de detritos, incluida la hojarasca (Callisto & Gonçalves Jr. , 2007). Los organismos fueron recolectados en un afluente cercano a la Reserva Forestal Tonosí (7°14'51.77" N, -80°34'14.93" O; 57 m.s.n.m) (Figura 5).



**Figura 5.** Mapa de la ubicación de las pozas artificiales.

Para la recolección de las larvas, se colocaron seis pozas artificiales a una distancia de 2 m del cauce y entre cada una, durante 21 días. Las pozas consistían en envases plásticos de 9L, cada uno de ellos lleno con el agua del arroyo y 3 g de *Ficus insipida* dentro de una bolsa de malla gruesa (10mm) (Figura 6). El pH promedio de las pozas fue de 7.0; la temperatura fue de 25.02 °C; la conductividad fue de 36  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ; la salinidad fue de 0.02 PSU; los sólidos disueltos totales (TDS) fueron de 18.33 ppm y el oxígeno disuelto (O.D.) fue de 6.08  $\text{mgL}^{-1}$ .



**Figura 6.** Pozas artificiales y sustrato

Una vez completados los 21 días de colonización, el contenido de las pozas artificiales fue recolectado en tanques con aireación y transportados para su procesamiento. Una vez en el laboratorio se seleccionaron larvas de estadio larvario entre II y III, tomando en cuenta su tamaño y coloración (Pascoe, 2000; Reyes-Maldonado et al., 2021). Los especímenes seleccionados (168 individuos) fueron aclimatados en ayunas a una temperatura controlada (25 – 26 °C) durante 48 horas previas al inicio del experimento, con el fin de reducir los efectos del estrés de la manipulación y transporte (Figura 7).



**Figura 7.** Traslado de larvas de *Chironomus* sp. al laboratorio.

### 3.3 Inóculo microbiano

Se recolectó hojarasca mixta en diferentes estados de descomposición en depósitos naturales de hojas en un afluente cerca de la Reserva Forestal Tonosí (7°14'51.77" N, -80°34'14.93" O; 57 m.s.n.m ). Esta hojarasca se incubó en un acuario de 2.5 litros de agua filtrada del río (100  $\mu$ m) con aireación durante 48 horas, con recambio cada 24 h (Figura 8). Esta agua se utilizó como inóculo microbiano, principalmente de hifomicetos acuáticos, (10 mL por microcosmos) al comienzo del experimento (día 0). Además, se almacenaron tres muestras de 10 mL en falcons de 35 mL para caracterizar el ensamblaje conidial HA inicial.



**Figura 8.** Inóculo microbiano.

La tasa de esporulación y la composición del ensamblaje fúngico se evaluarían al finalizar el experimento (día 15), sin embargo, se produjo un apagón en el área, por lo que solo se evaluó la tasa descomposición microbiana.





### 3.4 Diseño experimental y procesamiento de muestras

#### 3.4.1 Pruebas previas

En el mes de agosto del 2022 se realizaron pruebas previas para medir la estabilidad de las temperaturas de los microcosmos dentro de los baños, calentados mediante calentadores de

acuario (Hitop 300W). Se emplearon tres temperaturas: Basal (TB, temperatura en el área protegida, 26 °C), Intermedia (TI, 29 °C- pronóstico 2050) y Alta (TA, 32 °C- pronóstico 2100), simulando el incremento de la temperatura atendiendo al pronóstico del incremento para el año 2050 y 2100 (IPCC, 2018). Además, se emplearon cuatro concentraciones de salinidad (Cuadro 1), que conseguimos por adición de las cantidades correspondientes de la mencionada sal.

**Cuadro 1.** Tratamientos de salinidad en base a la concentración de sal añadida.

<b>Tratamiento</b>	<b>[NaCl]</b>	<b>Color</b>
Control (Ctrl)	0.0 g L <sup>-1</sup>	
Concentración Baja (CB)	0.1 g L <sup>-1</sup>	
Concentración Media (CM)	1.0 g L <sup>-1</sup>	
Concentración Alta (CA)	10.0 g L <sup>-1</sup>	

Se realizaron un total de 5 pruebas previas de 24 h en las que se añadieron factores externos que afectaban la estabilidad de la temperatura como: temperatura del laboratorio (aires acondicionados), sistema de aireación, circuladores de agua y salinidad. La variación de la temperatura fue medida con termo botones (Termobotón, Modelo 22L, Plug & Track) cada 30 minutos. Una vez estabilizada la temperatura y la salinidad se procedió a realizar el lixiviado de la hojarasca.

### **3.4.2 Lixiviado y factor de corrección**

Se pesó un conjunto de hojarasca para calcular la pérdida de masa foliar por lixiviado en un ensayo previo de lixiviación. La hojarasca fue sumergida en cada microcosmo en agua de río filtrada con las concentraciones correspondientes durante 48 h, con recambio de agua a las



24 h. Una vez completado, la hojarasca de cada microcosmos fue secada al horno (80°, 48 h), incinerada y pesada.

### 3.5 Fase experimental

Antes del inicio de experimento, la hojarasca se sumergió en cada microcosmo en agua de río filtrada durante 48 h, con recambio de agua a las 24 h. Esto lo realizamos para promover la lixiviación de compuestos solubles (Bärlocher, 2005), antes de introducir los consumidores de estudio. Por cada microcosmos se introdujo 1000 mg de hojarasca de *Ficus insipida*. Los fragmentos de hojarasca accesible a los invertebrados, fueron de 700 mg unidos con un imperdible para evitar que floten y se colocaron bolsas de malla fina con tamaño de 8cm x 6.5 cm y apertura de malla de (0.5 mm) con 300 mg de hojarasca para estimar la tasa de descomposición mediada por microorganismos.

Los microcosmos consistieron en 84 frascos de vidrio de 500 mL que contenían además de las mencionadas hojarascas, 400 mL de agua filtrada (100 µm) de río, 2 larvas de *Chironomus* sp. de tamaño similar y 10 mL de inóculo microbiano (Figura 9).



**Figura 9.** Montaje experimental.

Los microcosmos fueron aireados constantemente a través de puntas de jeringuillas conectadas a una bomba de acuario con temperatura controlada y un régimen de luz: oscuridad de 12:12 h. El experimento se llevó a cabo en septiembre del 2022 y tuvo una duración de 15 días, rellenando con agua de río filtrada a demanda a fin de compensar la evaporación y toma de parámetros físico- químicos (Sonda multiparamétrica, modelo 556 MPS, YSI incorporated) cada dos días. Al finalizar el experimento, el agua se filtró (100  $\mu\text{m}$ ) para retener todos los fragmentos de hojarasca, se secaron al horno (70°C, 48h) y se pesaron para calcular su Peso seco (DM); luego se incineraron (500 ° C, 4 h) para volver a pesar y calcular el peso seco libre de cenizas (AFDM) (Figura 10).



**Figura 10.** Filtrado y rotulado de hojarasca para secado e incineración.

Para el análisis de las muestras de inóculo en el laboratorio, se agregaron 100  $\mu\text{L}$  de Triton X-100 (0.5%) a cada alícuota y se mezclaron con un agitador magnético para asegurar una distribución uniforme de los conidios. Se filtraron una submuestra de 10-15 mL con vacío suave. Los filtros fueron teñidos con azul de tripano al 0.4% y los conidios se identificaron y contaron a 200X (Figura 11). Se identificaron un total de 7 especies esporulantes de HA en

el inóculo. Las especies dominantes fueron *Lunulospora curvula* Ingold y *Flagellospora curvula* Ingold.



**Figura 11.** Análisis de inóculo de microbiano.

### 3.6 Análisis estadísticos

Se utilizó la pérdida de masa foliar durante el ensayo de lixiviación para estimar la masa inicial de hojas. Para cuantificar descomposición microbiana (de la hojarasca contenida en bolsas de malla fina de todos los microcosmos) y descomposición total (de hojas accesibles), se empleó la siguiente ecuación:

$$\text{LML} = (\text{AFDM inicial} - \text{AFDM final}) / \text{AFDM inicial}$$

donde, LML representa la pérdida de masa foliar proporcional, AFDM inicial, la masa inicial de hojas una vez descontadas las pérdidas por lixiviado y AFDM final, su masa final.

La descomposición total y detritívoros se estandarizó utilizando el tamaño inicial medio de las larvas en cada microcosmos ( $3,8 \pm 0,06$  mm; media  $\pm$  S.E., N= 168), para tratar de compensar la variabilidad por diferencias en el tamaño de las larvas.

Utilizamos modelos lineales (función `gls`, del paquete "nlme" del software R) para explorar las diferencias entre las variables de respuesta (descomposición total, microbiana y mediada por detritívoros), tratamientos de salinidad (Ctrl, CB, CM y CA), tratamientos térmicos (26, 29 y 32 °C) y sus interacciones, considerando la salinidad y la temperatura factores fijos. Posteriormente, mediante una prueba de Tukey (función `ghlt` del paquete R "multcomp"; Zar 1999) se determinaron las diferencias significativas entre los tratamientos. Además, para explicar cualquier diferencia observada se realizaron pruebas de correlación de Pearson no solo con la salinidad y temperatura, sino también con otros factores físico-químicos (pH y O.D.) para estudiar su correlación con las variables respuesta.

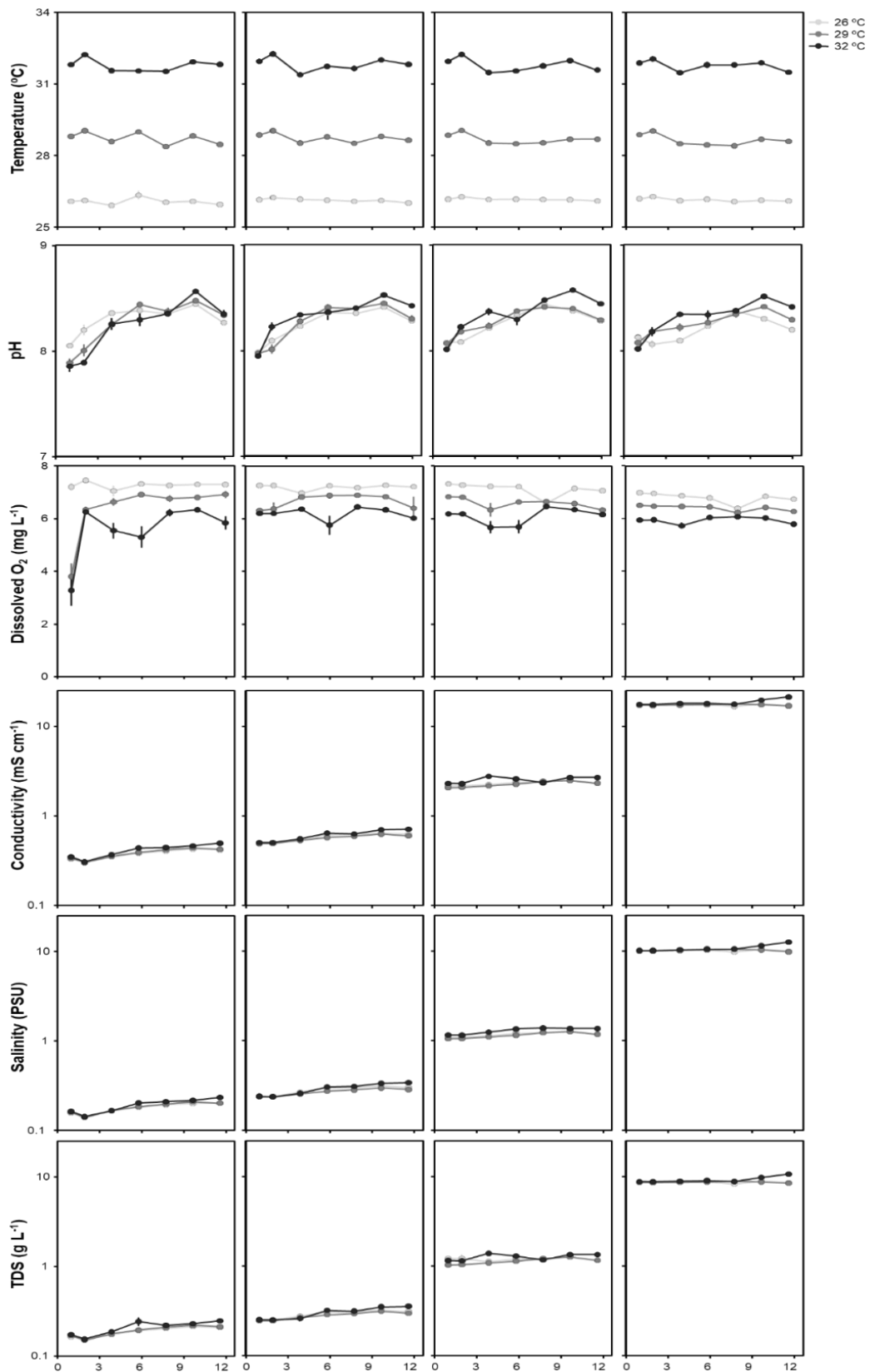
## V. RESULTADOS

### 5.1 Variables físico-químicas.

La salinidad media por tratamiento fue de  $0.18 \pm 0.002$  PSU para Ctrl; de  $0.23 \pm 0.003$  PSU para CB; de  $1.21 \pm 0.01$  PSU para CM y  $10.42 \pm 0.05$  PSU para CA. La temperatura media por tratamiento térmico fue de  $26.20 \pm 0.01$  °C para la TB, de  $28.55 \pm 0.02$  °C para TM y de  $31.67 \pm 0.05$  °C para TA (Figura 12). En cuanto a otras variables físico-químicas podemos mencionar que la media de O.D. por tratamiento térmico fue de  $7.09 \pm 0.10$  mg L<sup>-1</sup> para la TB;  $6.49 \pm 0.08$  mg L<sup>-1</sup> para la TM y  $5.94 \pm 0.14$  mg L<sup>-1</sup> para la TA (Cuadro 2). La media de TDS por tratamiento de salinidad fue de  $194.90 \pm 2.81$  mg L<sup>-1</sup> para Ctrl; de  $245.00 \pm 3.09$  mg L<sup>-1</sup> para CB; de  $1194.38 \pm 10.82$  mg L<sup>-1</sup> para CM y  $8815.21 \pm 46.15$  mg L<sup>-1</sup> para CA y la media para el pH fue de  $8.27 \pm 0.01$ .



La concentración de oxígeno disminuyó significativamente tanto para los tratamientos térmicos ( $p < 0.0001$ ), como para la salinidad ( $p < 0.0001$ ). En contraste los sólidos disueltos totales aumentaron significativamente tanto para los tratamientos térmicos ( $p < 0.0001$ ), como para los tratamientos de salinidad ( $p < 0.0001$ ). En cambio, el pH solo varió significativamente entre los tratamientos térmicos ( $p = 0.0006$ ).



**Figura 12.** Variación de variables físico-químicas durante el experimento.

**Cuadro 2.** Valores promedio  $\pm$  1 SD (y rango) de las características fisicoquímicas del agua durante los 15 días del período de estudio.

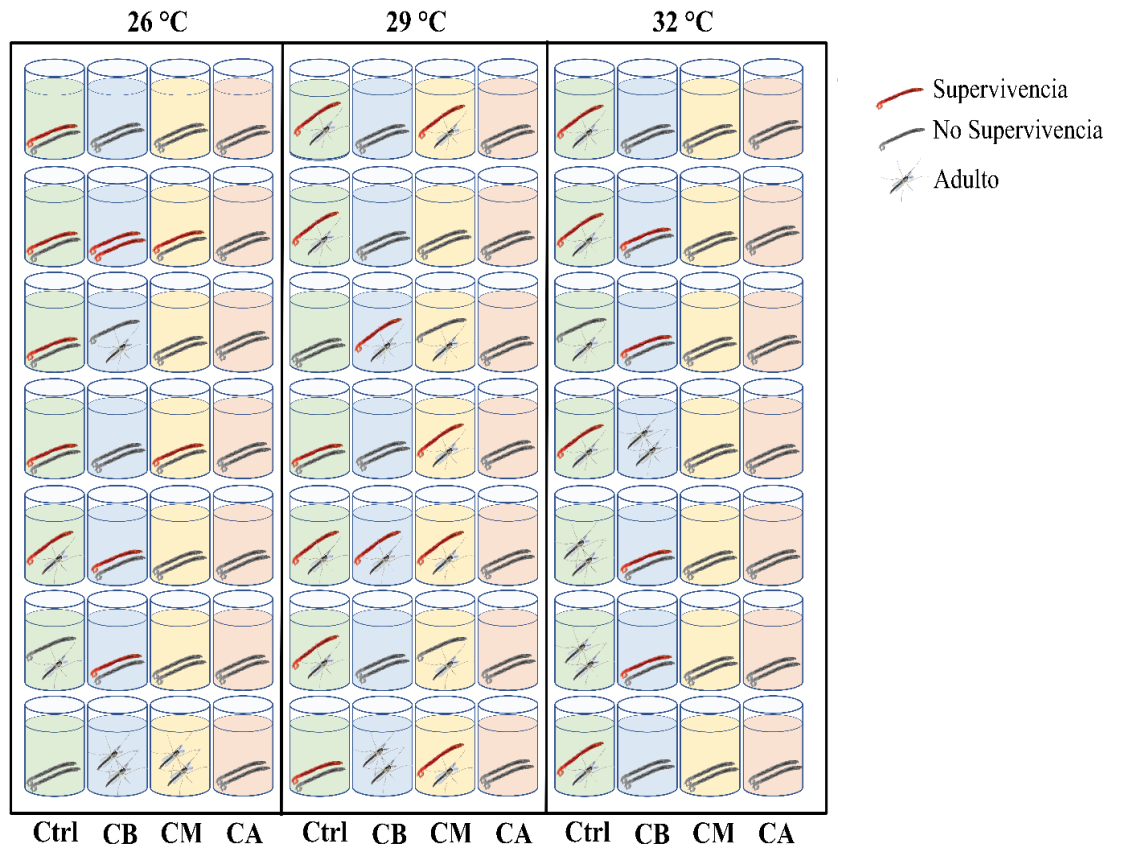
<b>Tratamiento térmico</b>	<b>Tratamiento de salinidad</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>pH</b>	<b>Conductividad (<math>\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}</math>)</b>	<b>Salinidad (PSU)</b>	<b>Sólidos disueltos totales (<math>\text{g L}^{-1}</math>)</b>	<b>Oxígeno disuelto (<math>\text{mgL}^{-1}</math>)</b>
<b>26 °C</b>	Ctrl ( $0 \text{ gL}^{-1}$ )	$26.08 \pm 0.05$	$8.30 \pm 0.02$	$372.84 \pm 8.34$	$0.18 \pm 0.00$	$0.19 \pm 0.00$	$7.26 \pm 0.08$
	CB ( $0.01 \text{ gL}^{-1}$ )	$26.13 \pm 0.01$	$8.25 \pm 0.02$	$577.04 \pm 9.24$	$0.28 \pm 0.00$	$0.29 \pm 0.00$	$7.20 \pm 0.04$
	CM ( $0.1 \text{ gL}^{-1}$ )	$26.17 \pm 0.02$	$8.26 \pm 0.01$	$2307.35 \pm 28.58$	$1.18 \pm 0.02$	$1.19 \pm 0.04$	$7.12 \pm 0.03$
	CA ( $10 \text{ gL}^{-1}$ )	$26.15 \pm 0.02$	$8.20 \pm 0.02$	$17239.59 \pm 145.95$	$10.15 \pm 0.09$	$8.60 \pm 0.09$	$6.80 \pm 0.05$
<b>29 °C</b>	Ctrl	$28.73 \pm 0.05$	$8.26 \pm 0.02$	$380.71 \pm 8.91$	$0.18 \pm 0.00$	$0.19 \pm 0.00$	$6.31 \pm 0.16$
	CB	$28.74 \pm 0.03$	$8.26 \pm 0.03$	$556.06 \pm 6.84$	$0.27 \pm 0.00$	$0.28 \pm 0.00$	$6.64 \pm 0.12$
	CM	$28.69 \pm 0.03$	$8.28 \pm 0.02$	$2256.32 \pm 6.84$	$1.15 \pm 0.03$	$1.13 \pm 0.03$	$6.60 \pm 0.08$
	CA	$28.66 \pm 0.03$	$8.26 \pm 0.02$	$17252.99 \pm 138.86$	$10.22 \pm 0.06$	$8.63 \pm 0.08$	$6.40 \pm 0.06$
<b>32 °C</b>	Ctrl	$31.78 \pm 0.08$	$8.23 \pm 0.04$	$407.20 \pm 9.91$	$0.19 \pm 0.01$	$0.21 \pm 0.01$	$5.54 \pm 0.25$
	CB	$31.84 \pm 0.05$	$8.32 \pm 0.03$	$604.85 \pm 10.28$	$0.29 \pm 0.01$	$0.30 \pm 0.01$	$6.19 \pm 0.08$
	CM	$31.79 \pm 0.05$	$8.34 \pm 0.02$	$2520.97 \pm 35.42$	$1.29 \pm 0.02$	$1.26 \pm 0.02$	$6.10 \pm 0.10$
	CA	$31.77 \pm 0.08$	$8.31 \pm 0.02$	$18488.98 \pm 266.38$	$10.89 \pm 0.13$	$9.22 \pm 0.11$	$5.94 \pm 0.05$

## 5.2 Detritívoros

Idealmente, se tendría que haber seguido la supervivencia a lo largo del tiempo (Martinez, 2020), sin embargo, al ser organismos pequeños que se introducen en las hojas se hace imposible medirlo. Como hemos mencionado la evaluación presentó limitaciones, por lo que estos resultados deben ser tomados con cautela.

La mortalidad larvaria fue del 54% en general, y tendió a aumentar con la salinidad (26%, 57%, 55% y 100% en los tratamientos de control, salinidad baja, moderada y alta, respectivamente) pero no con la temperatura (64%, 50% y 66% a 26, 29 y 32 °C, respectivamente). El 40% de las larvas sobrevivientes emergieron durante el experimento, y la emergencia tendió a disminuir con la salinidad (19%, 10%, 10% y nula en los tratamientos control, salinidad baja, moderada y alta, respectivamente) y la temperatura (9%, 17 % y 14% a 26, 29 y 32 °C, respectivamente) (Figura 16).

El 40% de las larvas sobrevivientes emergieron durante el experimento, y la emergencia tendió a disminuir con la salinidad (19%, 10%, 10% y nula en los tratamientos control, salinidad baja, moderada y alta, respectivamente) y la temperatura (9%, 17 % y 14% a 26, 29 y 32 °C, respectivamente) (Figura 16).

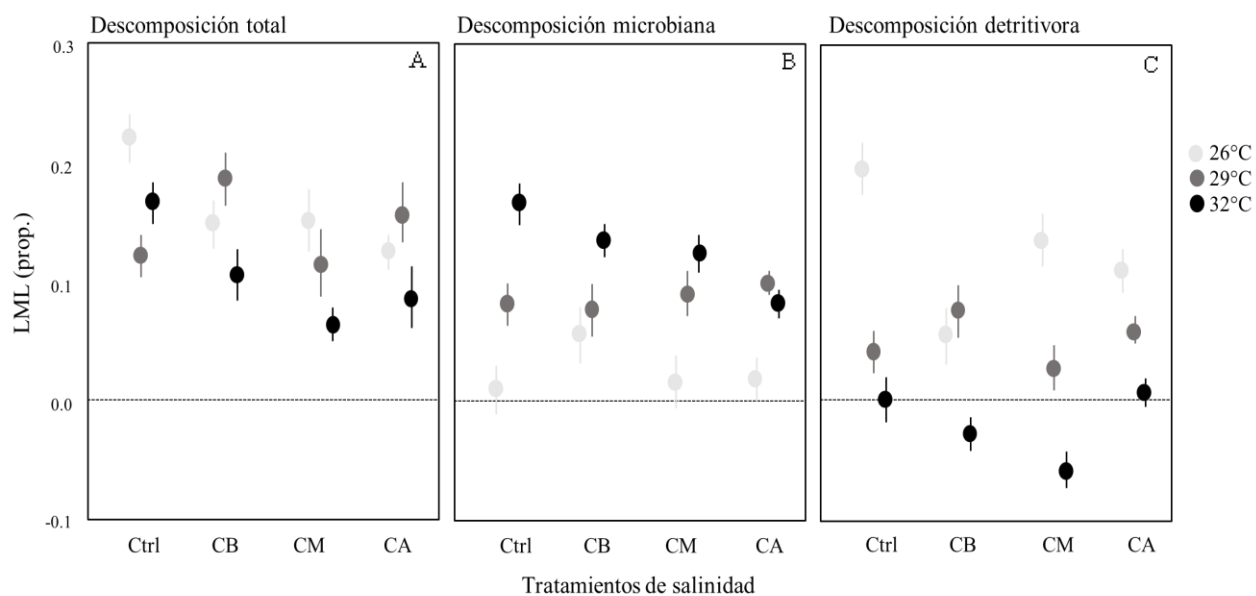


**Figura 13.** Supervivencia, emergencia y no supervivencia de los organismos.

### 5.3 Descomposición

La tasa de descomposición total presentó diferencias significativas en las diferentes temperaturas ( $F_{71,2} = 6.52$   $p = 0.0025$ ), concentraciones de salinidad (Cuadro 3) y en la combinación, siendo significativamente mayor en los tratamientos de temperatura baja y significativamente menor en la máxima concentración de salinidad (Figura 14A). La tasa de descomposición microbiana presentó diferencias significativas solo entre las diferentes temperaturas ( $F_{71,2} = 29.01$   $p < .0001$ ) y no en la concentración de salinidad (Cuadro 3), siendo significativamente mayor en los tratamientos de temperatura alta (Figura 14B). También, la tasa de descomposición mediada por detritívoros presentó diferencias significativas solo entre las diferentes temperaturas ( $F_{71,2} = 39.62$   $p = <.0001$ ), pero a diferencia de la

descomposición microbiana en este caso se observó que la tasa de descomposición fue significativamente menor en los tratamientos de alta temperaturas (Figura 14C).



**Figura 14.** Representación de tasas de descomposición total (A), microbiana (B) y mediada por detritívoros (C) en microcosmos con diferentes concentraciones de salinidad expuestas a tres temperaturas (26, 29, 32 °C).

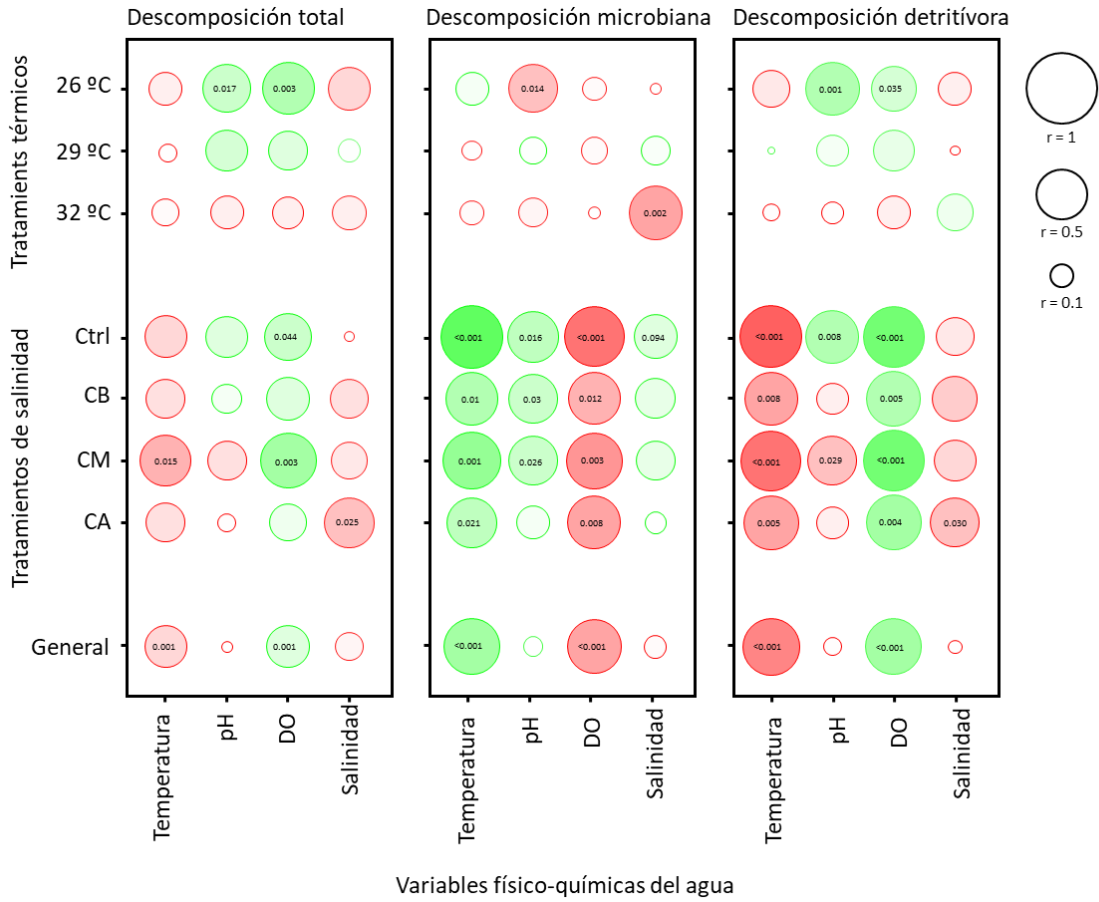
**Cuadro 3.** Resultados de modelos lineales que prueban los efectos del incremento de la temperatura (T; 26°, 29° y 32 °C), aumento de la salinidad (S; 0, 0.01, 0.1 y 10 g/L) y su interacción en la descomposición microbiana, mediada por detritívoros y general. df = grados de libertad del numerador (denominador = 71), F = estadístico F; p = valor p.

<b>Variable respuesta</b>	<b>Factor / interacción</b>	<b>df</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>Descomposición total</b>	Temperatura (T)	2	6.52	<b>0.003</b>
	Salinidad (S)	3	3.66	<b>0.016</b>
	T x S	6	2.74	<b>0.019</b>
<b>Descomposición microbiana</b>	T	2	29.01	<b>&lt;.0001</b>
	S	3	0.94	0.427
	T x S	6	1.98	0.080
<b>Descomposición mediada por detritívoros</b>	T	2	39.62	<b>&lt;.0001</b>
	S	3	2.41	0.074
	T x S	6	1.98	0.081

Realizando un análisis de correlación de Pearson se pudo observar como la descomposición (LML total, microbiana y mediada por detritívoros) comparte o se enfrenta a la variación de las variables F-Q estudiadas, dentro del contexto de nuestro diseño experimental que simula, el aumento de la concentración de la salinidad y la temperatura. La figura presenta dichas correlaciones divididas en 3 grupos horizontales en función del grupo de microcosmos considerados; organizados en función de la temperatura, de los tratamientos de salinidad y todos juntos, y en 3 columnas en función de la variable respuesta (LML total, microbiana y mediada por detritívoros). Únicamente a temperatura basal las características de pH y oxígeno disuelto se correlacionaron positivamente con la descomposición total y la mediada por detritívoros. Por otro lado, el patrón observado para la descomposición microbiana en

estos microcosmos fue el contrario. Además, únicamente en los microcosmos del tratamiento TA (32 °C) la salinización llegó a afectar significativamente la descomposición microbiana (Fig. 15). Al considerar los microcosmos en función del tratamiento de salinidad, ya que a medida que aumenta la temperatura se ven disminuidas las concentraciones de oxígeno disuelto ( $r = -0.87$  y  $p < .0001$ ), observamos un claro patrón contrapuesto en las correlaciones de estos dos factores con la descomposición, consistentes entre los diferentes tratamientos de salinidad. Mientras que la descomposición total y sobre todo la mediada por detritívoros, se vieron reducidas a medida que aumenta la temperatura, (respondiendo positivamente a la disponibilidad de  $O_2$  disuelto y reflejando la menor supervivencia de los detritívoros en estas condiciones), la descomposición microbiana se veía potenciada con la temperatura. (Figura 15). Finalmente, al considerar el conjunto de los microcosmos, se confirman los efectos negativos del aumento de la temperatura para la descomposición mediada por detritívoros y la total y positiva para la microbiana (Figura 15).





**Figura 15.** Representación gráfica del análisis de correlación de Pearson ( $r$ ) entre la temperatura, salinidad y variables físico-químicas, divididas por variable respuesta.

## **VI. DISCUSIÓN**

Los ecosistemas de agua dulce son muy vulnerables al cambio climático (Woodward et al., 2010) ya los contaminantes (Carpenter et al., 2011). En particular, los arroyos que fluyen a través de cuencas agrícolas reciben escorrentías que a menudo contienen nutrientes orgánicos y pesticidas, así como altos niveles de salinidad (Schafer et al., 2012). Sin embargo, si bien los efectos conjuntos del calentamiento climático y la eutrofización en los arroyos han recibido una atención considerable (p. ej., Ferreira & Chauvet, 2011), los efectos de la salinización en combinación con otros factores de estrés son prácticamente desconocidos (Canhoto et al., 2021). Esto es especialmente cierto para las regiones tropicales, donde las temperaturas del agua son altas y los ensamblajes de detritívoros difieren sustancialmente de los de las zonas templadas (Boyero et al., 2021; Boyero et al., 2011a).

### **6.1 Parámetros físico-químicos**

Los parámetros controlados (salinidad y temperatura) se mantuvieron estables durante el periodo del experimento, lo que nos permite mantener nuestras categorías nominales. Las salinidades se basaron en múltiplos de 10 desde 0.1 a 10 gL<sup>-1</sup> NaCl, lo que concuerda con el rango de estudio de la mayoría de estudios comparables. Así, Martínez et al. (2020), utilizó salinidades de 1, 3 y 6 gL<sup>-1</sup> NaCl; Lob et al. (2012), utilizaron salinidades de 0, 5 y 10 gL<sup>-1</sup> NaCl; Canhoto et al. (2017) utilizaron salinidades de 0, 2, 4, 8, 16 gL<sup>-1</sup> NaCl. Como en nuestro caso, estos autores observaron afectaciones letales y subletales desde las concentraciones bajas. Por otro lado, las temperaturas utilizadas durante el experimento fueron 26 °C que corresponde a la temperatura registrada en los afluentes superficiales de la cuenca del río Tonosí, 29 °C que corresponde al aumento de 3 °C al 2050 y 32 °C que corresponde al aumento al 2100. Estas temperaturas se basaron en las predicciones expuesta en el informe de la IPCC (2018). Estudios previos realizados en zonas templadas utilizaron

temperaturas como 5, 10, 15 o hasta los 24 °C (Geraldés et al., 2012; Martínez 2013). Estos autores, al igual que en el presente estudio, observaron efectos negativos del aumento de la temperatura sobre la descomposición mediada por detritívoros, y por el contrario, aumentos de la actividad microbiana.

En cuanto a otro parámetro físico-químico podemos mencionar que la concentración del oxígeno disuelto disminuyó a medida que aumentaba las concentraciones de salinidad y la temperatura. Según Roldán & Restrepo (2022), esta disminución ocurre porque a altas temperaturas la solubilidad del oxígeno es muy baja y su demanda es mayor por el aumento de la tasa de oxidación biológica. En caso de la salinidad mencionan que a mayor salinidad ocurre una disminución exponencial de la concentración de oxígeno. La solubilidad del oxígeno a una temperatura dada decrece al pasar desde el agua dulce al agua estuarina o a la oceánica, ya que disminuye la capacidad de absorber y retener O<sub>2</sub>. Teniendo en cuenta que los niveles de disponibilidad de oxígeno a lo largo del periodo de estudio se mantuvieron casi en todo momento próximos a la saturación, y la alta tolerancia a la anoxia que presenta el género *Chironomus* (Hoback & Stanley 2001) descartamos que este factor este detrás de los patrones observados, siendo temperatura y salinidad los factores que sin duda explican las variaciones en la supervivencia de los detritívoros y en el procesado de la hojarasca.

## **6.2 Detritívoros**

Nuestros resultados concuerdan con estudios previos (Lob et al. 2012; Abelho et al., 2017) al observar que la supervivencia de las larvas de *Chironomus* sp. disminuye a medida que aumentan los niveles de salinidad. Esto puede deberse a que existe un alto costo energético para la osmorregulación (Kokkinn 1986, Kokkinn & Williams 1988; Lob et al., 2012). Los

organismos dulceacuícolas son hipertónicos con respecto a su entorno, pero hipotónicos en concentraciones anormalmente altas de sal, lo que aporta un estrés excesivo al crear un flujo que debe ser regulado (Raven, 1982; Sleator & Hill, 2001; Brooks et al., 2008; Tyree et al., 2016). Adicionalmente, se observó un aumento de la emergencia a medida que aumenta la temperatura. Esto se ha observado en estudios previos (Mckie et al., 2004; Forster et al., 2011; Landeira-Debarca et al., 2018) y puede deberse a que se crea un ambiente óptimo para que las tasas de desarrollo, almacenamiento de lípidos y la pupación aumenten (McKie et al. 2004; Forster et al. 2011; Mas-Martí et al. 2014; Landeira-Debarca et al., 2018). Esto sugiere que los individuos asignan sus recursos a la metamorfosis y la reproducción, en lugar del crecimiento (Mas-Martí etl al., 2014; Landeira-Debarca et al., 2018). En relación a la salinidad se observó que la emergencia disminuía a medida que aumentaban las concentraciones. Nuestros resultados concuerdan con lo observado en estudios previos realizados en zonas templada (Sweeney & Vannote, 1978; Lob et al., 2012; Johnson et al., 2015; Tyree et al. 2016). Esto se ve confirmado en los estudios de Bradley et al. (2009) y Martínez et al. (2020), donde se menciona la estrategia de hiperosmorregulación, la cual dice que frente a los aumentos en la concentración de la salinidad por debajo del punto isoosmótico, los organismos deben requerir menos energía para la osmorregulación, permitiendo una mayor inversión en crecimiento, reproducción y acumulación de reservas. Sin embargo, otros estudios han sugerido que la pupación tardía beneficia a los quironomidos bajo estrés salinos, ya que las larvas suelen ser más tolerantes (Berezina 2003; Hassell et al., 2006).

Cabe mencionar que la desaparición de estos detritívoros ya sea por muerte, emergencia o pupación sin duda ha influenciado en nuestros resultados de la descomposición total y

mediada por detritívoros. La reducción de estos valores nos podría indicar lo que sucedería en un ambiente natural.

### **6.3 Descomposición**

Nuestros resultados indican que la descomposición total de la hojarasca se ve negativamente afectada a medida que aumenta la temperatura y la salinidad: la descomposición fue mayor en los microcosmos expuestos a la temperatura más baja y la salinidad de control que en los expuestos a la temperatura más alta y cualquiera de los tratamientos de adición de sal. Experimentos previos también han encontrado reducciones en la descomposición total con tratamientos de salinidad alta (Roache et al., 2006; Berger et al. 2018; Junior et al., 2020 Kaushal et al., 2021). Nuestros resultados concuerdan con sus hallazgos, pero además muestran que la temperatura puede modular el efecto de la salinidad, indicando la existencia de un efecto sinérgico entre ambos factores. Este efecto probablemente se deba a los detritívoros, que podrían ser más vulnerables a la toxicidad de la sal a altas temperaturas, como se observó en otros invertebrados en pruebas de toxicidad aguda (Jackson y Funk, 2018).

Las tasas de descomposición microbiana aumentaron con la temperatura, lo que refleja la bien conocida relación directa entre la temperatura y las tasas metabólicas (Brown et al., 2004), que se ha demostrado en muchos otros estudios de descomposición (p. ej., Dang et al. 2009; Fernandes et al. 2009; Ferreira & Chauvet 2011; Boyero et al., 2011b; Geraldés et al. 2012; Canhoto et al., 2017; Follstad Shah et al., 2017). Esto puede deberse a que las altas temperaturas mejoran las reacciones químicas y actividades biológicas (Brown et al. 2004; Bergfur & Friberg 2012; Geraldés et al 2012) y se ha observado que especies de microorganismos suelen adaptarse bien a los valores de salinidad que se encuentran en aguas salobres (Sridhar & Kaveriappa, 1988; Connolly et al., 2014; Canhoto et al., 2017). Sin

embargo, se puede suprimir la esporulación y reducir la biomasa y, como consecuencia, la descomposición microbiana puede disminuir con la adición de sal, aunque no siempre es así (Canhoto et al., 2021).

La tasa de descomposición mediada por detritívoros disminuyó con la temperatura, siendo mayor a 26 °C que a temperaturas más altas. Aunque hay poca información sobre las tasas de alimentación de la hojarasca de las especies de *Chironomus*, que es un detritívoro facultativo que se alimenta de hojarasca en arroyos tropicales y templados (Callisto & Gonçalves Jr, 2007; Pérez et al., 2013), otros consumidores de hojarasca han demostrado diferentes patrones de variación en su actividad de alimentación con la temperatura. Por ejemplo, el tricóptero *Sericostoma vittatum* mostró tasas de alimentación más altas a 10 °C que a 15 °C (Landeira-Dabarca et al., 2018), mientras que el anfípodo *Gammarus pulex* mostró tasas más altas a 24 °C que a temperaturas más bajas (Foucreau et al., 2016). Estas diferencias podrían estar relacionadas con los requisitos específicos de la especie o con los diferentes tratamientos de temperatura utilizados en los experimentos, o con una combinación de ambos factores.

Los efectos de la salinidad sobre la descomposición mediada por detritívoros no variaron en nuestro experimento, pero las tasas tendieron a disminuir; Los valores de p solo ligeramente por encima del umbral de  $\alpha=0.05$ , y la falta de significancia probablemente se debió a la alta mortalidad de *Chironomus* sp. a mayores salinidades (que fue total en el tratamiento de 10 mg L<sup>-1</sup>). Estudios previos han encontrado, resultados inconsistentes, con tasas de alimentación reducidas debido al aumento de la salinidad para algunos detritívoros como el

tipulido *Tipula abdominalis* y el tricoptero *Schizopelex festiva*, y el patrón opuesto para otros como el isópodo *Lirceus* sp. (Martínez et al., 2020; Tyree et al., 2016). El aumento de la salinidad puede afectar negativamente el crecimiento, la reproducción, la actividad y la supervivencia de algunos invertebrados dulceacuícolas, además de causar fallas fisiológicas (Castillo et al., 2018; Timpano et al., 2018; Hills et al., 2019; Venâncio et al., 2019; Martines et al. 2020) y las altas temperaturas afectan parámetros biológicos clave para los detritívoros (Landeira-Dabarca et al., 2018).

Nuestros resultados apoyan los experimentos previos que muestran sinergias entre diferentes estresores ambientales. En estos experimentos se ha observado el patrón del aumento de la actividad microbiana y disminución la actividad detritívora (Boyero et al., 2011; Landeira-Dabarca et al., 2018). Un aumento en la actividad microbiana, podría alterar el proceso de descomposición de la hojarasca aumentando la producción de CO<sub>2</sub> al ambiente y disminuiría la generación y secuestro de partículas orgánicas recalcitrantes (Boyero et al. 2011). En caso de un aumento de las concentraciones de salinidad podría conducir a cambios en la estructura de la comunidad y metabolismo de los detritívoros (crecimientos, comportamiento y patrones de emergencia). Por consiguiente, podrían alterarse los procesos fundamentales e interacciones tróficas a todos los niveles (Wallace et al., 1997), así como afectar los ecosistemas terrestres (Tyree et al. 2016). Además tanto el estrés salino como el aumento de la temperatura causaría una alteración de las relaciones hídricas y procesos biológicos de algunas plantas a través del estrés osmótico (Zhu et al., 2002; Morales et al., 2010), así como cambios en la composición y calidad de los aportes de hojarasca relacionados con la aridificación (Rubio-Rios et al., 2022), factores tan o más importantes que la temperatura a la hora de regular la descomposición (Landeira-Dabarca et al., 2019; Pérez et al., 2021).

## **VII. CONSLUSIONES**

- Nuestro experimento muestra que la presencia simultánea de calentamiento y salinización podrían interactuar sinérgicamente para inhibir la descomposición de la hojarasca en los arroyos. Este resultado apoya los de experimentos previos que muestran sinergias entre diferentes estresores ambientales, como la presencia conjunta de calentamiento y eutrofización que aumentan la descomposición microbiana (Ferreira & Chauvet, 2011).
- Desde el punto de vista del funcionamiento la salinidad podría conducir a cambios en la estructura de la comunidad y el metabolismo de los detritívoros, lo que alteraría las interacciones tróficas. El aumento de la temperatura potenciaría el rol de los microorganismos en este proceso clave para el correcto funcionamiento de los ecosistemas fluviales.
- En general, nuestros resultados refuerzan la idea de que se debe priorizar un contexto de múltiples factores estresantes al examinar los efectos del cambio ambiental global en el funcionamiento del ecosistema fluvial.



## **VIII. RECOMENDACIONES**

- Se deben realizar más estudios de laboratorio y de campo para aclarar los efectos fisiológicos y ecológicos del cambio climático en los ecosistemas fluviales. Esta experimentación resulta imprescindible para conocer y comprender mejor el rol de las comunidades descomponedoras bajo el estrés de estos y otros factores, lo que nos permitirá diseñar metodologías para mitigar sus efectos sobre el ecosistema.

## IX. BIBLIOGRAFÍA

- Abelho, M.; Ribeiro, R.; Moreira-Santos, M.(2021). Salinity Affects Freshwater Invertebrate Traits and Litter Decomposition. *Diversity* 13, 599. <https://doi.org/10.3390/d13110599>
- Aingeru Martínez, Aitor Larrañaga, Javier Pérez, Enrique Descals, Jesús Pozo, Temperature affects leaf litter decomposition in low-order forest streams: field and microcosm approaches, *FEMS Microbiology Ecology*, Volume 87, Issue 1, January 2014, Pages 257–267, <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12221>
- Bärlocher, F. (2005). Leaf Mass Loss Estimated by Litter Bag Technique. *Methods to Study Litter Decomposition*, 37–42. doi:10.1007/1-4020-3466-0\_6
- Bello , P. & Rodríguez C. ( 2010). LOS ÁRBOLES DE *Ficus* (“Ojé”) DEL VALLE DE CHANCHAMAYO, DPTO. JUNÍN, PERÚ (800-2500 msnm). Recuperado de: [http://www.aprodes.org/pdf/arboles\\_ficus.pdf](http://www.aprodes.org/pdf/arboles_ficus.pdf)
- Berezina, N. A. 2003. Tolerance of freshwater invertebrates to changes in water salinity. *Russian Journal of Ecology* 34:261–266.
- Berger, E.; Frör, O.; Schäfer, R.B. Salinity impacts on river ecosystem processes: A critical mini-review. *Phil. Trans. R. Soc. B* 2018, 374, 20180010.
- Bonacina L, Fasano F, Mezzanotte V & Fornaroli R. Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates: a systematic review. *Biol Rev Camb Philos Soc.* 2023 Feb;98(1):191-221. doi: 10.1111/brv.12903. Epub 2022 Sep 29. PMID: 36173002.
- Boyero L, Pearson RG, Gessner MO, Barmuta L, Ferreira V, Graça MAS, Dudgeon D, Boulton AJ, Callisto M, Chauvet E, Helson J, Bruder A, Albariño RJ, Yule CM, Arunachalam M, Davies JN, Figueroa R, Flecker AS, Ramírez A, Death RG, Iwata T, Mathooko JM, Mathuriau C, Gonçalves JF Jr, Moretti MS, Jingut T, Lamothe S, M'Erimba C, Ratnarajah L, Schindler MH, Castela J, Buria LM, Cornejo A, Villanueva VD & West D.C. (2011). A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. *Ecology Letters*; 14: 289-294. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01578.x>
- Boyero L, Pérez J, López-Rojo N, Tonin AM, Correa-Araneda F, Pearson RG, Bosch J, Albariño RJ, Anbalagan S, Barmuta LA, Beesley L, Bunn SE, Burdon FJ, Caliman A, Callisto M, Campbell IC, Cardinale BJ, Casas JJ, Chará-Serna AM, Ciapała S, Chauvet E, Colón-Gaud C, Cornejo A, Davis AM, Degebrod M, Dias ES, Díaz ME, Douglas MM, Elozegi A, Encalada AC, E. de Eyto, Figueroa R, Flecker AS, Fleituch T, Frainer A, França JS, García EA, García G, García P, Gessner MO, Giller PS, Gómez JE, Gómez S, Gonçalves JF Jr., Graça MAS, Hall RO Jr., Hamada N, Hepp LU, Hui C, Imazawa D., Iwata T, Edison S. A. Jr, Kariuki S, Landeira-Dabarca A, Leal M, Lehosmaa K, M'Erimba C, Marchant R, Martins RT, Masese F, Maul M,

McKie BG, A. Medeiros O, Middleton JA, Muotka T, Negishi JN, Pozo J, Ramírez A, Rezende RS, Richardson JS, Rincón J, Rubio-Ríos J, Serrano C, Shaffer AR, Sheldon F, Swan CM, Tenkiano NSD, Tiegs SD, Tolod JR, Watson A, Yegon MJ, Yule CM. Latitude dictates plant diversity effects on instream decomposition. *Science Advances*, 2021; 7, eabe7860. <https://advances.sciencemag.org/content/7/13/eabe7860>.

Boyero, L., López-Rojo, N., Tonin, A.M., Pérez, J., Correa-Araneda, F., Pearson, R.G., Bosch, J., Albariño, R.J., Anbalagan, S., Barmuta, L.A., Basaguren, A., Burdon, F.J., Caliman, A., Callisto, M., Calor, A.R., Campbell, I.C., Cardinale, B.J., Casas, J.J., Chará-Serna, A.M., Chauvet, E., Ciapała, S., Colón-Gaud, C., Cornejo, A., Davis, A.M., Degebrot, M., Dias, E.S., Díaz, M.E., Douglas, M.M., Encalada, A.C., Figueroa, R., Flecker, A.S., Fleituch, T., García, E.A., García, G., García, P.E., Gessner, M.O., Gómez, J.E., Gómez, S., Gonçalves, J.F., Graça, M.A.S., Gwinn, D.C., Hall, R.O., Hamada, N., Hui, C., Imazawa, D., Iwata, T., Kariuki, S.K., Landeira-Dabarca, A., Laymon, K., Leal, M., Marchant, R., Martins, R.T., Masese, F.O., Maul, M., McKie, B.G., Medeiros, A.O., Erimba, C.M.M., Middleton, J.A., Monroy, S., Muotka, T., Negishi, J.N., Ramírez, A., Richardson, J.S., Rincón, J., Rubio-Ríos, J., dos Santos, G.M., Sarremejane, R., Sheldon, F., Sitati, A., Tenkiano, N.S.D., Tiegs, S.D., Tolod, J.R., Venarsky, M., Watson, A., Yule, C.M., (2021). Impacts of detritivore diversity loss on instream decomposition are greatest in the tropics. *Nature Communications* 12.

Boyero, L., Pearson, R. G., Hui, C., Gessner, M. O., Pérez, J., Alexandrou, M. A., Graça, M. A. S., Cardinale, B. J., Albariño, R. J., Arunachalam, M., Barmuta, L. A., Boulton, A. J., Bruder, A., Callisto, M., Chauvet, E., Death, R. G., Dudgeon, D., Encalada, A. C., Ferreira, V., ... Yule, C. M. (2016). Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. *Proceedings of the Royal Society B*, 283, 20152664. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2664>

Boyero, L., Pearson, R.G., Dudgeon, D., Graça, M.A.S., Gessner, M.O., Albariño, R.J., Ferreira, V., Yule, C.M., Boulton, A.J., Arunachalam, M., Callisto, M., Chauvet, E., Ramírez, A., Chará, J., Moretti, M.S., Gonçalves, J.F., Helson, J.E., Chará-Serna, A.M., Encalada, A.C., Davies, J.N., Lamothe, S., Cornejo, A., Li, A.O.Y., Buria, L.M., Villanueva, V.D., Zúñiga, M.C., Pringle, C.M., (2011a). Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology* 92, 1839-1848.

Bradley, T. J. (2009). *Animal osmoregulation*. Oxford University Press.

Brooks, S. J., D. Platvoet & C. L. Mills, 2008. Cation regulation and alteration of water permeability in the amphipod *Dikerogammarus villosus*: an indicator of invasion potential. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* 172: 183–189

Bundschuh, M., Zubrod, J.P., Petschick, L.L. et al. Multiple Stressors in Aquatic Ecosystems: Sublethal Effects of Temperature, Dissolved Organic Matter, Light and a

- Neonicotinoid Insecticide on Gammarids. *Bull Environ Contam Toxicol* 105, 345–350 (2020). <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02926-6>
- Callisto, M., Gonçalves Jr, J.F., 2007. Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. *Revista Brasileira de Zoologia* 24, 442-448.
- Canhoto, C., Bärlocher, F., Cañedo-Argüelles, M., Gómez, R. & Gonçalves, A.L. (2021). Salt Modulates Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems. In: Swan, C.M., Boyero, L., Canhoto, C. (eds) *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0\\_15](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0_15)
- Canhoto, C., Simões, S., Gonçalves, A. L., Guilhermino, L., & Bärlocher, F. (2017). Stream salinization and fungal-mediated leaf decomposition: A microcosm study. *Science of The Total Environment*, 599-600, 1638–1645. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.101
- Cañedo-Argüelles, M., Bundschuh, M., Gutierrez-Canovas, C., Kefford, B.J., Prat, N., Trobajo, R., Schäfer, R.B., 2014. Effects of repeated salt pulses on ecosystem structure and functions in a stream mesocosm. *Science of the Total Environment* 476-477, 634-642.
- Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B., & Schäfer, R. (2018). Salt in freshwaters: causes, effects and prospects - introduction to the theme issue. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 374(1764), 20180002. doi:10.1098/rstb.2018.0002
- Carpenter, S.R., Stanley, E.H., Vander Zanden, M.J., 2011. State of the World's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources* 36, 75-99.
- Castillo, A. M., Sharpe, D. M. T., Ghilambor, C. K., & De León, L. F. (2018). Exploring the effects of salinization on trophic diversity in freshwater ecosystems: A quantitative review. *Hydrobiologia*, 807, 1–17.
- Cornejo A., J. Pérez, N. López-Rojo, A. Tonin, D. Rovira, B. Checa, N. Jaramillo, K. Correa, A. Villarreal, V. Villarreal, G. García, E. Pérez, T. Ríos González, Y. Aguirre, F. Correa-Araneda, L. Boyero. 2020b. Agriculture impairs stream ecosystem functioning in a tropical catchment. *Science of the Total Environment* 745 (2020) 140950
- Dixon, O.; Gammal, J.; Clark, D.; Ellis, J.I.; Pilditch, C.A. (2023). Estimating Effects of Sea Level Rise on Benthic Biodiversity and Ecosystem Functioning in a Large Mesotidal Coastal Lagoon. *Biology*, 12, 105. <https://doi.org/10.3390/biology12010105>
- Draggan S. 1977 "Effects of substrate type and arsenic dosage level on arsenic behaviour in grassland microcosms. Part I. Preliminary results on <sup>74</sup>As transport". En "Terrestrial microcosms and environmental chemistry, proceedings.", June 13-17, Corvallis, Oregon; National Science Foundation, Washington D.C. Report NSF/RA-790026.

- Ferreira, V., Chauvet, E., 2011. Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. *Global Change Biology* 17, 551-564.
- Follstad Shah, J. (2021). Individual and Interacting Effects of Elevated CO<sub>2</sub>, Warming, and Hydrologic Intensification on Leaf Litter Decomposition in Streams. 10.1007/978-3-030-72854-0\_12.
- Follstad Shah, J.J., Kominoski, J.S., Ardon, M., Dodds, W.K., Gessner, M.O., Griffiths, N.A., Hawkins, C.P., Johnson, S.L., Lecerf, A., LeRoy, C.J., Manning, D.W.P., Rosemond, A.D., Sinsabaugh, R.L., Swan, C.M., Webster, J.R., Zeglin, L.H., 2017. Global synthesis of the temperature sensitivity of leaf litter breakdown in streams and rivers. *Glob Chang Biol* 23, 3064-3075.
- Forster, J., Hirst, A. G., & Woodward, G. (2011). Growth and Development Rates Have Different Thermal Responses. *The American Naturalist*, 178(5), 668–678. doi:10.1086/662174
- Foucreau, N., Piscart, C., Puijalon, S., Hervant, F., 2016. Effects of rising temperature on a functional process: consumption and digestion of leaf litter by a freshwater shredder. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 187, 295-306.
- Geraldes, P., Pascoal, C., & Cássio, F. (2012). Effects of increased temperature and aquatic fungal diversity on litter decomposition. *Fungal Ecology*, 5(6), 734–740. doi:10.1016/j.funeco.2012.05.007
- Gessner, M. O., & Chauvet, E. (2002). A Case for Using Litter Breakdown to Assess Functional Stream Integrity. *Ecological Applications*, 12(2), 498. doi:10.2307/3060958
- Graça, D., Fernandes, I., Cássio, F., Pascoal, C., (2022). Eco-physiological Responses of Aquatic Fungi to Three Global Change Stressors Highlight the Importance of Intraspecific Trait Variability. *Microb Ecol.* <https://doi.org/10.1007/s00248-022-02007-7>
- Gurudatta S., Anubhuti S., Priyanka S., Virendra Kumar M.(2021).Chapter 4 - Impact of climate change on freshwater ecosystem, Editor(s): Binota Thokchom, Pengpeng Qiu, Pardeep Singh, Parameswar K. Iyer, *Water Conservation in the Era of Global Climate Change*, Elsevier,Pages 73-98,ISBN 9780128202005,<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820200-5.00017-8>.
- Handa, I. T., Aerts, R., Berendse, F., Berg, M. P., Bruder, A., Butenschoen, O., Chauvet, E., Gessner, M., Jabiol, J., Makkonen, M., McKie, B., Malmqvist, B., Peeters, E., Scheu, S., Schmid, B., Ruijven, J. , Vos, V., & Hättenschwiler, S.,(2014). Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. *Nature*, 509(7499), 218–221. doi:10.1038/nature13247

- Hassell, K. L., B. J. Kefford & D. Nugegoda, 2006. Sub-lethal and chronic salinity tolerances of three freshwater insects: Cloeon sp. and Centropilum sp. (Ephemeroptera: Baetidae) and Chironomus sp. (Diptera: Chironomidae). *Journal of Experimental Biology* 209: 4024–4032.
- Hills, K. A., Hyne, R., & V & Kefford B.J., (2019). Species of freshwater invertebrates that are sensitive to one saline water are mostly sensitive to another saline water but an exception exists. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 374, 20180003.
- Hoback, W. W., & Stanley, D. W. (2001). Insects in hypoxia. *Journal of Insect Physiology*, 47(6), 533–542. doi:10.1016/s0022-1910(00)00153-0
- IPCC (2018). Global Warming of 1.5°C. Recuperado de: <https://www.ipcc.ch/sr15/>
- IPCC (2021). Summary for Policymakers. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*; Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Eds.; Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2021; in press
- Jackson, J.K., Funk, D.H., 2018. Temperature affects acute mayfly responses to elevated salinity: implications for toxicity of road de-icing salts. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences* 374.
- Johnson, B. R., P. C. Weaver, C. T. Nietch, J. M. Lazorchak, K. A. Struewing & D. H. Funk, 2015. Elevated major ion concentrations inhibit larval mayfly growth and development. *Environmental Toxicology and Chemistry* 34: 167–172.
- Júnior, E.S.A.; Martínez, A.; Gonçalves, A.L.; Canhoto, C. Combined effects of freshwater salinization and leaf traits on litter decomposition. *Hydrobiologia* 2020, 847, 3427–3435.
- Júnior, E.S.A.; Martínez, A.; Gonçalves, A.L.; Canhoto, C. Combined effects of freshwater salinization and leaf traits on litter decomposition. *Hydrobiologia* 2020, 847, 3427–3435.
- Kokkinn, M. J. (1986). Osmoregulation, salinity tolerance and the site of ion excretion in the halobiont chironomid, *Tanytarsus barbitarsis* Freeman. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 37:243–250.
- Kokkinn, M. J., & WILLIAMS, W. D. (1988). Adaptations to life in a hypersaline water-body: adaptations at the egg and early embryonic stage of *Tanytarsus barbitarsis* Freeman (Diptera, Chironomidae). *Aquatic Insects* 10:205–214.
- Ladeira-Dabarca A, Pérez J, Graça MAS, Boyero L. (2019). Joint effects of temperature and litter quality on detritivore-mediated breakdown in streams. *Aquatic Sciences* 2019; 81: 1-10.

- Landeira-Dabarca, A., Pérez, J., Graça, M. A. S., & Boyero, L. (2018). Joint effects of temperature and litter quality on detritivore-mediated breakdown in streams. *Aquatic Sciences*, 81(1). doi:10.1007/s00027-018-0598-8
- Lob, D. W., & Silver, P. (2012). Effects of elevated salinity from road deicers on *Chironomus riparius* at environmentally realistic springtime temperatures. *Freshwater Science*, 31(4), 1078–1087. doi:10.1899/12-095.1
- Martínez, A., Barros, J., Gonçalves, A. L., & Canhoto, C. (2020). Salinisation effects on leaf litter decomposition in fresh waters: Does the ionic composition of salt matter? *Freshwater Biology*. doi:10.1111/fwb.13514
- Martínez, A., Larrañaga, A., Pérez, J., Descals, E., & Pozo, J. (2013). Temperature affects leaf litter decomposition in low-order forest streams: field and microcosm approaches. *FEMS Microbiology Ecology*, 87(1), 257–267. doi:10.1111/1574-6941.12221
- Martins, R. T., Gonçalves, J. F., Campos, C. M., Lopes, A., Piedade, M. T. F., & Hamada, N. (2020). Leaf consumption by invertebrate aquatic shredders in the Amazon: effects of climate change and microbial conditioning. *Limnology*, 21(2), 257–266. doi:10.1007/s10201-020-00609-z
- Mas-Martí E, Muñoz I, Oliva F, Canhoto C (2014) Effects of increased water temperature on leaf litter quality and detritivore performance: a whole-reach manipulative experiment. *Freshw Biol* 60:184–197. <https://doi.org/10.1111/fwb.12485>
- Matthaei, C. D., Piggott, J. J., & Townsend, C. R. (2010). Multiple stressors in agricultural streams: interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction. *Journal of Applied Ecology*, 47(3), 639–649. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01809.x
- McKie BG, Cranston PS, Pearson RG (2004) Gondwanan mesotherms and cosmopolitan eurytherms: effects of temperature on the development and survival of Australian Chironomidae (Diptera) from tropical and temperate populations. *Mar Freshw Res* 55:759–768. <https://doi.org/10.1071/MF04023>
- Morales, D, Dell'Amico, J. MI, Rodríguez, P, Torrecillas, A, & Sánchez-Blanco, María de J. (2010). EFECTO DEL ESTRÉS POR NaCl EN EL CRECIMIENTO Y LAS RELACIONES HÍDRICAS EN PLANTAS DE TOMATE (*Solanum lycopersicum* L.) DURANTE EL PERÍODO VEGETATIVO. *Cultivos Tropicales*, 31(4), 00. Recuperado en 02 de marzo de 2023, de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0258-59362010000400005&lng=es&tlng=es](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0258-59362010000400005&lng=es&tlng=es).

- Ormerod, S. J., Dobson, M., Hildrew, A. G., & Townsend, C. R. (2010). Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55, 1–4. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02395.x
- Pascoe, M. M. W., D. (2000). A Comparative Study of *Chironomus riparius* Meigen and *Chironomus tentans* Fabricius (Diptera:Chironomidae) in Aquatic Toxicity Tests. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(3), 299–306. doi:10.1007/s002440010108
- Pérez J, Ferreira V, Graça MAS, Boyero L. Litter quality is a stronger driver than temperature of early microbial decomposition in oligotrophic streams: a microcosm study *Microbial Ecology* 2021.
- Pérez, G., Restrepo, J.,(2022).Fundamentos de limnología neotropical. Bogotá: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 782 p. il (Colección Julio Carrizosa Valenzuela No. 18) ISBN: 978-958-52969-0-9
- Pérez, J., Basaguren, A., Descals, E., Larrañaga, A., & Pozo, J. (2013). Leaf-litter processing in headwater streams of northern Iberian Peninsula: moderate levels of eutrophication do not explain breakdown rates. *Hydrobiologia*, 718(1), 41–57. doi:10.1007/s10750-013-1610-x
- Pérez, J., Ferreira, V., Graça, M.A.S. et al. (2021). Litter Quality Is a Stronger Driver than Temperature of Early Microbial Decomposition in Oligotrophic Streams: a Microcosm Study. *Microb Ecol* 82, 897–908. <https://doi.org/10.1007/s00248-021-01858-w>
- Piggott, J. J., Lange, K., Townsend, C. R., & Matthaei, C. D. (2012). Multiple Stressors in Agricultural Streams: A Mesocosm Study of Interactions among Raised Water Temperature, Sediment Addition and Nutrient Enrichment. *PLoS ONE*, 7(11), e49873. doi:10.1371/journal.pone.0049873
- Prakash, S. (2021). Impact of climate change on aquatic ecosystem and its biodiversity: an overview. *IJBI* 3(2): 312-317 (2021) E-ISSN: 2582-1032. <https://doi.org/10.46505/IJBI.2021.3210>
- R Core Team. 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing v. 3.6.0, Vienna, Austria.
- Raven, J. A., 1982. The energetics of freshwater algae; energy requirements for biosynthesis and volume regulation. *New Phytologist* 92: 1–20.
- Reyes-Maldonado, R., Marie, B., & Ramírez, A. (2021). Rearing methods and life cycle characteristics of *Chironomus* sp. Florida (Chironomidae: Diptera): A rapid-developing species for laboratory studies. *PloS one*, 16(2), e0247382. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0247382>



- Rincon, J. & Santelloco, R. (2009). Aquatic fungi associated with decomposing *Ficus* sp. leaf litter in a neotropical stream. *Journal of The North American Benthological Society - J N AMER BENTHOL SOC.* 28. 416-425. 10.1899/07-084.1.
- Roache, M.C.; Bailey, P.C.; Boon, P.I. Effects of salinity on the decay of the freshwater macrophyte, *Triglochin procerum*. *Aquat. Bot.* 2006, 84, 45–52.
- Romero, F., Sabater, S., Timoner, X., & Acuña, V. (2018). Multistressor effects on river biofilms under global change conditions. *Science of The Total Environment*, 627, 1–10. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.01.161
- Rubio-Ríos J, Pérez J, Salinas MJ, Fenoy E, Boyero L, Casas JJ, et al. Climate-induced plasticity in leaf traits of riparian plants. *Diversity and Distributions* 2022; 28: 859-876.
- Rubio-Ríos, J., Pérez, J., Salinas, M. J., Fenoy, E., López-Rojo, N., Boyero, L., & Casas, J. J. (2021). Key plant species and detritivores drive diversity effects on instream leaf litter decomposition more than functional diversity: A microcosm study. *Science of The Total Environment*, 798, 149266. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.149266
- Sage, R.F., 2020. Global change biology: A primer. *Glob Chang Biol* 26, 3-30.
- Schafer, R.B., Bundschuh, M., Rouch, D.A., Szocs, E., von der Ohe, P.C., Pettigrove, V., Schulz, R., Nuggeoda, D., Kefford, B.J., 2012. Effects of pesticide toxicity, salinity and other environmental variables on selected ecosystem functions in streams and the relevance for ecosystem services. *Science of the Total Environment* 415, 69-78.
- Shah, J.J.F. (2021). Individual and Interacting Effects of Elevated CO<sub>2</sub>, Warming, and Hydrologic Intensification on Leaf Litter Decomposition in Streams. In: Swan, C.M., Boyero, L., Canhoto, C. (eds) *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0_12)
- Sleator, R. D. & C. Hill, 2001. Bacterial osmoadaptation: the role of osmolytes in bacterial stress and virulence. *FEMS Microbiology Reviews* 26: 49–71.
- Smithsonian tropical Research Institute (STRI) (S.F.). *Ficus insípida*. Recuperado de: <https://panamabiota.org/stri/taxa/index.php?taxon=64890&clid=64#>
- Swan, C.M., Boyero, L. & Canhoto, C. (2021). The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems: An Overview. In: Swan, C.M., Boyero, L., Canhoto, C. (eds) *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0_1)
- Sweeney, B. W. & R. L. Vannote, 1978. Size variation and the distribution of hemimetabolous aquatic insects: two thermal equilibrium hypotheses. *Science* 200: 444–446.

- Timpano, A. J., Schoenholtz, S. H., Soucek, D. J., & Zipper, C. E. (2018). Benthic macroinvertebrate community response to salinization in headwater streams in Appalachia USA over multiple years. *Ecological Indicators*, 91, 645–656.
- Tyree, M., Clay, N., Polaskey, S., & Entekin, S. (2016). Salt in our streams: even small sodium additions can have negative effects on detritivores. *Hydrobiologia*, 775(1), 109–122. doi:10.1007/s10750-016-2718-6
- USGS (2022). ¿Porqué el Océano es Salado?. Recuperado de: <https://water.usgs.gov/gotita/whyoceansalty.html#:~:text=Los%20dos%20iones%20que%20se,de%2035%20partes%20por%20millar>.
- Van Vliet, M. T. H., Ludwig, F., Zwolsman, J. J. G., Weedon, G. P., & Kabat, P. (2011). Global river temperatures and sensitivity to atmospheric warming and changes in river flow. *Water Resources Research*, 47(2). doi:10.1029/2010wr009198
- Velasco, J., Gutierrez-Canovas, C., Botella-Cruz, M., Sanchez-Fernandez, D., Arribas, P., Carbonell, J.A., Millan, A., Pallares, S., 2018. Effects of salinity changes on aquatic organisms in a multiple stressor context. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences* 374.
- Venâncio, C., Castro, B. B., Ribeiro, R., Antunes, S. C., Abrantes, N., Soares, A. M. V. M., & Lopes, I. (2019). Sensitivity of freshwater species under single and multigenerational exposure to seawater intrusion. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 374, 20180252.
- Wallace, J. Bruce, et al. "Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs." *Science* 277.5322 (1997): 102-104.
- Woodward G, Perkins DM, Brown LE. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*. 2010 Jul 12;365(1549):2093-106. doi: 10.1098/rstb.2010.0055. PMID: 20513717; PMCID: PMC2880135.
- Zhu, J. K. Salt and drought stress signal transduction in plants. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 2002, vol. 53, p. 247-73.