



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

EFFECTO DE LOS PESTICIDAS SOBRE LOS PROCESOS
DE DESCOMPOSICIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y EN
LOS DESCOMPONEDORES DEL GÉNERO
NECTOPSYCHE

AUTORA

Constanza Andrea Carvajal Rebolledo

AÑO

2018



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

EFFECTO DE LOS PESTICIDAS SOBRE LOS PROCESOS DE
DESCOMPOSICIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y EN LOS
DESCOMPONEDORES DEL GÉNERO *NECTOPSYCHE*

Trabajo de Titulación presentado en conformidad con los requisitos
establecidos para optar por el título de Ingeniera Ambiental en Prevención y
Remediación

Profesor Guía

PhD. Christian Patricio Villamarín Flores

Autora

Constanza Andrea Carvajal Rebolledo

Año

2018

DECLARACIÓN DEL DOCENTE GUÍA

“Declaro haber dirigido el trabajo, Efecto de los pesticidas sobre los procesos de descomposición de materia orgánica y en los descomponedores del género *Nectopsyche*, a través de reuniones periódicas con la estudiante Constanza Andrea Carvajal Rebolledo, en el semestre 2018-2, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación”.

Christian Patricio Villamarín Flores

Doctor en Ecología Fundamental y Aplicada

C.I.: 1002339404

DECLARACIÓN DEL DOCENTE CORRECTOR

“Declaro haber revisado este trabajo, Efecto de los pesticidas sobre los procesos de descomposición de materia orgánica y en los descomponedores del género *Nectopsyche*, de la estudiante Constanza Andrea Carvajal Rebolledo, en el semestre 2018-2, dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación”.

Indira Fernandina Black Solís

Magister en Conservación y Gestión del Medio Natural

C.I.: 1711273563

DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE

“Declaro que este trabajo es original, de mi autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes”

Constanza Andrea Carvajal Rebolledo

C.I.: 1715755680

AGRADECIMIENTOS

Principalmente a mi familia, por creer en mí. A mis profesores Christian Villamarín e Indira Black, por su paciencia y apoyo. A Blanca Ríos y al equipo de investigación de la UDLA. A mis amigos más cercanos por los momentos vividos. A Rocío y Tonko, por el respaldo que me dieron.

Cariñosamente a Daniel, por acompañarme durante esta etapa y por el apoyo incondicional que me ha brindado.

DEDICATORIA

A mis padres Claudia y Augusto, por ser mis guías y mi soporte. Al cascarrabias de mi hermano Nicolás, que tanto quiero.

RESUMEN

Los pesticidas son sustancias controladoras que buscan reducir, repeler o mitigar plagas que resultan perjudiciales para los cultivos. Los insecticidas son utilizados en entornos agrícolas que terminan alcanzando ríos, arroyos o lagunas filtrando a cuerpos de agua subterránea. Dado que los insecticidas están diseñados para controlar plagas de insectos, tienen el potencial de perjudicar a los invertebrados acuáticos, que en su mayoría están compuestas por artrópodos y que desempeñan un papel importante en la estructura y el funcionamiento del ecosistema acuático. La presencia de estos compuestos en los cuerpos de agua dulce afecta a la fauna acuática e incluso pueden reducir hasta un 42% de los invertebrados acuáticos. En el presente estudio se evaluó el efecto de los pesticidas sobre los procesos de descomposición de materia orgánica y en los descomponedores del género *Nectopsyche*. Para lo cual se desarrolló una experimentación usando concentraciones de 0, 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ de dos insecticidas; Engeo y Clorpirifós. El estudio controlado se realizó mediante el uso de microcosmos donde se evaluó el efecto de ambos insecticidas. Para estimar las alteraciones de esas sustancias sobre los individuos del género *Nectopsyche* se midió el ancho de la cabeza, peso y mortalidad. Además, se determinaron las tasas de descomposición de materia orgánica mediante el uso de hojarasca de aliso (*Alnus acuminata*). Los individuos estudiados presentaron cambios en todos los tratamientos realizados con ambos insecticidas, así como en las tasas de descomposición de materia orgánica. La presencia de los insecticidas los microcosmos presentaron alteraciones en el desarrollo de los individuos y en las tasas de descomposición de la hojarasca de aliso, sin embargo, no se presentaron diferencias significativas entre ambas sustancias.

Palabras clave: Pesticida, insecticida, Engeo, Clorpirifós, macroinvertebrados, descomposición

ABSTRACT

Pesticides are controlling substances that reduce, repel or mitigate pests that are harmful to crops. The insecticides are used in agricultural environments that end up reaching rivers, streams or lagoons by filtering underground bodies of water. Since insecticides are designed to control insect pests, they have the potential to damage aquatic invertebrates, which are mostly composed of arthropods and which play an important role in the structure and functioning of the aquatic ecosystem. The presence of these compounds in freshwater bodies affects aquatic fauna and can even reduce up to 42% of aquatic invertebrates. Therefore, this study pretends to evaluate the effect of pesticides on the decomposition processes of organic matter and decomposers of the *Nectopsyche* genus. For which this experimentation was developed by using concentrations of 0, 0.10, 5 and 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ of two insecticides; Engeo and Clorpirifós. The controlled study was carried out through the use of microcosms where the effect of both insecticides was evaluated. To estimate the alterations of these substances on the individuals of the genus *Nectopsyche*, the width of the head, weight and mortality of the shredders was measured. In addition, decomposition rates of organic matter were determined through the use of alder litter (*Alnus acuminata*). The individuals studied showed changes in all the treatments carried out with both insecticides, as well as in the decomposition rates of organic matter. The presence of insecticides in the microcosms presented alterations in the development of individuals and in the decomposition rates of alder litter, however, there were no significant differences between the two substances.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Alcance.....	3
1.3 Justificación.....	3
1.4 Objetivos	4
1.4.1 Objetivo General	4
1.4.2 Objetivos Específicos	4
1.5 Hipótesis.....	5
1.5.1 Alternativa	5
1.5.2 Nula.....	5
2. MARCO TEÓRICO.....	6
2.1 Situación del uso de los insecticidas.....	6
2.1.1 Clorpirifós	7
2.1.2 Engeo.....	8
2.2 Uso de los macroinvertebrados como indicadores de contaminación por pesticidas	9
2.2.1 Orden Trichoptera	11
2.3 Descomposición de la materia orgánica en los ríos	13
2.4 Experimentación con comunidades acuáticas.....	14
3. METODOLOGÍA.....	16
3.1. Diseño del plan experimental	16
3.2. Diseño de unidades experimentales	17

3.3. Proceso de experimentación	18
3.3.1. Área de muestreo	18
3.3.2. Recolección de muestras	20
3.3.3. Frecuencia y medición de variables fisicoquímicas	22
3.3.4. Frecuencia y medición de variables biológicas	22
3.3.5. Degradación de materia orgánica.....	24
3.4. Análisis de datos	27
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
4.1. Resultados	28
4.1.1. Parámetros físicos.....	28
4.1.2. Efectos sobre los individuos del género <i>Nectopsyche</i>	38
4.1.3. Efecto sobre la descomposición de hojarasca	46
4.2. Discusión.....	52
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	55
5.1. Conclusiones.....	55
5.2. Recomendaciones	56
REFERENCIAS	57
ANEXOS	73

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Macroinvertebrados acuático <i>Nectopsyche</i> sp.	12
Figura 2. Comparación del volumen y el tiempo entre modelos experimentales.....	15
Figura 3. Diseño experimental usado y sus réplicas: 0 ppb (blanco con individuos y leaf pack), 0 ppb (BH, blanco sin individuos y leaf pack), 0,10 ppb (E1-C1), 5 ppb (E2-C2), 10 ppb (E3-C3).....	17
Figura 4. Microcosmos	18
Figura 5. Río Alambí, lugar de recolección de individuos del género <i>Nectopsyche</i> y toma de agua.....	19
Figura 6. Recolección de muestras de agua	21
Figura 7. Recolección de individuos del género <i>Nectopsyche</i>	22
Figura 8. Peso de un individuo del género <i>Nectopsyche</i>	23
Figura 9. Medición del ancho de la cabeza	24
Figura 10. Leaf pack con hojas de aliso para la determinación de la tasa de descomposición de materia orgánica.	25
Figura 11. Peso de las cenizas	26
Figura 12. Conductividad de los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$	29
Figura 13. Conductividad de los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$	30
Figura 14. pH de los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$	31
Figura 15. pH de los tratamientos con Clorpirifós a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$	32
Figura 16. Turbidez de los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos),	

0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$	33
Figura 17. Turbidez de los tratamientos con Clorpirifós a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$	34
Figura 18. Temperatura de los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$	35
Figura 19. Temperatura de los tratamientos con Clorpirifós a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$	36
Figura 20. Oxígeno disuelto en los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$	37
Figura 21. Oxígeno disuelto en los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$	38
Figura 22. Gráfico de caja del peso neto de los individuos del género <i>Nectopsyche</i> en los tratamientos con Engeo.	39
Figura 23. Gráfico de caja del peso neto de los individuos del género <i>Nectopsyche</i> en los tratamientos con Clorpirifós.....	41
Figura 24. Gráfico de caja del ancho de cabeza de los individuos del género <i>Nectopsyche</i> en los tratamientos con Engeo.	43
Figura 25. Gráfico de caja del ancho de cabeza de los individuos del género <i>Nectopsyche</i> en los tratamientos con Clorpirifós.....	44
Figura 26. Supervivencia de los individuos del género <i>Nectopsyche</i> a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$	46

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

Los ríos altoandinos nacen del deshielo de los glaciares presentes en las cordilleras (Molina, Gibon, Pinto y Rosales, 2008). Estos representan la principal fuente de agua para consumo humano, así como para sus actividades agrícolas e industriales (Ladrera, 2012). La pérdida de biodiversidad acuática causadas por actividades antropogénicas durante los últimos parece estar acelerándose en lugar de ralentizarse (Beketov, Keffordb, Schäferc, y Liess, 2013).

El crecimiento de la frontera agrícola ha afectado de forma indirecta la calidad de los ríos (Acosta, Ríos, Rieradevall y Prat, 2009). Esto se debe al mal uso de los agroquímicos, los cuales llegan a los cuerpos de agua, los contaminan y terminan afectado la calidad a los ecosistemas acuáticos (Schulz, Thierey y Dobrowski, 2002). En el caso de los pesticidas, así como en otros agroquímicos, el problema se dificulta cuando se trata de determinar las entradas del contaminante, ya que llegan a los cuerpos de agua mediante el lavado de los campos adyacentes (Schafer et al., 2011). Al ser esta entrada un foco difuso de contaminación hace que el control y cuantificación de los efectos sobre los ecosistemas sea difícil.

Los pesticidas tienen el potencial de afectar negativamente al ambiente debido a la persistencia que estos tienen en el medio, siendo tóxicos para los humanos y bioacumulable en los organismos (Cui, Ge, Zhu, Yang, & Wang, 2015). La bioacumulación de estas sustancias en organismos puede provocar algunos efectos adversos sobre la reproducción, sistema nervioso e inmunidad (King, Zaun, Schotborgh, Hurt, & Jones, 2003; Longcore y Stendell 1977; Misumi, Vella, Leong, Nakanishi, & Schreck, 2005). La acumulación de contaminantes en organismos se debe a procesos de bioconcentración y la ingestión de fuentes dietéticas contaminadas en la cadena trófica (Borga, Fisk, Hoekstra & Muir, 2004; Coat et al., 2011; Roche et al., 2009).

La presencia de estas sustancias en los ecosistemas terrestres tanto como acuáticos resultan ser un estresor relevante que puede afectar a plantas, microorganismos, peces e invertebrados (Castillo et al., 2006; DeLorenzo, Scrott & Ross, 2001; Frankart, Eullaffroy & Vernet, 2003; Liess et al., 2005). Estudios han demostrado que la presencia de pesticidas en ecosistemas acuáticos afecta en las comunidades de agua dulce, presentando cambios en su estructura, las cuales influyen en el desarrollo de importantes funciones, tal como la descomposición de materia orgánica (Schafer, 2012).

Son pocos los estudios que se han realizado en América Latina con respecto a la afectación que se presentan en los medios acuáticos debido a la contaminación (Molina, Gibon, Pinto & Rosales, 2008). Por lo general la evaluación de la calidad del agua se la efectúa por métodos físico-químicos. Sin embargo, durante los últimos años los macroinvertebrados han sido utilizados como bioindicadores, los cuales permiten establecer el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos (Ladrera, 2012). Dicho uso se debe a la amplia diversidad presente en los medios acuáticos, así como los diferentes grados la sensibilidad que presentan las familias de macroinvertebrados, ante factores ambientales bióticos como abióticos (Ramírez y Gutiérrez, 2014; Fenogli, Badino y Bona, 2002).

Se conoce como macroinvertebrados bentónicos a aquellos organismos que por lo general van de los 0.5 mm hasta los 5.0 mm. Estos viven en las profundidades de los cuerpos de agua entre la vegetación y rocas sumergidas (Roldán, 2016). Sus comunidades están conformadas por moluscos, crustáceos y pequeños insectos, siendo estos últimos los más dominantes (Ramírez y Gutiérrez, 2014). Al ser organismos sensibles, la presencia de pesticidas en los cuerpos de agua dulce puede afectar a la fauna acuática e incluso pueden reducir hasta un 42% de los invertebrados acuáticos (Beketov et al., 2013).

Durante este trabajo se analizarán los cambios que presentan los macroinvertebrados del orden Trichoptera provenientes de ríos altoandinos del

Ecuador, frente a situaciones de stress ocasionadas por la presencia de agroquímicos.

1.2 Alcance

El presente proyecto busca determinar los efectos que producen los insecticidas en los ecosistemas acuáticos altoandinos. Para lo cual se desarrolló una experimentación en microcosmos usando diferentes concentraciones de dos insecticidas. Se evaluó el efecto sobre el proceso de descomposición y sobre un triturador (*Nectopsyche* sp.: Trichoptera). El estudio controlado se realizó mediante el uso de microcosmos donde se evaluó el efecto de los insecticidas Engeo y el Clorpirifós en un ambiente controlado.

1.3 Justificación

Las aplicaciones no controladas e incorrectas de insecticidas son un problema para los ecosistemas terrestres y acuáticos, así como para la salud humana. Se conoce que dichos productos son altamente tóxicos en los ecosistemas cuando en el medio se encuentran en exceso. La presencia de estas sustancias en los cuerpos de agua afecta directamente en el desarrollo de los organismos presentes, en especial a los invertebrados acuáticos, esto de igual manera influye en el desarrollo de importantes funciones tal como la descomposición de materia orgánica (Schafer, 2012).

El Engeo es un pesticida compuesto por tiametoxam y lambdacialotrina, y su toxicidad es considerada como moderada, ambos son sustancias piretroides, las cuales alteran el sistema nervioso y presentan una alta residualidad en los insectos (Giraldo y Palacio, 1999). Por otro lado, el Clorpirifós es uno de los pesticidas más utilizados en la agricultura y es considerado una sustancia moderadamente tóxica la cual resulta tener afecciones crónicas sobre los

insectos tanto terrestres como acuáticos (Giraldo y Palacio 1999). Estudios han demostrado que estas sustancias son poco solubles en el agua, por lo que tienden a volatilizarse y en otras ocasiones a concentrarse en los sedimentos de los ríos afectando a los invertebrados acuáticos que se alimentan de estos (Rasmussen et al., 2012). En el caso de que el Engeo y Clorpirifós no se volatilicen, su vida media en el agua puede ser de días como de semanas (US EPA, 2002).

Debido a que en Ecuador existe escasa información con respecto a los cambios que presentan los ecosistemas acuáticos causados por los pesticidas, es importante determinar a qué concentraciones los insecticidas resultan perjudiciales para los macroinvertebrados y cómo esto puede afectar en funciones de descomposición de materia orgánica, alterando la calidad de los ríos. La experimentación con comunidades acuáticas se la realizó en microcosmos, con el fin de analizar y comparar los efectos letales y subletales que estos insecticidas causan en el desarrollo de los macroinvertebrados del género *Nectopsyche* (Trichoptera) a diferentes concentraciones. De igual manera al ser individuos trituradores se estudió las tasas de descomposición de hojarasca de Aliso (*Alnus acuminata*).

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo General

Evaluar el efecto de los pesticidas sobre los procesos de descomposición de materia orgánica y en los descomponedores del género *Nectopsyche*

1.4.2 Objetivos Específicos

Determinar el nivel de tolerancia y mortalidad que se presenta en el género *Nectopsyche* frente a diferentes concentraciones de pesticidas

Evaluar los efectos subletales que se producen en el género *Nectopsyche* ante la variación de concentraciones en ambos insecticidas

Analizar cómo afectan las diferentes concentraciones de pesticidas en la descomposición hojarasca de aliso (*Alnus acuminata*)

1.5 Hipótesis

1.5.1 Alternativa

El aumento en las concentraciones de Engeo y Clorpirifós afecta a los descomponedores de tal manera que se evidenciarán efectos subletales sobre los individuos del género *Nectopsyche*.

El aumento en las concentraciones de Engeo y Clorpirifós afecta en los procesos de descomposición del aliso (*Alnus acuminata*).

1.5.2 Nula

El aumento en las concentraciones de Engeo y Clorpirifós no afecta a los descomponedores de tal manera que no se evidenciarán efectos subletales sobre los individuos del género *Nectopsyche*.

El aumento en las concentraciones de Engeo y Clorpirifós no afecta en los procesos de descomposición del aliso (*Alnus acuminata*).

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Situación del uso de los insecticidas

Los pesticidas son sustancias destinadas a controlar y destruir plagas de cultivos principalmente. Estos han sido utilizados desde el 2000 aC, donde el primer pesticida conocido fue el polvo de azufre elemental, utilizado en Mesopotamia. Para el siglo XV, se empezaron a utilizar productos químicos tóxicos como el arsénico, el mercurio y el plomo, para el control de plagas. En el siglo XVII, el sulfato de nicotina se extraía y era empleado como insecticida. Hasta la década 1950, los pesticidas a base de arsénico eran dominantes, pero luego en Estados Unidos fueron reemplazados por organofosforados y carbamatos a partir de 1975 (Adams, 2017).

A partir de 1980 los agroquímicos han sido utilizados con una gran intensidad, a partir de ahí, se han venido realizando estudios con el fin de determinar el daño que causan en la salud humana y ambiental. Con las tecnologías creadas en la Segunda Guerra Mundial, hubo un aumento del uso de agroquímicos, como plaguicidas e insecticidas organoclorados; con ello se disparó una agricultura intensiva y competitiva a nivel mundial, siendo una vez más obligatorio el uso de agroquímicos que son componentes que pueden acelerar la producción de la agricultura, a este avance se lo denominó "Revolución Verde"; tan solo en la década de 1990 existió la aplicación de cinco millones de litros de insecticidas en los campos de algodón de Mexicali (Moreno, López y Gema, 2005).

Los insecticidas son sustancias utilizadas en su mayoría en la agricultura para controlar insectos, entre ellos se incluyen los ovicidas y larvicidas, utilizados contra huevos y larvas de insectos. La mayoría de estos productos tienen el potencial de alterar significativamente los ecosistemas y tienden a bioacumularse a lo largo de la cadena trófica. Estos pueden ser insecticidas sistémicos, los cuales son residuales y tienen una actividad a largo plazo; y los insecticidas de contacto, que no son residuales. El modo de acción de un insecticida se define

como un pesticida que controla una plaga y es importante para entender si un insecticida es tóxico para especies no relacionadas como peces, aves y mamíferos (Adams, 2017).

Algunos insecticidas pueden perjudicar o matar a otros organismos además de a las que estaban destinados a controlar. La aplicación de insecticidas por aspersión puede alcanzar cuerpos de agua cercanos directamente o pueden llegar por procesos de escorrentía o drenaje. Es ahí donde las comunidades acuáticas de los ecosistemas se ven afectadas, principalmente los macroinvertebrados (Bundschuh, Goedkoop y Kreuger, 2014).

2.1.1 Clorpirifós

El Clorpirifós es un insecticida organofosforado ampliamente aplicado en el mundo (Giesy et al., 1999). En la agricultura es utilizado para controlar plagas de los cultivos, así como en los hogares es utilizado para el control de plagas domésticas (US EPA, 2002). En el ambiente este es transportado por volatilización o por procesos de escorrentía debido a precipitaciones, y tienen una persistencia de corta a moderada. En los sistemas acuáticos se ha reportado que el Clorpirifós tiene una vida media de 73, 72, y 16 días a pH 5, 7 y 9, respectivamente a una temperatura de de 25 ° C (Solomon et al., 2014).

Estudios han demostrado que el Clorpirifós al ser un insecticida moderadamente hidrofóbico tiende a precipitarse y ser absorbido por los sedimentos (Giesy et al., 1999). Por esta razón las posibilidades de que dicho insecticida sea lavado en los suelos y alcance los cuerpos de agua disminuyen. Sin embargo, en caso de que estos llegasen a cuerpos hídricos cercanos tenderían a concentrarse en los sedimentos, generando más afecciones a los macroinvertebrados acuáticos debido a su directa relación (Rasmussen et al., 2012). Por otro lado, al ser una sustancia poco soluble en el agua podría mantenerse en la superficie hasta evaporarse, siendo la volatilización su principal medio de transporte y una vez

en contacto con la luz solar terminará degradándose (ATSDR, 1997). Este insecticida se caracteriza por afectar el sistema nervioso de los individuos para el control de plagas. Sin embargo, cuando entra en contacto con el agua actúan sobre los organismos acuáticos, en especial a los peces (Giesy et al., 1999).

2.1.2 Engeo

El Engeo es un insecticida compuesto por dos ingredientes activos (tiametoxam y lambda cialotrina) que busca controlar insectos trituradores, raspadores y chupadores (ECUAQUÍMICA). Ambas sustancias pertenecen al grupo de los piretroides, los cuales se caracterizan por afectar y alterar el sistema nervioso de los insectos, causándoles finalmente parálisis y la muerte. Además, se conoce que dichos ingredientes activos presentan baja solubilidad en el agua y no son volátiles (US EPA, 2007).

La Lambda-cialotrina es un insecticida que se encuentra registrado por la Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU. (EPA) desde 1988 (US EPA, 2002). Este producto al ser poco soluble en agua tiende a absorberse en los sedimentos cuando se encuentra en sistemas acuáticos (Maund, Hammer, Warinton y Kedwards, 1999). La luz solar es la responsable de la descomposición de este producto y su tiempo de vida media en la superficie de las plantas es de cinco días, pero en sistemas acuáticos varía entre los 113-142 días (US EPA, 2007). Por otro lado, se ha determinado que los entre peces e insectos bentónicos, los invertebrados acuáticos son más sensibles a la presencia de este insecticida (Maund et al.,1998). Este producto se lo ha determinado como moderadamente bioacumulable y puede degradarse de un 10 a 15% después de 21 días de ingresar al organismo del individuo. Aunque se ha observado que en peces la degradación puede tardar más tiempo (US EPA, 2007).

Por otro lado, el tiametoxam es un compuesto nicotinoide con propiedades insecticidas de amplio espectro. Este es utilizado para controlar plagas chupadoras y masticadoras en vegetales, como cultivos de campo, frutas caducifolias, cítricos, algodón y arroz. El tiametoxam no es un compuesto fácilmente biodegradable, no obstante, se espera que en el agua tenga una vida media de menos de tres días hasta que se fotodegrade (GreenScreen, 2015).

2.2 Uso de los macroinvertebrados como indicadores de contaminación por pesticidas

Los macroinvertebrados bentónicos son aquellos organismos que miden entre 0.5 y 5.0 mm y viven en los ecosistemas acuáticos (Roldán, 2016). Estos están conformados por moluscos, crustáceos e insectos, siendo los últimos los más dominantes (Ramírez y Gutiérrez, 2014). Los macroinvertebrados son utilizados en estudios como bioindicadores de calidad de aguas por razones de sensibilidad, abundancia, distribución y presentar ciclos de vida relativamente largos, además, son fáciles de muestrear (Giacometti y Bersosa, 2006; Roldán, 2016). Ya que presentan una elevada biodiversidad y facilidades para realizar muestreos, los macroinvertebrados son considerados como indicadores acuáticos de calidad de agua (Ladrera, 2012).

En los estudios de pesticidas sobre los medios acuáticos las dificultades que se presentan se dan principalmente en la detección y evaluación de estas sustancias en los ecosistemas. Esto se debe a la exposición de los patrones que impiden el monitoreo químico de las concentraciones de plaguicidas que en su mayoría son difusas, transitorias y a menudo bajas. Por otro lado, está la variabilidad en comunidades biológicas, en donde existe una gran diversidad, las cuales se ven afectadas por numerosos factores, incluyendo estresores naturales y antropogénicos que se pueden confundir con los efectos de los pesticidas (Beketov et al., 2009).

Hasta la fecha, no se ha establecido un vínculo inequívoco entre la concentración de tóxicos en el medio ambiente y medidas cuantitativas de la biodiversidad regional (Beketov et al., 2013). En Europa se han desarrollado bioindicadores específicos de plaguicidas SPEAR (Species at risk) para vincular la exposición y efectos de los plaguicidas, los cuales se basan en rasgos biológicos que responden a los efectos de los pesticidas, y no en la composición taxonómica o parámetros de abundancia (Beketov et al. 2009).

En Latinoamérica la mayoría de las investigaciones con respecto a macroinvertebrados acuáticos se han realizado en localidades de Brasil con un 35%, Colombia con 13.7%, Argentina 9.7% y Costa Rica con un 6.8%. El 69,8% restante se divide entre los países de la región (Ramírez y Gutierrez, 2014). Debido a las actividades antrópicas que causan contaminación en los ríos de Perú, Bolivia y Ecuador se han realizado varios estudios en la zona, sin embargo, no todos son confiables. La carencia de información respecto a la calidad de los ríos y el estado de los ecosistemas acuáticos además de los efectos perjudiciales que estos presentan resultan ser un problema (Acosta et al., 2009).

En Perú se han realizado varios estudios referentes al uso de plaguicidas. Uno de ellos fue realizado en Piura, el cual tenía como objetivo evaluar el efecto de los agroquímicos utilizados en los cultivos de arroz sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, así como en la calidad del agua. En este estudio se determinó que las comunidades de macroinvertebrados disminuían a medida que existía una mayor presencia de pesticidas. Además, se detectó que entre los plaguicidas más utilizados estaba el clorobencilato, el cual se encuentra prohibido en Perú desde el año 1999 (Trama, 2014).

Si bien en Ecuador no existen estudios suficientes referentes al impacto que tienen los pesticidas sobre los ecosistemas acuáticos, en su mayoría se han realizado en comunidades de macroinvertebrados bentónicos, para determinar calidad del agua (Giacometti y Bersosa, 2006). Sin embargo, en la provincia de El Oro se realizó un estudio en el río Chaguana relacionado con diversidad de

macroinvertebrados y uso de pesticidas, en una zona donde la agricultura es considerada como intensiva. Entre los resultados se obtuvo la presencia de trazas de DDT comercial, el cual actualmente se encuentra prohibido el cual correspondería remanentes de su uso en años pasados (Domínguez, Goethals y De Paw, 2005).

2.2.1 Orden Trichoptera

El orden Trichoptera pertenece al grupo de insectos holometábolos que se encuentran relacionados con los lepidópteros, en su adultez son semejantes a pequeñas polillas mientras que en sus estadíos larvarios habitan los ríos (Posada y Roldán, 2003). Los Trichoptera forma parte de los órdenes que se encuentran con mayor abundancia en lo ecosistemas acuáticos, los cuales poseen mayor información en cuanto a su taxonomía y su uso como bioindicadores de calidad de agua. Son especies que se encuentran distribuidos por todo el mundo, exceptuando la región antártica (Roldán, 2016). Cuando se presentan en su estado inmaduro (huevo, larva, pupa) son hallados en ambientes acuáticos limpios y bien oxigenados, principalmente en ríos, riachuelos y arroyos (Posada y Roldán, 2003). Debido a su gran abundancia, diversidad y a su sensibilidad a la contaminación son utilizados como bioindicadores de calidad del agua (Springer, 2010).

Los tricópteros se identifican por tener las alas cubiertas de pelos, característica que da el nombre al orden (*trichos*: pelos; *ptera*: alas). Sus partes bucales son reducidas, poseen palpos bien desarrollados, pero no forman una proboscis. El tamaño de los adultos varía entre 2 a 30 mm, por lo general sus colores son oscuros. Sin embargo, existen familias como las Leptoceridae, Calamoceratidae e Hydropsychidae que presentan coloraciones un poco más llamativas. La alimentación en sus estadíos inmaduros puede variar según la familia, existiendo los raspadores característicos de las familias Hydroptilidae, Glossosomatidae y Xiphocentronidae. Por otro lado, se encuentran los Calamoceratidae,

Lepidostomatidae y Leptoceridae que se alimentan de materia orgánica, siendo este último el que se usó en la experimentación de este estudio. Por lo general se hallan en mayor abundancia especies filtradoras pertenecientes a la familia Hydropsychidae. Finalmente se encuentran los Polycentropodidae y en algunas opciones Hydrobiosidae, los cuales son depredadores (Springer, 2010).

Las larvas de los Leptoceridae se encuentran en una extensa variedad de hábitats, desde torrentes altos de montaña, hasta ríos de tierras bajas. Los individuos del género *Nectopsyche* se presentan con gran abundancia dentro de la familia (Crisci-Bispo, Bispo, Froehlich, 2007). En Ecuador hasta la fecha se conocen ocho géneros y treinta y tres especies, de las cuales el género *Nectopsyche* es de los más abundantes. En la sierra ecuatoriana se han registrado las especies *N. argentata* Flint, *N. onyx* Holzenthal y *N. punctata* (Ulmer), mismos se encuentran en una altitud de entre 570 - 1.587 msnm, sin embargo, se presume que estas pueden localizarse a altitudes mayores (Ríos-Touma, Holzenthal, Huisman, Thomson y Rázuri-González, 2017).

Las larvas del género *Nectopsyche* se caracterizan por la construcción de casas tubulares hechas a partir de pequeños granos de arena, pedazos de tallos de hierba u hojas, pequeñas ramas ahuecadas, o completamente de seda (Holzenthal, 1988). Según sus hábitos alimenticios son clasificados como colectores-recolectores y trituradores (Reynaga, 2009). Presentan una alta sensibilidad a cambios y a la degradación de su hábitat (Posada y Roldán, 2003).



Figura 1. Macroinvertebrados acuático *Nectopsyche* sp.

2.3 Descomposición de la materia orgánica en los ríos

La materia orgánica proveniente de la vegetación de ribera (hojarasca) es de suma importancia en el proceso de desarrollo de los ecosistemas acuáticos. Los procesos de descomposición se producen por factores biológicos, mecánicos y fisicoquímicos, que permite que el material sea aprovechado inmediatamente. El estudio de las tasas de descomposición en ríos donde la vegetación es abundante, genera información relevante que permite determinar el estado de los ecosistemas acuáticos y las acciones necesarias a tomar para el manejo de los mismos (Eyes-Escalante, Rodríguez-Barrios y Gutiérrez-Moreno, 2012).

Los macroinvertebrados presentes en los sistemas acuáticos son de gran importancia para los procesos de fragmentación, ya que facilitan la degradación de compuestos químicos de la hojarasca y permiten que microorganismos puedan colonizarlos (Graça et al., 2002). Otro rol importante que presentan los invertebrados es en el control de materia orgánica presente, así como también acelerando los procesos que contribuyen en el reciclaje de los nutrientes (Castellanos y Serrato, 2008). Tanto la concentración como la dimensión de la materia orgánica presentes en los ecosistemas acuáticos varían a lo largo del curso de agua y, por lo tanto, la organización trófica (transferencia de sustancias nutritivas a través de las diferentes especies) de los macroinvertebrados se modifica.

En los procesos de descomposición también influye el tipo de región por donde cruza el río. Según Rivera, (2011) en regiones tropicales los encargados de realizar la descomposición de la materia orgánica son los hongos y las bacterias. Cuando existe un incremento de materia orgánica, aumentan los microorganismos encargados de su descomposición, generando efectos secundarios como puede ser la reducción de oxígeno disuelto y aumentando los nutrientes inorgánicos como los fosfatos.

Por otro lado, la velocidad de descomposición de la materia orgánica está en función de factores ambientales como la temperatura del agua, nutrientes disponibles, oxígeno disuelto, pH, entre otros factores, adicional a esto la descomposición se vuelve un proceso más eficiente cuando hay la presencia de macroinvertebrados trituradores en el río (Roldán, 2016).

2.4 Experimentación con comunidades acuáticas

Para evaluar el riesgo entre los cultivos y ecosistemas acuáticos es necesario implementar estudios cuya duración sea compatible con prácticas agrícolas reales, que consideren las diversas rutas de transferencia, y además permitan investigar los efectos directos e indirectos en los organismos, así como la recuperación de comunidades estresadas. Los mesocosmos acuáticos son particularmente adecuados a estudios específicos. Sin embargo, se debería aumentar su representatividad para la evaluación del riesgo de los plaguicidas en las comunidades acuáticas, ya que la mayoría de los mesocosmos experimentales o estudios de campo solo tienen en cuenta la contaminación por pulverización, cuando también existen rutas de drenaje y escorrentía (Auber, Caquet, Roucaute y Togola, 2011).

Los modelos de pruebas de ecosistemas han sido empleados en numerosas investigaciones para imitar sistemas naturales y revelar los efectos de los contaminantes en las comunidades (Liess, Schäfer y Schriever, 2008). Estos sistemas permiten el uso de réplicas con comunidades, así como el análisis entre variables, de modo que se pueda obtener una relación dosis-respuesta bajo condiciones controladas. Sin embargo, estos experimentos han sido criticados por algunos como poco realistas y con una relevancia limitada para los ecosistemas naturales (Dudzik et al., 1979). Para que estos métodos proporcionen información de los procesos que ocurren a estas escalas, se debe compartir suficientes características en relación a los sistemas naturales (Kangas, 2005).

Los mesocosmos, son modelos utilizados para estudios de ecosistemas completos, los cuales son realizados a grandes escalas y a largo plazo (Figura 2). Estos son ejecutados en sistemas abiertos, naturales y de alto realismo, que son influenciados por factores ambientales, obteniéndose resultados más reales de procesos más complejos (Kangas, 2005). Mientras que los microcosmos son unidades experimentales utilizadas para evaluar el comportamiento ecológico de los contaminantes en un ecosistema cerrado o semicerrado (Dudzick et al., 1979). La replicabilidad es una de las principales ventajas que presentan estos modelos, además del control que se puede tener en laboratorio, permitiendo un análisis de resultados más cómodo (Giddings y Eddlemon, 1979).

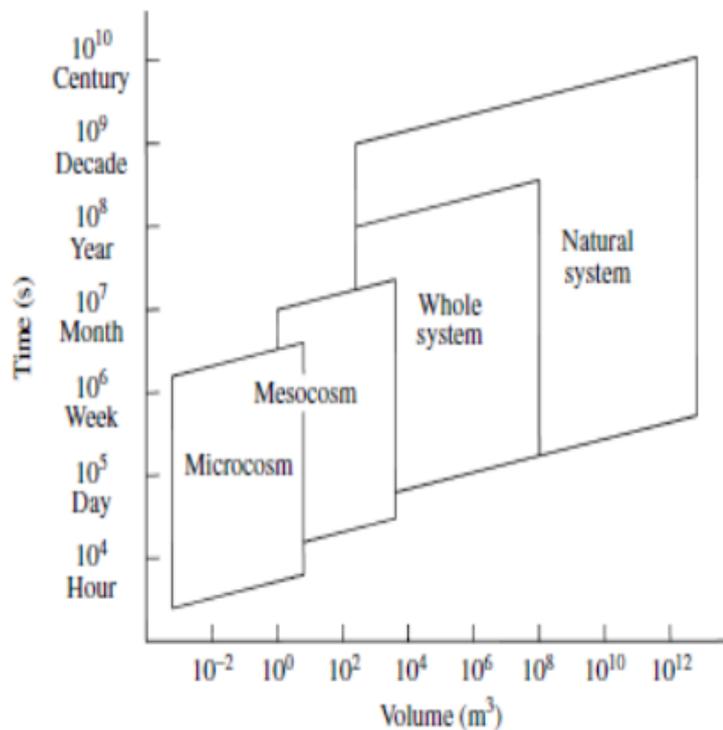


Figura 2. Comparación del volumen y el tiempo entre modelos experimentales.

Tomado de Kangas, 2005, p.118

3. METODOLOGÍA

3.1. Diseño del plan experimental

El trabajo experimental fue realizado con un diseño completamente al azar (DCA), el cual contó con un blanco y tres tratamientos, cada uno con tres réplicas. Esto se realizó para cada insecticida (Engeo (E) y Clorpirifós (C)). El registro de las propiedades fisicoquímicas del agua y de la mortalidad de los individuos en los microcosmos se las realizaron cada 24 horas, mientras que las mediciones de materia orgánica fueron semanalmente.

Las concentraciones que presentaron los tratamientos fueron de 0 (blanco) 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 3). La concentración de 0.10 $\mu\text{g L}^{-1}$ se estableció a partir de revisión bibliográfica en donde se encontró la presencia de insecticidas en ríos debido a actividades relacionadas con la agricultura (Trama, 2014). La concentración de 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ se determinó según los “criterios máximos admisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas, y en aguas marinas y de estuario” de la normativa nacional en el Texto Unificado Legislación Secundaria, Medio Ambiente (TULSMA). Y se estableció una concentración de 5 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Como se muestra en la Figura 3, el diseño experimental contó en total con 24 microcosmos, de los cuales 18 se usaron para el estudio con Engeo y Clorpirifós, 3 para el blanco con individuos y 3 para el blanco sin individuos. Cada microcosmos contó seis fundas rellenas con 5 gramos de hojarasca y con 10 individuos del género *Nectopsyche* a excepción del tratamiento BH (blanco sin individuos).

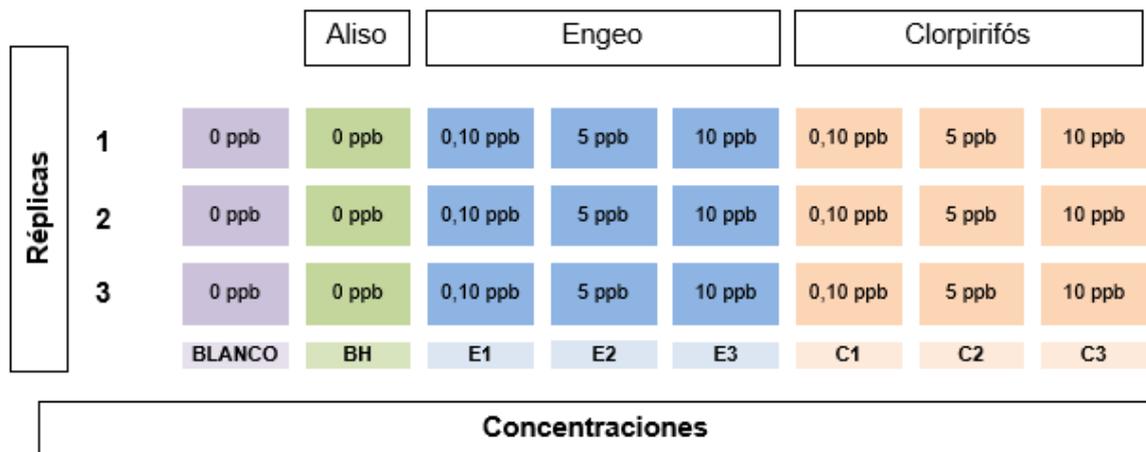


Figura 3. Diseño experimental usado y sus réplicas: 0 ppb (blanco con individuos y leaf pack), 0 ppb (BH, blanco sin individuos y leaf pack), 0,10 ppb (E1-C1), 5 ppb (E2-C2), 10 ppb (E3-C3).

En total el diseño experimental contó con 24 microcosmos, 210 individuos del género *Nectopsyche* y 126 fundas rellenas con hojarasca de aliso.

3.2. Diseño de unidades experimentales

El estudio se llevó a cabo en un área climatizada para un mejor desarrollo del proyecto, simulando las condiciones del punto de recolección de muestras de agua e individuos, manteniendo la temperatura ambiente a 18 grados centígrados. Dentro de esta se controló la iluminación, teniendo 12 horas de luz y 12 horas sin luz por medio de un temporizador en las luminarias de cada microcosmos.

La construcción de los microcosmos se los realizó con bandejas plásticas de 47 x 26 x 37 cm. Para simular las condiciones del río se agregó en el fondo de las cajas poliestireno expandido junto con poliuretano y adicionalmente se le agregó arena o grava (Figura 4).

Para generar un flujo constante se agregaron bombas sumergibles JAD modelo SP-602 con un caudal máximo de 340 L/h, junto con tuberías para recircular el agua de los sistemas confinados. Estas bombas fueron ubicadas de forma aislada, para que los macroinvertebrados no intervengan con su normal funcionamiento. A su vez se agregaron bombas para airear el agua de los microcosmos.

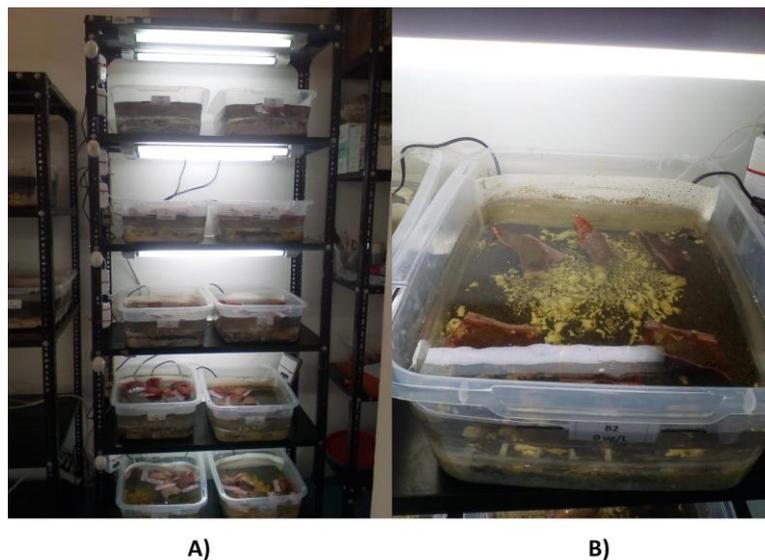


Figura 4. Microcosmos

- A) Distribución de las unidades experimentales
- B) Microcosmo en funcionamiento

3.3. Proceso de experimentación

3.3.1. Área de muestreo

El Río Alambí, ubicado en la parroquia San Miguel de Nono al noroccidente de Quito, pertenece hidrográficamente a la subcuenca del río Guayllabamba, localizado dentro de la cuenca del río Esmeraldas (Giacometti y Bersosa, 2006). El punto de muestreo se encuentra ubicado dentro del Corredor de Conectividad

Biológica Tropi-Andino, el cual se enfoca en la conservación de biodiversidad (Ecofondo, 2016).

La parroquia San Miguel de Nono ubicada en la provincia de Pichincha pertenece a una zona denominada “Boca de montaña”, característica por sus fuertes vientos. Su altitud va entre los 2.727 y 3.800 m.s.n.m y su temperatura media oscila entre los 14 a 15 grados centígrados. Al encontrarse en las estribaciones occidentales del volcán Pichincha cuenta con un ecosistema de bosque nublado, el cual pertenece a la formación vegetal bosque de neblina montano (Sierra, 1999).

El punto de recolección de muestras se lo escogió considerando al río Alambí (Figura 5) como un lugar prístino, ya que se encuentra ubicado dentro de una zona de conservación de biodiversidad. Esta característica determina que el punto de muestreo tiene baja influencia antrópica que pueda intervenir en las propiedades químicas del agua.



Figura 5. Río Alambí, lugar de recolección de individuos del género *Nectopsyche* y toma de agua.

3.3.2. Recolección de muestras

3.3.2.1. Materia orgánica

Conocer los factores bióticos y abióticos es importante para entender el funcionamiento de los ecosistemas y su vulnerabilidad (Boyero et al., 2016). Por esta razón se estudiaron los efectos sobre la descomposición de la hojarasca de aliso (*Alnus acuminata*) en presencia de Clorpirifós y Engeo.

La materia orgánica se recolectó una semana previo a la iniciación de la experimentación. En primer lugar, se recolectó hojas de Aliso en el Parque Metropolitano de Quito. Para contar con una muestra homogénea se recolectó hojarasca de que se encontraran en un estado similar, las cuales se secaron a temperatura ambiente por una semana. Posteriormente, se armaron los paquetes de hojas (leaf packs) con 5 gramos del material orgánico. Se colocaron 6 paquetes de hojas en cada microcosmos donde se aclimataron durante 4 días previo a agregar los individuos género *Nectopsyche*.

3.3.2.2. Muestras de agua

El agua fue recolectada en envases plásticos hasta completar los 240 Litros. Este fue transportado con hielo para mantener una temperatura menor a 18°C. Adicionalmente se midieron in situ los parámetros físicos: temperatura, conductividad hidráulica, pH y turbidez (Figura 6) para conocer las condiciones del sitio.



Figura 6. Recolección de muestras de agua

A) Recolección de agua

B) Medición de parámetros físicos

3.3.2.3. Recolección de los individuos

El orden Trichoptera es el más abundante en los ecosistemas acuáticos, y en el Río Alambí la familia que predomina es Leptoceridae (López, 2017). La recolección de macroinvertebrados del género *Nectopsyche* (Leptoceridae: Trichoptera) se lo realizó por medio del método de patada usando una D-net. Los individuos por recolectar fueron larvas que se encontraban en un estadio de entre 4 y 5 (Figura 7). Los individuos fueron transportados en una cubeta plástica con agua y hojarasca recolectada del río, para mantener una temperatura menor a 18°C se agregaron ice packs.



Figura 7. Recolección de individuos del género *Nectopsyche*

A) Recolección de individuos

B) Macroinvertebrados del género *Nectopsyche*

3.3.3. Frecuencia y medición de variables fisicoquímicas

Durante la experimentación se midieron los parámetros fisicoquímicos del agua de los microcosmos. Estos fueron medidos cada 24 horas durante 37 días. Las mediciones de conductividad y pH se las realizaron con el equipo YSI Pro 10, el oxígeno disuelto y temperatura con el medidor de oxígeno disuelto óptico YSI ProODO, mientras que las mediciones de color y turbidez se las realizó con el equipo Spectroquant Move 100.

3.3.4. Frecuencia y medición de variables biológicas

3.3.4.1. Peso del individuo

El peso de los individuos se lo realizó de forma individual en una balanza analítica OHAUS Adventurer (Figura 8). El proceso fue realizado al inicio y final la

experimentación con el objetivo de analizar los cambios ocurridos durante el proceso.

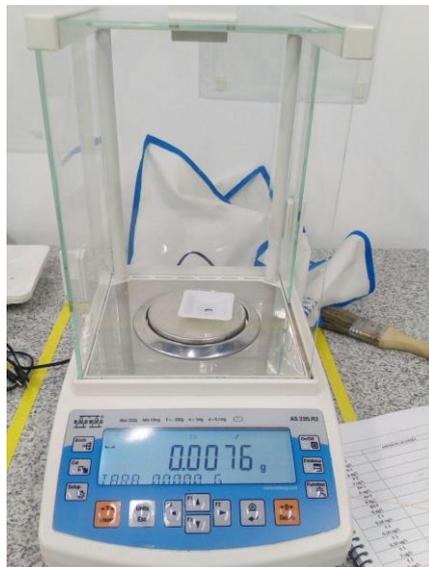


Figura 8. Peso de un individuo del género *Nectopsyche*

3.3.4.2. Ancho de la cabeza

La medición del ancho de las cabezas se lo realizó por medio del Estereoscopio OLYMPUS ZX6. Los individuos fueron medidos individualmente con la ayuda del equipo, mismo que cuenta con una cámara INFINITY 2 y un programa para realizar la medición (Figura 9). El proceso se lo realizó al inicio y final de la experimentación con el objetivo de observar los cambios sufridos por los individuos debido a las diferentes concentraciones de insecticidas.

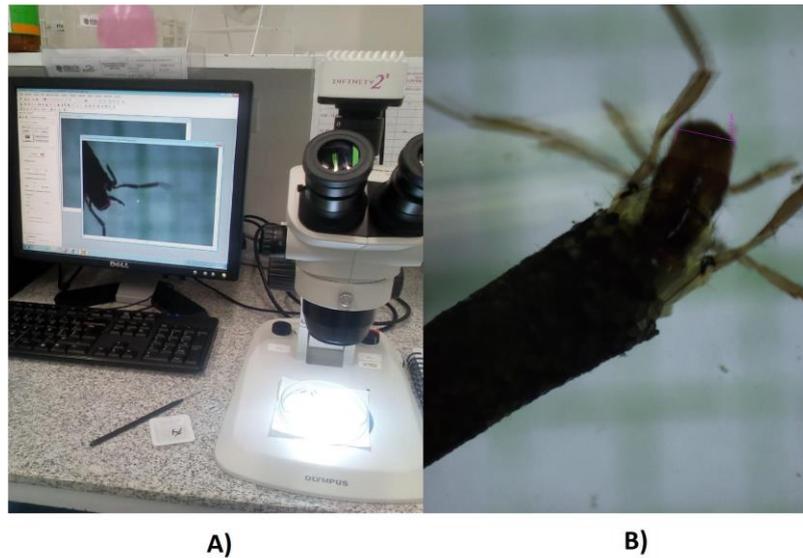


Figura 9. Medición del ancho de la cabeza

A) Medición realizada en el estereoscopio OLYMPUS ZX6

B) Individuo del género *Nectopsyche*

3.3.4.3. Mortalidad

Durante este proceso se identificó el estado de los individuos, siendo estos vivos o muertos. El análisis fue realizado de forma individual cada 12 horas por un período de 7 días, para observar las afecciones que generan los insecticidas sobre los individuos del género *Nectopsyche*.

3.3.5. Degradación de materia orgánica

La determinación de la cantidad de materia orgánica degradada se realizó a partir de fundas rellenas con hojarasca. Las fundas de 10 x 6 cm se armaron con mallas finas de 0.7 mm y se rellenas con 5 g de hojas aliso (Figura 10). Previamente la hojarasca fue secada a temperatura ambiente por 72 horas. Una vez colocados los leaf packs en los microcosmos se retiró un paquete por semana de cada unidad experimental.



Figura 10. Leaf pack con hojas de aliso para la determinación de la tasa de descomposición de materia orgánica.

Una vez que los paquetes fueron extraídos de las unidades experimentales se retiró la materia orgánica de cada bolsa, se lavó y en caso de existir individuos presentes, estos fueron retirados y devueltos a los microcosmos. Posteriormente se metió en la estufa a 75° C por 24 horas para obtener el peso en seco. Luego para obtener el peso de las cenizas se colocaron las hojas en la mufla a 550° C por 4 horas (Figura 11). El pesaje de la materia orgánica se lo realizó en la balanza analítica OHAUS Adventurer.

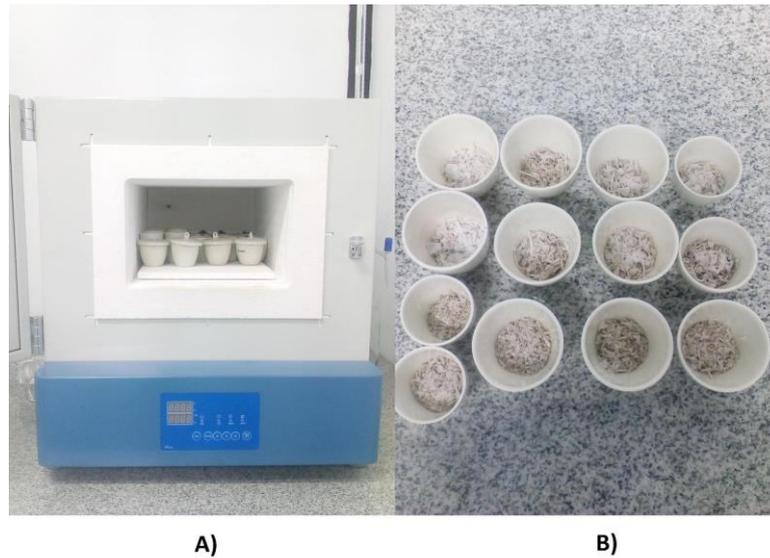


Figura 11. Peso de las cenizas

A) Secado de materia orgánica en la mufla

B) Producto obtenido luego del secado en la mufla a temperatura de 550° C

A continuación, se determinó la tasa de descomposición de la materia orgánica usando el modelo de decaimiento exponencial:

$$k = -\ln (\% R/100) \cdot t^{-1} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde:

R: diferencia entre el peso en seco y de la ceniza.

t: tiempo en días

k: coeficiente de la velocidad de descomposición (Morgana y Prato, 1994).

Tomando en cuenta que si k mayor a 0,010 es rápida; si esta entre 0,005 y 0,010 es media y si es menor a 0,005 es lenta (Petersen y Cummins, 1980).

3.4. Análisis de datos

Para el análisis de las diferentes variables se realizó un estudio individual de cada una de ellas en el programa IBM SPSS Statistics 24 y Stat Soft Statistica 10.0., donde se realizaron pruebas de Levene para el control de datos paramétricos. Además, se realizó un análisis de varianza ANOVA para comparar los valores entre variables (Morrison, 2005). Se utilizaron diagramas de cajas o bigotes, basados en cuartiles, para visualizar la distribución de los datos obtenidos.

Se realizó un análisis de supervivencia de Kaplan-Meier para estimar las probabilidades que tienen los individuos de sobrevivir en cada tratamiento a un tiempo determinado. En este análisis se consideró el estado del individuo, sea este vivo o muerto, y los tratamientos, sean estos con Engeo o Clorpirifós (Arribalzaga, 2007).

Para analizar la tasa de descomposición de materia orgánica, se realizaron correlaciones estadísticas entre las variables de k y los parámetros fisicoquímicos. De esta manera se determina si entre las variables existe o no una relación lineal (Steiger, 1980).

Los valores se consideraron significativos cuando el valor p es igual o menor a 0.05. Por otro lado, en ANOVA se considera a las medias muestrales distintas cuando F es mayor a 1, en tanto que si el valor es menor a 1 las medias no son diferentes (Manterola y Pineda, 2008). Se considera que dos variables se correlacionan cuando el valor r se acerca a 1.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Resultados

4.1.1. Parámetros físicos

4.1.1.1. Conductividad

En ambos tratamientos con Engeo y Clorpirifós se observó que la conductividad a lo largo de la experimentación aumentó.

El estudio presentó mayor significancia entre tratamientos con el insecticida Clorpirifós (Figura 12). Los resultados mostraron que el tratamiento C5 tuvo un valor máximo entre ambos insecticidas, el cual fue de 330.1 uS/cm, mientras que el valor mínimo fue de 109 uS/cm, correspondiente al tratamiento C10. Por otro lado, el tratamiento E10 presentó los valores máximos y mínimos en la experimentación con Engeo, siendo estos de 267.9 uS/cm y 129,6 uS/cm respectivamente.

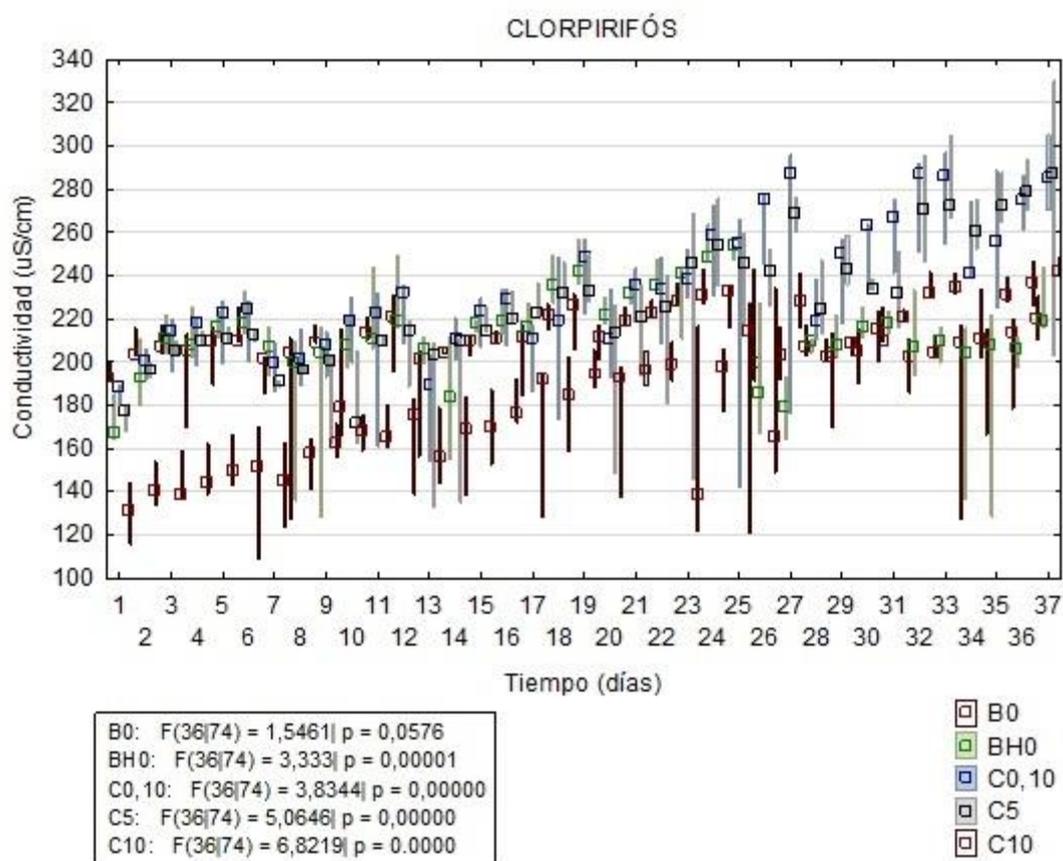


Figura 12. Conductividad de los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

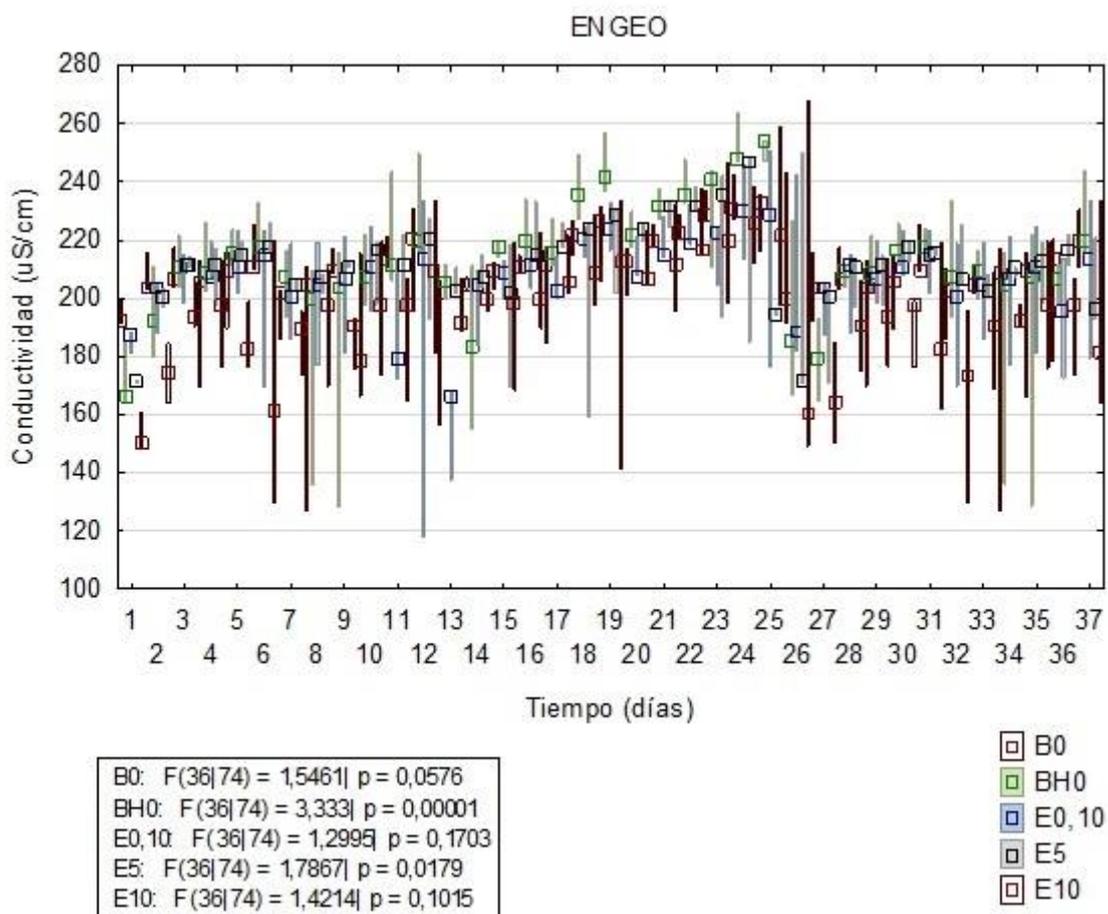


Figura 13. Conductividad de los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

4.1.1.2. pH

Se obtuvo que tanto con Engeo (Figura 14) como con Clorpirifós (Figura 15) los resultados fueron significativos entre tratamientos, donde se observó que los valores finales fueron mayores a los iniciales a lo largo de la experimentación. El tratamiento B0 presentó el valor mínimo entre ambos insecticidas, el cual fue de 6.49, mientras que el valor máximo fue de 8.46 en el tratamiento E10. De igual manera el tratamiento C10 presentó el valor máximo en los tratamientos con Clorpirifós, el cual fue de 8.24.

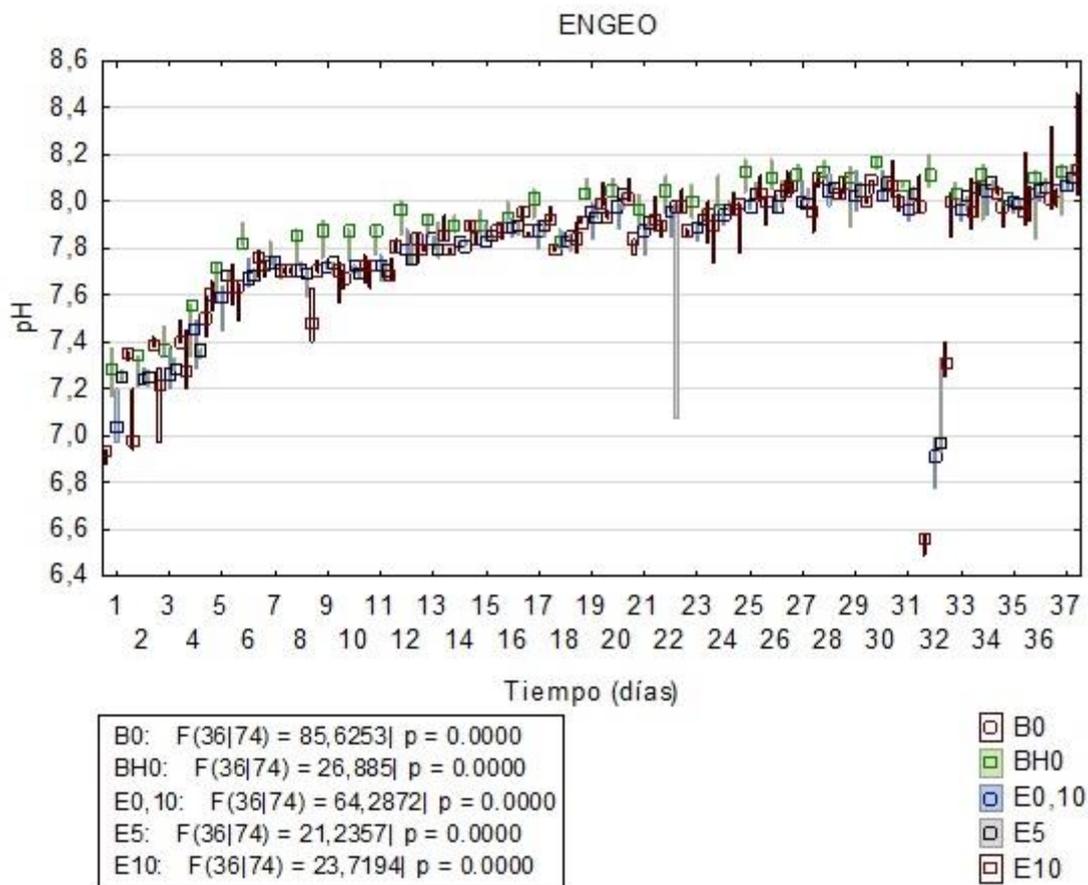


Figura 14. pH de los tratamientos con Enggeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

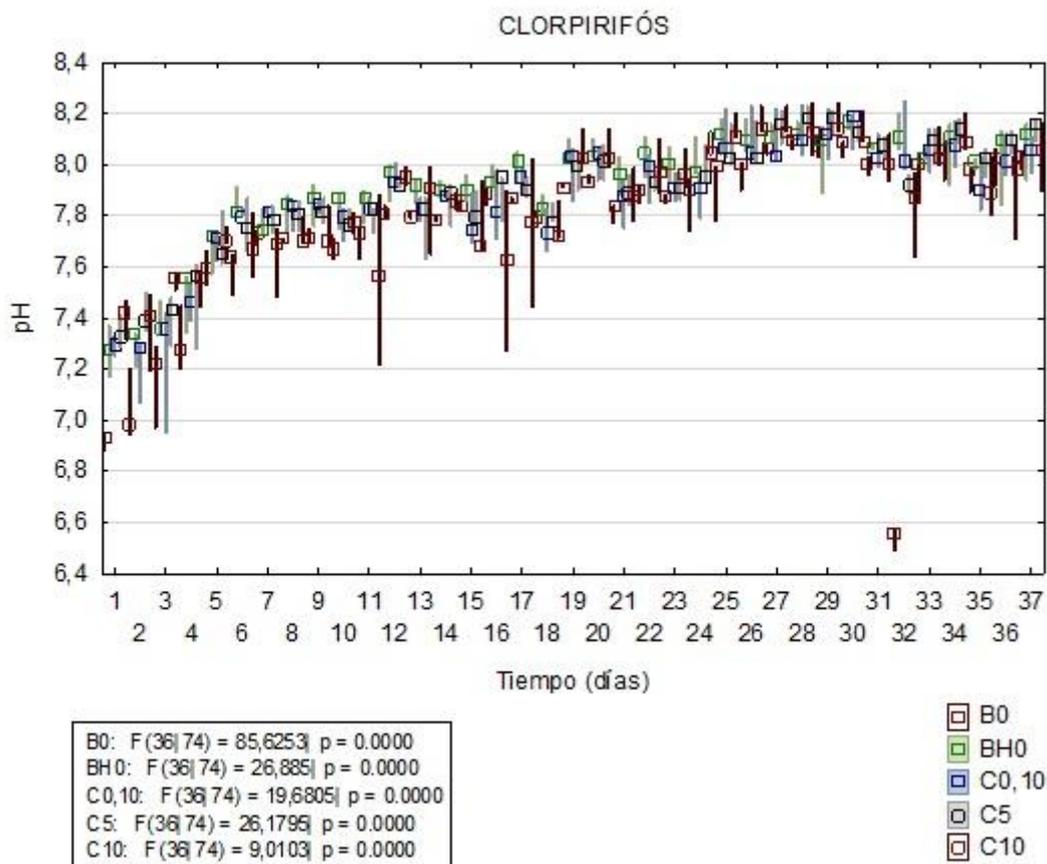


Figura 15. pH de los tratamientos con Clorpirifós a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

4.1.1.3. Turbidez

Se obtuvo que tanto con Engeo (Figura 16) como con Clorpirifós (Figura 17) los resultados fueron significativos entre los tratamientos, a excepción de C10 el cual p fue de 0,7443. Se observó que en ambos insecticidas la turbidez aumentó hasta el octavo día, posteriormente los valores se redujeron hasta el día 26, donde nuevamente tendió a aumentar.

Durante la experimentación se observó que tanto para tratamiento E5 como para el C5 el valor máximo fue de 109 FAU, mientras que los valores más bajos de turbidez entre ambos insecticidas se presentaron a una concentración de 10 μg

L⁻¹. En el tratamiento E10 el valor mínimo fue de 5 FAU, mientras en el tratamiento C10 fue de 2 FAU.

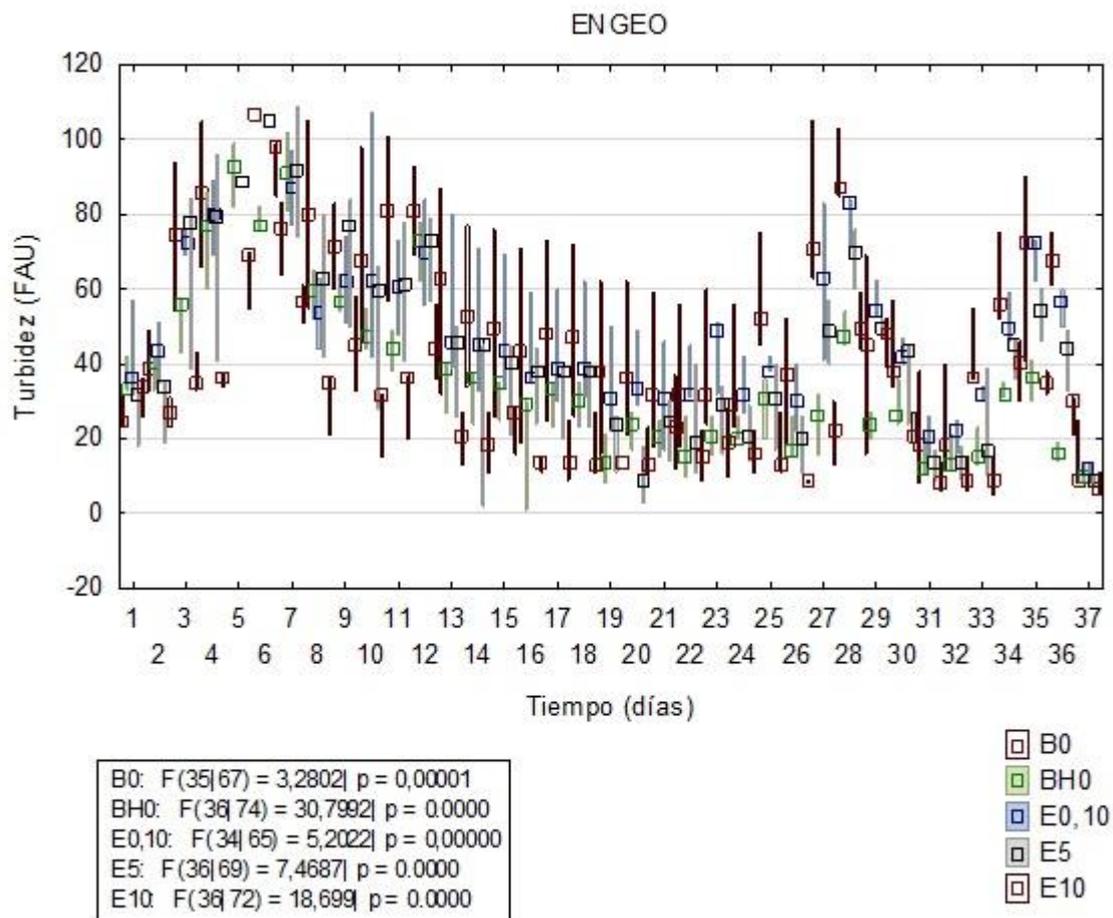


Figura 16. Turbidez de los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

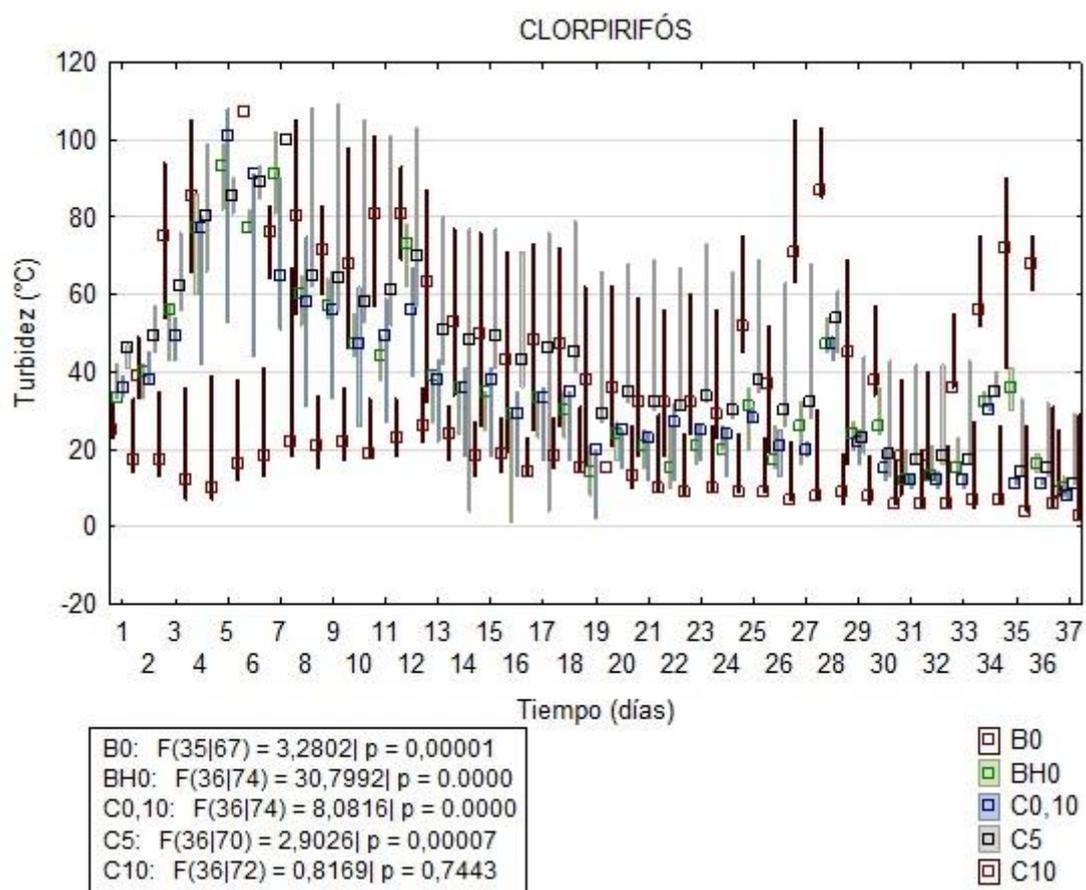


Figura 17. Turbidez de los tratamientos con Clorpirifós a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

4.1.1.4. Temperatura

Durante la experimentación la temperatura fue controlada por lo que esta no se vio influenciada por las concentraciones de los insecticidas. Sin embargo, el valor máximo registrado fue de 26,6 en el tratamiento B0 (Figura 18 y 19), mientras que el mínimo fue de 14,2 en el tratamiento E10 (Figura 18).

Se obtuvo que los resultados de temperatura fueron significativos entre los tratamientos de ambos insecticidas a lo largo de la experimentación.

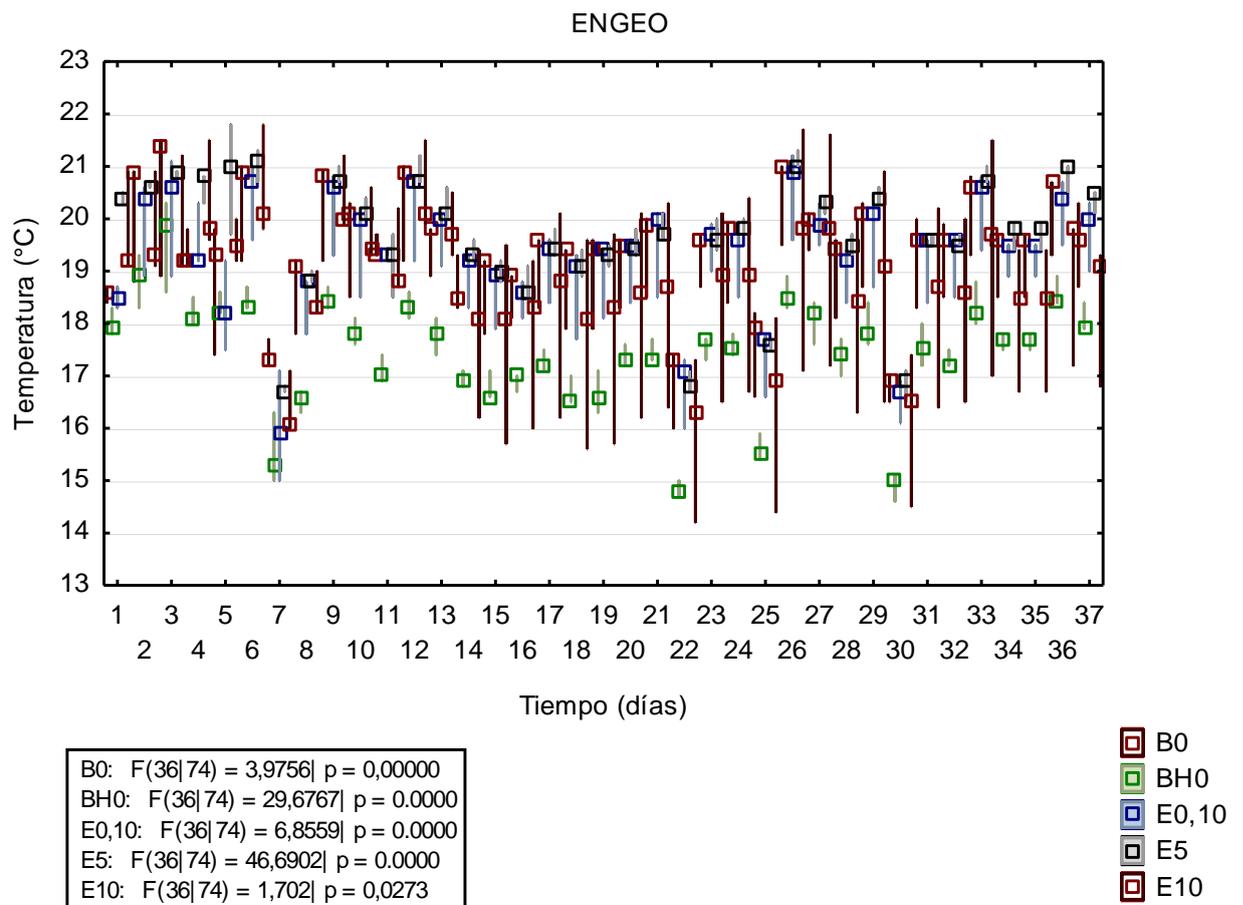


Figura 18. Temperatura de los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

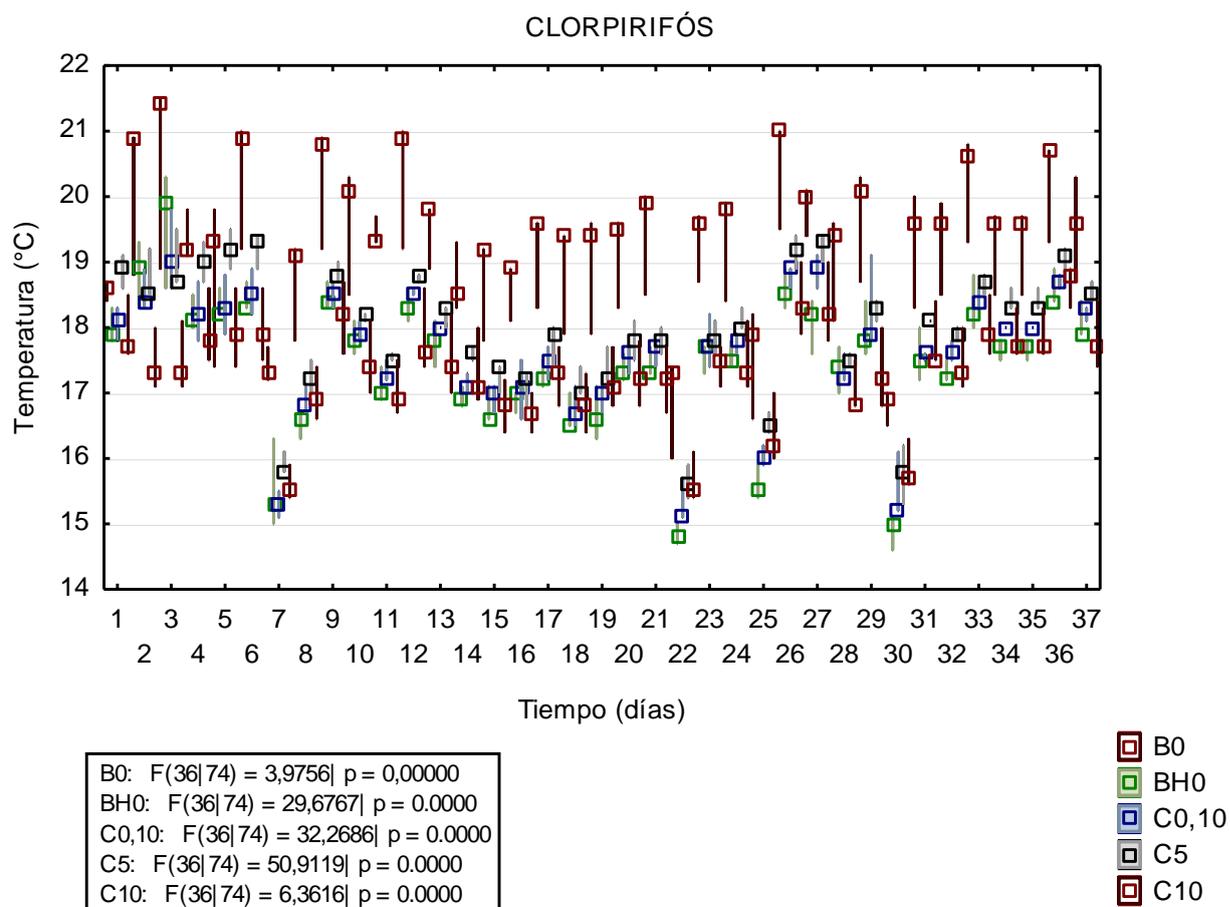


Figura 19. Temperatura de los tratamientos con Clorpirifós a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

4.1.1.5. Oxígeno disuelto

Se obtuvo que con Engeo (Figura 20) como con Clorpirifós (Figura 21) los resultados entre tratamientos fueron significativos, donde el porcentaje de oxígeno disuelto presente el agua aumentó hasta el día 14 y luego se mantuvo a lo largo de la experimentación registrándose una media de entre 75% y 90%.

Tanto para los tratamientos con Engeo como el de Clorpirifós el porcentaje máximo registrado fue de 97,8%. El valor máximo registrado durante la experimentación fue inferior al registrado en campo el cual fue de 103,4%.

En el tratamiento E10 se observó que el porcentaje de oxígeno disuelto fue menor a diferencia del resto de tratamientos. Mientras que por el contrario en el tratamiento BH0 (blanco sin individuos del género *Nectopsyche*) existió una mayor presencia de oxígeno disuelto. En la Figura 21 se observó tratamiento C10 presentó un mayor porcentaje de oxígeno disuelto, mientras que que el tratamiento que presentó un menor porcentaje de oxígeno disuelto fue el blanco sin individuos del género *Nectopsyche* (B0).

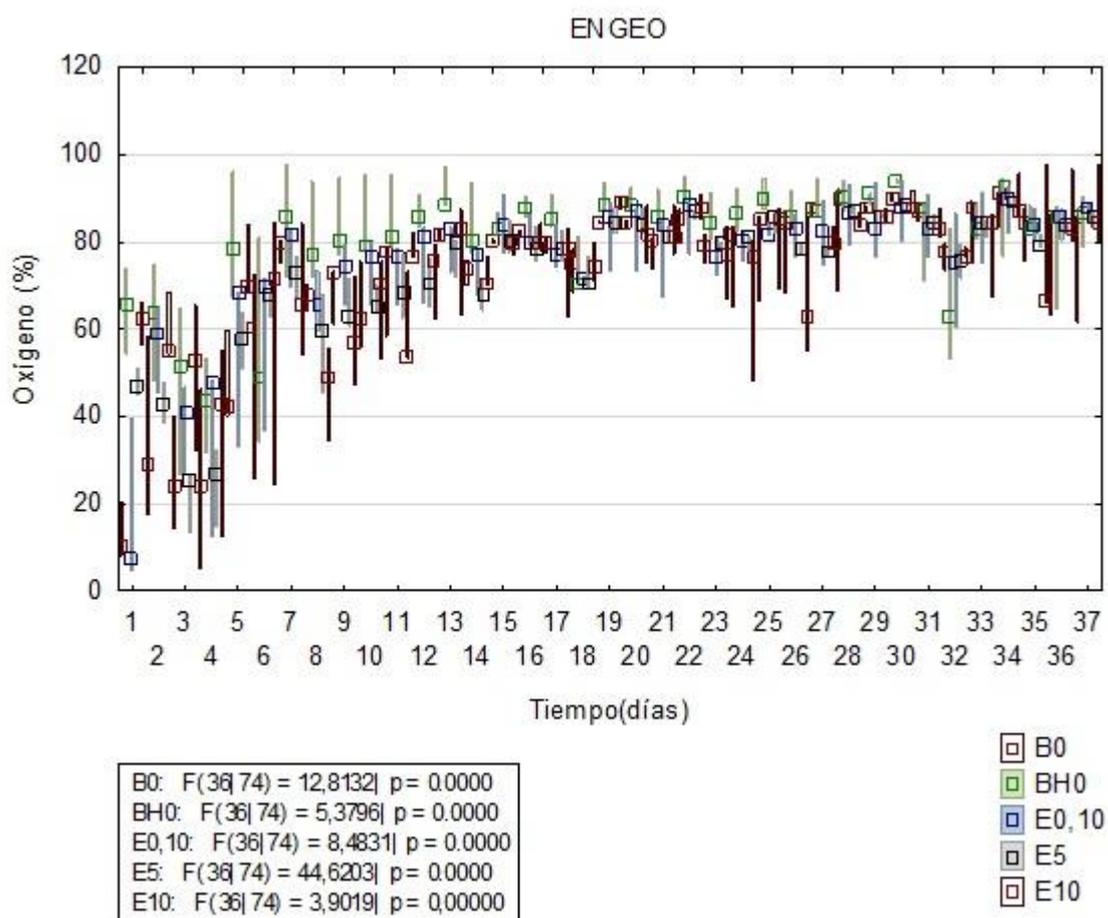


Figura 20. Oxígeno disuelto en los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

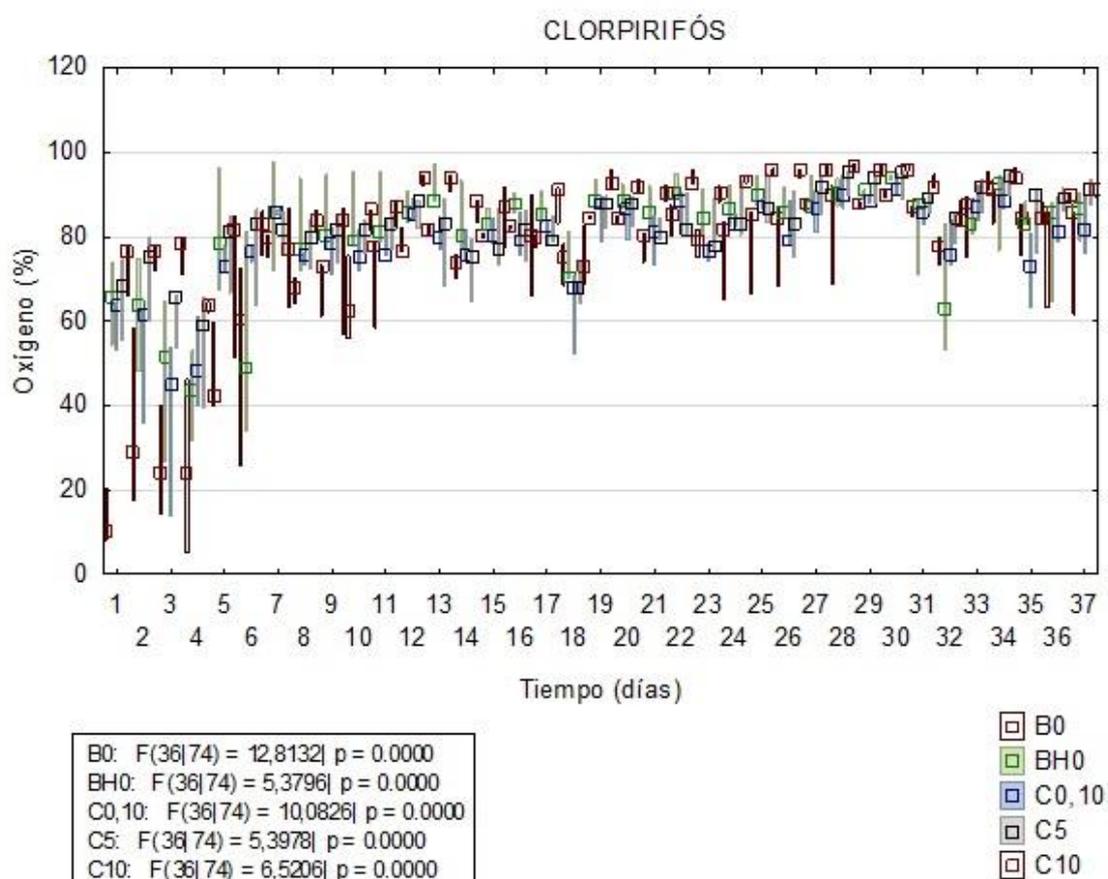


Figura 21. Oxígeno disuelto en los tratamientos con Engeo a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

4.1.2. Efectos sobre los individuos del género *Nectopsyche*

4.1.2.1. Peso del individuo

En la Figura 22, se observan las diferencias de peso que se presentaron entre los tratamientos con Engeo. En los tratamientos B0, E0.10, E5 y E10 se puede observar que la media del peso final se encuentra por debajo de la inicial. Las medias registradas entre los tratamientos con Engeo fueron: en B0 la media inicial fue de 0.0101 gramos y final fue de 0,0099 gramos, E0.10 la media inicial fue de 0.0099 gramos y la final fue de 0,0096 gramos, en E5 la media inicial fue de 0.0089 gramos y final fue de 0,0078 gramos, y en E10 la media inicial fue de 0.0102 gramos y final fue de 0,0101 gramos.

Se realizó un análisis ANOVA donde se observó que el valor de F en los tratamientos C0.10 y C5 son mayor a 1, lo que determina que las medias muestrales son distintas. Mientras que en los tratamientos B0 y C10 las medias muestrales no son distintas. El valor p en todos los tratamientos a excepción del C5 fue mayor a 0.05 siendo esta diferencia no significativa, mientras que el tratamiento C5 al ser menor 0.05 fue significativa.

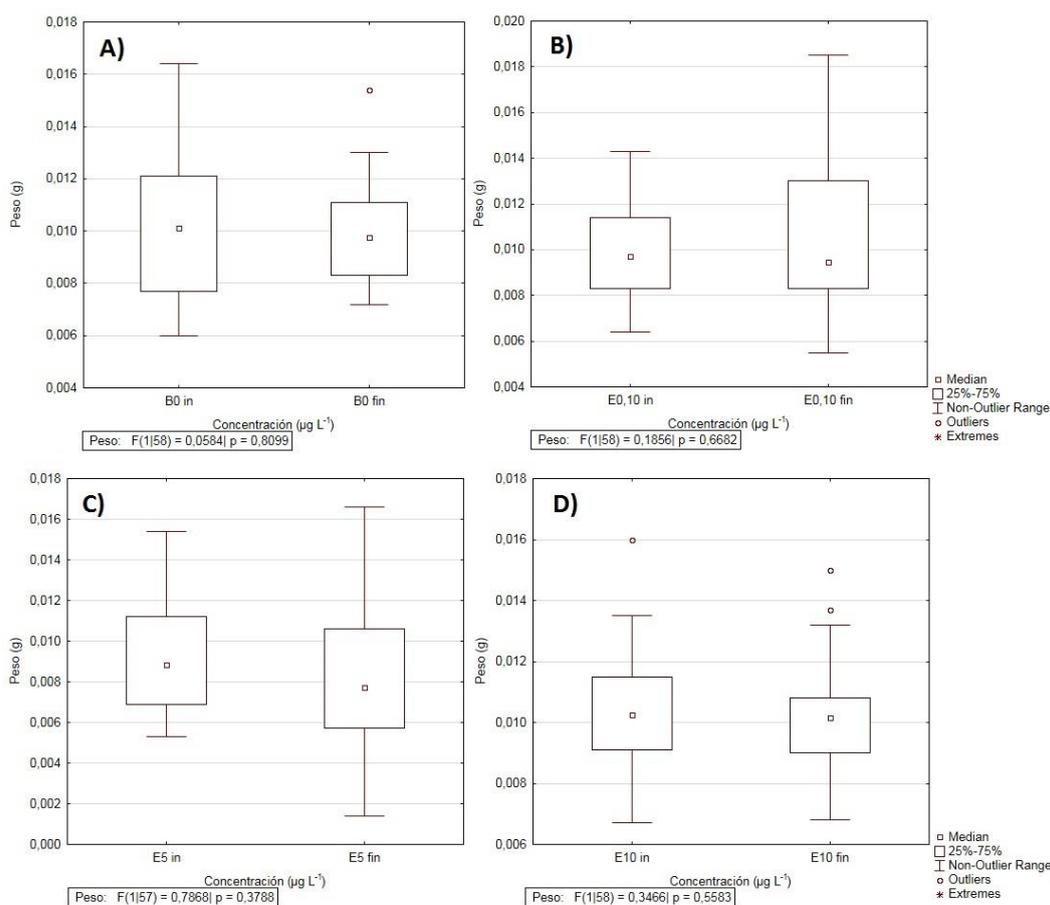


Figura 22. Gráfico de caja del peso neto de los individuos del género *Nectopsyche* en los tratamientos con Engeo.

- A) Tratamiento B0 (B, blanco con individuos)
- B) Tratamiento con $0,10 \mu\text{g L}^{-1}$ (E0.10) inicial y final
- C) Tratamiento con $5 \mu\text{g L}^{-1}$ (E5) inicial y final
- D) Tratamiento con $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (E10) inicial y final

En la Figura 23, se observan las diferencias de peso que se presentaron entre los tratamientos con Clorpirifós; en los tratamientos B0, C5 y C10 se puede observar que la media del peso final se encuentra por debajo de la inicial, mientras que en el tratamiento C0.10 la media del peso final se fue mayor a la inicial. Las medias registradas entre los tratamientos con Clorpirifós fueron: en B0 la media inicial fue de 0.0101 gramos y final fue de 0,0099 gramos, C0.10 la media inicial fue de 0.0089 gramos y la final fue de 0,0102 gramos, en C5 la media inicial fue de 0.0118 gramos y final fue de 0,0086 gramos, y en C10 la media inicial fue de 0.0092 gramos y final fue de 0,0089 gramos

Se realizó un análisis ANOVA donde se observó que el valor de F en los tratamientos C0.10 y C5 fueron mayores a 1, lo que refleja las medias muestrales son distintas. Mientras que por el contrario en los tratamientos B0 y C10 las medias muestrales no son distintas. El valor p en todos los tratamientos a excepción del C5 fueron mayores a 0.05 sienta estas diferencias no significativas.

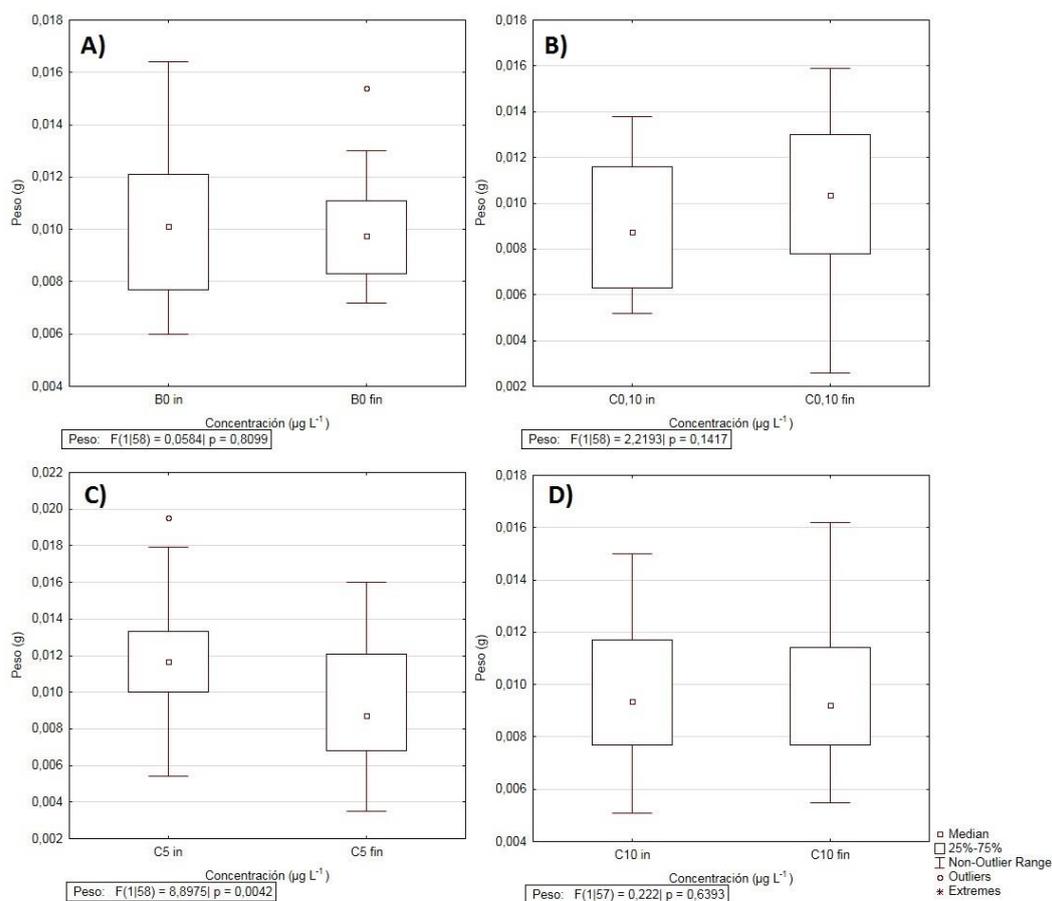


Figura 23. Gráfico de caja del peso neto de los individuos del género *Nectopsyche* en los tratamientos con Clorpirifós.

- A) Tratamiento B0 (B, blanco con individuos)
- B) Tratamiento con $0,10 \mu\text{g L}^{-1}$ (C0.10) inicial y final
- C) Tratamiento con $5 \mu\text{g L}^{-1}$ (C5) inicial y final
- D) Tratamiento con $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (C10) inicial y final

4.1.2.2. Ancho de la cabeza del individuo

En la Figura 24, se observan las diferencias de ancho de la cabeza de los individuos que se presentaron entre los tratamientos con Engeo. En los tratamientos B0, E0.10, E5 y E10 se puede observar que la media de los valores finales es menor a la media de los valores iniciales. Se observa además que el tratamiento E0.10 se presentó una mayor reducción en el ancho de la cabeza.

Las medias registradas entre los tratamientos con Engeo fueron: en B0 la media inicial fue de 494 μm y final fue de 456 μm , E0.10 la media inicial fue de 511 μm y la final fue de 464 μm , en E5 la media inicial fue de 507 μm y final fue de 443 μm , y en E10 la media inicial fue de 456 μm y final fue de 437 μm .

Se realizó un análisis ANOVA donde se observó que el valor de F en todos los tratamientos, a excepción del E10 fueron mayores a 1, lo que determina que las medias muestrales son distintas, mientras que en E10 las medias muestrales no son distintas. El valor p en los tratamientos B0, E0.10, y E5 fueron menores a 0.05, siendo estas diferencias significativas. Contrario al tratamiento E10 que presentó un valor p por encima de 0.05 siendo esta diferencia no significativa.

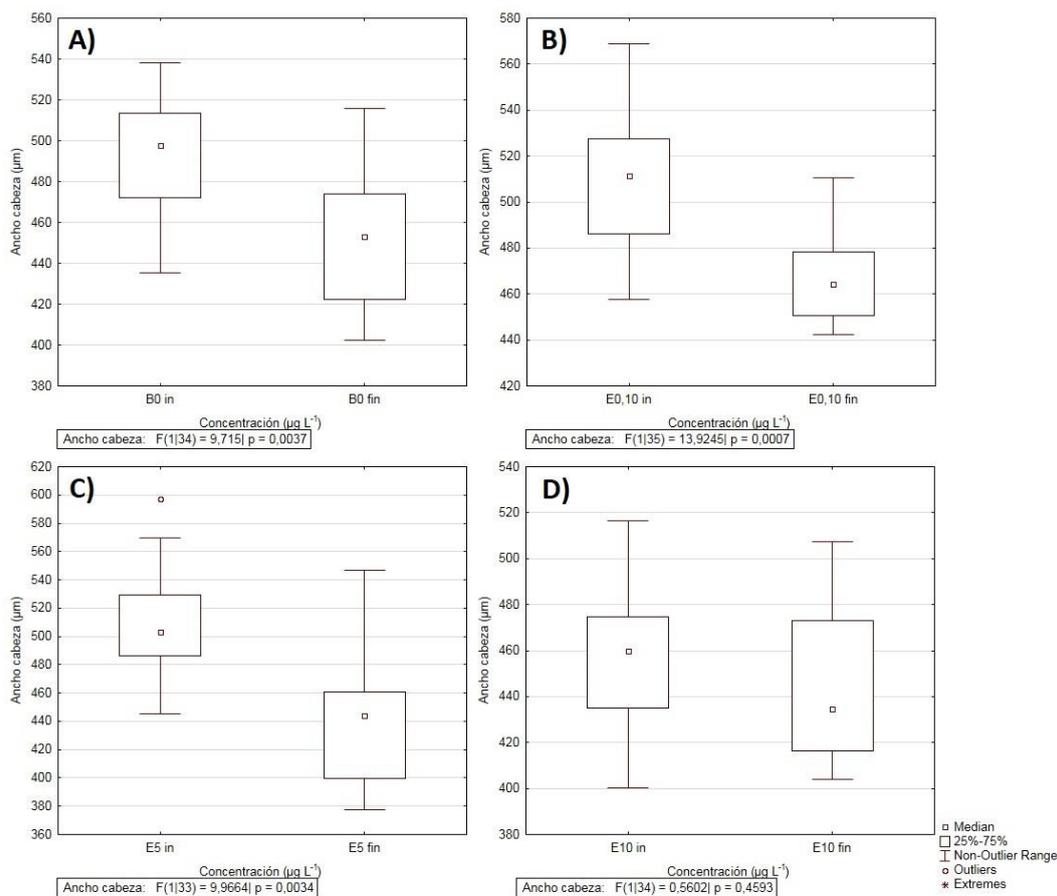


Figura 24. Gráfico de caja del ancho de cabeza de los individuos del género *Nectopsyche* en los tratamientos con Engeo.

- A) Tratamiento B0 (B, blanco con individuos)
- B) Tratamiento con $0.10 \mu\text{g L}^{-1}$ (E0.10) inicial y final
- C) Tratamiento con $5 \mu\text{g L}^{-1}$ (E5) inicial y final
- D) Tratamiento con $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (E10) inicial y final

En la Figura 25, se observan las diferencias de ancho de la cabeza de los individuos que se presentaron entre los tratamientos con Clorpirifós. Al igual que en el tratamiento con Engeo se observa que la media de los valores finales del ancho de la cabeza es menor a la media de los valores iniciales. Las medias registradas entre los tratamientos con Clorpirifós fueron: en B0 la media inicial fue de $494 \mu\text{m}$ y final fue de $456 \mu\text{m}$, C0.10 la media inicial fue de $456 \mu\text{m}$ y la final fue de $439 \mu\text{m}$, en C5 la media inicial fue de $472 \mu\text{m}$ y final fue de $453 \mu\text{m}$, y en C10 la media inicial fue de $478 \mu\text{m}$ y final fue de $449 \mu\text{m}$.

Se realizó un análisis ANOVA donde se observó que el valor de F en los tratamientos B0, C0.10, C5 y C10 fue mayor a 1, lo que refleja las medias muestrales son distintas. En tanto que el valor p en los tratamientos C0.10, C5 y C10 fueron mayores a 0.05, siendo estas diferencias no significativas. Contrario al tratamiento B0 que tiene un valor p por debajo de 0.05 siendo esta diferencia significativa.

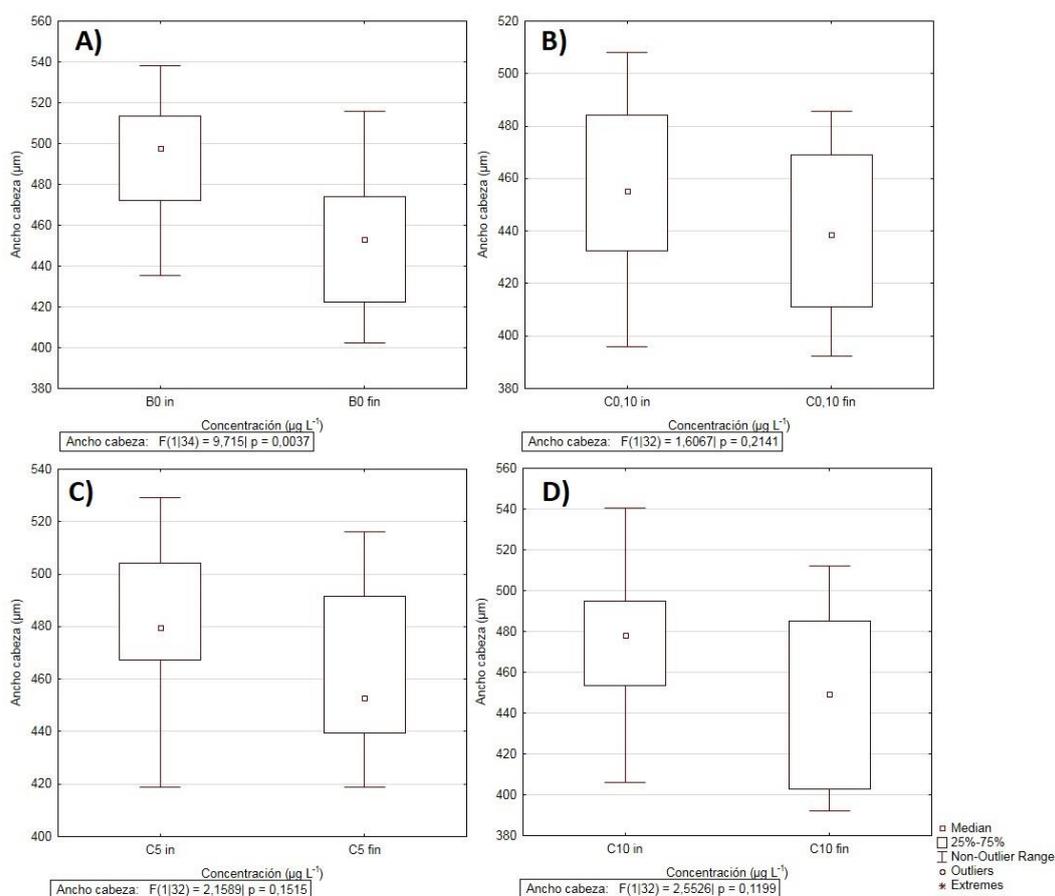


Figura 25. Gráfico de caja del ancho de cabeza de los individuos del género *Nectopsyche* en los tratamientos con Clorpirifós.

- A) Tratamiento B0 (B, blanco con individuos)
- B) Tratamiento con $0.10 \mu\text{g L}^{-1}$ (C0.10) inicial y final
- C) Tratamiento con $5 \mu\text{g L}^{-1}$ (C5) inicial y final
- D) Tratamiento con $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (C10) inicial y final

4.1.2.3. Supervivencia

La menor tasa de supervivencia se presentó durante las primeras 120 horas, período considerado como de adaptación.

En la Figura 26, se observa que para los tratamientos de Engeo E5, la tolerancia fue mayor en relación al resto de tratamientos, incluido el blanco. Mientras que el tratamiento que presentó una menor tolerancia por parte de los individuos, fue el E0,10.

En el caso del Clorpirifós, se observa que el blanco a comparación de tratamiento de C10 representó una mayor supervivencia durante primeras 600 horas. Sin embargo, luego de estas, la mortalidad aumentó en el tratamiento blanco, mientras que en el tratamiento C10 la mortalidad de los individuos disminuyó.

Entre ambos insecticidas se observa que finalmente los individuos que se encontraban en el tratamiento con Clorpirifós presentaron mayor supervivencia que con Engeo.

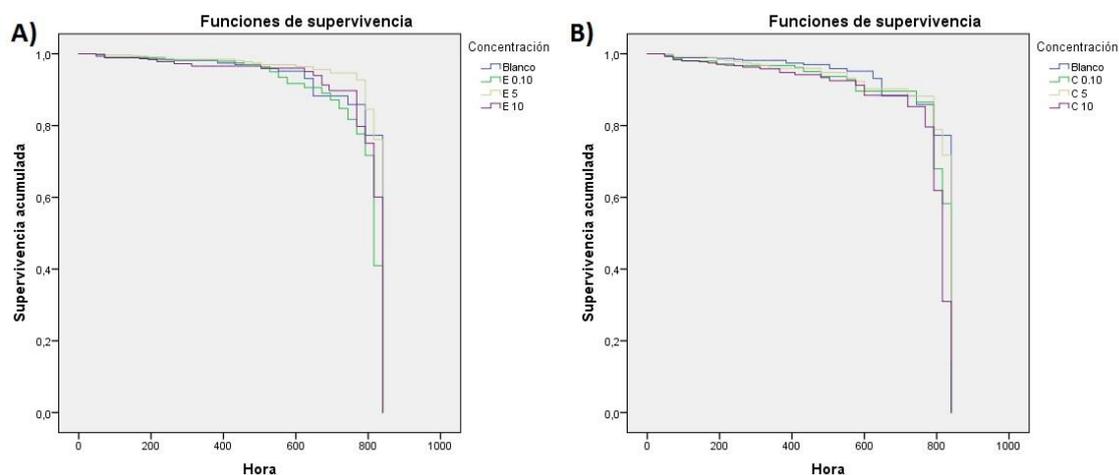


Figura 26. Supervivencia de los individuos del género *Nectopsyche* a concentraciones de 0 (B, blanco con individuos), 0 (BH, blanco con individuos), 0.10, 5 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

A) Supervivencia con Engeo

B) Supervivencia con Clorpirifós

4.1.3. Efecto sobre la descomposición de hojarasca

Se realizaron correlaciones entre la tasa de descomposición de materia orgánica (k) con los parámetros físico químicos medidos en el agua.

4.1.3.1. Temperatura

En la Tabla 1, se observa la correlación realizada entre la tasa de descomposición de materia orgánica y la temperatura, donde los valores de p en los tratamientos B0, E0.10, E10 y C10, son mayores a 0.05, siendo no significativos. Mientras que en los tratamientos BH0, E5, C0.10 y C5 sí fueron significativos. Por otro lado, se obtuvieron valores positivos en r , determinándose que estos son directamente proporcionales, es decir que a medida que la temperatura aumentó existió una mayor tasa de descomposición. Sin embargo,

se observa que no existe una correlación entre dichas variables, ya que los valores de r se encuentran bajo 0.8.

Tabla 1.

Correlación de la tasa de descomposición de materia orgánica (K) y temperatura (°C).

		B0 (°C)	BH0 (°C)	E0.10 (°C)	E5 (°C)	E10 (°C)	C0.10 (°C)	C5 (°C)	C10 (°C)
B0 (k)	r	0,0964							
	p	0,703							
BH (k)	r		0,6467						
	p		0,004						
E0.10 (k)	r			0,0767					
	p			0,762					
E5 (k)	r				0,6853				
	p				0,002				
E10 (k)	r					0,3334			
	p					0,176			
C0.10 (k)	r						0,5793		
	p						0,012		
C5 (k)	r							0,6177	
	p							0,003	
C10 (k)	r								0,1995
	p								0,156
Existe correlación si r se acerca a 1									
Las correlaciones marcadas son significativas en $p < 0,050$									

4.1.3.2. Oxígeno disuelto

Se realizó una correlación entre la tasa de descomposición de materia orgánica y el porcentaje de oxígeno disuelto en el agua de los microcosmos (Tabla 2). Los tratamientos que presentaron mayor correlación fueron B0 y C0.10, mientras que por el contrario en el resto de tratamientos los valores de r estuvieron por debajo 0.8.

Por otro lado, se obtuvo que los valores de p en todos los tratamientos fueron menores a 0.05 determinando que las diferencias entre los resultados son significativas.

Se comprobó que las variables son inversamente proporcionales, a mayor porcentaje de oxígeno disuelto menor es la tasa de descomposición, ya que los valores de r fueron negativos.

Tabla 2.

Correlación de la tasa de descomposición de materia orgánica (k) y oxígeno disuelto (%).

		B0 (%)	BH0 (%)	E0.10 (%)	E5 (%)	E10 (%)	C0.10 (%)	C5 (%)	C10 (%)
B0 (k)	r	-0,8917							
	p	0,000							
BH (k)	r		-0,6737						
	p		0,002						
E0.10 (k)	r			-0,7791					
	p			0,000					
E5 (k)	r				-0,7514				
	p				0,000				
E10 (k)	r					-0,4907			
	p					0,039			
C0.10 (k)	r						-0,8080		
	p						0,000		
C5 (k)	r							-0,5952	
	p							0,009	
C10 (k)	r								-0,6411
	p								0,004
Existe correlación si r se acerca a 1									
Las correlaciones marcadas son significativas en $p < 0,050$									

4.1.3.3. Turbidez

En la Tabla 3, se observa que ningún tratamiento presentó correlación entre las variables ya que los valores de r no se acercaron a 1. Por otro lado, se observó que las diferencias entre los resultados no son significativas ya que en todos los tratamientos los valores de p son mayores a 0.05.

En los tratamientos B0, E0.10 y E5 se obtuvieron valores de r negativos, lo que indicó que las variables son inversamente proporcionales, a mayor turbidez menor tasa de descomposición, sin embargo, el resto de tratamientos son directamente proporcionales ya que se presentaron valores positivos.

Tabla 3.

Correlación de la tasa de descomposición de materia orgánica (K) y turbidez (FAU).

		B0 (FAU)	BH0 (FAU)	E0.10 (FAU)	E5 (FAU)	E10 (FAU)	C0.10 (FAU)	C5 (FAU)	C10 (FAU)
B0 (k)	r	-0,3674							
	p	0,134							
BH (k)	r		0,0732						
	p		0,773						
E0.10 (k)	r			-0,1243					
	p			0,623					
E5 (k)	r				-0,2001				
	p				0,426				
E10 (k)	r					0,0859			
	p					0,735			
C0.10 (k)	r						0,1727		
	p						0,493		
C5 (k)	r							0,0097	
	p							0,970	
C10 (k)	r								0,3533
	p								0,150
Existe correlación si r se acerca a 1									
Las correlaciones marcadas son significativas en $p < 0,050$									

4.1.3.4. pH

En la Tabla 4, se observa la correlación realizada entre la tasa de descomposición de materia orgánica y el pH, donde los valores de p en todos los tratamientos fueron menores a 0.05 asumiéndose que las diferencias entre los resultados son significativas. Por otro lado, los valores negativos de r determinan que las variables son inversamente proporcionales, a mayor pH menor tasa de descomposición, y que se correlacionan entre ellas, a excepción del tratamiento C10 que presenta un valor menor a 1.

Tabla 4.

Correlación de la tasa de descomposición de materia orgánica (K) y pH.

		B0 (pH)	BH0 (pH)	E0.10 (pH)	E5 (pH)	E10 (pH)	C0.10 (pH)	C5 (pH)	C10 (pH)
B0 (k)	r	-0,9329							
	p	0,000							
BH (k)	r		-0,9068						
	p		0,000						
E0.10 (k)	r			-0,8755					
	p			0,000					
E5 (k)	r				-0,8743				
	p				0,000				
E10 (k)	r					-0,8213			
	p					0,000			
C0.10 (k)	r						-0,8876		
	p						0,000		
C5 (k)	r							-0,8263	
	p							0,000	
C10 (k)	r								-0,6433
	p								0,004
Existe correlación si r se acerca a 1									
Las correlaciones marcadas son significativas en $p < 0,050$									

4.1.3.5. Conductividad

Se realizó una correlación entre la tasa de descomposición de materia orgánica y la conductividad del agua en los microcosmos (Tabla 5), los valores negativos indican que las variables son inversamente proporcionales, a mayor conductividad menor tasa de descomposición. Por otra parte, se observa que en todos los tratamientos a excepción de BH0 y E5, no se existe una correlación ya que los valores de r se encuentran por debajo de 1. Además, se observa que a excepción de los E0.10 y C10, el resto de tratamientos presentaron valores de p mayores a 0.05, siendo las diferencias entre los resultados significativas.

Tabla 5.

Correlación de la tasa de descomposición de materia orgánica (K) y conductividad (uS/cm).

		B0 (uS/cm)	BH0 (uS/cm)	E0.10 (uS/cm)	E5 (uS/cm)	E10 (uS/cm)	C0.10 (uS/cm)	C5 (uS/cm)	C10 (uS/cm)
B0 (k)	r	-0,2008							
	p	0,424							
BH (k)	r		-0,7610						
	p		0,000						
E0.10 (k)	r			-0,3530					
	p			0,151					
E5 (k)	r				-0,8203				
	p				0,000				
E10 (k)	r					-0,5970			
	p					0,009			
C0.10 (k)	r						-0,4891		
	p						0,039		
C5 (k)	r							-0,5735	
	p							0,013	
C10 (k)	r								-0,4566
	p								0,057
Existe correlación si r se acerca a 1									
Las correlaciones marcadas son significativas en $p < 0,050$									

4.2. Discusión

El uso de microcosmos permitió replicar, con control de variables, las afecciones que sufren comunidades de macroinvertebrados, así como en las tasas de descomposición de materia orgánica, en presencia de diferentes concentraciones de insecticidas Clorpirifós y Engeo.

Los resultados de la tasa de degradación de materia orgánica mostraron una mayor velocidad de descomposición durante los primeros días. Se conoce que una vez que la materia orgánica entra a los cuerpos de agua estos son rápidamente colonizados por invertebrados, especialmente trituradores (Mcarthur y Barnes, 1988). Se prevé que, al existir una mayor disponibilidad de materia orgánica, los individuos del género *Nectopsyche*, así como los microorganismos presenten una mayor actividad y aceleren los procesos de descomposición hasta estabilizarse (Graça, 2001).

En relación a las características fisicoquímicas del agua de los microcosmos, temperatura, conductividad, pH y turbidez, se observó que los valores entre los tratamientos con Clorpirifós y Engeo tendieron a aumentar durante los primeros días, y que a partir del día 13 sus valores disminuyeron. Para el caso de la turbidez en los tratamientos E5 y C5 se registraron los valores máximos de 109 FAU, mientras que los valores mínimos se presentaron en los tratamientos E10 y C10 con valores de 5 FAU y 2 FAU respectivamente. Se presume que los valores de turbidez reportados se deben a la presencia de taninos, ya que el Aliso (*Alnus acuminata*) se caracteriza por altos contenidos de estos compuestos (Garcés, Orozco, Correa y Cogua, 1986).

Por otro lado, en la conductividad se registraron los valores mínimos en los tratamientos E10 y C10 con valores de 109 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 129 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente. Mientras que los valores máximos se presentaron en tratamientos diferentes, siendo estos 267.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en E10 y 330.1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en C5. Se especula que a mayor concentración de insecticidas exista una mayor presencia de sales con

sus respectivos iones, los cuales pueden influir en los valores de conductividad (Mogollón, Vera y Martínez, 2015). Guerra (2016) determinó que, a mayor presencia de sales, mayores son las afecciones sobre las especies de macroinvertebrados acuáticos, mostrando efectos irreversibles en periodos cortos de tiempo.

El oxígeno disuelto es importante para procesos de descomposición de materia orgánica, oxidación-reducción, fotosíntesis y la solubilidad de minerales (Fuentes y Massol, 2002). Durante los primeros días de experimentación se registraron porcentajes de oxígeno disuelto inferiores al 80%, considerándose como una fase de adaptación por parte de los organismos presentes la cual se relacionó con la disponibilidad de oxígeno en el agua. Así como lo menciona Fuentes y Massol (2002), cuando los valores de oxígeno disuelto se encuentran por debajo del nivel de saturación indican una alta actividad respiratoria provocada por procesos naturales y relacionados a la presencia de materia orgánica. A partir del día 14 los porcentajes de oxígeno disuelto se mantuvieron entre un 76% y 98%.

Durante este estudio se pudo evidenciar que los tratamientos en ambos insecticidas presentaron en el peso y ancho de cabeza una media menor a la inicial, con excepción del tratamiento de C0.10 el cual presentó una media final mayor a la inicial. En un estudio realizado sobre las alteraciones físicas y fisiológicas que presentan los macroinvertebrados en condiciones salinas, se determinó una relación directa entre las concentraciones de sales y la morfología de los individuos (Guerra, 2016). Otro estudio determinó que la presencia de Clorpirifós afecta negativamente en la tasa de crecimiento de los individuos, lo que está relacionado con el ancho de la cabeza y el peso (Gallo, Palacio y Gutiérrez, 2006).

Cuffney (1990) y Wallace (1995), determinan la importancia que tienen los trituradores en la descomposición de materia orgánica, observando una reducción en las comunidades de invertebrados luego de aplicar insecticidas.

Durante la experimentación se registró un porcentaje de descomposición de materia orgánica del 50-74%, sin embargo, no se observaron diferencias entre el tipo de insecticidas, así como entre los tratamientos con y sin la presencia de individuos del género *Nectopsyche*.

Las variables que presentaron mayor correlación y significancia con las tasas de descomposición de materia orgánica fueron el pH y el porcentaje de oxígeno disuelto. Chalar (1994) determinó la importancia, así como la influencia que tiene el oxígeno sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos. Esto concuerda con los resultados obtenidos ya que del porcentaje de oxígeno presente en el medio dependerá las tasas de descomposición que se presenten, sea por los individuos de género *Nectopsyche*, como de los microorganismos. Por otro lado, se ha determinado que el pH es un factor importante para la distribución de macroinvertebrados acuáticos, ya que es uno de los parámetros a los que estos presentan mayor sensibilidad (Carvacho, 2012; Meza, Rubio, Dias y Walteros, 2012; Moreli y Verdi, 2014), lo que coincide con la relación que tiene la tasa de descomposición con el pH, ya que de esta segunda variable dependerá la actividad que presenten los macroinvertebrados en los procesos de descomposición de materia orgánica.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

Se concluyó que al tener resultados similares entre los tratamientos con Engeo y Clorpirifós, ambos insecticidas pueden ser igual de dañinos sobre los individuos del género *Nectopsyche*. Si bien no se registraron diferencias entre ambos insecticidas sobre los individuos, si se obtuvieron efectos en los niveles de tolerancia y mortalidad. Determinando finalmente que la presencia de estas sustancias en los cuerpos de agua afecta directamente sobre las comunidades de macroinvertebrados.

De igual forma se observó que además de presentarse una alta mortalidad por parte de los individuos además se registraron cambios en el peso y ancho de la cabeza de los individuos del género *Nectopsyche*, obteniéndose como resultado que el peso final de los individuos disminuyó a comparación del peso inicial. De igual forma se registró que el ancho de la cabeza de los individuos al final de la experimentación era menor que el inicial.

El parámetro que más influyó sobre las tasas de descomposición de materia orgánica fue el pH, presentándose una mayor correlación entre ambas variables. Por otra parte, durante la experimentación se determinó que la relación entre los individuos del género *Nectopsyche* sobre las tasas de descomposición no fueron significativas. Esto se estableció ya que los valores registrados entre los tratamientos con individuos frente a los que no contenían presentaron valores similares, asumiéndose que esto se debe a la baja cantidad de individuos presentes en cada unidad experimental.

5.2. Recomendaciones

Se recomienda para este tipo de estudios que el estado de la hojarasca se encuentre en iguales condiciones para que esta variable no influya en el desarrollo de la experimentación. A su vez, se recomienda aumentar el número de individuos a cada tratamiento que fortalezcan los resultados con respecto a la tasa de descomposición de materia orgánica.

Durante la etapa de experimentación es recomendable tener un control constante sobre la temperatura ambiente, para que esta variable no intervenga en los resultados de la experimentación. De igual modo es importante contar con una reserva de agua, esto debido a que a condiciones de laboratorio se evapora dos litros de agua semanalmente.

También se recomienda durante la etapa de construcción de microcosmos aislar completamente las bombas de recirculación de agua, así como proteger las mangueras, esto debido a que los individuos suelen ingresar a los sistemas de recirculación de agua dificultando la visualización de los organismos.

REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica* 28(1): 35-64. Recuperado el 8 de Enero de 2018 de: <https://www.limnetica.com/es/propuesta-de-un-protocolo-de-evaluaci%C3%B3n-de-la-calidad-ecol%C3%B3gica-de-r%C3%ADos-andinos-cera-y-su-aplicaci%C3%B3n>
- Adams, D. 2017. *Insecticides and Pesticides: Techniques for Crop Protection*. New York, USA: Library Press. Recuperado el 16 de Mayo de 2018 de: <https://www.angusrobertson.com.au/books/insecticides-and-pesticides-techniques-for-crop-protection/p/9781635491548>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (ATSDR). 1997. *Toxicological profile for chlorpyrifos*. U.S. department of health and human services, Public Health Service. Recuperado el 6 de Abril de 2018 de: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=495&tid=88>
- Arribalzaga, E. B. 2007. Interpretación de las curvas de supervivencia. *Rev. Chilena de Cirugía*. 59 (1): 75-83. Recuperado el 26 de Mayo de 2018 de: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-40262007000100013>
- ATSDR (Agencia de Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 1997. Clorpirifos (Chlorpyrifos). Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E. U. A. Servicio de Salud Pública. Atlanta (GA). Recuperado el 4 de Abril de 2018 de: https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs84.html
- Auber, A., Caquet, T., Roucaute, M., Togola, A. 2011. *Structural and functional effects of conventional and low pesticide input crop-protection*

programs on benthic macroinvertebrate communities in outdoor pond mesocosms. Ecotoxicology, 20: 2042–2055. Recuperado el 15 de Febrero de 2018 de: <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0747-5>

Battaglin, W. & Fairchild, J. 2002. *Potential toxicity of pesticides measured in midwestern streams to aquatic organisms. Water Science and Technology*, 45(9): 95–103. Recuperado el 23 de Febrero de 2018 de: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12079130>

Beketov, M.A., Foit, F., Schafer, R. B., Schriever, C. A., Sacchi, A., Capri, E., Biggs, J., Wells, C., Liess, M. 2009. *SPEAR indicates pesticide effects in streams– Comparative use of species- and family-level biomonitoring data. Environmental Pollution*, 157: 1841–1848. Recuperado el 23 de Marzo de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.01.021>

Beketov, M. A., Keffordb, B. J., Schäferc, R. B., & Liess, M. 2013. *Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. Proc Natl Acad Sci U S A* 110(27): 11039-43. Recuperado el 18 de Febrero de 2018 de: <https://doi.org/10.1073/pnas.1305618110>

Boatman, N., Parry, H., Bishop, J., Cuthbertson, A., 2007. *Biodiversity under Threat. RSC Publishing*:1-32. Recuperado el 28 de Mayo de 2018 de: <https://pubs.rsc.org/en/content/ebook/978-0-85404-251-7>

Borga, K., Fisk, A.T., Hoekstra, P.F., Muir, D., 2004. *Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in Artic marine food webs. Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (10), 2367-2385. Recuperado el 21 de Enero de 2018 de: <https://doi.org/10.1897/03-518>

- Boyero L et al. 2016. *Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study*. *Proc. R. Soc. B*, 283: 20152664. Recuperado el 5 de Junio de 2018 de: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.2664>
- Bundschuh, M., Goedkoop, W. & Kreuger, J. 2014. *Evaluation of pesticide monitoring strategies in agricultural streams based on the toxic-unit concept— Experiences from long-term measurements*. *Science of the Total Environment*, 484: 84–91. Recuperado el 6 de Mayo de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.015>
- Carvacho, C. 2012. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile. Tesis, Fac. de Biología, Universidad de Barcelona, Barcelona. 62 p. Recuperado el 20 de Mayo de 2018 de: http://www.ub.edu/fem/docs/treballs/TESIS_MASTER_Caroline%20Carvacho.pdf
- Castellanos, P. & Serrato, C., 2008. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en un nacimiento de río en el páramo de Santurbán, Norte de Santander. *Revista Academia Colombiana de Ciencias*, 32(122), pp. 79-86. Recuperado el 3 de Junio de 2018 de: http://www.accefyn.com/revista/Vol_32/122/79-86.pdf
- Castillo, L. E., Martinez, E., Ruepert, C., Savage, C., Gilek, M., Pinnock, M. & Solis, E. 2006. *Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation Limon Costa Rica*. *Sci Total Environ*, 367: 418–32. Recuperado el 17 de Enero de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.052>

- Chalar, G. 1994. Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad del agua. *Revista Chilena de Historia Natural* 67:129-141. Recuperado el 8 de Junio de 2018 de: http://rchn.biologiachile.cl/pdfs/1994/2/Chalar_1994.pdf
- Crisci-Bispo, V., Bispo, P., & Froehlich, C. 2007. *Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic Rainforest from Southeastern Brazil*. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(3): 545– 551. Recuperado el 27 de Abril de 2018 de: <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752007000300004>
- Clark, G.M., Goolsby, D.A. and Battaglin, W.A. (1999). *Seasonal and annual load of herbicides from the Mississippi River basin to the Gulf of Mexico*. *Environ. Sci. Technol.*, 33(7): 981–986. Recuperado el 13 de Febrero de 2018 de: <https://doi.org/10.1021/es980962u>
- Coat, A., Monti, S., Legendre, P., Bouchon, C., Massat, F. & Lepoint, G. 2011. *Organochlorine pollution in tropical rivers (Guadeloupe): Role of ecological factors in food web bioaccumulation*. *Environmental Pollution*, 159: 1692-1701. Recuperado el 10 de Enero de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.036>
- Cui, L., Ge¹, J., Zhu¹, Y., Yang, Y. & Wang, J. 2015. *Concentrations, bioaccumulation, and human health risk assessment of organochlorine pesticides and heavy metals in edible fish from Wuhan, China*. *Environ Sci Pollut Res*. Recuperado el 2 de Junio de 2018 de: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4752-8>
- Cuffney, T. F., J. B. Wallace, and G. J. Lugthart, 1990. *Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams*. – *Freshw. Biol.* 23: 281–300. Recuperado el 27 de Diciembre de 2017 de: <https://doi.org/10.1111/j.1365->

2427.1990.tb00272.x

DeLorenzo, M. E., Scott, G. I., & Ross, P.E. 2001. *Toxicity of pesticides to aquatic microorganisms: a review*. *Environ Toxicol Chem*, 20: 84–98. Recuperado el 14 de Abril de 2018 de: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11351418>

Domínguez-Granda L., Goethals, P. L. M. & De Pauw, N. 2005. Aspectos del ambiente físico-químico del río Chaguana: un primer paso en el uso de los macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de su calidad de agua. *Revista Tecnológica ESPOL*, 18 (1): 127-134. Recuperado el 2 de Febrero de 2018 de: <http://www.rte.espol.edu.ec/index.php/tecnologica/article/view/239>

Dudzik, M., Harte, J., Jassby, A., Lapan, E., Levy, D., & Ree, J. 1979. *Some considerations in the design of aquatic microcosms for plankton studies*. *Intern. J. Environmental Studies*, 13: 125-130. Recuperado el 21 de Mayo de 2018 de: <https://doi.org/10.1080/00207237908709813>

EcoFondo. 2016. Proyecto: “Consolidación de la Conectividad entre las Reservas Cayambe Coca y Antisana al Nor- Oriente ecuatoriano” mediante el Corredor de Conectividad *Biológica Tropi-Andino*. ,1–10. Recuperado el 16 de Diciembre de 2017 de: http://www.ecofondoecuador.com/index.php?option=com_joomdoc&t

Eyes-Escalante, M., Rodríguez-Barrios, J. & Gutiérrez-Moreno, L. C. 2012. Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta – Colombia). *Acta Biol. Colomb.*, 17 (1): 77 – 92. Recuperado el 27 de Enero de 2018 de: <http://doi.org/10.15446/abc>

- Fenoglio, S., Badino, G., & Bona, F. 2002. *Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua*. *Revista de Biología Tropical*. 50 (3-4): 1125-1131. Recuperado el 17 de Abril de 2018 de: <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/16720>
- Foreman, W.T., Majewski, M.S., Goolsby, D.A., Wiebe, F.W. & Coupe, R.H. (2000). *Pesticides in the atmosphere of the Mississippi River Valley, Part II – air*. *Sci. Tot. Environ.* 248: 213–216. Recuperado el 10 de Enero de 2018 de: <https://doi.org/10.1002/etc.2550>
- Frankart, C., Eullaffroy, P. & Vernet, G. 2003. *Comparative effects of four herbicides on non-photochemical fluorescence quenching in Lemna minor*. *Environ Exp Bot*, 49: 159–68. Recuperado el 28 de Mayo de 2018 de: [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(02\)00067-9](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(02)00067-9)
- Fuentes, F. & Massol, A. 2002. Manual de laboratorios, Ecología de microorganismos. Recuperado el 21 de Marzo de 2018 de: <http://www.urse.edu.mx/wp-content/uploads/2017/07/Modificacion-manual-ecologia-2017-2018.pdf>
- Gallo, S. M., Palacio, J. A. & Gutiérrez, P. D. 2006. Efectos del insecticida clorpirifos sobre la tasa de crecimiento y la metamorfosis de Smilisca Phaeota (Cope, 1862) (ANURA: Hylidae). *Actual Biol*, 28 (84): 51-58. Recuperado el 11 de Mayo de 2018 de: http://www.academia.edu/980292/Efectos_del_insecticida_clorpirifos_sobre_la_tasa_de_crecimiento_y_la_metamorfosis_de_Smilisca_phaeota_Cope_1862_Anura_Hylidae
- Graça, M. 2001. *The Role of Invertebrates on Leaf Litter Decomposition in Streams – a Review*. *Internat. Rev. Hydrobiol*, 86 (4-5): 383–393. Recuperado el 11 de Mayo de 2018 de: <https://doi.org/10.1002/1522->

2632(200107)86:4/5<383::AIDIROH383>3.0.CO;2-D

Graça, M., Pozo, J., Canhoto, C. & Elozegi, A. 2002. *Effects of Eucalyptus Plantations on Detritus, Decomposers, and Detritivores in Streams. The Scientific World JOURNAL*, 2: 1173–1185. Recuperado el 17 de Abril de 2018 de: <https://doi.org/10.1100/tsw.2002.193>

Garcés, E., Orozco, M., Correa, M. & Cogua J. 1986. Informe preliminar sobre aspectos de la biología del Aliso (*Alnus acuminata* H.B.K). *Agron. colomb.*, 3 (1-2): 31-38. Recuperado el 21 de Mayo de 2018 de: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/agrocol/article/view/20879>

Giacometti, J., & Bersosa, F., 2006. Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambí. *Boletín Técnico 6, Serie Zoológica 2*: 17-32. Recuperado el 17 de Febrero de 2018 de: https://www.researchgate.net/publication/267967001_Macroinvertebrados_acuaticos_y_su_importancia_como_bioindicadores_de_calidad_del_agua_en_el_rio_Alambi

Giddings, J. M., & Eddlemon, G. K. 1979. *Some ecological and experimental properties of complex aquatic microcosms. Intern. J. Environmental Studies*, 13: 119-123. Recuperado el 17 de Febrero de 2018 de: <https://doi.org/10.1080/00207237908709812>

Giesy, J.P., Solomon, K.R., Coates, J.R., Dixon, K.R., Giddings, J.M. & Kenaga EE (1999) *Chlorpyrifos: ecological risk assessment in North American aquatic environments. Rev Environ Contam Toxicol* 160:1–129. Recuperado el 21 de Mayo de 2018 de: https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1498-4_1

- Giraldo, D. L., & Palacio, J. A. 1999. Efectos de clorpirifos sobre la supervivencia y reproducción de *Daphnia pulex*. *Actualidades Biológicas*, 21(71): 123-130. Recuperado el 19 de Marzo de 2018 de: <https://aprendeonline.udea.edu.co/revistas/index.php/actbio/article/view/329741>
- Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial de Nono. 2012. Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de la parroquia Nono. Recuperado el 11 de Diciembre de 2017 de: http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdiagnostico/1768122810001_PDOT%20DIAGNOSTICO%20NONO%202015-2019_30-10-2015_23-30-15.pdf
- GreenScreen. 2015. Thiamethoxam (CAS# 153719-23-4) GreenScreen® for Safer Chemicals (GreenScreen®) Assessment. Recuperado el 19 de Mayo de 2018 de: <https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/ohat/publiccomms/2016/attachment-2.pdf>
- Guerra, D. A. 2016. Alteración física y fisiológica de macroinvertebrados acuáticos como efectos de cambios en la salinidad. Recuperado el 17 de Abril de 2018 de: https://www.researchgate.net/publication/315701621_ALTERACION_FISICA_Y_FISIOLOGICA_EN_UN_MACROINVERTEBRADO_ACUATICO_GENERO_SMICRIDEA_COMO_EFECTO_DE_CAMBIOS_EN_LA_SALINIDAD
- Holzenthal, R. W. 1988. *Systematics of Neotropical Triplectides (Trichoptera: Leptoceridae)*. *Annals of the Entomological Society of America*, 81, 187–208. Recuperado el 12 de Enero de 2018 de: <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262004000100022>

- Kangas, P. (2005). *ECOLOGICAL ENGINEERING: Principles and Practice*. Recuperado el 25 de Marzo de 2018 de: <http://www2.hcmuaf.edu.vn/data/quoctuan/Ecological%20Engineering%20-%20Principles%20and%20Practice.pdf>
- King, K.A., Zaun, B.J., Schotborgh, H.M., Hurt, C. & Jones, C.A. 2003. *DDE-induced eggshell thinning in white-faced ibis: a continuing problem in the western United States*. *Southwest Nat.* 48: 356–36. Recuperado el 17 de Diciembre de 2017 de: [https://doi.org/10.1894/0038-4909\(2003\)048<0356:DETIWI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1894/0038-4909(2003)048<0356:DETIWI>2.0.CO;2)
- Ladrera, R. 2012. Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos. *Páginas de Información Ambiental*, 39: 24-29. Recuperado el 28 de Mayo de 2018 de: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4015812>
- Liess, M., Brown, C., Dohmen, P., Duquesne, S., Heimbach, F., Kreuger J, et al. 2005. *Effects of pesticides in the field — EPIF*. Brussels: SETAC Press: 136. Recuperado el 21 de Febrero de 2018 de: https://www.researchgate.net/publication/231520325_Effects_of_Pesticides_in_the_Field_-_EPIF
- Liess, M., Schäfer, R. B., Schriever, C. A. 2008. *The footprint of pesticide stress in communities—Species traits reveal community effects of toxicants*. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 406: 484– 490. Recuperado el 6 de Mayo de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.054>
- Longcore, J.R., Stendell, R.C. 1977. *Shell thinning and reproductive impairment in black ducks after cessation of DDE dosage*. *Arch Environ Contam Toxicol*, 6: 293–304. Recuperado el 13 de Enero de 2018 de: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02097770>

- López, E. 2017. Influencia de los macroinvertebrados acuáticos en la tasa de descomposición de la hojarasca den dos ríos de la zona alta andina del DMQ. Recuperado el 15 de Mayo de 2018 de: <http://dspace.udla.edu.ec/handle/33000/7355>
- Mannion, A.M. 1995. *Agriculture and Environmental Change: Temporal and Spatial Dimensions*. John Wiley and Sons, Chichester. 405. Recuperado el 19 de Abril de 2018 de: <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19951812021>
- Manterola, D. C., Pineda, N. V. 2008. El valor de “p” y la “significación estadística”. Aspectos generales y su valor en la práctica clínica. *Rev. Chilena de Cirugía*. 60 (1): 86-89. Recuperado el 23 de Mayo de 2018 de: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-40262008000100018>
- Maund, S. J., Hammer, M. J., Warinton, J. S., Kedwards, T. J. 1999. *Aquatic Ecotoxicology of the Pyrethroid Insecticide Lambda-cyhalothrin: Considerations for Higher-Tier Aquatic Risk Assessment*. *Pestic. Sci.* 1998, 54, 408-417. Recuperado el 19 de Febrero de 2018 de: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9063\(199812\)54:4<408::AID-PS843>3.0.CO;2-T](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9063(199812)54:4<408::AID-PS843>3.0.CO;2-T)
- Mcarthur, J. V. and J. R. Barnes, 1988: *Community dynamics of leaf litter breakdown in a Utah alpine stream*. – *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 37–43. Recuperado el 28 de Mayo de 2018 de: https://www.jstor.org/stable/1467829?seq=1#page_scan_tab_contents
- Meza, S., A. M., J. M. Rubio, L. G. Dias y J. M. Walteros. 2012. Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia* 34:443-456. Recuperado el 17 de Marzo

de 2018 de:
<https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39163/46608>

Ministerio del Ambiente - Ecuador. (2012). Texto Unificado Legislación Secundaria, Medio Ambiente (TULSMA), 1–319. Recuperado el 18 de Diciembre de 2017 de: https://www.agua.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2012/07/TEXTO_UNIFICADO_LEGISLACION_SECUNDARIA_i.pdf

Misumi, I., Vella, A.T., Leong, J-AC, Nakanishi, T. & Schreck, C.B. 2005. *p, p'*-DDE depresses the immune competence of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) leukocytes. *Fish Shellfish Immun* 19: 97–114. Recuperado el 5 de Mayo de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2004.11.005>

Mogollón, J. P., Vera, M. C. & Martínez, A. 2015. Efecto de los plaguicidas sobre la calidad química y biológica del suelo en sistemas de producción de hortalizas del semiárido venezolano. Recuperado el 16 de Febrero de 2018 de: <http://www.redalyc.org/html/863/86340672008/>

Molina, C., Gibon, F., Pinto, J., & Rosales, C. 2008. Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandino de la cordillera Real, Bolivia: variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecología Aplicada*, 7 (1-2): 105-116. Recuperado el 16 de Mayo de 2018 de: <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v7n1-2/a13v7n1-2.pdf>

Morelli, E. y Verdi, A. 2014. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en cursos de agua dulce con vegetación ribereña nativa de Uruguay. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 1160-1170. Recuperado el 21 de Febrero de 2018 de: <https://doi.org/10.7550/rmb.45419>

- Moreno, J. A., López, M. G. 2005. Desarrollo agrícola y uso de agroquímicos en el valle de Mexicali. *Estudios Fronterizos*, 6 (12): 119-153. Recuperado el 26 de Abril de 2018 de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-69612005000200005
- Morgana, J. G., & Prato, S. 1994. Descomposición de hojarasca en un torrente ácido de Italia central. *Limnética*, 10 (2): 33-39. Recuperado el 23 de Marzo de 2018 de: http://www.limnetica.net/Limnetica/Limne10/L10b033_Descomposicion_hojarasca_torrente_Italia.pdf
- Morrison, D. F. 2005 *Multivariate Analysis of Variance*. *Encyclopedia of Biostatistics*. Recuperado el 23 de Mayo de 2018 de: <https://doi.org/10.1002/0470011815.b2a13045>
- Petersen, W., & Cummins, K. 1980. *Processing of confined and naturally in woodland stream ecosystem*. *Limnol Oceanogr.*, 25(5). Recuperado el 14 de Febrero de 2018 de: <https://doi.org/10.4319/lo.1980.25.5.0952>
- Posada, J., & Roldán, G. 2003. Clave ilustrada y diversidad de las larvas de trichoptera en el nor-occidente de Colombia. *Caldasia*, 25(1): 169-192. Recuperado el 18 de Abril de 2018 de: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39407>
- Ramirez, A., & Gutiérrez, P. 2014. Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras. *Biología Tropical*, 62 (2): 9-20. Recuperado el 24 de Enero de 2018 de: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442014000600001

- Rasmussen, J. J., Baattrup-Pedersen, A., Cedergreen, N., Wiberg-Larsen, P., Strobel, B. & Kronvang, B. 2012. *Effects of a triazole fungicide and a pyrethroid insecticide on the decomposition of leaves in the presence or absence of macroinvertebrate shredders*. *Aquatic Toxicology*, 118–119: 54–61. Recuperado el 12 de Enero de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.03.015>
- Reynaga, M., C. 2009. Hábitos alimentarios de larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical. *Ecología Austral*, 19:207-214. Recuperado el 24 de Enero de 2018 de: <http://www.scielo.org.ar/pdf/ecoaus/v19n3/v19n3a04.pdf>
- Ríos-Touma, B., Holzenthal, R., Huisman, J., Thomson, R., Rázuri-González, E. 2017. *Diversity and distribution of the Caddisflies (Insecta: Trichoptera) of Ecuador*. *PeerJ*5:e2851. Recuperado el 11 de Junio de 2018 de: <https://doi.org/10.7717/peerj.2851>
- Rivera, J., 2011. Relación entre la composición y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las variables físicas y químicas en el humedal Jaboque. Facultad de Ciencias: Universidad Nacional de Colombia. Recuperado el 16 de Febrero de 2018 de: <http://bdigital.unal.edu.co/4206/>
- Roche, H., Vollaire, Y., Persic, A., Buet, A., Oliveira-Ribeiro, C., Coulet, E., Banas, D., Ramade, F., 2009. *Organochlorines in the Vaccarès Lagoon trophic web (Biosphere Reserve of Camargue, France)*. *Environmental Pollution*, 157 (8-9), 2493-2506. Recuperado el 13 de Mayo de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.016>
- Roldán, G. 2016. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua cuatro: décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica.

Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat., 40(155): 254-274. Recuperado el 28 de Diciembre de 2017 de: <http://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.335>

Schafer, R. B., Peter Carsten von der Ohe, P., Rasmussen, J., Kefford, B. J., Beketov, M. A., Schulz, R. & Liess, M. 2012. *Thresholds for the Effects of Pesticides on Invertebrate Communities and Leaf Breakdown in Stream Ecosystems. Environ. Sci. Technol.* 46: 5134–5142. Recuperado el 10 de Febrero de 2018 de: <https://doi.org/10.1021/es2039882>

Schafer, R., Pettigrove, V., Rose, G., Allison, G., Wightwick, A., Von de Ohe, P. Shimeta, J., Kuhne, R., & Kefford, B. 2011. *Effects of Pesticides Monitored with Three Sampling Methods in 24 Sites on Macroinvertebrates and Microorganisms. Environ. Sci. Technol.*, 45: 1665–1672. Recuperado el 5 de Mayo de 2018 de: <https://doi.org/10.1021/es103227q>

Schulz, R., Thiere, G., & Dabrowski, J. 2002. *A combined microcosm and field approach to evaluate the aquatic toxicity of azinphosmethyl to stream communities. Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(10): 2172–2178. Recuperado el 4 de Febrero de 2018 de: <https://doi.org/10.1002/etc.5620211021>

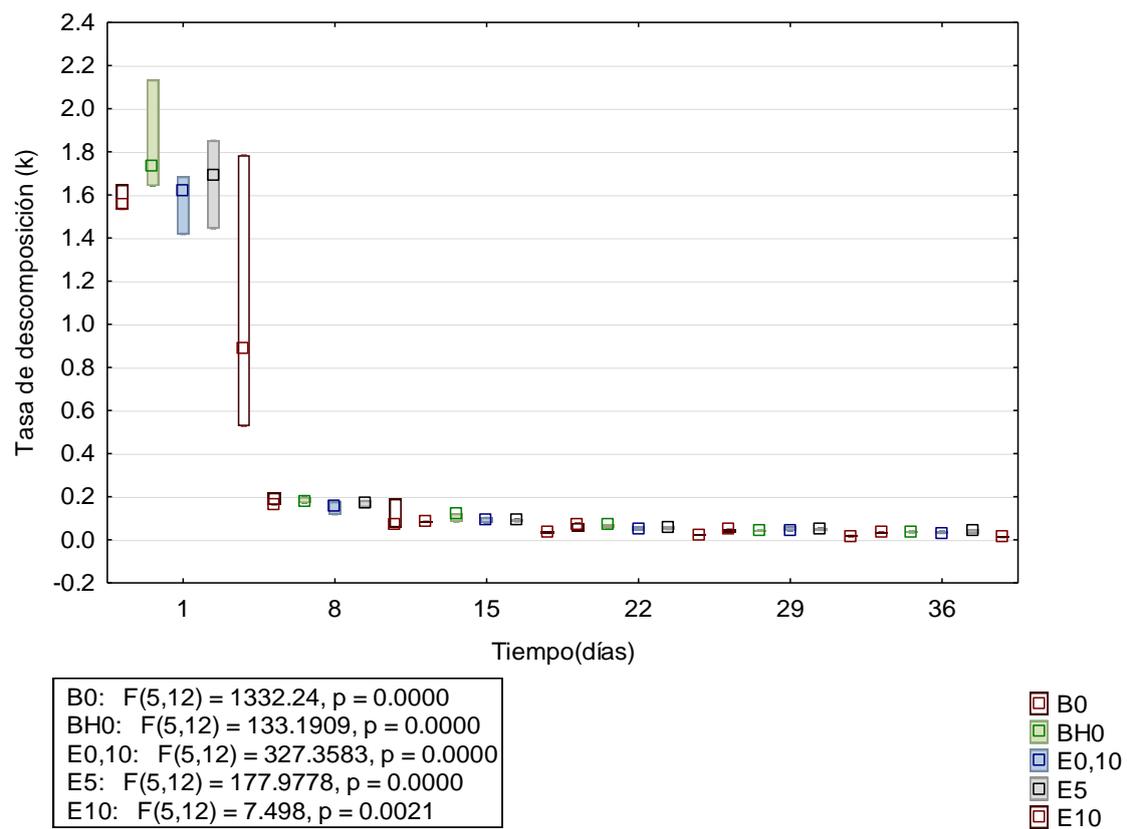
Sierra, R. 1999. Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental. Proyecto INEFAN / GEF-BIRF y EcoCiencia. Quito, Ecuador. Recuperado el 19 de Enero de 2018 de: https://www.researchgate.net/profile/Rodrigo_Sierra4/publication/268390074_Propuesta_Preliminar_de_un_Sistema_de_Clasificacion_de_Vegetacion_para_el_Ecuador_Continental/links/546a6c760cf20dedafd38870/Propuesta-Preliminar-de-un-Sistema-de-Clasificacion-de-Vegetacion-para-el-Ecuador-Continental.pdf

- Solomon K. R., Williams W. M., Mackay D., Purdy J., Giddings J. M., Giesy J. P. 2014. *Properties and uses of chlorpyrifos in the United States*. *Rev Environ Contam Toxicol*, 231:13-34. Recuperado el 3 de Mayo de 2018 de: https://doi.org/10.1007/978-3-319-03865-0_2
- Springer, M. 2010. *Trichoptera*. *Biología Tropical*, 58 (4): 151-198. Recuperado el 28 de Diciembre de 2017 de: https://www.researchgate.net/publication/262479260_Capitulo_7_Trichoptera
- Steiger, J. H. 1980. *Test for comparing elements of a correlation matrix*. *Psychological Bulletin*, 87 (2): 245-251. Recuperado el 21 de Mayo de 2018 de: <http://dx.doi.org/10.1037/0033-2909.87.2.245>
- Trama, F. A. 2014. Efecto de los plaguicidas utilizados en los cultivos de arroz, sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y la calidad de las aguas en la cuenca baja del río Piura, Perú. Recuperado el 14 de Marzo de 2018 de: <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/2085>
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2002. *Toxicological profile for chlorpyrifos*. United States Environmental Protection Agency. Washington D. C., E. U. A. Recuperado el 21 de Abril de 2018 de: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=495&tid=88>
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2007. *Lambda-Cyhalothrin. Human Health Risk Assessment for the Proposed Food/Feed Uses of the Insecticide on Cucurbit Vegetables (Group 9), Tuberous and Corm Vegetables (Subgroup 1C), Grass Forage, Fodder, and Hay (Group 17), Barley, Buckwheat, Oat, Rye, Wild Rice, and Pistachios*. Petition Numbers 5F6994, 3E6593, and 6E7077. United States Environmental Protection Agency. Washington D. C., E.

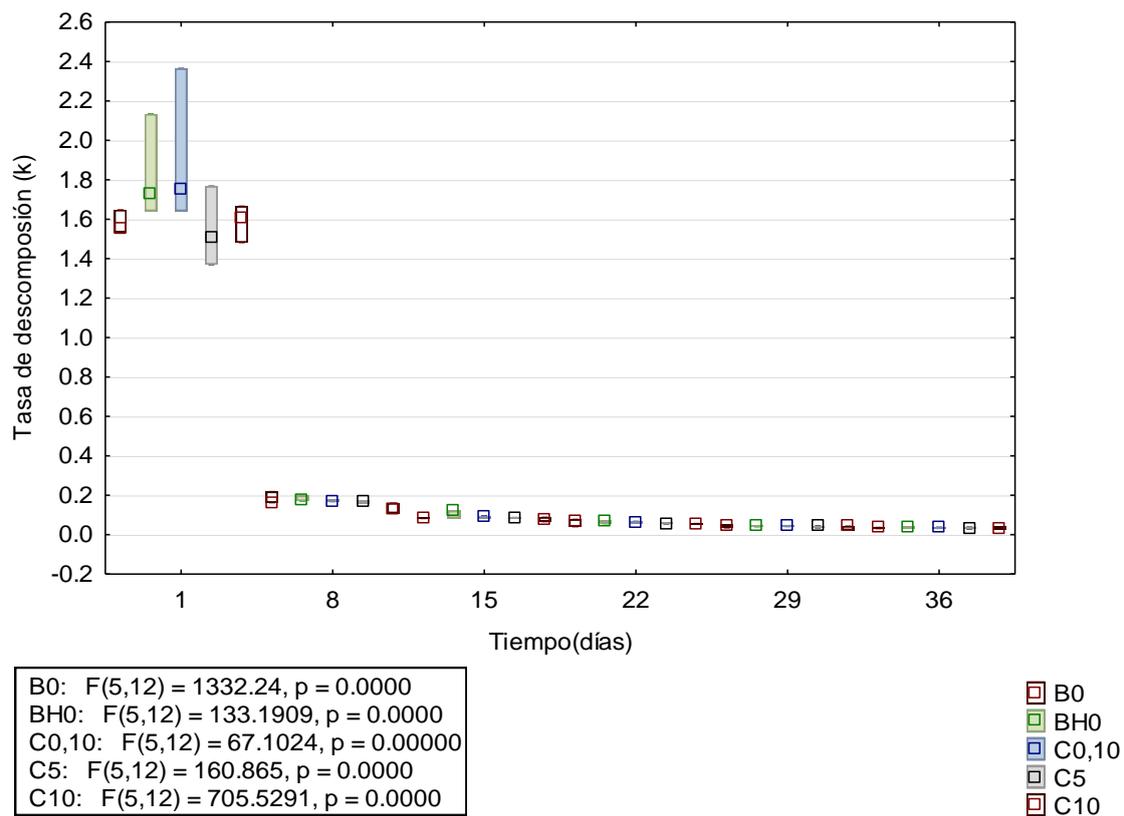
U. A. Recuperado el 22 de Abril de 2018 de:
<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.299.4350&rep=rep1&type=pdf>

Wallace, J. B., M. R. Whiles, S. Eggert, T. F. Cuffney, G. J. Lugthart, K. Chung,
1995. *Longterm dynamics of coarse particulate organic matter in three
Appalachian Mountain streams.* – *J. N. Am. Benthol. Soc.* 14: 217–
232. Recuperado el 18 de Marzo de 2018 de:
[https://www.jstor.org/stable/1467775?seq=1#page_scan_tab_content
s](https://www.jstor.org/stable/1467775?seq=1#page_scan_tab_contents)

ANEXOS



Anexo 1. Tasa de descomposición de materia orgánica en el tiempo con Engeo a 0 (B0 y BH0), 0.10, 5 y 10 ppb. Se puede observar una mayor tasa de descomposición los primeros días del experimento.



Anexo 2. Tasa de descomposición de materia orgánica en el tiempo con Clorpirifós a 0 (B0 y BH0), 0.10, 5 y 10 ppb. Se puede observar una mayor tasa de descomposición los primeros días del experimento.



Anexo 3. Recolección de individuos del género *Nectopsyche*.



A)



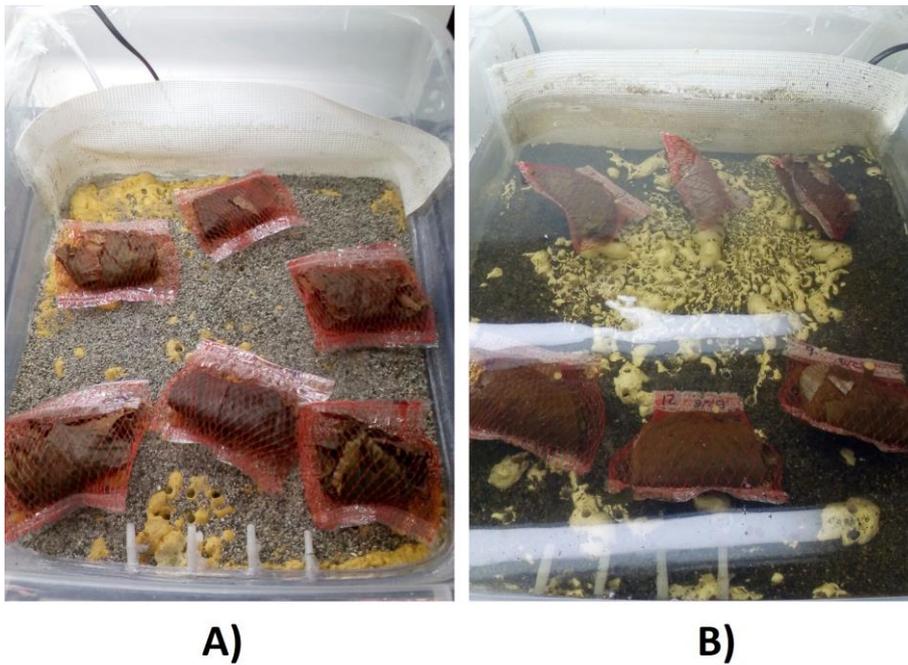
B)

Anexo 4. Insecticidas utilizados para la experimentación

- A) Insecticida agrícola Bólido (Clorpirifós)
- B) Insecticida agrícola Engeo (lambda-cialotrina y tiametoxam)



Anexo 5. Distribución de los microcosmos.



A)

B)

Anexo 6. Microcosmos utilizados en la experimentación

- A) Microcosmo sin agua y con leaf packs de aliso
- B) Microcosmo con agua, leaf packs de aliso e individuos del género *Nectopsyche*.



Anexo 7. Individuos del género *Nectopsyche* en leaf pack de aliso.

