



**Evaluación de estrategias sostenibles para la disminución del conflicto humano-felino en
fincas ganaderas de Trinidad, Casanare - Colombia.**

Ricardo Daniel Ortiz Hoyos

Trabajo de grado presentado para optar al título de Magíster en Sostenibilidad

Director

Juan Carlos Palacio Piedrahita, Magíster (MSc) en Administración de Empresas

Universidad Pontificia Bolivariana

Escuela de Ingenierías

Maestría en Sostenibilidad

Medellín, Antioquia, Colombia

2025

El contenido de este documento no ha sido presentado con anterioridad para optar a un título, ya sea en igual forma o con variaciones, en esta o en cualquiera otra universidad.

Dedicatoria

Quiero dedicar este trabajo a mi esposa Viviana Manjarres, a mis padres Ricardo Manuel Ortiz, Rosario Hoyos y mis hermanos Yuli y Gian Lucas, por su amor, comprensión y apoyo incondicional. Gracias por siempre creer en mí y por brindarme el apoyo necesario para superar los desafíos que se presentaron en el camino.

Agradecimientos

Este trabajo de grado no hubiera sido posible sin el apoyo y la colaboración de muchas personas a lo largo de este proceso.

En primer lugar, quiero expresar mi más sincero agradecimiento a mi director, Juan Carlos Palacio Piedrahita, por su orientación, conocimientos y paciencia. Sus valiosas sugerencias y comentarios me han ayudado a mejorar y culminar exitosamente este proyecto.

A mis profesores y colegas de la Universidad Pontificia Bolivariana, por compartir sus conocimientos y experiencias a lo largo de mi formación académica. Sus enseñanzas han sido fundamentales para mi desarrollo profesional y personal.

Finalmente, agradezco a la ONG Panthera Colombia y a todas las personas de la vereda Altagracia que, de alguna manera, contribuyeron a la realización de este trabajo. Sin su apoyo, este logro no hubiera sido posible. Los datos recopilados y analizados de esta investigación hacen parte del proyecto “Paisajes Ganaderos Sostenibles II” ejecutados por Panthera Colombia con los fondos de cooperación del Programa Riqueza Natural de USAID.

Tabla de contenido

Resumen	10
Abstract	11
Introducción	12
1 Planteamiento del problema	14
2 Justificación.....	16
3 Objetivos	18
3.1 Objetivo general	18
3.2 Objetivos específicos.....	18
4 Marco teórico	19
4.1 Antecedentes	21
5 Metodología	28
5.1 Área de estudio.....	28
5.2 Caracterización del conflicto humano-felino (Diagnóstico)	29
5.3 Factores que impulsan la depredación	30
5.4 Evaluación de Estrategias Antidepredatorias (EAD)	30
5.5 Análisis de datos.....	31
5.5.1 Factores que impulsan la depredación.....	31
5.5.2 Evaluación de Estrategias Antidepredatorias (EAD).....	34
6 Resultados	35
6.1 Caracterización del conflicto humano-felino (Diagnóstico)	35
6.1.1 Resultados del análisis de las entrevistas y la PPP realizada en cada predio.....	35
6.2 Factores que impulsan la depredación	43
6.2.1 Modelamiento de los eventos de depredación	45

6.3 Evaluación de Estrategias Antidepredatorias (EAD)	48
7 Discusión	52
8 Conclusiones	56
10 Recomendaciones	58
Referencias	59
Anexos	74

Lista de tablas

Tabla 1 Características de los cuatro modelos estimados	46
Tabla 2 Características de todos los modelos estimados.....	46

Lista de figuras

Figura 1 Área de estudio y predios seleccionados para la implementación de EAD.....	28
Figura 2 Diseño del CEA evaluado para repeler depredadores	31
Figura 3 Depredación por unidad productiva.....	43
Figura 4 Depredación por tipo de manejo de ganado	44
Figura 5 Tipo de ganadería afectada por la depredación	45
Figura 6 Jaguares registrados en el seguimiento del CEA en el año 2021	49
Figura 7 Gráfico de cajas para representar el número de animales depredados antes (pre), después (post) de implementar las EAD y (follow_up) al seguimiento en 2023-2024.....	50
Figura 8 Jaguares y pumas registrados en el seguimiento del CEA en el año 2022	51

Siglas, acrónimos y abreviaturas

CEA	Cercado Eléctrico Antidepredatorio
EAD	Estrategia Antidepredatoria
ONG	Organización No Gubernamental
PPP	Planificación Predial Participativa
PRN	Programa Riqueza Natural
RNSC	Reserva Natural de la Sociedad Civil

Resumen

El conflicto entre humanos y grandes felinos como jaguares y pumas es una amenaza considerable en los Llanos Orientales de Colombia. La depredación de animales domésticos ha exacerbado este problema, afectando la economía de los ganaderos locales. Durante 2019 y 2020, en la vereda Altagracia, ocho fincas reportaron 42 eventos de depredación, con 72 animales atacados, lo que resultó en pérdidas económicas considerables, valoradas en aproximadamente \$114.800.000 COP (USD \$28.700).

Este estudio evaluó la efectividad de Estrategias Antidepredatorias (EAD), como cercas eléctricas, en los ocho predios afectados. Se utilizó la Planificación Predial Participativa (PPP) y se realizaron entrevistas cualitativas y cuantitativas para caracterizar el conflicto y analizar los eventos de depredación. Además, se instalaron cámaras trampa para monitorear la actividad de los felinos. Los resultados mostraron que el Cercado Eléctrico Antidepredatorio (CEA) redujo la depredación en un 100% en las áreas protegidas, aunque se registraron ataques fuera de estas zonas. Además, los depredadores prefieren presas más pequeñas, como terneros, sugiriendo la necesidad de enfocar las medidas de protección en los animales más vulnerables. Las EAD proporcionaron beneficios económicos y sociales a los ganaderos. Sin embargo, es crucial que las cercas tengan un diseño adecuado y se mantengan correctamente. La participación activa de los ganaderos en la planificación y gestión es fundamental para el éxito continuo. Este estudio subraya la necesidad de una perspectiva socioecológica para mejorar la gestión del ganado y la biodiversidad, promoviendo la coexistencia pacífica entre humanos y felinos.

Palabras clave: conflicto, coexistencia, estrategias antidepredatorias, felinos, orinoquia.

Abstract

The conflict between humans and felines, including species such as jaguars and pumas, represents a significant threat in the eastern plains of Colombia. The predation of domestic animals has served to exacerbate this problem, affecting the economy of local ranchers. During the period spanning 2019 and 2020, eight farms in the Altagracia vereda reported 42 predation events, with 72 animals attacked. This resulted in considerable economic losses, with an estimated value of approximately USD \$28,700 (COP \$114,800,000).

The objective of this study was to evaluate the effectiveness of Anti-Predator Strategies (EAD), such as electric fences, in eight cattle ranches. Participatory Land Use Planning (PPP) was employed, and qualitative and quantitative interviews were conducted to characterize the conflict and analyze depredation events. Furthermore, camera traps were utilized to monitor feline activity. The findings indicated that the Anti-Predator Electric Fence (CEA) resulted in a 100% reduction in predation within the protected areas, although attacks were documented outside these zones. Additionally, predators exhibit a preference for smaller prey, such as calves, suggesting the necessity to prioritize the protection of the most vulnerable animals. The EADs provided economic and social benefits to ranchers. However, it is essential that fences are properly designed and maintained. Active participation of ranchers in planning and management is vital for continued success. This study highlights the necessity for a socioecological perspective to enhance livestock and biodiversity management, promoting peaceful coexistence between humans and felids.

Keywords: conflict, coexistence, anti-predator strategies, felids, orinoquia.

Introducción

Los grandes felinos de Colombia, como el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*), dependen de paisajes bien conservados y conectados para mantener sus poblaciones, especialmente en la región de la Orinoquia. Históricamente, esta área ha sido crucial para la conservación de estas especies. Sin embargo, actualmente, sus poblaciones están amenazadas por la degradación y pérdida de hábitat debido a la agricultura y la ganadería, la cacería en represalia por la depredación de animales domésticos y la competencia con los humanos por las presas naturales (Payán et al., 2016).

Estas amenazas no solo disminuyen las poblaciones de grandes felinos, sino que también debilitan los servicios ecosistémicos de los que dependen tanto la agricultura como la ganadería (Ritchie & Johnson, 2009). Sin la presencia de estos depredadores, las poblaciones de presas crecen descontroladamente, lo que afecta la regeneración de los ecosistemas, la dispersión de semillas y la provisión de servicios hidrológicos. Los Llanos Orientales de Colombia actúan como un corredor que conecta las poblaciones de felinos de las regiones del Caribe, Magdalena Medio y Perijá con el mayor santuario de jaguares: la Amazonía (Payán et al., 2016).

En los Llanos, una red de bosques ribereños sostiene las poblaciones remanentes de jaguares y pumas entre áreas tradicionalmente ganaderas y monocultivos como el arroz y la palma de aceite. La reducción del hábitat natural debido a los monocultivos y la gestión inadecuada del ganado aumentan la probabilidad de que los felinos depreden animales domésticos, que son presas fáciles dentro de sus áreas de movimiento. Esta situación lleva a los productores afectados a cazar los felinos en un intento de solucionar el problema de manera inmediata, aunque estas acciones no ofrecen una solución a largo plazo y pueden incrementar el conflicto (Castaño-Uribe. et al., 2016; Payán & Cabrera, 2016; Valderrama-Vásquez et al., 2016).

La conservación de los grandes felinos en Colombia es esencial no solo para mantener el equilibrio ecológico, sino que también presenta un reto que requiere un enfoque integral. La coordinación entre los esfuerzos de conservación y las actividades humanas, como la agricultura y

la ganadería, debe gestionarse para minimizar los conflictos y maximizar los beneficios para todas las partes. Este trabajo de grado evalúa las estrategias implementadas para mitigar estos conflictos y propone soluciones basadas en un enfoque socioecológico, con el objetivo de promover la coexistencia armoniosa entre los humanos y los grandes carnívoros. La conservación de estas especies no es solo una cuestión de biodiversidad, sino también una responsabilidad compartida para garantizar un futuro sostenible para las próximas generaciones.

1 Planteamiento del problema

La cacería por retaliación a raíz del conflicto con los humanos es considerada una de las principales causas de amenaza y de reducción de las poblaciones de muchas especies de grandes carnívoros (Inskip & Zimmermann, 2009). Sin embargo, estos conflictos se generan por la depredación de animales domésticos, especialmente ganado bovino, caprino, porcino y equino, y en menor medida con aves de corral y perros (Corrales-Gutiérrez et al., 2016).

No obstante, en los últimos años se ha observado una intensificación en los problemas de depredación de animales domésticos por felinos en Latinoamérica (Castaño-Urbe. et al., 2016; Valderrama-Vasquez et al., 2024) a raíz de las presiones directas que enfrentan los felinos, como es la fragmentación del hábitat, cacería de presas naturales, cacería retaliativa por comunidades afectadas y al manejo ineficiente del ganado, siendo este último un factor elemental dentro del conflicto (Amit et al., 2009; R. Hoogesteijn & Hoogesteijn, 2011; Valderrama-Vásquez et al., 2016).

En los Llanos Orientales colombianos, especialmente en el departamento del Casanare esta situación es un problema que ha afectado a la población local y a la fauna silvestre de la región. La presencia de jaguares (*Panthera onca*) y pumas (*Puma concolor*) en pequeñas, medianas y grandes fincas ganaderas ha generado conflictos con los habitantes de la región (Garrote et al., 2016; Sarmiento-Giraldo et al., 2016), quienes han reportado ataques a animales domésticos y pérdidas económicas en los últimos años. Por otro lado, la caza y la degradación del hábitat natural de los felinos ha llevado a la disminución de sus poblaciones en la región, ya que en muchos casos los pobladores en busca de una solución rápida al problema terminan en la persecución y matanza de los felinos (Rosas-Rosas et al., 2008; Zimmermann et al., 2005).

En la vereda Altagracia, municipio de Trinidad, Casanare, Colombia, durante los años 2019 y 2020, se registraron 72 animales depredados por jaguares y pumas, distribuidos entre bovinos (29; 40%), equinos (5; 7%) y porcinos (38; 53%), los cuales corresponde en promedio al 3.6% de pérdidas por depredación. Asimismo, las pérdidas económicas estimadas en los predios afectados

fueron valoradas en aproximadamente \$114.800.000 COP (USD \$28.700), representando en promedio un 3.6% del total de la explotación ganadera de cada predio. La mayor parte de los sitios de ataque reportados son en potreros cercanos a áreas boscosas (64.3%), potreros abiertos y sabana natural (35.7%). Este tipo de situaciones afecta negativamente tanto a la economía y patrimonio de los ganaderos, como al equilibrio ecológico de hábitats y ecosistemas (Rosas-Rosas et al., 2015), debilitando los mismos servicios ecosistémicos de los cuales dependen la agricultura y la ganadería (Ritchie & Johnson, 2009).

Se ha revelado que gran parte del conflicto entre humanos y felinos es complejo y que cada situación tiene características ecológicas, culturales, sociales, históricas, físicas, económicas y políticas únicas (Marchini et al., 2021; UICN, 2020; Zimmermann et al., 2021), y que puede ser resuelto mediante la implementación de estrategias de manejo que mantenga a salvo a los animales de producción (Castaño-Uribe. et al., 2016). Muchas veces, la aplicación de medidas de control y EAD, conlleva al mejoramiento de las producciones pecuarias generando un cambio en la percepción hacia los felinos y un manejo sostenible de los sistemas productivos, permitiendo así, la tolerancia de áreas de convivencia y de conservación de los grandes felinos (Payán et al., 2015; Valderrama-Vásquez et al., 2016). Es por esto que las alternativas y soluciones para la inclusión y participación de los productores en los planes de conservación de estas especies es fundamental para mitigar los impactos negativos en las poblaciones de grandes carnívoros y en los medios de vida locales (García-Anleu et al., 2016; R. Hoogesteijn & Chapman, 1997).

El desarrollo de este trabajo de grado está estrechamente relacionado con los objetivos y competencias adquiridas durante la maestría en Sostenibilidad. En un contexto global donde la gestión eficiente de los recursos y la reducción de impactos ambientales son cruciales, esta investigación busca aportar soluciones prácticas y efectivas que contribuyan a la sostenibilidad en el sector agrícola y ganadero. Además, aborda problemáticas específicas del conflicto entre humanos y felinos en los Llanos Orientales de Colombia, aplicando principios de sostenibilidad para proponer estrategias que mitiguen los impactos negativos en la economía local y promuevan un equilibrio entre la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sostenible.

2 Justificación

La depredación es un proceso ecológico común, y es un elemento determinante para las especies (Linnell et al., 1997), sin embargo, existen varios aspectos que pueden influir en la depredación de animales domésticos por parte de grandes felinos como el jaguar y el puma: (1) el comportamiento innato y aprendido; (2) la salud y el estado de cada felino; (3) la división del espacio y los recursos entre jaguar y puma; (4) las prácticas ganaderas; y (5) la abundancia y distribución de las presas naturales (R. Hoogesteijn et al., 2002; R. Hoogesteijn & Hoogesteijn, 2008; Thirgood et al., 2005).

En muchos lugares, las prácticas inadecuadas de cría y gestión de la ganadería son en parte responsables de los altos niveles de depredación (R. Hoogesteijn et al., 2002; R. Hoogesteijn & Hoogesteijn, 2008; Thirgood et al., 2005). Las principales causas son la falta de seguimiento y pastoreo del ganado, la ubicación de los pastos, a menudo muy cerca o dentro del hábitat de los felinos (Kolowski & Holekamp, 2006; Rabinowitz, 2005), y la falta de corrales o potreros adecuados para alojar al ganado durante la noche (Corrales-Gutiérrez et al., 2016; R. Hoogesteijn et al., 2002; R. Hoogesteijn & Hoogesteijn, 2011; Wang & Macdonald, 2006). En áreas de ganadería extensiva las causas principales de pérdida del ganado están asociadas a enfermedades, muertes durante el parto, serpiente y robos (Ceballos et al., 2007; Garrote et al., 2016; Rosas-Rosas et al., 2008). No obstante, la muerte de ganado provocada por los grandes felinos en muchos predios puede ser la segunda causa principal (Garrote et al., 2016), pero en otros solo representa apenas un 2% (Rosas-Rosas et al., 2008) como consecuencia a la falta de manejo de los animales, a pesar de no ser tan común, jaguares y pumas son eliminados a la primera oportunidad. En este sentido, existe poca conciencia de que los ataques generalmente se deben a algún tipo de desequilibrio en el hábitat del felino causado por el propio hombre (Treves & Karanth, 2003).

A medida que este problema crece, es cada vez más importante buscar estrategias de mitigación que creen una coexistencia sostenible (Mishra et al., 2003). Esta investigación pretende demostrar la disminución en la cantidad de ganado depredado por grandes felinos mediante el uso de EAD sostenibles, así como generar un escenario de coexistencia a través del cambio de

percepción de los ganaderos con una menor probabilidad de retaliaciones hacia jaguares y pumas. Conforme a ello, la implementación de mejores prácticas de manejo ganadero y las EAD en las fincas de la región reduciría el conflicto al evitar la depredación del ganado, permitiendo a los ganaderos ser más eficientes al mejorar la salud de los animales, a comprender la dinámica del ecosistema y, sobre todo, pensar en el manejo sostenible como una forma de subsistencia para las familias. En fin, esta investigación procura resolver el conflicto humano-felino aportando un modelo sostenible que garantice la supervivencia y conservación de los jaguares y pumas en áreas dominadas por la ganadería extensiva y al mismo tiempo proteger los medios de vida de los ganaderos.

3 Objetivos

3.1 Objetivo general

Evaluar el uso de estrategias sostenibles que permitan la disminución del conflicto humano-felino en ocho fincas ganaderas en la vereda Altagracia, Trinidad, Casanare.

3.2 Objetivos específicos

- Caracterizar el conflicto humano-felino en ocho fincas de ganadería extensiva en la vereda Altagracia, Trinidad, Casanare.
- Determinar los factores que impulsan la depredación de animales domésticos por jaguares y pumas en la vereda Altagracia, Trinidad, Casanare.
- Evaluar la efectividad de las EAD implementadas para disminuir el conflicto humano-felino implementadas en ocho fincas de ganadería extensiva en la vereda Altagracia, Trinidad, Casanare.

4 Marco teórico

Los constantes cambios en el paisaje, han generado que las áreas de distribución de las especies y las de uso humano se sobrepongan cada vez más, agudizando la competencia por los recursos y espacios que derivan en la generación de interacciones entre humanos y carnívoros (Treves & Karanth, 2003), las cuales pueden ser tanto positivas como negativas; pero a su vez, cuando son frecuentes y estables en tiempo y espacio, conllevan al establecimiento de relaciones complejas que son denominadas conflictos (Marchini et al., 2021).

Los carnívoros muestran una tendencia particular a entrar en conflicto con los humanos debido a sus grandes áreas de distribución y requerimientos (Linnell et al., 2001; Macdonald & Sillero-Zubiri, 2002), donde cerca del 75% de total de especies de felinos son las que ocasionan conflictos (Inskip & Zimmermann, 2009), los cuales parecen ser cada vez más frecuentes y habituales en muchas zonas (Garrote, 2008; Garrote et al., 2016; Sarmiento-Giraldo et al., 2016; Treves & Karanth, 2003) y suelen producirse cuando estos depredan ganado o animales de caza, o incluso atacan a personas, y éstas responden matando o dañando a los felinos, ya sea en represalia o como medida preventiva. Esta situación hoy en día es considerada una de las principales causas de amenaza y de reducción de las poblaciones de muchas especies amenazadas de felinos (Inskip & Zimmermann, 2009).

Los jaguares y pumas son muy oportunistas y, si se les presenta la oportunidad adecuada, atacarán a cualquier tipo de ganado, vacuno, equino, ovino, caprino, porcino y hasta animales menores como los perros, gallinas y conejos (Inskip & Zimmermann, 2009), aunque la mayoría de los casos de depredación de ganado se debe a que los felinos presentan heridas, edad avanzada o enfermedades, las cuales constituyen un impedimento para la caza de sus presas naturales (R. Hoogesteijn et al., 2002). Sin embargo, se ha reportado que la preferencia por ciertas presas naturales o domésticas puede transmitirse de madre a cría (Mondolfi & Hoogesteijn, 1986; H. B. Quigley & Crawshaw, 1992).

Por otro lado, se ha obtenido información acerca de las características del paisaje que influyen en la aparición o intensidad del conflicto (Amador Alcalá, 2011; Escobedo Grandez, 2011; Guerrero-Rodríguez et al., 2020). Existe un patrón generalizado en relación a que a medida que se aproxima a los hábitats naturales que proporcionan un refugio adecuado para los felinos, hay un incremento en la cantidad de ataques depredatorios (Madhusudan, 2003; Michalski et al., 2006; Woodroffe et al., 2007). Sin embargo, las tasas de depredación tienden a disminuir con la proximidad a los asentamientos humanos (Kolowski & Holekamp, 2006; Michalski et al., 2006; Stahl et al., 2002); además, la disponibilidad de presas silvestres influye en la probabilidad de competencia con cada felino y las tasas de depredación tienden a ser más altas en áreas y momentos en que las presas silvestres son escasas (Johnson et al., 2006; Nowell & Jackson, 1996; Polisar et al., 2003).

El conflicto humano-felino es complejo y cada situación tiene características ecológicas, culturales, sociales, históricas, físicas, económicas y políticas únicas (Marchini et al., 2021; UICN, 2020; Zimmermann et al., 2021), y que puede ser resuelto mediante la implementación de estrategias de manejo que mantengan a salvo a los animales de producción (Castaño-Uribe. et al., 2016). Muchas veces, la aplicación de medidas de control y Estrategias Antidepredatorias (EAD, e adelante), conlleva al mejoramiento de las producciones pecuarias generando un cambio en la percepción hacia los felinos y un manejo sostenible de los sistemas productivos, permitiendo así, la tolerancia de áreas de convivencia y de conservación de los grandes felinos (Payán et al., 2015; Valderrama-Vásquez et al., 2016). Es por esto que las alternativas y soluciones para la inclusión y participación de los ganaderos en los planes de conservación de estas especies es fundamental para mitigar los impactos negativos en las poblaciones de grandes carnívoros y en los medios de vida locales (García-Anleu et al., 2016; R. Hoogesteijn & Chapman, 1997). Ciertas medidas preventivas pueden reducir la depredación de los grandes felinos en las poblaciones de ganado, lo que a su vez puede reducir este conflicto (Castaño-Uribe. et al., 2016; Castillo-Huitrón et al., 2023; Inskip & Zimmermann, 2009; Treves et al., 2006).

Hoy se sabe que el futuro de la vida silvestre, especialmente las especies claves como el jaguar y el puma, depende de la capacidad y la voluntad de los humanos de coexistir con ellas. No

sólo se debe reconocer que el conflicto entre humanos y felinos es un problema generalizado de amplio alcance que debe ser abordado por la comunidad global, sino también que las personas que viven en estos entornos, deben desempeñar un papel de liderazgo para abordar los modelos de coexistencia en el futuro (Gross et al., 2021). Es por esta razón, que se requiere de sensibilización en las comunidades y la promoción de medidas de convivencia como EAD en fincas ganaderas para disminuir la persecución de los felinos y facilitar la coexistencia.

4.1 Antecedentes

La resolución y reducción de los conflictos es un componente clave de las iniciativas de conservación, ya que es difícil encontrar un equilibrio entre la protección de las especies amenazadas y las necesidades de las comunidades locales (Thirgood et al., 2005), sin embargo, para mitigar estos conflictos se han adoptado diferentes programas de compensación para indemnizar a finqueros por el ganado muerto o herido por grandes carnívoros en algunas regiones del mundo (Agarwala et al., 2010; Chen et al., 2016; Harihar et al., 2015; Karanth et al., 2018; Lee et al., 2017; MacLennan et al., 2009; Macon, 2020; Mattisson et al., 2011; Mishra et al., 2003; Steele et al., 2013; Støen et al., 2022; Tortato et al., 2017). Estos programas de compensación tienen como objetivo corregir los costos desequilibrados de compartir el paisaje con grandes carnívoros para aquellos que han sufrido ataques al ganado (Karanth et al., 2018; Mishra et al., 2003), además, buscan aliviar el conflicto, aumentar la tolerancia hacia la presencia de carnívoros y generar conciencia sobre las preocupaciones de la comunidad que trasladan las responsabilidades económicas al público en general (López-Bao et al., 2017).

Para la India Mishra et al. (2003) indican que los programas de compensaciones o incentivos pueden potencialmente fortalecer los esfuerzos de conservación y cómo se refleja en los cambios en las actitudes de las personas hacia la vida silvestre y en la respuesta de la vida silvestre a los esfuerzos de conservación. En su trabajo destacan que las normas del programa de compensación se establecieron mediante discusiones mutuas con el consejo de la aldea y la financiación de dicho programa proviene de los aldeanos, los cuales pagan primas mensuales para asegurar el ganado. Sin embargo, los ejemplos exitosos de programas de incentivos siguen estando

fuertemente subsidiados por fondos de conservación (Szapary, 2000). Aunque, el uso emergente de programas de "Pagos por Servicios Ecosistémicos" (PSE) ofrece una alternativa a los programas de compensación directa por depredación (Macon, 2020).

Por otro lado, Steele et al. (2013) argumentan que para Wyoming, EE.UU., los costes de la conservación de los grandes carnívoros recaen desproporcionadamente sobre los ganaderos locales, infiriendo que los actuales programas de compensación sólo tienen en cuenta los efectos directos de la depredación (pérdidas por muerte y terneros heridos) y no los indirectos (disminución de los pesos al destete, disminución de las tasas de concepción y aumento de las enfermedades del ganado), los cuales también pueden reducir la rentabilidad. La inclusión de los efectos indirectos implica que la proporción de compensación (es decir, el número de terneros compensados por depredación confirmada) necesaria para solventar completamente los impactos financieros del conflicto tendría que ser de dos a tres veces mayor que la actual proporción de compensación de 7:1 utilizado en Wyoming.

Sin embargo, muchos de estos programas de compensación no han logrado aumentar la tolerancia hacia los depredadores en las comunidades ganaderas. A pesar de amplias compensaciones económicas por décadas por el valor de mercado del ganado depredado y las pérdidas asociadas en los sistemas productivos el conflicto con los grandes carnívoros sigue aumentando (Brackowski et al., 2020; Jacobsen & Linnell, 2016; Skogen & Krange, 2020).

Consecuentemente, Chen et al. (2016) en su trabajo realizado en el suroeste de la RAT (China), en la Reserva Natural Nacional de Qomolangma, plantean un plan de compensación que resultó ser deficiente en todos los aspectos, desde la verificación de la depredación, procedimiento de solicitud, norma de compensación, asignación de recursos operativos, realización del pago y otros problemas. Además, sugieren que, para mejorar la gestión de la coexistencia entre humanos y carnívoros, debe tener un enfoque adaptable, integrado y orientado a la resolución de problemas que tenga en cuenta el complejo contexto social del conflicto y aborden las funciones interconectadas del proceso de toma de decisiones. Por su parte, López-Bao et al. (2017) sugieren que para ser efectivos los programas de compensación se requieren de procedimientos confiables

y de calidad asegurada, con el objetivo de verificar las supuestas pérdidas de ganado por parte de grandes carnívoros.

Por otro lado, Ferraro & Kiss (2002) plantean que los riesgos morales pueden aumentar en programas donde se compensa la depredación del ganado, ya que no está garantizada la aplicabilidad de los pagos debido a un sistema jurídico deficiente. El pago se presta para pérdidas inventadas y favorece las trampas, con el tiempo sufre un efecto de “Bola de Nieve” y se vuelve impagable. Incluso va en detrimento de las iniciativas de conservación y puede favorecer las malas prácticas pecuarias e incentivar la inactividad y la baja productividad (Nyhus et al., 2006). Asimismo, “cuando no hay grandes preocupaciones sobre la corrupción o la fiabilidad del sistema jurídico, es probable que los pagos por rendimiento ofrezcan fuertes incentivos a favor de la conservación” (Zabel & Engel, 2010, p. 411).

En Latinoamérica, todavía no existe un sistema de compensación económica por pérdidas asociadas a la depredación (Ubiali et al., 2018), y hasta ahora ningún esquema de pago por compensación de pérdidas por ataques de grandes carnívoros alrededor del mundo ha sido exitoso como elemento de conservación o ha logrado la coexistencia a gran escala y a largo plazo (Dickman et al., 2011; Karanth et al., 2018; Marker et al., 2005; Mishra et al., 2003; Nyhus et al., 2006; Steele et al., 2013).

A pesar de este panorama, algunos investigadores han desarrollado estrategias con mayor éxito para la resolución de conflictos con carnívoros en Latinoamérica. Por ejemplo, Novaro et al. (2017), implementaron el uso de perros protectores para reducir los ataques de pumas al ganado ovino y caprino en el extremo norte de la Patagonia argentina. En su trabajo reportaron que en 16 de 18 fincas se redujo los ataques a ganado en 89% y los productores dejaron de cazar carnívoros nativos. Mientras que en un grupo control de nueve productores sin perros, ocho (89%) reportaron similar o mayor depredación de ganado y todos continuaron cazando carnívoros nativos. Además, estimaron el costo anual promedio de mantenimiento de cada perro, el cual fue 183 dólares (7% de las pérdidas promedio de ganado). Los perros mestizos utilizados fueron de menor tamaño (15-20 kilos) y más económicos para mantener que razas protectoras tradicionales (30-55 kilos).

Finalmente, sustenta que el éxito reduciendo pérdidas estimadas de ganado y caza de carnívoros nativos dependió especialmente del interés y capacitación de los productores para entrenarlos, ambos facilitados por la difusión de la experiencia de productores exitosos.

Por otra parte, Hoogesteijn & Hoogesteijn (2008) sugieren el uso de búfalos de agua como medida antidepredatoria dada su capacidad para defenderse de jaguares y pumas, además de proporcionar un mayor rendimiento económico que el ganado vacuno en condiciones severas de inundación en los llanos orientales de Venezuela. En su trabajo destacan que, las probabilidades de que el ganado bovino fuera depredado por un jaguar o un puma eran 25 veces mayores que en el caso de los búfalos. Los autores consideran que el uso de búfalos puede fomentar la tolerancia de los ganaderos hacia los grandes félicos ya que ofrecen una forma eficaz y económicamente productiva de controlar la depredación.

Luego, Hoogesteijn et al. (2016) demuestran nuevamente en siete casos de estudio en Brasil, Colombia, Costa Rica y Venezuela, el uso de búfalos para disminuir la depredación por grandes felinos. En su trabajo sugieren que los búfalos pueden mantenerse solos o en rebaños mixtos, en condiciones extensivas o en ordeño, en corrales nocturnos o paritorios junto con bovinos, en diferentes ambientes, y los resultados siempre son los mismos, infiriendo que los problemas de depredación disminuyen en un corto plazo. Sin embargo, resaltan de estas experiencias que la especie presenta desventajas en su comercialización, pues los consumidores se sienten reacios a consumir su carne. Otra desventaja reportada de los búfalos es que son más pesados que el ganado bovino y utilizan los recursos hídricos de manera más intensiva, por lo que el impacto de exceder la concentración máxima sostenible de herbívoros es mayor. Por lo tanto, las concentraciones sostenibles de búfalos deben regularse y gestionarse cuidadosamente (Sheikh, 2002; Sheikh et al., 2006).

Simultáneamente, R. Hoogesteijn, Payán, et al. (2016) presentan una nueva investigación sobre las experiencias de ganaderos que relatan como EAD el uso de razas criollas de ganado en Brasil, Panamá, Costa Rica y Arizona (Estados Unidos) y describen los resultados obtenidos en dos ensayos para disminuir la depredación con la raza criolla de ganado Pantaneira en las Fazendas

Porto Jofre y Sao Bento, ubicadas en el Pantanal Norte, Brasil y con el ganado criollo Sanmartinero en el Hato Canta Claro y la RNSC La Aurora, ubicadas en el municipio de Hato Corozal, Casanare, Colombia. Dichos ensayos demostraron que la introducción de estas razas controló la depredación en diferentes circunstancias ambientales y de manejo ganadero, mostrándose así una estrategia promisoriosa, sobre todo en condiciones de manejo extensivas, donde otras medidas de control son extenuantes de implementar.

De igual forma, el uso de cercas eléctricas ha sido considerada una de las herramientas más comunes para delimitar las propiedades y proteger al ganado (Linnell et al., 1997; Marinaro et al., 2020). Aun así, las cercas eléctricas especialmente diseñadas (varios líneas) son una de las herramientas más importantes y efectivas para disuadir a los depredadores y disminuir los ataques al ganado vacuno, ovino, porcino, caprino y aves de corral (Corrales-Gutiérrez et al., 2016; Lodeiro-Ocampo et al., 2021; Nanni et al., 2020; Polisar et al., 2003; Ruffener, 2023; Schiaffino et al., 2002; Scognamillo et al., 2002; Torres & Vineyard, 2003; Ubiali et al., 2018; Valderrama-Vasquez et al., 2024); sin embargo, “los diseños específicos de las aplicaciones de cercado eléctrico parecen tener diferentes resultados” (Quigley et al., 2015, p. 4).

Por ejemplo, en Venezuela Scognamillo et al. (2002) probaron un diseño de cercado con tres líneas de alambre eléctrico distribuidas a 30, 60 y 90 cm de altura y una carga de 3.000 voltios que encerraba un potrero de 18 hectáreas; no obstante, registraron ocho ataques de dos jaguares y un puma en las 3 primeras semanas del estudio. En vista de ello, realizaron una modificación al cercado existente para incluir un alambre adicional (20, 40, 60 y 85 cm) y aumentaron la tensión a 4.500-5.000 voltios, registrando una disminución de los ataques.

En el Pantanal brasileño Cavalcanti et al. (2012) añadieron al diseño inicial de un cercado (perímetro de 14 km, 900 ha) que tenían cinco alambres (25, 50, 75, 100 y 125 cm), dos alambres electrificados externos a 25 y 50 cm de altura, con una carga de 5.000 a 7.000 voltios, superior al estudio anterior. El resultado de este diseño tuvo una efectividad limitada para reducir la probabilidad de que los jaguares depreden al ganado. No obstante, las pérdidas de Jaguar disminuyeron significativamente en comparación con el año anterior, pero todavía se consideran

elevadas. A medida que las áreas cercadas se expanden, puede aumentar el riesgo de entrada de depredadores, así como cortes de energía, fugas y daños al cercado. Sin embargo, los autores sugieren que cercar pequeñas zonas de pastos podría ser aún más eficaces.

Por su parte, Lodeiro-Ocampo et al. (2021) realizaron un estudio en dos fincas ganaderas contiguas al Parque Provincial Salto Encantado del Valle del Arroyo Cuñá Pirú, Argentina, donde propusieron un diseño con seis líneas de alambre distribuidos a 20, 20, 20, 20, 30 y 30 cm y un voltaje promedio de 5,500 voltios. Los equipos empleados en el estudio funcionaron con mantenimiento mínimo de limpieza y resguardo de la lluvia durante cuatro años. La efectividad del sistema de mitigación de depredaciones mediante la electrificación de cercados ganaderos fue del 100%. Estos resultados han hecho que más propiedades ganaderas se estén sumando a la implementación de cercados eléctricos con este diseño antidepredatorio. Un estudio de Nanni et al. (2020) en agroecosistemas del Chaco Seco argentino hacen énfasis en que la ausencia de cercas eléctricas aumenta la probabilidad de depredación del ganado. Estas características son más comunes entre los campesinos locales que adoptan una gestión ganadera extensiva en los bosques.

En Costa Rica, Corrales-Gutiérrez et al. (2016) reportaron 13 fincas con diversas EAD, de las cuales cuatro estuvieron implementadas con cercados eléctricos, con una disposición de las líneas de alambre de 20 cm de separación. Después de la implementación de las medidas, los autores no registraron más ataques en las fincas. Además, resaltan que la aplicación de medidas contra los depredadores es más sencilla y efectiva en granjas pequeñas y medianas (menos de 200 hectáreas) con poco ganado (particularmente vacas lecheras que requieren cuidado diario) mantenido en corrales cerca de la casa cada noche.

Para el caso de Colombia, puntualmente en la cordillera oriental Andina, en los municipios de Tona y Charta del departamento de Santander, Payán & Cabrera (2016) probaron en dos potreros de aproximadamente dos hectáreas un diseño de cuatro líneas eléctricas a 20, 40, 60 y 85 cm de altura al suelo, para proteger ganado ovino y caprino de ataques de puma (*Puma concolor*). Los autores reportaron que se pudo resolver el conflicto por depredación a través de medidas y recomendaciones de manejo de las ovejas que enlistan en el documento, sin embargo, no fue clara

la metodología de seguimiento y monitoreo de las estrategias. Por otro lado, Ubiali et al. (2018) realizaron un estudio de caso en una granja del municipio de Alto Paraguai, Mato Grosso, y otro predio en el municipio de Tuluá, Colombia. En su estudio implementaron medidas preventivas para la zona de Brasil y EAD incluyendo un corral con cerca eléctrica para ovejas en Colombia, el cual no describen su diseño. Los resultados del estudio muestran que la gestión del encierro llevada a cabo durante dos años, así como la confirmación mediante cámaras trampa y los eventos de depredación registrados después de la medida antidepredatoria, confirmaron la eficacia de esta estrategia para minimizar las pérdidas causadas por la depredación de ovejas. Asimismo, recomiendan una combinación de gestión sanitaria, métodos de prevención y, si es necesario mitigación de los ataques depredatorios para evitar conflictos y la consiguiente caza de grandes felinos como represalia.

En conclusión, algunos autores sugieren que no existe una receta de estrategias que pueda aplicarse a todas las fincas por igual. Un factor común de éxito es la buena disposición y la dedicación por parte del ganadero para controlar los problemas de depredación, así mismo, que estén dispuestos a invertir en sus producciones (Valderrama-Vásquez et al., 2016).

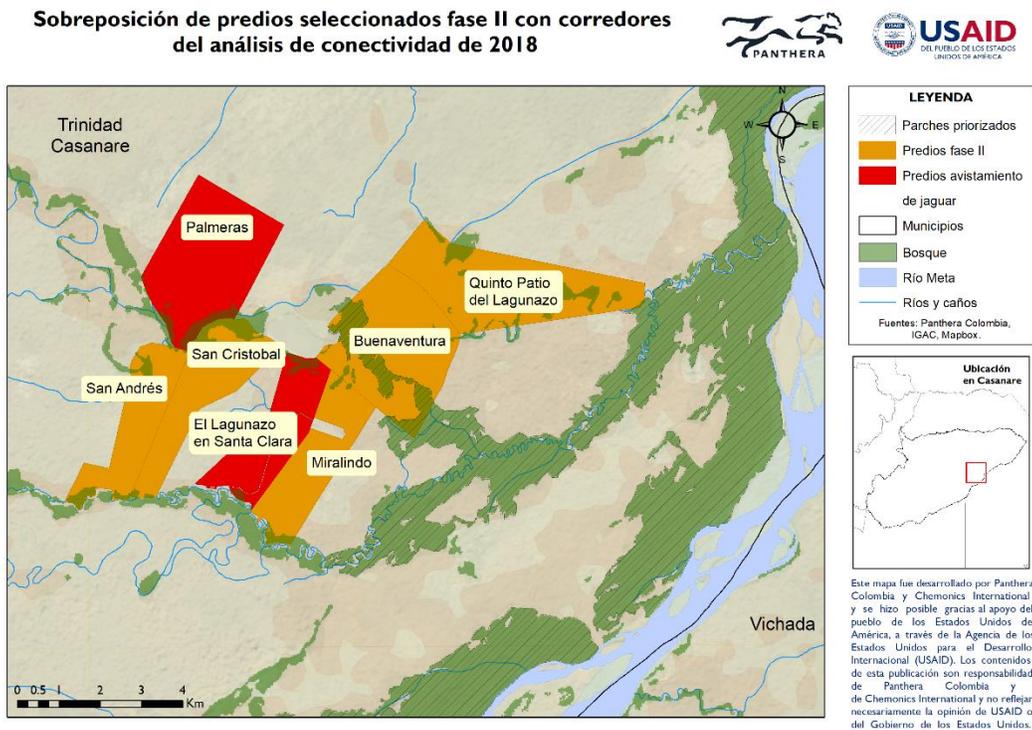
5 Metodología

5.1 Área de estudio

El área de estudio de esta investigación comprende 13.016 hectáreas distribuidas en ocho (8) predios ganaderos titulados bajo la figura de Reserva Natural del Sociedad Civil (RNSC): (i) RNSC Buenaventura (N5.33614°, W70.77083°), (ii) RNSC El Boral/Quinto Patio (N5.39416°, W70.70338°), (iii) RNSC El Campin (N5.44493°, W70.63298°), (iv) RNSC Miralindo (N5.29729°, W70.80384°), (v) RNSC Palmeras (N5.34362°, W70.82464°), (vi) RNSC San Andrés (N5.30199°, W70.84303°), (vii) RNSC San Cristóbal (N5.32628°, W70.81639°) y (viii) RNSC Santa Clara (N5.32174°, W70.79393°), ubicados en la vereda Altagracia, municipio de Trinidad, Casanare (**Figura 1**).

Figura 1

Área de estudio y predios seleccionados para la implementación de EAD



Nota. Tomado de informe técnico “Paisajes Ganaderos Sostenibles II”

En esta área predomina el ecosistema de sabana natural inundable, caracterizado por encontrarse en una topografía cóncava con zonas muy bajas llamadas bajos y esteros, los cuales se inundan durante la temporada de lluvias debido a la precipitación directa y al desbordamiento de ríos y caños. El dosel de esta sabana es discontinuo, con una matriz herbácea interrumpida por pastos, hierbas y, en ocasiones, plantas leñosas de bajo porte y palmas dispersas. En este ecosistema, se practica tradicionalmente la ganadería extensiva, y es un entorno estratégico de gran importancia económica, biológica y ecológica para toda la región de la Orinoquia (Mora-Fernández et al., 2015).

5.2 Caracterización del conflicto humano-felino (Diagnóstico)

Para caracterizar el conflicto humano-felino en los ocho predios ubicados en la vereda Altigracia, Casanare, se analizaron las entrevistas cualitativas (percepción) realizadas entre junio y julio de 2020 bajo el modelo de formatos propuestos por el “*GRECO - Grupo de Respuesta al Conflicto con Felinos. Manual de campo para el manejo del conflicto entre humanos y felinos.*” diseñado por la ONG Panthera Colombia (Valderrama-Vásquez et al., 2016). Las entrevistas permitieron caracterizar detalladamente los predios afectados por la depredación de ganado por felinos, así, como identificar amenazas naturales y sociales que generaron situaciones de riesgo para la producción.

Complementario a las entrevistas, para la caracterización del predio se utilizó la metodología de la Planificación Predial Participativa (PPP en adelante), la cual es una herramienta para conocer el estado del sistema productivo de una finca, los usos de suelo y la priorización de mejoras para potencializar la producción y actividades sinérgicas con la conservación o restauración, permitiendo conocer la visión de los propietarios a mediano y largo plazo sobre las actividades apropiadas para el futuro (Amazon Conservation Team & The Nature Conservancy, 2019). Este ejercicio se realizó con el acompañamiento del propietario o un trabajador de cada finca, donde se elaboró un mapa a mano alzada en el que incluyó la forma general del predio; la distribución de los sistemas de producción (potreros, cultivos); elementos del paisaje como ríos,

bosques o rastrojos y la infraestructura (vivienda, corrales de manejo, bodegas, puentes, cercas, reservorios y abrevaderos, entre otros).

5.3 Factores que impulsan la depredación

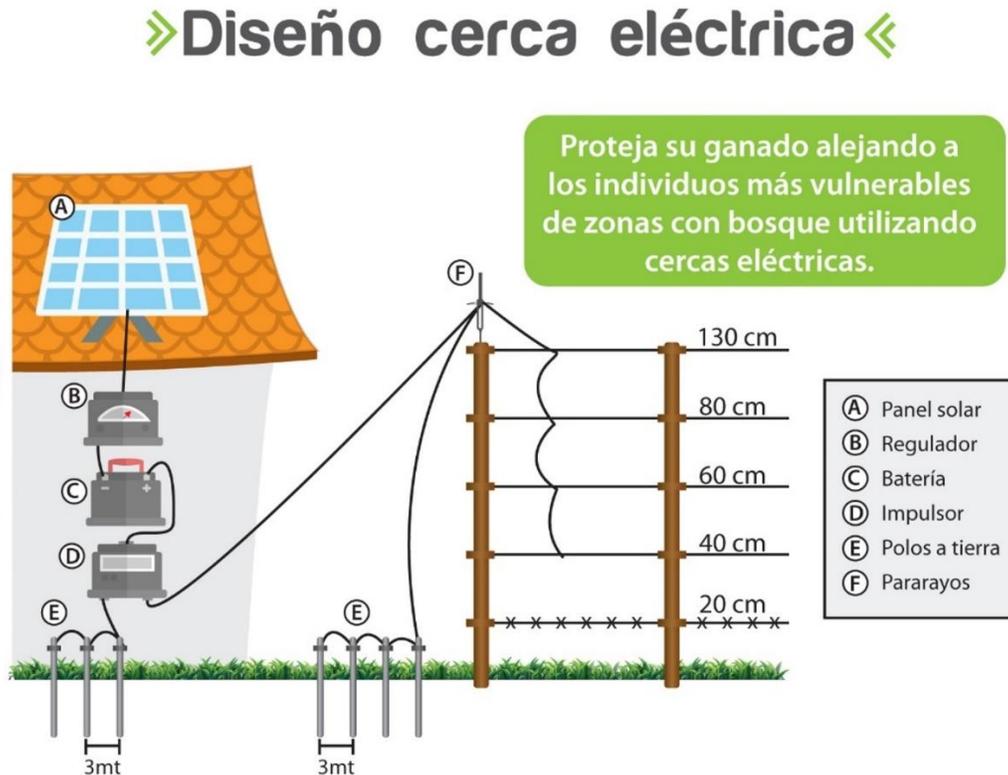
Se analizaron las entrevistas cuantitativas (pérdidas animales) realizadas entre junio de 2020 y julio de 2024 sobre los eventos de depredación de animales domésticos (bovinos, equinos y porcinos) por jaguares y pumas en los predios afectados. Las entrevistas recogieron información sobre: (A) datos del incidente; (B) especie atacante; (C) datos de las víctimas como: edad, estado de salud, peso, manejo y (D) datos del potrero o sitio del ataque.

5.4 Evaluación de Estrategias Antidepredatorias (EAD)

Las EAD por evaluar en los predios afectados comprenden la creación de potreros de maternidad con delimitación de áreas boscosas mediante el Cercado Eléctrico Antidepredatorio (CEA en adelante) propuesto por Valderrama-Vásquez et al. (2016) (**Figura 2**). Dicho diseño consta de la instalación de postes plásticos separados a 10 metros entre sí con cinco líneas o cuerdas con alternancia eléctrica, distribuidas a 20, 40, 60, 80 y 130 cm conectadas través de impulsor de voltaje de 2 julios con panel solar de 20 W y con una batería de 12 Ah, que emite pulsaciones de electricidad entre 5.000 y 10.000 V. Para la evaluación de estas medidas se instalaron un total de 16 cámaras trampa alrededor de las estrategias para monitorear la actividad y presencia de los grandes felinos.

Figura 2

Diseño del CEA evaluado para repeler depredadores



Nota. Tomado de (Valderrama-Vásquez et al., 2016, p. 51).

5.5 Análisis de datos

5.5.1 Factores que impulsan la depredación

Para determinar los factores que impulsan los ataques a animales de producción por felinos silvestres en el área de estudio se tuvieron en cuenta variables categóricas y numéricas asociadas a los ataques registrados en los ocho predios evaluados de la vereda Altagracia del municipio Trinidad, Casanare. Como variables categóricas se tuvieron en cuenta cada finca, el lugar o potrero dentro de la finca donde ocurrió el ataque, especie atacada, el tipo de manejo bajo el cual se encontraban los animales atacados sueltos (SU), en corral convencional (CO) y encierro (EN). Como variables numéricas se consideró la elevación sobre el nivel del mar de cada predio, el peso

promedio de los animales atacados, el área total de la finca, la distancia a fuentes hídricas, al bosque y a la casa de cada finca.

Se tomó como variable dependiente el número total de animales depredados, y las demás variables tanto categóricas como numéricas fueron consideradas como variables independientes. Todos los individuos depredados se encontraban en óptimo estado de salud y eran tanto machos como hembras.

Exploración de variables. Todos los análisis estadísticos se desarrollaron en el lenguaje de programación de R.4.4.1 y la consola de Rstudio (RStudio, 2024). Mediante los paquetes "tidyverse", "lubridate", "summarytools", "ggeffects", "sjPlot" y "DHARMa" de Rstudio se exploró la variación del número total de individuos atacados de acuerdo a las variables cualitativas tomadas en consideración mediante la técnica de densidad de Kernel para visualizar la variación en la densidad del número total de individuos atacados de acuerdo a los niveles de cada variable (Wand & Jones, 1995).

Se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952) para identificar posibles diferencias significativas en el número de individuos depredados de acuerdo a las diferentes condiciones de las variables cualitativas consideradas en el estudio.

Las variables numéricas se analizaron usando la prueba de Shapiro Wilk (Shapiro & Wilk, 1965), que verifica si los datos siguen una distribución normal (Anexo 1). Luego, se utilizó una matriz de correlación de Spearman (Spearman, 1904) con la función "chart.Correlation" del paquete "Performance Analytics" en Rstudio (Anexo 2). Para el modelado de la depredación de animales de producción, solo se consideraron las variables que no mostraban una correlación significativa entre sí. Esto permitió filtrar las variables que serían utilizadas en el modelo.

Teniendo en cuenta que los datos de las variables numéricas no se ajustaron a una distribución normal, se realizaron pruebas con modelos lineales generalizados GLM (McCullagh & Nelder, 2019) y modelos lineales generalizados mixtos GLMM (Bates et al., 2015) para hallar

el modelo con un mejor ajuste a los datos, para esto se exploraron diferentes modelos bajo la familia de distribución Poisson, la cual asume que la varianza es igual a la media, por lo tanto, si esto ocurre, se considera que los datos tienen una dispersión adecuada, también se pusieron a prueba modelos con las distribuciones Quasi-Poisson y Binomial negativo teniendo en cuenta que la naturaleza de los datos de la variable dependiente son conteos (número de individuos depredados) (Anexo 3) (McCullagh & Nelder, 2019).

Para estimar la dispersión de los datos en cada modelo se aplicaron las pruebas de dispersión de Spearman y el ratio de dispersión, en los cuales un valor aproximado a 1, indica una adecuada dispersión, valores mayores que 1 indican una sobredispersión y valores menores que 1, indican una sobredispersión, es decir, que la varianza es menor que la media (McCullagh & Nelder, 2019; Spearman, 1904).

Las variables numéricas elegidas como predictores para el modelo después de la prueba de correlación fueron la altitud que presentó una correlación negativa con el número de especies depredadas, el peso promedio de las especies atacadas y la distancia a la casa, mientras que las variables categóricas elegidas como predictores fueron la especie atacada y el tipo de manejo bajo el cual se encontraban los animales atacados, ya que estas, presentaron una mayor variación en la densidad de animales atacados.

Para modelar los eventos de depredación en las fincas del área de estudio, se siguieron varias fases, comenzando con los modelos más complejos y reduciéndolos gradualmente hasta encontrar el modelo más sencillo y efectivo. Inicialmente, se incluyeron todas las variables predictoras disponibles, seleccionando progresivamente las más significativas hasta obtener la forma más simple que explicara la depredación de animales domésticos.

Para seleccionar el modelo con el mejor ajuste a los datos, se consideraron la significancia estadística del intercepto, la cantidad y significancia de los predictores, el valor de la desviación (priorizando modelos con valores más bajos), el menor valor del criterio de AIC (Akaike, 1974) y el parámetro de dispersión (favoreciendo valores menores).

5.5.2 Evaluación de Estrategias Antidepredatorias (EAD)

Para evaluar la efectividad de las EAD en la disminución de ataques a animales de producción en el área de estudio, se utilizó la Prueba pareada de Wilcoxon (Wilcoxon, 1992) mediante el lenguaje de programación de R.4.4.1 y la consola de Rstudio (RStudio, 2024), para ello, se consideraron las pérdidas registradas en cada predio antes (2019, 2020) y después de su implementación (2021, 2022, 2023 y 2024). Además, se revisó el material fotográfico de las cámaras trampa instaladas alrededor de las estrategias para conocer la actividad y presencia de los grandes felinos.

6 Resultados

6.1 Caracterización del conflicto humano-felino (Diagnóstico)

Durante 2020, los ocho predios evaluados registraron un inventario total de 3,767 animales domésticos, distribuidos entre bovinos (3,036; 81%), equinos (273; 7%) y porcinos (448; 12%). El predio con mayor cantidad de animales fue la RNSC El Boral/Quinto Patio, con 2,310 (61%), seguido de RNSC Santa Clara con 452 (12%), RNSC Buenaventura con 344 (9%), RNSC Miralindo con 254 (7%), RNSC El Campin con 123 (3%), RNSC Palmeras con 115 (3%), RNSC San Cristóbal con 100 (3%) y RNSC San Andrés con 69 (2%). Durante los años 2019 y 2020, se registraron 72 animales depredados por jaguares y pumas, distribuidos entre bovinos (29; 40%), equinos (5; 7%) y porcinos (38; 53%), los cuales corresponde en promedio al 3.6% de pérdidas por depredación. Asimismo, las pérdidas económicas estimadas en los predios afectados fueron valoradas en aproximadamente \$114.800.000 COP (USD \$28.700). Tras implementar las EAD en 2021-2022, los ataques disminuyeron en un 90%, reduciéndose a 0.26% las pérdidas por depredación. En contraste, en 2019-2020 se registraron 125 pérdidas de animales por problemas reproductivos, enfermedades, sequías y otros factores, superando las pérdidas por depredación en ese mismo periodo.

6.1.1 Resultados del análisis de las entrevistas y la PPP realizada en cada predio

RNSC Buenaventura. Es un predio que abarca 814 hectáreas en la vereda Altagracia, Trinidad, destinando el 21% a la conservación y el 79% a la producción agropecuaria. Su principal actividad es la cría y producción de carne de ganado bovino, contando con 310 animales de la raza cebú comercial, distribuidos en las siguientes categorías: hembras y machos > 2 años = 200; machos reproductores = 5; hembras y machos juveniles (destete) = 75; becerros (as) = 30. Adicionalmente, el predio reporta tres tipos de producción secundaria con otras especies domésticas, como son los porcinos (n=30) y aves de corral (n=15) para el consumo de la familia y finalmente, los equinos (n=4), lo cuales son utilizados para los trabajos de la finca. El diagnóstico reveló pérdidas sostenidas de bovinos y porcinos durante el periodo 2019-2020, con siete eventos

de depredación que resultaron en la pérdida de 18 animales (seis becerros y 12 cerdos), representando el 5.3% de las pérdidas por depredación reportadas en esos años debido a grandes felinos.

Los ataques se concentraron en las áreas boscosas ribereñas de la cañada La Cajucha y el caño La Ripiosa, cuyos cauces mantienen agua durante la época seca (verano) y están conectados con otras áreas boscosas de la región. En el diagnóstico de la depredación, se identificó que el 20% de los ataques fueron a bovinos recién nacidos, con una mayor incidencia al final de la época de lluvias (noviembre) y durante toda la época seca (diciembre-marzo). El predio cuenta con un potrero de maternidad de 20 hectáreas sembrado con *Brachiaria humidicola*, donde se alojan los animales recién nacidos. No obstante, estos animales se trasladan del potrero después de un mes debido a la limitada capacidad de carga del terreno, complicando así el manejo extensivo de los animales jóvenes.

Además, el patrón de los ataques de los carnívoros presentes en la zona se relacionó con un manejo inadecuado de los animales vulnerables, ya que todos los incidentes ocurrieron en potreros y sabanas sin cercado, con una distancia promedio al bosque de 16 m y a la casa de 1,171 m. Por lo tanto, se recomendó mantener a los animales más vulnerables, como hembras preñadas, recién nacidos y jóvenes generalmente por debajo de 100 kg, cerca de la vivienda, implementando EAD como cercados eléctricos nocturnos.

Para proteger a las vacas recién paridas y terneros durante la noche, se construyó un CEA que amplía el potrero de maternidad de 20 a 49 hectáreas (2.85 km), incrementando su capacidad de carga y permitiendo extender el periodo de estancia de los animales vulnerables. Este cercado también aisló la zona boscosa de la cañada La Cajucha y esteros adyacentes, impidiendo la entrada del ganado al bosque.

RNSC El Boral/Quinto Patio. Abarca 1,600 hectáreas, de las cuales el 40% está destinado a la conservación y el 60% a la producción agrícola. La principal actividad productiva es la cría y producción de carne de ganado bovino, con un total de 1,800 animales de las razas Brahman y cebú

comercial, distribuidos en las siguientes categorías: 1,090 hembras y machos mayores de dos años, 10 machos reproductores, 400 hembras y machos juveniles (destete), y 300 becerros. Además, el predio tiene dos tipos de producción secundaria con otras especies domésticas, incluyendo 300 porcinos para consumo familiar y 210 equinos utilizados para las labores de la finca. El diagnóstico indicó pérdidas sostenidas de bovinos y porcinos durante los años 2019 y 2020, donde se registraron siete eventos de depredación, con una pérdida total de siete animales, lo que representa el 0.3% de las pérdidas totales por depredación reportadas en ese mismo periodo de tiempo debido a grandes felinos. Los ataques se concentraron en las áreas del caño Yatea y El Congrial, cuyos cauces mantienen agua durante la época seca (verano) y están rodeados de bosques ribereños conectados con otras áreas boscosas de la región.

El 100% de los individuos atacados eran bovinos recién nacidos, con una mayor incidencia al inicio de la época de lluvias (mayo) y durante toda la época seca (diciembre-marzo). Existe un potrero de maternidad de 20 hectáreas sembrado con pasto *Brachiaria humidicola*, donde permanecen los animales recién nacidos. Sin embargo, estos animales son retirados del potrero después de un mes debido a la limitada capacidad de carga del terreno, lo que dificulta el manejo extensivo de los animales jóvenes. Además, el patrón de los ataques de carnívoros se relacionó con un manejo deficiente de los animales vulnerables.

Todos los incidentes ocurrieron en potreros y sabanas sin cercado, con una distancia promedio al bosque de 214 m y a la casa de 6 km. Generalmente, los animales más vulnerables, como hembras preñadas, recién nacidos y jóvenes generalmente por debajo de 100 kg, no se ubican cerca de la vivienda debido a la práctica extensiva en la ganadería. Finalmente, se registraron 35 eventos de pérdidas de animales debido a la sequía y falta de bebederos en los potreros durante el periodo 2019-2020. Esto sugiere un manejo ineficiente de los animales en el predio y una alta pérdida de animales en comparación con la depredación.

Para reducir las pérdidas por depredación en El Boral/Quinto Patio se construyó un potrero de maternidad con diseño CEA de 20 hectáreas (1.7 km), lo que permitió extender el periodo de

estancia de los animales vulnerables. Además, el cercado aísla la zona boscosa del caño Yatea y los esteros adyacentes, impidiendo la entrada y uso del bosque por parte del ganado vulnerable.

RNSC El Campin. Abarca 420 hectáreas, con el 40% del área destinada a la conservación y el 60% a la producción agropecuaria. Su actividad principal es la cría de ganado cebú para carne y leche, con 111 animales distribuidos en varias categorías: hembras y machos mayores a dos años (n=75); machos reproductores (n=5); hembras y machos juveniles (destete) (n=15); becerros (as) (n=16). Además, reportó una producción secundaria con siete porcinos y 15 aves de corral para el consumo familiar, y cinco equinos para labores de la finca. En el año 2020, reportaron pérdidas de bovinos, incluyendo tres eventos de depredación que resultaron en la pérdida de tres becerros, equivalentes al 2.7% de las pérdidas totales en ese periodo.

Los ataques se concentraron en la sabana natural contiguo a la laguna El Campin, que tiene agua durante la estación seca y cuenta con bosques ribereños conectados con otras áreas boscosas. Los bovinos recién nacidos fueron los más afectados, principalmente durante la temporada de lluvias (julio-octubre) y al final de la estación seca (abril). La finca tiene un potrero de 18 hectáreas con pastos naturales cercado con alambre de púas cerca de la casa, pero no se usa en la temporada de lluvias porque se inunda. Además, no hay bebederos en el potrero ni en la sabana, lo que obliga a los animales a buscar agua en otros lugares con mayor riesgo de ser atacados. Los eventos de depredación estuvieron relacionados con un manejo deficiente de los animales vulnerables, ya que todos los incidentes ocurrieron en potreros y sabanas sin cercado, a una distancia promedio de 325 m del bosque y 1.300 m de la casa.

En este predio se construyó un potrero de maternidad con CEA, mejorando el potrero de 18 hectáreas existente para así extender el periodo de estancia de los animales vulnerables. La cerca eléctrica, de 1.8 km de longitud, se extiende por el borde de la zona boscosa del río Guachiría, manteniendo una distancia de 50 metros para permitir la regeneración del área y evitar un mantenimiento excesivo. Además, se incluyeron 400 m de manguera y tres tanques de 500 L para que el potrero tenga bebederos, reduciendo así el impacto del ganado en las fuentes hídricas y el bosque.

RNSC Miralindo. Ubicada en la vereda Altagracia, Trinidad, abarca 472 hectáreas, con un 13% destinado a la conservación y un 87% a la producción agropecuaria. La principal actividad es la cría de 224 bovinos cebú para carne, divididos en varias categorías: 54 adultos mayores de dos años, 70 juveniles y 100 becerros. Además, se crían 15 porcinos para el consumo familiar y 15 equinos para las labores de la finca.

El diagnóstico de Miralindo reveló pérdidas de bovinos entre diciembre de 2019 y junio de 2020, con 18 pérdidas reportadas de las cuales 15 no fueron posibles verificarlas en campo por falta de evidencia en los cadáveres (3 pérdidas; 1.3% depredación). Los ataques reportados en la entrevista se concentraron en el bosque ribereño del caño Yatea, donde se encuentra el potrero de maternidad de 20 hectáreas cercado con alambre de púas. Este potrero no contaba con un cercado contra el bosque, lo que exponía a los recién nacidos a los ataques de grandes felinos. Los tres ataques que fueron verificados ocurrieron a 300 m de la casa y a cinco metros de fuentes de agua (Yatea), señalando la necesidad de establecer puntos de agua alejados de las zonas boscosas.

Para proteger a las vacas recién paridas y terneros durante la noche, en este predio se construyó un CEA de 1.6 km de longitud para aislar el bosque del caño Yatea, permitiendo cerrar el potrero de maternidad existente.

RNSC Palmeras. Abarca 804 hectáreas, de las cuales el 22% se destina a la conservación y el 78% a la producción agropecuaria. La actividad principal es la cría y levante de ganado cebú, con 34 bovinos mayores de tres años, 30 juveniles (destete) y 6 becerros. También crían 30 porcinos para consumo y utilizan 15 equinos para las labores de la finca. El diagnóstico mostró que la RNSC Palmeras sufrió pérdidas de bovinos, equinos y porcinos entre 2019 y 2020, concentrándose los eventos principalmente en enero de 2019. Se reportaron cuatro eventos de depredación, resultando en la pérdida de dos porcinos, un equino y un bovino, lo que representa el 3.5% de las pérdidas totales reportadas frente al inventario de animales del predio. Los ataques ocurrieron en la sabana y el caño El Garcero, debido a un manejo deficiente de los animales vulnerables, ya que estas áreas carecían de cercas o bebederos que protegieran al ganado de las zonas ribereñas y limitaran el

acceso de los felinos. Todos los eventos reportados se dieron en zonas muy cercanas al bosque, a menos de 100 m.

Para proteger a las vacas recién paridas y terneros durante la noche, se construyó en este predio un potrero de maternidad con CEA, que también aísla la zona boscosa del caño El Garcero, impidiendo el ingreso de felinos. Sin infraestructura ganadera previa, esta barrera tuvo como función mantener al ganado alejado del bosque. La cerca tiene un área 6.8 hectáreas aproximadamente, con una longitud de 1.1 km y dividirá la sabana del bosque ribereño del caño El Garcero.

RNSC San Andrés. Abarca 400 hectáreas, destinando el 28% a la conservación y el 72% a la producción agropecuaria. La actividad principal es la cría de 61 bovinos cebú para carne, divididos en 31 adultos mayores de dos años y 30 becerros. Además, el predio cuenta con cuatro porcinos y siete aves de corral para consumo familiar, así como cuatro equinos utilizados en las labores de la finca. El diagnóstico mostró que San Andrés sufrió la pérdida de tres bovinos entre agosto y noviembre de 2020, representando un 4.9% de pérdidas por depredación. Los ataques se concentraron en el bosque ribereño del caño Yatea. El potrero de maternidad de 20 hectáreas, junto al caño Yatea, alberga a los recién nacidos, pero no tiene cercado, exponiéndolos a ataques de grandes felinos. Los tres ataques verificados ocurrieron a 500 m de la casa y a cinco metros de fuentes de agua superficiales. Esto resalta la necesidad de establecer puntos de agua alejados de la zona boscosa del caño.

Para mitigar las pérdidas por depredación se construyó un CEA de aproximadamente 42 hectáreas (3.05 km de longitud) como potrero de maternidad, lo que permitió encerrar completamente a las vacas recién paridas y los terneros. El nuevo potrero con CEA mantuvo al ganado alejado del bosque.

RNSC San Cristóbal. Abarca 400 hectáreas, destinando el 45% a la conservación y el 55% a la producción agropecuaria. La principal actividad es la cría y producción de leche de 80 bovinos cebú, divididos en varias categorías: 49 hembras mayores de dos años, un macho reproductor, 12

destetes (juveniles) y 18 becerros. Además, la finca cuenta con 12 porcinos, tres ovinos y 15 aves de corral para consumo familiar, así como ocho equinos para las labores de la finca. El diagnóstico indicó que San Cristóbal sufrió pérdidas de bovinos y porcinos en 2020, con tres eventos de depredación que resultaron en la pérdida de tres animales (dos becerros y un cerdo), equivalentes al 3.3% de las pérdidas totales del año causadas por grandes felinos. Los ataques se concentraron en el sendero ecológico de la reserva, en el bosque ribereño del caño El Garcero, que permanece con agua durante la estación seca y está conectado con otras áreas boscosas de la región.

Aunque dos de los individuos atacados fueron bovinos recién nacidos en mayo y julio, durante la temporada de lluvias, existe un potrero de maternidad de 20 hectáreas sembrado con *Brachiaria humidicola*, donde se encuentran los recién nacidos y vacas próximas a parir. No obstante, estos animales se sacan del potrero después de un mes debido a su capacidad de carga limitada, lo que dificulta el manejo de los animales jóvenes. Los ataques de carnívoros estuvieron relacionados con el manejo deficiente de los animales vulnerables, ocurriendo en potreros sin cercado y cercanos al bosque ribereño, a una distancia promedio de 100 m del bosque y 981 m de la casa.

Además, se registraron 23 eventos de pérdidas de animales por otras causas en 2019-2020, siendo la principal causa las caídas (n=10), seguidas de enfermedades como anemia, Leptospirosis, Rinotraqueítis Infecciosa Bovina (IBR) y diarrea viral bovina (DVB), esta última provocando abortos e infertilidad. También hubo pérdidas por sequías (n=7) por la falta de bebederos en los potreros, sugiriendo un manejo ineficiente de los animales en el predio.

Para proteger a los animales vulnerables, se construyó un nuevo potrero de maternidad de 18 hectáreas con CEA (1.7 km de longitud), aumentando así la capacidad de carga del potrero existente. Este potrero fue sembrado con pasto *Brachiaria humidicola*, tolerante a suelos encharcados y temporales inundaciones. El cercado aísla la zona boscosa contigua al caño El Gacero y esteros adyacentes, impidiendo la entrada y uso del bosque por los semovientes.

RNSC Santa Clara. Abarca 450 hectáreas, destinando el 22% a la conservación y el 78% a la producción agropecuaria. La actividad principal es la cría de 450 bovinos cebú distribuidos en 299 hembras mayores de dos años, un macho reproductor, 60 destetes y 90 becerros. Además, se crían 35 porcinos para el consumo familiar y se utilizan cuatro equinos para las labores de la finca. El diagnóstico reveló que Santa Clara sufrió pérdidas continuas de bovinos, equinos y porcinos durante 2019-2020. Se reportaron siete eventos de depredación, resultando en la pérdida de 33 animales (20 cerdos, ocho becerros y dos potros), que representan el 6.7% de las pérdidas por depredación en ese periodo debido a grandes felinos. Los ataques se concentraron en el sector de la Laguna de Altagracia, Guayabal y la banqueta Flor Amarillo, áreas que mantienen agua durante la estación seca y están conectadas con otras zonas boscosas de la región.

De los individuos atacados, ocho fueron bovinos recién nacidos y dos potros, con una mayor tendencia hacia el final e inicio de la época de lluvias (noviembre y mayo) y durante la estación seca (diciembre-marzo). Asimismo, se registraron 40 eventos de pérdidas de animales debido a la sequía y falta de bebederos en los potreros en 2019, lo que sugiere un manejo ineficiente de los animales y una alta pérdida de animales debido a factores climáticos en comparación con la depredación.

El predio cuenta con un potrero de maternidad de aproximadamente 66 hectáreas con *Brachiaria humidicola*, donde se encuentran los recién nacidos. Sin embargo, estos animales se trasladan del potrero después de un mes debido a su capacidad de carga limitada, lo que complica el manejo extensivo de los animales jóvenes. Los ataques de carnívoros se relacionaron con el manejo deficiente de los animales vulnerables, ocurriendo en potreros sin cercado y cerca del bosque ribereño. En este predio se reforzó el potrero de maternidad existente con el diseño de CEA para evitar posibles ataques durante la noche. El cercado implementado tiene una longitud de 3.6 km. Adicionalmente, la implementación incluye 1,600 m de manguera con tres tanques de 500 L para que el potrero tengan bebederos.

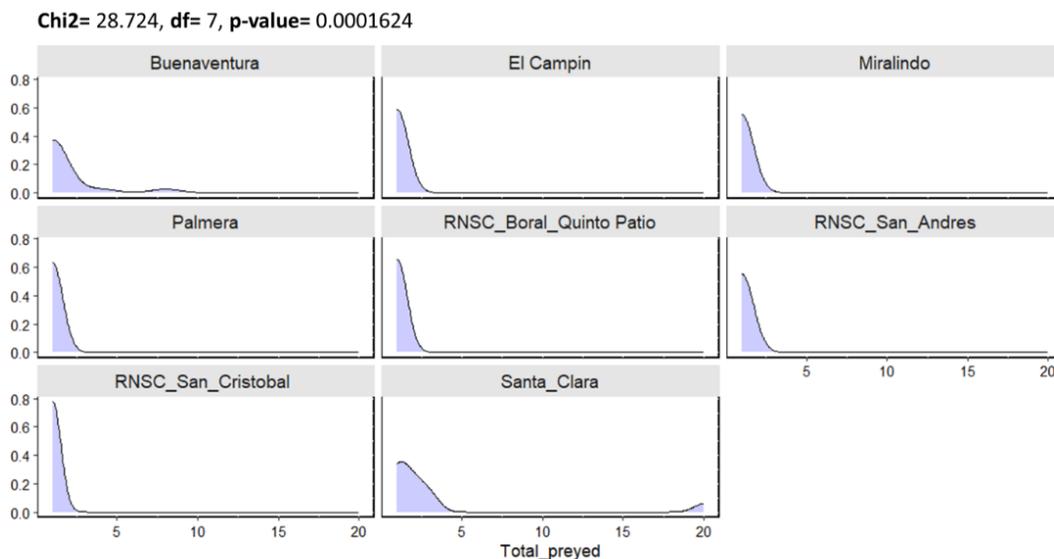
6.2 Factores que impulsan la depredación

Entre las fincas bajo estudio, se observó que la RNSC Buenaventura tuvo una mayor variación en el número de animales depredados, con diferencias estadísticamente significativas (**Figura 3**). En cuanto al manejo del ganado, los animales sueltos (SU) contribuyeron más a la variación de animales depredados, aunque sin diferencias significativas entre los tipos de manejo (**Figura 4**). Por otro lado, el tipo de ganado mostró diferencias significativas en la depredación, con los porcinos siendo los más afectados por ataques de felinos (**Figura 5**).

Figura 3

Depredación por unidad productiva

Depredación por Unidad productiva

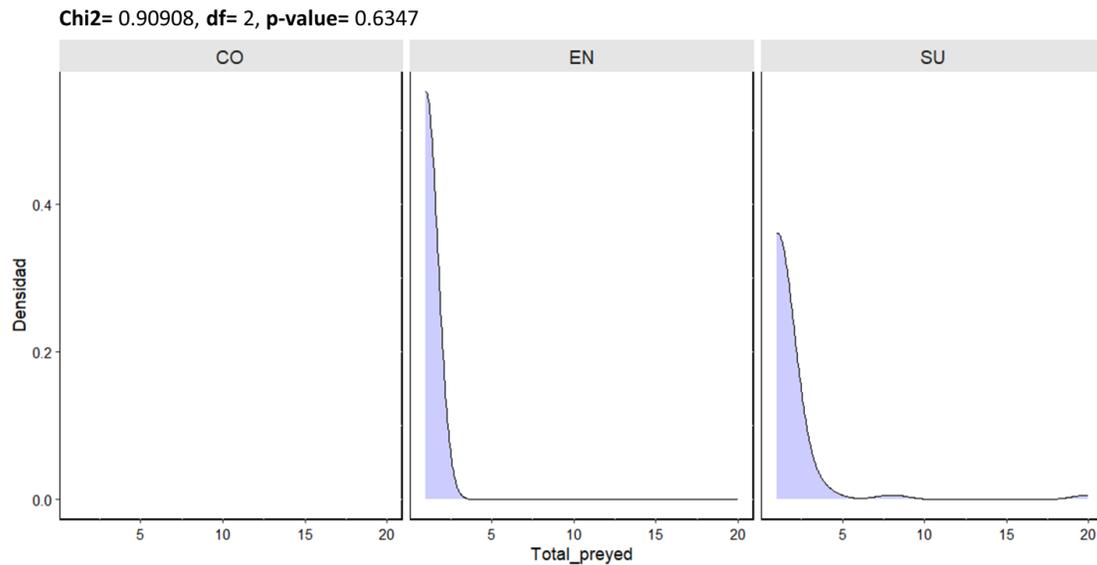


Nota. En el eje “x” se presenta el número total de animales depredados, en el eje “y” se presenta la densidad Kernel de los ataques, se presentan el valor de Chi2 para la prueba Kruskal-Wallis, los grados de libertad (df) y el p valor del estadístico, que en este caso indica diferencias significativas en el número de ataques por unidad productiva.

Figura 4

Depredación por tipo de manejo de ganado

Depredación por tipo de manejo

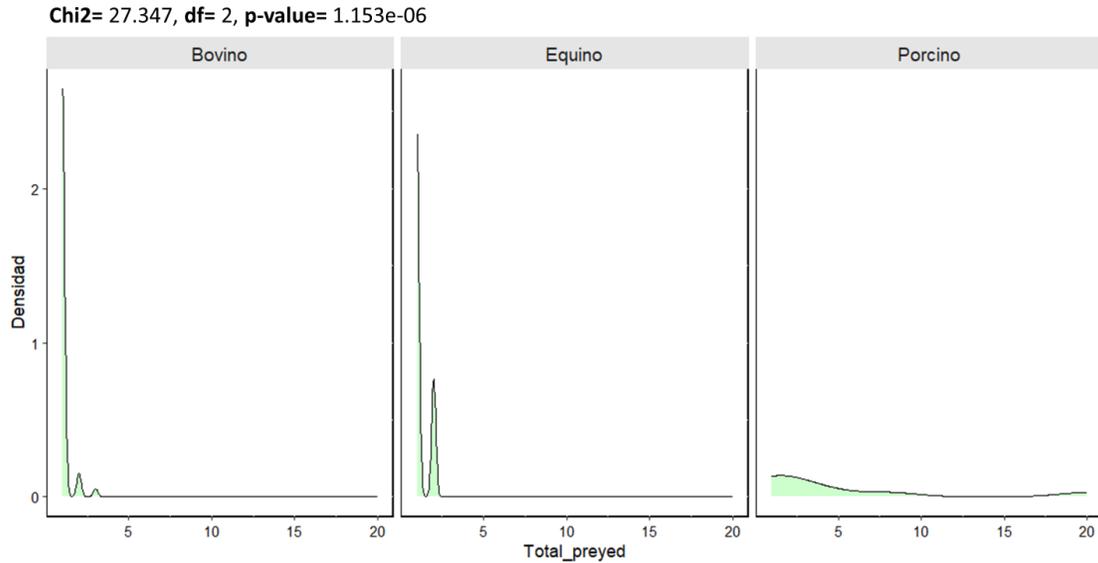


Nota. En el eje “x” se presenta el número total de animales depredados, en el eje “y” se presenta la densidad Kernel de los ataques, también se presentan el valor de Chi-cuadrado (X^2) para la prueba Kruskal-Wallis, los grados de libertad (df) y el p valor del estadístico, que en este caso indica que no existen diferencias significativas en el número de ataques de acuerdo al tipo de manejo del ganado.

Figura 5

Tipo de ganadería afectada por la depredación

Densidad de animales depredados por especie



Nota. En el eje “x” se presenta el número total de animales depredados, en el eje “y” se presenta la densidad Kernel de los ataques, se presentan el valor de Chi-cuadrado (X^2) para la prueba Kruskal-Wallis, los grados de libertad (df) y el p valor del estadístico, que en este caso indica diferencias significativas en el número de ataques de acuerdo al tipo de ganado, donde el ganado porcino presenta un mayor aporte en la variación de ataques.

6.2.1 Modelamiento de los eventos de depredación

Los resultados del modelo GLM con estructura binomial sugieren que la altitud y el peso promedio de los animales depredados (**Tabla 1**) fueron los mejores predictores de los ataques de jaguares y pumas en la vereda Altagracia. El modelo ofreció un AIC de 188.45, una desviación residual de 24.295 y una relación de dispersión de 0.352, indicando un buen manejo de la variabilidad de los datos, aunque no una explicación total.

Tabla 1

Características de los cuatro modelos estimados

Spearman dispersion	Dispersion ratio
0.231	0.236
0.326	0.304
0.391	0.352
0.541	0.443

Nota. Se presentan los grados de libertad (df), el valor del criterio de Akaike (AIC), el valor de dispersión de Spearman y del ratio de dispersión.

Los resultados del modelo GLM y GLMM con estructura de Poisson, Quasi-Poisson y Binomial negativo se utilizó considerando la altitud como efecto fijo y el peso de los animales depredados como el efecto aleatorio. Sin embargo, a pesar de considerar otros modelos basados en la subdispersión de los modelos Poisson (Anexo 3), no se encontró uno que se ajustara mejor que el modelo 3. La siguiente tabla (**Tabla 2**) resume los parámetros de todos los modelos probados.

Tabla 2

Características de todos los modelos estimados

Model	M.family	df	AIC	Spearman dispersion
mod1	GLM-Poisson	17	205.1	0.231
mod2	GLM-Poisson	9	195.3	0.326
mod3	GLM-Poisson	3	188.5	0.391
mod4	GLM-Poisson	2	193.2	0.541
mod5	GLM-Quasipoisson	4	NA	0.391
mod6	GLM-Quasipoisson	3	NA	0.542
mod7	GLM-Negaive binomial	4	NA	0.391
mod8	GLM-Negaive binomial	4	190.4539	0.391
mod9	GLMM-Poisson	2	191.9405	0.366

Nota. Se presentan los grados de libertad (df), el valor del criterio de Akaike (AIC), el valor de dispersión de Spearman y del ratio de dispersión.

Se analizaron los residuos del modelo elegido y se encontró que, aunque es el que mejor se ajusta, no es perfecto (Anexo 4). Esto podría deberse a la naturaleza y cantidad de los datos, así

como a la forma en que fueron recolectados. Con base en el modelo seleccionado, se realizó una transformación logarítmica para obtener la fórmula que explica cómo varía el número total de animales depredados, basándose en los predictores de altitud y peso promedio de las presas.

Fórmula:

$$\begin{aligned} & \exp(8.241344 - 0.069192 \times \textit{Altitud} - 0.005844 \times \textit{Peso promedio de potencial presa}) \\ & = \textit{Número de animales depredados} \end{aligned}$$

Reemplazando los valores de la altitud promedio de la zona y el peso ideal de los animales de producción en la fórmula:

$$\begin{aligned} & \exp(8.241344 - 0.069192 \times 109 - 0.005844 \times 120) \\ & \exp(8.241344 - 7.558048 - 0.70128) \\ & \exp(-0.017984) \approx 0.982263 \end{aligned}$$

Para una interpretación más sencilla de los resultados, se usó el Modelo 4 (Anexo 5), aunque mostró un menor ajuste que el Modelo 3, este modelo utiliza como único predictor el peso promedio de los animales de producción, obteniendo la fórmula tras la transformación logarítmica:

Fórmula:

$$\begin{aligned} & \exp(0.829481 - 0.006928 \times \textit{Peso promedio de potencial presa}) \\ & = \textit{Número de animales depredados} \end{aligned}$$

Reemplazando los valores del peso promedio (120 kg) en la fórmula:

$$\begin{aligned} & \exp(0.829481 - 0.006928 \times 120) \\ & \exp(0.829481 - 0.83056) \\ & \exp(-0.001079) \approx 0.998921 \end{aligned}$$

De acuerdo con los datos recolectados el peso promedio recomendado en los animales de producción para que la depredación sea inferior a uno (1) debe ser mayor a 120 kilogramos.

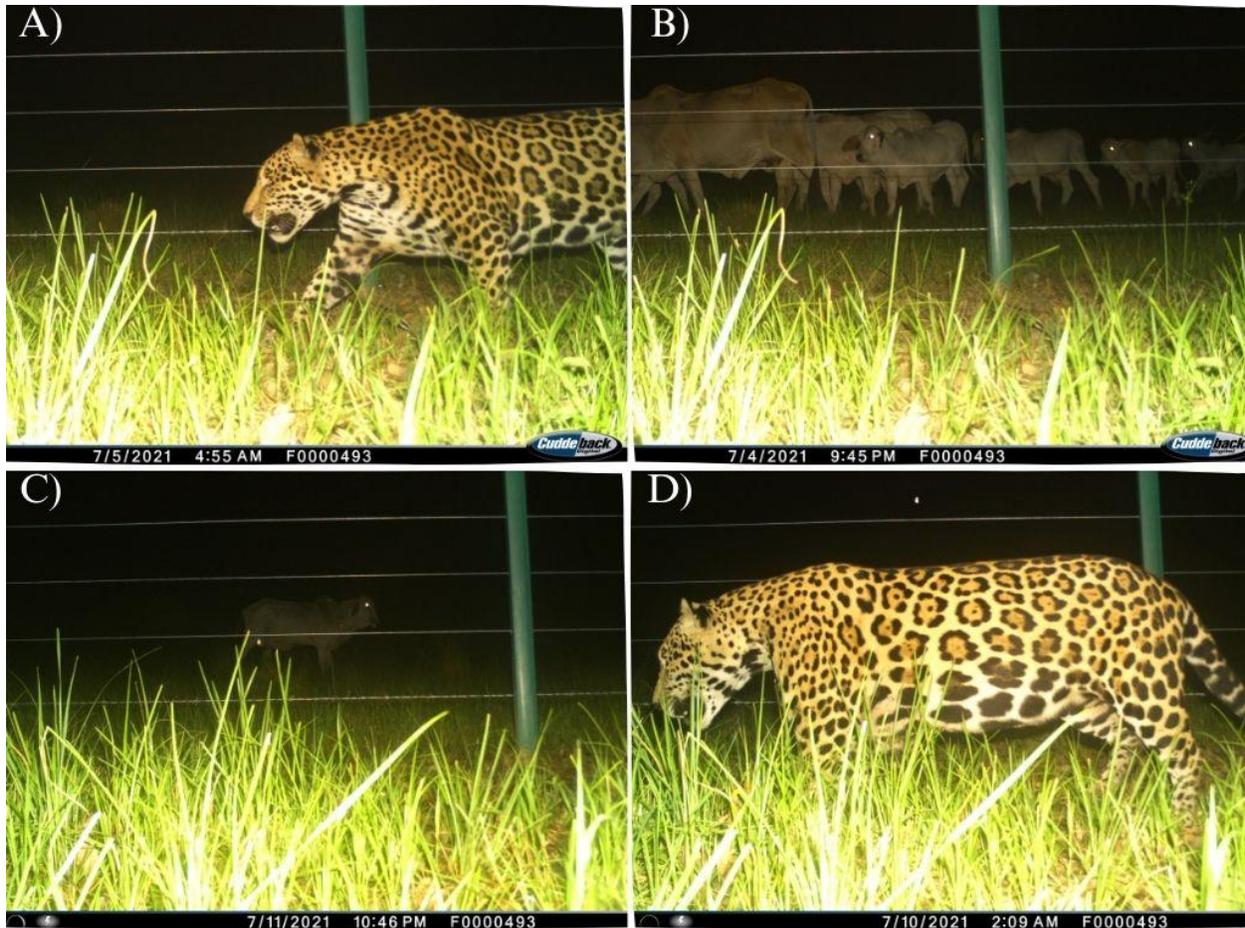
6.3 Evaluación de Estrategias Antidepredatorias (EAD)

La efectividad del CEA en potreros implementados fue del 100% en el área de estudio. De mayo 2019 a diciembre 2020, previo a la implementación de la estrategia, las fincas reportaron 72 depredaciones. La instalación del CEA logró una prevención total de depredaciones en todas las fincas durante dos años (24 meses, 2021 a 2022), ningún felino realizó depredaciones dentro del potrero de maternidad, a pesar de haberse registrado por cámaras trampa su presencia en el perímetro (**Figura 6**). No obstante, hubo siete animales atacados por fuera de la estrategia el mismo periodo de seguimiento (24 meses, 2021 a 2022), relacionados a la falta de manejo por el sistema extensivo en la ganadería. La prueba pareada de Wilcoxon mostró diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en el número de animales depredados antes y después de la implementación (**Figura 7**), confirmando la efectividad de las estrategias implementadas para reducir los ataques de felinos silvestres a los animales de producción.

No obstante, entre enero de 2023 y junio de 2024 cuatro de los ocho predios implementados reportaron 26 nuevos eventos de depredación a bovinos, la causa del alto número de pérdidas en este periodo post-implementación se debe al agotamiento de la batería y fallas en el impulsor a causa de tormentas eléctricas, sin embargo, y a pesar de los resultados positivos en años anteriores los ganaderos no invirtieron recursos propios en el mantenimiento oportuno de las estrategias. Finalmente, los resultados del monitoreo con las cámaras trampa en los años 2021 y 2022 demostraron la presencia de jaguares y pumas alrededor de los potreros de maternidad implementados (**Figura 8**), evidenciando la efectividad del cercado como barrera física para el ingreso de los grandes felinos a las zonas productivas con animales vulnerables.

Figura 6

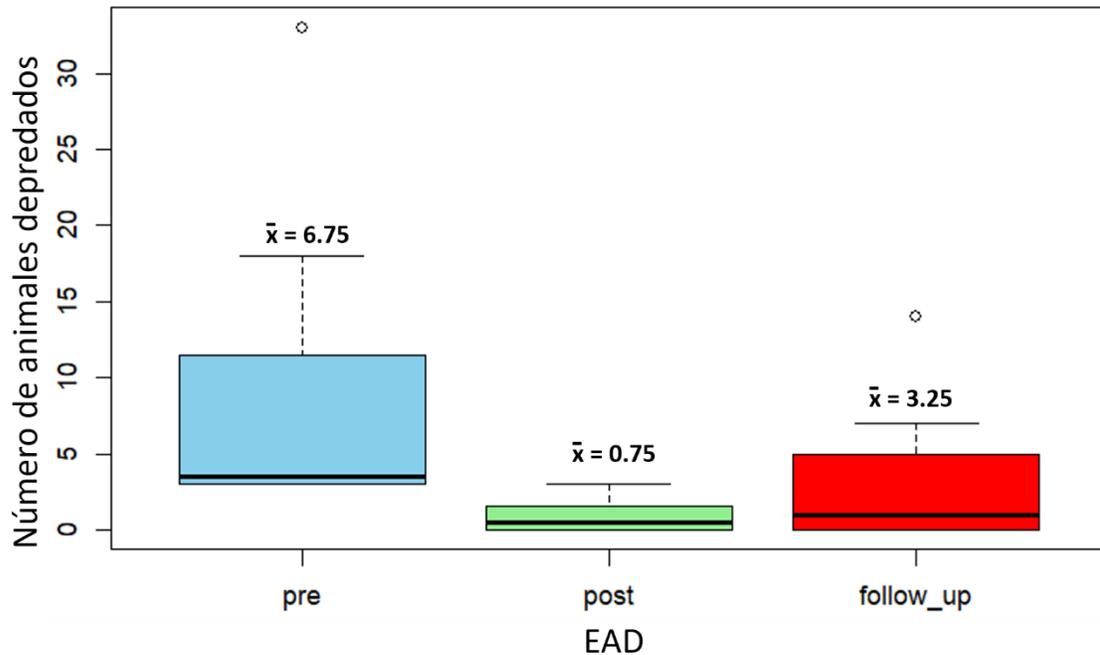
Jaguares registrados en el seguimiento del CEA en el año 2021



Nota. A) y D) Jaguares registrados en el CEA implementado en la RNSC Miralindo. B) y C) Ganado de cría menor a 120 kg de peso en el potrero de maternidad implementado en la RNSC Miralindo. Nótese las fechas cercanas entre los registros del jaguar y del ganado, se destaca la distribución de las líneas eléctricas para evitar el ingreso de los depredadores.

Figura 7

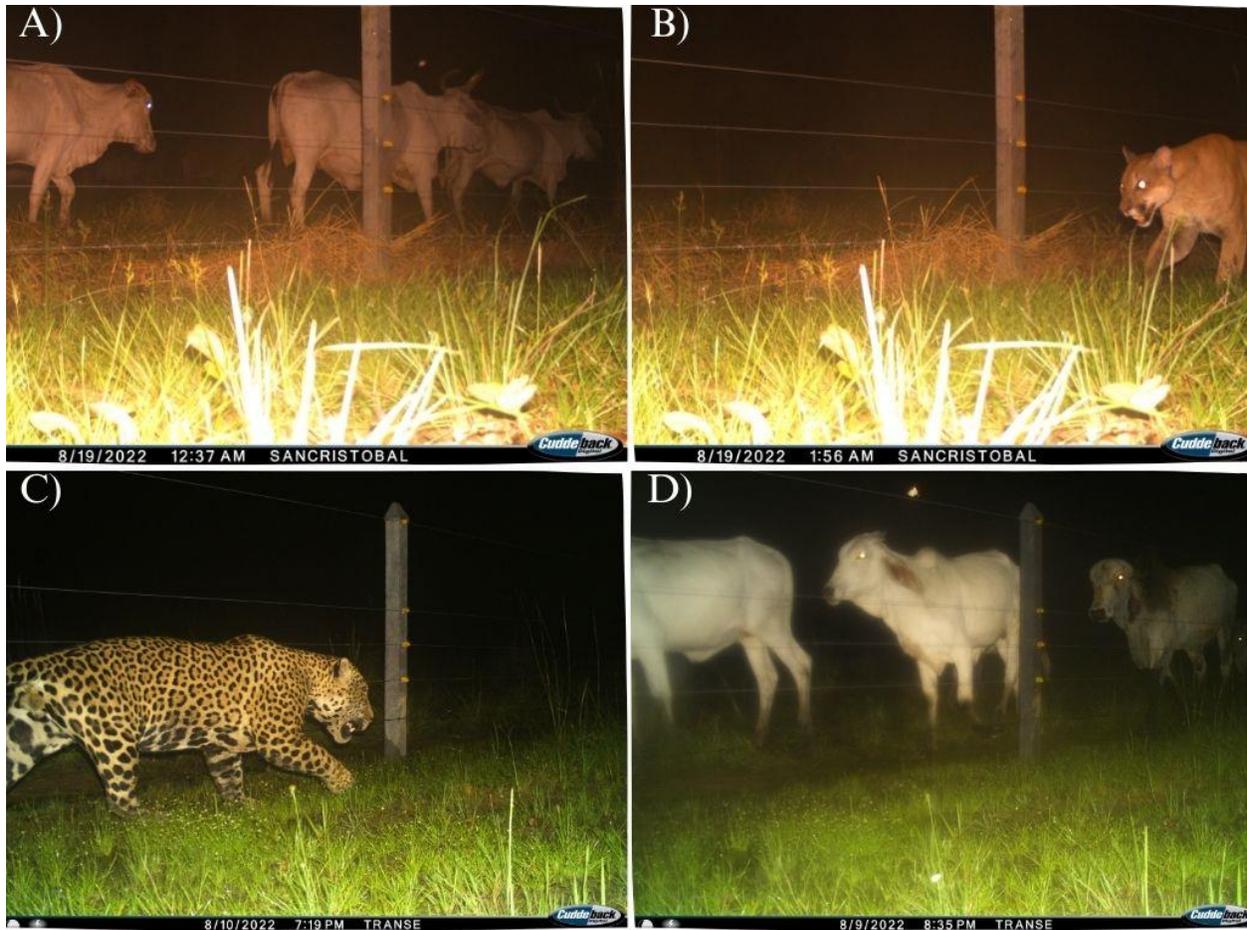
Gráfico de cajas para representar el número de animales depredados antes (*pre*), después (*post*) de implementar las EAD y (*follow_up*) al seguimiento en 2023-2024



Nota. Los bigotes que acompañan las cajas representan los valores superior e inferior, la caja representan los rangos intercuartílicos, donde la longitud de la caja indica la dispersión de la mitad central de los datos, los puntos sin relleno representan los datos atípicos y las bandas horizontales oscuras representan la mediana de cada conjunto de datos, también se presenta el número promedio de animales depredados para cada tratamiento (\bar{x}).

Figura 8

Jaguares y pumas registrados en el seguimiento del CEA en el año 2022



Nota. A) y B) Puma registrado en el CEA implementado en la RNSC San Cristóbal. C) y D) Jaguar registrado en el CEA implementado en la RNSC San Andrés. Nótese las fechas cercanas entre los registros del jaguar y del ganado, se destaca la distribución de las líneas eléctricas para evitar el ingreso de los depredadores.

7 Discusión

La depredación de animales domésticos en la zona de estudio es un factor considerable de pérdidas anuales, con una alta incidencia de ataques de jaguares (*Panthera onca*) y pumas (*Puma concolor*), afectando significativamente la producción ganadera y generando pérdidas económicas para los ganaderos locales. Por lo general, en las regiones donde se ha estudiado la depredación del ganado por jaguares y pumas, se ha documentado que el impacto es bajo, con porcentajes de muertes por depredación menores al 3% (Azevedo & Murray, 2007; Garrote, 2012; Garrote et al., 2016; Hoogesteijn et al., 2016; Rosas-Rosas et al., 2008; Villalva & Palomares, 2019).

Sin embargo, este estudio reporta un porcentaje promedio anual de pérdidas por depredación de 3.6% (bajó a 0.26% para 2021-2022), según las categorías establecidas por Valderrama-Vásquez et al. (2016), este valor se encuentra en un grado de intensidad medio, aunque en condiciones extensivas con mucha depredación no debe superar el 3% de la totalidad del rebaño (Hoogesteijn et al., 2016). No obstante, hacia el norte del departamento de Casanare (municipio Hato Corozal) este porcentaje fue del 5,8%, lo que indica la necesidad de explorar más a fondo la base de presas silvestres, las actividades de caza, las tradiciones culturales, la ecología y el manejo del ganado (Valderrama-Vasquez et al., 2024), así, como el impacto de los monocultivos (arroz y la palma de aceite) sobre los corredores biológicos en el departamento (Manhães et al., 2024; Propper et al., 2023).

Por otro lado, los jaguares y los pumas coexisten con el ganado en gran parte de su área de distribución, y han sido históricamente culpados por su depredación. Hoy en día, con la expansión de los paisajes ganaderos, este conflicto ha aumentado. Sin embargo, las prácticas de manejo deficientes del ganado, como dejarlos sin supervisión o permitirles vagar por áreas boscosas son más influyentes en la depredación por felinos que la calidad del hábitat de la finca (Villalva & Palomares, 2019; Weber & Rabinowitz, 1996). Muchas pérdidas de ganado causadas por enfermedades, inundaciones y robos, pueden evitarse. Este estudio coincide con investigaciones previas en sistemas ganaderos extensivos (Ceballos et al., 2007; Garrote, 2012; Garrote et al., 2016; Rosas-Rosas et al., 2008; Sebsibe, 2022; Silva-Caballero et al., 2022) y revela una gestión

deficiente en estos sistemas productivos, lo que subraya la necesidad de una perspectiva socioecológica para mejorar la gestión del ganado y la biodiversidad, ya que aún no comprendemos completamente las motivaciones y capacidades de los ganaderos, que influyen las prácticas de manejo del ganado y la cacería de felinos en represalia (Piña-Covarrubias et al., 2022).

Por su parte, el modelamiento de los eventos de depredación en este estudio muestra una relación de predicción con la altitud y el peso promedio de los animales. Se sugiere que para mantener la depredación por debajo de uno ($n=1$) en altitudes promedio de 109 a 110 m.s.n.m, los pesos promedio de los animales deben superar los 120 kg. Los resultados sugieren analizar otros factores propios de los sistemas productivos del área de estudio que pudieran estar relacionados, tales como la disponibilidad de agua u otros factores, así como ampliar el número de la muestra con el fin de obtener una mejor resolución del modelo. No obstante, la variable altitud en este estudio coincide con los resultados descritos por Naha et al. (2020), quienes encontraron que la muerte de ganado es más probable en áreas bajas y planas. Además, concluyeron otras características del paisaje como áreas no forestales, matorrales, bosques densos, cuerpos de agua, distancia a áreas protegidas y luz nocturna, como predictores de los ataques.

Aunque las variables predictoras no influyeron sobre las condiciones climáticas del área de estudio, se observó que los ataques a becerros ocurrieron al inicio y final de la temporada de lluvias, coincidiendo con el periodo de nacimientos de becerros. Esto refuerza como factor predictivo el peso promedio de los animales atacados, mostrando una preferencia de los carnívoros por presas más pequeñas en lugar de medianas o grandes (Bhardwaj et al., 2024; Patterson et al., 2004; Singh et al., 2024), los terneros, al ser pequeños y pesar menos de 25 kg, pueden ser presa fácil (Badola et al., 2021). Estos conocimientos ecológicos sobre las interacciones entre carnívoros y ganado pueden ayudar a mejorar la cría de ganado específica para cada especie a fin de minimizar las pérdidas de ganado y permitir la coexistencia entre personas y carnívoros (Miller et al., 2016). Los resultados de este estudio sugieren la necesidad de planes sanitarios en las fincas y sincronizar los partos en épocas con menos ataques.

Otros estudios han identificado que las laderas, la temperatura media anual, la densidad general de ganado y la proximidad a las carreteras son factores importantes en la predicción de ataques de depredadores al ganado (Lamichhane et al., 2023; Mbise, 2024). Sin embargo, para gestionar eficazmente el conflicto entre humanos y carnívoros, es esencial integrar información de diversos estudios y conocer el contexto de cada región (Fowler et al., 2019; Miller, 2015; Slovikosky et al., 2024). Los resultados de esta investigación proporcionan información valiosa sobre el conflicto entre humanos y felinos e informan datos claves para predecir y mapear áreas críticas de depredación y ayudar a los ganaderos a identificar zonas prioritarias para implementar EAD que reduzcan los ataques.

Aunque diversas estrategias de conservación se han implementado para mitigar los conflictos, a menudo no se supervisan adecuadamente ni se evalúa su eficacia (Piña-Covarrubias et al., 2022; Sapkota et al., 2014). Esto representa un desafío emergente para la conservación de los depredadores, especialmente en países en desarrollo (Asaye et al., 2024; Bano et al., 2021). Las cercas eléctricas son una estrategia de gestión efectiva que no sólo reduce el conflicto entre humanos y fauna salvaje, sino que también es una medida rentable para evitar que la fauna silvestre entre en las zonas de asentamiento circundantes (Honda, 2022; Sapkota et al., 2014). Sin embargo, es crucial que estas estructuras tengan un diseño óptimo y un buen mantenimiento, ya que, si un depredador consigue entrar, el hecho de que el ganado esté confinado aumentará el riesgo de que más animales resulten heridos o muertos (Goldthorpe, 2017).

El diseño propuesto del CEA en este estudio demostró ser altamente eficaz, logrando reducir la depredación en un 100%. Sin embargo, se registraron ataques por fuera de las áreas con esta implementación. Estos resultados coinciden con estudios previos sobre la prevención y mitigación de la depredación de ganado por jaguares y pumas con cercados eléctricos en países de Latinoamérica (Corrales-Gutiérrez et al., 2016; Hoogesteijn et al., 2016; Lodeiro-Ocampo et al., 2021; Valderrama-Vasquez et al., 2024). Además, la implementación de estos cercados ha proporcionado numerosos beneficios económicos y sociales a los ganaderos, mejorando sus ingresos y medios de vida. En el aspecto ambiental, el uso de postes plásticos en el diseño evitó la necesidad de cortar madera de los bosques ribereños para el mantenimiento del cercado.

No obstante, el CEA no está exento de problemas, durante el seguimiento realizado en los años 2023 y 2024 se presentaron varias pérdidas de ganado vacuno debido a problemas en (i) la obstrucción de la corriente eléctrica por el pasto alto y las ramas que crecen alrededor del CEA, lo que reduce su eficacia y requiere una supervisión y mantenimiento periódico; (ii) daños en la batería, por lo que se recomiendan baterías especializadas capaces de soportar las fluctuaciones de carga y (iii) corto circuito a causa de tormentas eléctricas. Sin embargo, y a pesar de los resultados positivos en años anteriores los ganaderos no invirtieron recursos propios en el mantenimiento oportuno de las estrategias, indicando que la participación activa de los ganaderos con una planificación y gestión adecuada, son fundamentales para una coexistencia viable (Anile et al., 2020; Dhliwayo et al., 2024).

Por otra parte, se ha documentado que el CEA combinado con el ganado criollo reduce efectivamente las pérdidas de ganado en pequeños, medianos y grandes ranchos, independiente de los objetivos de producción (terneros, destetados, añojos o consumo doméstico) o de las especies protegidas (ganado vacuno, caballos, cerdos, ovejas o cabras) (Valderrama-Vasquez et al., 2024). En esta investigación, también se introdujo un lote de ganado Sanmartinero en la RNSC Buenaventura como complemento a la estrategia del CEA, sin embargo, no fue posible recopilar datos numéricos durante el periodo de seguimiento que demostraran estadísticamente su efectividad. A pesar de ello, la experiencia anecdótica del ganadero en el predio implementado destaca el papel importante de esta raza para la defensa de becerros ante a la presencia de jaguares y pumas.

Finalmente, este estudio resalta la figura que tienen las áreas protegidas privadas como RNSC en su actitud relativamente positiva hacia los depredadores, y en la búsqueda de alternativas sostenibles que promuevan una coexistencia pacífica con los grandes felinos, sin recurrir a la retaliación.

8 Conclusiones

En primer lugar, el uso del CEA ha demostrado ser altamente eficaz, logrando una reducción del 100% en las áreas seleccionadas durante los dos primeros años de implementación. Además, han demostrado ser eficaces independientemente del tamaño de la propiedad y del tipo de producción bovina (cría, levante, ceba), porcina y equina, siempre y cuando se integren adecuadamente mediante un diagnóstico preciso de las necesidades de la finca.

Es fundamental mantener y supervisar regularmente los cercados para asegurar su eficacia a largo plazo. Es importante destacar que las prácticas de manejo deficientes del ganado, como dejarlos sin supervisión o permitirles vagar por áreas boscosas, tienen un mayor impacto en la depredación por felinos que la calidad del hábitat de la finca. Por lo tanto, mejorar las prácticas de manejo es crucial para reducir las pérdidas de ganado.

Los ataques de depredadores se concentraron en áreas específicas, como zonas ribereñas y áreas cercanas a fuentes hídricas. Esto indica que los factores geográficos y ambientales juegan un papel crucial en la distribución de los ataques. Asimismo, se observó que los jaguares y pumas prefieren atacar a presas más pequeñas, como terneros con un peso menor a 120 kg. Esta preferencia sugiere la necesidad de enfocar las medidas de protección en los animales más jóvenes y vulnerables.

La implementación de las EAD ha proporcionado beneficios económicos y sociales significativos a los ganaderos, mejorando sus ingresos y medios de vida. En el aspecto ambiental, el uso de postes plásticos en el diseño del cercado ha evitado la necesidad de talar árboles de los bosques ribereños, contribuyendo así a la conservación del paisaje. No obstante, es esencial invertir continuamente en el mantenimiento de las cercas eléctricas, ya que problemas como la obstrucción por pasto alto y ramas, daños en las baterías y cortocircuitos por tormentas pueden afectar su rendimiento.

La participación activa de los ganaderos locales en la implementación y mantenimiento de las EAD es fundamental para el éxito a largo plazo. Sin la inversión adecuada en mantenimiento por parte de los ganaderos, las estrategias pueden perder su eficacia con el tiempo. Es necesario desarrollar planes sanitarios en las fincas y sincronizar los partos en épocas con menos ataques, minimizando así las pérdidas. Adoptar una perspectiva socioecológica es clave para mejorar la gestión del ganado y la biodiversidad, comprendiendo las motivaciones y capacidades de los ganaderos para desarrollar prácticas de manejo más efectivas y reducir los conflictos entre humanos y carnívoros.

10 Recomendaciones

Para fortalecer y expandir el impacto positivo de las EAD, se recomienda que las empresas y las fincas adopten nuevas estrategias enfocadas en la sostenibilidad y eficiencia. La diversificación de cultivos, la implementación de prácticas agrícolas regenerativas y el uso de tecnologías eco-eficientes son esenciales. Estas prácticas no solo mejorarán la productividad, sino que también reducirán el impacto ambiental, fomentando un equilibrio entre la actividad ganadera y la conservación de la biodiversidad. Además, se sugiere realizar una vigilancia tecnológica más detallada en futuras investigaciones. Mantenerse al tanto de las innovaciones emergentes permitirá incorporar tecnologías que optimicen los procesos productivos y contribuyan a los conceptos de regeneratividad, implicando la restauración y mejora de la biodiversidad.

Finalmente, fomentar la colaboración entre la empresa, las fincas y las instituciones académicas es esencial. Promover la investigación conjunta y el desarrollo de nuevas estrategias sostenibles puede generar sinergias beneficiosas. Además, es crucial la educación continua sobre prácticas sostenibles y tecnologías emergentes para asegurar la adopción de enfoques innovadores y sostenibles. Un sistema de monitoreo y evaluación continua de las estrategias implementadas garantizará su eficacia y permitirá ajustes necesarios para mejorar la conservación de la biodiversidad y la gestión del ganado.

Referencias

- Agarwala, M., Kumar, S., Treves, A., & Naughton-Treves, L. (2010). Paying for wolves in Solapur, India and Wisconsin, USA: Comparing compensation rules and practice to understand the goals and politics of wolf conservation. *Biological Conservation*, *143*(12), 2945–2955. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.003>
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, *19*(6), 716–723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- Amador Alcalá, S. (2011). *Evaluación de la depredación de animales domésticos por carnívoros silvestres en comunidades aledañas a dos áreas naturales protegidas del sureste de México*. El Colegio de la Frontera Sur.
- Amazon Conservation Team, & The Nature Conservancy. (2019). *Guía práctica de planificación predial*.
- Amit, R., Rojas, K., Alfaro, L. D., & Carrillo, E. (2009). *Conservación de felinos y sus presas dentro de fincas ganaderas*.
- Anile, S., Greenspan, E., & Nielsen, C. K. (2020). Determinants of jaguar occupancy at the northern range edge. *Mammal Research*, *65*(4), 667–677. <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00511-0>
- Asaye, B., Tekalign, W., & Dobamo, T. (2024). Livestock predation, crop raiding, and community attitudes towards sustainable wildlife conservation in and around Mankira Forest, Southwest Ethiopia. *BMC Ecology and Evolution*, *24*(1), 85. <https://doi.org/10.1186/s12862-024-02279-2>
- Azevedo, F. C. C., & Murray, D. L. (2007). Evaluation of Potential Factors Predisposing Livestock to Predation by Jaguars. *Journal of Wildlife Management*, *71*(7), 2379. <https://doi.org/10.2193/2006-520>
- Badola, R., Ahmed, T., Gill, A. K., Dobriyal, P., Das, G. C., Badola, S., & Hussain, S. A. (2021). An incentive-based mitigation strategy to encourage coexistence of large mammals and humans along the foothills of Indian Western Himalayas. *Scientific Reports*, *11*(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84119-7>

-
- Bano, R., Khan, A., Mehmood, T., Abbas, S., Khan, M. Z., Shedayi, A. A., Zaman, S., & Nawaz, M. A. (2021). Patterns of livestock depredation and Human–wildlife conflict in Misgar valley of Hunza, Pakistan. *Scientific Reports*, *11*(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02205-2>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, *67*(1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bhardwaj, S., Thakur, S., Singh, A. P., & De, K. (2024). Livestock Depredation Pattern by Common Leopard: A Case Study from Great Himalayan National Park Conservation Area. *National Academy Science Letters*. <https://doi.org/10.1007/s40009-024-01470-9>
- Braczkowski, A., Fattebert, J., Schenk, R., O’Bryan, C., Biggs, D., & Maron, M. (2020). Evidence for increasing human-wildlife conflict despite a financial compensation scheme on the edge of a Ugandan National Park. *Conservation Science and Practice*, *2*(12). <https://doi.org/10.1111/csp2.309>
- Castaño-Uribe., C., Lasso, C. A., Hoogesteijn, R., Diaz-Pulido, A., & Payán, E. (2016). *II. Conflictos entre felinos y humanos en América Latina* (C. Castaño-Uribe., C. A. Lasso, R. Hoogesteijn, A. Diaz-Pulido, & E. Payán, Eds.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Castillo-Huitrón, N. M., Naranjo, E. J., Enríquez, P., Santos-Fita, D., Estrada-Lugo, E., & González-García, J. M. (2023). Feelings, conflicts, and use: wildlife-human interactions in El Triunfo Biosphere Reserve, Mexico. *Human Dimensions of Wildlife*. <https://doi.org/10.1080/10871209.2023.2263471>
- Cavalcanti, S. M. C., Crawshaw, P. G., & Tortato, F. R. (2012). Use of electric fencing and associated measures as deterrents to jaguar predation on cattle in the pantanal of Brazil. In *Fencing for Conservation: Restriction of Evolutionary Potential Or a Riposte to Threatening Processes?* (pp. 295–309). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0902-1_16
- Ceballos, G., Chávez, C., List, R., & Zarza, H. (2007). *Conservación y manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas*. Conabio-Alianza WWF/Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México, México. (G. Ceballos, C. Chávez, R. List, & H. Zarza, Eds.).

-
- Chen, P., Gao, Y., Lee, A. T. L., Cering, L., Shi, K., & Clark, S. G. (2016). Human-carnivore coexistence in Qomolangma (Mt. Everest) Nature Reserve, China: Patterns and compensation. *Biological Conservation*, 197, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.026>
- Corrales-Gutiérrez, D., Salom-Pérez, R., & Hoogesteijn, R. (2016). Implementación de estrategias anti-depredatorias en fincas ganaderas ubicadas dentro de dos importantes corredores biológicos de Costa Rica. In *Carlos Castaño-Uribe, Carlos A. Lasso, Rafael Hoogesteijn, Angélica Díaz Pulido y Esteban Payán-Garrido (Editores) II. Conflicto entre Felinos y Humanos en América Latina. Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos* (pp. 152 – 167.).
- Dhliwayo, I., Muboko, N., & Gandiwa, E. (2024). Impact of Fences on Human Wildlife Conflict in Communities Bordering the Northern Gonarezhou National Park, Southeastern Zimbabwe. In J. Matanzima & B. Utete (Eds.), *Living with Wildlife in Zimbabwe: Navigating Conflict and Co-existence* (pp. 155–172). Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-66060-3_10
- Dickman, A. J., Macdonald, E. A., & Macdonald, D. W. (2011). A review of financial instruments to pay for predator conservation and encourage human-carnivore coexistence. In *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* (Vol. 108, Issue 34, pp. 13937–13944). National Academy of Sciences. <https://doi.org/10.1073/pnas.1012972108>
- Escobedo Grandez, A. (2011). *Influencia del paisaje y del tipo de manejo de fincas ganaderas sobre los ataques de grandes felinos (Panthera onca y Puma concolor) a animales domésticos en Costa Rica*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CATIE.
- Ferraro, P. J., & Kiss, A. (2002). Direct payments to conserve biodiversity. *Science*, 298(5599), 1718–1719. <https://doi.org/10.3126/hjs.v1i2.200>
- Fowler, N. L., Belant, J. L., & Beyer, D. E. (2019). Non-linear relationships between human activities and wolf-livestock depredations. *Biological Conservation*, 236, 385–392. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.048>
- García-Anleu, R., Ponce-Santizo, G., Rodas, A., Cabrera, O., McNab, R., Polisar, J., & Lepe, M. (2016). Jaguares y productores agropecuarios en la Zona de Amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala: herramientas para mejorar la coexistencia. In C. Castaño-

- Uribe, C. Lasso, R. Hoogesteijn, A. Diaz-Pulido, & E. Payán (Eds.), *II. Conflictos entre felinos y humanos en América Latina*. (pp. 139–149).
- Garrote, G. (2008). El Jaguar (*Panthera onca*). In F. Trujillo, M. Portocarrero, & G. Gómez (Eds.), *Plan de manejo y conservación de especies amenazadas en la Reserva de la Biosfera El Tuparro: Delfines de río, Manatíes, Nutrias, Jaguares y Tortugas del género Podocnemis* (pp. 65–74). <https://www.researchgate.net/publication/310599376>
- Garrote, G. (2012). Depredación del Jaguar (*Panthera onca*) sobre el ganado en los Llanos Orientales de Colombia. *Mastozoología Neotropical*, 19(1), 139–145. <http://www.sarem.org.ar>
- Garrote, G., Rodríguez-Castellanos, P., Trujillo, F., & Mosquera-Guerra, F. (2016). Características de los ataques de jaguar (*Panthera onca*) sobre el ganado y evaluación económica de las pérdidas en fincas ganaderas de los Llanos Orientales (Vichada, Colombia). In C. Castaño-Uribe, C. A. Lasso, R. Hoogesteijn, A. Diaz-Pulido, & E. Payán (Eds.), *II. Conflictos entre felinos y humanos en América Latina* (pp. 89–102).
- Goldthorpe, G. (2017). *A RESOURCE PACK FOR ADDRESSING HUMAN-WILDLIFE CONFLICT IN THE ROMANIAN CARPATHIANS Compiled as part of the: EU LIFE+ project, Enhancing Landscape Connectivity for Brown Bear and Wolf through a Regional Network of NATURA 2000 Sites in Romania, LIFE Connect Carpathians LIFE12*.
- Gross, E., Jayasinghe, N., Brooks, A., Polet, G., Wadhwa, R., & Hilderink-Koopmans, F. (2021). *Un futuro para todos: La necesidad de coexistir con la vida silvestre*.
- Guerrero-Rodríguez, J. D. D., Alatorre-Hernández, A., & Silva-Caballero, A. (2020). *Factores que determinan la depredación de ganado por grandes felinos en vida libre* (pp. 193–204).
- Harihar, A., Veríssimo, D., & MacMillan, D. C. (2015). Beyond compensation: Integrating local communities' livelihood choices in large carnivore conservation. *Global Environmental Change*, 33, 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.05.004>
- Hoogesteijn, A., Tortato, F., Hoogesteijn, R., Viana, D., Villas Boas Concione, H., & Crawshaw, P. (2016). Experiencias en manejo antidepredatorio por jaguares y pumas en el Pantanal de Brasil. In *Castaño-Uribe, C., C. A. Lasso, R. Hoogesteijn, A. Diaz-Pulido y E. Payán (Editores). II. Conflictos entre felinos y humanos en América Latina*. (pp. 211–226). Serie

- Editorial Fauna Silvestre Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).
- Hoogesteijn, R., Boede, E., & Mondolfi, E. (2002). Observaciones de la depredación de bovinos por jaguares en Venezuela y los programas gubernamentales de control. In R. A. Medellín, C. L. B. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, & A. B. Taber (Eds.), *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América*. Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, México (pp. 183–198).
- Hoogesteijn, R., & Chapman, C. A. (1997). Large ranches as conservation tools in the Venezuelan llanos. *ORYX*, 31(4), 274–284. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3008.1997.d01-16.x>
- Hoogesteijn, R., Corrales, D., Salom, R., Payán, E., & Valderrama, C. (2016). El uso del bufalo de agua (*Bubalus bubalis*) para controlar la depredación por grandes felinos en América Tropical: casos de estudio. In C. Castaño-Uribe, C. Lasso, R. Hoogesteijn, A. Diaz-Pulido, & E. Payán (Eds.), *II. Conflictos entre felinos y humanos en América Latina* (Instituto, p. 489). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).
- Hoogesteijn, R., & Hoogesteijn, A. (2008). Conflicts between cattle ranching and large predators in Venezuela: Could use of water buffalo facilitate felid conservation? *ORYX*, 42(1), 132–138. <https://doi.org/10.1017/S0030605308001105>
- Hoogesteijn, R., & Hoogesteijn, A. (2011). Estrategias anti-depredación para fincas ganaderas en Latinoamérica: Una guía. *PANTHERA*, 56.
- Hoogesteijn, R., Payán, E., Valderrama-Vásquez, C., Tortato, F., & Hoogesteijn, A. (2016). Comportamiento del ganado criollo Sanmartinero y Pantaneiro: la experiencia Brasileña y Colombiana. In C. Castaño-Uribe, C. Lasso, R. Hoogesteijn, A. Diaz-Pulido, & E. Payán (Eds.), *II. Conflictos entre felinos y humanos en América Latina*. (pp. 193–208). <https://www.researchgate.net/publication/325615259>
- Inskip, C., & Zimmermann, A. (2009). Human-felid conflict: A review of patterns and priorities worldwide. In *ORYX* (Vol. 43, Issue 1, pp. 18–34). <https://doi.org/10.1017/S003060530899030X>

-
- Jacobsen, K. S., & Linnell, J. D. C. (2016). Perceptions of environmental justice and the conflict surrounding large carnivore management in Norway — Implications for conflict management. *Biological Conservation*, 203, 197–206. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.041>
- Johnson, A., Vongkhamheng, C., Hedemark, M., & Saithongdam, T. (2006). Effects of human–carnivore conflict on tiger (*Panthera tigris*) and prey populations in Lao PDR. *Animal Conservation*, 9(4), 421–430. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00049.x>
- Karanth, K. K., Gupta, S., & Vanamamalai, A. (2018). Compensation payments, procedures and policies towards human-wildlife conflict management: Insights from India. *Biological Conservation*, 227, 383–389. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.006>
- Kolowski, J. M., & Holekamp, K. E. (2006). Spatial, temporal, and physical characteristics of livestock depredations by large carnivores along a Kenyan reserve border. *Biological Conservation*, 128(4), 529–541. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.021>
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), 583–621. <https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>
- Lamichhane, S., Thapa, A., Thapa, M. S., Panthi, S., & Giordano, A. J. (2023). Understanding human-leopard conflict in the ‘Mid-hill’ region of western Nepal. *Journal of Mountain Science*, 20(12), 3464–3475. <https://doi.org/10.1007/s11629-023-8007-8>
- Lee, T., Good, K., Jamieson, W., Quinn, M., & Krishnamurthy, A. (2017). Cattle and Carnivore Coexistence in Alberta: The Role of Compensation Programs. *Rangelands*, 39(1), 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.rala.2016.11.002>
- Linnell, J. D. C., Aanes, R., Swenson, J. E., Odden, J., & Smith, M. E. (1997). Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: A review. In *Biodiversity and Conservation* (Vol. 6, Issue 9, pp. 1245–1257). Kluwer Academic Publishers. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000034011.05412.cd>
- Linnell, J. D. C., Swenson, J. E., & Andersen, R. (2001). Predators and people: Conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Animal Conservation*, 4(4), 345–349. <https://doi.org/10.1017/S1367943001001408>

-
- Lodeiro-Ocampo, N., Gantchoff, M., Nigro, N., Palaia, J. Y., & Gnatiuk, G. (2021). Prevención de depredación de yagüareté (*Panthera onca*) a ganado vacuno mediante cercas electrificadas en Misiones, Argentina. *Revista Mexicana de Mastozoología, Nueva Época*, 11(2), 1–10.
- López-Bao, J. V., Frank, J., Svensson, L., Åkesson, M., & Langefors, Å. (2017). Building public trust in compensation programs through accuracy assessments of damage verification protocols. *Biological Conservation*, 213, 36–41. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.06.033>
- Macdonald, D., & Sillero-Zubiri, C. (2002). Large carnivores and conflict: Lion conservation in context. In A. J. Loveridge, T. Lynam, & D. W. Macdonald (Eds.), *Lion conservation research. Workshop 2: modelling conflict. Wildlife Conservation Research Unit, Oxford University*. (pp. 1–8). <https://www.researchgate.net/publication/253376370>
- MacLennan, S. D., Groom, R. J., Macdonald, D. W., & Frank, L. G. (2009). Evaluation of a compensation scheme to bring about pastoralist tolerance of lions. *Biological Conservation*, 142(11), 2419–2427. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.003>
- Macon, D. (2020). Paying for the Presence of Predators: An Evolving Approach to Compensating Ranchers. *Rangelands*, 42(2), 43–52. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rala.2020.03.001>
- Madhusudan, M. D. (2003). Living amidst large wildlife: Livestock and crop depredation by large mammals in the interior villages of Bhadra Tiger Reserve, south India. *Environmental Management*, 31(4), 466–475. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2790-8>
- Manhães, A. P., Rocha, F., Souza, T., Marques, K., Juen, L., Montag, L., & Coutinho, B. (2024). Social and biological impact of oil palm (*Elaeis guineensis*) plantations in the Eastern Brazilian Amazon. *Biodiversity and Conservation*, 33(11), 3295–3310. <https://doi.org/10.1007/s10531-024-02913-x>
- Marchini, S., Ferraz, K. M. P. M. B., Foster, V., Reginato, T., Kotz, A., Barros, Y., Zimmermann, A., & Macdonald, D. W. (2021). Planning for Human-Wildlife Coexistence: Conceptual Framework, Workshop Process, and a Model for Transdisciplinary Collaboration. *Frontiers in Conservation Science*, 2. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.752953>
- Marinero, S., Gasparri, N. I., & Piriz-Carrillo, V. (2020). Private-land control and deforestation dynamics in the context of implementing the Native Forest Law in the Northern Argentinian

- Dry Chaco. *Environmental Conservation*, 47(4), 277–283. <https://doi.org/10.1017/S0376892920000314>
- Marker, L. L., Dickman, A. J., & Macdonald, D. W. (2005). Perceived effectiveness of livestock-guarding dogs placed on Namibian farms. *Rangeland Ecology and Management*, 58(4), 329–336. [https://doi.org/10.2111/1551-5028\(2005\)058\[0329:PEOLDP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2005)058[0329:PEOLDP]2.0.CO;2)
- Mattisson, J., Odden, J., Nilsen, E. B., Linnell, J. D. C., Persson, J., & Andrén, H. (2011). Factors affecting Eurasian lynx kill rates on semi-domestic reindeer in northern Scandinavia: Can ecological research contribute to the development of a fair compensation system? *Biological Conservation*, 144(12), 3009–3017. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.004>
- Mbise, F. P. (2024). Spatial dynamics of human-hyena conflicts in villages surrounding Mkomazi National Park, Tanzania. *Discover Sustainability*, 5(1). <https://doi.org/10.1007/s43621-024-00345-9>
- McCullagh, P., & Nelder, J. A. (2019). *Generalized Linear Models*. Routledge. <https://doi.org/10.1201/9780203753736>
- Michalski, F., Boulhosa, R. L. P., Faria, A., & Peres, C. A. (2006). Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: Determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*, 9(2), 179–188. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00025.x>
- Miller, J. R. B. (2015). Mapping attack hotspots to mitigate human–carnivore conflict: approaches and applications of spatial predation risk modeling. *Biodiversity and Conservation*, 24(12), 2887–2911. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0993-6>
- Miller, J., Jhala, Y., & Jena, J. (2016). Livestock losses and hotspots of attack from tigers and leopards in Kanha Tiger Reserve, Central India. *Regional Environmental Change*, 16(1), 17–29. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0871-5>
- Mishra, C., Allen, P., McCarthy, T., Madhusudan, M. D., Bayarjargal, A., & Prins, H. H. (2003). The Role of Incentive Programs in Conserving the Snow Leopard. In *Conservation Biology* (Vol. 17, Issue 6).
- Mondolfi, E., & Hoogsteijn, R. (1986). Notes on the biology and status of the jaguar in Venezuela. In S. D. Miller & D. D. Everett (Eds.), *Cats of the World: Biology, conservation and management* (pp. 85–123). National Wildlife Federation.

-
- Naha, D., Dash, S. K., Chettri, A., Chaudhary, P., Sonker, G., Heurich, M., Rawat, G. S., & Sathyakumar, S. (2020). Landscape predictors of human–leopard conflicts within multi-use areas of the Himalayan region. *Scientific Reports*, *10*(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67980-w>
- Nanni, A. S., Teel, T., & Lucherini, M. (2020). Predation on livestock and its influence on tolerance toward pumas in agroecosystems of the Argentine Dry Chaco. *Human Dimensions of Wildlife*. <https://doi.org/10.1080/10871209.2020.1843742>
- Novaro, A., González, A., Pailicura, O., Bolgeri, M., Hertel, M., Funes, M., & Walker, S. (2017). Manejo del conflicto entre carnívoros y ganadería en Patagonia utilizando perros mestizos protectores de ganado. *Mastozoología Neotropical*, *24*(1), 47–58. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45753369005>
- Nowell, K., & Jackson, P. (1996). Wild Cats: Status Survey and Conservation Action Plan. In *IUCN/SSC*. IUCN/SSC.
- Nyhus, P., Fischer, H., Madden, F., & Osofsky, S. (2006). Taking the Bite out of Wildlife Damage The Challenges of Wildlife Compensation Schemes. *Conservation in Practice*, *4*, 37–43. <https://doi.org/10.1111/j.1526-4629.2003.tb00061.x>
- Patterson, B. D., Kasiki, S. M., Selempo, E., & Kays, R. W. (2004). Livestock predation by lions (*Panthera leo*) and other carnivores on ranches neighboring Tsavo National ParkS, Kenya. *Biological Conservation*, *119*(4), 507–516. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2004.01.013>
- Payán, E., & Cabrera, J. (2016). Fincas modelo de rumiantes menores y la reducción del conflicto por depredación de pumas en los Andes colombianos. In C. Castaño-Uribe, C. A. Lasso, R. Hoogesteijn, A. Diaz-Pulido, & E. Payán (Eds.), *II. Conflictos entre felinos y humanos en América Latina* (pp. 181–192). Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical. Instituto de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).
- Payán, E., Lasso, C. A., & Castaño-Uribe, C. (2015). *I. Conservación de grandes vertebrados en áreas no protegidas de Colombia, Venezuela y Brasil*. (E. Payán, C. A. Lasso, & C. Castaño-Uribe, Eds.). Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical.
- Payán, E., Soto, C., Ruiz-García, M., Nijhawan, S., González-Maya, J., Valderrama, C., & Castaño-Uribe, C. (2016). IX. Unidades de conservación, conectividad y calidad de hábitat de

- jaguar en Colombia. In R. Medellín, A. de la Torre, H. Zarza, C. Chavez, & G. Ceballos (Eds.), *El jaguar en el siglo XXI La perspectiva continental* (pp. 239–274).
- Piña-Covarrubias, E., Chávez, C., & Doncaster, C. P. (2022). Knowledge of Wildlife, Hunting, and Human-felid Interactions in Maya Forest Communities of the Northern Yucatán Peninsula, Mexico. *Human Ecology*, *50*(6), 1035–1045. <https://doi.org/10.1007/s10745-022-00363-z>
- Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M. E., & Eisenberg, J. F. (2003). Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: Ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, *109*(2), 297–310. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00157-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00157-X)
- Propper, C. R., Singleton, G. R., Sedlock, J. L., Smedley, R. E., Frith, O. B., Shuman-Goodier, M. E., Lorica, R. P., Grajal-Puche, A., Horgan, F. G., Prescott, C. V., & Stuart, A. M. (2023). Faunal Biodiversity in Rice-Dominated Wetlands—An Essential Component of Sustainable Rice Production. In M. Connor, M. Gummert, & G. R. Singleton (Eds.), *Closing Rice Yield Gaps in Asia: Innovations, Scaling, and Policies for Environmentally Sustainable Lowland Rice Production* (pp. 93–120). Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-37947-5_3
- Quigley, H. B., & Crawshaw, P. G. (1992). A conservation plan for the jaguar *Panthera onca* in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation*, *61*(3), 149–157. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91111-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91111-5)
- Quigley, H., Hoogesteijn, R., Hoogesteijn, A., Foster, R., Payan, E., Corrales, D., Salom-Perez, R., & Urbina, Y. (2015). Observations and preliminary testing of jaguar depredation reduction techniques in and between core jaguar populations. *Parks*, *21*(1), 63–72. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2014.PARKS-21-1HQ.en>
- Rabinowitz, A. (2005). Jaguars and livestock: Living with the world's third largest cat. *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?*, 278–285.
- Ritchie, E. G., & Johnson, C. N. (2009). Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters*, *12*(9), 982–998. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01347.x>
- Rosas-Rosas, O., Bender, L., & Valdez, R. (2008). Jaguar and Puma Predation on Cattle Calves in Northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecol Manage*, *61*, 554–560.

-
- Rosas-Rosas, O., Guerrero-Rodríguez, J., & Hernández-SaintMartín, A. (2015). *Manual de prácticas ganaderas para regiones con grandes carnívoros en la Sierra Madre Oriental*. Colegio de Postgraduados-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- RStudio. (2024). RStudio: Integrated Development for R. RStudio. *PBC*, <http://www.rstudio.com/>.
- Ruffener, A. (2023). *Percepciones del conflicto producción ovina-puma (Puma concolor) en sectores ganaderos de la provincia de Córdoba: tolerancia vs evidencia*. CERNAR, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales - UNC - IIByT.
- Sapkota, S., Aryal, A., Baral, S. R., Hayward, M. W., & Raubenheimer, D. (2014). Economic Analysis of Electric Fencing for Mitigating Human-wildlife Conflict in Nepal. *Journal of Resources and Ecology*, 5(3), 237–243. <https://doi.org/10.5814/j.issn.1674-764x.2014.03.006>
- Sarmiento-Giraldo, M., Sanchez, P., & Monroy, O. (2016). Conflictos entre felinos y humanos en América Latina. In C. Castaño-Uribe, C. A. Lasso, R. Hoogesteijn, A. Diaz-Pulido, & E. Payán (Eds.), *II. Conflictos entre felinos y humanos en América Latina*. (pp. 103–121). <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/32575>
- Schiaffino, K. A., Malmierca, L., & Perovic, P. G. (2002). Depredación de cerdos domésticos por jaguar en un área rural vecina a un parque nacional en el noreste de Argentina. In R. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, & A. Taber (Eds.), *El Jaguar en el Nuevo Milenio* (pp. 251–264). Fondo de Cultura Económica. Universidad Autónoma de México. Wildlife Conservation Society.
- Scognamillo, D., Maxit, I., Sunquist, M., & Farrell, L. (2002). Ecología del jaguar y el problema de la depredación de Ganado en un hato de Los Llanos Venezolanos. In R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, & A. Taber (Eds.), *El Jaguar en el Nuevo Milenio* (pp. 139–150). Fondo de Cultura Económica. Universidad Autónoma de México. Wildlife Conservation Society.
- Sebsibe, I. (2022). Humans-livestock predators conflict in the Central and Eastern Part of Bale Mountains National Park, Ethiopia. *BMC Ecology and Evolution*, 22(1), 113. <https://doi.org/10.1186/s12862-022-02065-y>
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52(3/4), 591–611. <https://doi.org/10.2307/2333709>

-
- Sheikh, P. A. (2002). *The impact of water buffalo and cattle ranching on the lower Amazon floodplain: an ecological and socio-economic comparison*. Pennsylvania State University, State College, USA.
- Sheikh, P. A., Merry, F. D., & McGrath, D. G. (2006). Water buffalo and cattle ranching in the Lower Amazon Basin: Comparisons and conflicts. *Agricultural Systems*, 87(3), 313–330. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.02.003>
- Silva-Caballero, A., Bender, L. C., & Rosas-Rosas, O. C. (2022). Livestock Depredation by Jaguars Associated with Dry-Season Core-Use Areas in a Northeastern Mexico Agrolandscape. *Western North American Naturalist*, 82(1), 177–182. <https://doi.org/10.3398/064.082.0118>
- Singh, A. P., De, K., Uniyal, V. P., & Sathyakumar, S. (2024). Livestock depredation by large carnivores in Western Himalayan region of Jammu and Kashmir: temporal adherence in predator's choice. *Tropical Ecology*, 65(1), 26–31. <https://doi.org/10.1007/s42965-022-00290-6>
- Skogen, K., & Krange, O. (2020). The Political Dimensions of Illegal Wolf Hunting: Anti-Elitism, Lack of Trust in Institutions and Acceptance of Illegal Wolf Killing among Norwegian Hunters. *Sociologia Ruralis*, 60(3), 551–573. <https://doi.org/10.1111/soru.12309>
- Slovikosky, S. A., Petracca, L. S., Hunter, L. T. B., & Frair, J. L. (2024). Scaling issues in the study of livestock depredation by carnivores. *Landscape Ecology*, 39(8). <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01932-x>
- Spearman, C. (1904). The Proof and Measurement of Association between Two Things. *The American Journal of Psychology*, 15(1), 72. <https://doi.org/10.2307/1412159>
- Stahl, P., Vandel, J. M., Ruetten, S., Coat, L., Coat, Y., & Balestra, L. (2002). Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology*, 39(2), 204–216. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00709.x>
- Steele, J. R., Rashford, B. S., Foulke, T. K., Tanaka, J. A., & Taylor, D. T. (2013). Wolf (*Canis lupus*) Predation Impacts on Livestock Production: Direct Effects, Indirect Effects, and Implications for Compensation Ratios. *Rangeland Ecology & Management*, 66(5), 539–544. <https://doi.org/10.2111/REM-D-13-00031.1>
- Støen, O. G., Sivertsen, T. R., Tallian, A., Rauset, G. R., Kindberg, J., Persson, L. T., Stokke, R., Skarin, A., Segerström, P., & Frank, J. (2022). Brown bear predation on semi-domesticated

- reindeer and depredation compensations. *Global Ecology and Conservation*, 37. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02168>
- Szapary, P. (2000). The Lewa Wildlife Conservancy in Kenya: A Case Study. In J. G. and D. T. T. Prins Herbert H. T. and Grootenhuis (Ed.), *Wildlife Conservation by Sustainable Use* (pp. 35–50). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4012-6_4
- Thirgood, S., Woodroffe, R., & Rabinowitz, A. (2005). The impact of human–wildlife conflict on human lives and livelihoods. In R. Woodroffe, S. Thirgood, & A. Rabinowitz (Eds.), *People and Wildlife, Conflict or Coexistence?* (pp. 13–26). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511614774.003>
- Torres, D., & Vineyard, T. (2003). *El uso de cercas electrificadas en la prevención de conflicto oso-ganadería en los Llanos venezolanos. Un reporte de avance.*
- Tortato, F. R., Izzo, T. J., Hoogesteijn, R., & Peres, C. A. (2017). The numbers of the beast: Valuation of jaguar (*Panthera onca*) tourism and cattle depredation in the Brazilian Pantanal. *Global Ecology and Conservation*, 11, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.05.003>
- Treves, A., & Karanth, K. U. (2003). Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology*, 17(6), 1491–1499. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00059.x>
- Treves, A., Wallace, R. B., Naughton-Treves, L., & Morales, A. (2006). Co-managing human–wildlife conflicts: A review. *Human Dimensions of Wildlife*, 11(6), 383–396. <https://doi.org/10.1080/10871200600984265>
- Ubiali, D. G., Weiss, B. A., Ubiali, B. G., Colodel, E. M., Valderrama-Vasquez, C., Garrido, E. P., Tortato, F. R., & Hoogesteijn, R. (2018). Is it possible to integrate livestock into biodiversity conservation? Case study of sheep depredation by puma (*Puma concolor*). *Pesquisa Veterinaria Brasileira*, 38(12), 2266–2277. <https://doi.org/10.1590/1678-5150-PVB-6219>
- UICN, ©. (2020). *Sitio web de la UICN Informes de la UICN: Twitter: @IUCN www.iucn.org www.iucn.org/issues-briefs. www.iucn.org/issues-briefs*
- Valderrama-Vásquez, C. A., Hoogesteijn, R., & Payán, E. (2016). *GRECO: Manual de campo para el manejo del conflicto entre humanos y felinos.* (Fernando Peña Editores, Ed.). Panthera y USFWS.

-
- Valderrama-Vasquez, C., Hoogesteijn, R., Payán, E., Quigley, H., & Hoogesteijn, A. (2024). Predator-friendly ranching, use of electric fences, and creole cattle in the Colombian savannas. *European Journal of Wildlife Research*, 70(1). <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01754-3>
- Villalva, P., & Palomares, F. (2019). Perceptions and livestock predation by felids in extensive cattle ranching areas of two Bolivian ecoregions. *European Journal of Wildlife Research*, 65(3), 36. <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1272-8>
- Wand, M. P., & Jones, M. C. (1995). Kernel Smoothing. In 1994 CRC Press (Ed.), *Chapman & Hall/CRC* (Ilustrada).
- Wang, S. W., & Macdonald, D. W. (2006). Livestock predation by carnivores in Jigme Singye Wangchuck National Park, Bhutan. *Biological Conservation*, 129(4), 558–565. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.024>
- Weber, W., & Rabinowitz, A. (1996). A Global Perspective on Large Carnivore Conservation. *Conservation Biology*, 10(4), 1046–1054. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041046.x>
- Wilcoxon, F. (1992). Individual Comparisons by Ranking Methods. In S. Kotz & N. L. Johnson (Eds.), *Breakthroughs in Statistics: Methodology and Distribution* (pp. 196–202). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4380-9_16
- Woodroffe, R., Frank, L. G., Lindsey, P. A., Ole Ranah, S. M. K., & Romañach, S. (2007). Livestock husbandry as a tool for carnivore conservation in Africa's community rangelands: A case-control study. *Biodiversity and Conservation*, 16(4), 1245–1260. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9124-8>
- Zabel, A., & Engel, S. (2010). Performance payments: A new strategy to conserve large carnivores in the tropics? *Ecological Economics*, 70(2), 405–412. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.09.012>
- Zimmermann, A., Johnson, P., de Barros, A. E., Inskip, C., Amit, R., Soto, E. C., Lopez-Gonzalez, C. A., Sillero-Zubiri, C., de Paula, R., Marchini, S., Soto-Shoender, J., Perovic, P. G., Earle, S., Quiroga-Pacheco, C. J., & Macdonald, D. W. (2021). Every case is different: Cautionary insights about generalisations in human-wildlife conflict from a range-wide study of people and jaguars. *Biological Conservation*, 260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109185>

Zimmermann, A., Walpole, M. J., & Leader-Williams, N. (2005). Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *ORYX*, 39(4), 406–412.
<https://doi.org/10.1017/S0030605305000992>

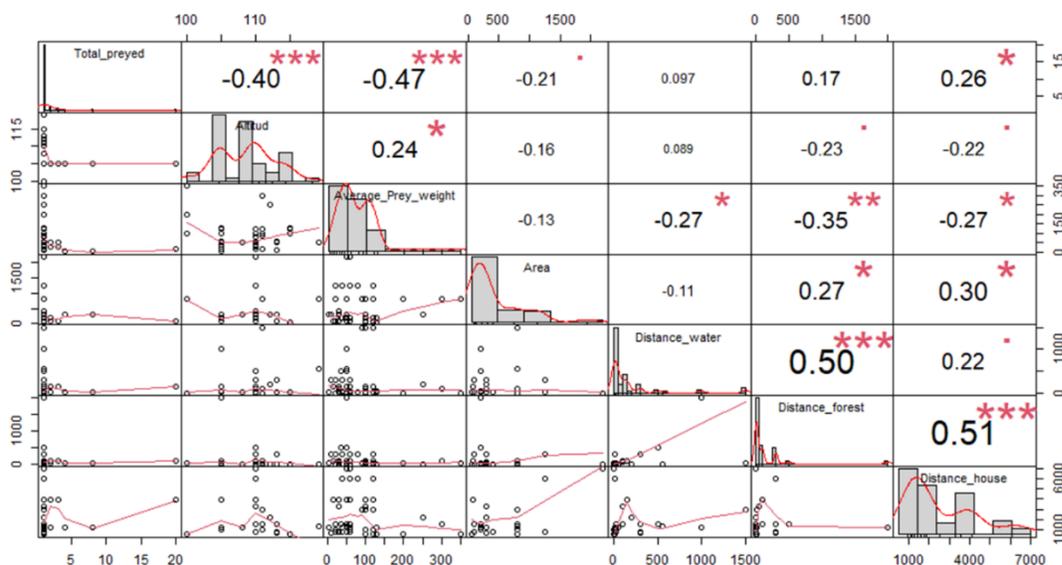
Anexos

Anexo 1. *Resultados de la prueba Shapiro-Wilk para las variables numéricas.*

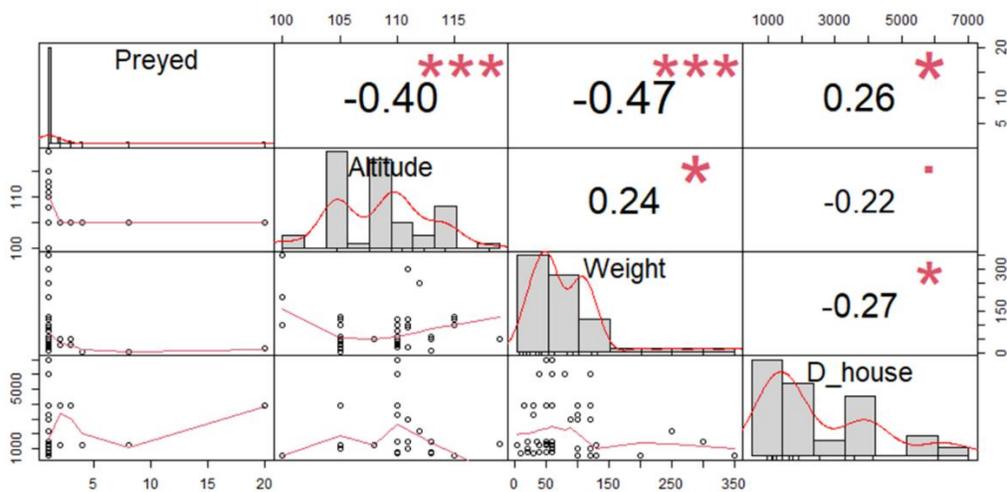
Variable	Shapiro-Wilk Test	p-valor
Número de animales atacados	0.22054	1.55E-14
Altitud	0.65843	2.63E-09
Distancia a la casa	0.74271	8.20E-08
Distancia al bosque	0.57851	1.63E-10
Distancia a fuentes hídricas	0.74244	8.10E-08
Peso promedio de individuos atacados	0.74136	7.72E-08
Área total de la finca	0.7959	1.05E-06

Nota. Ninguna de las variables se ajusta a una distribución normal.

Anexo 2. Primera matriz de correlación de Spearman realizada con todas las variables numéricas.



Anexo 2. Segunda matriz de correlación de Spearman realizada teniendo en cuenta las variables que presentaron una mayor correlación con la variable respuesta total de animales depredados (Preyed).



Anexo 3. Modelos basados en la subdispersión de los modelos Poisson, Quasi-Poisson y Binomial negativo.

Modelo 1:

```
mod1=glm(Total_preyed~Altitud+Average_Prey_weight+Area+Distance_water+Distance_house
+Distance_forest+Predator+Management+Farm,family=poisson(),data=BD)
summary(mod1)
```

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	2.65E+00	9.15E+00	0.289	0.7724
Altitud	-2.18E-02	8.54E-02	-0.255	0.7985
Average_Prey_weight	-3.01E-03	2.86E-03	-1.051	0.2933
Area	6.13E-05	9.15E-04	0.067	0.9468
Distance_water	4.92E-05	7.05E-04	0.07	0.9444
Distance_house	-6.83E-05	2.84E-04	-0.241	0.8097
Distance_forest	-4.53E-04	4.91E-04	-0.923	0.3562
PredatorJA	-6.67E-01	3.80E-01	-1.756	0.0791
PredatorPU	-7.72E-01	5.58E-01	-1.383	0.1665
ManagementEN	7.42E-01	1.61E+00	0.461	0.6447
ManagementSU	7.81E-01	1.07E+00	0.731	0.4648
FarmElCampin	4.13E-02	8.57E-01	0.048	0.9616
FarmMiralindo	NA	NA	NA	NA
FarmPalmera	5.90E-02	9.61E-01	0.061	0.9511
FarmRNSC_Boral_Quinto	2.74E-01	1.63E+00	0.168	0.8665
FarmRNSC_San_Andres	-3.21E-01	1.12E+00	-0.287	0.7742
FarmRNSC_San_Cristobal	1.45E-02	7.48E-01	0.019	0.9845
FarmSanta_Clara	3.74E-01	9.01E-01	0.415	0.6782

Null deviance: 42.690 on 71 degrees of freedom Residual deviance: 12.985 on 55 degrees of freedom AIC: 205.14

Modelo 2:

mod2=glm(Total_preyed~Altitud+Average_Prey_weight+Area+Distance_water+Distance_house+Distance_forest+Management,family=poisson(),data=BD)

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	7.14E+00	3.41E+00	2.094	0.0363*
Altitud	-6.12E-02	2.90E-02	-2.111	0.0348*
Average_Prey_weight	-5.07E-03	2.30E-03	-2.204	0.0276*
Area	-4.47E-04	2.85E-04	-1.566	0.1173
Distance_water	7.46E-05	3.93E-04	0.19	0.8494
Distance_house	8.97E-05	6.74E-05	1.331	0.1832
Distance_forest	-4.16E-04	4.03E-04	-1.033	0.3017
ManagementEN	3.80E-01	1.22E+00	0.313	0.7544
ManagementSU	1.76E-01	1.03E+00	0.171	0.8641

Null deviance: 42.690 on 71 degrees of freedom Residual deviance: 19.147 on 63 degrees of freedom AIC: 195.31

Modelo 3:

mod3=glm(Total_preyed~Altitud+Average_Prey_weight,family=poisson(),data=BD)

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	8.241344	2.885172	2.856	0.00428 **
Altitud	-0.069192	0.026911	-2.571	0.01014 *
Average_Prey_weight	-0.005844	0.002116	-2.762	0.00574 **

Null deviance: 42.690 on 71 degrees of freedom Residual deviance: 24.295 on 69 degrees of freedom AIC: 188.45

Modelo 4:

mod4=glm(Total_preyed~Average_Prey_weight,family=poisson(),data=BD)

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	0.829481	0.162674	5.099	3.41E-07 ***
Average_Prey_weight	0.006928	0.002273	-3.048	0.0023 **

Null deviance: 42.690 on 71 degrees of freedom Residual deviance: 31.045 on 70 degrees of freedom AIC: 193.2

Number of Fisher Scoring iterations: 4

Modelo 5:

glm(formula = Total_preyed ~ Average_Prey_weight + Altitud, family = quasipoisson)

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	8.241344	1.804369	4.567	2.10E-05***
Average_Prey	-0.005844	0.001323	-4.417	3.62E-05***
Altitud	-0.069192	0.016830	-4.111	0.000107***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for quasipoisson family taken to be 0.3911176)

Null deviance: 42.690 on 71 degrees of freedom Residual deviance: 24.295 on 69 degrees of freedom

Modelo 6:

glm(formula = Total_preyed ~ Average_Prey_weight, family = quasipoisson)

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	0.829481	0.119755	6.926	1.70E-09***
Average_Prey	-0.006928	0.001673	-4.141	9.52E-05***

Signif. codes: 0 '' 0.001 '' 0.01 '' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for quasipoisson family taken to be 0.5419406)

Null deviance: 42.690 on 71 degrees of freedom

Residual deviance: 31.045 on 70 degrees of freedom

AIC: NA

Number of Fisher Scoring iterations: 4

Modelo 7:

glm.nb(formula = Total_preyed ~ Average_Prey_weight, data = BD

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	0.829469	0.162682	5.099	3.42E-07***
Average_Prey_weight	-0.006928	0.002273	-3.048	0.0023**

Theta: 28374

Std. Err.: 408982

Warning while fitting theta: iteration limit reached

2 x log-likelihood: -189.204

Null deviance: 42.687 on 71 degrees of freedom Residual deviance: 31.042 on 70 degrees of freedom

AIC: 195.2

Modelo 8:

glm.nb(formula = Total_preyed ~ Average_Prey_weight + Altitud, data = BD, init.theta = 55631.52423, link = log)

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	8.241288	2.885257	2.856	0.00429**
Average_Prey	-0.005844	0.002116	-2.762	0.00574**
Altitud	-0.069192	0.026912	-2.571	0.01014*

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 (Dispersion parameter for Negative Binomial(55631.52) family taken to be 1) Null deviance: 42.689 on 71 degrees of freedom Residual deviance: 24.294 on 69 degrees of freedom AIC: 190.45

Modelo 9:

```
mod9 <- glmer(Total_preyed ~Altitud + (1|Average_Prey_weight), family = poisson, data = BD)
```

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	5.516617	0.005895	935.75	<2e-16***
Altitud	-0.048080	0.001391	-34.58	<2e-16***

Signif. codes: 0 ‘’ 0.001 ‘’ 0.01 ‘’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Correlation of Fixed Effects:

(Intr)

Altitud -0.038

Optimizer (Nelder_Mead) convergence code: 0 (OK)

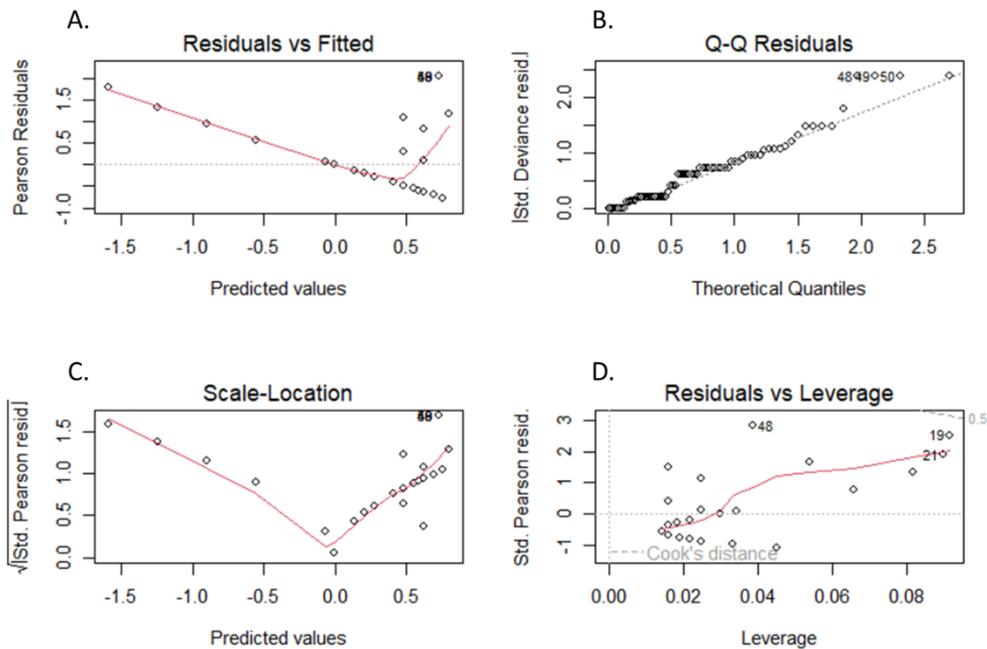
Model failed to converge with max|grad| = 0.0120989 (tol = 0.002, component 1)

Model is nearly unidentifiable: very large eigenvalue

Rescale variables?

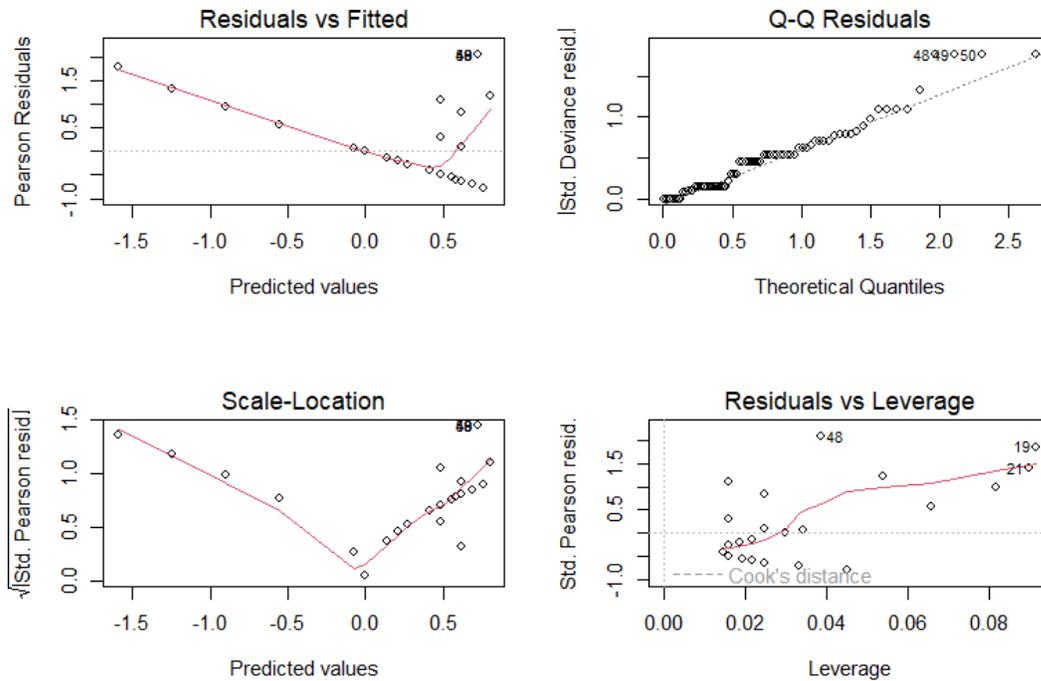
Number of Fisher Scoring iterations: 4

Anexo 4. Análisis de los residuos del modelo 3.



Nota. A Residuals vs Fitted: Representa la distribución de los residuos (círculos) respecto a los valores predichos por el modelo, la línea de tendencia roja sugiere una posible falta de ajuste del modelo, de lo contrario, se esperaría una distribución aleatoriamente de los residuos alrededor de cero. B Q-Q Residuals: explora gráficamente si los residuos presentan una distribución normal, los valores extremos se desvían de la línea de tendencia, lo que indica que los residuos no siguen una distribución completamente normal, esto es común en los modelos de Poisson que no presentan una dispersión adecuada. C. Scale-Location: Evalúa la homogeneidad de la varianza bajo la cual se esperaría que los residuos se ajustaran a una línea de tendencia horizontal, en este caso, se indica que la varianza de los residuos no es homogénea a lo largo de los valores ajustados. D. Residuals vs Leverage: Los puntos 48, 21 y 19 tienen una alta influencia en el modelo, lo que significa que están influyendo desproporcionadamente en los coeficientes del modelo.

Anexo 5. Análisis de los residuos del modelo 4.



Nota. A Residuals vs Fitted: Representa la distribución de los residuos (círculos) respecto a los valores predichos por el modelo, la línea de tendencia roja sugiere una posible falta de ajuste del modelo, de lo contrario, se esperaría una distribución aleatoriamente de los residuos alrededor de cero. B Q-Q Residuals: explora gráficamente si los residuos presentan una distribución normal, los valores extremos se desvían de la línea de tendencia, lo que indica que los residuos no siguen una distribución completamente normal, esto es común en los modelos de Poisson que no presentan una dispersión adecuada. C. Scale-Location: Evalúa la homogeneidad de la varianza bajo la cual se esperaría que los residuos se ajustaran a una línea de tendencia horizontal, en este caso, se indica que la varianza de los residuos no es homogénea a lo largo de los valores ajustados. D. Residuals vs Leverage: Los puntos 19, 21 y 48 tienen una alta influencia en el modelo, lo que significa que están influyendo desproporcionadamente en los coeficientes del modelo.