



**UNIVERSIDAD  
DE ANTIOQUIA**

**MODELACIÓN DE LA COMUNIDAD DE  
MACROINVERTEBRADOS ASOCIADOS A  
*Egeria densa* EN EL LITORAL DEL LAGO  
DE TOTA.**

Autor(es)

Ludy Yanith Pineda Alarcón

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería, Escuela ambiental

Medellín, Colombia

2020



**MODELACIÓN DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS  
ASOCIADOS A *Egeria densa* EN EL LITORAL DEL LAGO DE TOTA.**

**Ludy Yanith Pineda Alarcón**

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título de:

**Magister en Ingeniería Ambiental**

Asesores (a):

**Julio Eduardo Cañón Barriga**

Ingeniero Civil, Ph.D. en Hidrología

Línea de Investigación:

Modelación de Sistemas Ambientales

Grupo de Investigación:

Grupo de Investigación en Gestión y Modelación ambiental GAIA

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería, Departamento, Escuela Ambiental

Medellín, Colombia

2020.



UNIVERSIDAD  
DE ANTIOQUIA  
1803

MODELACIÓN DE LA COMUNIDAD DE  
MACROINVERTEBRADOS ASOCIADOS A  
*Egeria densa* EN EL LITORAL DEL LAGO  
DE TOTA

TRABAJO DE GRADO PRESENTADO POR:

*Biol.* LUDY YANITH PINEDA ALARCÓN

PARA OBTENER EL GRADO DE: MAGISTER EN INGENIERÍA AMBIENTAL

DIRECTOR: JULIO EDUARDO CAÑON BARRIGA, *Ph.D.*

Maestría en Ingeniería Ambiental

FACULTAD DE INGENIERÍA

UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA

Septiembre de 2019

---

# Agradecimientos

Doy gracias a mi familia, que creyó en mi y me apoyó en cada paso de este gran reto para mi vida en especial a mis padres y hermano.

Igualmente, agradezco a los profesores que han sido parte de mi camino académico y en este proceso a mi tutor el profesor Julio Eduardo Cañón por su apoyo y asesoría, incluso desde el planteamiento de la propuesta de investigación para acceder a la beca de la que fuí beneficiaria.

Agradezco a la Universidad de Antioquia, por permitirme hacer parte del posgrado de Ingeniería ambiental y darme la oportunidad de disfrutar de esta hermosa tierra.

Al profesor Nestor Aguirre, Fabio Veléz y Esneddy Hernández, que en cabeza del grupo GEOLIMNA me brindaron su espacio, bibliografía, conocimiento y apoyo constante en el desarrollo de mi trabajo de grado.

Al grupo de gestión modelación ambiental GAIA, por su colaboración con todo el proceso de análisis físico- químico y administrativo.

A la gobernación de Boyacá, que hizo posible la financiación de mi proceso a través de la beca de las regiones de COLCIENCIAS en la convocatoria 733 de 2015.

A mis compañeros de posgrado Mateo Duque, Natalia Gómez, Laura Ortiz, Stanley Alvares y Juan Pablo Serna por compartir sus conocimientos y ayudarme a integrar el mundo biológico con la ingeniería.

A todos mis amigos y compañeros con los que tuve el privilegio de compartir mil gracias.

---

# Resumen

Los lagos altoandinos cumplen un papel fundamental en el suministro de servicios ambientales. Sin embargo, son afectados por múltiples presiones antrópicas que alteran de las comunidades bióticas y la calidad del agua. Los macroinvertebrados acuáticos son excelentes bioindicadores y pueden reflejar las condiciones aptas para la vida. El presente trabajo describe la composición y diversidad de los macroinvertebrados y su relación con las variables físicas y químicas, además de algunas relaciones tróficas, entre taxones en el litoral del lago de Tota. A través de análisis ANOVA, encontramos diferencias estadísticamente significativas para algunas de las variables ambientales con un nivel de confianza del 95 %, lo que nos lleva a inferir que puede haber un comportamiento determinado por la estacionalidad. A nivel espacial, los índices biológicos reflejan menor calidad del agua en el sector de Lago Chico y la parte norte de Lago Grande e indicios de mejor calidad en el sector sur occidental de Lago Grande. A través del análisis de redundancia (RDA), determinamos que el porcentaje de explicación de la varianza de la abundancia de macroinvertebrados por las variables ambientales fue de 55 %, confirmando las diferencias espacio-temporales determinadas por los índices. Además, con el cálculo de óptimos y tolerancias de las especies, se identificaron los taxones clave para hacer seguimiento y evidenciar cambios en la calidad ecológica del sistema. Para explicar las variaciones temporales en la abundancia de la comunidad de macroinvertebrados hicimos un primer acercamiento a la modelación de la relación predador-presa para dos géneros típicos: *Hyalella sp.* (presa) e *Ischnura sp.* (predador), a través de las ecuaciones Lotka-Volterra, encontrando que coincide el comportamiento de las abundancias medidas con las simuladas e identificando dinámicas tróficas que ayudan a entender las comunidades en el lago y su proyección en el tiempo con relación a las condiciones ambientales.

---

# Abstract

High Andean lakes play a key role in the supply of environmental services. However, they are being affected by various anthropogenic activities, which cause alterations in biotic communities and water quality. Aquatic macroinvertebrates are excellent bioindicators and can be used to assess apt conditions for life. This work describes the composition and diversity of macroinvertebrates in relationship with physical and chemical variables, as well as trophic relationships, amongst some taxa in the littoral of Lago Tota. Using ANOVA method, we found statistically significant differences among samples for most environmental variables with a confidence level of 95 %. We also found that a behavior probably determined by seasonality. Biological indicators reflect less quality of water in the Lago Chico sector and the northern part of the Lago Grande, whereas the south-western part of the lake was found to improve. Using redundancy analysis (RDA) we found that 55% of the variances in abundance of macroinvertebrates can be explained by physical and chemical variables, and also confirmed spatial and temporal differences estimated with the indicators. Furthermore, calculating the optimum range and tolerance of the species, we identified the key taxa to assess environmental quality in the system. Finally, for explained temporal variation in abundance in macroinvertebrates community, we modeled the predator- prey relationship of two typical genus: *Hyallela sp.* (prey) and *Ischnura sp.* (predator), through Lotka-Volterra equations. We found that the measured and simulated abundances coincides and identifying trophic dynamics that help to understand the lake communities and her projection in the time with relation to enviromental conditions. Also, population dynamics and changes in the trophic state since, due to bioindication conditions and tolerance ranges of the species, the increase or decrease of their populations can change environmental changes.

---

# Índice general

<b>Agradecimientos</b>	<b>2</b>
<b>Resumen</b>	<b>3</b>
<b>Abstract</b>	<b>4</b>
<b>1.</b>	<b>11</b>
1.1. Introducción . . . . .	11
1.2. Planteamiento del problema . . . . .	14
1.3. Objetivo general . . . . .	16
1.4. Objetivos específicos . . . . .	16
<b>2. Materiales y métodos</b>	<b>18</b>
2.1. Fase de campo . . . . .	18
2.2. Análisis de la información . . . . .	20
2.2.1. Relación de las variables físico-químicas y biológicas . . . . .	21
2.2.2. Modelo presa-predador . . . . .	23
<b>3. Resultados y discusión</b>	<b>25</b>
3.1. Variación espacio-temporal de la comunidad de macroinvertebrados y de los índices bióticos . . . . .	25
3.1.1. Composición de la comunidad de macroinvertebrados . . . . .	25
3.1.2. Relación espacio-temporal de los índices bióticos . . . . .	28
3.2. Comportamiento de las variables ambientales . . . . .	37
3.2.1. Temperatura . . . . .	37

---

3.2.2. Oxígeno disuelto . . . . .	37
3.2.3. pH . . . . .	38
3.2.4. Conductividad eléctrica . . . . .	39
3.2.5. Nitritos . . . . .	40
3.2.6. Sólidos disueltos totales . . . . .	40
3.2.7. Fósforo total . . . . .	41
3.2.8. Dureza total . . . . .	43
3.2.9. Alcalinidad . . . . .	43
3.2.10. Fósforo y nitrógeno en <i>Egeria densa</i> . . . . .	43
3.3. Relación entre las variables físico-químicas y la abundancia de macro- invertebrados . . . . .	45
3.4. Relación predador-presa de <i>Ischnura sp.</i> y <i>Hyaella sp.</i> . . . . .	50
<b>4. Conclusiones y recomendaciones</b>	<b>58</b>
<b>A. Anexos</b>	<b>61</b>
<b>Bibliografía</b>	<b>69</b>

---

# Índice de figuras

1.1. Esquema de la zona litoral del lago de Tota y las variables ambientales, físicas y bióticas que inciden en el comportamiento de la comunidad de macroinvertebrados del sistema. Fuente de autor . . . . .	15
2.1. Ubicación geográfica, puntos de muestreo de las campañas realizadas y delimitación del cinturón de macrófitas en el lago de Tota. Fuente de autor . . . . .	19
3.1. Abundancia total y promedio por estación de macroinvertebrados asociados a <i>E.densa</i> . . . . .	27
3.2. Abundancia de macroinvertebrados por estación y muestreo en la zona litoral del lago de Tota. . . . .	28
3.3. Diversidad de Shannon Wiener y dominancia de Simpson de la comunidad macroinvertebrados acuáticos en el lago de Tota. Puntuación según: Aguirre (2013) . . . . .	29
3.4. Regresión entre diversidad de Shannon y dominancia de Simpson. . .	30
3.5. Dendograma de similaridad de la comunidad de macroinvertebrados por estaciones de muestreo. . . . .	31
3.6. Riqueza de Margalef y equidad de Pielou de la comunidad macroinvertebrados acuáticos en el lago de Tota. Puntuación según: Aguirre (2013) . . . . .	32
3.7. BMWP de la comunidad de macroinvertebrados por estación y por muestreo en el Lago de Tota y tabla de clasificación de calidad del agua	33
3.8. Perfil de los valores óptimos y de tolerancia de los morfotipos de macroinvertebrados registrados en el litoral del Lago de Tota. . . . .	35

3.9. Regresión entre puntajes de óptimos y tolerancias y diversidad de Shannon. . . . .	36
3.10. Temperatura y oxígeno del agua por estación y muestreo en el Lago de Tota. . . . .	38
3.11. pH y conductividad del agua por estación y muestreo del lago de Tota. . . . .	39
3.12. Sólidos totales disueltos y nitritos del agua por estación y muestreo en el lago de Tota. . . . .	41
3.13. Dureza y fósforo total del agua por estación y épocas de muestreo en el Lago de Tota. . . . .	42
3.14. Fósforo total y nitrógeno total de la macrófita por estación y época de muestreo en el lago de Tota. . . . .	44
3.15. Niveles y precipitación de las épocas de muestreo en el lago de Tota (2016-2017 y 2018). Precipitación Estación Aquitania IDEAM. Datos proporcionados: IDEAM y CORPOBOYACA. . . . .	46
3.16. Correlaciones de las variables físico-químicas medidas en el litoral del Lago de Tota . . . . .	47
3.17. Triplot del análisis de redundancia (RDA) de las variables ambientales, las abundancias, las estaciones y los muestreos en la zona litoral del lago de Tota. (Superior: Detalle de estaciones, Inferior: Detalle Especies. RDA1: 29 % RDA2: 22 %) . . . . .	49
3.18. Simulación de la relación predador presa de <i>Ischnura hastata</i> y <i>Hyaella paramoensis</i> en la estación el Tobal en el 2004 . . . . .	51
3.19. Simulación de la relación predador presa de <i>Ischnura sp</i> y <i>Hyaella sp</i> en la estación el Tobal en el 2013, 2016-2018 . . . . .	53
3.20. Simulación de la relación predador presa de <i>Ischnura sp</i> y <i>Hyaella sp</i> en la estación Llano de Alarcón en el 2004 . . . . .	55
3.21. Simulación de la relación predador presa de <i>Ischnura sp</i> y <i>Hyaella sp</i> en la estación Llano de Alarcón en 2013, 2016-2018 . . . . .	56
A.1. Puntajes del primer eje de correspondencia canónica de las estaciones de muestreo y reescalamiento a través de regresión lineal para hallar límites y tolerancias de los taxones de macroinvertebrados. . . . .	64
A.2. Salidas de código correspondiente al modelo de RDA. . . . .	65

---

A.3. Fotografías de las estaciones (1) Llano de Alarcón, (2) Pispesca, (3) Punto Nuevo y (4) El Tobal . . . . .	66
A.4. Fotografías de algunos macroinvertebrados asociados a <i>Egeria densa</i> en el litoral del lago de tota (1) <i>Hyalella paramoensis</i> , (2) <i>Oxyethira sp.</i> , (3) <i>Ablabesmyia sp.</i> , (4) <i>Neosigara sp.</i> , (5) <i>Ischnura hastata</i> , (6) <i>Hydrozetes sp.</i> . . . . .	67
A.5. Fotografías del proceso metodológico en campo y laboratorio: (1) toma de la muestra, (2) peso de la macrófita, (3 y 4) almacenamiento y fijación de la muestra, (5) Medición de parámetros físico-químicos, (6) separación y conteo en laboratorio. . . . .	68

---

# Índice de tablas

2.1. Fórmulas de los índices biológicos. . . . .	22
2.2. Explicación de las ecuaciones Lotka-Volterra. . . . .	24
3.1. Clasificación taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados en el Lago de Tota. . . . .	26
3.2. ANOVA del modelo de análisis de correspondencia canónica, general, de sus dos primeros ejes y de las variables ambientales, con significancia al 95 %(*), 90 %(.). . . . .	47
A.1. Tabla de puntajes BMWP/col. (Alvarez-Arango, 2005) . . . . .	62
A.2. Resultado del análisis de ANOVA de las variables ambientales, con significancia al 95 %(*). . . . .	63

---

# Capítulo 1

## 1.1. Introducción

Los ecosistemas acuáticos están sometidos a procesos de eutrofización, acidificación, alteraciones hidrológicas y geomorfológicas (Poikane et al., 2016). En particular los ecosistemas de alta montaña (caracterizados por tener condiciones de bajas temperaturas, alta elevación y ausencia de estacionalidad (Gómez et al., 2016), presentan múltiples problemas producto del mal uso de sus servicios ambientales.

El Lago de Tota ( $5^{\circ}28'13''$ ,  $5^{\circ}39'14''$ , N,  $72^{\circ}51'38''$ ,  $73^{\circ}0'00''$  O), es el sistema acuático natural más grande de Colombia. Es un cuerpo de agua lenítico de característica altoandina y origen tectónico-glacial. Está localizado a una altura de 3015 m.s.n.m en la vertiente nororiental de la cordillera de los Andes, en la jurisdicción de los municipios de Aquitania, Cuitiva y Tota en el departamento de Boyacá (Cordero et al., 2005). Tiene un área de 5620 hectáreas y 1920 millones de  $m^3$  de volumen (Reyes et al., 2016).

Respecto a estudios ecohidrológicos en el lago de Tota, Cañón Barriga y Valdes (2011), evaluaron la hidrología del Lago de Tota asociada a actividades humanas y condiciones climáticas. Posteriormente, González (2016) exploró el futuro del lago a 30 años con un modelo dinámico hidro-social bajo diferentes escenarios climáticos encontrando que una fuerte variabilidad que puede provocar una disminución drástica en sus niveles, además, simularon la incidencia de los aportes de fósforo como nutriente en el crecimiento de la *Egeria densa*. Por otro lado, Pedroza-Ramos et al. (2016), identificaron la estructura trófica de los macroinvertebrados a través de un

modelo estático de conectancia, clasificando las relaciones según los hábitos alimenticios. Otros estudios como el de Aranguren-Riaño et al. (2018), encontraron que el lago de Tota está en transición de un estado oligotrófico natural a moderadamente eutrófico, con reducción de transparencia del 32% en los últimos 15 años.

Los estudios ecológicos en la zona litoral de los lagos tiene gran importancia para el desarrollo de la productividad secundaria, ya que las plantas acuáticas proveen superficie para el desarrollo del perifiton, alimento para los consumidores primarios y refugio para la oviposición, influyendo en la relación entre abundancia y riqueza de la comunidad de macroinvertebrados con la arquitectura de la planta (Cremona et al., 2008). Por lo anterior, estudios realizados en la zona litoral de lagos altoandinos involucran las plantas acuáticas que en general, presentan valores altos de biomasa, producto de bajas temperaturas y bajas tasas de descomposición (Carrillo et al., 2006; Ruiz et al., 2018).

Nuestro trabajo se desarrolla en la zona litoral del lago de Tota, particularmente en la comunidad de macroinvertebrados asociados a *Egeria densa*. Los macroinvertebrados, como grupo abundante y diverso, son importantes en la dinámica de los ecosistemas acuáticos, en su mayoría son organismos sedentarios con ciclos de vida relativamente largos que sirven como bioindicadores de condiciones ambientales, gracias a sus adaptaciones evolutivas y límites de tolerancia (Prat et al., 2009), ya que responden a situaciones agregadas del ecosistema más que a variables específicas (Alvarez-Arango, 2005; Barman y Gupta, 2015; Poikane et al., 2016).

En el lago de Tota se ha estudiado la comunidad asociada con las plantas acuáticas, principalmente *Egeria densa*, evidenciando cambios con relación a la calidad del agua a nivel espacial y temporal (Gil-Padilla et al., 2016; Pedroza-Ramos et al., 2016; Pineda, 2004). Una manera de mostrar dichos cambios, es la aplicación de los índices biológicos, que hacen parte de los métodos que identifican patrones de valoración numérica de la riqueza y abundancia de taxones (Barman y Gupta, 2015; Poikane et al., 2016; Ríos-Touma et al., 2014). Los índices evalúan la integridad biótica, la estructura, la composición taxonómica, las condiciones de bioindicación y perturbación de la biota (Jyväsjärvi et al., 2014; McGoff et al., 2013; Prat et al., 2009; Ríos-Touma et al., 2014), entre otros. Además, incluyen la evaluación detallada de la capacidad de respuesta del medio y los efectos biológicos en los organismos, lo

que permite tener un panorama de los acontecimientos ocurridos en función de la dinámica de las comunidades biológicas (Alvarez-Arango, 2005).

En este trabajo analizamos el estado de la calidad del agua de la zona litoral del lago de Tota a través de los índices de diversidad de Shannon Wiener, dominancia de Simpson, equidad de Pielou, riqueza de Margalef, BMWP Colombia para zonas andinas (ver tabla 2.1) y óptimos y tolerancias del ICE (índice de calidad ecológica), teniendo en cuenta la relevancia de estas métricas en ecosistemas acuáticos (Everall et al., 2017; Forero et al., 2014; Roldán-Pérez, 2016; Romero et al., 2017).

Las variables ambientales que consideramos en este estudio son: temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales, nitritos, dureza total, alcalinidad y fósforo total en el agua, además fósforo total y nitrógeno total en la planta. Con estas mediciones caracterizamos las estaciones de muestreo para comparar y reconocer patrones de variación y su importancia dentro de la determinación de la calidad del lago de Tota. Además, para relacionar cómo influyen en las abundancias de la comunidad de macroinvertebrados.

Para integrar el comportamiento de dichas variables ambientales sobre las abundancias y distribución de los macroinvertebrados acuáticos, utilizamos el análisis de redundancia (RDA), que es una herramienta estadística multivariada de ordenación lineal propuesta inicialmente, para estudios medioambientales por Ter Braak (1986), y que permite establecer la relación entre un grupo de variables de respuesta (en nuestro caso, conteos de taxones de macroinvertebrados) y un grupo de variables continuas o explicativas (en nuestro caso variables físicas y químicas del agua). El análisis se hace con el fin de identificar estadísticamente qué variables podrían determinar el comportamiento de las abundancias y cómo se asocian, respecto a las estaciones y las épocas de muestreo. Este tipo de análisis se referencia en estudios recientes para la misma comunidad (Emilson et al., 2017; Kimmel y Argent, 2016; Yang et al., 2018).

En este trabajo realizamos un primer avance en la modelación de las relaciones predador-presa a través de un modelo tipo Lotka-Volterra (Bunin, 2017; González y Felpeto, 2006). Particularmente, el modelo describe la interacción del depredador (larva de odonato *Ischnura hastata*) con la presa (*Hyalella paramoensis*) a través de las ecuaciones diferenciales de Lotka-Volterra para simular la distribución y evolución

de dichas especies dentro de la comunidad de macroinvertebrados asociados a *E. densa*.

Este modelo relaciona las tasas de cambio de ambas poblaciones con las tasas intrínsecas de crecimiento y la tasa de la interacción de las especies, que resulta favorable para el depredador y desfavorable para la presa (Cano Cancela, 2011). Las características ambientales del litoral podrían reflejarse en la estabilidad de la relación depredador presa. Sin embargo el modelo no tiene en cuenta condiciones ambientales circundantes, pero puede ayudar a entender la dinámica de la población para tomar decisiones respecto al estado trófico que no estén basadas únicamente en una fotografía del instante del muestreo, sino que tenga en cuenta las relaciones y el comportamiento de las comunidades con relación a las abundancias e el tiempo. Los modelos de este tipo pueden considerarse un patrón inicial para estudios de los sistemas dinámicos con modelos ecológicos simples, que operan con densidades de población y variables continuas, explicando el comportamiento de poblaciones reales (Bunin, 2017; Ziegler et al., 2017), lo cual es fundamental para la ecología.

Este tipo de modelos se han aplicado en el análisis de interacciones de competencia intra e inter específicas y de migración (Bunin, 2017; Gavina et al., 2018), en la estabilidad de especies exóticas en coexistencia con especies nativas y la probabilidad de éxito (Jiao et al., 2015), en la predicción de extinción de especies en ecosistemas fragmentados (Dannemann et al., 2018), en la dinámica poblacional de la red trófica marina (Alvarado, 2011) y en la influencia del refugio en la coexistencia de depredadores y presas (Sass et al., 2006; Zhang et al., 2017), entre otros.

## 1.2. Planteamiento del problema

El Lago de Tota se clasifica como polimíctico cálido y ejemplifica la influencia de los factores antropogénicos, el cambio climático y la capacidad hidrológica en la dinámica de los lagos de alta montaña (Aranguren-Riaño et al., 2018; Cañón Barriga y Valdes, 2011). El Lago brinda múltiples servicios ambientales, recreativos e industriales y es la principal fuente de agua para consumo humano de aproximadamente 250.000 habitantes (Reyes et al., 2016).

El litoral es la zona de transición entre el ecosistema acuático y terrestre y en

este ecosistema, es el receptor directo del enriquecimiento de nutrientes, producto de agroquímicos y pesticidas de los cultivos de cebolla junca, trucha arco iris y vertimientos directos de aguas residuales, del municipio de Aquitania y de centros hoteleros (Reyes et al., 2016), lo que se refleja en las comunidades bióticas.

Por su parte, las macrófitas, además de ser el hábitat de los macroinvertebrados, actúan como barrera de contención y bioacumulan las entradas alóctonas al sistema. Sin embargo, hay que tener en cuenta que *Egeria densa*, es una especie introducida, que contribuye a la pérdida de espejo de agua, creando barreras para la navegación y disminuyendo la transparencia del agua (Aranguren-Riaño et al., 2018) ver figura 1.1. En el lago de Tota se han hecho caracterizaciones de macroinvertebrados y su relación con variables físico-químicas, pero se desconoce su dinámica poblacional y cómo podría ser afectada en el tiempo por las variables ambientales y las alteraciones antrópicas.

Tenemos la hipótesis de que la comunidad biótica está muy alterada en las zonas más afectadas por eutrofización y entrada de nutrientes según algunos sectores iden-

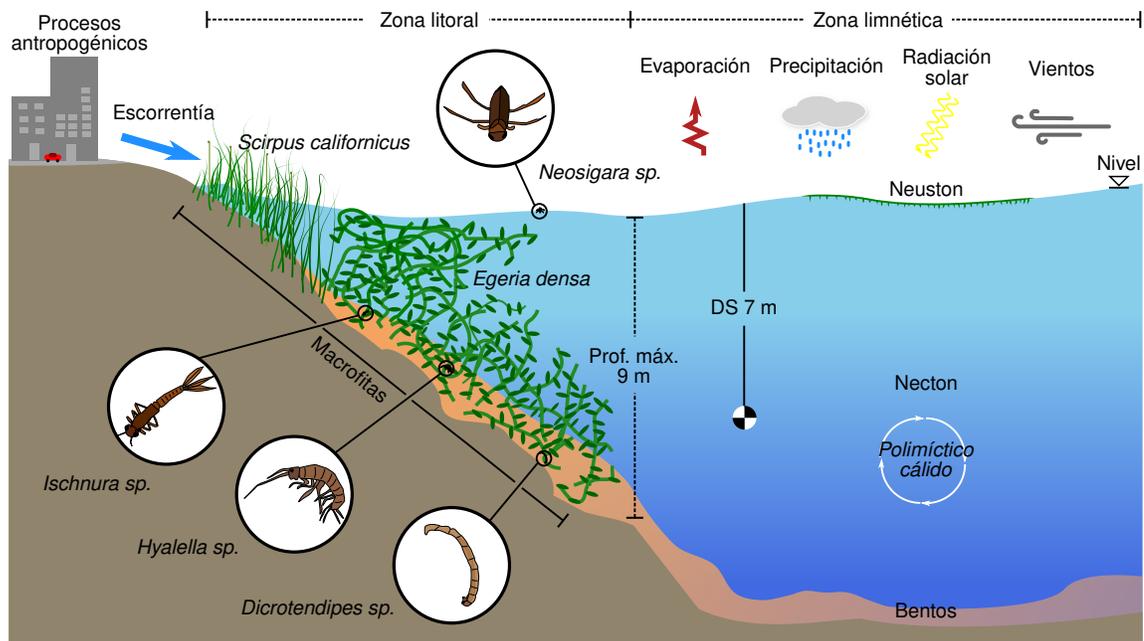


Figura 1.1: Esquema de la zona litoral del lago de Tota y las variables ambientales, físicas y biológicas que inciden en el comportamiento de la comunidad de macroinvertebrados del sistema. Fuente de autor

tificados en los trabajos de Gil-Padilla et al. (2016); Pedroza-Ramos et al. (2016); Pineda (2004), esto reflejado en la calidad del agua, pero se necesita un análisis que respalde esta suposición. Por lo tanto, identificamos la necesidad de estudiar cómo estos organismos pueden evidenciar el estado trófico del litoral, a través de herramientas estadísticas y sistemas de información geográfica que permitan hacer un seguimiento espacial y temporal que nos permitan identificar cambios respecto a la calidad del recurso hídrico.

Por su parte el modelo Lotka-Volterra a pesar de estar centrado solo en la relación de predación nos puede respaldar las conclusiones respecto a condiciones ambientales de calidad del agua. Para esto, hay que tener en cuenta que el género *Ischnura* perteneciente a la familia Coenagrionidae tiene bajo rango de tolerancia a alteraciones ambientales (Roldán-Pérez, 2016), la ausencia del predador puede disparar la tasa de crecimiento de presas, al igual que el desarrollo de vegetación acuática, ya que *Hyalella* es hervíboro-raspador y la vegetación le sirve de refugio.

El modelo puede mostrarnos los picos de crecimiento y disminución de la población respecto a la depredación, pero también cómo esta relación ha cambiado a lo largo de 10 años, lo cuál nos da herramientas de seguimiento de la población con relación a la calidad del agua y a cambios en el litoral, como puede ser el aumento de la densidad de plantas acuáticas o un evento de contaminación que se refleje en las abundancias y en la estabilidad de las relaciones tróficas.

### 1.3. Objetivo general

- Analizar la dinámica de la comunidad de macroinvertebrados asociados a *Egeria densa*, a través de los índices bióticos, la relación con las variables físico químicas y las relaciones predador-presa, en la zona litoral del lago de Tota.

### 1.4. Objetivos específicos

- Relacionar las variables físico-químicas y las abundancias de los macroinvertebrados, por medio del análisis estadístico de redundancia sin tendencia (RDA) en el litoral del lago de Tota.

- Identificar a través de índices bióticos la variación espacio-temporal de los macroinvertebrados respecto a la calidad ambiental de la zona litoral en el lago de Tota.
- Modelar la relación predador-presa de *Ischnura hastata* y *Hyalella paramoensis* asociados a *Egeria densa* en el litoral del lago de Tota para los periodos de 2004 y 2016 a 2018 a través de las ecuaciones Lotka-Volterra.

---

## Capítulo 2

# Materiales y métodos

Para recolectar la información biológica, físicoquímica y de georreferenciación, se realizamos tres campañas de muestreo: el 30 de octubre de 2016, el 28 de noviembre de 2017 y el 19 de marzo de 2018, en nueve puntos que abarcan sectores contrastantes del lago, como se muestra en la figura 2.1.

### 2.1. Fase de campo

En la primera campaña tomamos muestras en cuatro estaciones (Hatolaguna, Llano de Alarcón, La Mugre y El Tobal), esta campaña fue exploratoria y no se realizó en los demás puntos por cuestiones logísticas, sin embargo definimos y cuantificamos las variables ambientales a tener en cuenta en las demás campañas donde consideramos nueve estaciones: Pispesca, El Túnel, Punto Nuevo, Playa Blanca, La custodia, y las cuatro mencionadas inicialmente.

Las estaciones en el sector conocido como Lago chico: Pispesca, La mugre, El Tobal y La custodia las definimos teniendo en cuenta el uso del suelo, por su cercanía al casco urbano del municipio de Aquitania y por la entrada de afluentes con aguas negras como la quebrada La mugre y el río Tobal. En Lago grande, igualmente tuvimos en cuenta los usos y servicios que presta el sistema, Hatolaguna es una zona cercana a una truchifactoria y Llano de Alarcón es una de las zonas de mayor producción de cebolla junca a orillas del lago, por su parte, El tunel es la zona de captación de agua para el acueducto de Sogamoso, Punto nuevo es una zona sin apa-

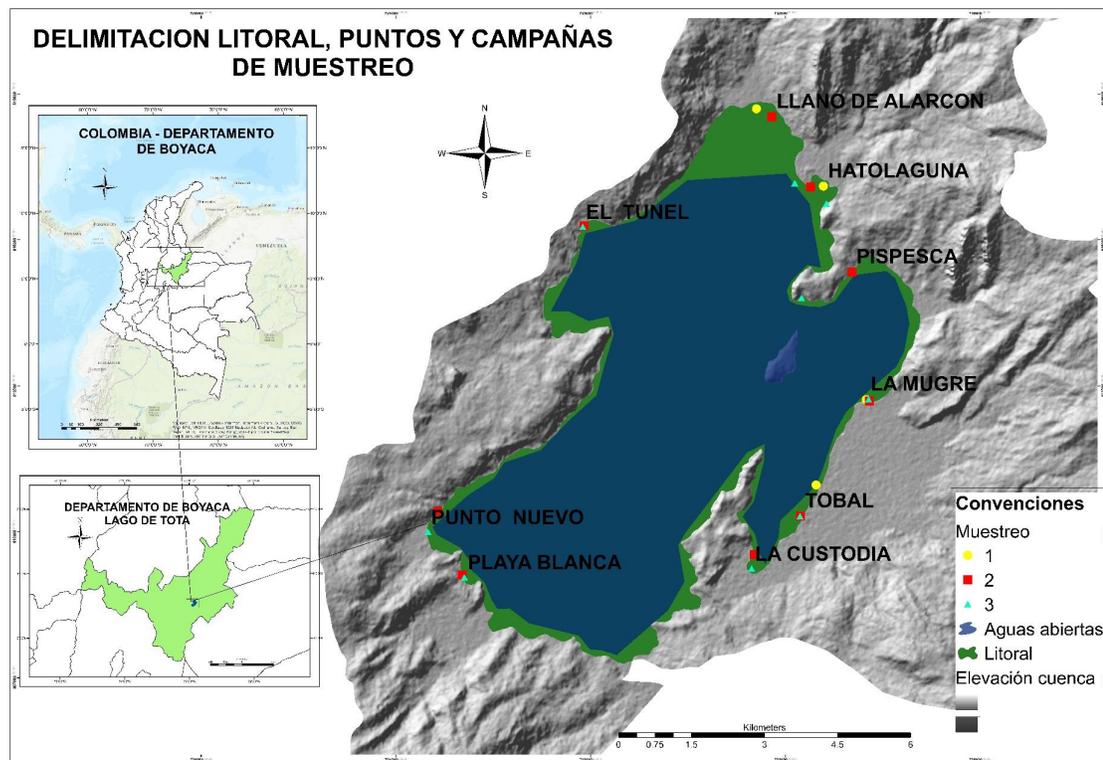


Figura 2.1: Ubicación geográfica, puntos de muestreo de las campañas realizadas y delimitación del cinturón de macrófitas en el lago de Tota. Fuente de autor

rente perturbación y Playa blanca es una zona turística. Por lo tanto, las estaciones las definimos con base en la hipótesis de que los servicios ecosistémicos que presta el lago inciden en los análisis bióticos y físico-químicos de nuestra investigación. Así mismo, estudios previos muestran evidencias ambientales y contrastes de abundancia y biomasa de macroinvertebrados en algunas de las zonas del litoral que hemos considerado (Gil-Padilla et al., 2016; Pedroza-Ramos et al., 2016; Pineda, 2004).

Igualmente, realizamos una campaña el 26 de marzo de 2018 para delimitar el área superficial que abarca *Egeria densa*. El mapa del cinturón de la macrófita se hizo georeferenciando 60 puntos de identificación de la presencia de la planta, medidos desde el límite interno hasta la orilla a lo largo del margen litoral, con ayuda de un GPS 60CSX Garmin. Esto, con el fin de conocer el área de ocupación aproximada para posteriormente identificar el comportamiento espacial de los índices bióticos

considerados y los nutrientes acumulados en la planta.

Las muestras biológicas las recolectamos con ayuda de una red de muestreo de 50 cm de diámetro con poro de malla de 3 mm, extrayendo 1 kg de material vegetal y fijándolo con alcohol al 70 %, para luego lavar y separar los organismos. Igualmente, medimos *in situ* los valores de pH, conductividad, oxígeno disuelto, temperatura, sólidos disueltos totales (TDS) (American Public Health Association et al., 1995) y coordenadas geográficas, con el medidor multiparamétrico HANNA 9829. Ver anexo A.3

Posteriormente, en el Laboratorio de Hidrobiología de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia, se clasificamos y contamos y almacenamos los taxones de macroinvertebrados confirmando los reportados por Pedroza-Ramos et al. (2016) e identificando nuevos organismos, con ayuda de claves taxonómicas especializadas (Fernández y Domínguez, 2001; Merritt y Cummins, 1996; Pennak, 1989; Roldán, 1988), entre otras, con los cuales obtuvimos los datos de riqueza y abundancia para posteriormente aplicar los índices.

El muestreo físico-químico se hizo recolectando, conservando y refrigerando según el protocolo del laboratorio GAIA de la Universidad de Antioquia, para los parámetros nitritos, fósforo total, dureza total y alcalinidad en los nueve puntos de muestreo. Igualmente, las muestras de *Egeria densa* las conservamos en empaques herméticos para refrigerar y enviar para el análisis de fósforo total y nitrógeno total. El análisis del fósforo y nitrógeno del material vegetal se hizo mediante el método de ignición de Andersen (1979)/SM-4500-P-E1a y la norma ISO 11261 de 1995 respectivamente (American Public Health Association et al., 1995).

## 2.2. Análisis de la información

Para el análisis espacial y temporal de la comunidad de macroinvertebrados utilizamos los índices: BMWP (adaptado a zona andinas, ver anexo A.1)(Alvarez-Arango, 2005), diversidad de Shannon Wiener, dominancia de Simpson, riqueza de Margalef y equidad de Pielou (Aguirre, 2013; Alba-Hincapié et al., 2016; Barman y Gupta, 2015) (ver tabla 2.1). Basados en la metodología del ICE, calculamos los puntajes óptimos y de tolerancia para cada taxón a partir de un análisis de promedios ponde-

rados. Este análisis lo obtuvimos de los puntajes del primer eje del RDA, utilizando los datos re-escalados entre uno y diez, producto de una regresión lineal desde los valores máximo y mínimo de los puntajes y dando el peso correspondiente por estación a cada taxón. (Forero et al., 2014; Guevara, 2018) (ver anexo A.1).

El análisis espacial lo hicimos con el método de interpolación IDW (distancia inversa ponderada) y el análisis descriptivo se hizo por medio de Box-plot. Para establecer diferencias estadísticamente significativas, utilizamos el método multivariado de ANOVA con un nivel de confianza del 95 %, previamente se probó la normalidad de las variables con la prueba Kolmogorov-Smirnov, las variables que no cumplieran con normalidad se les realizó transformación de potencia y se validaron los supuestos de los residuales: homogeneidad de la varianza (homeoseasticidad) con la prueba de Levene, normalidad de los residuos con la prueba de Jarque Bera e independencia con la prueba de Rachas. Este procedimiento se hizo para las variables ambientales, para la abundancia y para los índices bióticos que se calcularon en este estudio.

A través de una regresión lineal identificamos un comportamiento inverso entre el índice de dominancia de Simpson y el índice de diversidad de Shannon Wiener y para determinar asociaciones entre ellos por estación y por muestreo realizamos un análisis de cluster, utilizando el método Ward y la distancia euclidiana. El diseño de los mapas los hicimos en el programa ArcGIS 10.2.2 (licenciado por la Universidad de Antioquia). Para el análisis estadístico usamos los programas R 3.4.2 y Statgraphics centurion XVII (licenciado por la Universidad de Antioquia). Para la modelación, Phyton 3.7.1 y para el procesamiento de texto Latex Texmaker 5.0.3 .

### 2.2.1. Relación de las variables físico-químicas y biológicas

Los datos se organizaron y codificaron en dos matrices: una biológica (morfotipos de los macroinvertebrados) de abundancias, que se transformó con  $\log_{10}(x + 1)$  y se dio bajo peso a los taxones raros (que solo aparecen una vez en todos los muestreos y estaciones) (Gómez et al., 2016) y una matriz explicativa (compuesta por las variables ambientales temperatura, conductividad, pH, dureza, TDS, fósforo total del agua, nitritos, fósforo total y nitrógeno total de *Egeria densa*), donde luego de hacer un análisis de inflación de la varianza (VIF), se excluyó la variable alcalinidad, por tener un valor mayor a 10, lo cual indica colinealidad. (Kleinbaum et al., 1988).

Tabla 2.1: Fórmulas de los índices biológicos.

Fórmula	Parámetros
<i>Índice de diversidad de Shannon-Wiener:</i>	
$H' = \sum \frac{(n_i)}{(N)} \ln \frac{(n_i)}{(N)}$	S= número de taxones, $n_i$ = número de individuos de cada taxón, $N$ = número total de individuos, $\ln$ = logaritmo natural.
<i>Índice de dominancia de Simpson :</i>	
$D = \frac{\sum n_i(n_i-1)}{N(N-1)}$	$n_i$ = número de individuos de cada taxón, $N$ = número total de individuos.
<i>Equidad de Pielou :</i>	
$J' = \frac{H'}{H_{max}}$	$H'$ = índice de Shannon- Wiener, $H_{max}$ = Máximo valor de $H(\ln S)$
<i>Riqueza de Margalef:</i>	
$R = \frac{S-1}{\ln N}$	$S$ = número de taxones, $N$ = número de individuos de todas las especies, $\ln$ = logaritmo natural.

---

Fuente: (Aguirre, 2013)

La relación de las variables físico químicas y las biológicas la evaluamos para establecer la contribución relativa de las variables ambientales a la distribución de macroinvertebrados y comprender la relación física, química y biótica de la zona litoral del lago de Tota a través de un método de ordenación RDA (análisis lineal de redundancia sin tendencia) (Forero et al., 2014; Lepš y Šmilauer, 2003; Rencher, 2003), desarrollado en la librería vegan del programa R, que definimos de acuerdo con la longitud del gradiente obtenido desde un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) por medio de la función *decorana* que con un valor de 1.05 en la longitud del primer eje indica según Lepš y Šmilauer (2003) un conjunto de datos homogéneo para el cual los métodos lineales son adecuados.

Se probó la significancia del modelo con mil permutaciones del test de Montecarlo

y un análisis de ANOVA del modelo general, por ejes y por variables.

### 2.2.2. Modelo presa-predador

De los muestreos realizados en esta investigación, cuantificamos el número de individuos/kg de material vegetal (MV). Adicionalmente, consideramos los datos de biomásas de Pineda (2004) para seis meses en 2004 (mayo a octubre), los cuales se integraron a los datos tomados entre 2016 y 2018, para determinar el ajuste de la serie de datos al modelo Lotka-Volterra.

Para estandarizar la información y hacer las conversiones de los datos a número de individuos para ambos periodos, tuvimos en cuenta los resultados del trabajo de Rivera Usme et al. (2011), que considera número de individuos y biomásas del género *Hyalella* y la familia Coenagrionidae (a la cuál pertenece nuestra especie predadora) en el humedal altoandino Jaboque que tiene condiciones ambientales (altitud y temperatura del agua) similares a las del Lago de Tota.

En el caso de los datos del trabajo de (Pedroza-Ramos et al., 2016), las abundancias relativas (en porcentaje), de los mismos taxones y en el mismo sistema, únicamente coinciden para la estación Llano de Alarcón en el año 2013, por lo tanto, hicimos las conversiones correspondientes para obtener número de individuos en un kilogramo de material vegetal y usar estos valores aproximados en la modelación.

Para observar la dinámica de este par de especies, utilizamos un sistema de ecuaciones diferenciales ordinarias no lineales. La ecuación 2.1 describe el comportamiento de las presas, mientras que la ecuación 2.2 describe el de los depredadores. En estas ecuaciones  $N$  es el número de presas que hay y  $P$  es el número de individuos predadores. Además se tienen los parámetros  $r$ ,  $a$ ,  $b$  y  $d$ , que se explican con más detalle en la tabla 2.2. Para solucionar las ecuaciones utilizamos el método numérico de Runge-Kutta de cuarto orden, y para garantizar la convergencia de los resultados escogimos un paso de tiempo  $dt=0.01$  equivalente 0.01 días (es decir que un día equivale a 100 iteraciones).

$$\frac{dN}{dt} = rN - aNP \quad (2.1)$$

$$\frac{dP}{dt} = abNP - dP \quad (2.2)$$

Tabla 2.2: Explicación de las ecuaciones Lotka-Volterra.

<b>Término</b>	<b>Significado</b>
<i>Ecuación de las presas:</i>	
$\frac{dN}{dt}$	Tasa de cambio de las presas.
$rN$	Nacimiento de presas. Es la $r$ = tasa per-capita de reproducción de las presas según $N$ =total de presas.
$-aNP$	Consumo de presas. Depende de los encuentros presa-predador ( $N \times P$ ), $a$ = El coeficiente de eficiencia predadora.
<i>Ecuación de los predadores:</i>	
$\frac{dP}{dt}$	Tasa de cambio de los predadores en el tiempo.
$abNP$	Nacimiento de predadores que dependen del consumo de presas. $b$ = la eficiencia de convertir una presa en un nuevo predador.
$-dP$	Muerte de predadores. $d$ es la tasa per-cápita de muerte de los predadores. Depende del coeficiente propio de la especie $P$ = Total de depredadores.

Fuente: (Gotelli et al., 2008)

---

## Capítulo 3

# Resultados y discusión

### 3.1. Variación espacio-temporal de la comunidad de macroinvertebrados y de los índices bióticos

La composición de la comunidad de macroinvertebrados, las abundancias, la bioindicación medida a través de índices bióticos, la expresión de dichas abundancias con base en el gradiente ambiental y las relaciones de predación entre dos géneros clave fueron consideradas como parte fundamental de este estudio, con el fin de entender la ecología de esta comunidad en el litoral del lago de Tota. A continuación se describe en detalle cada uno de estos ítems.

#### 3.1.1. Composición de la comunidad de macroinvertebrados

La comunidad de macroinvertebrados encontrados en asociación a la planta acuática *Egeria densa*, tiene una composición faunística variada. En este estudio, encontramos un total de 12.526 individuos, clasificado en once ordenes, 18 familias y 21 géneros que se detallan en la tabla 3.1.

En la figura 3.1 se observa que los taxones más abundantes son *Hyalella paramoensis*, con 3.885 individuos (30 %) en total con máximo aporte de la estación El Tobal (1.931 individuos). Generalmente, los anfípodos del género *Hyalella*, se encuentran en sitios con altas conductividades y por su hábito alimenticio de colectores y raspadores, se desarrollan en presencia de materia orgánica en descomposición, alta

transparencia y existencia de macrófitas, que le aportan biotopo y alimento (Alba-Hincapié et al., 2016; Gómez et al., 2016; Rivera Usme et al., 2011).

Tabla 3.1: Clasificación taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados en el Lago de Tota.

PHYLLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Dugesidae	<i>Girardia</i>	<i>Girardia sp.</i>
Annelida	Clitellata	Tubificada	Naididae		<i>Nais sp</i>
		Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Helobdella</i>	<i>Helobdella sp.</i>
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	<i>Hyalella</i>	<i>Hyalella paramoensis</i>
	Arachnida	Sarcoptiformes	Hydrozetidae	<i>Hydrozetes</i>	<i>Hydrozetes sp.</i>
	Insecta	Odonata	Aeshnidae	<i>Coryphaeschna</i>	<i>Coryphaeschna sp.</i>
		Odonata	Coenagrionidae	<i>Ischnura</i>	<i>Ischnura hastata</i>
		Hemiptera	Corixidae		<i>Neosigara sp.</i>
		Hemiptera	Gerridae	<i>Gerris</i>	<i>Gerris sp.</i>
		Coleoptera	Gyrinidae	<i>Andogyrus pucticolis</i>	<i>Andogyrus sp.</i>
		Coleoptera	Staphylinidae	<i>Stenus</i>	<i>Stenus sp.</i>
		Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Oxyethira</i>	<i>Oxyethira sp.</i>
		Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Ochrotrichia</i>	<i>Ochrotrichia sp.</i>
		Trichoptera	Philopotamidae	<i>Philopotamus</i>	<i>philopotamus sp.</i>
		Diptera	Chironomidae	<i>Dicotendipes</i>	<i>Dicotendipes sp.</i>
		Diptera	Chironomidae	<i>Ablabesmyia</i>	<i>Ablabesmyia sp.</i>
		Diptera	Empididae	<i>Hemerodromia</i>	<i>Hemerodromia sp.</i>
		Diptera	Empididae	<i>Chelifera</i>	<i>Chelifera sp.</i>
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	<i>Physella</i>	<i>Physella sp.</i>
		Basommatophora	Planorbidae	<i>Planorbis</i>	<i>Planorbis sp.</i>
		Basommatophora	Ancylidae	<i>Ferrissia</i>	<i>Ferrissia sp.</i>

El género *Dicotendipes*, con 3.418 individuos aporta el (27 %) del total, con un máximo aporte de 755 individuos en El Tobal. Estos organismos son tolerantes a sistemas con bajas concentraciones de oxígeno y altas cargas de materia orgánica, siendo bioindicadores de contaminación (Gómez et al., 2016). Estos taxones se encuentran en todas las estaciones y para todos los muestreos. Otros aportantes importantes fueron los ácaros del género *Hidrozetes*, presentes con abundancias considerables en todas las estaciones de muestreo, con un total de 1.219 individuos (10 %), así mismo, los hemípteros del género *Neosigara* con 1.642 individuos (13 %), presente en todas las estaciones con excepción de El Túnel.

Al hacer una comparación de la abundancia promedio por estación, El Tobal hace los mayores aportes con 934 individuos, seguido por Pispesca con 811 individuos (ver figura 3.1). Los promedios más bajos, los presenta por su parte Llano de Alarcón,

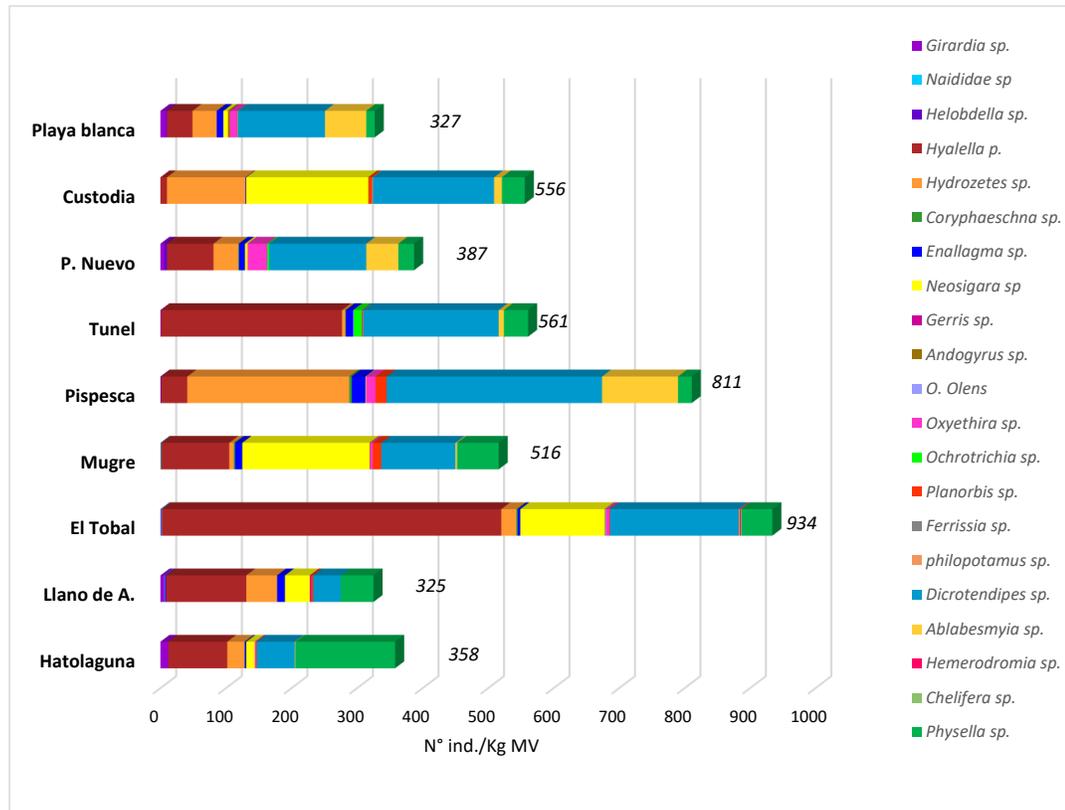


Figura 3.1: Abundancia total y promedio por estación de macroinvertebrados asociados a *E. densa*.

con 325 individuos por kilogramo de *Egeria densa*, seguido por Playa Blanca con 327 ind/Kg MV.

También analizamos la abundancia de la comunidad a nivel espacio-temporal, con previa estandarización logarítmica, como vemos en la figura 3.2. El muestreo 1 se destaca con las máximas abundancias y con amplio rango de valores. El muestreo 2 presenta un rango más estable, a pesar de algunos valores extremos atípicos. La estación El Tobal tiene las mayores abundancias y Hatolaguna las más bajas, pero con amplia dispersión de los datos. Las estaciones más estables fueron La Custodia, Playa Blanca, El Túnel y Punto Nuevo. Sin embargo, la abundancia no registró diferencias estadísticamente significativas entre estaciones ( $p=0.41$ ), ni entre muestreos ( $p=0.25$ ).

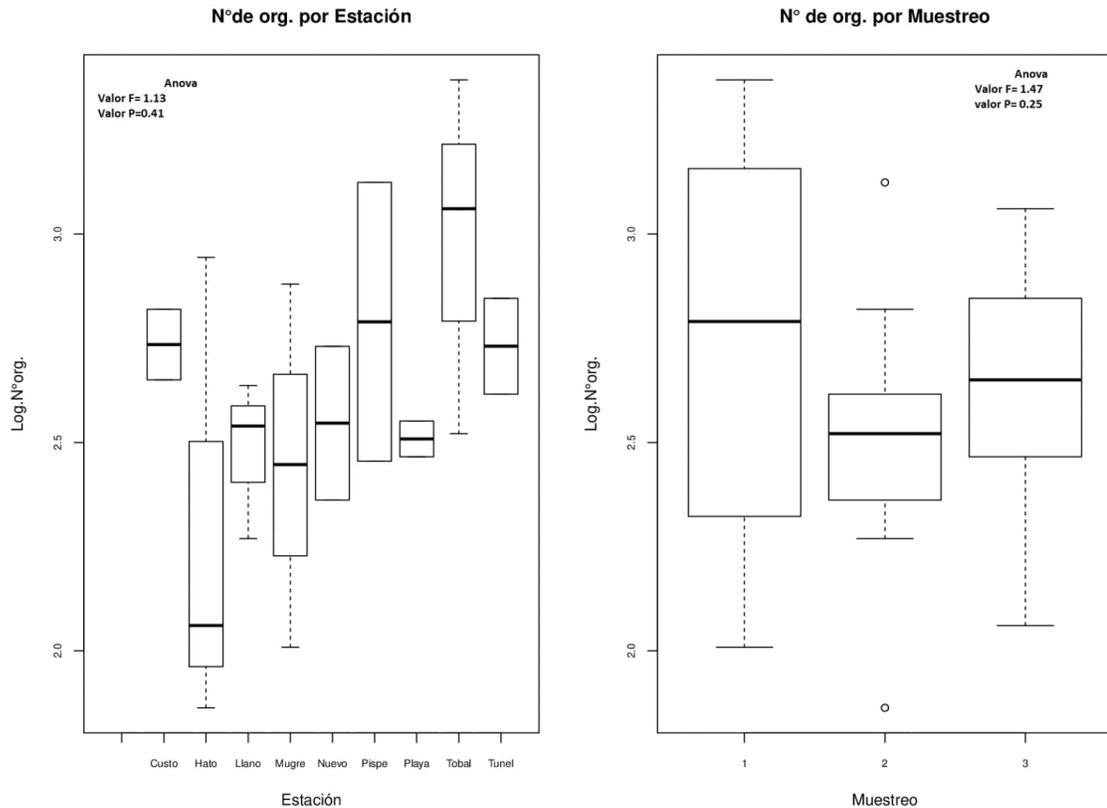


Figura 3.2: Abundancia de macroinvertebrados por estación y muestreo en la zona litoral del lago de Tota.

### 3.1.2. Relación espacio-temporal de los índices bióticos

En un ecosistema diverso y con buena calidad del agua las comunidades se caracterizan por presentar una alta diversidad de taxones y un número reducido de individuos por taxón. Por el contrario, donde hay contaminación del agua, se observa que ciertas comunidades muy sensibles desaparecen y otras más resistentes aumentan en número (Roldán-Pérez, 2016). Se han desarrollado varios índices para medir la calidad del agua. Uno de los más conocidos es el de Shannon-Wiener que mide la diversidad específica.

Para la comunidad de macroinvertebrados en el Lago de Tota, la diversidad de Shannon en general es muy baja respecto a la calidad del agua (Magurran, 1988), con valores entre 0,41 y 1,83, que reflejan condiciones de calidad desde muy contaminada a moderadamente contaminada. El Tobal, presenta los valores más bajos de diversi-

dad, indicando baja calidad del agua en las tres campañas de muestreo, lo que se ve reflejado en la figura 3.3, en color rojo. Esta condición se presenta igualmente en el sector de Pispesca. El Túnel, La Custodia, Llano de Alarcón y Hatolaguna presentan condiciones de contaminación considerable, lo cual se identifica con color naranja y amarillo. Punto Nuevo y Playa Blanca, tienen los valores máximos de diversidad y contaminación moderada del agua, indicados con color verde (valores de los rangos según (Aguirre, 2013)). La diversidad de Shannon fue mayor en el muestreo 3 y menor en el muestreo 1.

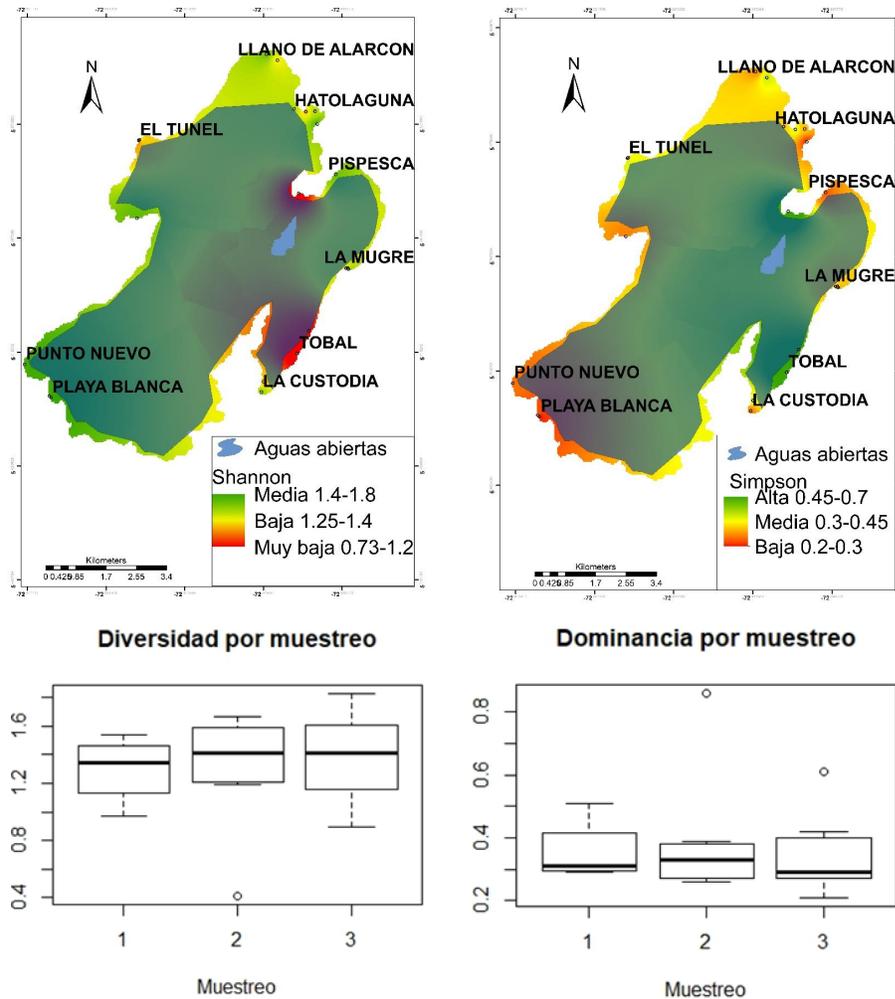


Figura 3.3: Diversidad de Shannon Wiener y dominancia de Simpson de la comunidad macroinvertebrados acuáticos en el lago de Tota. Puntuación según: Aguirre (2013)

Observamos que la dominancia de Simpson, con valores entre 0.21 y 0.86, tiene un comportamiento opuesto a la diversidad. Los valores más altos se presentaron en El Tobar y Pispesca, que son las estaciones con diversidad más baja. Así mismo, a nivel temporal, la dominancia es mayor en el muestreo 1 y menor en el muestreo 3.

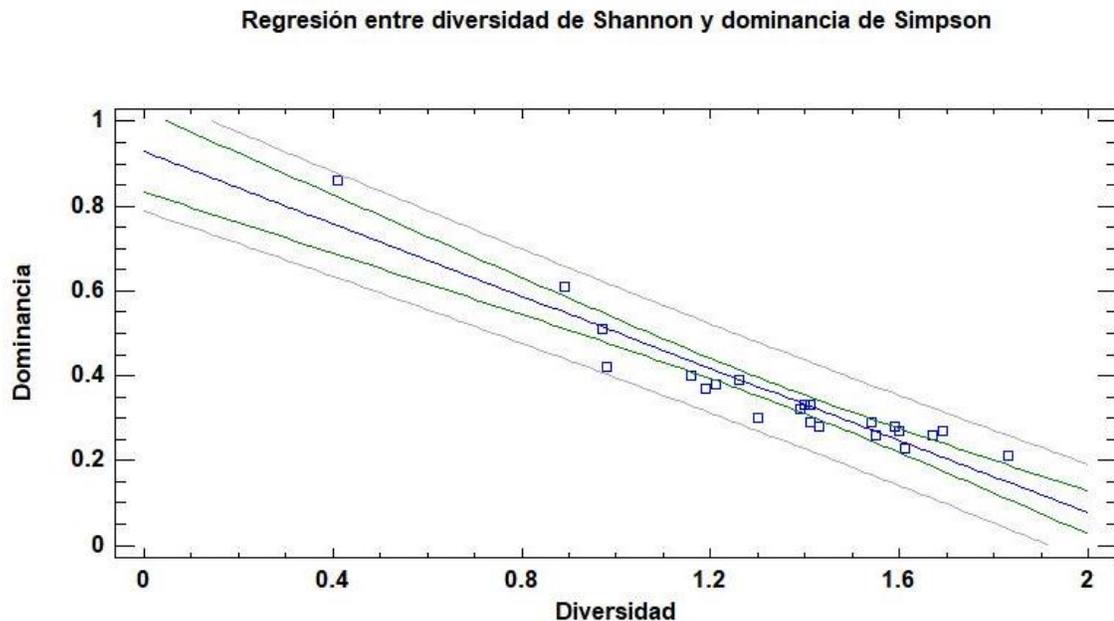


Figura 3.4: Regresión entre diversidad de Shannon y dominancia de Simpson.

Para confirmar las relaciones entre estos índices, hicimos una regresión lineal entre diversidad de Shannon y dominancia de Simpson, encontrando una relación inversa, donde a mayor diversidad menor dominancia (figura 3.4), lo cual se asocia a nivel espacio temporal en un dendograma por estación, (ver figura 3.5), donde se forman claramente tres grupos: el primero para las estaciones Llano de Alarcón en el muestreo 2 y 3, los dos muestreos de La Custodia, y dos de Hatolaguna. La cercanía de Hatolaguna y Llano de Alarcón y la evidente actividad agrícola de estas tres estaciones puede estar relacionada con la relación entre dominancia y diversidad que agrupan. El segundo cuadro agrupa los dos muestreos de las estaciones Playa Blanca y Punto Nuevo, que están en el margen occidental de Lago Grande y tienen un comportamiento similar en sus relaciones físico bióticas. Así mismo, un muestreo 2 de La Mugre y Pispesca se presentan en este grupo, (el muestreo 2 presenta condiciones

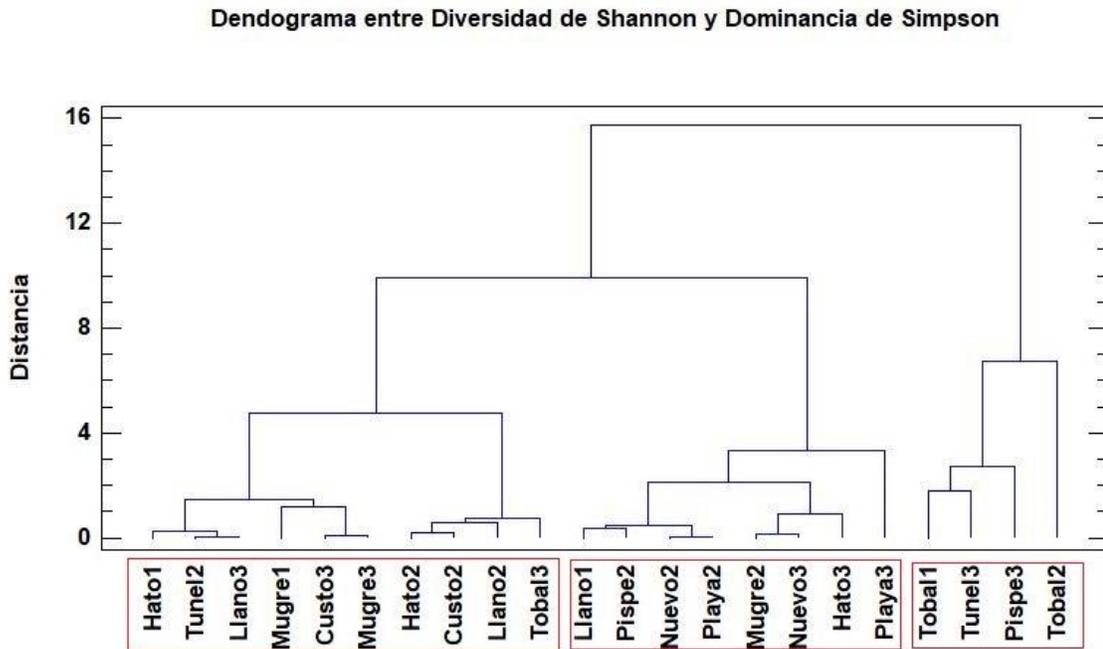


Figura 3.5: Dendograma de similitud de la comunidad de macroinvertebrados por estaciones de muestreo.

particulares de mayor nivel y precipitación y que puede ser la razón por la que este grupo presenta mayor asociación por época).

Los muestreos 1 y 2 de la estación El Tobal y el muestreo 3 de El tunel y Pspesca se asocian de manera independiente, esto puede deberse a que la estación el Tobal en general se comportó de forma particular.

Igualmente, podemos relacionar la equidad de Pielou y la dominancia de Simpson: a mayor equidad menor dominancia, aunque no es una tendencia para todas las estaciones. Las estaciones con dominancias más bajas corresponden igualmente a diversidades más altas, como es el caso de Playa Blanca y Punto Nuevo. La equidad osciló entre 0,17 y 0,80. Observamos su relación respecto a la dominancia en estaciones como Pispesca y El Tobal, que presentan valores bajos de equidad respecto a valores altos de dominancia. Igualmente, aunque en menor proporción, se presentan dominancias considerables en El Túnel y en La Mugre, lo que se relaciona directamente con valores bajos de diversidad. Por el contrario, Punto Nuevo y Playa Blanca muestran las relaciones más estables. Temporalmente, no hay una diferencia

muy marcada entre muestreos, con valores máximos en el muestreo 1.

La riqueza de Margalef fue más baja en El Tobal, La Custodia y Hatolaguna y la mayor cantidad de taxones diferentes encontramos en Punto Nuevo y Playa Blanca con valores que oscilaron entre 0,86 y 1,89. Estadísticamente, la riqueza de Margalef fue el único índice que registró diferencia significativa entre muestreos con un  $P= 0,02$  (ver figura 3.3), con valores de un rango muy amplio, especialmente en el muestreo 2.

Por su parte el índice BMWP presenta puntajes de 19 a 51 que van de muy

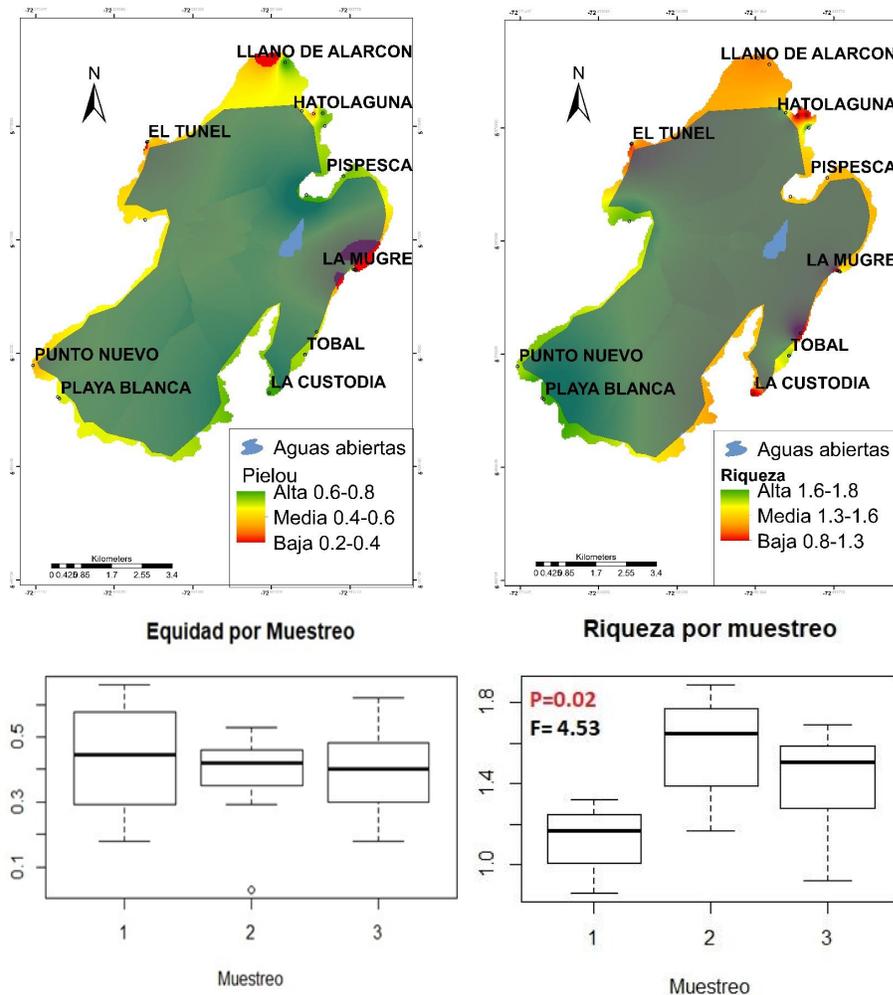
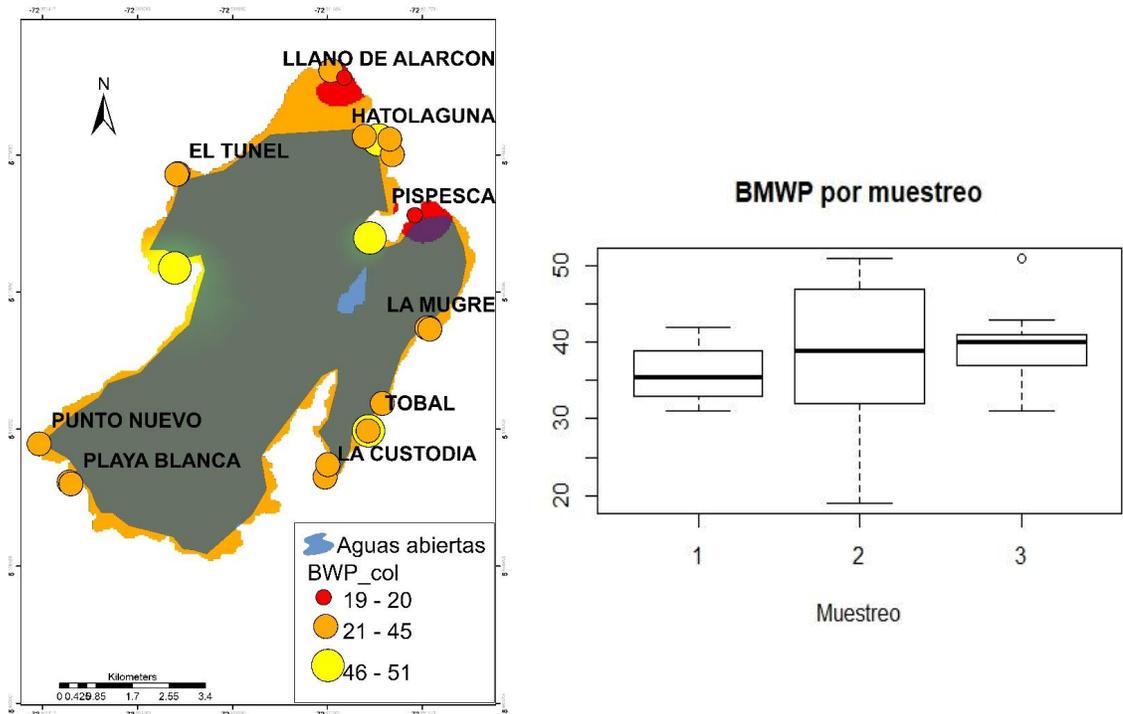


Figura 3.6: Riqueza de Margalef y equidad de Pielou de la comunidad macroinvertebrados acuáticos en el lago de Tota. Puntuación según: Aguirre (2013)



Clase	Calidad	Valor	Significado	Color
I	Buena	>150	Aguas muy limpias	Dark Blue
		123-149	Aguas no contaminadas	Light Blue
II	Aceptable	71-122	Aguas ligeramente contaminadas: se evidencian efectos de contaminación	Green
III	Dudoso	46-70	Aguas moderadamente contaminadas.	Yellow
IV	Crítica	21-45	Aguas muy contaminadas.	Orange
V	Muy crítica	<15	Aguas fuertemente contaminadas.	Red

Figura 3.7: BMWP de la comunidad de macroinvertebrados por estación y por muestreo en el Lago de Tota y tabla de clasificación de calidad del agua

contaminado a moderadamente contaminado como se observa en la figura 3.7. En la figura incluimos la tabla de clasificación de la calidad del agua, correspondiente a los puntajes obtenidos del cálculo del índice y su significado ecológico, según (Alvarez-Arango, 2005). Los valores más bajos los presentan las estaciones Llano de Alarcón y Pispesca.

La gran mayoría de estaciones tienen valores que indican aguas muy contaminadas y se identifican en color naranja. El túnel, Pispesca y una campaña de El

Tobal tienen puntaje de contaminación moderada como se muestra en la figura 3.3. El índice, a pesar de las pocas campañas, muestra una tendencia a un ambiente de aguas contaminadas en todo el litoral, según las familias de macroinvertebrados encontrados.

### 3.1.2.1. Óptimos y tolerancias del índice de calidad ecológica ICE

En la figura 3.8 presentamos los valores óptimos y de tolerancia con los que fueron clasificados los morfotipos que se encuentran presentes en las estaciones y muestreos de la red de monitoreo considerada. Estos valores se obtuvieron con un modelo de promedios ponderados. El valor óptimo corresponde al puntaje de cada taxón en el gradiente de variación ambiental, que va de aguas afectadas por aportes orgánicos e inorgánicos a aguas limpias. La tolerancia describe la amplitud ecológica a lo largo del gradiente ambiental (Forero et al., 2014).

Doce taxones presentaron puntuaciones óptimas asociadas a condiciones de buena calidad ecológica ( $>5$ ). La frecuencia y abundancia de varias especies con altos óptimos corroboran en primera instancia que son los organismos que pueden ayudar en el seguimiento del comportamiento del sistema, ya que tienen una buena adaptación a las condiciones ambientales que brinda la *Egeria densa* en el litoral del Lago de Tota. No obstante, hay que considerar tolerancias ideales por debajo de 1,5, tolerancia media menor a 2,0 y óptimos superiores a 5,0, ya que los organismos muy tolerantes no dan una buena respuesta a los cambios en el ambiente.

Por lo tanto, los taxones que llaman la atención son aquellos que presentaron altos óptimos y a su vez baja tolerancia. Estos organismos indican sensibilidad a la amplitud del rango ambiental y es por esta razón que podrían ser utilizados como biondicadores del gradiente ambiental en el sistema. En este caso corresponden a los géneros *Girardia*, *Oxyethira* y *Ablabesmyia*. *Girardia* se caracteriza por adaptarse a condiciones ambientales adversas, ya que soportan disminución de oxígeno, pH ácidos y pueden ser indicadores de contaminación. Se establecen gracias a la presencia de potenciales presas que se desarrollan gracias al aumento de la productividad por contaminación orgánica como es el caso de las larvas de dípteros (Muñoz y Vélez, 2007).

El género *Oxyethira* se caracteriza por ser colector herbívoro, intolerante a la

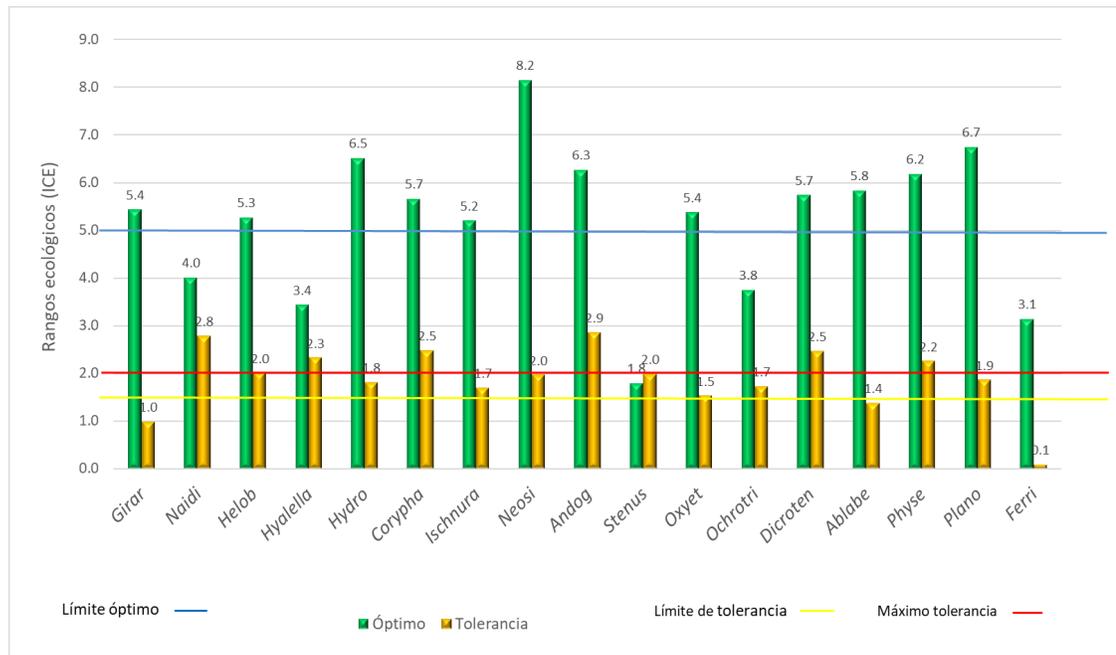


Figura 3.8: Perfil de los valores óptimos y de tolerancia de los morfotipos de macroinvertebrados registrados en el litoral del Lago de Tota.

contaminación, con distribución restringida, lo que hace que sea vulnerable a condiciones de contaminación (de la Lanza-Espino y Pulido, 2000). Este género, en el muestreo 3 de la estación Punto Nuevo, tiene abundancias altas que pueden indicar condiciones particulares de buen indicador en este sector, por lo que el seguimiento de este género podría respaldar parámetros de calidad. El género *Ablabesmyia*, por sus características de depredador, puede ejercer control dentro de la cadena trófica y tuvo altas abundancias en Pispesca, Playa Blanca y Punto Nuevo, lo cuál puede indicar características diferentes de oferta de alimento por la mayor diversidad que mostraron. Estos morfotipos deberán considerarse con atención en cuanto a su grado de ocurrencia y abundancia en futuros muestreos, con el fin de identificar cambios en el gradiente ambiental de la zona litoral del lago de Tota.

Con una tolerancia un poco más alta, otros géneros de importancia intermedia fueron: *Hellobdella*, *Hydrozetes*, *Ischnura* y *Planorbis*.

Para el litoral del lago de Tota encontramos un estrecho rango de tolerancia

ambiental, sin embargo hay que tener en cuenta que la mayoría de las estaciones tienen una condición ambiental similar. Como una manera de poner a prueba la clasificación de calidad ecológica propuesta, realizamos un análisis de correlación a través de una regresión lineal entre las puntuaciones asignadas a cada estación con el reescalamiento del primer eje del RDA y el índice de diversidad de Shannon que va en escala de 1 a 3 evaluando calidad del agua, con 3 de buena calidad y uno muy mala calidad, con valores intermedios que comprenden categorías de calidad entre crítica y aceptable.

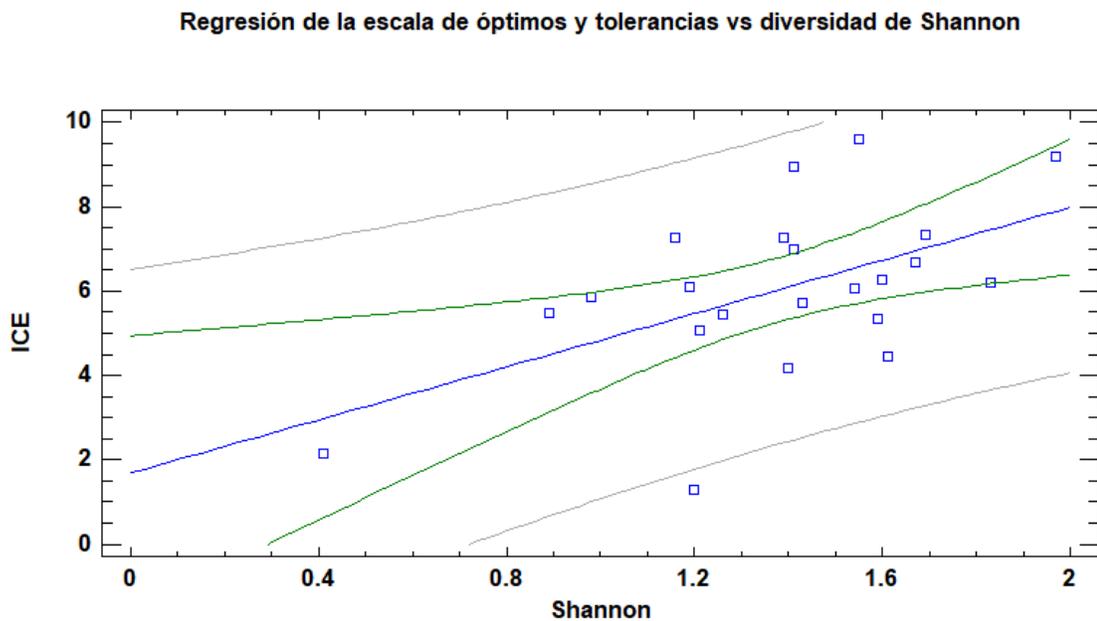


Figura 3.9: Regresión entre puntajes de óptimos y tolerancias y diversidad de Shannon.

Encontramos un coeficiente de correlación igual a 0.5 hay correlación directa con tendencia a que a mayor escalamiento del índice aumenta la diversidad. Así, la alta correlación que hallamos entre los dos índices significa que la respuesta de ambos es similar en cuanto a la representación de la variabilidad de la calidad del agua en el litoral del lago de Tota. Igualmente, los datos de óptimos y tolerancias son clave pues evidencian las condiciones ambientales del litoral y quienes son más sensibles

a manifestarlas, es decir no se limita a calidad del agua sino que evalúa el estado ecológico del sistema (Forero et al., 2014).

## 3.2. Comportamiento de las variables ambientales

Analizamos gráficamente por estación y muestreo cada una de las variables a través de Box plot para identificar la varianza y dispersión de los datos. Igualmente, comprobamos la normalidad de cada una de las variables, realizamos las transformaciones correspondientes y validamos los supuestos de los residuales (normalidad, homeoseasticidad e independencia), para posteriormente establecer diferencias significativas a nivel espacio-temporal con un análisis ANOVA y con un nivel de confianza del 95 % (ver tabla A.2).

### 3.2.1. Temperatura

A lo largo de los tres muestreos la temperatura del agua varió entre 15.6°C y 17.2°C, con máximos valores en Playa Blanca y Punto Nuevo, como se muestra en la figura 3.10. Los valores más bajos de temperatura se presentaron en El Tobal y en el muestreo 2, sin embargo, no hay diferencias estadísticas significativas entre muestreos, pero sí en la temperatura por estación ( $P = 0.008$ ). A nivel temporal, corroboramos la relación inversa entre temperatura y concentración de oxígeno disuelto (Rivera Usme et al., 2011; Roldan Pérez y CAR, 2012), donde a menor temperatura mayor concentración de oxígeno (muestreo 1) y a mayor temperatura menor concentración (muestreo 2).

### 3.2.2. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto estuvo entre 4.16 y 9.76 mg/l, con máximos valores en Hato-laguna y La Mugre, que tienen entradas de afluentes y fuertes vientos que facilitan la reaireación y la oxigenación por mezcla. El muestreo 1 presenta los valores más altos, probablemente por el inicio de periodo de lluvias e incremento del nivel. Las concentraciones más bajas las presentó Pispesca, estación cercana a una de las truchifactorías, lo que puede tener relación por alta demanda de oxígeno en esta zona,

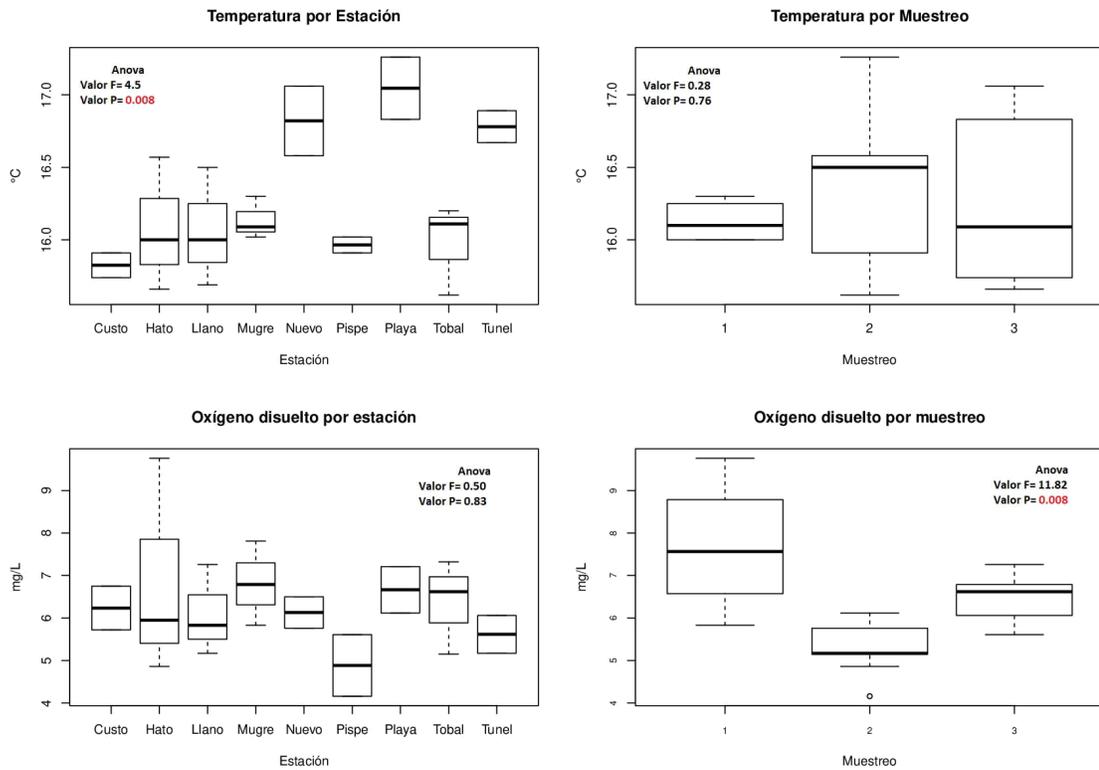


Figura 3.10: Temperatura y oxígeno del agua por estación y muestreo en el Lago de Tota.

(ver figura 3.10). La relación de bajos valores de abundancia y oxígeno observados en el muestreo 2 puede deberse a que, cuando los niveles de oxígeno disuelto son reducidos, el consumo de oxígeno en los procesos de degradación de la materia orgánica agotan dicho gas y las condiciones que se generan son inapropiadas para la mayoría de los invertebrados (Rivera Usme et al., 2011). Estadísticamente a través de la ANOVA se establecen diferencias significativas del oxígeno disuelto por muestreo ( $P = 0.008$ ).

### 3.2.3. pH

Registramos valores de pH entre 6.43 y 9.32, cumpliendo con el supuesto de que el pH en los humedales debe mantenerse por encima de 6 (Roldán, 1988). Sin embargo, para varias estaciones hay valores muy básicos (ver figura 3.11), superiores a 8.5,

que según lo descrito por (Roldán, 1988), no son condiciones aptas para la vida. Aranguren-Riaño (2015), reporta pH similares en el lago de Tota. Los valores más altos y menos variables los presenta las estaciones Playa Blanca y Punto Nuevo y los más bajos Pispesca. La época de muestreo que presentó menos variabilidad y valores más altos fue el muestreo 2, donde los altos niveles y lluvias pueden precipitar los carbonatos de calcio y explicar valores tan alcalinos. Por el contrario, los valores más bajos se presentaron en Pispesca, Hatolaguna y El Tobal en el muestreo 3. Sin embargo, no hay diferencias significativas a nivel espacial ni temporal.

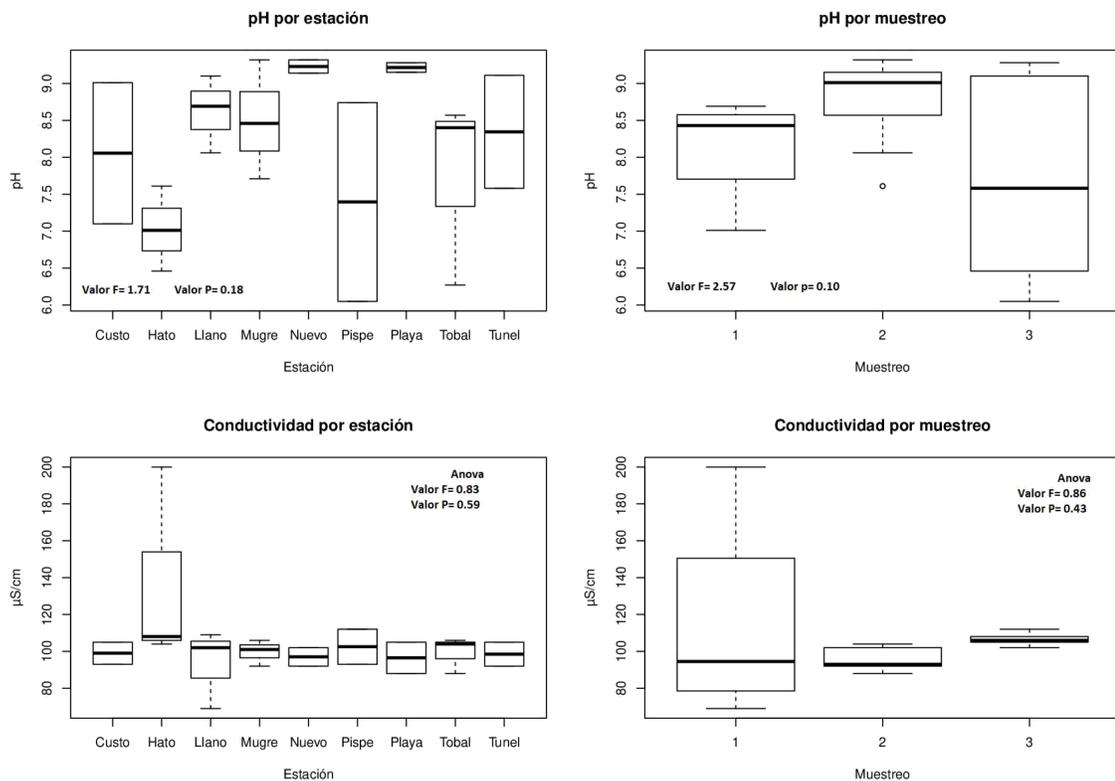


Figura 3.11: pH y conductividad del agua por estación y muestreo del lago de Tota.

### 3.2.4. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es un buen indicador de condiciones favorables de nutrientes para la producción primaria y secundaria y para la homeostasis de los

macroinvertebrados (Alba-Hincapié et al., 2016). Algunas lagunas de páramo tienen conductividades muy bajas, de máximo  $13\mu S/cm$  en relación con el Lago de Tota, que tiene conductividades relativamente altas entre 69 y  $200\mu S/cm$  (ver en la figura 3.11). Las altas concentraciones se deben probablemente a las características de recepción de nutrientes del litoral y los procesos de degradación de la materia orgánica, propios de las plantas acuáticas, que aceleran la concentración de iones en el agua. Además, hay que tener en cuenta que, bajo condiciones naturales en ecosistemas acuáticos de alta montaña, a medida que aumenta la conductividad disminuye la diversidad de especies (Roldan Pérez y CAR, 2012).

### 3.2.5. Nitritos

El exceso de nitrógeno se manifiesta en la proliferación masiva de algas y macrofitas que induce a la reducción de la diversidad, a la producción de cianotoxinas, desoxigenación del agua y a la pérdida de servicios ecosistémicos (Aranguren-Riaño, 2015). Los nitritos en el agua del Lago presentaron concentraciones muy bajas en todas las estaciones de muestreo, lo que corresponde a aguas superficiales bien oxigenadas, donde los nitritos no superan  $0.1\text{ mg/l}$  (Rosas Rodríguez, 2001), como lo muestra la figura 3.12. Las estaciones El Tobar y La Custodia (sector Lago Chico), presentan los valores más altos de nitritos, coincidiendo con el informe de Aranguren-Riaño (2015), lo que probablemente se debe al ingreso de aguas negras del municipio de Aquitania y arrastre de la cuenca por los tributarios, reflejado en las diferencias espaciales significativas ( $P=0.051$ ). Así mismo, en el muestreo 1, presentó concentraciones altas que, junto con altas concentraciones de oxígeno, pueden ayudar al proceso de nitrificación.

### 3.2.6. Sólidos disueltos totales

Los sólidos disueltos totales (TDS), representan la concentración de compuestos inorgánicos que se encuentran en el agua como sales, minerales y algunos rastros de materia orgánica disuelta en las aguas naturales (Roldan Pérez y CAR, 2012). Los TDS pueden provenir de actividades humanas a través de escorrentía agrícola y urbana, transportando exceso de nutrientes a las fuentes de agua. Para el Lago de

Tota (ver figura 3.12), los valores se encuentran entre 35 y 55 mg/l. Respecto a los muestreos, los valores más altos se presentaron en el muestreo 3, donde las lluvias y los niveles fueron más bajos con respecto a las demás campañas y tal vez se presentó menos dilución, lo que se podría reflejar en que estadísticamente se encontraron diferencias significativas por muestreo con un valor  $P = 0.0027$ .

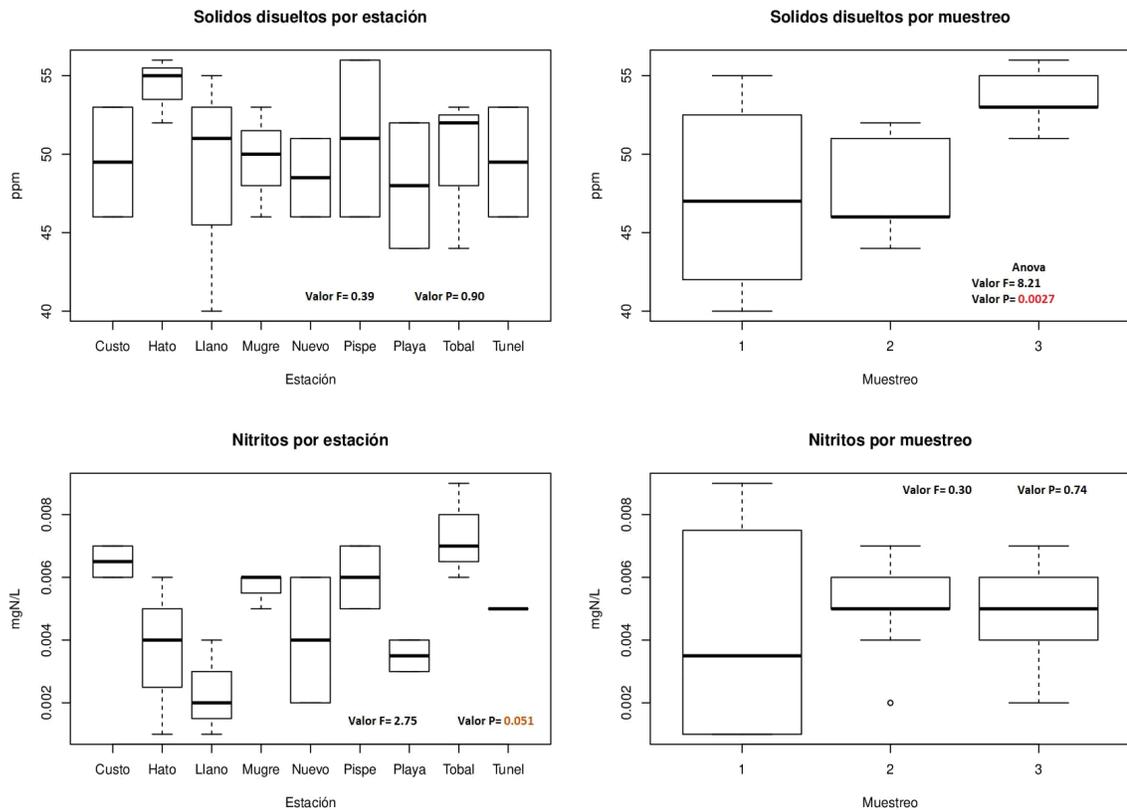


Figura 3.12: Sólidos totales disueltos y nitritos del agua por estación y muestreo en el lago de Tota.

### 3.2.7. Fósforo total

La erosión de la roca de la cuenca de drenaje, la precipitación, la deposición de material particulado, la descomposición de material alóctono y la descarga de aguas residuales, aportan cantidades considerables de fósforo a los sistemas acuáticos (Aranguren-Riaño et al., 2018). La concentración de fósforo total durante los

muestreos, estuvo entre 0.01 y 0.07 mg/l, ver figura 3.13, se consideran concentraciones muy bajas, sin embargo también analizamos el fósforo bioacumulado en la planta, que podría explicar las bajas concentraciones en el agua. Los máximos valores los presentan las estaciones Llano de Alarcón (que es un sector agrícola con evidente enriquecimiento de nutrientes) y La Custodia (que se encuentra cerca de la zona de descarga de aguas residuales de Aquitania). Los valores más bajos se presentaron en Punto Nuevo, El Túnel y Playa Blanca, sectores con poca actividad agrícola y hotelera a orillas del lago. A nivel temporal, el muestreo 2 presentó los valores más altos y estadísticamente se observan diferencias significativas a través de un ANOVA ( $P = 0.0003$ ) con un 95 % de confianza.

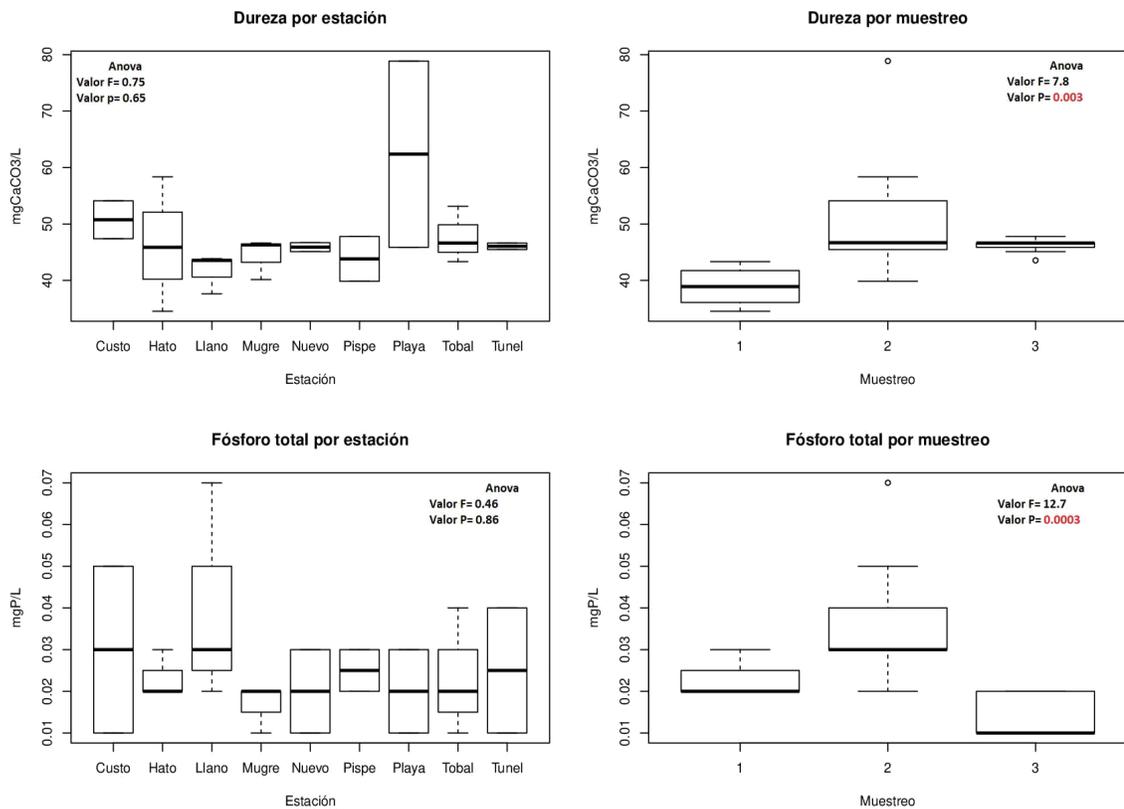


Figura 3.13: Dureza y fósforo total del agua por estación y épocas de muestreo en el Lago de Tota.

### 3.2.8. Dureza total

La dureza del agua se define como la concentración de todos los cationes metálicos no alcalinos (iones de bario y magnesio en forma de carbonatos o bicarbonatos) y se expresa en equivalentes de carbonato de calcio. En el Lago de Tota los valores oscilaron entre 39.8 y 78.8 mg de  $\text{CaCO}_3$ , clasificándose en aguas de concentración de sales medias a duras. Los máximos valores se presentaron en La Custodia y Playa Blanca (particularmente en el muestreo 2, que tuvo las máximas precipitaciones y ascenso en los niveles), teniendo en cuenta, que los cambios en esta variable son producto de la disolución y lavado de los minerales del suelo, figura 3.13. Identificamos diferencias estadísticamente significativas por muestreo, a través de la ANOVA ( $P=0.0003$ ).

### 3.2.9. Alcalinidad

La alcalinidad del agua se puede definir como una medida de su capacidad para neutralizar ácidos, la cual se expresa como la cantidad de bicarbonatos y carbonatos presentes en el agua. Esta propiedad se debe principalmente a la presencia de ciertas sales de ácidos débiles, aunque también puede contribuir la presencia de bases débiles y fuertes. Una consecuencia de la presencia de un cierto grado de alcalinidad en el agua se refleja en la capacidad de la misma de mantener su pH relativamente estable ante el agregado de un ácido, lo que es conocido como efecto tampón o *buffer* (Roldan Pérez y CAR, 2012). En los análisis de las épocas consideradas en el Lago de Tota no encontramos diferencias significativas entre estaciones, pero si entre muestreos, con un  $P=0.000$ , siendo mayores los valores en el muestreo 2 y más bajos en el muestreo 1.

### 3.2.10. Fósforo y nitrógeno en *Egeria densa*

Gracias a la delimitación de la macrófita *Egeria densa* en el Lago de Tota y al establecer la diferencia de área entre el perímetro del lago (56,04 km) y el polígono del límite interno de la macrófita basados en los puntos georreferenciados (49,41 km), encontramos que el área ocupada por las plantas acuáticas sumergidas (en su mayoría *Egeria densa*) es 6,63 km aproximadamente, como muestra la figura 2.1. En

la figura 3.14, este es el área que se utiliza para interpolar las variables y mostrar su comportamiento espacial.

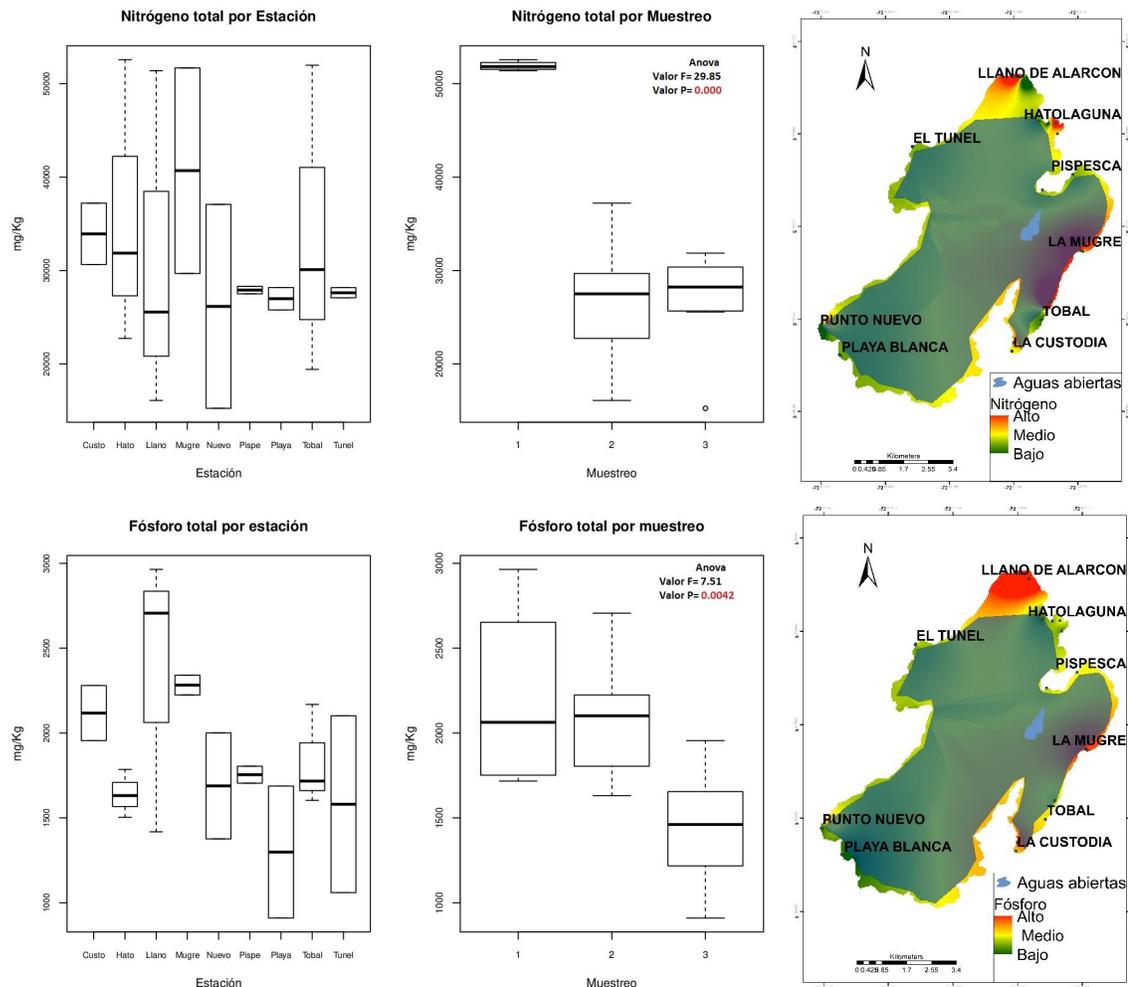


Figura 3.14: Fósforo total y nitrógeno total de la macrófita por estación y época de muestreo en el lago de Tota.

Los valores de fósforo total y nitrógeno total, en la macrófita *Egeria densa* los analizamos por muestreo y por estación, encontrando para el nitrógeno altas concentraciones (entre 15.249 y 52.571 mg/Kg, con máximos valores en Hatolaguna, Llano de Alarcón, La Mugre y El Tobal y valores menores y dentro de un rango más estable en Punto Nuevo, Playa Blanca, Pispesca, El Túnel y La Custodia. El muestreo 1 presenta los valores más altos y el muestreo 2 los menores, como se muestra en la

figura 3.14.

El fósforo tiene valores entre 909 y 2.964 mg/Kg, con máximos en Llano de Alarcón y La Mugre, y los más bajos en Playa Blanca, El Túnel y Punto Nuevo. El comportamiento espacial de las variables interpoladas se puede observar en la figura 3.14. La concentración en el Lago de Tota es de 1.854 mg/kg, para el nitrógeno es de 31.823 mg/kg, lo que podría concluir altas concentraciones de nutrientes.

Respecto a los muestreos, el primero tiene valores muy superiores de nitrógeno y más bajos en el 3. Igualmente, a través de ANOVA identificamos diferencias estadísticamente significativas por muestreo tanto en fósforo ( $P=0.004$ ) como en nitrógeno ( $P=0.000$ ), con un 95% de confianza.

### 3.3. Relación entre las variables físico-químicas y la abundancia de macroinvertebrados

Para relacionar el comportamiento temporal de las variables físico químicas y bióticas con los datos hidrológicos, construimos la figura 3.15, donde el muestreo 1 (octubre de 2016) registra niveles y precipitaciones un poco menores con respecto al muestreo 2. Hay que tener en cuenta que para esta época se acababa de salir de una larga temporada de ENSO (fenómeno del niño oscilación del sur), (desde finales de 2014 hasta mediados de 2016), según el índice oceánico del niño (ONI) y la estimación que hace la administración nacional oceánica y atmosférica (NOAA) [http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ONI\\_v5.php](http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php). Sin embargo, no se puede afirmar que los valores de nivel, precipitación y abundancias estén directamente relacionados con el fenómeno. Las abundancias más bajas se presentaron en el muestreo 2, que corresponde a noviembre de 2017, con los valores de nivel del lago más altos del estudio y con precipitaciones considerables, mientras que el muestreo 3 (marzo de 2018), por el contrario, tiene los niveles y las precipitaciones más bajos de las épocas de muestreo.

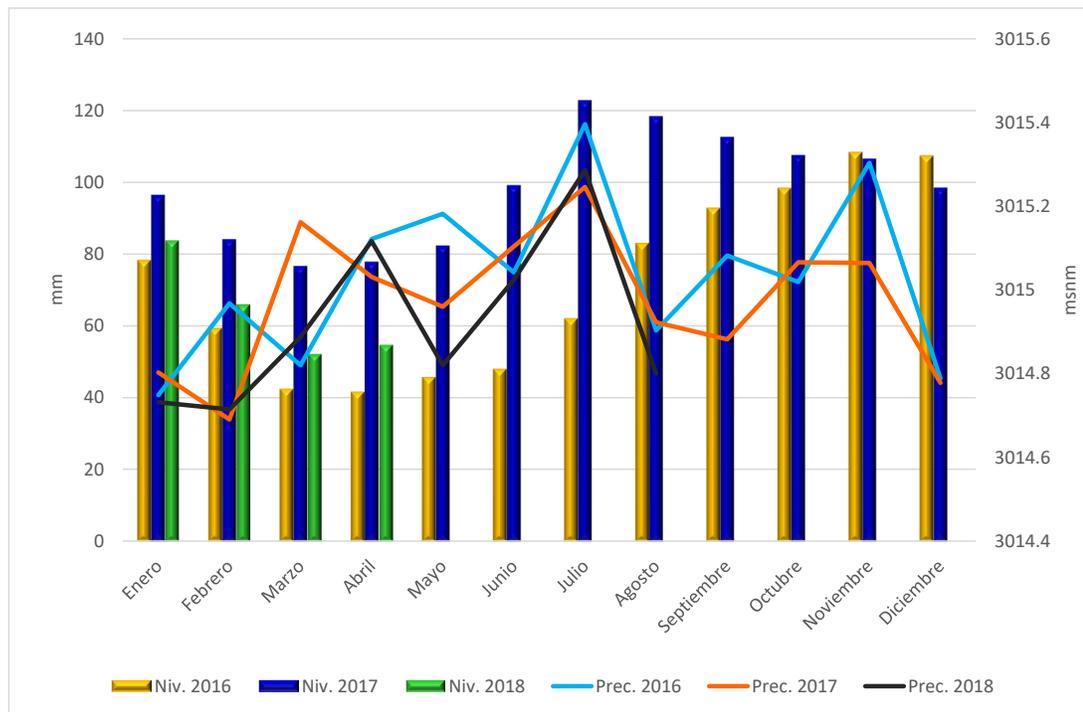


Figura 3.15: Niveles y precipitación de las épocas de muestreo en el lago de Tota (2016-2017 y 2018). Precipitación Estación Aquitania IDEAM. Datos proporcionados: IDEAM y CORPOBOYACA.

### Análisis estadístico de la relación biótica y ambiental

Para evaluar la relación lineal de las variables continuas (físicas y químicas), realizamos una matriz de correlaciones de las variables medidas, encontrando que hay correlaciones bajas. Sin embargo, la conductividad eléctrica presenta fuerte correlación con el oxígeno disuelto y con los sólidos disueltos totales, igualmente entre el fósforo total del agua y el fósforo de la macrófita y entre la conductividad eléctrica y TDS, las correlaciones fuertes están por encima de 0,6 como se ve en la figura 3.16.

Para identificar cómo las variables ambientales determinan el comportamiento de las abundancias realizamos un análisis de redundancia sin tendencia (RDA) y encontramos que el porcentaje de varianza explicada de las abundancias por las variables ambientales corresponde al 55%, lo que sugiere que la correlación entre variables es importante. Los primeros dos ejes explican el 51% de la contribución de

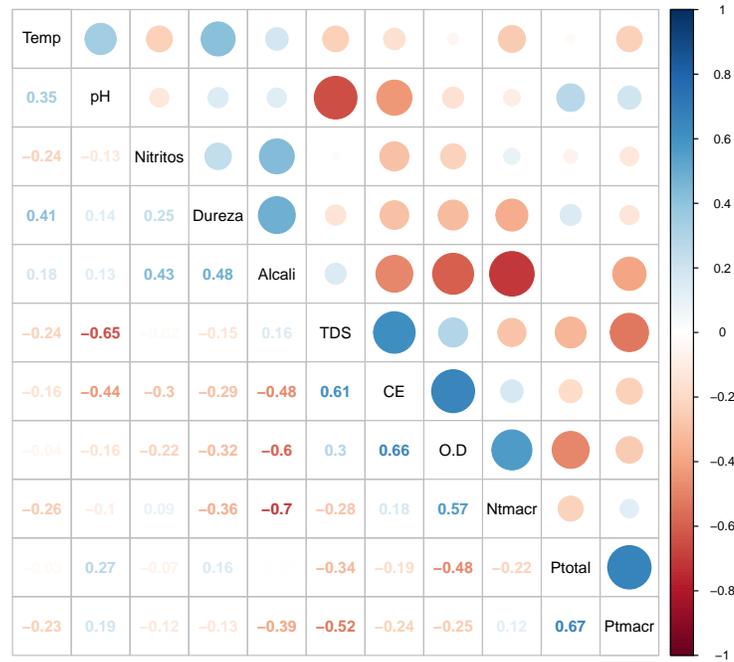


Figura 3.16: Correlaciones de las variables físico-químicas medidas en el litoral del Lago de Tota

las variables ambientales al comportamiento de las especies con 29 % de explicación para el primer eje y 22 % para el segundo aproximadamente ( ver anexo A.2).

Tabla 3.2: ANOVA del modelo de análisis de correspondencia canónica, general, de sus dos primeros ejes y de las variables ambientales, con significancia al 95 %(\*), 90 %(.).

Categoría	Varianza	Razón F	Valor P	
<b>Modelo general</b>	10	8.29	1.35	0.027*
Residual	11	6.70		
<b>RDA1</b>	1	2.40	3.94	0.04*
<b>RDA2</b>	1	1.87	4.57	0.20
Residual	11	6.70		
<b>Temperatura</b>	1	1.38	2.27	0.005*
<b>PT macro</b>	1	0.96	1.57	0.07.
Residual	11	6.70		

Para probar la significancia del modelo, hicimos un ANOVA, obteniendo un valor  $P = 0.027$  y comprobando que existe una relación significativa con un 95 % de confianza (ver la tabla 3.2). La significancia por ejes nos muestra que el RDA1 con un valor  $P = 0,04$  es significativo y explica mejor el comportamiento de las variables con un nivel de confianza del 95 %. Por su parte las variables que más aportan a la explicación de las abundancias son: la temperatura con 95 % de confianza y fósforo de la macrófita con un 90 % de confianza, lo cual comprobamos con análisis de ANOVA por términos (ver tabla 3.2).

En el *triplot* del RDA (ver figura 3.17) observamos que el primer eje (0,22) mostró en su área positiva relación con los TDS y con el género *Nais*, indicador de contaminación, así mismo se asocia el muestreo 2 y 3 de Hatolaguna, el muestreo 1 de La Mugre, 2 del Tobal y 3 de Llano de Alarcón. Así mismo, en la parte negativa inferior se asocian las variables ambientales: conductividad eléctrica (CE), Nitritos, oxígeno disuelto (O.D) y nitrógeno de la macrófita (Ntmacr) con los géneros *Neosigara*, *Hyalella*, *Girardia*, presentes en aguas con gran cantidad de materia orgánica, al igual que los dos géneros de gasterópodos, *planorbis* y *Physella* (Pinilla, 1998; Roldan Pérez y CAR, 2012) y *Coryphaeschna* como un posible predador de estas zonas (Gómez et al., 2016). Esta asociación se observa en el muestreo 1 y 3 del Tobal, 2 y 3 de La mugre, 2 y 3 de La custodia y el 1 y 3 del Tobal. Estas estaciones particularmente son las más cercanas al municipio de Aquitania y que en su mayoría corresponden a Lago Chico. La parte inferior del *triplot*, se asocia en su mayoría a los muestreos 1 y 3, a organismos tolerantes de altas cargas orgánicas e igualmente a variables físico-químicas que determinan condiciones de enriquecimiento de nutrientes o factores limitantes como el oxígeno.

En la parte positiva del eje vertical, se asocian todos los muestreos de Playa blanca, Pispesca y Punto Nuevo. Las variables ambientales temperatura y pH son variables que explican las abundancias de los dípteros: *Dicotendipes* y *Ablabesmyia*, organismos tolerantes de altas cargas orgánicas. Así mismo, el género *Oxyetira*, y *Ochrotrichia*, de la familia Hydroptilidae, indicadores de tolerancias bajas a la contaminación y de condiciones de buena calidad del agua, también *Helobdella*, tolerante a altos contenidos de materia orgánica en descomposición y ambientes degradados (Alba-Hincapié et al., 2016). Esta asociación se presenta en el sector sur occidental,

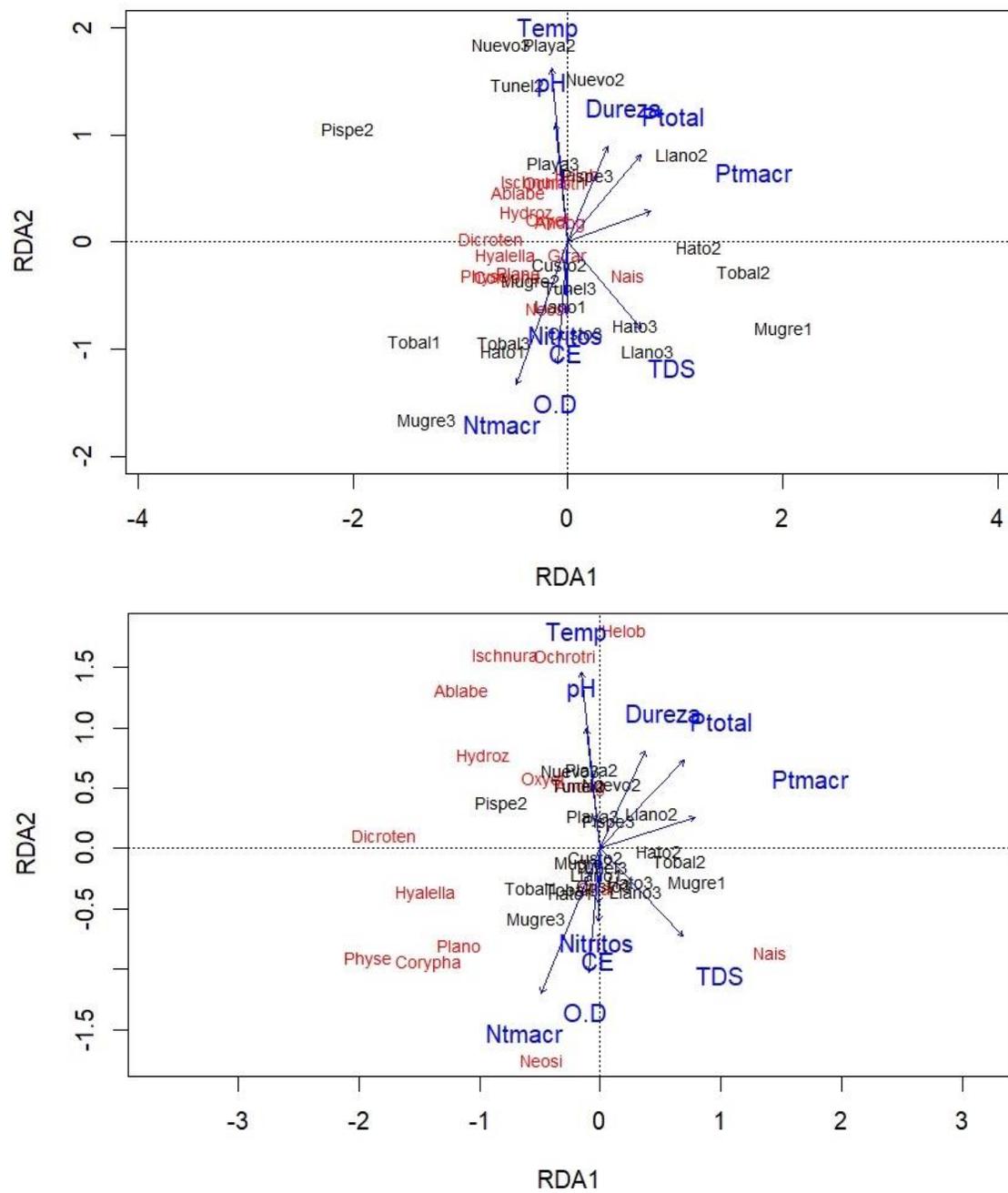


Figura 3.17: Triplot del análisis de redundancia (RDA) de las variables ambientales, las abundancias, las estaciones y los muestreos en la zona litoral del lago de Tota. (Superior: Detalle de estaciones, Inferior: Detalle Especies. RDA1: 29 % RDA2: 22 %)

que corresponde al sector Lago Grande. La parte inferior del triplot asocia en su mayoría a los muestreos 1 y 3. Por su parte, la dureza, el fósforo total del agua y de la macrófita, tienden a asociarse con el segundo muestreo de Llano de Alarcón.

Estas observaciones sugieren que la agrupación tiende a aglomerar más momentos que estaciones, por lo cual concluimos que la temporalidad genera contrastes en los resultados, a pesar de que se observaron sectores con características particulares.

### 3.4. Relación predador-presa de *Ischnura sp.* y *Hya-* *lella sp.*

Para representar la dinámica trófica general de las comunidades de macroinvertebrados en el Lago consideramos la modelación del predador *Ischnura sp* y la presa *Hyaella sp*, presentes en las estaciones de muestreo El Tobal y Llano de Alarcón, para un muestreo mensual del primer semestre de 2004 y los muestreos de 2016, 2017 y 2018.

Para disminuir el error de este tipo de análisis numérico de Runge Kutta, escogimos un ancho de paso  $dt = 0.01$  día. Por lo tanto, para el análisis mensual hay que calcular  $100 \times 30 = 3000$  pasos. Para obtener los resultados del modelo, primero determinamos los parámetros más importantes, que en el código para la estación El Tobal en el 2004 y en 2016-2018 son:

```
# parametros lotka-volterra
r = 30.0 / (6 * 30) # tasa mensual de crecimiento de presas.
d = 3.0 / (1 * 30) # tasa mensual de muerte de predadores.
a = 1 / (90 * 30) # eficiencia predatora: encuentros en
                  # los que muere una presa.
b = 6 / 100      # eficiencia de conversión de una presa
                  # comida en predador nuevo.
```

Y se representan gráficamente en la figura 3.18 y 3.19.

Para escoger la tasa de crecimiento de presas  $r$ , tuvimos en cuenta que para la *Hyaella azteca*, las hembras tienen un promedio de 15 crías durante un período de cinco meses (Fasulo, 2001), sin embargo por la ausencia de estacionalidad de

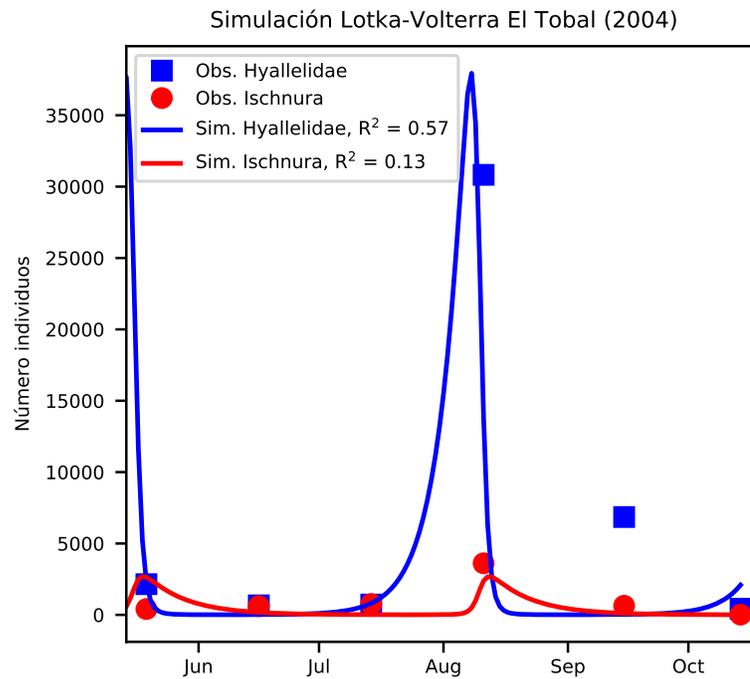


Figura 3.18: Simulación de la relación predador presa de *Ischnura hastata* y *Hyallella paramoensis* en la estación el Tobal en el 2004

zonas tropicales, la disponibilidad permanente de alimento y refugio inferimos que nuestra tasa de crecimiento es mayor, donde la población de presas crece a una tasa en la que se multiplica 30 veces cada 6 meses. Por su parte  $d$ , la tasa mensual de muerte de predadores, en los odonatos a los cuales pertenece el género *Ischnura*, encontramos que, según (Jakob y Suhling, 1999), tienen una tasa de mortalidad de 0.5 en un periodo de 2 meses y medio. En nuestro modelo, vamos a incrementar un poco más esta tasa, en la que pierden 3 partes cada mes, debido a la diferencia de abundancias con las presas, pues hay épocas consideradas de abundancias muy bajas de predadores, lo que supone una tasa de mortalidad alta. Estos dos parámetros ( $r$  y  $d$ ) son intrínsecos a la fisiología de los organismos y en teoría no deben cambiar entre estaciones o años.

Los parámetros  $a$  y  $b$  están más relacionados con el entorno alrededor de los individuos. Esto se ve representado en el parámetro  $a$  que responde la pregunta ¿Qué tan fácil es que un predador consuma una presa?, y se muestra como una fracción

$1/(90 * 30)$ , lo que nos dice que, sólo en 1 de cada 90 encuentros en un mes, el predador sale triunfador y se come la presa. En el caso de los macroinvertebrados acuáticos asociados a plantas acuáticas, a pesar de que los Odonatos son buenos cazadores, el refugio que brinda la vegetación hace difícil el éxito de caza por eso la eficiencia predatora la consideramos tan baja. Hay otras características de El Tobal que pueden incidir, como la corriente que entra del tributario del mismo nombre y la variación de temperatura, que probablemente no permiten una predación más efectiva.

El parámetro  $b$ , nos dice el porcentaje de las presas consumidas por los predadores que puede resultar finalmente en el nacimiento de un predador nuevo. Para el Tobal la fracción asumida es  $6/100$ , es decir que de cada 100 presas comidas, nacen 6 nuevos predadores.

Las condiciones iniciales también son las mismas para los dos periodos de el Tobal y se ven así en el código:

```
# condiciones iniciales
t0 = 0.0
n0 = 80
p0 = 50
```

El tiempo inicial siempre es cero.  $n_0$  y  $p_0$  son las condiciones iniciales de las poblaciones de presa y predador respectivamente y son un estimativo de cuántos individuos había al inicio de la simulación. En este caso, se han escogido de tal forma, que empalme con los datos de las abundancias que ya tenemos cuando la solución avanza. Es decir, que si los datos al comienzo muestran a las presas creciendo, es porque venían de un número mayor como 80, mientras que si los predadores estaban disminuyendo, es porque venían de un número menor como 50. Generalmente, se escogen valores promedio como condiciones iniciales, pero como este es un sistema tan dinámico, es mejor tratar de escoger esos valores, según el comportamiento de los datos.

El último parámetro es el ajuste a la fecha de inicio. Para esto, ajustamos las fechas de inicio de la simulación para que coincidieran con los datos, ya que lo que nos interesa es que se pueda representar la dinámica de las poblaciones. Este valor si

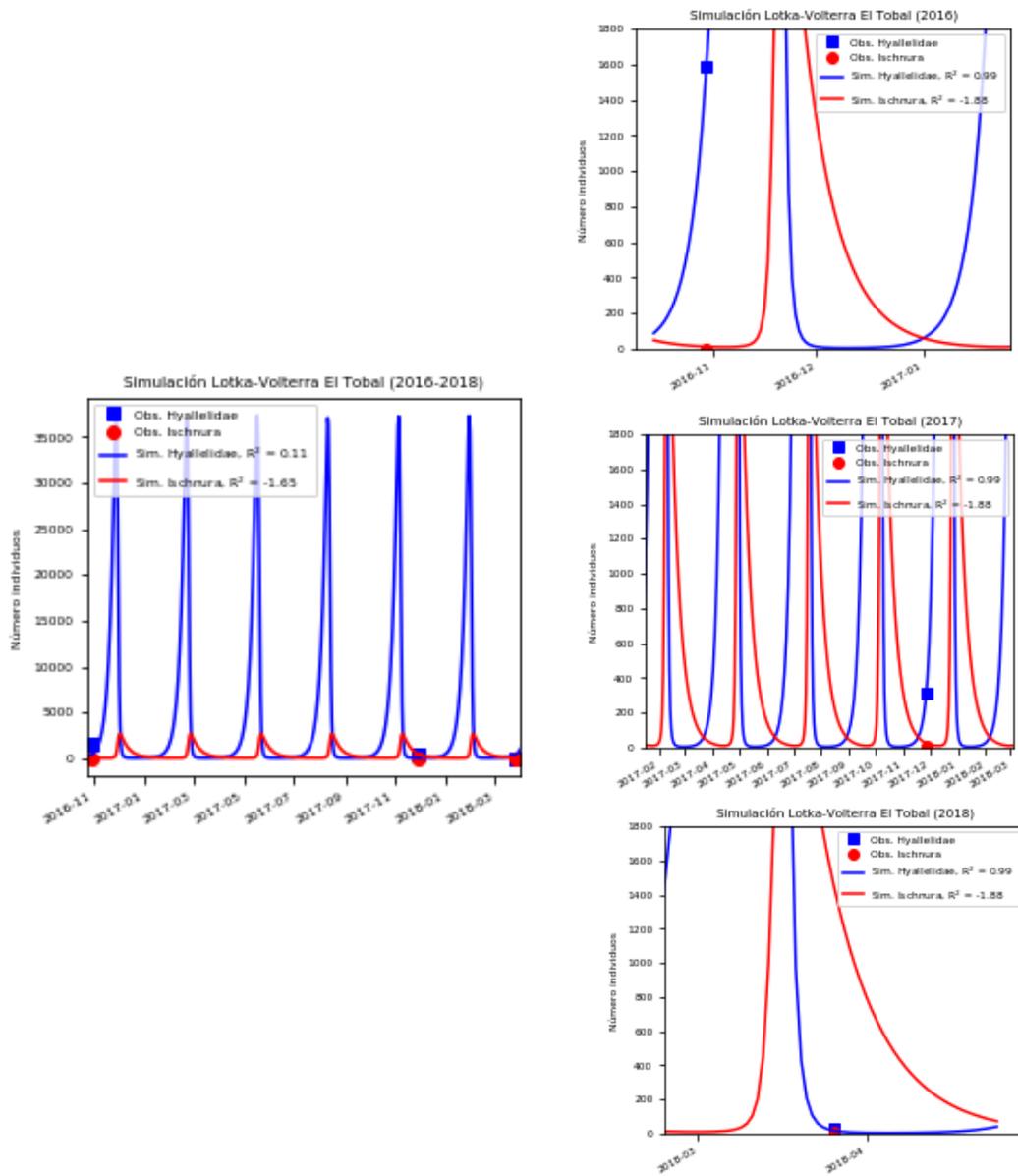


Figura 3.19: Simulación de la relación predador presa de *Ischnura sp* y *Hyalella sp* en la estación el Tobal en el 2013, 2016-2018

varía entre épocas, teniendo en cuenta que estamos considerando tiempos mensuales. El parámetro que hace este ajuste está en unidades de días y es:

```

Parametros de tiempo para simulación
off = 10 # Tobal

```

Esto significa que, con los datos de 2004 y de 2016 a 2018 corrimos 10 días hacia atrás para ajustar las gráficas.

Como podemos observar en la figura 3.18, el  $R^2$  es otro valor que nos entrega el modelo, con el fin de ver que tanto se ajustan los datos medidos con los simulados para la presa, mostrando buenos ajustes. Mientras que en la figura 3.19 no se presentan muy buenos ajustes, especialmente en los predadores, tal vez por las bajas abundancias y la distancia de los datos. Para garantizar que las mismas condiciones de la dinámica poblacional se mantuvieran en el tiempo, usamos los mismos parámetros y condiciones iniciales para simular los datos medidos con 12 años de diferencia.

Para la estación Llano de Alarcón, tanto en 2004 como en 2013 y 2016-2018, las condiciones iniciales del modelo las definimos como:

```

# parametros lotka-volterra
r = 30.0 / (6 * 30) # tasa mensual de crecimiento de presas
d = 3 / (1 * 30)   # tasa mensual de muerte de predadores
a = 1 / (30 * 30)  # eficiencia predadora: encuentros en
                   # los que muere la presa.
b = 6 / 100        # eficiencia para convertir presa consumida
                   # en predador nuevo.

```

Podemos observar que las tasas de crecimiento de la presa ( $r$ ) y la mortalidad de predadores ( $d$ ), se mantienen con respecto a la estación El Tobal. Sin embargo, la tasa de eficiencia  $a$ , aumenta, tal vez por las condiciones de Llano de Alarcón que facilitan los encuentros. Recordamos que la diversidad y riqueza de especies fue mayor en esta estación respecto a El Tobal, estas características por lo tanto pueden afectar la relación predador- presa de el litoral de Tota. El parámetro,  $b$ , se mantiene igual en todos los periodos considerados. Respecto a las condiciones iniciales:

```

# condiciones iniciales
t0 = 0.0
n0 = 40

```

$p_0 = 10$

Se mantienen las mismas condiciones iniciales en los periodos 2013 y 2016 a 2018, que en general son muy pequeñas y muestran que van incrementandose las presas y disminuyendo los predadores como vemos en la figura 3.20.

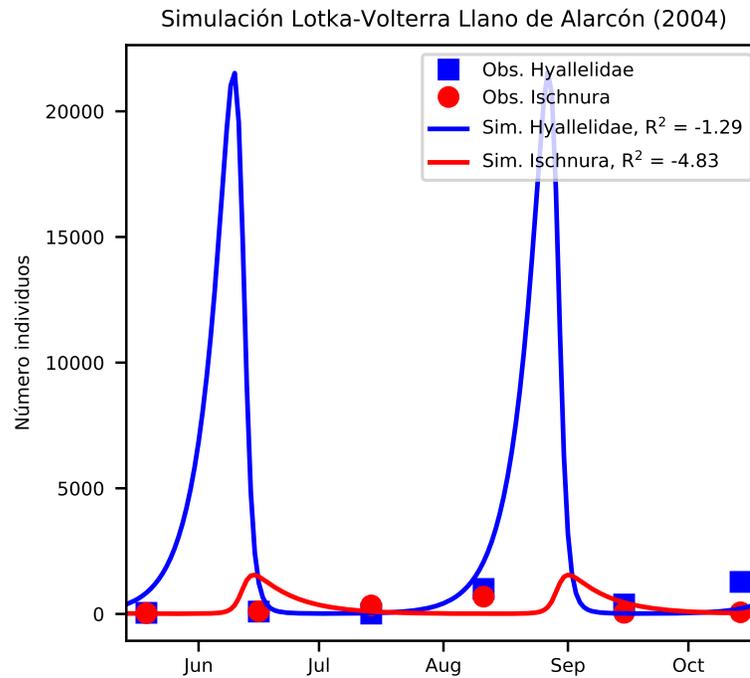


Figura 3.20: Simulación de la relación predador presa de *Ischnura sp* y *Hyalella sp* en la estación Llano de Alarcón en el 2004

Los parámetros de tiempo para ajustar las gráficas fueron:

```
# parametros de tiempo para simulación
off = 35 # Llano de Alarcón 2004.
off = 46 # Llano de Alarcón 2013, 2016-2018.
```

Donde se asumieron 35 días hacia atrás en 2004 y 46 días para 2013, 2016-2018.

Respecto a los coeficientes de correlación  $R^2$  para 2004 son bajos pues lo que queríamos era mostrar como hacia el mes de septiembre al igual que en el Tobal se da el pico más alto de abundancia de presas y como en seguida, aumentan los

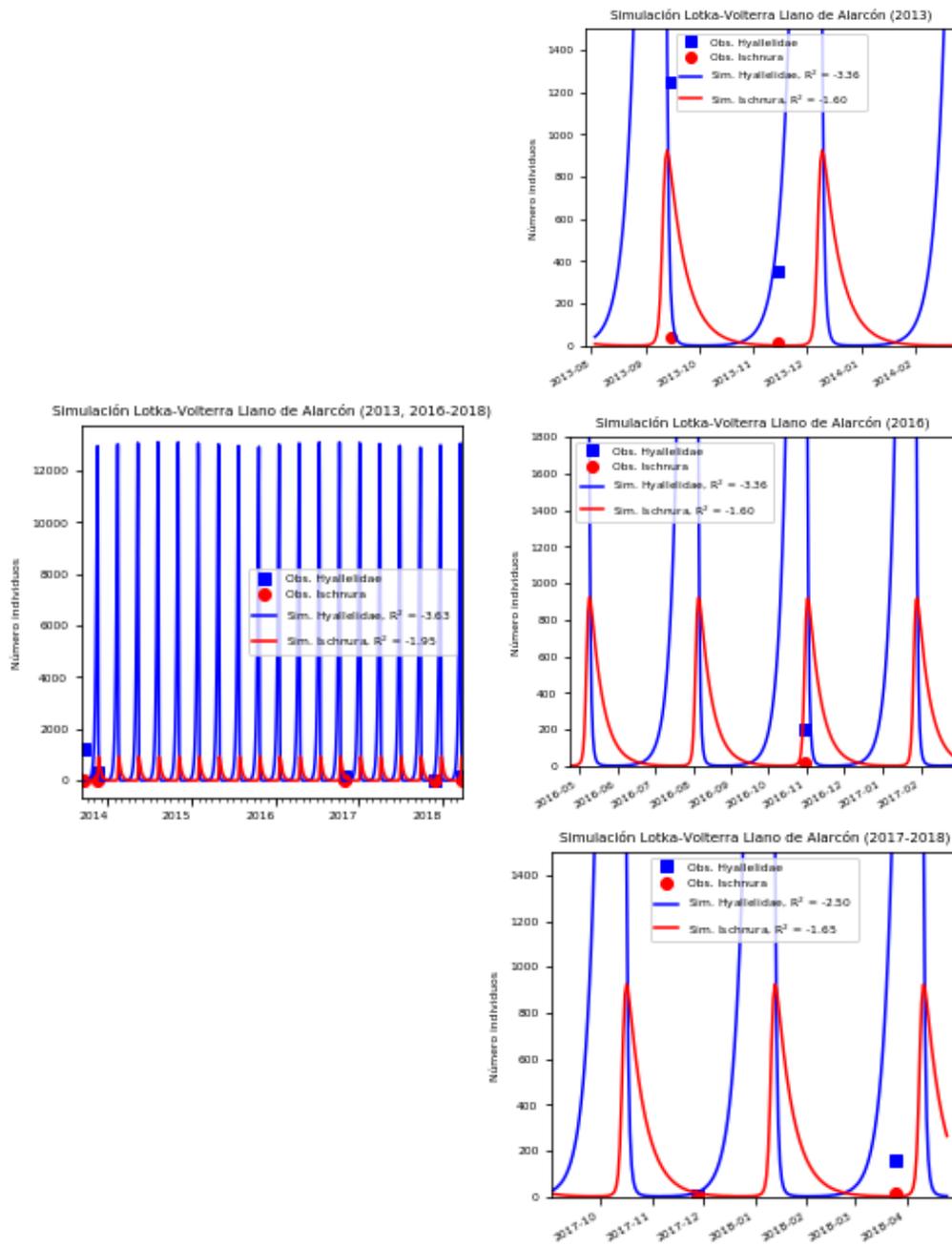


Figura 3.21: Simulación de la relación predador presa de *Ischnura* sp y *Hyalella* sp en la estación Llano de Alarcón en 2013, 2016-2018

predores, esto respecto a las dinámicas de las especies y al modelo Lotka Volterra. Sin embargo, hay puntos que quedan por fuera ya que la reproducción de estas especies es continua y pueden presentarse varias dinámicas al mismo tiempo. Como vemos en la figura 3.21 los coeficientes son negativos, pues las abundancias son muy bajas y no muestran una dinámica marcada que pueda ser fielmente representada por los datos simulados.

A pesar de la gran diferencia de tiempo y continuidad en los datos, rescatamos el poder relacionar el comportamiento de las abundancias con las dinámicas poblacionales de estas especies. Igualmente, en las figuras vemos el cambio de escala pues El Tobar tiene abundancias mucho más grandes que evidenciamos en los muestreos de nuestro trabajo. es importante identificar la dinámica de mortalidad y crecimiento de las poblaciones, para hablar efectivamente de los macroinvertebrados como indicadores de calidad en una época determinada.

---

## Capítulo 4

# Conclusiones y recomendaciones

De acuerdo con las abundancias de macroinvertebrados acuáticos, la composición física y química, los índices biológicos de calidad del agua y el análisis multivariado de redundancia sin tendencia (RDA), podemos corroborar que el lago de Tota se encuentra en un acelerado proceso de eutrofización que afecta la composición de la biota en el litoral. Por estas razones y en consonancia con investigaciones previas que alertan del deterioro de la calidad del Lago de Tota, consideramos que el litoral se encuentra en una condición meso-eutrófica.

El taxón *Hyalella paramoensis*, con una abundancia del 30 % y los dípteros del género *Dicrotendipes*, con una abundancia del 27 %, son géneros indicadores de alta carga orgánica y están presentes en todas las estaciones y para todos los muestreos, lo que nos da un primer indicio de la salud del ecosistema. Recomendamos usar principalmente a *Hyalella paramoensis* en estudios ecotoxicológicos y poblacionales futuros, teniendo en cuenta que los cambios en sus abundancias pueden reflejar alteraciones en el Lago de Tota, teniendo en cuenta su ciclo de vida y relaciones tróficas.

Determinamos que hay zonas críticas como: El Tobal, La Mugre, Llano de Alarcón, La Custodia y Hatolaguna en el sector Lago chico, que requieren atención por su evidente problema de contaminación, pero igualmente se deben proteger las zonas que dan indicios de mejora en la calidad. Para esto, hay que tener en cuenta la influencia de los tributarios y la topografía de zonas como El Túnel, Playa Blanca y Punto Nuevo que cuentan con fuertes pendientes, donde no hay amplia presencia

de cultivos y asentamientos humanos, lo cual indica que las zonas de protección son claves en los ecosistemas.

La interpolación mediante el método IDW es una herramienta clave que registra y hace seguimiento espacial al análisis de índices biológicos y de concentración de nutrientes y muestra la tendencia de concentraciones y cambios en el litoral del lago de Tota.

El índice BMWP nos confirma la baja calidad del agua en todo el litoral del Lago de Tota, registrando como valores máximos de calidad los correspondientes a aguas moderadamente contaminadas.

El enriquecimiento de nutrientes, producto de la presión antrópica, junto con la transparencia del agua (aproximadamente 7m), facilita el desarrollo de las plantas acuáticas sumergidas y se refleja en la composición de la comunidad biótica asociada.

Las diferencias estadísticamente significativas encontradas en el comportamiento de la mayoría de las variables físico-químicas entre muestreos demuestra que es importante el contraste entre épocas del año, determinadas en su mayoría por la precipitación, la escorrentía y el nivel del Lago. Por lo tanto, el seguimiento y el monitoreo continuo del sistema será determinante en futuras investigaciones.

El análisis de redundancia (RDA) es una herramienta estadística concluyente y presenta de una manera concreta la relación de las variables ambientales y biológicas, reduciendo la dimensión del análisis e integrando las conclusiones a las que se llega de manera independiente. Por lo tanto la implementación de este análisis en ecosistemas acuáticos puede acercarse de manera eficiente al comportamiento real del ecosistema y en nuestro caso a entender la ecología del litoral del lago de Tota.

Se recomienda en futuras investigaciones en sistemas acuáticos aplicar índices como el ICE y realizar análisis como el RDA o el ACC (Análisis de correspondencia canónica) según corresponda, para integrar el comportamiento de las variables ambientales a las abundancias de los organismos y tener herramientas numéricamente robustas que respalden las investigaciones.

La identificación de organismos clave a través de óptimos y tolerancias nos muestra la importancia de los géneros (*Girardia*, *Oxyethira* y *Ablabesmyia*) que, sin ser precisamente bioindicadores de mejor calidad pero por estar presentes sólo en algunas épocas o estaciones y por tener una expresión de abundancia considerable

con relación a las variables ambientales, pueden utilizarse para hacer seguimiento al sistema.

El análisis de óptimos y tolerancias nos da una medida cuantitativa confiable que no se limita a calidad del agua sino que evalúa el estado ecológico del sistema y además nos permite hacer seguimiento a través de bioindicadores que no están determinados por presencia o ausencia como en el caso del BMWP sino por sus abundancias y rango de tolerancia a las condiciones ambientales presentes.

Los resultados de la simulación del modelo Lotka Volterra nos muestran que podemos acercarnos a la dinámica de las comunidades acuáticas, aún a pesar de ser una primera aproximación a la dinámica trófica del Lago basada en escasas mediciones de abundancias reales.

Un modelo dinámico como el que planteamos con las ecuaciones Lotka- Volterra facilita la comprensión de los comportamientos en el tiempo de dos especies representativas de la zona litoral del Lago de Tota.

La simulación y la estabilidad de la relación predador-presa en el tiempo, eventualmente nos llevaría a establecer más claramente la vulnerabilidad de las especies a la contaminación a la que está sometido el Lago de Tota, ya que por desconocer este comportamiento y no incluir variables poblacionales, asociamos directamente abundancias con bioindicación de condiciones ambientales que no siempre tienen relación directa.

Esperamos que el modelo predador- presa pueda perfeccionarse y se le añadan variables como capacidad de carga, temperatura, entre otras, para acercarnos a la realidad de los ecosistemas y como interactúan sus integrantes.

Sería interesante modelar las relaciones tróficas de los géneros que determinamos como clave en este estudio *Girardia*, *Oxyethira* y *Ablabesmyia*, considerando modelos dinámicos de interacción que deben apoyarse en muestreos continuos para garantizar una buena calibración y lograr la percepción de las dinámicas tróficas para proyectar futuros comportamientos dentro del Lago.

Recomendamos a las entidades ambientales, gubernamentales y académicas del departamento de Boyacá, el monitoreo continuo del Lago de Tota y de sus comunidades bióticas y facilitar el acceso a la información para la ejecución de futuras modelaciones.

---

Apéndice A

Anexos

Tabla A.1: Tabla de puntajes BMWP/col. (Alvarez-Arango, 2005)

Puntaje	Familia
10	Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blephariceridae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Griptopterygidae, Lampyridae, Odontoceridae, Perlidae, Polymitarceyidae, Polythoridae, Psephenidae .
9	Coryphoridae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gomphidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Limnephilidae, Oligoneuriidae, Philopotamidae, Platystictidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae .
8	Atyidae, Calamoceratidae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydraenidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Naucoridae, Palaemonidae, Pseudohelopusidae, Trichodactylidae, Saldidae, Sialidae, Sphaeriidae .
7	Ancyliidae, Baetidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Crambidae, Dicteriadidae, Dixidae, Elmidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydrobiidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Lestidae, Ochteridae, Pyralidae .
6	Aeshnidae, Ampullariidae, Caenidae, Corydalidae, Dryopidae, Dugesiidae, Hyriidae, Hydrochidae, Limnichidae, Lutrochidae, Lymnaeidae, Megapodagrionidae, Mycetopodidae, Pleidae, Staphylinidae.
5	Ceratopogonidae, Corixidae, Gelastocoridae, Gyrinidae, Libellulidae, Mesoveliidae, Nepidae, Notonectidae, Planorbidae, Simuliidae, Tabanidae, Thiaridae .
4	Belostomatidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Ephydriidae, Glossiphoniidae, Haliplidae, Hydridae, Muscidae Scirtidae, Empididae, Dolichopodidae, Hydrometridae, Noteridae, Sciomyzidae .
3	Chaoboridae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Stratiomyidae, Tipulidae.
2	Chironomidae (cuando no es la familia dominante), Isotomidae, Culicidae, Psychodidae, Syrphidae .
1	Haplotaxida, Tubificidae .

Tabla A.2: Resultado del análisis de ANOVA de las variables ambientales, con significancia al 95 %(\*).

Variable	Valor P (estación)	Valor P (muestreo)
Temperatura	0.027*	0.76
Oxígeno disuelto	0.83	0.008*
pH	0.18	0.1
Conductividad	0.49	0.53
TDS	0.9	0.002*
Nitritos	0.005*	0.74
Dureza total	0.65	0.003*
Fósforo total	0.5	0.000*
Nitrógeno total macrófita	0.2	0.000*
Fósforo total macrófita	0.4	0.004*

NAME	RDA1	
Estación	Score	Puntuación
Hato1	-0.55	6.68485
Llano1	0.20	5.0176
Tobal1	1.46	2.21662
Mugre1	-0.40	6.3514
Pispe2	-0.38	6.30694
Hato2	1.05	3.12805
Llano2	-0.90	7.4629
Tunel2	1.02	3.19474
Nuevo2	0.96	3.32812
Playa2	-0.18	5.86234
Custo2	-1.40	8.5744
Tobal2	2.28	0.39376
Mugre2	0.30	4.7953
Pispe3	-0.15	5.79565
Hato3	-0.10	5.6845
Llano3	0.37	4.63969
Tunel3	1.07	3.08359
Nuevo3	-0.08	5.64004
Playa3	0.09	5.26213
Custo3	-1.52	8.84116
Mugre3	-1.38	8.52994
Tobal3	-1.85	9.57475
MAXIMO	2.28	1
MINIMO	-1.85	10

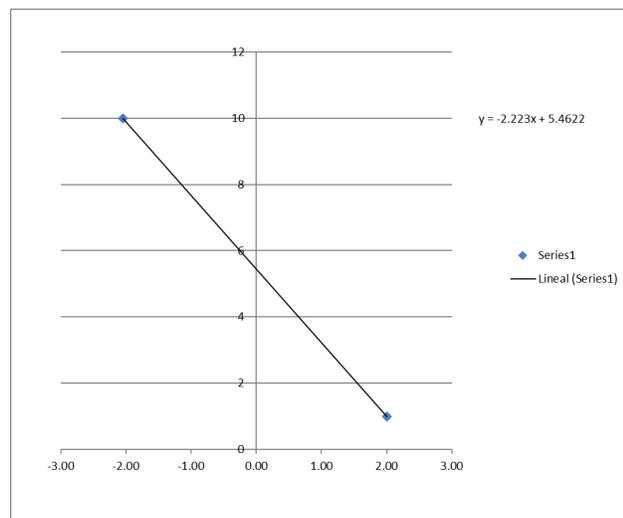


Figura A.1: Puntajes del primer eje de correspondencia canónica de las estaciones de muestreo y reescalamiento a través de regresión lineal para hallar límites y tolerancias de los taxones de macroinvertebrados.

```

Partitioning of correlations:
      Inertia Proportion
Total      15.00    1.0000
Constrained  8.29    0.5527
Unconstrained 6.71    0.4473

.

Accumulated constrained eigenvalues
Importance of components:
Eigenvalue          RDA1  RDA2  RDA3  RDA4  RDA5  RDA6  RDA7  RDA8  RDA9
Proportion Explained 0.2906 0.2267 0.1410 0.1138 0.08785 0.06497 0.02891 0.02582 0.01236
Cumulative Proportion 0.2906 0.5173 0.6583 0.7720 0.85989 0.92486 0.95377 0.97959 0.99195
Eigenvalue          RDA10
Proportion Explained 0.066720
Cumulative Proportion 1.000000

Model: rda(formula = spe_fin ~ Temp + pH + CE + TDS + O.D + Nitritos + Dureza + Ptotal + Ptmacr +
Ntmacr, data = env, scale = TRUE)
      Df Variance      F Pr(>F)
RDA1    1  2.4091  3.9496  0.048 *
RDA2    1  1.8797  3.0816  0.277
RDA3    1  1.1687  1.9160  0.893
RDA4    1  0.9432  1.5463  0.988
RDA5    1  0.7283  1.1941  1.000
RDA6    1  0.5386  0.8831  1.000
RDA7    1  0.2396  0.3929  1.000
RDA8    1  0.2141  0.3510  1.000
RDA9    1  0.1025  0.1681  1.000
RDA10   1  0.0667  0.1094  1.000
Residual 11  6.7095
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Model: rda(formula = spe_fin ~ Temp + pH + CE + TDS + O.D + Nitritos + Dureza + Ptotal + Ptmacr +
Ntmacr, data = env, scale = TRUE)
      Df Variance      F Pr(>F)
Temp    1  1.3857  2.2718  0.005 **
pH      1  0.8386  1.3748  0.155
CE      1  0.5514  0.9040  0.592
TDS     1  0.6661  1.0921  0.365
O.D     1  0.9177  1.5045  0.115
Nitritos 1  0.8014  1.3139  0.211
Dureza  1  0.5638  0.9244  0.532
Ptotal  1  0.8932  1.4643  0.111
Ptmacr  1  0.9630  1.5787  0.078 .
Ntmacr  1  0.7096  1.1634  0.284
Residual 11  6.7095
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

Figura A.2: Salidas de código correspondiente al modelo de RDA.



Figura A.3: Fotografías de las estaciones (1) Llanos de Alarcón, (2) Pispesca, (3) Punto Nuevo y (4) El Tobal



Figura A.4: Fotografías de algunos macroinvertebrados asociados a *Egeria densa* en el litoral del lago de tota (1) *Hyaella paramoensis*, (2) *Oxyethira* sp., (3) *Ablabesmyia* sp., (4) *Neosigara* sp., (5) *Ischnura hastata*, (6) *Hydrozetes* sp.



Figura A.5: Fotografías del proceso metodológico en campo y laboratorio: (1) toma de la muestra, (2) peso de la macrófita, (3 y 4) almacenamiento y fijación de la muestra, (5) Medición de parámetros físico-químicos, (6) separación y conteo en laboratorio.

---

# Bibliografía

- Aguirre, N. J. *Hidrobiología Sanitaria. Ude@*. Universidad De Antioquia/Facultad De Ingeniería, 2013. ISBN 9789588790602.
- Alba-Hincapié, Á. M., González-Rey, G., y Longo, M. Macroinvertebrados asociados a macrófitas en la laguna la virginia, páramo sumapaz, colombia. *Biota Colombiana*, 17(2), 2016.
- Alvarado, D. A. Modelo matemático para el transporte de toxinas en una red trófica marina. 2011.
- Alvarez-Arango, L. F. Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Inf. téc., Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2005.
- American Public Health Association, A. et al. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, tomo 21. American public health association Washington, DC, 1995.
- Aranguren-Riaño, N. J. Efecto de variabilidad climática de un ciclo anual sobre el flujo de nutrientes (c, n y p), fuentes y biocaptación en el lago de tota. informe final. convenio 092 de 2015. línea] <http://www.corpoboyaca.gov.co>, 2015.
- Aranguren-Riaño, N. J., Shurin, J. B., Pedroza-Ramos, A., Muñoz-López, C. L., López, R., y Cely, O. Sources of nutrients behind recent eutrophication of lago de tota, a high mountain andean lake. *Aquatic Sciences*, 80(4):39, 2018.
- Barman, B. y Gupta, S. Aquatic insects as bio-indicator of water quality-a study

- on bakuamari stream, chakras hila wildlife sanctuary, assam, north east india. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 3(3):178–186, 2015.
- Bunin, G. Ecological communities with lotka-volterra dynamics. *Physical Review E*, 95(4):042414, 2017.
- Cano Cancela, A. Sistemas de lotka-volterra en dinámica poblacional. 2011.
- Cañón Barriga, J. E. y Valdes, J. Assessing the influence of global climate and anthropogenic activities on the water balance of an andean lake. 2011.
- Carrillo, Y., Guarín, A., y Guillot, G. Biomass distribution, growth and decay of egeria densa in a tropical high-mountain reservoir (neusa, colombia). *Aquatic botany*, 85(1):7–15, 2006.
- Cordero, R. D., Ruiz, J. E., y Vargas, E. F. Determinación espacio-temporal de la concentración de fósforo en el lago de tota. *Revista colombiana de química*, 34(2), 2005.
- Cremona, F., Planas, D., y Lucotte, M. Biomass and composition of macroinvertebrate communities associated with different types of macrophyte architectures and habitats in a large fluvial lake. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 171(2):119–130, 2008.
- Dannemann, T., Boyer, D., y Miramontes, O. Lévy flight movements prevent extinctions and maximize population abundances in fragile lotka–volterra systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(15):3794–3799, 2018.
- de la Lanza-Espino, G. y Pulido, S. H. *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. Plaza y Valdés, 2000.
- Emilson, C. E., Thompson, D. G., Venier, L. A., Porter, T. M., Swystun, T., Chartrand, D., Capell, S., y Hajibabaei, M. Dna metabarcoding and morphological macroinvertebrate metrics reveal the same changes in boreal watersheds across an environmental gradient. *Scientific reports*, 7(1):12777, 2017.

- Everall, N. C., Johnson, M. F., Wood, P., Farmer, A., Wilby, R. L., y Measham, N. Comparability of macroinvertebrate biomonitoring indices of river health derived from semi-quantitative and quantitative methodologies. *Ecological indicators*, 78:437–448, 2017.
- Fasulo, T. R. Terrestrial amphipods or “lawn shrimp”(crustacea: Amphipoda: Talitridae). 2001.
- Fernández, H. y Domínguez, E. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. *Entomotropica*, 16(3):219, 2001.
- Forero, L. C., Longo, M., Ramírez, R., Jairo, J., y Chalar, G. Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río negro (ice rn-mae), colombia. *Revista de Biología Tropical*, 62:233–247, 2014.
- Gavina, M. K. A., Tahara, T., Tainaka, K.-i., Ito, H., Morita, S., Ichinose, G., Okabe, T., Togashi, T., Nagatani, T., y Yoshimura, J. Multi-species coexistence in lotka-volterra competitive systems with crowding effects. *Scientific reports*, 8(1):1198, 2018.
- Gil-Padilla, N., Pedroza-Ramos, A., y Aranguren-Riaño, N. Valoración ambiental del litoral del lago de tota, basado en estructura y función de macroinvertebrados. *Cultura científica*, págs. 16–25, 2016.
- Gómez, S., Salazar, C., y Longo, M. Diversidad y biomasa de macroinvertebrados asociados a cuatro tipos de sustratos en la laguna la virginia, páramo sumapaz, colombia. *Biota Colombiana*, 17(Supl. 2), 2016.
- González, C. Impactos de la variabilidad climática y las actividades humanas en la dinámica hidrológica del lago de tota. 2016.
- González, C. G. y Felpeto, A. B. *Tratamiento de datos*. Ediciones Díaz de Santos, 2006.
- Gotelli, N. J. et al. *A primer of ecology*. 504 GOT. Sinauer Associates Sunderland, MA, 2008.

- Guevara, V. d. P. Y. N. *Guía Nacional de Modelación del Recurso Hídrico para Aguas Superficiales Continentales*. Bogotá, DC, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2018.
- Jakob, C. y Suhling, F. Risky times? mortality during emergence in two species of dragonflies (odonata: Gomphidae, libellulidae). *Aquatic insects*, 21(1):1–10, 1999.
- Jiao, J., Cai, S., y Chen, L. Dynamical analysis of a lotka–volterra competition system with impulsively linear invasion. *Journal of Applied Mathematics and Computing*, 48(1-2):25–40, 2015.
- Jyväsjarvi, J., Aroviita, J., y Hämäläinen, H. An extended benthic quality index for assessment of lake profundal macroinvertebrates: addition of indicator taxa by multivariate ordination and weighted averaging. *Freshwater Science*, 33(3):995–1007, 2014.
- Kimmel, W. y Argent, D. Community concordance between fishes and benthic macroinvertebrates among adventitious and ordinate tributaries of a major river system. *Ecological indicators*, 70:15–22, 2016.
- Kleinbaum, D. G., Kupper, L. L., Muller, K. E., y Nizam, A. *Applied regression analysis and other multivariable methods*, tomo 601. Duxbury Press Belmont, CA, 1988.
- Lepš, J. y Šmilauer, P. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge university press, 2003.
- Magurran, A. E. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press, 1988.
- McGoff, E., Aroviita, J., Pilotto, F., Miler, O., Solimini, A. G., Porst, G., Jurca, T., Donohue, L., y Sandin, L. Assessing the relationship between the lake habitat survey and littoral macroinvertebrate communities in european lakes. *Ecological indicators*, 25:205–214, 2013.
- Merritt, R. W. y Cummins, K. W. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt, 1996.

- Muñoz, M. A. y Vélez, I. Redescrición y algunos aspectos ecológicos de girardia tigrina, g. cameliae y g. paramensis (dugesiidae, tricladida) en antioquia, colombia. *Revista mexicana de biodiversidad*, 78(2):291–301, 2007.
- Pedroza-Ramos, A., Caraballo, P., y Aranguren-Riaño, N. Estructura trófica de los invertebrados acuáticos asociados a egeria densa (planch. 1849) en el lago de tota (boyacá-colombia). *Intropica*, págs. 21–34, 2016.
- Pennak, R. W. Fresh-water invertebrates of the united states. *Protozoa to mollusca*, 1989.
- Pineda, L. Estimación de la biomasa de macroinvertebrados asociados a *Egeria densa* en la zona litoral del lago de Tota Boyacá-colombia. 2004.
- Pinilla, G. A. P. A. *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia: compilación bibliográfica*. U. Jorge Tadeo Lozano, 1998.
- Poikane, S., Johnson, R. K., Sandin, L., Schartau, A. K., Solimini, A. G., Urbanič, G., Arbačiauskas, K., Aroviita, J., Gabriels, W., Miler, O., et al. Benthic macroinvertebrates in lake ecological assessment: A review of methods, intercalibration and practical recommendations. *Science of the Total Environment*, 543:123–134, 2016.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., y Rieradevall, M. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*, págs. 631–654, 2009.
- Rencher, A. C. *Methods of multivariate analysis*, tomo 492. John Wiley & Sons, 2003.
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Lagos, M. D., y Jimenez, E. E. G. Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo: I2+ D*, 16(2):66–77, 2016.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., y Prat, N. The andean biotic index (abi): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62:249–273, 2014.

- Rivera Usme, J. J. et al. *Relación entre la composición y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las variables físicas y químicas en el humedal Jaboque Bogotá-Colombia*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Colombia, 2011.
- Roldán, G. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de antioquia. *Universidad de Antioquia, Fondo FEN, Medellín*, 1988.
- Roldán-Pérez, G. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155):254–274, 2016.
- Roldan Pérez, G. y CAR, C. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. *CAR, Cundinamarca*, 2012.
- Romero, K. C., Del Río, J. P., Villarreal, K. C., Anillo, J. C. C., Zarate, Z. P., Gutierrez, L. C., Franco, O. L., y Valencia, J. W. A. Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted bmwp index. *Ecological indicators*, 72:53–66, 2017.
- Rosas Rodríguez, H. *Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat*. Universitat Politècnica de Catalunya, 2001.
- Ruiz, Y. C., Rivera-Rondon, C. A., y Ovalle, H. Hábitos alimentarios de quironómidos (Diptera: Chironomidae) en lagos del páramo de Chingaza, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 66(1):136–148, 2018.
- Sass, G., Gille, C., Hinke, J., y Kitchell, J. Whole-lake influences of littoral structural complexity and prey body morphology on fish predator–prey interactions. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(3):301–308, 2006.
- Ter Braak, C. J. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5):1167–1179, 1986.

- 
- Yang, Y., Zhou, X., Yi, Y., Xu, M., y Yang, Z. Influence of debris flows on macroinvertebrate diversity and assemblage structure. *Ecological indicators*, 85:781–790, 2018.
- Zhang, H., Tian, F., Harvim, P., y Georgescu, P. Effects of size refuge specificity on a predator–prey model. *Biosystems*, 152:11–23, 2017.
- Ziegler, J. P., Gregory-Eaves, I., y Solomon, C. T. Refuge increases food chain length: modeled impacts of littoral structure in lake food webs. *Oikos*, 126(9):1347–1356, 2017.