



Universidad
Nacional
de Loja

Universidad Nacional de Loja

Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables

Maestría en Biodiversidad y Cambio Climático

Evaluación de la depredación de insectos en diferentes tipos de uso de suelo y en dos pisos altitudinales en ecosistemas de bosque seco al sur de Ecuador.

Trabajo de Titulación previo a la obtención del título de Magíster en Biodiversidad y Cambio Climático

AUTOR:

Blgo. Camilo Fabián González Arévalo

DIRECTORA:

Ph.D. Marina Mazón Morales

Loja – Ecuador

2023

Certificación

Loja, 31 de julio de 2023

Marina Mazón Morales –*Ph.D.*

DIRECTORA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

CERTIFICO:

Que he revisado y orientado todo el proceso de la elaboración del Trabajo de Titulación denominado: **Evaluación de la depredación de insectos en diferentes tipos de uso de suelo y en dos pisos altitudinales en ecosistemas de bosque seco al sur de Ecuador**, de autoría del estudiante **Camilo Fabián González Arévalo**, con cédula de identidad Nro. **1105955528** previa a la obtención del título de **Magíster en Biodiversidad y Cambio Climático**. Una vez que el trabajo cumple con todos los requisitos estipulados por la Universidad Nacional de Loja, apruebo y autorizo su presentación para los trámites de titulación



Marina Mazón Morales – *Ph.D.*

DIRECTORA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Autoría

Yo, **Camilo Fabián González Arévalo** declaro ser autor del presente Trabajo de Titulación y eximo expresamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos, de posibles reclamos y acciones legales, por el contenido del mismo. Adicionalmente acepto y autorizo a la Universidad Nacional de Loja, la publicación de mi Trabajo de Titulación, en el Repositorio Digital Institucional - Biblioteca Virtual.

Firma:



Cédula de identidad: 1105955528

Fecha: 25 de agosto de 2023

Correo electrónico: camilo.gonzalez@unl.edu.ec

Teléfono: 0939744416

Carta de autorización por parte del autor para la consulta de producción parcial o total, y publicación electrónica de texto completo del Trabajo de Titulación.

Yo, **Camilo Fabián González Arévalo**, declaro ser autor, del presente Trabajo de Titulación denominado **Evaluación de la depredación de insectos en diferentes tipos de uso de suelo y en dos pisos altitudinales en ecosistemas de bosque seco al sur de Ecuador**, como requisito para optar por el título de **Magister en Biodiversidad y Cambio Climático**, autorizo al Sistema Bibliotecario de la Universidad Nacional de Loja para que, con fines académicos, muestre la producción intelectual de la Universidad, a través de la visibilidad de su contenido en el Repositorio Digital Institucional:

Los usuarios pueden consultar el contenido de este trabajo en el Repositorio Institucional, en las redes de información del país y del exterior con las cuales tenga convenio la Universidad.

La Universidad Nacional de Loja, no se responsabiliza por el plagio o copia del Trabajo de Titulación que realice un tercero.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Loja a los veinticinco días del mes de agosto del dos mil veintitrés.

Firma:



Autor: Camilo Fabián González Arévalo

Cédula: 1105955528

Dirección: Calle Santa Rosa entre Cuenca y Babahoyo, El Valle.

Correo electrónico: camilo.gonzalez@unl.edu.ec

Teléfono: 0939744416

DATOS COMPLEMENTARIOS

Directora del Trabajo de Titulación: Blga. Marina Mazón Morales, Ph.D.

Dedicatoria

Este Trabajo de Titulación se lo agradezco principalmente a mis padres, que me han dado absolutamente todo lo necesario para poder enfrentarme a cualquier reto en mi vida. A mi padre que me apoyó para desarrollar herramientas que me servirán toda mi vida; por enseñarme con el ejemplo que es lo que debe hacer un hermano, un hijo y un padre; por enseñarme a ser respetuoso con las personas que no brindan serenidad a mi vida; por enseñarme como proteger a mi familia. A mi grandiosa madre que, sin descanso, me apoya desde mi nacimiento; con la que día a día sobrevivimos con risas y tristezas; la que me levanta cuando decaigo y limpia mis heridas, físicas y mentales; mi amiga y compañera de esfuerzos; la que, al verme a la distancia, sabe que es lo que me pasa; mi heroína y ejemplo a seguir; para ti, mujer, la que sin decirme nada me ha dado todo y más. A mis hermanas, encubridoras de travesuras, acompañantes de tristezas y alegrías.

A mis amigas y amigos de maestría: Victoria, Estefanía, Gabriela, Jorge, Vinicio y Christian; con los cuales nos apoyábamos para aprender y desarrollar tareas difíciles con técnicas nuevas. A mis amigas y amigos de vida: Aimee, Jhuliana, Sofía, Nicolás, Stiward, Xavier, Jonathan, Ricardo, Edgar, Pool; con los que con largas conversaciones aprendíamos de opiniones distintas y de su experiencia en cada rama de la ciencia. A todos ellos, y a los que se han ido o distanciando, muchas gracias por formar parte de mi vida y ayudarme a sobrellevar, inconscientemente, las tristezas y problemas de la vida.

Y un agradecimiento especial a mi hermano canino Benjamín, quien toda su vida me acompañó fielmente hasta largas horas de la noche, llamándome a dormir o a comer, e inclusive a pasear para liberarnos del estrés. Mi leal compañero que me acompañaba sin necesidad de indicaciones. El que, al igual que a mí, disfrutaba estar sentado en los parques compartiendo un sencillo helado y mirando las personas y animales pasar, con el cual compartía mi alimento. El que con lamidos en la cara me alegraba durante mis caídas.

Camilo Fabián González Arévalo

Agradecimiento

En primer lugar, quiero agradecer a la Universidad Nacional de Loja, por permitirme cursar el programa de Maestría “Biodiversidad y Cambio Climático” y aprender de varios docentes de excelente preparación, los cuales han permitido ser amigos y enseñarnos de mejor manera a estar preparados para la vida laboral y personal.

A mi familia por estar siempre conmigo siempre que lo necesitaba, e incluso desde otras ciudades y países, apoyándome de una u otra manera para seguirme formando profesionalmente.

De manera especial quiero agradecer a mi Directora de Trabajo de Titulación la Blga. Marina Mazón Morales Ph D, que supo ayudarme para encontrar las directrices para poder llegar a cumplir este Trabajo de Titulación. También quiero agradecer a mi coordinadora externa, la Blga. Annemarie Wurz Ph D, la cual colaboró con procesos fundamentales para el desarrollo de este Trabajo de Titulación y liderar varios puntos del proyecto. Mujeres fuertes e imponentes que supieron aconsejarme para tomar las mejores decisiones, manteniendo un ambiente sano y comunicativo de tutor-estudiante, y también supieron motivarme con su ejemplo para seguirme preparando intelectualmente.

A mis compañeros y amigos quienes han sido apoyo indispensable en el proceso de aprendizaje, con quienes hemos sabido hacer un grupo variado de trabajo, de los cuales destaco excelentes profesionales de excelente calidad humana.

También quiero agradecer al proyecto RESPECT, establecido por la fundación alemana de investigación (DFG), el cuál brindó su financiamiento e información adicional para permitir el desarrollo de esta investigación.

Finalmente quiero agradecer a todas esas personas que han influido en mí ya que por ellos soy la persona que soy. Esas personas que están de forma física y a los que ya no se encuentran con nosotros.

Camilo Fabián González Arévalo

Índice de contenidos

Portada	i
Certificación	ii
Autoría	iii
Carta de autorización	iv
Dedicatoria	v
Agradecimiento	vi
Índice de contenidos	vii
Índice de figuras	ix
Índice de anexos	xi
1. Título	1
2. Resumen	2
2.1 Abstract	3
3. Introducción	4
4. Marco teórico	8
4.1 Ecosistemas tropicales	8
4.2 Bosques secos tropicales	8
4.3 Gradiente de elevación	9
4.4 Usos de suelo	9
4.5 Depredación	10
4.6 Lepidópteros	11
4.7 Coloración de orugas	11
5. Metodología	12
5.1 Área de estudio	12
5.2 Evaluación de la depredación	13
5.3 Análisis de Datos	14
6. Resultados	16
6.1 Evaluación de la depredación	16
6.2 Comunidad de depredadores atraídos por orugas ficticias	18
6.3 Atracción por coloración de la comunidad de depredadores	20
7. Discusión	24

8. Conclusiones28
9. Recomendaciones29
10. Bibliografía30
11. Anexos38

Índice de figuras:

- Figura 1.** Mapa de ubicación del área de estudio detallado con las localizaciones de las 12 parcelas de pastizal y bosque para la evaluación de depredación de insectos. 13
- Figura 2.** Proporción de la depredación en orugas ficticias en un bosque seco del sur de Ecuador en función de: A) tipos de uso de suelo y B) elevación..... 16
- Figura 3.** Tasa de depredación en orugas ficticias en un bosque seco del sur de Ecuador distribuida entre los tipos de uso de suelo y entre la elevación. 17
- Figura 4.** Probabilidad de depredación basada en los ataques y no ataques que se hicieron sobre el total de las orugas ficticias expuestas en las parcelas de un bosque seco del sur de Ecuador durante 4 días en dos repeticiones. $R^2 = 0,20$; diferencias significativas en la comparación de Tukey entre el tipo de uso de suelo y la elevación ($p < 0.01$, CI = 95%) 18
- Figura 5.** Proporciones de: A) la comunidad de depredadores atraídas por orugas ficticias, y B) la comunidad de artrópodos que atacaron las orugas ficticias colocadas durante 4 días en dos tipos de uso de suelo y dos elevaciones en un bosque seco del sur de Ecuador 19
- Figura 6.** Cambios de la comunidad de depredadores de orugas ficticias a través de las parcelas de estudio en un bosque seco del sur de Ecuador, en dos tipos de uso de suelo y dos elevaciones: A) probabilidades medias de depredación por tipo de depredador (Modelo multinomial, AIC = 3258,74); B) Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) (Dimensiones = 2, Estrés = 0.04) mostrando la composición de depredadores por tipo de uso de suelo y elevaciones 20
- Figura 7.** Probabilidad de depredación por coloración de orugas ficticias en las parcelas de estudio en un bosque seco del sur de Ecuador, en dos tipos de suelo (Bos = Bosque, Pas = Pastizal) y en dos elevaciones. Modelo lineal generalizado mixto $R^2 = 0.56$, con diferencias significativas entre Colores, tipo de uso de suelo y elevación ($p < 0,01$) (CI = 95%) 21
- Figura 8.** Frecuencias de ataques de depredadores sobre las distintas coloraciones de las orugas ficticias en las parcelas de estudio en un bosque seco y Pastizales al sur de Ecuador, en

bosque a: 1 200 m s.n.m. (A) y 600 m s.n.m. de altitud (C); y en pastizal también a 1 200 m s.n.m. (B) y 600 m s.n.m. (D).....22

Figura 9. Frecuencia de ataques de artrópodos depredadores que se encontraban atacando orugas ficticias de distintas coloraciones en parcelas de bosque seco al sur de Ecuador, en dos tipos de uso de suelo y dos elevaciones: A) bosque – 1 200 m s.n.m., B) pastizal – 1 200 m s.n.m., C) bosque – 600 m s.n.m., y D) pastizal – 600 m s.n.m.23

Índice de anexos

Anexo 1. Resultados generales de la depredación en dos tipos de uso de suelo y dos elevaciones.	38
Anexo 2. Probabilidad de depredación por color, tipo de uso de suelo y elevación.....	38
Anexo 3. Probabilidad de depredación en las parcelas de estudio.....	38
Anexo 4. Marcas realizadas por los principales grupos de depredadores sobre orugas ficticias...39	
Anexo 5. Marcas elaboradas por depredadores artrópodos sobre orugas ficticias.	39
Anexo 6. Certificado de traducción del resumen.....	41

1. Título

Evaluación de la depredación de insectos en diferentes tipos de uso de suelo y en dos pisos altitudinales en ecosistemas de bosque seco al sur de Ecuador.

2. Resumen

La depredación es un mecanismo importante para el control de la población, y la proporción de la misma puede alterar las redes tróficas afectando indirectamente a procesos y funciones ecológicas dentro de los ecosistemas. Sin embargo, los patrones de depredación han sido poco estudiados en ecosistemas de bosque seco tropical. Por ello, en este estudio se ha evaluado, la influencia de la elevación y del tipo de suelo, así como la atracción por coloración y la proporción e identidad de los depredadores de insectos en un bosque seco de Ecuador. Para poder realizar nuestra investigación registramos la incidencia y forma de las marcas de ataque en orugas ficticias en 12 parcelas distribuidas en dos elevaciones y dos tipos de uso de suelo en la reserva Laipuna, en la provincia de Loja, al sur del Ecuador. Los resultados mostraron que la depredación se vio afectada por la elevación y por el cambio de uso de suelo, encontrando menor variación de depredación en pastizales de 1 200 m s.n.m.. Las coloraciones más depredadas fueron los colores marrón y blanco en comparación al color verde. Los depredadores más abundantes fueron los artrópodos, y de ellos, las hormigas y los ortópteros fueron los predominantes.

***Palabras clave:** marcas de depredación, orugas ficticias, bosques, pastizales, conservación, preferencia de color, depredadores.*

2.1 Abstract

Predation is an important mechanism for population control, and the proportion of predation can alter food webs indirectly affecting ecological processes and functions within ecosystems. However, predation patterns have been little studied in tropical dry forest ecosystems. Therefore, in this study we evaluated the influence of elevation and soil type, as well as color attraction and the proportion and identity of insect predators in a dry forest in Ecuador. In order to conduct our research, we recorded the incidence and shape of attack marks on dummy caterpillars in 12 plots distributed over two elevations and two types of land use in the Laipuna reserve, in the province of Loja, southern Ecuador. The results showed that predation was affected by elevation and land use change, finding less variation in predation in grasslands at 1 200 m a.s.l.. The most predated colorations were brown and white compared to green. The most abundant predators were arthropods, and of these, ants and orthoptera were predominant.

Key words: *predation marks, caterpillar dummies, forest, pastureland, conservation, color preference, predators.*

3. Introducción

Las cadenas tróficas representan las conexiones que tienen los individuos dentro de un ecosistema en el que habitan; en combinación, forman redes tróficas entrelazando a organismos que pueden ser parte de la dieta alimenticia de más de un tipo de consumidor (Hernández y González-Reyes, 2021). Un ejemplo bastante documentado son los depredadores de insectos, que están involucrados en una compleja red de interacciones tróficas que regulan las poblaciones de presas herbívoras, interactuando entre sí e influyendo en el flujo de energía y nutrientes en los ecosistemas (Berryman et al., 1987; Rosenheim, 1998).

Los insectos se consideran elementos bioindicadores de la calidad de los ecosistemas por su abundancia, riqueza global de especies, biomasa, funciones ecológicas, capacidad de respuesta y diversidad de comportamientos (McGeoch, 2007). Han estado involucrados en los cuatro servicios ecosistémicos: i) servicios de aprovisionamiento, proporcionando bienes para el consumo humano directo y aportando a la economía con ingresos; ii) servicios de apoyo, asegurándose que otros servicios ecosistémicos puedan funcionar interconectando procesos que sustenten la productividad primaria de los cultivos agrícolas; iii) servicios de regulación, regulando la comunidad circundante, manteniendo ecosistemas bien equipados para brindar servicios comercializables de manera consistente (polinización y control de plagas); y iv) servicios culturales, brindando beneficios y contribuciones a la identidad cultural, al esfuerzo artístico, al folclore y a la educación (Gras et al., 2016; Reid et al., 2003; Wielgoss et al., 2013). Los lepidópteros representan un buen ejemplo de bioindicadores, pues son insectos que, en estado larval u oruga cumplen funcionalmente con la herbivoría y sirven como alimento para otros depredadores (Merckx et al., 2013), mientras que en su etapa adulta proporcionan servicios de apoyo polinizando muchas especies de plantas, servicios económicamente importantes especialmente en paisajes agrícolas (Gaona et al., 2021).

Algunos insectos herbívoros pueden causar problemas en ecosistemas forestales debido al número desproporcionado de individuos y a la abundancia del recurso alimenticio del que se encuentran rodeados, como es el caso de las orugas herbívoras de los lepidópteros que se encuentran alimentándose de la mayoría de especies vegetales (Ali y Agrawal, 2012; Summerville et al., 2003). Por ello, se puede destacar que los depredadores de orugas pueden tener efectos positivos y medibles en ecosistemas forestales, ayudando a mantener el equilibrio de la riqueza y

abundancia de las comunidades de estos herbívoros (Gruner, 2004; López y Potter, 2000; Nishida, 2002; Singer et al., 2014).

Las orugas lepidópteras son insectos que sirven de alimento para algunos organismos, como los artrópodos que se alimentan principalmente de insectos y se distinguen como la comunidad de depredadores dominante en bosques tropicales (Ewers et al., 2015; Molleman y Sáfián, 2015; Seifert et al., 2015). Para no ser depredadas fácilmente, las orugas han desarrollado técnicas como el aposematismo, que consiste en el uso de colores brillantes y patrones llamativos para indicar su toxicidad (Chouteau y Angers, 2011). Otra técnica que utilizan las orugas para evitar ser devoradas es el mimetismo, adoptando coloraciones y patrones que les permiten pasar desapercibidas o confundir a sus depredadores, imitando a otros insectos venenosos o a animales peligrosos (Almeida et al., 2021; Ruxton et al., 2006). Además, se conoce que los patrones de coloración de orugas cambian según el tipo de hábitat en el que se encuentra su planta hospedadora, ya que estas plantas presentan diferencias por la pigmentación determinada por la cantidad de clorofila, por la morfología, por el hábitat en el que se encuentran, por la edad, por la estación temporal anual, o por condiciones fisiológicas (Lev-Yadun et al., 2004).

La implementación de la apariencia de las orugas lepidópteras es usada en métodos indirectos permitidos para realizar de estudios de depredación de insectos, como el uso de presas artificiales elaboradas de plastilina (Loiselle y Farji-Brener, 2002), esto surgió con finalidad de resolver la dificultad de medición y observación directa por el pequeño tamaño de las presas, la velocidad, la poca frecuencia de los ataques y la falta de rastros evidentes de la depredación (Low et al., 2014). Al mismo tiempo resolver la información limitada de estudios de depredación en cuanto a índices de ataque, la identidad de los depredadores, los efectos de la depredación en la comunidad de insectos y cómo esto puede influir en la herbivoría, especialmente en los trópicos (Sam et al., 2015).

Simultáneamente al uso de orugas ficticias o artificiales, se ha encontrado que la depredación de insectos muestra cambios significativos en función del uso del suelo (Schwab et al., 2021). Los ecosistemas de pastizal, son uno de los ecosistemas antrópicos más simplificados originados por el cambio en el uso del suelo, lo que provoca una homogenización de especies vegetales debido a la reducción de diversidad y abundancia (Gossner et al., 2016). Esta disminución de la diversidad vegetal conduce a una reducción de la diversidad de herbívoros y con ello a una

reducción de la diversidad de depredadores (Meyer et al., 2019) o un cambio en las comunidades de herbívoros y de sus depredadores (Simons et al., 2014). Estos cambios no solo se deben a la alteración directa al matar o ahuyentar individuos (Humbert et al., 2010), sino también por efecto del pisoteo y la compactación del suelo debido al pastoreo (Helden et al., 2010; van Klink et al., 2015). Por otro lado, la depredación también puede cambiar por las variaciones de elevación (Roslin et al., 2017), esto debido a varios factores que incluyen la temperatura, la disponibilidad de recursos, la competencia y la adaptación de otros depredadores (Ashford et al., 2013), afectando a las poblaciones de depredadores y presas en diferentes altitudes (Libra et al., 2019).

La depredación de insectos en los ecosistemas tropicales es un tema importante que requiere más investigación para comprender mejor los impactos que afectan la biodiversidad y la ecología de los ecosistemas (Roels et al., 2018). Existen vacíos en el conocimiento sobre la depredación de insectos en ecosistemas tropicales, especialmente en ecosistemas de bosque seco. Por esta razón, en este estudio se intenta llenar ese vacío de información acerca de la depredación de insectos, para ello se utilizaron orugas ficticias en doce ubicaciones distribuidas en dos tipos de uso de suelo y entre dos pisos altitudinales, con el objetivo de conocer cómo el cambio de uso del suelo y los pisos altitudinales pueden alterar la proporción de depredación. Además, se buscó diferenciar cómo la coloración de las presas presenta una atracción diferenciada en función de la diversidad de la comunidad de depredadores, haciendo énfasis en los depredadores artrópodos. En consecuencia, se planteó la hipótesis de que la proporción de depredación de insectos varían según el uso del suelo y los cambios de elevación, en bosque seco tropical. También se pretendió demostrar que la coloración de las orugas puede afectar a los grupos de depredadores que son atraídos. Se obtuvo que, al sur de Ecuador en ecosistemas de bosque seco tropical, la depredación encontrada en bosques no representaba una gran diferencia al verse influida por el cambio de elevación, en cambio en pastizales se encontró una disminución notable en la depredación en sitios donde la elevación era mayor. A su vez, se pudo encontrar que la coloración que presentan las orugas genera diferentes atracciones a la comunidad de depredadores que se encuentran en bosques secos al sur del Ecuador.

Objetivo General

- Evaluar la depredación y la atracción, por coloración, de insectos en diferentes tipos de uso de suelo y diferentes pisos altitudinales en un ecosistema de bosque seco al sur de Ecuador.

Objetivos Específicos

- Analizar índices de depredación sobre orugas ficticias en diferentes tipos de uso de suelo y dos pisos altitudinales en ecosistemas tropicales de bosque seco al sur de Ecuador.
- Diferenciar la atracción generada por la coloración en orugas ficticias en ecosistemas tropicales de bosque seco al sur de Ecuador.

4. Marco teórico

4.1 Ecosistemas tropicales

Los ecosistemas tropicales (entre 30° N y 30° S) están acoplados a la definición de gradiente de diversidad latitudinal demostrando que la riqueza de especies aumenta desde regiones polares a las tropicales, esta se repite en una alta gama de taxones y biomas (Jablonski et al., 2006). Como resultado de este gradiente, las latitudes tropicales, que cubren el 40% de la superficie de la Tierra, albergan cantidades desproporcionadas de biodiversidad mundial y son importantes para alcanzar una conservación eficaz; también actúan como fuente y refugio de la mayoría de especies terrestres y marinas extratropicales (Barlow et al., 2018).

4.2 Bosques secos tropicales

Se puede definir a los bosques secos tropicales gracias a dos marcadas estacionalidades regidas a la distribución de las precipitaciones, la estación lluviosa y estación seca (Miles et al., 2006). Algunas especies de fauna y flora de bosques secos tropicales modifican su comportamiento y poblaciones mediante el cambio de estación lluviosa o seca, permitiéndoles aumentar o disminuir recursos para otros organismos y a su vez, realizar cambios en las comunidades y por consecuencia a los ecosistemas (Castro y Espinosa, 2015; Chen et al., 2015). Como por ejemplo el *Capsicum chinense* Jacq. que aumenta su crecimiento por el efecto de la humedad aportando con recursos favorables para el ovopositor *Bemisia tabaci* Genn (May-Lara et al., 2011).

Presentan vegetación dominante debido al encontrarse especies arbóreas caducifolias, donde más del 50 % de los árboles presentes son de hoja caduca en sequía (Sánchez et al., 2005). Los bosques secos tropicales se distribuyen en zonas geográficas que contienen una gran Biodiversidad (Cuesta et al., 2013; Székely et al., 2016), y son uno de los bosques más amenazados del planeta, incluso más que los bosques tropicales lluviosos ya que se encuentra constantemente perturbado por actividades antropogénicas como agricultura, minería o ganadería (Padilla y Lara, 2017; Paladines, 2003).

4.3 Gradiente de elevación

Los gradientes de elevación tienen un gran aporte a la diversidad puesto que ayudan en la variación de la forma de los bosques y, por lo tanto, a la variación de la composición de especies (Medrano et al., 2017). Los factores ambientales alteran la riqueza de especies a lo largo de un gradiente de elevación debido a que los recursos varían según el cambio de elevación, siendo así que en las áreas favorables se encontrará más posibilidades para la prevalencia de una mayor diversidad pudiendo favorecer comunidades de flora y fauna (McCarthy et al., 2001).

4.4 Usos de suelo

Los usos del suelo son comprendidos de manera diferente según las disciplinas científicas, por ello, los ecólogos definen como cobertura del suelo, y según la presencia o ausencia y abundancia de especies vegetales, mientras que en edafología es un indicador de composición y los tipos de suelos (Comber et al., 2005).

Los usos de suelo han sido investigados y estudiados desde variadas perspectivas teóricas, con variables significativas en comparación de los usos y lugares, recurriendo a técnicas y metodologías diversas. Contribuyen en definir lugares y patrones de distribución a meso o micro escala. La articulación de estos tipos de uso de suelo con variables ambientales puede mostrar respuestas congruentes en el comportamiento, estructura y composición de comunidades (Borràs et al., 2017).

4.4.1 Pastizales

Según Sarmiento (1996) “Área cubierta por formaciones herbáceas secundarias dominadas por gramíneas perennes. Con características florísticas y ecológicas muy variadas según como haya influido sus condiciones de hábitat, las modalidades y la antigüedad de la deforestación, así como los procedimientos posteriores de manejo y utilización de los mismos. Comparten características como ser resultantes de una condición muy generalizada donde las gramíneas dominantes en estos pastizales son especies introducidas voluntaria o involuntariamente. El número de especies de pastos que conforman estas comunidades vegetales son normalmente muy bajo. La estabilidad de estos pastizales depende del uso al que son sometidos, en particular de carga animal, tipo de pastoreo, procedimientos agronómicos de desmalezamiento, fertilización y uso de fuego”.

4.4.2 Bosques

Según Chazdon et al. (2016) “Los bosques se ven, se definen, se evalúan y valoran a través de diferentes puntos de vista y pueden verse como una fuente de productos madereros, un ecosistema compuesto por árboles junto con una infinidad de formas de diversidad biológica, un hogar para comunidades indígenas, depósitos para almacenamiento de carbono, fuentes de servicios ecosistémicos y sistemas socio-ecológicos, o como todos los anteriores. Pero existe una distinción fundamental y generalmente mal entendida entre las características reales de la tierra y su designación legal. Desde la perspectiva de cobertura terrestre, los bosques son vistos como ecosistemas o tipos de vegetación que mantienen conjuntos únicos de plantas y animales, pero desde la perspectiva del uso de la tierra, los bosques son propiedades que están legalmente designadas como bosques, independientemente de su vegetación actual”.

4.5 Depredación

La depredación, según Taylor (1984), “sucede cuando dos animales interactúan entre sí y uno de ellos es asesinado por el otro para fines alimenticios. Ocurre cuando los individuos de una especie se comen a los individuos vivos de otra. Es un proceso por el cual una población se beneficia de otra. Es cualquier proceso ecológico en el que la materia y energía fluyen de una especie a otra.”

La depredación juega un rol importante en la dinámica de la comunidad, afectando composición, diversidad y distribución de especies (Oricchio et al., 2016). Los depredadores tienen impacto directo sobre sus presas, sobre su población y sus patrones en la comunidad (Lima y Dill, 1990), gracias a esto las presas han integrado, evolutivamente, cambios en la ecología del comportamiento, en su biología poblacional y de comunidades (Sih, 1994). Su importancia radica en la evaluación de la mortalidad de los insectos herbívoros, la misma que contribuye a la regulación de la abundancia de consumidores primarios y evita el agotamiento de las especies vegetales de las cuales son huésped (Low et al., 2014). Una de las maneras de analizar la depredación es evaluar los ataques presentes en animales ficticios elaborados de plastilina (Ferrante et al., 2014; Howe et al., 2009; Molleman y Sáfián, 2015; Roslin et al., 2017; Schwab et al., 2021), donde también se identifican las marcas que hacen los depredadores sobre las orugas ficticias.

Generalmente los depredadores que se encuentran atacando las orugas ficticias son artrópodos, aves, mamíferos y reptiles (Low et al., 2014).

4.6 Lepidópteros

Son uno de los cuatro órdenes principales de insectos con las de 160 000 especies descritas y un número equivalente estimado de especies no descritas, organizadas en 124 familias (Kristensen et al., 2007). Se distribuyen en todas las regiones terrestres, excepto las más frías, pero en las regiones del Neotrópico e Indoaustraliano tienen cinco veces más especies por unidad de área que en las ecozonas del Paleártico y el Neártico, y tres veces más que la Afrotropical (Heppner, 1991). Son insectos alados con escamas, tradicionalmente divididos en tres grupos principales: micropolillas, mariposas y macropolillas (Kristensen et al., 2007). Los lepidópteros son un orden de insectos clave para el funcionamiento de ecosistemas debido a los servicios ecosistémicos que cumplen, como la herbivoría, la polinización, o como fuente de alimento para otros animales (Matteson y Langellotto, 2012; Merckx et al., 2013).

4.7 Coloración de orugas

El principal lugar donde las orugas sintetizan y depositan los pigmentos es el tegumento que, almacenados en diferentes capas, definen la coloración de las orugas. Los pigmentos sintetizados por las orugas como las pterinas, los omocromos, la bilina y el ácido úrico, y los pigmentos absorbidos por alimentación de las plantas hospedantes, como los carotenoides y los flavonoides, se acumulan en los gránulos de las células epidérmicas (Figon y Casas, 2018; Lu et al., 2016; Shamim et al., 2014). La acumulación y mezcla de cada pigmento proporciona colores únicos en orugas y patrones complejos, reflejando la diversidad de coloración de orugas (Tong et al., 2021). Estos patrones de coloración les proporcionan técnicas de defensa como el aposematismo, que permite a las orugas advertir a los depredadores que son desagradables mostrando colores y patrones llamativos (Chouteau y Angers, 2011). Otra técnica de defensa que implica usar patrones de coloración es el mimetismo, permitiendo a las orugas pasar desapercibidas o confundir a sus depredadores usando patrones de coloración semejantes a otros animales o plantas de su entorno (Almeida et al., 2021; Ruxton et al., 2006).

5. Metodología

5.1 Área de estudio

Las parcelas de estudio se las ubicó en la provincia de Loja, cantón Macará, parroquia Larama, específicamente en los barrios Canguraca y Portachuelo, dentro y alrededor de la Reserva Natural “Laipuna” (4°12'37,9"S 79°53'13,0"O) perteneciente a Naturaleza y Cultura Internacional (NCI) (Figura 1). Esta área se encuentra en un bosque seco tumbesino clasificado como bosque seco premontano semi-deciduo (Aguirre et al., 2006; MAE, 2013; Sierra, 1999), que se caracteriza por una diversa vegetación que incluye especies de las siguientes familias: Fabaceae con especies como *Geoffroea spinosa* Jacq., *Machaerium millei* Standl y *Erythrina velutina* Willd; Mimosaceae con *Albizia multiflora* Kunth, *Acacia macracantha* Humb. & Bonpl. ex Willd. y *Leucaena trichodes* Jacq.; Bombacaceae con *Ceiba trichistandra* (A.Gray) Bakh. y *Eriotheca ruizii* (K.Schum.) A.Robyns; Caesalpinaceae con *Caesalpinia glabrata* Kunth y *Senna mollisima* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S.Irwin & Barneby; y Capparaceae con *Colicodendrum scabridum* (Kunth) Hutch. y *Cynophalla mollis* J.Presl (Bustamante, 2009). La localidad presenta una precipitación unimodal con una marcada estación seca desde junio a diciembre y una estación húmeda de enero a mayo, y la temperatura media anual es de 23,4 °C mostrando poca variabilidad a lo largo del año (Pucha-Cofrep et al., 2015). El área se caracteriza por contar con espacios mixtos entre bosque y campos agrícolas que incluyen principalmente campos de maíz y frijol, así como pastizales, en donde se presentan árboles usados para pastoreo de ungulados. La investigación se realizó desde el 22 de abril hasta el 14 de junio de 2022.

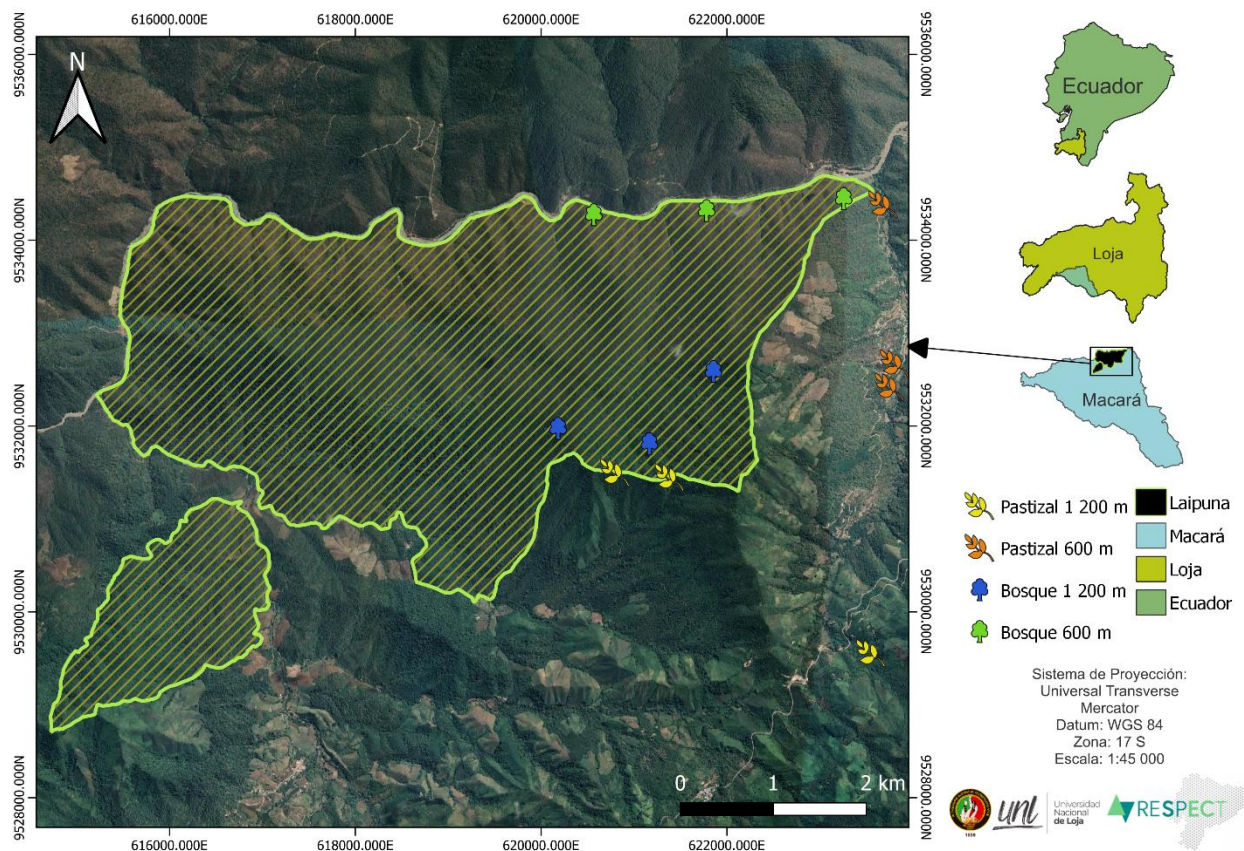


Figura 1. Área de estudio detallando las ubicaciones de las 12 parcelas de pastizal y bosque para la evaluación de depredación de insectos.

5.2 Evaluación de la depredación

Se realizó la investigación en 12 parcelas (Figura 1) distribuidas en seis parcelas de 100 m² de extensión en el bosque de la Reserva Natural “Laipuna”, y seis parcelas en pastizales fuera de la reserva, las cuales tenían áreas variadas entre 100 a 200 m², debido a que las parcelas de pastizal presentaban diversas formas y áreas. Las parcelas escogidas para la investigación se encontraban en dos categorías de pisos altitudinales 600 m s.n.m. y 1 200 m s.n.m.

Se estableció tres transectos en paralelo por cada parcela de bosque separados por 20 metros entre ellos, en cambio en las parcelas de pastizal se adaptaron tres transectos para cada parcela dependiendo de la distribución de la vegetación disponible. Se utilizó plastilina inodora y no tóxica (Low et al., 2014) para hacer 150 orugas artificiales de tres colores (50 blancas, 50 verdes y 50 marrones) cada una de 3,5 cm de largo y 0,5 cm de grosor. Se colocaron las orugas sobre hojas con alfileres aproximadamente a 1 – 1,5 m del suelo, con una distancia mínima de 1,5 m entre ellas. Se

distribuyeron 50 orugas por transecto de manera que dos orugas seguidas no tuvieran el mismo color. Luego de cuatro días de exposición, las orugas fueron recolectadas y se llevaron a laboratorio para la identificación de marcas. Repetimos el muestreo en cada parcela con un intervalo de 8-27 días de diferencia entre la primera y segunda muestra. Desplegamos en 12 (parcelas) X 3 (transectos) X 50 (orugas ficticias) X 2 (Repeticiones) = 3600 orugas ficticias durante toda la investigación.

Para la identificación de las marcas dejadas por los depredadores al atacar las orugas ficticias se utilizó la guía de marcas elaborada por Low et al. (2014). Usamos categorías de los principales grupos de depredadores: artrópodos, aves, mamíferos y reptiles. Dentro del grupo de artrópodos se clasificó en: arácnidos, coleópteros, hemípteros, hormigas y ortópteros. Las marcas que no pudieron ser atribuidas a ningún grupo se dejaron sin identificación.

5.3 Análisis de Datos

Se utilizó la versión del software R 4.2.3 (R Core Team, 2023) para el análisis de datos. Se estimó la depredación como la proporción de las presas de la población que han sido depredadas. Para calcular la proporción de la depredación se sumaron las marcas de ataque hechas en las orugas ficticias encontradas en las parcelas (cada marca representa un evento de depredación, de manera que dos marcas de depredación distintas en una oruga ficticia se consideran como dos eventos de depredación), haciendo una sumatoria de las marcas encontradas en la repetición, luego se dividieron para el total de orugas ficticias de la parcela (omitiendo del análisis las orugas ficticias faltantes), expresándose en porcentajes.

Para la elaboración de los modelos se confirmó normalidad y homocedasticidad de nuestros datos y se usó la condicional R^2 para evaluar el rendimiento del modelo (Efron, 1978; McFadden, 1974). Para evaluar la variación de la proporción de depredación a través de la elevación, los tipos de uso de suelo y el color, se usaron las diferencias detectadas por los test “post-hoc” de Tukey y comparaciones entre variables por análisis de la varianza. Para evaluar la depredación se exploró los datos mediante diagrama de cajas con la proporción de depredación como variable dependiente, y como variable independiente usamos el tipo de uso de suelo y la elevación, estas dos variables se usaron independientemente y en combinación para desarrollar gráficas aisladas. Usamos modelos lineales generalizados mixtos de familia binomial para predecir, como variable de respuesta, los

valores de probabilidad de depredación y para la variable independiente usamos una interacción entre el tipo de uso de suelo y la elevación. Usamos diagramas sectoriales para determinar la proporción de depredadores que conformaban la comunidad, identificando también la comunidad de depredadores artrópodos. Adicionalmente, recopilamos los datos de composición de los depredadores acumulando los eventos de depredación de cada depredador por parcela. Luego, analizamos las composiciones ajustando modelos logit multinomiales que describen la probabilidad de depredación (%) de una oruga ficticia por parte de los grupos de depredadores cuando se encuentran en diferentes elevaciones y diferentes tipos de uso de suelo, para lo cual usamos la función ‘multinom’ del paquete de R “nnet” [versión 7.3-18] (Venables y Ripley, 2002). Diseñamos un modelo con las composiciones de la comunidad de depredadores por tipo de uso de suelo y por la elevación utilizando un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) con las disimilitudes de Bray-Curtis con la función ‘metaMDS’ del paquete “vegan” [versión 2.6-4] (Oksanen et al., 2022). Probamos las diferencias de las composiciones de depredadores a través de PERMANOVA por pares usando la función ‘adonis2’. Ya que los resultados de las pruebas de diversidad beta como PERMANOVA pueden verse influenciados por la heterogeneidad de las varianzas dentro de las muestras grupales (Anderson y Walsh, 2013), también probamos la homogeneidad entre grupos de las dispersiones multivariadas usando las funciones ‘vegdist’ y ‘betadisper’, para finalmente realizar comparaciones por pares usando la función ‘permutest’. También usamos un modelo lineal generalizado mixto para determinar la probabilidad de depredación que se encuentra en nuestros sitios de estudio, en la variable dependiente usamos las probabilidades de depredación y para la variable independiente usamos la interacción del tipo de uso de suelo, la elevación y el color. Finalmente, desarrollamos diagramas de barras para determinar la frecuencia de ataques de depredadores sobre los diferentes tipos de coloraciones que presentaban las orugas ficticias, de igual forma encontrar la frecuencia de ataques de los depredadores artrópodos que realizaban ataques sobre las mismas coloraciones.

6. Resultados

6.1 Evaluación de la depredación

Del total de orugas ficticias que se desplegaron para esta investigación (3 600) se recuperaron 3 251 de los cuales 13,8 % (451) se encontraron con marcas de depredación; las 349 orugas que no fueron encontradas no se incluyeron en el análisis, esto con el objetivo de no sobreestimar los datos por la falta de certeza en si las orugas ausentes pudieron ser depredadas o no. Por lo tanto, la proporción de recuperación de todas las orugas ficticias fue del 90,3 %. En las parcelas de bosque se obtuvo el 91,8 % de proporción de recuperación, en cambio en las parcelas de pastizal el 88,8 % de las orugas fueron recuperadas (Anexo 1).

Las proporciones de depredación encontradas en los dos tipos de uso de suelo (Figura 2.A) difieren ya que encontramos mayor depredación en las parcelas de bosque que en las parcelas de pastizal. En cambio, para la distribución de las proporciones de depredación a distintas elevaciones (Figura 2.B) encontramos que se encuentra mayor depredación en parcelas de 600 m s.n.m. de elevación (Anexo 1).

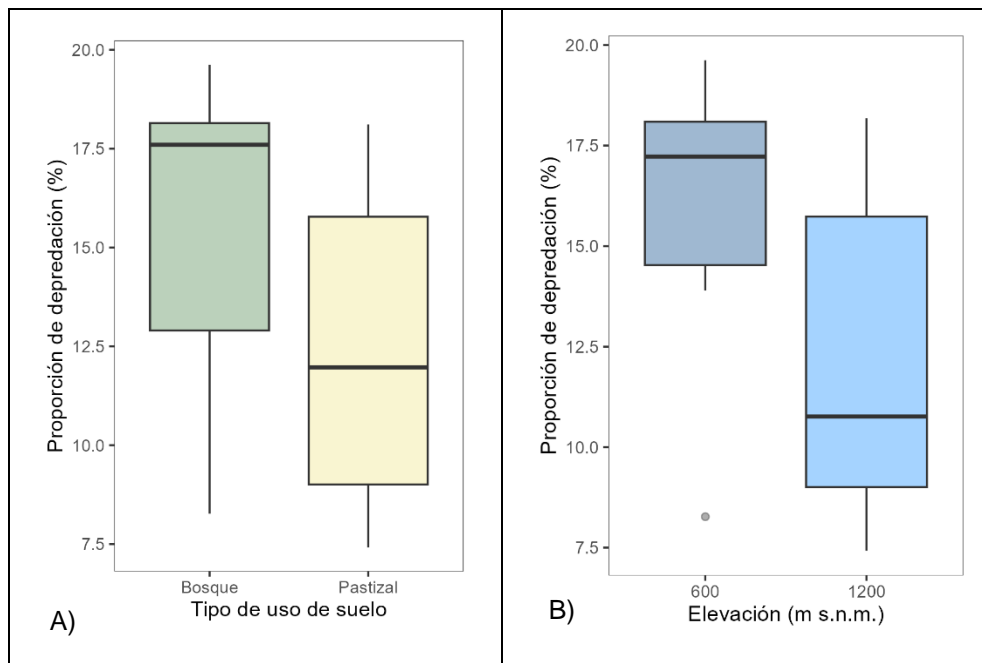


Figura 2. Proporción de la depredación en orugas ficticias en un bosque seco del sur de Ecuador en función de: A) tipos de uso de suelo y B) elevación.

Al agrupar las parcelas diferenciadas en tipo de uso de suelo y elevaciones, se pudieron encontrar diferencias entre las distribuciones de las proporciones de depredación (Figura 3). Las parcelas en elevaciones a 1 200 m s.n.m. entre bosque y pastizal presentaban diferencias considerables ya que las parcelas de pastizal presentaban baja proporción en la depredación a diferencia de las parcelas ubicadas en los bosques. En cambio, en elevaciones de 600 m s.n.m. la distribución de la depredación presentaba similitudes en las medias de la proporción de depredación entre bosques y pastizales pero presentaban diferencias entre los rangos que la proporción de la depredación, teniendo así que los bosques presentaban mayor amplitud de rango de la proporción de depredación en relación con los pastizales que se encontraban con rangos menores (Figura 3).

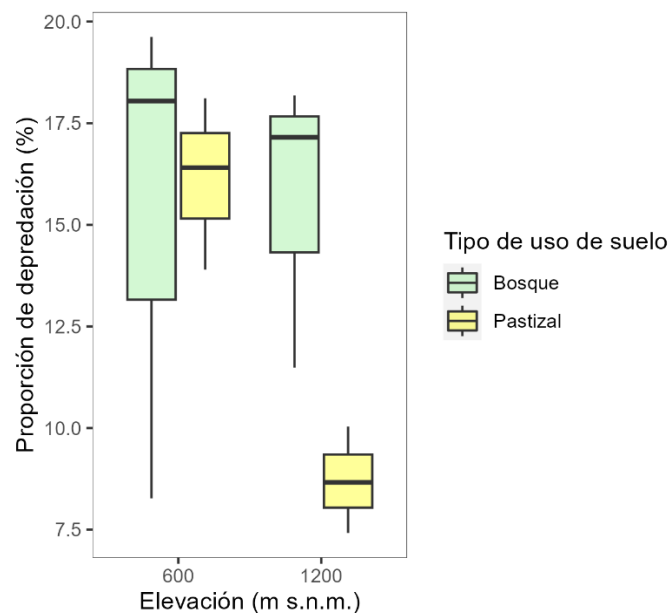


Figura 3. Proporción de depredación en orugas ficticias en un bosque seco del sur de Ecuador distribuida entre los dos tipos de uso de suelo y entre las dos elevaciones..

Al comparar las probabilidades de depredación que se pueden encontrar en todas las parcelas (Figura 4, Anexo 1), se encontraron similitudes en las parcelas de bosque ($15 \pm 8,5$ %). En las parcelas de pastizal se encontró diferencias en la probabilidad de depredación, debido a que las parcelas ubicadas a 1 200 m s.n.m. de elevación presentaron menor probabilidad de depredación ($8,7 \pm 3,9$ %) a diferencia de las parcelas ubicadas a 600 m s.n.m. de elevación donde se encontró mayor probabilidad de depredación ($16,2 \pm 4,4$ %). El modelo explica un 20 % de la variabilidad de los datos y se pueden encontrar diferencias significativas entre las variables independientes (p valor $< 0,01$), teniendo así que el cambio de uso de suelo a pastizal afecta significativamente la

depredación (p valor = 0,009), y la elevación afectará significativamente la probabilidad de depredación (p valor = 0,0005). La elevación y el tipo de uso de suelo, en combinación, son significativas para que exista un cambio en la depredación (p valor = 0,0005).

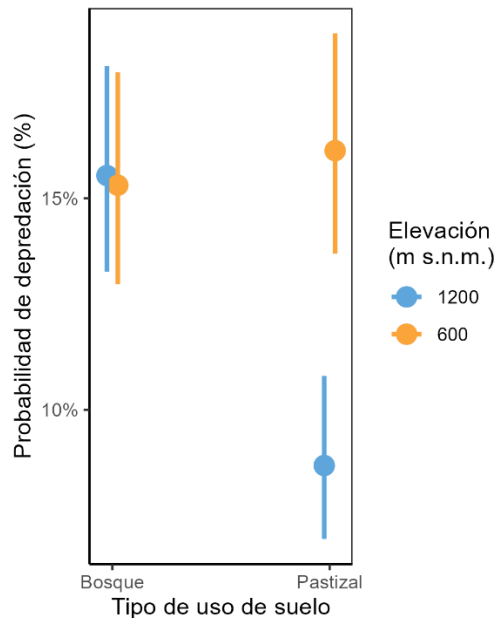


Figura 4. Probabilidad de depredación basada en los ataques y no ataques que se hicieron sobre el total de las orugas ficticias expuestas en las parcelas de un bosque seco del sur de Ecuador durante 4 días en dos repeticiones. $R^2 = 0,20$; diferencias significativas en la comparación de Tukey entre el tipo de uso de suelo y la elevación ($p < 0.01$, CI = 95%).

6.2 Comunidad de depredadores atraídos por orugas ficticias

Los depredadores que realizaron ataque sobre las orugas ficticias fueron mayormente los artrópodos, seguido de las aves y en menores proporciones la herpetofauna y mamíferos (Figura 5.A). De la comunidad de artrópodos que realizaba ataques en las orugas ficticias destacan las hormigas, dentro del orden de los himenópteros, y ortópteros como los más abundantes (Figura 5.B).

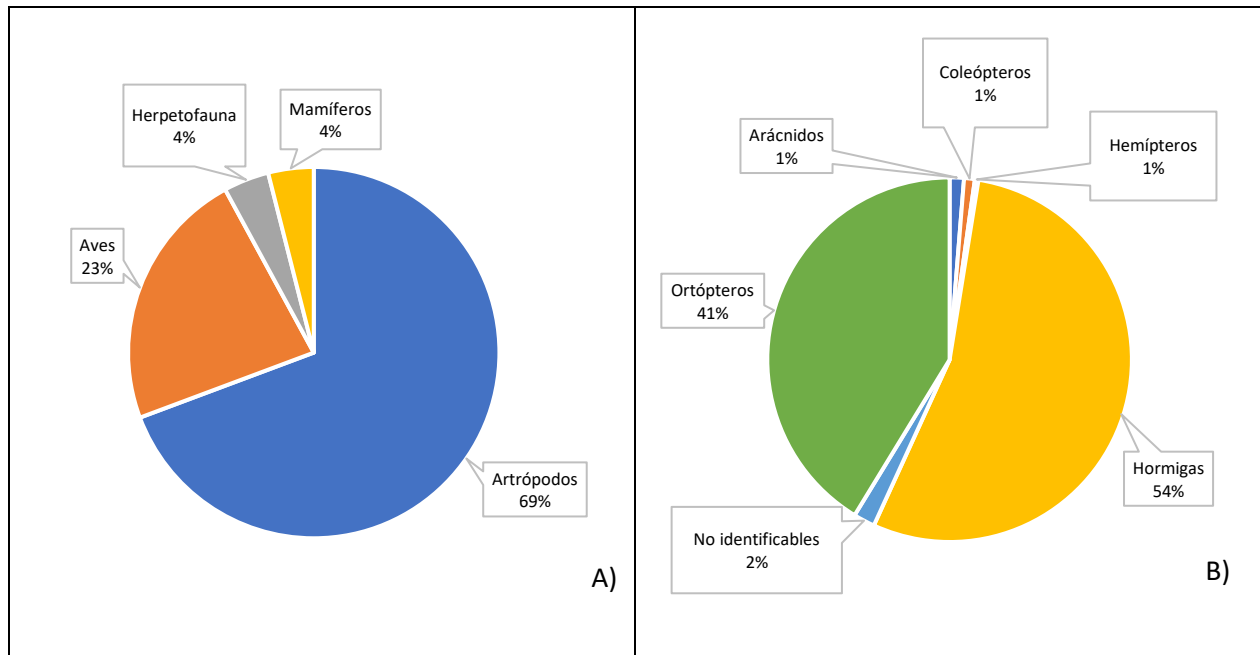


Figura 5. Proporciones de: A) la comunidad de depredadores atraídas por orugas ficticias, y B) la comunidad de artrópodos que atacaron las orugas ficticias colocadas durante 4 días en dos tipos de uso de suelo y dos elevaciones en un bosque seco del sur de Ecuador.

En relación a las probabilidades de depredación en función del tipo de depredador, se encontraron algunos patrones destacables (Figura 6.A, Anexo 3). La mayor probabilidad de depredación fue por los artrópodos (desde 3 % hasta 14 %), seguido de las aves que presentaban una escasa depredación en los bosques de 1 200 m s.n.m. y 600 m s.n.m. (1 % y 2 %, respectivamente). Sin embargo, las aves en parcelas de pastizal de 1 200 m y 600 m presentaban una probabilidad de depredación mayor (4 % y 5 %, respectivamente). Los mamíferos y la herpetofauna fueron los menos probables en depredar, pero dentro de cada grupo se encontraron parcelas donde su probabilidad de depredación era levemente mayor, como las parcelas de pastizal a 600 m s.n.m. donde los mamíferos presentaron una probabilidad de 1 % de ataque, y en los bosques y pastizales de 600 m s.n.m. donde la herpetofauna se encontraba probable en depredar un 1 % (Anexo 3). Se encuentra que existe una mayor similitud entre la comunidad de depredadores que atacaban en los pastizales, a diferencia de la comunidad depredadora de los bosques que presentaban una menor similitud (Figura 6.B). La composición de los depredadores (Anexo 4) difiere significativamente a través de los tipos de uso de suelo y elevaciones (PERMANOVA: $R^2 = 0,66$; p valor $< 0,01$; $df = 3$), mientras que no se encontraron diferencias significativas en la dispersión de la muestra (PERMDISP: $F = 0,20$; p valor $= 0,88$) indicando que las dispersiones

multivariadas de las parcelas no son homogéneas, por lo tanto las comunidades de depredadores entre los dos tipos de uso de suelo y las dos elevaciones, tienen diferente composición.

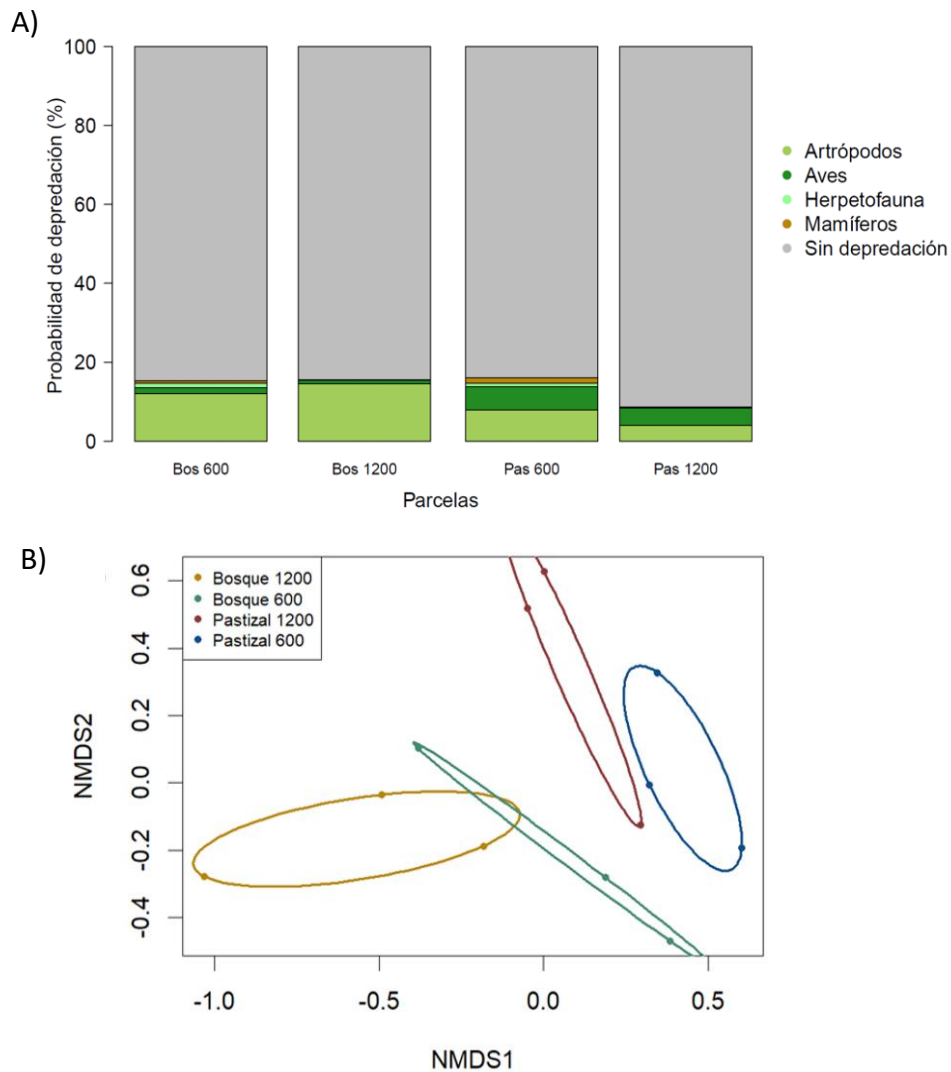


Figura 6. Cambios de la comunidad de depredadores de orugas ficticias a través de las parcelas de estudio en un bosque seco del sur de Ecuador, en dos tipos de uso de suelo y dos elevaciones: A) probabilidades medias de depredación por tipo de depredador (Modelo multinomial, AIC = 3258,74); B) Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) (Dimensiones = 2, Estrés = 0.04) mostrando la composición de depredadores por tipo de uso de suelo y elevaciones.

6.3 Atracción por coloración de la comunidad de depredadores

Al evaluar la probabilidad de depredación por coloración en nuestras parcelas de estudio (Figura 7) se encontró que el color verde es el color menos depredado a diferencia de los colores marrón y blanco. Se denotó que la probabilidad de depredación para los colores marrón, verde y blanco presenta patrones similares en cuanto a la elevación y uso de suelo, adicionalmente se ha

encontrado que con los tres colores en parcelas de pastizal a elevaciones de 1 200 m s.n.m. hay una menor probabilidad de depredación que en las parcelas de 600 m s.n.m. En cambio, en las parcelas de bosque las probabilidades de depredación son similares en ambas elevaciones. Se puede determinar que existen diferencias significativas entre las variables independientes: el cambio de uso del suelo a pastizal afecta significativamente en la depredación (p valor = 0,008), la elevación afecta significativamente la depredación (p valor = 0,002), y el color representa una variable categórica significativa (p valor = $1,636e-11$).

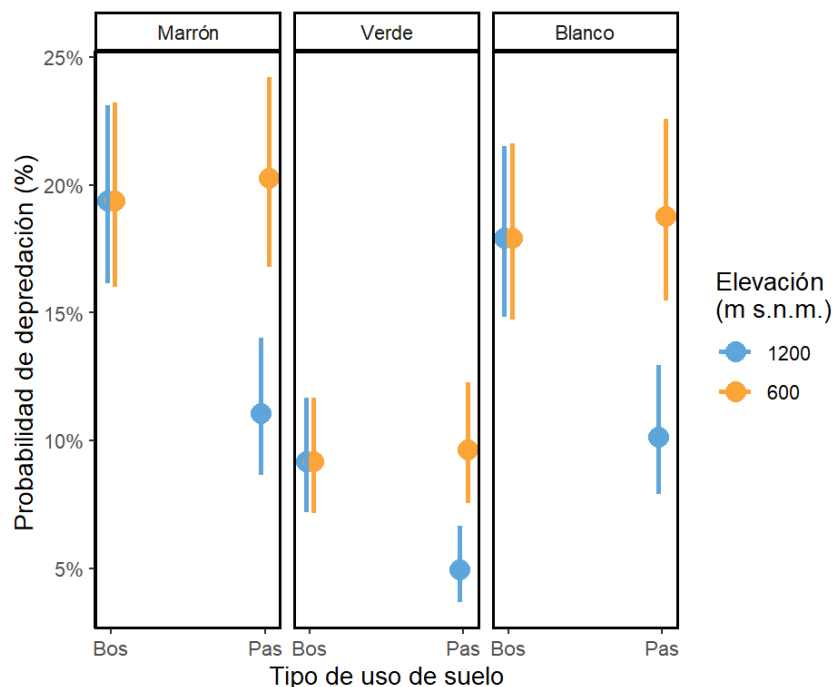


Figura 7. Probabilidad de depredación por coloración de orugas ficticias en las parcelas de estudio en un bosque seco del sur de Ecuador, en dos tipos de suelo (Bos = Bosque, Pas = Pastizal) y en dos elevaciones. Modelo lineal generalizado mixto $R^2 = 0.56$, con diferencias significativas entre colores, tipo de uso de suelo y elevación ($p < 0,01$) (CI = 95%)

La comunidad de depredadores (Anexo 4) presentó diversas atracciones a las coloraciones de las orugas ficticias de nuestra investigación. En bosques de 1 200 m s.n.m. de elevación, tenemos a los artrópodos como mayores depredadores que atacaban mayormente las orugas ficticias de colores marrón y blanco, pero en menor proporción a las orugas de coloraciones verdes (Figura 8.A). En parcelas de pastizal a 1 200 m s.n.m. de elevación encontramos a los artrópodos y aves como mayores depredadores, los artrópodos atacaban con más frecuencia a las orugas de coloraciones marrón y blanco, pero no se encontraron ataques en orugas de coloraciones verdes; en cambio, las aves atacaban mayormente las orugas de coloraciones verde y en menor frecuencia

a las orugas de coloraciones marrón y blanco (Figura 8.B). En las parcelas de bosque con elevaciones de 600 m s.n.m se presentó una mayor frecuencia de ataques de artrópodos y de estos ataques se presentaron mayormente en colores marrones y blancos (Figura 8.C). En cambio, en pastizales de elevaciones de 600 m s.n.m., se encontraron los artrópodos y aves como mayores depredadores de orugas ficticias, los artrópodos atacaban las coloraciones marrón y blanco con mayor frecuencia, en cambio las aves se encontraban atacando las coloraciones marrón, verde y blanco en frecuencias similares (Figura 8.D). En pastizales se ve mayor frecuencia de ataques provenientes de las aves, a diferencia de los ataques que hacen en los bosques.

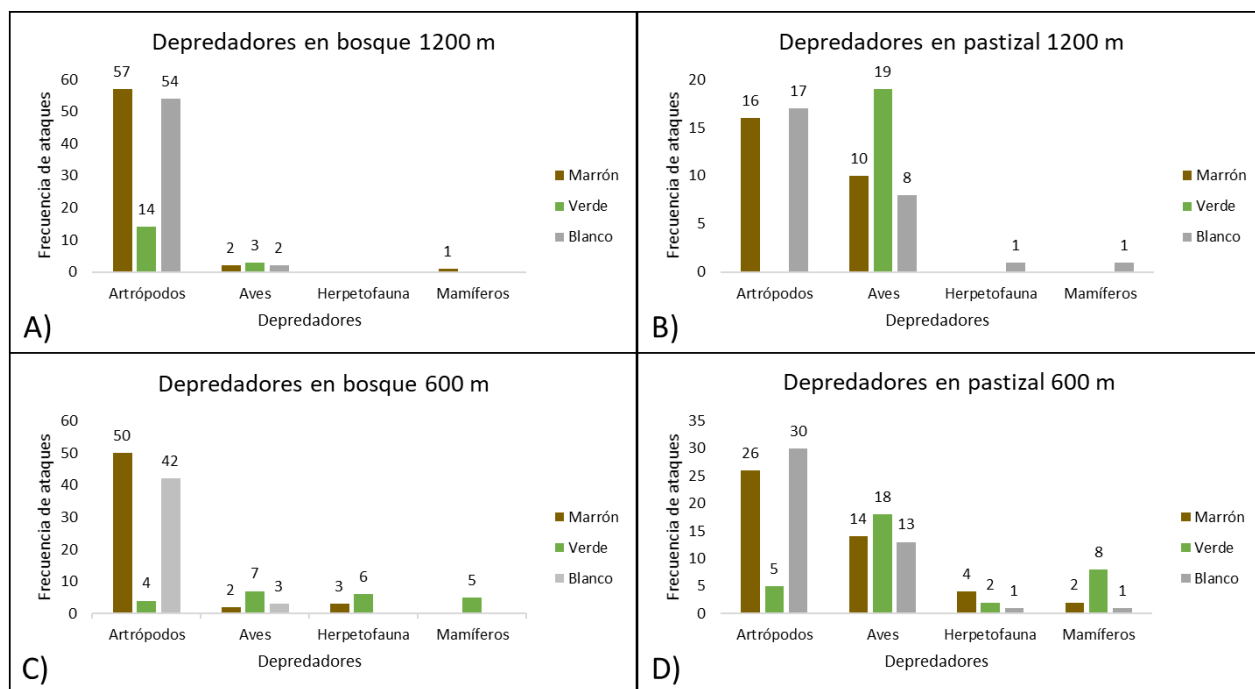


Figura 8. Frecuencias de ataques de depredadores sobre las distintas coloraciones de las orugas ficticias en las parcelas de estudio en un bosque seco y Pastizales al sur de Ecuador, en bosque a: 1 200 m s.n.m. (A) y 600 m s.n.m. de altitud (C); y en pastizal también a 1 200 m s.n.m. (B) y 600 m s.n.m. (D)

Se diferenciaron los ataques que realizaron los artrópodos en las diferentes coloraciones de orugas ficticias en las agrupaciones de las parcelas de investigación (Anexo 5), encontrando diferencias considerables entre sí, aunque en general se encontró que las hormigas pequeñas y los depredadores ortópteros fueron los depredadores más frecuentes en todas las parcelas. En las parcelas de Bosque de 1 200 m s.n.m., las coloraciones más atractivas fueron el marrón y blanco (Figura 9.A), en las parcelas de Pastizal de 1 200 m s.n.m. se encontró mayor proporción de ataques sobre las orugas de color blanco (Figura 9.B), en las parcelas de Bosque de 600 m s.n.m. se presentaron ataques en mayor frecuencia a las orugas ficticias de coloraciones marrones y blanco

(Figura 9.C), y en parcelas de pastizal de 600 m s.n.m. la mayor proporción de ataques se dio en coloraciones marrón y blanco (Figura 9.D).

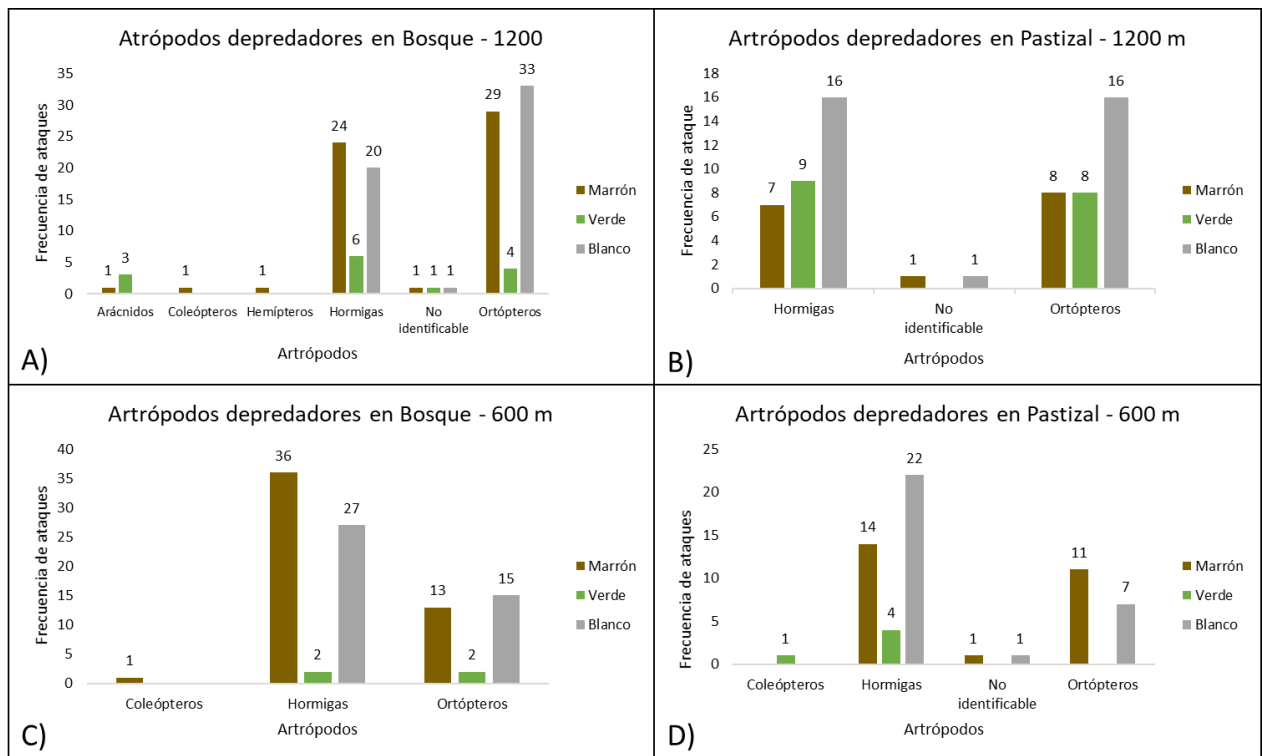


Figura 9. Frecuencia de ataques de artrópodos depredadores que se encontraban atacando orugas ficticias de distintas coloraciones en parcelas de bosque seco al sur de Ecuador, en dos tipos de uso de suelo y dos elevaciones: A) bosque – 1 200 m s.n.m., B) pastizal – 1 200 m s.n.m., C) bosque – 600 m s.n.m., y D) pastizal – 600 m s.n.m.

7. Discusión

El presente estudio demuestra que el tipo de uso de suelo y la elevación influyen de manera positiva o negativa en la depredación de insectos en ecosistemas secos tropicales. En otros estudios se encontró que la depredación se reducía en función del aumento de la elevación (Camacho y Avilés, 2019; Roslin et al., 2017), estos patrones se cumplen en nuestra investigación ya que tenemos menor proporción de depredación en elevaciones de 1 200 m s.n.m a diferencia de las proporciones de depredación que encontramos a 600 m s.n.m. En pastizales se esperaría encontrar mayor depredación por ser ecosistemas abiertos, donde las presas estén más expuestas (Beauchamp, 2015), a pesar de ello, en este estudio se encontró una mayor depredación en bosques con respecto a los pastizales. El impacto negativo sobre la depredación por la conversión de bosques a otros tipos de uso de suelo puede ser debido a la pérdida total de la complejidad estructural del hábitat y posiblemente a la colonización de pocas especies vegetales, reduciendo la diversidad de plantas, lo cual genera comunidades homogéneas de herbívoros y por lo tanto de depredadores (Gossner et al., 2016; Meyer et al., 2019; Simons et al., 2014). En este estudio, a pesar de que se introdujeron presas de forma artificial, la comunidad de depredadores fue reducida en pastizales en comparación a los bosques, como sucede también en Schwab et al. (2021), cuyos resultados muestran el mismo patrón en la depredación y en la comunidad de depredadores en lugares donde el hábitat se había modificado. Esto implica que las comunidades de depredadores quedan alteradas con el cambio de uso de suelo, por lo tanto, aun aplicando introducción de especies presas con un adecuado manejo del hábitat, no sería suficiente para recuperar las comunidades de depredadores.

Este estudio se desarrolla en zonas tropicales en donde las interacciones bióticas depredador-presa se encuentran fuertemente relacionadas y donde factores ecológicos se ven modificados, no solo por las bajas latitudes sino también por el cambio de la elevación (Anstett et al., 2016; Zhang et al., 2016). Al estudiar estos patrones se pueden estimar los mecanismos que alteran la proporción de depredación, pero cuando se analizan críticamente, estos patrones pueden ser débiles, ser ausentes o inclusive invertirse (Anstett et al., 2016; Zhang et al., 2016), como sucede en nuestra investigación donde en parcelas de 600 m s.n.m. de elevación se encontró mayor frecuencia de depredación en zonas de pastizal a diferencia de las zonas de bosque, lo que es contrario a la tendencia encontrada en general de que los bosques tengan mayor probabilidad de

depredación que los pastizales. Esto puede deberse a que las actividades pecuarias que tienen lugar en pastizales modifican el ecosistema con finalidades productivas para beneficio humano (Cavatassi et al., 2011), lo que implica que se apliquen diferentes tipos de recursos y técnicas como zanjas para desvío de agua, fertilizantes, labranza mínima, rotación de cultivos y cultivo en terrazas, para mejorar la producción o el mantenimiento de suelos productivos (Hoogesteger et al., 2023; Nguema et al., 2013). Cuando este tipo de actividades se hace de forma sustentable, por ejemplo, mejorando la hidratación de los pastizales o reintegrando nutrientes al suelo, se puede ayudar a que los recursos vegetales, a veces muy limitados en ecosistemas de bosque seco, se recuperen, lo cual favorece que comunidades de presas y depredadores se encuentren menos alterados. Este tipo de actividades suelen ser más frecuentes en pastizales situados a menor altitud, como los que se encontraban a 600 m s.n.m., ya que tienen mejor acceso que los pastizales a mayores altitudes, que en muchos casos tienen menor mantenimiento. Por tanto, sería interesante realizar estudios donde se evalúe cómo el tipo de manejo que se realiza a este tipo de ecosistemas antrópicos puede favorecer o interferir las funciones de depredación.

Los resultados de la presente investigación respaldan los encontrados en otros trabajos, donde los depredadores más frecuentes sobre orugas ficticias en áreas tropicales fueron artrópodos como en Roslin et al. (2017), siendo un reflejo de que los artrópodos son los depredadores de insectos en general más dominantes en áreas tropicales. Encontramos que las aves atacaban orugas ficticias con mayor frecuencia en pastizales que en bosques, donde los signos de depredación por aves registrados fueron menores, resultados similares a los de Roels et al. (2018), donde se encuentra que las aves realizaban más ataques que los artrópodos en espacios donde se había realizado un cambio significativo en el uso del suelo.

Las aves son depredadoras que usan principalmente la visión e intensidad de luz como herramientas para la localización de sus presas ya que pueden captar la reflectancia de los colores emitidos por su alimento, por tanto constituyen un mayor riesgo para las orugas que se encuentran en lugares de mayor acceso visual y gran intensidad de luz, en cambio presentan un menor riesgo en lugares de baja intensidad de luz y de poco acceso visual, como en sotobosques (Church et al., 1998; Gomez et al., 2014; Koivunen et al., 1998; Olsson et al., 2015), lo que explica que las aves en los pastizales de la presente investigación se encontraran depredando en mayor frecuencia en pastizales que en bosques. En cambio, los artrópodos pueden usar una gran variedad de señales: mecánicas, como los arácnidos que detectan a las presas que son capturadas por sus redes

(Jayakumar y Sankari, 2010), químicas, como hormigas que rastrean las feromonas que dejan sus semejantes (Sam et al., 2015) o parasitoides que detectan los volátiles que emiten las plantas cuando son mordidas por larvas herbívoras (conocidos como “volátiles de plantas inducidos por herbivoría” o HIPV, por sus siglas en inglés) (Dicke y Baldwin, 2010) y visuales, que permite a varios grupos de insectos capturar reflectancia de cierto rango de colores gracias a cromóforos, resaltando su espectro visual en colores azul, verde, rojo e inclusive UV (característica observada en al menos nueve órdenes de insectos: Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Mecoptera, Neuroptera, Plecoptera y Trichoptera) (Briscoe y Chittka, 2001). Por lo tanto, hay distintos factores que pueden interferir en la localización de estas presas por parte de los artrópodos, no solo la arquitectura de la vegetación en el ecosistema, y esto se refleja en los distintos patrones de la depredación de artrópodos que se han observado en esta investigación. Recalcando que algunos artrópodos usan señales químicas para determinar a su alimento o presa, y siendo el olor una de estas señales, es importante mencionar que se debe reducir o anular la cantidad de estos estimulantes cuando se está realizando estos estudios, para evitar impregnar fragancias sobre las orugas ficticias y así modificar la depredación, y con esto evitar que variables no controladas distorsionen los datos.

Las orugas se pueden presentar en varias coloraciones para evitar ser depredadas debido a la cantidad de sustancias que obtienen de sus plantas huésped en su etapa larval, ya sea para advertir a los depredadores que no son apetecibles o para reducir su detectabilidad (Robinson et al., 2023). Además, algunos depredadores tienen diferentes rangos de captación de reflectancia en los órganos oculares, y junto a los niveles de intensidad de luz y el contraste con el sustrato, pueden detectar o no detectar los colores que tienen sus presas (Prudic et al., 2007). Por ello los colores de las orugas ficticias revelaron una diferente presión por depredación, especialmente al evaluar dicha presión en función del tipo de depredador. Así, en esta investigación en bosques secos tropicales, las orugas ficticias con mayor frecuencia de ataques realizados por aves depredadoras fueron orugas de coloración verde y en menor frecuencia coloraciones blancas y marrones, mientras que las orugas de coloraciones marrón y blanca se encontraban siendo atacadas en mayor proporción por artrópodos. En un estudio global desarrollado por Zvereva et al. (2019) en bosques siempre verdes, selvas y bosques atlánticos de zonas tropicales, encontraron patrones similares para la depredación por aves, donde los colores blanco y verde fueron los más depredados por estas, pero en cambio encontraron que los artrópodos depredaban de manera indistinta las orugas ficticias de coloraciones

verde, blanco y marrón. La depredación puede cambiar según el ecosistema en el que se encuentre en función de su color, de forma que los colores menos brillantes se encontrarían más protegidos en ecosistemas secos donde la vegetación no es tan densa, al igual que los colores más brillantes en ecosistemas altamente densos y floridos (Ruxton et al., 2006). Es por ello que la elección del color que tomarán las orugas ficticias puede ser fundamental al momento de analizar resultados ya que los distintos depredadores se pueden ver atraídos en diferentes proporciones por los mismos en función del ecosistema en el que se encuentren.

Las hormigas son artrópodos que en bosques tropicales ejercen mayor depredación que otros depredadores, siendo especialmente notorios a bajas latitudes y bajas elevaciones, como en bosques tropicales andinos ecuatorianos, donde se observó que su contribución a la depredación disminuía a medida que se aumentaba la elevación, desapareciendo desde los 1 500 m s.n.m (Camacho y Avilés, 2019), ya que a mayor altitud se reduce la temperatura y esta reducción afecta a la densidad poblacional de las hormigas, disminuyéndola. En la presente investigación se encuentra mayor frecuencia de ataques de hormigas depredadoras en bosques secos tropicales de 600 m s.n.m. a comparación de bosques de 1 200 m s.n.m., mostrando así un patrón de reducción de depredación a medida que se alejan del nivel del mar como en la investigación citada.

Este estudio involucra variables que influyen dentro de la depredación de insectos en bosques secos tropicales al sur del Ecuador, donde precisamente existe una falencia en el conocimiento de este proceso natural. Por ello, es preciso enfocar estos estudios a la mayor cantidad de ecosistemas para aportar con más información y entender a fondo como la depredación de insectos influye sobre los ecosistemas y con ello mantener y restaurar la dinámica energética que existe gracias a este proceso para así poder seguir beneficiándonos de los servicios ecosistémicos en los que la depredación interviene.

8. Conclusiones

- A consecuencia de evaluar la depredación en dos tipos de uso de suelo, independientemente de la elevación, se encontró mayor proporción de la depredación en los bosques en relación con pastizales. Por el contrario, al evaluar la depredación en dos elevaciones desestimando el tipo de uso de suelo, se encontró mayor proporción de la depredación en menores elevaciones.
- En la presente investigación la depredación encontrada en los bosques no representó una gran diferencia al verse influida por el cambio de elevación. En cambio, en los pastizales se encontró que la depredación disminuía notablemente en lugares de mayor elevación.
- Las variables del tipo de uso de suelo y la elevación influyen sobre la depredación de orugas ficticias en ecosistemas de bosque seco al sur de Ecuador.
- Las coloraciones de orugas ficticias más atractivas para los depredadores que habitan en bosques secos tropicales al sur del Ecuador fueron marrones y blancas, encontrándose abundantes ataques sobre estas coloraciones en bosques y también en donde se produjo un cambio en el uso del suelo para uso de pastizales. Sin embargo, la atracción que genera la coloración de orugas difiere en función de los grupos de depredadores.
- Los artrópodos, y en particular las hormigas, grillos y saltamontes son los mayores exponentes de la depredación de orugas lepidópteras en ecosistemas de bosque seco tropical ubicados al sur del Ecuador continental.

9. Recomendaciones

- Utilizar un solo tipo de plastilina estandarizado que cumpla con los requerimientos de esta investigación sin dejar ningún rastro de fragancia en su material y usando más colores para notar las diferencias entre ecosistemas.
- Usar guantes quirúrgicos al momento de realizar las orugas para evitar impregnar fragancias derivadas del cuerpo o cremas de protección solar y contra insectos; también para evitar impregnar marcas por huellas dactilares.
- En posteriores estudios, aumentar el tiempo de duración de la fase de campo de la investigación para poder aumentar variables como temporalidad, precipitación, temperatura, cobertura vegetal y densidad vegetal, para tener una mejor idea del comportamiento de la depredación y la atracción por coloración.
- Aumentar las repeticiones de la toma de datos y establecer un tiempo específico entre cada una de ellas, para tener una mejor estocasticidad y poder establecer estimaciones temporales de depredación.

10. Bibliografía

- Aguirre, Z., Kvist, L. P., & Sánchez, O. (2006). *Bosques secos en Ecuador y su diversidad*. 162–187.
- Ali, J. G., & Agrawal, A. A. (2012). Specialist versus generalist insect herbivores and plant defense. *Trends in Plant Science*, 17(5), 293–302. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2012.02.006>
- Almeida, D. A., Mappes, J., & Gordon, S. (2021). Predator-Induced Plasticity on Warning Signal and Larval Life-History Traits of the Aposematic Wood Tiger Moth, *Arctia plantaginis*. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.658177>
- Anderson, M. J., & Walsh, D. C. I. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs*, 83(4), 557–574.
- Anstett, D. N., Nunes, K. A., Baskett, C., & Kotanen, P. M. (2016). Sources of Controversy Surrounding Latitudinal Patterns in Herbivory and Defense. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 31, Issue 10, pp. 789–802). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.07.011>
- Ashford, O. S., Foster, W. A., Turner, B. L., Sayer, E. J., Sutcliffe, L., & Tanner, E. V. J. (2013). Litter manipulation and the soil arthropod community in a lowland tropical rainforest. *Soil Biology and Biochemistry*, 62, 5–12. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.03.001>
- Barlow, J., França, F., Gardner, T. A., Hicks, C. C., Lennox, G. D., Berenguer, E., Castello, L., Economo, E., Ferreira, J., Guénard, B., Gontijo, C., Issac, V., Lees, A., Parr, C., Wilson, S., Young, P., & Graham, N. (2018). The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature*, 559, 517–526.
- Beauchamp, G. (2015). Visual obstruction and vigilance: a natural experiment. *Journal of Avian Biology*, 46(5), 476–481. <https://doi.org/10.1111/jav.00612>
- Berryman, A., Stenseth, N., & Isaev, A. (1987). Natural regulation of herbivorous forest insect populations. *Oecología*, 174–184.
- Borràs, J., Delegido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G., & Camps-Valls, G. (2017). Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes sentinel-2. *Revista de Teledetección*, 48, 55–66. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7133>
- Briscoe, A. D., & Chittka, L. (2001). The evolution of color vision in insects. *Annual Review of Entomology*, 46, 471–510. www.annualreviews.org
- Bustamante, E. (2009). *Composición florística, estructura y endemismo en el bosque seco de la Reserva Natural Laipuna, Macará, Loja*.
- Camacho, L. F., & Avilés, L. (2019). Decreasing Predator Density and Activity Explains Declining Predation of Insect Prey along Elevational Gradients. *The American Naturalist*, 194. <https://doi.org/10.5061/dryad.5k586p0>

- Castro, A., & Espinosa, C. I. (2015). Seasonal diversity of butterflies and its relationship with woody-plant resources availability in an Ecuadorian tropical dry forest. *Tropical Conservation Science*, 8(2), 333–351. www.tropicalconservationscience.org
- Cavatassi, R., Salazar, L., González-Flores, M., & Winters, P. (2011). How do agricultural programmes alter crop production? Evidence from Ecuador. *Journal of Agricultural Economics*, 62(2), 403–428. <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2010.00279.x>
- Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., Moll-Rocek, J., Vieira, I. C. G., & Wilson, S. J. (2016). When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, 45(5), 538–550. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y>
- Chen, Y.-J., Cao, K.-F., Schnitzer, S. A., Fan, Z.-X., Zhang, J.-L., & Bongers, F. (2015). Water-use advantage for lianas over trees in tropical seasonal forests. *New Phytologist*, 205(1), 128–136. <https://doi.org/10.1111/nph.13036>
- Chouteau, M., & Angers, B. (2011). Notes and comments: The role of predators in maintaining the geographic organization of aposematic signals. In *The American Naturalist* (Vol. 178, Issue 6, pp. 810–817). <https://doi.org/10.1086/662667>
- Church, S. C., Bennett, A. T. D., Cuthill, I. C., & Partridge, J. C. (1998). Ultraviolet cues affect the foraging behaviour of blue tits. *The Royal Society*, 265, 1509–1514.
- Comber, A., Fisher, P., & Wadsworth, R. (2005). You know what land cover is but does anyone else?... An investigation into semantic and ontological confusion. *International Journal of Remote Sensing*, 26(1), 223–228. <https://doi.org/10.1080/0143116042000274032>
- Cuesta, F., Peralvo, M., Baquero, F., Bustamante, M., Merino, A., Muriel, P., Freile, J. F., & Torres, O. (2013). Identificación de vacíos y prioridades de Conservación en el Ecuador Continental. *Ministerio Del Ambiente Del Ecuador, Dirección Nacional de Biodiversidad (DNB) GIZ – Programa GESOREN, November*, 1–12. <https://doi.org/10.13140/2.1.1360.0007>
- Dicke, M., & Baldwin, I. T. (2010). The evolutionary context for herbivore-induced plant volatiles: beyond the “cry for help.” *Trends in Plant Science*, 15(3), 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2009.12.002>
- Efron, B. (1978). Regression and ANOVA with Zero-One Data: Measures of Residual Variation. *Journal of the American Statistical Association*, 73(361), 113–121.
- Ewers, R. M., Boyle, M. J. W., Gleave, R. A., Plowman, N. S., Benedick, S., Bernard, H., Bishop, T. R., Bakhtiar, E. Y., Chey, V. K., Chung, A. Y. C., Davies, R. G., Edwards, D. P., Eggleton, P., Fayle, T. M., Hardwick, S. R., Homathevi, R., Kitching, R. L., Khoo, M. S., Luke, S. H., ... Turner, E. C. (2015). Logging cuts the functional importance of invertebrates in tropical rainforest. *Nature Communications*, 6, 1–7. <https://doi.org/10.1038/ncomms7836>

- Ferrante, M., Lo Cacciato, A., & Lövei, G. L. (2014). Quantifying predation pressure along an urbanisation gradient in Denmark using artificial caterpillars. *European Journal of Entomology*, *111*(5), 649–654. <https://doi.org/10.14411/eje.2014.082>
- Figon, F., & Casas, J. (2018). Ommochromes in invertebrates: biochemistry and cell biology. *Biological Reviews*, *94*(1), 156–183. <https://doi.org/10.1111/brv.12441>
- Gaona, F. P., Iñiguez-Armijos, C., Brehm, G., Fiedler, K., & Espinosa, C. I. (2021). Drastic loss of insects (Lepidoptera: Geometridae) in urban landscapes in a tropical biodiversity hotspot. *Journal of Insect Conservation*, *25*(3), 395–405. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00308-9>
- Gomez, D., Grégoire, A., Granado, M. D. R., Bassoul, M., Degueudre, D., Perret, P., & Doutrelant, C. (2014). The intensity threshold of colour vision in a passerine bird, the blue tit (*Cyanistes caeruleus*). *Journal of Experimental Biology*, *217*(21), 3775–3778. <https://doi.org/10.1242/jeb.107573>
- Gossner, M. M., Lewinsohn, T. M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., Birkhofer, K., Renner, S. C., Sikorski, J., Wubet, T., Arndt, H., Baumgartner, V., Blaser, S., Blüthgen, N., Börschig, C., Buscot, F., Diekötter, T., Jorge, L. R., Jung, K., ... Allan, E. (2016). Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature*, *540*(7632), 266–269. <https://doi.org/10.1038/nature20575>
- Gras, P., Tschardtke, T., Maas, B., Tjoa, A., Hafsah, A., & Clough, Y. (2016). How ants, birds and bats affect crop yield along shade gradients in tropical cacao agroforestry. *Journal of Applied Ecology*, *53*(3), 953–963. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12625>
- Gruner, D. S. (2004). Attenuation of top-down and bottom-up forces in a complex terrestrial community. *Ecology*, *85*(11), 3010–3022.
- Helden, A. J., Anderson, A., Sheridan, H., & Purvis, G. (2010). The role of grassland sward islets in the distribution of arthropods in cattle pastures. *Insect Conservation and Diversity*, *3*(4), 291–301. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00106.x>
- Heppner, J. B. (1991). *Faunal regions and the diversity of Lepidoptera* (1st ed., Vol. 2). Tropical Lepidoptera.
- Hernández, C., & González-Reyes, R. (2021). Aprendizaje del concepto de red trófica. Un análisis desde el pensamiento lineal y sistémico. *Boletín Redipe*, *10*(1), 272–289. <https://orcid>.
- Hoogesteger, J., Bolding, A., Sanchis-Ibor, C., Veldwisch, G. J., Venot, J. P., Vos, J., & Boelens, R. (2023). Communalities in farmer managed irrigation systems: Insights from Spain, Ecuador, Cambodia and Mozambique. *Agricultural Systems*, *204*. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103552>
- Howe, A., Lövei, G. L., & Nachman, G. (2009). Dummy caterpillars as a simple method to assess predation rates on invertebrates in a tropical agroecosystem. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, *131*, 325–329. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2009.00860.x>

- Humbert, J. Y., Ghazoul, J., Sauter, G. J., & Walter, T. (2010). Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Entomology*, *134*(7), 592–599. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2009.01503.x>
- Jablonski, D., Kaustuv, R., & Valentine, J. W. (2006). Out of the Tropics : Evolutionary Diversity Gradient. *Science*, *314*(October), 102–106.
- Jayakumar, S., & Sankari, A. (2010). Spider population and their predatory efficiency in different rice establishment techniques in Aduthurai, Tamil Nadu. *Journal of Biopesticides*, *3*(1), 20–027.
- Koivunen, V., Korpimäki, E., & Hakkarainen, H. (1998). Refuge sites of voles under owl predation risk: Priority of dominant individuals? *Behavioral Ecology*, *9*(3), 261–266. <https://doi.org/10.1093/beheco/9.3.261>
- Kristensen, N. P., Scoble, M. J., & Karsholt, O. (2007). Lepidoptera phylogeny and systematics: the state of inventorying moth and butterfly diversity. *Zootaxa*, *1668*(1), 699–747. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1668.1.30>
- Lev-Yadun, S., Dafni, A., Flaishman, M. A., Inbar, M., Izhaki, I., Katzir, G., & Ne'eman, G. (2004). Plant coloration undermines herbivorous insect camouflage. *BioEssays*, *26*(10), 1126–1130. <https://doi.org/10.1002/bies.20112>
- Libra, M., Tulai, S., Novotny, V., & Hrcek, J. (2019). Elevational contrast in predation and parasitism risk to caterpillars in a tropical rainforest. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, *167*(11), 922–931. <https://doi.org/10.1111/eea.12851>
- Lima, S. L., & Dill, L. M. (1990). Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, *68*(4), 619–640. <https://doi.org/10.1139/z90-092>
- Loiselle, B. A., & Farji-Brener, A. G. (2002). What's up? An Experimental Comparison of Predation Levels between Canopy and Understory in a Tropical Wet Forest. *Biotropica*, *34*(2), 327–330.
- López, R., & Potter, D. A. (2000). Ant predation on eggs and larvae of the black cutworm (Lepidoptera: Noctuidae) and Japanese beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) in Turfgrass. *Environmental Entomology*, *29*(1), 116–125. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-29.1.116>
- Low, P. A., Sam, K., McArthur, C., Posa, M. R. C., & Hochuli, D. F. (2014). Determining predator identity from attack marks left in model caterpillars: Guidelines for best practice. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, *152*, 120–126. <https://doi.org/10.1111/eea.12207>
- Lu, Y. R., He, S.-Z., Tong, X.-L., Han, M.-J., Li, C.-L., Li, Z.-Q., & Dai, F.-Y. (2016). Microarray analysis of New Green Cocoon associated genes in silkworm, *Bombyx mori*. *Insect Science*, *23*(3), 386–395. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12328>
- Matteson, K. C., & Langellotto, G. (2012). Evaluating Community Gardens as Habitats for Invertebrates. In E. Bennett, S. Carpenter, & N. Caraco (Eds.), *Human Impact on Erodeable Phosphorus and*

- Eutrophication: A Global Perspective. *BioScience*, 51(July 2014), 227–234. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2011\)051t](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2011)051t) for an Urb. *Cities and the Environment*, 5(1), 1–14. <https://doi.org/10.15365/cate.51102012>
- May-Lara, C., Pérez-Gutiérrez, A., Ruiz-Sánchez, E., Ic-Caamal, A. E., & García-Ramírez, A. (2011). Efecto de niveles de humedad en el crecimiento y potencial hídrico de *Capsicum chinense* Jacq. y su relación con el desarrollo de *Bemisia tabaci* Genn. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14, 1039–1045.
- McCarthy, J., Canziani, O., Leary, N., Dokken, D., & White, K. (2001). Climate change: Impacts, adaptation, and vulnerability. In *Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- McFadden, D. (1974). *Conditional logit analysis of qualitative choice behavior* (Vol. 4).
- McGeoch, M. (2007). Insects and Bioindication: Theory and Progress. In *Insect Conservation Biology*.
- Medrano, M., Hernández, F., Corral, S., & Nájera, J. (2017). Diversidad arbórea a diferentes niveles de altitud en la región de El Salto, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(40), 57–68.
- Merckx, T., Huertas, B., Basset, Y., & Thomas, J. (2013). A global perspective on conserving butterflies and moths and their habitats. *Key Topics in Conservation Biology* 2, 237–257. <https://doi.org/10.1002/9781118520178.ch14>
- Meyer, S. T., Heuss, L., Feldhaar, H., Weisser, W. W., & Gossner, M. M. (2019). Land-use components, abundance of predatory arthropods, and vegetation height affect predation rates in grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 270–271, 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.015>
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., & Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491–505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013). *Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*.
- Molleman, F., & Sáfián, S. (2015). Predation on insects on Tiwai, Sierra Leone. *Entomologische Berichten*, 75(1), 15–21.
- Nguema, A., Norton, G. W., Alwang, J., Taylor, D. B., Barrera, V., & Bertelsen, M. (2013). Farm-level economic impacts of conservation agriculture in Ecuador. *Experimental Agriculture*, 49(1), 134–147. <https://doi.org/10.1017/S0014479712001044>
- Nishida, R. (2002). *Sequestration of defensive substances from plants by Lepidoptera*. 57–92.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D.,

- Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.6-4.* <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olsson, P., Lind, O., & Kelber, A. (2015). Bird colour vision: Behavioural thresholds reveal receptor noise. *Journal of Experimental Biology*, 218(2), 184–193. <https://doi.org/10.1242/jeb.111187>
- Oricchio, F. T., Flores, A. A. V., & Dias, G. M. (2016). The importance of predation and predator size on the development and structure of a subtropical fouling community. *Hydrobiologia*, 776(1), 209–219. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2752-4>
- Padilla, N. A., & Lara, A. E. (2017). Valoración económica ambiental del compartimiento leñoso como una alternativa para conservar la biodiversidad del bosque seco de la provincia de Loja, Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 7(1), 89–107.
- Paladines, R. (2003). Propuesta de conservación del Bosque seco en el Sur de Ecuador. *Lyonia*, 3(1), 183–186.
- Prudic, K. L., Skemp, A. K., & Papaj, D. R. (2007). Aposematic coloration, luminance contrast, and the benefits of conspicuousness. *Behavioral Ecology*, 18(1), 41–46. <https://doi.org/10.1093/beheco/arl046>
- Pucha-Cofrep, D., Peters, T., & Bräuning, A. (2015). Wet season precipitation during the past century reconstructed from tree-rings of a tropical dry forest in Southern Ecuador. *Global and Planetary Change*, 133, 65–78. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.08.003>
- R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing.* (4.2.3). R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Reid, W., Mooney, H., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duralappah, A., Hassan Rashid, Kasperson, R., Leemans, R., May, R., McMichael, T., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R., Zakri, A. H., ... Zurek, M. (2003). *Ecosystems and Human Well-Being: A Report of the Millennium Ecosystem Assessment.* Island Press.
- Robinson, M. L., Weber, M. G., Freedman, M. G., Jordan, E., Ashlock, S. R., Yonenaga, J., & Strauss, S. Y. (2023). Macroevolution of protective coloration across caterpillars reflects relationships with host plants. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 290(1991). <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.2293>
- Roels, S. M., Porter, J. L., & Lindell, C. A. (2018). Predation pressure by birds and arthropods on herbivorous insects affected by tropical forest restoration strategy. *Restoration Ecology*, 26(6), 1203–1211. <https://doi.org/10.1111/rec.12693>
- Rosenheim, J. A. (1998). Higher-order predators and the regulation of insect herbivore populations. *Annual Review of Entomology*, 42, 421–447.

- Roslin, T., Hardwick, B., Novotny, V., Petry, W. K., Andrew, N. R., Asmus, A., Barrio, I. C., Basset, Y., Boesing, A. L., Bonebrake, T. C., Cameron, E. K., Dáttilo, W., Donoso, D. A., Drozd, P., Gray, C. L., Hik, D. S., Hill, S. J., Hopkins, T., Huang, S., ... Slade, E. M. (2017). Higher predation risk for insect prey at low latitudes and elevations. *Science*, *356*(6339), 742–744. <https://doi.org/10.1126/science.aaj1631>
- Ruxton, G. D., Sherratt, T. N., & Speed, M. P. (2006). Avoiding attack. The evolutionary ecology of crypsis, warning signals, and mimicry. *European Journal of Entomology*, *103*(4), 830–830. <https://doi.org/10.14411/eje.2006.113>
- Sam, K., Remmel, T., & Molleman, F. (2015). Material affects attack rates on dummy caterpillars in tropical forest where arthropod predators dominate: An experiment using clay and dough dummies with green colourants on various plant species. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, *157*(3), 317–324. <https://doi.org/10.1111/eea.12367>
- Sánchez, G., Quesada, M., Rodríguez, J., Nassar, J., Stoner, K., Castillo, A., Garvin, T., Zent, E., Calvo, J., Kalacska, M., Fajardo, L., Gamon, J., & Cuevas, P. (2005). Research Priorities for Neotropical Dry Forests. *Biotropica*, *37*(4), 477–485.
- Sarmiento, G. (1996). Ecología de pastizales y sabanas en América Latina. *CYTED-CIELAT*, 15–24.
- Schwab, D., Wurz, A., Grass, I., Rakotomalala, A. A. N. A., Osen, K., Soazafy, M. R., Martin, D. A., & Tschardtke, T. (2021). Decreasing predation rates and shifting predator compositions along a land-use gradient in Madagascar's vanilla landscapes. *Journal of Applied Ecology*, *58*(2), 360–371. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13766>
- Seifert, C. L., Lehner, L., Adams, M. O., & Fiedler, K. (2015). Predation on artificial caterpillars is higher in countryside than near-natural forest habitat in lowland south-western Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, *31*(3), 281–284. <https://doi.org/10.1017/S0266467415000012>
- Shamim, G., Ranjan, S. K., Pandey, D. M., & Ramani, R. (2014). Biochemistry and biosynthesis of insect pigments. *European Journal of Entomology*, *111*(2), 149–164. <https://doi.org/10.14411/eje.2014.021>
- Sierra, R. (1999). *Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador continental*.
- Sih, A. (1994). Predation risk and the evolutionary ecology of reproductive behaviour. In *Journal of Fish Biology* (Vol. 45, pp. 111–130). <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1994.tb01087.x>
- Simons, N. K., Gossner, M. M., Lewinsohn, T. M., Boch, S., Lange, M., Müller, J., Pašalić, E., Socher, S. A., Türke, M., Fischer, M., & Weisser, W. W. (2014). Resource-mediated indirect effects of grassland management on arthropod diversity. *PLOS ONE*, *9*(9), 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107033>
- Singer, M. S., Lichter-Marck, I. H., Farkas, T. E., Aaron, E., Whitney, K. D., & Mooney, K. A. (2014). Herbivore diet breadth mediates the cascading effects of carnivores in food webs.

- Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(26), 9521–9526. <https://doi.org/10.1073/pnas.1401949111>
- Summerville, K. S., Crist, T. O., Kahn, J. K., & Gering, J. C. (2003). Community structure of arboreal caterpillars within and among four tree species of the eastern deciduous forest. *Ecological Entomology*, 28(1), 747–757.
- Székely, P., Székely, D., Armijos-Ojeda, D., Jara-Guerrero, A., & Cogălniceanu, D. (2016). Anfíbios de un bosque seco tropical: Reserva Ecológica Arenillas, Ecuador. *Ecosistemas*, 25(2), 24–34. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2016.25-2.04>
- Taylor, R. J. (1984). *Predation*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-5554-7>
- Tong, X., Qiao, L., Luo, J., Ding, X., & Wu, S. (2021). The evolution and genetics of lepidopteran egg and caterpillar coloration. *Current Opinion in Genetics and Development*, 69, 140–146. <https://doi.org/10.1016/j.gde.2021.04.006>
- van Klink, R., Schrama, M., Nolte, S., Bakker, J. P., WallisDeVries, M. F., & Berg, M. P. (2015). Defoliation and Soil Compaction Jointly Drive Large-Herbivore Grazing Effects on Plants and Soil Arthropods on Clay Soil. *Ecosystems*, 18(4), 671–685. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9855-z>
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Springer, 4. <http://www.insightful.com>.
- Wielgoss, A., Tschardtke, T., Rumedé, A., Fiala, B., Seidel, H., Shahabuddin, S., & Clough, Y. (2013). Interaction complexity matters: Disentangling services and disservices of ant communities driving yield in tropical agroecosystems. *Proceedings of the Royal Society*, 281(1775). <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2144>
- Zhang, S., Zhang, Y., & Ma, K. (2016). Latitudinal variation in herbivory: hemispheric asymmetries and the role of climatic drivers. *Journal of Ecology*, 104(4), 1089–1095. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12588>
- Zvereva, E. L., Castagnérol, B., Cornelissen, T., Forsman, A., Hernández-Agüero, J. A., Klemola, T., Paolucci, L., Polo, V., Salinas, N., Theron, K. J., Xu, G., Zverev, V., & Kozlov, M. V. (2019). Opposite latitudinal patterns for bird and arthropod predation revealed in experiments with differently colored artificial prey. *Ecology and Evolution*, 9(24), 14273–14285. <https://doi.org/10.1002/ece3.5862>

11. Anexos

Anexo 1. Resultados generales de la depredación en dos tipos de uso de suelo y dos elevaciones.

Tipo de uso de suelo	Elevación	Eventos	No		Probabilidad de depredación		Sd (%)
			depredación	Encontrados	encontrados	(%)	
Bosque	1200	133	723	856	44	15.5	8.5
	600	122	675	797	103	15.6	8.5
		255	1398	1653	147	31.1	8.2
Pastizal	1200	72	757	829	71	8.7	3.9
	600	124	645	769	131	16.2	4.4
		196	1402	1598	202	24.9	5.6
		451	2800	3251	349	13.9	

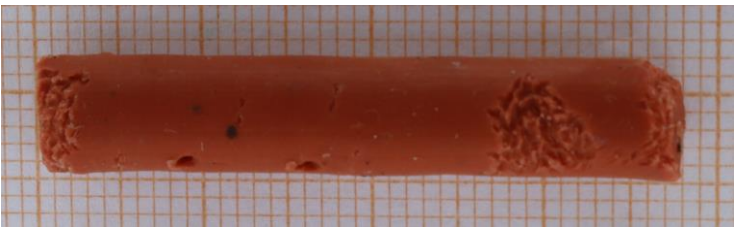
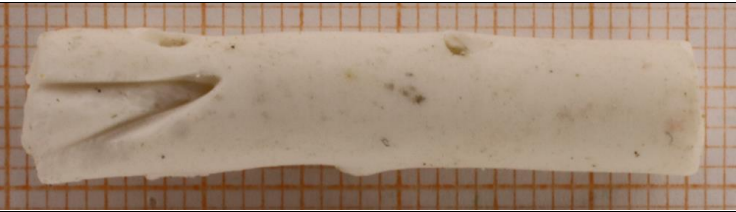
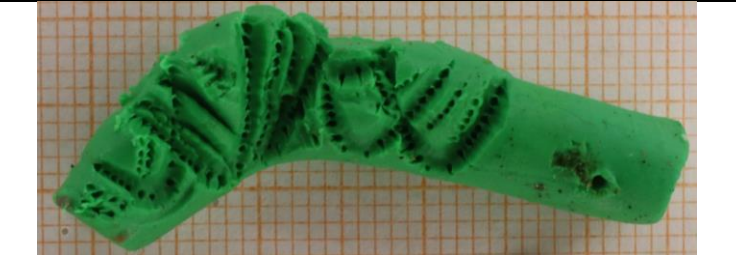

Anexo 2. Probabilidad de depredación por color, tipo de uso de suelo y elevación

Color	Tipo de uso de suelo	Elevación	Probabilidad de depredación (%)	Sd (%)
Marrón	Bosque	1200	21.01	8.84
		600	21.68	7.85
	Pastizal	1200	9.36	0.58
		600	18.24	5.15
Verde	Bosque	1200	6.07	2.71
		600	7.85	3.76
	Pastizal	1200	6.68	2.93
		600	12.54	1.56
Blanco	Bosque	1200	19.52	1.44
		600	17.17	7.93
	Pastizal	1200	10.09	6.40
		600	17.73	4.34


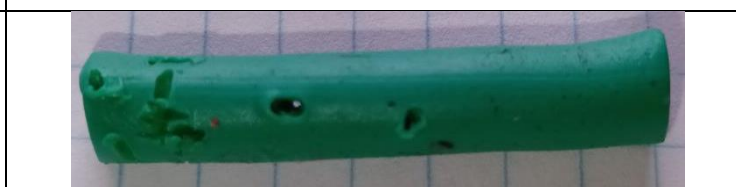
Anexo 3. Probabilidad de depredación en las parcelas de estudio


Tipo de uso de suelo	Elevación	Probabilidad de depredación (%)				
		Artrópodos	Aves	Herpetofauna	Mamífero	No depredación
Bosque	1200	0.14606	0.00818	0.00001	0.00116	0.84460
	600	0.12044	0.01506	0.01128	0.00627	0.84694
Pastizal	1200	0.03981	0.04464	0.00121	0.00121	0.91314
	600	0.07933	0.05851	0.00908	0.01430	0.83877

Anexo 4. Marcas realizadas por los principales grupos de depredadores sobre orugas ficticias.

Depredador	Descripción	Fotografía
Artrópodos	Marcas elaboradas por aparatos bucales de artrópodos de procedencia exoesquelética. En este caso un ortóptero.	
Aves	Marcas rectas de la huella del pico; siempre a ambos lados de la oruga ficticia.	
Herpetofauna	Marcas de dientes de forma continua, a menudo la forma de la mandíbula aún es visible, marcas de incrustaciones alrededor de la boca.	
Mamíferos	Mordidas profundas; marca los incisivos superiores e inferiores por lo general ambos visibles.	

Anexo 5. Marcas elaboradas por depredadores artrópodos sobre orugas ficticias.

Artrópodo	Descripción	Fotografía
Arácnidos	Marcas profundas triangulares de ambos lados, dejando el ángulo agudo hacia afuera, aglomerando material en la mitad de la mordedura, pueden morder varias veces.	
Coleópteros	Marcas profundas y robustas, marcas hechas por ambos lados del aparato bucal.	

Hemípteros	La oruga ficticia se perfora profundamente en ambos extremos; solo una ocasión.	 <p>* fotografía tomada de Schwab et al. (2021)</p>
Hormigas	Marcas borrosas, generalmente en varias áreas distribuidas sobre la oruga ficticia; eliminación de algunas partes de la plastilina.	
Ortópteros	Cortes anchos y profundos; ambas mandíbulas dejan dos o tres cortes en una línea; por lo general, varias marcas de mordeduras en una oruga ficticia; De vez en cuando quita algo de plastilina.	

*En la fotografía de hemípteros, no se pudo recuperar la textura de la oruga después de llevar a laboratorio.

Anexo 6. Certificado de traducción del resumen

Loja, 24 de agosto de 2023

Lic. Yanela Michelle López Jiménez.
LICENCIADA EN CIENCIAS DE LA EDUCACIÓN, MENCIÓN IDIOMA INGLÉS

CERTIFICO

Que he realizado la traducción de español a inglés del resumen del trabajo de titulación denominado **Evaluación de la depredación de insectos en diferentes tipos de uso de suelo y en dos pisos altitudinales en ecosistemas de bosque seco al sur de Ecuador** de autoría del **Blgo. Camilo Fabián González Arévalo** con número de cedula **1105955528**, estudiante de la Maestría en **Biodiversidad y Cambio Climático** de la Universidad Nacional de Loja.

Es todo cuanto puedo certificar en honor a la verdad, facultando al interesado hacer uso del presente en lo que considere conveniente.



Lic. Yanela Michelle López Jiménez.

LICENCIADO EN CIENCIAS DE LA EDUCACIÓN. MENCIÓN IDIOMA INGLÉS

CÓDIGO SENESCYT: 1031-2016-1669756.