



Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional Universitario Bariloche

**El Águila Poma (*Spizaetus isidori*) en sistemas socio-ecológicos:
implicancias para su conservación**

Trabajo para optar al grado de Doctor en Biología

Biólogo. Santiago Zuluaga Castañeda

Director: Dr. Juan Manuel Grande

Abril 2022

31

32

33

34

35

36

37

38

39

40

41

42

43

44

45

Dedicada a:

46

mi esposa y mis dos hijos

47

Tabla de contenido

48		
49	Resumen.....	4
50	Abstract	8
51	Agradecimientos	12
52	Introducción general	14
53	Objetivos	18
54	Metodología general	19
55	Especies de estudio	19
56	Área de estudio.....	21
57	Capítulo 1: “Evaluación de los puntos de vista de los expertos sobre las contribuciones de las rapaces al	
58	hombre”.....	24
59	Introducción	25
60	Materiales y métodos	29
61	Resultados	35
62	Discusión.....	41
63	Conclusión.....	46
64	Capítulo 2: “Rango de acción, mortalidad y selección de hábitat por juveniles de Águila Poma”	48
65	Introducción	49
66	Materiales y métodos	53
67	Resultados	63
68	Discusión.....	67
69	Conclusión.....	72
70	Capítulo 3: “Modelo socio-ecológico del conflicto humano-Águila Poma”	73
71	Introducción	74
72	Materiales y métodos	80
73	Resultados	87
74	Discusión.....	91
75	Conclusión.....	96
76	Capítulo 4: “La gobernanza ambiental deficiente puede influir negativamente en el conflicto humano-	
77	Águila Poma”	102
78	Introducción	103
79	Materiales y métodos	108
80	Resultados	118
81	Discusión.....	122
82	Conclusión.....	129
83	Síntesis general	130
84	Bibliografía	135
85	Capítulos publicados	168

86 **Resumen**

87 Los seres humanos se benefician de procesos/servicios que proveen los depredadores y carroñeros en los
88 ecosistemas al mismo tiempo que pueden sufrir conflictos/perjuicios de estos. Por lo tanto, la
89 conservación de depredadores y carroñeros puede beneficiarse de aplicar enfoques interdisciplinarios
90 que tengan en cuenta y conecten los procesos/servicios y los conflictos/perjuicios que los humanos
91 podemos recibir de estos animales. A pesar de que enfoques de este tipo ya se han utilizado bastante con
92 predadores y carroñeros terrestres, existe muy poca investigación interdisciplinaria en depredadores y
93 carroñeros voladores como las aves rapaces. Esta tesis busca conocer los factores socio-ecológicos (*i.e.*
94 los atributos sociales y ecológicos) que de manera general afectan las interacciones humano-rapaces,
95 evaluando la situación particular del Águila Poma (*Spizaetus isidori*) a lo largo de su distribución, con el
96 fin de proponer medidas específicas de conservación.

97 El primer objetivo particular (Capítulo 1) fue evaluar los puntos de vista de los expertos en conservación
98 de rapaces sobre los principales procesos/servicios ecosistémicos y conflictos/perjuicios que proveen las
99 rapaces al hombre y conocer las principales estrategias que los expertos consideran efectivas para su
100 manejo en la naturaleza. Para esto realizamos una encuesta online de la que obtuvimos 87 respuestas de
101 expertos en conservación de rapaces de seis continentes (*i.e.* Norteamérica, Suramérica, África, Asia,
102 Europa y Australia). Encontramos que los puntos de vista de los expertos en conservación de rapaces,
103 alrededor del mundo, están sesgado hacia la aceptación de los procesos/servicios en vez que hacia la
104 aceptación de los conflictos/perjuicios que las rapaces proveen a los humanos. Para los expertos, las
105 rapaces nocturnas (*i.e.* búhos y lechuzas) son las especies que proveen más procesos/servicios
106 ecosistémicos (73%, 8 de 11), seguidas por los buitres y cóndores (55%, 6 de 11) y finalmente gavilanes
107 y águilas y halcones (45%, 5 de 11 cada uno). De acuerdo a los expertos, gavilanes y águilas estuvieron
108 involucrados en el mayor número de conflictos/perjuicios (37,5%, 3 de 8), buitres y cóndores y búhos y
109 lechuzas estuvieron involucrados solo en uno (12,5%, 1 de 8), respectivamente, mientras que los

110 *halcones* no estuvieron involucrados en conflictos/perjuicios. Adicionalmente, los expertos estuvieron
111 de acuerdo en que hay cinco estrategias que son eficaces para manejar rapaces en la naturaleza: dos de
112 estas consideran la participación de los diferentes actores sociales (*i.e.* gobernanza de abajo hacia arriba)
113 y las tres restantes son medidas tomadas desde los gobiernos (*i.e.* gobernanza de arriba hacia abajo).

114 El segundo objetivo particular (Capítulo 2) fue evaluar el tamaño del rango de acción, la mortalidad y la
115 selección del hábitat en juveniles de Águila Poma durante su dispersión natal, en paisajes de Bosques
116 Montanos Andinos tropicales y subtropicales fragmentados. Capturamos seis individuos, en cuatro nidos
117 (tres en Colombia y uno en Argentina) de tres poblaciones de la especie, los cuales fueron equipados con
118 emisores de GPS con descarga de datos vía red de celular GSM (*i.e.* emisores GPS/GSM). A partir de
119 los 20 meses de edad la mortalidad fue muy alta (67%, 4 de 6), por lo cual tuvimos que restringir los
120 análisis al primer año de dispersión natal (*i.e.* entre 8 y 20 meses de edad). Encontramos que el área de
121 acción de los juveniles en el primer año de dispersión natal es bastante grande (media $\sim 996 \text{ km}^2$; $DE \pm$
122 606 ; rango = $294\text{-}2130 \text{ km}^2$). Durante el proceso de dispersión natal, los juveniles se movieron a través
123 de paisajes fragmentados donde, sin embargo, consistentemente seleccionaron áreas con mayor
124 porcentaje de cobertura de bosque, además de zonas con mayores pendientes y elevaciones intermedias
125 con respecto a la disponibilidad. Aunque los juveniles muestran cierta tolerancia para moverse a través
126 de hábitat fragmentado, la tasa de mortalidad es muy alta. Esto indica que es necesario mitigar las causas
127 de esta mortalidad no-natural con el fin de mantener poblaciones viables y por lo tanto procesos/servicios
128 ecosistémicos claves que provee este predador tope en los Bosques Andinos tropicales y subtropicales
129 de Suramérica.

130 El tercer objetivo particular (Capítulo 3) fue examinar el contexto socio-ecológico que exagera el
131 conflicto humano-Águila Poma en comunidades rurales de los Andes orientales de Colombia.
132 Realizamos 172 encuestas en 20 comunidades rurales y estimamos la proporción de cobertura de bosque
133 por comunidad (*i.e.* cantidad de bosque nativo remanente), la densidad humana, las pérdidas anuales de

134 aves domésticas debidas al Águila Poma, entre otros parámetros socio-demográficos (*i.e.* actividad
135 económica, tenencia de aves domésticas, edad, educación, género, entre otras). Encontramos que la
136 tolerancia disminuye cuando la cobertura de bosque, la densidad humana y las pérdidas anuales de aves
137 domésticas son mayores. Esto hace que el Águila Poma sea más vulnerable a la extirpación en las
138 comunidades rurales con mayor cantidad de bosque remanente. La integración de información socio-
139 ecológica nos permitió identificar que estas comunidades rurales son las áreas de mayor conflicto
140 humano-Águila Poma.

141 El cuarto objetivo particular (Capítulo 4) fue analizar cómo las contribuciones del Águila Poma a las
142 personas (percibidas y reales) y la gobernanza ambiental (nacional y local), afectan el conflicto humano-
143 depredador tope con esta especie en el Neotrópico. El objetivo final de la gobernanza ambiental es
144 gestionar los comportamientos individuales y las acciones colectivas con en pro del uso sostenible de
145 recursos naturales a través de la gestión ambiental. Por tal razón, ésta es un factor de gran importancia a
146 la hora de manejar conflictos humano-depredador. Realizamos 282 encuestas en comunidades rurales
147 alrededor de 27 sitios de anidación de la especie en Colombia y Ecuador. Encontramos que la tolerancia
148 de las personas hacia el águila tiene una relación negativa con los perjuicios (percibidos y reales) y la
149 desaprobación de la gobernanza ambiental a nivel local, pero no hubo influencia de la gobernanza a
150 escala de país. El 40% de las personas desaprobaron la gestión de la gobernanza a nivel local. Un alto
151 porcentaje de las personas mostraron alta tolerancia hacia el águila (41,13%), seguidas por personas con
152 una posición neutral (35,46%) y finalmente están las que indicaron una tolerancia baja (23,41%). Sin
153 embargo, documentamos persecución humana del Águila Poma en la mayoría de los nidos evaluados
154 (59%, 16 de 27) y en todas las jurisdicciones geográficas. Nuestros resultados sugieren que sistemas con
155 gobernanza deficiente, en otros países del Neotrópico, también podría estar afectando negativamente
156 otros conflictos humano-depredador en la región.

157 En general, cada uno de los capítulos de la tesis buscó abordar diferentes factores socio-ecológicos que
158 determinan las interacciones humano-rapaces y en particular el conflicto humano-Águila Poma. Estos
159 factores históricamente han sido mejor conocidos para depredadores terrestres pero son muy poco
160 conocidos para las aves rapaces. Por lo tanto, la principal contribución de esta tesis es aportar nueva
161 evidencia sobre la importancia de implementar enfoques interdisciplinarios a la hora de abordar
162 situaciones de conflicto que involucren a las aves rapaces, como principales depredadores y carroñeros
163 voladores en sistemas terrestres. Estos enfoques considerando la multiplicidad de factores socio-
164 ecológicos que interactúan en las relaciones humano-rapaces, aumentan nuestra capacidad de informar
165 la toma de decisiones e implementación de medidas de manejo, por lo tanto, son imprescindibles si se
166 pretende desarrollar e implementar políticas de conservación efectivas para estas especies.

167 **Palabras claves:** coexistencia, conflicto humano-depredador, conflicto humano-fauna, gobernanza,
168 interdisciplinaria, perjuicios, rapaces, servicios ecosistémicos, tolerancia.

169 **Abstract**

170 Humans benefit from processes/services provided by predators and scavengers in ecosystems while at
171 the same time they may suffer conflicts/disservices from them. Therefore, the conservation of predators
172 and scavengers can benefit from applying interdisciplinary approaches that consider and connect the
173 processes/services and conflicts/disservices that humans may receive from these animals. Although that
174 approach has already been used quite a bit with terrestrial predators and scavengers, there is very little
175 interdisciplinary research on flying predators and scavengers such as raptors. This thesis seeks to explore
176 the socio-ecological factors that affect human-raptor relationships, evaluating the particular case of the
177 Black-and-chestnut Eagle (*Spizaetus isidori*) throughout its distribution, in order to propose specific
178 conservation measures.

179 The first specific goal (Chapter 1) was to assess viewpoints of the experts in raptor conservation about
180 the main ecosystem processes/services and conflicts/disservices that raptors provide to humans and to
181 know the main strategies that experts consider effective for management these species in the wild. For
182 this, we conducted an online survey among raptor conservation experts from which we obtained 87
183 responses from six continents (*i.e.* North America, South America, Africa, Asia, Europe and Australia).
184 We found that the viewpoints of the experts in raptor conservation around the world are biased towards
185 the acceptance of processes/services rather than the acceptance of conflicts/disservices that raptors
186 provide to humans. Nocturnal raptors (*i.e. owls*) were considered the species that provide most ecosystem
187 processes/services (73%, 8 of 11), followed by *vultures and condors* (55%, 6 of 11), finally *hawks and*
188 *eagles* and *falcons* (45%, 5 of 11 each one). According to experts, *hawks and eagles* were involved in
189 the highest number of conflicts/disservices (37.5%, 3 of 8), *vultures and condors* and *owls* were involved
190 in only one (12.5%, 1 de 8), respectively, while *falcons* were not involved in conflicts/disservices.
191 Additionally, experts agreed on five management strategies that they believe are effective for promoting

192 the conservation of raptors in the wild: two of these consider the participation of several social actors
193 (*i.e.* bottom-up governance) and the rest are measures taken by governments (*i.e.* top-down governance).

194 The second specific goal (Chapter 2) was to assess the home range, mortality and habitat selection of the
195 Black-and-chestnut-Eagle during natal dispersal in fragmented landscapes of tropical and subtropical
196 Andean Montane Forests. We captured six fledglings in four nests (three in Colombia and one in
197 Argentina) of three populations of the species, which were equipped with GPS transmitters with data
198 download via GSM cell phone network (*i.e.* GPS/GSM loggers). From 20 months of age, mortality was
199 very high (67%, 4 of 6), so we restricted the analyses to the first year of natal dispersal (*i.e.* between 8
200 and 20 months of age). We found that the home range of juveniles in the first year of natal dispersal is
201 large (media ~996 km²; DE ± 606; rango = 294-2130 km²). During the process of natal dispersal,
202 juveniles move through fragmented landscapes where, they consistently selected areas with a higher
203 percentage of forest cover, higher slopes and medium altitudes with respect to availability. Although
204 juveniles show some level of tolerance for moving through fragmented habitat, the mortality rate was
205 very high. It is therefore suggested that in order to maintain viable populations and the key ecosystem
206 processes/services provided by this top predator in the tropical and subtropical Andean forests of South
207 America, we need to mitigate the causes of non-natural mortality.

208 The third specific goal (Chapter 3) was to examine the socio-ecological context that exacerbates the
209 human-eagle conflict in rural communities of the eastern Andes of Colombia. We conducted 172 surveys
210 in 20 rural communities and estimated the proportion of forest cover on each rural community (*i.e.*
211 amount of remaining native forest), human density, and annual losses of domestic birds due to the Black-
212 and-chestnut Eagle, among other socio-demographic parameters (*i.e.* economic activity, domestic fowl
213 ownership, age, education, gender, etc.). We found that tolerance decreases when forest cover, human
214 density, and annual losses of domestic birds are greater. This can make the Black-and-chestnut Eagle
215 more vulnerable to extirpation in rural communities where forest remnants are larger. The integration of

216 socio-ecological information allowed us to identify the rural communities with higher human-eagle
217 conflict and thus where the conservation measures should be implemented.

218 The fourth specific goal (Chapter 4) was to analyze how the contributions of the Black-and-chestnut
219 Eagle to people (perceived and real) and governance (national and local) affect the human-top predator
220 conflict with this species in the Neotropics. The ultimate goal of governance is to manage individual
221 behaviors and collective actions for the sustainable use of natural resources through environmental
222 management. For this reason, this is a factor of great importance to managing human-predator conflicts.
223 We conducted 282 surveys in rural communities around 27 nesting sites of the species in Colombia and
224 Ecuador. We found that people's tolerance towards the eagle was negatively related to detriments
225 (perceived and real) and disapproval of governance at the local level, but there was no influence of
226 governance at the country level. Less than a half (40%) of interviewees disapproved of governance
227 management at the local level. A high percentage of people showed high tolerance towards the eagle
228 (41.13%), followed by people with a neutral position (35.46%) and finally those who indicated a low
229 tolerance (23.41%). However, we documented human persecution of the Black-and-chestnut Eagle in
230 most of the sampled nests (59%, 16 of 27) and in all of the assessed geographic jurisdictions. Our results
231 suggest that systems with poor governance in other Neotropical countries, could also be negatively
232 affecting human-predator conflicts there.

233 In general, each thesis chapter sought to address different socio-ecological factors that affect human-
234 raptor relationships. These factors have historically been best known to terrestrial predators but are very
235 little known in raptors. Therefore, the main contribution of this thesis is to provide new evidence on the
236 importance of implementing interdisciplinary approaches to address conflicts involving raptors as the
237 main aerial predators and scavengers in terrestrial systems. These approaches, considering the
238 multiplicity of socio-ecological factors that interact in human-raptor relationships, increase our ability to

239 inform decision-making and implementation of management measures, therefore, they are essential if we
240 are to develop and implement effective conservation policies for these species in the Anthropocene.

241 **Key words:** coexistence, detriments, ecosystem services, governance, human-predator conflict, human-
242 wildlife conflict, interdisciplinarity, raptors, tolerance.

243 **Agradecimientos**

244 Agradezco a todos los encuestados que hicieron posible, con su participación, la obtención de datos para
245 tres de los cuatro capítulos de esta tesis. Entre ellos están los expertos en conservación de rapaces de
246 diferentes países, habitantes de la Región del Guavio en los Andes Orientales de Colombia y habitantes
247 de los Andes Centrales de Colombia y los Andes de Ecuador. CORPOGUAVIO por apoyar y financiar
248 durante cinco años (entre 2014 y 2018) diferentes actividades y proyectos en los cuales se obtuvo gran
249 parte de los datos de la Región del Guavio, en los Andes Orientales de Colombia. CONICET por
250 otorgarme una beca doctoral por medio de la cual fue posible llevar a cabo la presente tesis. El Fondo
251 Peregrino por financiar las actividades de campo realizadas en los diferentes países y apoyar el desarrollo
252 de esta tesis, especialmente al Programa de Ciencia Neotropical y su director Dr. Hernán Vargas por todo
253 su apoyo durante las diferentes fases del desarrollo de la tesis. La Fundación Cóndor Andino por apoyar
254 técnica y económicamente el trabajo desarrollado en Ecuador. I.M. Luque Romero, A.S. Costan, M.S.
255 Liébana muy amablemente participaron de un estudio piloto de la entrevista a expertos y M. Jais
256 voluntariamente compartió dicha encuesta en su sitio web “European Raptors: Biology and
257 Conservation”. El equipo de Black-and-chestnut Eagle Project South America, especialmente a: S. Kohn,
258 J.S. Restrepo-Cardona, E.C. Gaitan-López, T. Rivas-Fuenzalida y F. Narváez por su apoyo. D. Ceballos,
259 S. González, D. Arias-Hermida, L. Calapi, J. Muñoz, A. Salazar y A. Recalde, A. Vilte, R. Aráoz, y C.
260 López quienes apoyaron el trabajo de escritorio y/o de campo. CORPOGUAVIO, CAM and
261 CORTOLIMA y la Secretaría de Fauna de la Provincia de Jujuy por autorizar la captura e instalación de
262 transmisores GPS al interior de sus jurisdicciones. MILSAR por donar dos transmisores GPS con
263 descarga de datos ilimitada y ECOTONE Telemetry por donar un transmisor con un año de descarga de
264 datos. Aves Argentinas/BirdLife apoyó financieramente los costos de descarga de datos de dos
265 transmisores durante cuatro años. La Asociación Respira Macizo por apoyar el trabajo de campo en San
266 Agustín, departamento del Huila, Colombia. Fundación ALTROPICO por apoyar el trabajo de campo en

267 Tulcán, provincia de Carchi, Ecuador. EL Refugio de Intag, el gobierno local de Pimampiro, el Consejo
268 Consultivo Local de Educación Ambiental (CCLEA) y Aves y Conservación por apoyar el trabajo de
269 campo en la provincia de Imbabura, Ecuador.

270 A todos los integrantes del Colaboratorio de Biodiversidad, Ecología y Conservación (ColBEC) por
271 todos sus consejos y recomendaciones para sacar adelante este trabajo y también por su amabilidad,
272 compañerismo y amistad durante el transcurso del doctorado y años venideros.

273 A Gonzalo Ignazi por capturar con su lente y creatividad la gran belleza del Águila Poma y permitirme
274 el uso de algunas de sus fotos para ilustrar esta tesis.

275 A mi director por todo su apoyo durante las diferentes fases del trabajo, su gran capacidad de dialogo
276 nos permitió transitar de la mejor manera los desconocidos caminos de la interdisciplinariedad lo cual
277 fue fundamental para llevar a cabo este trabajo con éxito.

278 A mi familia, especialmente mis padres y mi hermana, y amigos por estar atentos y esperar pacientes el
279 paso del tiempo, confiando en que algún día podría darles la noticia que estaba por fin terminando mis
280 estudios de doctorado exitosamente.

281 A mi esposa y a mis dos hijos por su paciencia, sacrificio y acompañamiento durante esta aventura de
282 realizar mis estudios de doctorado en un país extranjero.

283 Finalmente quiero agradecer a la Argentina, un país que junto con mi familia aprendimos a querer y
284 valorar a pesar de las adversidades que pueden existir. Gracias por apoyar mis estudios de doctorado con
285 una beca del CONICET y sobre todo por acogerme, a mí y a mi familia, darme un hijo colombo-argentino
286 y un amigo canino.

287 **Introducción general**

288 Los seres humanos se benefician de procesos/servicios que proveen los depredadores y carroñeros en los
289 ecosistemas, sin embargo, al mismo tiempo pueden sufrir conflictos/perjuicios de estos. Dentro de los
290 procesos/servicios recibidos se encuentran los servicios de regulación, soporte y provisión de beneficios
291 materiales e inmateriales (Díaz et al., 2018; Gilbert et al., 2021; Lozano et al., 2019; O'Bryan et al.,
292 2018). Mientras que dentro de los conflictos/perjuicios se encuentran los conflictos humano-depredador
293 o humano-carroñero (*e.g.* pérdidas causadas por estas especies en animales domésticos, recursos
294 cinegéticos o animales mascota) y los conflictos humano-humano (*e.g.* controversias entre grupos de
295 actores sociales sobre medidas de manejo de depredadores y carroñeros silvestres) (Gilbert et al., 2021;
296 Lozano et al., 2019). Por lo tanto, para una conservación efectiva de depredadores y carroñeros deberían
297 aplicarse enfoques interdisciplinarios que consideren tanto los procesos/servicios como los
298 conflictos/perjuicios que los humanos recibimos de estos animales.

299 A pesar de que diferentes estudios han generado o sintetizado evidencia científica interdisciplinaria (*i.e.*
300 social y ecológica) para mamíferos terrestres (Expósito-Granados et al., 2019; Kansky et al., 2016;
301 Lozano et al., 2019), existe muy poca investigación interdisciplinaria sobre los grupos de depredadores
302 y carroñeros voladores como las aves rapaces (Canney et al., 2021). Para los mamíferos (*i.e.* herbívoros,
303 depredadores y carroñeros terrestres) la evidencia científica publicada actualmente apunta a que son
304 especies que proveen más conflictos/perjuicios que procesos/servicios a los humanos (Expósito-
305 Granados et al., 2019; Kansky and Knight, 2014; Lozano et al., 2019). En contraste, si bien la información
306 existente para las aves rapaces es escasa, existe la idea predominante de que las rapaces proveen más
307 procesos/servicios que conflictos/perjuicios a los humanos (ver Donázar et al., 2016; Lambertucci et al.,
308 2021). No obstante, en la actualidad, no existe evidencia científica cuantitativa que apoye dicha
309 tendencia. Por lo tanto, es necesario generar nueva evidencia que nos permita entender mejor las
310 relaciones humano-rapaces (*e.g.* conflictos, perjuicios, procesos y servicios ecosistémicos, entre otras)

311 para mejorar nuestra capacidad de informar las prácticas de conservación, la toma de decisiones e
312 implementación de medidas de manejo de estos depredadores y carroñeros voladores.

313 El enfoque de los sistemas socio-ecológicos permite combinar información de diferentes fuentes para
314 explicar fenómenos que vinculan la sociedad y los ecosistemas de una manera más holística (Carter et
315 al., 2019; Lischka et al., 2018). Por lo tanto, este enfoque permite tener una idea mucho más realista de
316 problemas de conservación o situaciones del mundo real, que no son fáciles de entender desde enfoques
317 convencionales que intentan explicar fenómenos naturales y sociales de manera más simplista. Es así
318 como, a través de este enfoque, es posible combinar información en un amplio espectro de ciencias y
319 disciplinas que van desde atributos ecológicos (*e.g.* individuo de una especie silvestre, población,
320 comunidad y hasta el ecosistema) hasta atributos sociales (*e.g.* personas, grupos de actores, instituciones,
321 y hasta la sociedad) (Lischka et al., 2018). Además, es posible también considerar interacciones socio-
322 ecológicas entre los diferentes atributos, que pueden estar influenciado el sistema (*e.g.* ataques de los
323 depredadores silvestres a los humanos y sus sistemas de producción agropecuarios o modificación de
324 atributos ecológicos por parte de los humanos; Carter et al., 2019; Lischka et al., 2018). En resumen, el
325 enfoque de los sistemas socio-ecológicos es flexible a la vez que permite considerar diferentes grados de
326 complejidad dependiendo de la cantidad de conocimiento que se tiene del sistema de estudio. Todo esto
327 hace que sea un enfoque interdisciplinario muy atractivo para estudiar fenómenos complejos como las
328 relaciones humano-depredador y humano-carroñero, con especies como las aves rapaces, para las cuáles
329 se desconocen muchos aspectos básicos (Buechley et al., 2019).

330 Actualmente se conoce muy poco sobre las relaciones humano-rapaces en diferentes contextos socio-
331 ecológicos. Algunos aspectos básicos sobre estas interacciones, que sería de gran relevancia comprender
332 mejor (considerando la evidencia que existe actualmente para carnívoros terrestres), son cómo: *i*) los
333 expertos en conservación de rapaces usan conocimiento interdisciplinario para el manejo de estas
334 especies en ambientes antropizados (Expósito-Granados et al., 2019; Lute et al., 2020, 2018), *ii*) la

335 distribución espacial y los diferentes atributos del paisaje influencia las relaciones humano-*rapaces* (Behr
336 et al., 2017; Struebig et al., 2018; Teixeira et al., 2020), y *iii*) los diferentes enfoques de gobernanza
337 ambiental (*e.g.* la gobernanza de arriba hacia abajo basada principalmente en directrices y leyes
338 gubernamentales o la gobernanza de abajo hacia arriba basada en procesos comunitarios locales) pueden
339 estar influyendo estas relaciones positivas o negativas (Redpath et al., 2017; Salvatori et al., 2021, 2020;
340 Treves et al., 2017). La evidencia que existe para *carnívoros terrestres*, por ejemplo, muestra que el
341 conocimiento de los expertos está sesgado hacia los conflictos/*perjuicios* en vez hacia los
342 procesos/*servicios* del ecosistema. Por lo que se ha sugerido que esto podría estar generando obstáculos
343 al momento de fomentar la coexistencia entre humanos y *depredadores terrestres* (Expósito-Granados et
344 al., 2019; Kansky and Knight, 2014; Lozano et al., 2019). Por otra parte, en zonas más boscosas existe
345 una mayor probabilidad de que ocurran conflictos humano-*depredador* y, por ende, persecución humana
346 de estas especies (Struebig et al., 2018; Teixeira et al., 2020). Adicionalmente, enfoques de gobernanza
347 poco participativos pueden estar influenciando negativamente los conflictos humano-*depredador* en
348 escalas geográficas amplias (Redpath et al., 2017), así como las contribuciones percibidas de los
349 *depredadores* (*i.e.* percepción sobre los posibles beneficios o *perjuicios* que ocasiona a los humanos;
350 Broekhuis et al., 2020; Kansky et al., 2016; Kansky and Knight, 2014; Struebig et al., 2018) y los
351 *perjuicios reales* de los *depredadores* (*i.e.* *perjuicios materiales* recibidos por los pobladores; Inskip and
352 Zimmermann, 2009; Zimmermann et al., 2010). Por lo que entender cómo estos factores socio-ecológicos
353 pueden estar influyendo en las relaciones humano-*rapaces* podría ayudar en el manejo de
354 procesos/*servicios* claves del ecosistema que todavía proveen estos *depredadores* y *carroñeros voladores*.
355 Al mismo tiempo, esto podría ayudar a informar la toma de decisiones para mitigar conflictos/*perjuicios*
356 que amenazan la conservación de muchas especies de *rapaces* que se encuentran al borde de la extinción
357 (McClure et al., 2018).

358 El Águila Poma (*Spizaetus isidori*), por ejemplo, es el principal depredador volador de los Bosques
359 Montanos Andinos tropicales y subtropicales de Suramérica (Ferguson-Lees and Christie, 2001). Dado
360 que los depredadores son piezas fundamentales de los ecosistemas al estructurar las comunidades tróficas
361 (Sergio et al., 2005), es esperable que esta especie genere contribuciones importantes para estos
362 ecosistemas y las personas que allí habitan (*e.g.* Sekercioglu, 2006). Sin embargo, ésta especie también
363 es una de las rapaces grandes menos conocidas del mundo (Buechley et al., 2019) y se encuentra en la
364 categoría ‘En Peligro’ de extinción a nivel global por lo que es urgente tomar medidas específicas para
365 su conservación (BirdLife International, 2021). Esta especie se distribuye en gran parte de la cordillera
366 de los Andes en Suramérica, desde Colombia y Venezuela hasta el norte de Argentina (Ferguson-Lees
367 and Christie, 2001) estando sus poblaciones influenciadas por una gran multiplicidad de factores sociales
368 y ecológicos.

369 La especie se ve afectada por un conflicto humano-depredador complejo de manejar (Echeverry-Galvis
370 et al., 2014). Dicho conflicto podría estar siendo retroalimentado por la pérdida y fragmentación del
371 hábitat nativo (mayor intrusión humana y menos hábitat para el águila), la cacería de especies silvestres
372 presas del águila por parte de los humanos y disputas entre humanos (*i.e.* conflictos humano-humano)
373 sobre las medidas que deben ser tomadas para manejar la especie (Restrepo-Cardona et al., 2020, 2019;
374 Zuluaga and Echeverry-galvis, 2016). Por todo esto, el Águila Poma puede ser considerada un excelente
375 modelo de estudio para entender cómo diferentes factores socio-ecológicos (*i.e.* diferentes atributos
376 sociales y ecológicos; Lischka et al., 2018) afectan las relaciones humano-rapaces en hábitats altamente
377 fragmentados y antrópizados de los Andes tropicales y subtropicales de Suramérica. Conocimiento que
378 a su vez podría ser usado para informar la toma de medidas de conservación específicas, en una amplia
379 gama de condiciones sociales y ecológicas, para una especie que requiere de éstas urgentemente
380 (BirdLife International, 2021).

381

382 **Objetivos**

383 **General**

384 Conocer los factores socio-ecológicos que determinan el conflicto humano-rapaces, evaluando la
385 situación del Águila Poma a lo largo de su distribución, con el fin de proponer medidas específicas de
386 conservación.

387 **Particulares**

- 388 • El primer objetivo, abordado en el Capítulo 1, es evaluar los puntos de vista de los expertos en
389 conservación de rapaces sobre los principales procesos/servicios ecosistémicos y
390 conflictos/perjuicios que proveen las rapaces al hombre y conocer las principales estrategias que
391 los expertos consideran efectivas para un manejo eficiente de las poblaciones de rapaces silvestres
392 que permitan su conservación a largo plazo.
- 393 • El segundo objetivo, abordado en el Capítulo 2, es evaluar el tamaño del rango de acción, la
394 mortalidad y la selección del hábitat en juveniles de Águila Poma durante su dispersión natal en
395 paisajes de Bosques Montanos Andinos tropicales y subtropicales fragmentados.
- 396 • El tercer objetivo, abordado en el Capítulo 3, es examinar el contexto socio-ecológico que
397 exacerba el conflicto humano-águila (*i.e.* contexto socio-ecológico que influye en la baja
398 tolerancia de los habitantes locales hacia la depredación de aves domésticas por el Águila Poma),
399 en comunidades rurales de los Andes orientales de Colombia.
- 400 • El cuarto objetivo, abordado en el Capítulo 4, es comprender cómo las contribuciones percibidas
401 del Águila Poma, los perjuicios reales, la gestión local de arriba hacia abajo y la gobernanza a
402 nivel de país afectan el conflicto humano-depredador tope con esta especie en el Neotrópico.

403 **Metodología general**

404 **Especies de estudio**

405 Las aves rapaces se consideran un grupo parafilético de 557 especies de aves que pertenecen a los órdenes
406 Accipitriformes, Falconiformes, Cathartiformes y Strigiformes que comparten varios rasgos
407 morfológicos y ecológicos y se encuentran distribuidas por todos los continentes a excepción de la
408 Antártida (Ferguson-Lees and Christie, 2001; McClure et al., 2018). Las rapaces pueden habitar una
409 amplia gama de lugares, desde bosques prístinos hasta ecosistemas urbanos, o incluso migrar cruzando
410 el mar entre continentes y por lo tanto manteniendo vínculos activos entre ecosistemas de toda la tierra
411 (Lundberg and Moberg, 2003; Sekercioglu, 2006). Existen al menos cuatro grupos de rapaces bien
412 diferenciados, estos son: *buitres y cóndores*, *gavilanes y águilas*, *búhos y lechuzas* y *halcones* (McClure
413 et al., 2018). Buitres y cóndores (*en adelante* buitres; están distribuidos entre los órdenes Accipitriformes
414 y Cathartiformes) son carroñeros especializados y, por lo tanto, están involucrados en la eliminación de
415 residuos orgánicos. (Grilli et al., 2019). Gavilanes, águilas (Accipitriformes) y halcones (Falconiformes)
416 están especializados para capturar presas vivas en el día y, por lo tanto, pueden controlar especies que
417 causan daños agrícolas y especies que causan daños, enfermedades o incluso la muerte a los humanos
418 (Kross et al., 2018; Muñoz-Pedrerros et al., 2016). Búhos y lechuzas (Strigiformes) están especializados
419 en la captura de presas durante la noche y, por lo tanto, también pueden aumentar la producción agrícola
420 y reducir las especies que causan daños, enfermedades o la muerte a los humanos (O'Bryan et al., 2018).
421 Aunque, algunas rapaces diurnas (como gavilanes y águilas) pueden ser carroñeras facultativas (*i.e.*
422 pueden capturar presas vivas o alimentarse de carroña), por su parte los buitres pueden ocasionalmente
423 herir o matar al ganado joven y, por lo tanto, surgen conflictos humano-buitre y posteriormente conflictos
424 humano-humanos (Duriez et al., 2019; Zuluaga et al., 2020b). Algunas especies de gavilanes, águilas y
425 halcones también puede alimentarse de ganado, mascotas o especies cinegéticas (Miranda et al., 2021b;
426 Restrepo-Cardona et al., 2019; Valkama et al., 2005) y subsecuentemente surgen conflictos humano-

427 rapaces y conflictos humano-humano (Hodgson et al., 2019, 2018; Redpath et al., 2013; Thirgood et al.,
428 2000).

429 El Águila Poma (Figura 1), en particular, es un depredador central que se alimenta a partir de presas que
430 caza alrededor de su territorio de anidación (Lehmann, 1959). Sus principales presas son mamíferos
431 pequeños y medianos (de los géneros *Sciurus*, *Bradypus*, *Choloepus*, *Lagothrix*, *Sapajus*, *Aotus*, *Potos*,
432 *Nasuella*, *Nasua*, entre otros), aves silvestres (de los géneros *Chamaepetes*, *Penelope*, *Ortalis*, entre
433 otras), algunos reptiles (*e.g. Chironius monticola*) y aves domésticas (Restrepo-Cardona et al., 2019). Se
434 ha estimado que las parejas territoriales tienen un rango de acción de entre 50 y 100 km² (Thiollay, 1991),
435 aunque el área central (*i.e.* el área más frecuentemente usada) puede ser de solo 3 km² (datos no
436 publicados). Cada intento de reproducción toma casi diez meses, incluida la incubación de un huevo
437 durante aproximadamente 50 días y al menos ocho meses de dependencia juvenil (tiempo en el que los
438 juveniles permanecen en cercanías del nido y dependen de la alimentación que les proveen sus padres;
439 Zuluaga et al., 2018). A pesar de que esta especie es una de las rapaces menos conocidas del mundo
440 (Buechley et al., 2019), datos recientes indican que esta águila puede intentar reproducirse cada año,
441 aunque a largo plazo tiene una productividad por pareja de alrededor de 0,5 polluelos por año (datos no
442 publicados). Una vez que los juveniles de Águila Poma son independientes comienzan a cazar especies
443 silvestres y domésticas a medida que realizan la dispersión natal (datos no publicados). Las presas
444 domésticas son principalmente aves de corral, por lo tanto, los juveniles así como los adultos de la especie
445 pueden ser percibidos como perjudiciales y tener una alta probabilidad de ser cazados (Restrepo-Cardona
446 et al., 2020). De esta manera, alimentándose de especies domésticas, la especie parece tolerar los efectos
447 sobre la disponibilidad de presas que genera un cierto nivel de fragmentación del hábitat, sin embargo,
448 esto exacerba el conflicto humano-águila haciendo que tanto los juveniles como los adultos enfrenten
449 una mayor persecución humana en ambientes fragmentados (Restrepo-Cardona et al., 2020, 2019;
450 Zuluaga et al., 2021a).



451 **Figura 1. Especie de estudio.** Hembra adulta de Águila Poma (*Spizaetus isidori*) entregando una Mono Maicero (*Sapajus*
452 *apella*) a un pichón de 1.5 meses de edad en San Agustín-Huila, Colombia. El Mono Maicero, es conocido en algunas zonas
453 de Colombia cómo una especie perjudicial para el cultivo de maíz. Foto: Gonzalo Ignazi

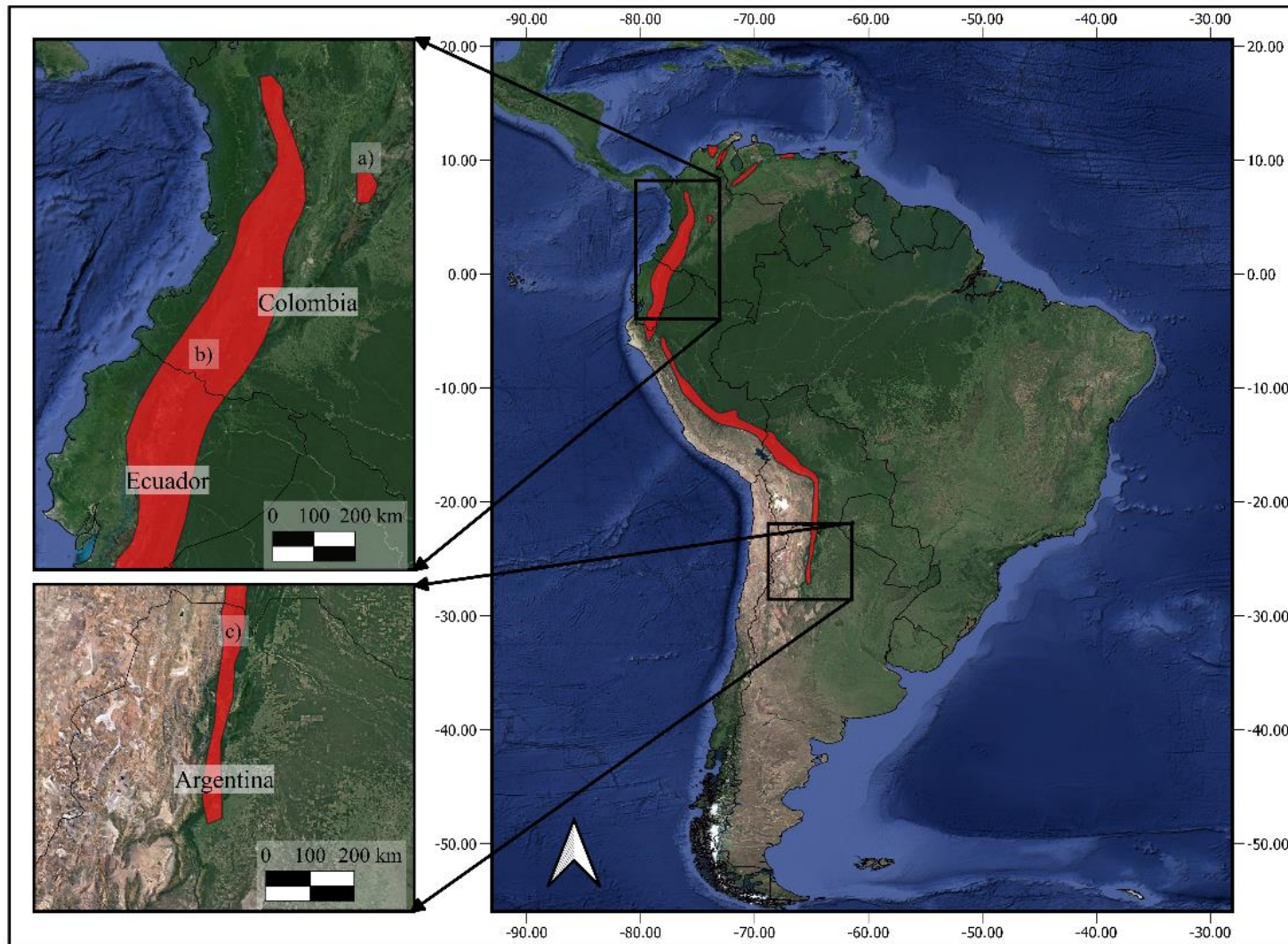
454 **Área de estudio**

455 El ámbito geográfico del primer objetivo particular es global (ver Capítulo 1). El área de estudio de los
456 demás objetivos particulares (*i.e.* segundo, tercero y cuarto) es Suramérica, entre el rango latitudinal 5,8°
457 N y 24,3° S y rango de elevación entre los ~500 y ~3500 metros sobre el nivel del mar (Figura 2). En
458 esta área, al menos 50 nidos de Águila Poma han sido localizados y monitoreados (principalmente en
459 Colombia, Ecuador, Perú y Argentina) durante la última década como parte de la Proyecto Águila Inca
460 Suramérica (Datos no publicados; [https://www.researchgate.net/project/Black-and-chestnut-Eagle-](https://www.researchgate.net/project/Black-and-chestnut-Eagle-Project-South-America)
461 [Project-South-America](https://www.researchgate.net/project/Black-and-chestnut-Eagle-Project-South-America)). Dependiendo de cada objetivo particular seleccionamos las siguientes áreas:

462 Para evaluar el rango de acción, mortalidad y selección de hábitat del Águila Poma durante la dispersión
463 natal, con el fin de entender como la fragmentación del hábitat puede afectar las contribuciones de la
464 especie a las personas y el ecosistema (ver Capítulo 2), capturamos y equipamos con transmisores
465 GPS/GSM juveniles de menos de 12 semanas de edad (edad a la que comienzan a realizar sus primeros
466 vuelos) en cuatro nidos: tres en Colombia y uno en Argentina. Los nidos seleccionados para llevar a cabo
467 este estudio se encuentran dentro de tres poblaciones de Águila Poma, bajo factores de estrés antrópicos
468 similares (*e.g.* pérdida de hábitat, conflicto humano-águila, cacería y tráfico de vida silvestre), con
469 algunas ligeras diferencias (ver Capítulo 4). Los nidos en Colombia se encuentran en los departamentos
470 de Cundinamarca (Andes Orientales; Figura 2a), Tolima y Huila (Andes Centrales; Figura 2b), mientras
471 que el nido en Argentina se encuentra en la provincia de Jujuy (Aráoz et al., 2017; Figura 2c).

472 Para examinar los factores socio-ecológicos que afectan la tolerancia de los habitantes locales hacia el
473 Águila Poma en comunidades rurales de los Andes orientales de Colombia (ver Capítulo 3; Figura 2a),
474 seleccionamos un área de estudio al interior de la Región del Guavio en el oriente de Cundinamarca.
475 Dicha área cubre seis municipios ubicados entre 1000 y 3000 metros de elevación en un área de
476 aproximadamente 2000 km². Allí realizamos encuestas en 20 comunidades rurales (denominadas veredas
477 en la división administrativa de Colombia) con presencia confirmada del Águila Poma y/o conflicto
478 humano-águila y obtuvimos un total de 172 encuestas.

479 Para analizar cómo las contribuciones del Águila Poma a las personas (percibidas y reales) y la
480 gobernanza (nacional y local) afectan al conflicto humano-Águila Poma, con el fin de evaluar las
481 oportunidades para avanzar hacia la conservación de este depredador tope (ver Capítulo 4), encuestamos
482 todas las personas posibles alrededor de 27 sitios de anidación conocidos en Colombia y Ecuador. Las
483 entrevistas se realizaron alrededor de seis nidos en los Andes central y occidental de Colombia y
484 alrededor de 21 nidos en el norte y centro de los Andes de Ecuador (Figura 2b)



485 **Figura 2. Área de estudio general.** Distribución del Águila Poma (*Spizaetus isidori*) en América del Sur (Polígono en color rojo; descargado de <http://www.birdlife.org>).

486 Las diferentes subpoblaciones estudiadas son mostradas: **a)** población de los Andes Orientales de Colombia; **b)** población de los Andes Centrales y Occidentales de

487 Colombia y los Andes de Ecuador; y **c)** población del límite sur de la distribución de especies en el Noroeste de Argentina.

488

489 **Capítulo 1: “Evaluación de los puntos de vista de los expertos sobre las**
490 **contribuciones de las rapaces al hombre”**

491

492



493 **Introducción**

494 Los depredadores y carroñeros silvestres son especies conectadas de manera contradictoria con la
495 sociedad a partir de procesos/servicios ecosistémicos y conflictos/perjuicios (Gilbert et al., 2021;
496 Morales-Reyes et al., 2018). Mientras los servicios satisfacen actividades socialmente valoradas (*e.g.*
497 turismo relacionado con la vida silvestre, control de especies plaga o eliminación de desechos orgánicos),
498 los conflictos surgen cuando otras actividades también socialmente valoradas interfieren con la
499 conservación de depredadores y carroñeros (*e.g.* daños al ganado o miedo de las personas a sufrir daños
500 al ganado o ellos mismos) (Lozano et al., 2019). A pesar de que puede existir un compromiso entre
501 procesos/servicios ecosistémicos y los conflictos/perjuicios recibidos por las personas, en general los
502 conflictos/perjuicios ocurren en áreas geográficas y actores más acotados, mientras que los
503 procesos/servicios ecosistémicos generalmente se distribuyen de manera más homogénea en escalas
504 geográficas más grandes y pueden influenciar positivamente a la sociedad en su conjunto incluso sin ser
505 percibidos por todos los actores (Ceașu et al., 2019; Díaz et al., 2018).

506 En las últimas dos décadas, con el aumento de la interdisciplinariedad en la investigación de las
507 relaciones humano-vida silvestre, se han propuesto varios enfoques para integrar los procesos/servicios
508 ecosistémicos y conflictos/perjuicios que provee la vida silvestre a las personas. Actualmente, se han
509 realizado estudios con relación a esto para algunos grupos de mamíferos terrestres (Expósito-Granados
510 et al., 2019; Lozano et al., 2019; Pascual-Rico et al., 2021, 2020), sin embargo, en otros grupos de
511 animales que también proveen conflictos/perjuicios a los humanos (como los grandes reptiles y las
512 rapaces) estos aspectos aún permanecen poco evaluados. Esta situación limita nuestra capacidad para
513 proporcionar respuestas a tiempo y opciones de manejo adecuadas, especialmente en los casos en que las
514 especies se encuentran al borde de la extinción (como le ocurre a muchos buitres y algunas águilas;
515 McClure et al., 2018).

516 Los humanos con frecuencia se benefician de los procesos/servicios ecosistémicos provistos por los
517 depredadores y carroñeros voladores como las rapaces, al mismo tiempo que reciben o perciben
518 conflictos/perjuicios de éstos (Arroyo et al., 2004; Donázar et al., 2016; Kenward, 1999; O’Bryan et al.,
519 2018). Actualmente, muchas especies de rapaces, que proporcionan procesos/servicios ecosistémicos
520 claves a los humanos (O’Bryan et al., 2018; Sekercioglu, 2006; Zuluaga et al., 2022), están amenazadas
521 por conflictos humano-rapaces que las están llevando al borde de la extinción (Arroyo et al., 2004;
522 Kenward, 1999; McClure et al., 2018). Sin embargo, las contribuciones tanto positivas como negativas
523 de las rapaces al hombre han sido poco estudiadas desde un enfoque interdisciplinario. Por lo tanto,
524 necesitamos comprender mejor dichas interacciones para realizar un manejo interdisciplinario de los
525 procesos/servicios ecosistémicos y los conflictos/perjuicios de las rapaces, a fin de mantener poblaciones
526 viables de estas especies y los procesos/servicios claves que prestan en los ecosistemas (Ceaşu et al.,
527 2019; O’Bryan et al., 2018).

528 La incapacidad para comprender y manejar adecuadamente los conflictos/perjuicios proporcionados por
529 las rapaces podría tener consecuencias negativas para los servicios claves que actualmente mantienen
530 estas especies (Ceaşu et al., 2019; Michel et al., 2020; Zuluaga et al., 2022). Tradicionalmente, las
531 soluciones propuestas para abordar los conflictos/perjuicios (percibidos o reales) causados por las
532 rapaces a las personas han sido basadas en estudios ecológicos (Canney et al., 2021) y la responsabilidad
533 de conservar estas especies se ha delegado principalmente en las autoridades gubernamentales
534 encargadas de la protección del ambiente y la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, estas
535 soluciones propuestas desde la ecología y las medidas impuestas desde los gobierno pueden no ser
536 suficiente en el largo plazo, ya que algunos actores podrían percibir las como injustas, sesgadas, basadas
537 en información errónea o considerar que los costos que sufren no se consideran (y en consecuencia se
538 pueden generar conflictos humano-humano; *ver* Redpath et al., 2013).

539 Los conflictos humano-rapaces son variados ya que pueden ocurrir en diferentes contextos socio-
540 ecológicos e involucrar diferentes actores y especies de rapaces como buitres (Manzano-García et al.,
541 2017; Salom et al., 2021; Zuluaga et al., 2020b, 2020a), gavilanes, águilas, halcones, búhos y lechuzas
542 (Hodgson et al., 2019, 2018; Redpath and Thirgood, 2009; Thirgood and Redpath, 2008; Valkama et al.,
543 2005). Por lo tanto, la participación de todos los actores y la cogestión entre estos parecen necesarias
544 para garantizar soluciones de conservación exitosas a mediano y largo plazo. Esto ya ha sido sugerido
545 antes para otros grupos de animales silvestres (Carter et al., 2019; Ceașu et al., 2019; Lischka et al.,
546 2018; Lozano et al., 2019), sin embargo, en la conservación de rapaces silvestres todavía es poco o que
547 se ha avanzado respecto a esto.

548 En la actualidad, dada la complejidad de los problemas ambientales y sus posibles soluciones, se necesita
549 un conocimiento experto interdisciplinario para construir el mayor consenso posible entre los actores en
550 torno a las posibles soluciones para manejar conflictos de conservación (Sutherland et al., 2020). Por
551 ejemplo, la evidencia recogida hasta la fecha para el caso de carnívoros terrestres y ungulados, muestra
552 que la evidencia científica interdisciplinaria generada para estas especies esta sesgada hacia los
553 conflictos/perjuicios mientras que abordajes ecológicos centrados en los procesos/servicios
554 ecosistémicos prestados por estos grupos son mucho más escasos (Lozano et al., 2019; Pascual-Rico et
555 al., 2021, 2020). Este sesgo, por lo tanto, influye en las medidas de manejo que se están tomando para
556 el manejo y la conservación de estas especies en ecosistemas antrópicos (Pascual-Rico et al., 2021).
557 Por lo tanto, tener un conocimiento científico balanceado sobre los procesos/servicios ecosistémicos y
558 los conflictos/perjuicios asociados a las rapaces es importante para los expertos en conservación, ya que
559 el éxito de las estrategias de manejo aplicadas en el campo depende en gran medida de la aplicación de
560 dicho conocimiento.

561 Aunque los estudios que intentan integrar los procesos/servicios ecosistémicos y conflictos/perjuicios
562 que proveen las rapaces al hombre son muy escasos, existe la idea predominante en estos estudios que

563 las rapaces proporcionan más procesos/servicios ecosistémicos que conflictos/perjuicios (*e.g.* Donázar
564 et al., 2016; Lambertucci et al., 2021). Actualmente, hasta donde sabemos, no existen revisiones
565 sistemáticas de los procesos/servicios ecosistémicos y los conflictos/perjuicios proporcionados por las
566 rapaces al hombre que aporte evidencia concluyente respecto a esta idea. Históricamente, los expertos
567 en conservación de rapaces han abordado los problemas de conservación de estas especies en base a
568 aproximaciones meramente ecológicas (*i.e.* sin tener en cuenta factores sociales o culturales; Canney et
569 al., 2021), por lo que dicha idea podría ser el resultado de un sesgo disciplinario hacia la ecología y no
570 el resultado de investigación socio-ecológica rigurosa. Determinar si esto es una tendencia también en
571 los puntos de vista de los expertos en la conservación de rapaces es fundamental para fortalecer la
572 investigación, así como las políticas y prácticas de conservación de las rapaces silvestres. Por lo tanto,
573 en el presente trabajo, nuestros objetivos específicos fueron: *i)* evaluar los puntos de vista de los expertos
574 en conservación de rapaces sobre los principales procesos/servicios ecosistémicos y conflictos/perjuicios
575 que proveen las rapaces al hombre y *ii)* conocer las principales estrategias que los expertos consideran
576 efectivas para un manejo eficiente de las poblaciones de rapaces silvestres que permitan su conservación
577 a largo plazo.

578 Considerando los diferentes hábitos y roles ecológicos de las diversas especies de rapaces en los
579 ecosistemas (Ferguson-Lees and Christie, 2001; McClure et al., 2018), esperamos encontrar diferencias
580 entre los puntos de vista de los expertos respecto a los procesos/servicios ecosistémicos y
581 conflictos/perjuicios entre los diferentes grupos de rapaces (*i.e.* *buitres, gavilanes y águilas, búhos y*
582 *lechuzas y halcones*). También, teniendo en cuenta que los conflictos/perjuicios que provee la vida
583 silvestre a los humanos son influenciados por contextos socio-ecológicos particulares y por lo tanto
584 pueden ocurrir en áreas geográficas acotadas e involucrar diferentes actores y especies de rapaces
585 (Arroyo et al., 2004; Donázar et al., 2016; Rollins and Carroll, 2001; Santangeli et al., 2019; Schroeder
586 and Baydack, 2001; Valkama et al., 2005; Zuluaga et al., 2021b) esperamos encontrar puntos de vista

587 diferentes entre los expertos sobre conflictos/perjuicios específicos de las rapaces respecto a su lugar de
588 residencia (*e.g.* Europa vs. Norteamérica o Norte Global vs. Sur Global). Además, probaremos la
589 siguiente hipótesis:

590 **1. Los puntos de vista de los expertos en conservación de rapaces tienen un sesgo disciplinario.**

591 Históricamente, los expertos en conservación de rapaces han abordado los problemas de conservación
592 de estas especies basados principalmente en aproximaciones ecológicas, sin tener en cuenta factores
593 socio-culturales (Canney et al., 2021). Probablemente, como consecuencia de esto, en estudios de síntesis
594 de literatura (no sistemáticos) recientemente publicados, existe la idea predominante que las rapaces
595 proporcionan más procesos/servicios ecosistémicos que conflictos/perjuicios (ver Donázar et al., 2016;
596 Lambertucci et al., 2021; Michel et al., 2020). Por lo tanto, debido a esta tendencia por parte de los
597 expertos, de explicar los problemas de conservación de rapaces silvestres basados en meramente en
598 aspectos ecológicos, predecimos que sus puntos de vista tenderán a aceptar en mayor medida la existencia
599 de procesos/servicios ecosistémicos y en menor medida la existencia de conflictos/perjuicios de las
600 rapaces a los humanos.

601 **Materiales y métodos**

602 *Colecta de datos*

603 Entre el 30 de septiembre de 2019 y el 30 de enero de 2020, realizamos una encuesta virtual a expertos
604 en conservación de rapaces. Esta incluyó preguntas sobre procesos/servicios ecosistémicos (Tabla 1.1),
605 conflictos/perjuicios (Tabla 1.2) y estrategias para manejar poblaciones de rapaces silvestres (Tabla 1.3).
606 La encuesta se alojó en Google formularios (<https://docs.google.com/forms>). Toda la encuesta fue
607 realizada en inglés para mejorar la accesibilidad al máximo número de expertos en conservación de
608 rapaces alrededor del mundo.

609 Debido a que anticipamos diferencias entre grupos de rapaces, hicimos cuatro encuestas separadas, una
610 para cada uno de los principales grupos de especies. Los grupos considerados fueron los siguientes:
611 *gavilanes y águilas, buitres, búhos y lechuzas y halcones* (McClure et al., 2018). Cada encuesta mantuvo
612 las mismas preguntas, incluyendo solo el cambio en el nombre del grupo de rapaces. El 30 de septiembre
613 de 2019, enviamos las encuestas al grupo de discusión electrónico 'Raptor Conservation' del Grupo de
614 Trabajo Mundial sobre Aves de Presa y Búhos (WWGBP, por sus siglas en inglés). 'Raptor Conservation'
615 es un grupo de discusión virtual que promueve las comunicaciones entre los profesionales que trabajan
616 en ecología, biología, medicina y conservación de rapaces. Este Grupo incluye aproximadamente 1300
617 suscriptores (de sus ~3000 miembros en todo el mundo; <http://www.raptors-international.org/>). Nuestro
618 grupo objetivo fue expertos que trabajan específicamente en la conservación de rapaces. Por lo tanto,
619 utilizando un muestreo de conveniencia (Lute et al., 2018) donde pedimos a los participantes que
620 recibieron la invitación para que llenaran la encuesta, luego la compartieran con sus colegas a través de
621 redes regionales de conservación de rapaces en todo el mundo. En todos los casos, los estándares éticos
622 de las encuestas sociales se cumplieron informando a los encuestados que su participación era voluntaria
623 y que garantizaríamos su anonimato.

624

625 **Tabla 1.1.** Categorías de procesos/servicios ecosistémicos involucrando rapaces. Clasificación basada en Díaz et al., (2018).

Categoría de procesos/ servicios	Subcategoría	Ejemplo	Referencias bibliográficas
Material	Materiales, compañía y trabajo	Proporcionar materiales para actividades artesanales o culturales tradicionales	(Bochenski et al., 2016; Williams et al., 2012)
	Experiencias físicas y psicológicas	Ecoturismo	(Becker et al., 2005)
No material	Identidades de apoyo	Inspiración intelectual, espiritual o estética	(Morelli et al., 2015)
	Creación y mantenimiento del hábitat	Efecto positivo en otros grupos de biodiversidad	(Sergio et al., 2008, 2005)
	Polinización y dispersión de semillas y otros propágulos	Dispersión primaria y secundaria de semillas	(López-Darias and Nogales, 2016; Pérez-Méndez and Rodríguez, 2018)
		Vínculos relevantes entre ecosistemas	(Lundberg and Moberg, 2003)
	Regulación	Regulación de organismos perjudiciales y procesos biológicos	Control de redes alimenticias
Reducir las especies que causan daños o la muerte a los humanos			(O'Bryan et al., 2018)
Reducir el riesgo de enfermedad			(Markandya et al., 2008)
Eliminar residuos orgánicos			(Grilli et al., 2019)
Aumentar la producción agrícola			(Kross et al., 2018; O'Bryan et al., 2018)

626

627

628 **Tabla 1.2.** Categorías de conflictos/perjuicios involucrando a las rapaces. Clasificación basada en Peterson et al., (2010).

Categoría de conflicto/perjuicio	Subcategoría	Ejemplo	Referencias bibliográficas
Humano-rapaces	Daños al ganado y aves domésticas	Depredación en ganado y aves domésticas	(Amador-Alcalá et al., 2013; Li et al., 2015)
	Daño a especies cinegéticas	Competencia con cazadores por presas silvestres	(Valkama et al., 2005)
	Seguridad humana	Riesgos para la seguridad humana	(Curti and Valdez, 2009; Kumar et al., 2019)
	Miedo a las rapaces	Miedo de las personas hacia las rapaces	(Enríquez and Rangel-Salazar, 2004)
Humano-humano	Conflictos entre humanos sobre el manejo de rapaces	Falta de transparencia en la toma de decisión	(Hodgson et al., 2019)
		Desconfianza entre los responsables de la toma de decisiones y las personas locales	(Hodgson et al., 2018)
		Malentendidos entre las partes interesadas	(Redpath et al., 2015)
		Poder desigual entre las partes interesadas	(Young et al., 2016)

629

630 *Cuestionario*

631 Pedimos a los expertos que respondieran en base a su punto de vista, un cuestionario de 21 preguntas
632 (Tabla 1.3) sobre procesos/servicios ecosistémicos y conflictos/perjuicios que proveen las rapaces al
633 hombre y la eficacia de las estrategias para manejar rapaces silvestres. Las categorías de
634 procesos/servicios ecosistémicos y conflictos/perjuicios que las rapaces proporcionan a la sociedad que
635 fueron incluidas en el cuestionario se definieron a priori a partir de la literatura considerando las
636 categorías propuestas por Díaz et al., (2018) y Peterson et al., (2010), respectivamente. Las preguntas
637 sobre la eficacia de las estrategias para manejar rapaces silvestre (Tabla 3) se adaptaron a partir de
638 estudios con carnívoros terrestres (Lute et al., 2018). Para evaluar las características de nuestra muestra
639 de expertos encuestados, se incluyeron algunas preguntas relacionadas con el desarrollo
640 sociodemográfico y profesional (*i.e.* edad, sexo, educación, país de residencia y años de experiencia).
641 Antes de la encuesta, hicimos una encuesta piloto con colegas que trabajan en la conservación en varios
642 grupos de rapaces. Para esto les pedimos que completaran la encuesta y nos proporcionaran comentarios
643 para ajustar detalles que no estuvieran del todo claros. Posterior a este estudio piloto, la encuesta fue
644 ajustada para la recolección de datos.

645 **Tabla 1.3.** Grupos de variables incluidos en la encuesta realizada a los expertos con posibles respuestas o tipo de variable.

Grupos de variables	Ítems	Respuestas posibles o tipo de variable
Procesos ecosistémicos/ beneficios	Proporcionar materiales para actividades artesanales o culturales tradicionales Ecoturismo Inspiración intelectual, espiritual o estética Efecto positivo en otros grupos de biodiversidad Dispersión primaria y secundaria de semillas Vínculos relevantes entre ecosistemas Control de redes alimenticias Reducir las especies que causan daños o la muerte a los humanos Reducir el riesgo de enfermedad Aumentar la producción agrícola Eliminar residuos orgánicos	Si / No
Conflictos	Depredación en ganado y aves domésticas Competencia con cazadores por presas silvestres Riesgos para la seguridad humana Miedo de las personas hacia las rapaces Falta de transparencia en la toma de decisiones Malentendidos entre actores Desconfianza entre los responsables de la toma de decisiones y las personas locales Poder desigual entre actores	Si / No
Estrategias de manejo	Eliminación de individuos de rapaces problemáticos Separación espacial de humanos y rapaces Restauración de poblaciones de presas silvestres Reubicación de personas fuera de los hábitats de las rapaces Reducir los costos asociados con las rapaces a partir del uso de herramientas financieras Cacería legal de rapaces Involucrar a los actores en la toma de decisiones Establecimiento de áreas protegidas Programas educativos sobre rapaces Disuasión de las rapaces con métodos no letales Gestión basada en la comunidad Evitar situaciones que ponen en riesgo a las personas Adopción de prácticas de cría de ganado y aves domésticas que prevenga la depredación	No es efectiva / Algunas veces efectiva / Muy efectiva / No estoy seguro
Socio-demográficas	Edad Género Educación formal País Continente	Continua Masculino / Femenino / No binario Doctorado / Maestría / Licenciatura / Licenciatura no terminada / Educación media / Educación básica / Ninguna Nominal América del Sur / América del Norte / Antártida / África / Asia / Europa / Oceanía
Experiencia trabajando en conservación de rapaces	Años Continentes	Continua Suramérica / Centroamérica / Norteamérica / África / Asia / Europa / Oceanía

647 Se realizaron estadísticos descriptivos usando R 3.6.3 (R Development Core Team, 2014), como: el
648 porcentaje de expertos de acuerdo y el error estándar (EE). Esto se realizó con el fin de examinar el
649 consenso entre los expertos sobre los procesos/servicios ecosistémicos y los conflictos/perjuicios
650 proporcionados por las rapaces. Adicionalmente, se utilizó el índice de conflicto potencial₂ (PCI₂ por sus
651 siglas en inglés; <https://sites.warnercnr.colostate.edu/jerryv/>) para examinar el consenso entre los
652 expertos respecto a la eficacia de la estrategia de conservación de rapaces silvestres (ver Lute et al.,
653 2018). El PCI₂ evalúa el grado de consenso o desacuerdo en variables multinomiales, con una escala de
654 respuesta que oscila entre 0 y 1 (donde el consenso completo es 0, cuando todos los encuestados
655 proporcionan exactamente la misma respuesta en una escala de respuesta (*e.g.* 100% muy de acuerdo), y
656 la menor cantidad de consenso es 1, cuando las respuestas se dividen por igual entre los dos valores
657 extremos en una escala de respuesta (*e.g.* 50% muy en desacuerdo y muy de acuerdo, respectivamente))
658 (Vaske et al., 2010). Finalmente, evaluamos diferencias con respecto al porcentaje de acuerdos entre
659 expertos del Norte Global (*i.e.* Europa, Canadá y Estados Unidos de América) vs. Sur Global (*i.e.* el resto
660 de países) y dentro del Norte Global (*i.e.* Europa vs. Canadá y Estados Unidos de América) respecto a
661 dos conflictos/perjuicios: *competencia con cazadores por presas silvestres y depredación en ganado y*
662 *aves domésticas* (Tabla 1.3). Seleccionamos estos dos conflictos/perjuicios para contrastarlos con la
663 evidencia en la literatura, dado que en base a esta se sabe que involucran a todos los grupos de rapaces
664 (Amador-Alcalá et al., 2013; Arroyo et al., 2004; Li et al., 2015; Manzano-García et al., 2017; Nyirenda
665 et al., 2017; Valkama et al., 2005), además, probablemente también existe una influencia importante del
666 contexto socio-ecológicos local en estos conflictos/perjuicios (Arroyo et al., 2004; Rollins and Carroll,
667 2001; Schroeder and Baydack, 2001; Valkama et al., 2005).

668 **Resultados**

669 *Participantes*

670 Obtuvimos un total de 87 encuestas completas (de 76 participantes) de los cuatro grupos de rapaces
671 evaluados: *gavilanes y águilas* (40%, 35 de 87), *buitres* (29%, 25 de 87), *búhos y lechuzas* (16%, 14 de
672 87) y *halcones* (15%, 13 de 87). Los 76 participantes fueron de 31 países diferentes y 6 continentes
673 (Norteamérica y Centroamérica, Suramérica, África, Asia, Europa y Oceanía; Figura 1.1). Algunos de
674 los participantes (26%, 20 de 76) han trabajado en la conservación de rapaces en al menos dos
675 continentes. De estos, el 15% ha trabajado en la conservación de rapaces en tres continentes (3 de 20) y
676 el 5% en cuatro continentes (4 de 20). La mayoría de los participantes hicieron una encuesta para un solo
677 grupo de rapaces (91%, 69 de 76), el 6,4 % lo hizo para dos grupos (5 de 76) y el 1,3% lo hizo para tres
678 y cuatro grupos de rapaces, respectivamente.

679 La mayoría de los participantes fueron hombres (70%, 53 de 76), seguidos por mujeres (29%, 22 de 76)
680 y una persona de sexo no binario. La edad media fue de 46 años (rango = 23-77). La mitad de los
681 participantes tuvo un doctorado (38 de 76), el 26% (20 de 76) una maestría, el 17% (13 de 76) una
682 licenciatura. El resto (7%, 5 de 76) estuvo entre el nivel de escuela secundaria y educación universitaria
683 inconclusa. La mayoría de los participantes tuvo más de 10 años de experiencia (55%, 42 de 76), el 25%
684 (19 de 76) tuvo entre 5 y 10 años, y una menor proporción tuvo entre 1 y 5 años (20%, 15 de 76) de
685 experiencia trabajando en la conservación de rapaces.

686 *Puntos de vista de los expertos sobre las contribuciones de las rapaces al hombre*

687 Entre las opciones evaluadas (Tablas 1.1 y 1.2), los expertos aceptaron la mayoría de los
688 procesos/servicios ecosistémicos y solo unos pocos conflictos/perjuicios (Figura 1.2). Es decir, que hubo
689 una mayor tendencia a aceptar los procesos/servicios ecosistémicos (media = 51,07%, EE \pm 4,29; rango
690 = 4–96%) que los conflictos/perjuicios (media = 34,28%, EE \pm 2,89; rango = 7–71%). Por lo tanto, el

691 porcentaje medio aceptación entre los expertos fue diferente para los procesos/servicios ecosistémicos y
692 conflictos/perjuicios ($F = 3,031$; $p = 0,001$).

693 **Procesos/servicios ecosistémicos.** Cuatro procesos/servicios ecosistémicos fueron aceptados por la
694 mayoría de los expertos para todos los grupos de rapaces, estos son: *ecoturismo*; *inspiración intelectual*,
695 *espiritual y estética*; *efecto positivo en otros grupos de biodiversidad*; y *vínculos relevantes entre*
696 *ecosistemas* (media = 73,5%, rango = 56–85,7%, Figura 1.2a). La mayoría de los expertos aceptaron que
697 todos los grupos de rapaces, excepto los *buitres*, contribuyen al *control de las redes tróficas* (media
698 = 76%, rango = 69–80%). *Reducir el riesgo de enfermedad* fue aceptado por la mayoría de los expertos
699 como un proceso/servicio ecosistémico proporcionado por *buitres* (96%, $EE \pm 4$) y *búhos y lechuzas*
700 (64%, $EE \pm 13$). Eliminar los residuos orgánicos fue aceptado por la mayoría de los expertos como un
701 proceso/servicio ecosistémico exclusivamente a los *buitres* (92%, $EE \pm 5,5$), mientras que *reducir*
702 *especies que causan lesiones y muertes humanas* (57%, $EE \pm 13,7$) y *aumentar la producción agrícola*
703 (64%, $EE \pm 13$) fue atribuido exclusivamente a *búhos y lechuzas*. La mayoría de los expertos estuvieron
704 en desacuerdo que las rapaces proporcionen *materiales para actividades artesanales o tradicionales*
705 (media = 29%, rango = 21,4–40%) o *dispersión primaria y secundaria de semillas* (media = 11%, rango
706 = 7–17%). Según la mayoría de los expertos, *búhos y lechuzas* son el grupo de rapaces que proporciona
707 más procesos/servicios ecosistémicos (73%, 8 de 11), seguido de los *buitres* (55%, 6 de 11) y finalmente
708 los *halcones y gavilanes y águilas* (45%, 5 de 11 en ambos casos) (Figura 1.2a).

709 **Conflictos/perjuicios.** Desde el punto de vista de la mayoría de los expertos las rapaces proveen pocos
710 conflictos/perjuicios. Ninguno de los conflictos/perjuicios evaluados se consideró, por la mayoría de los
711 expertos, para los cuatro grupos de rapaces. Según la mayoría de los expertos, tres de los
712 conflictos/perjuicios evaluados no están asociados a ningún grupo de rapaces. Estos fueron: *poder*
713 *desigual entre actores* (media = 30,5%, $EE \pm 7,4$; rango = 21–38,5%), *falta de transparencia en la toma*
714 *de decisiones* (media = 22,6%, $EE \pm 13,5$; rango = 7–40%) y *riesgos para la seguridad humana* (media

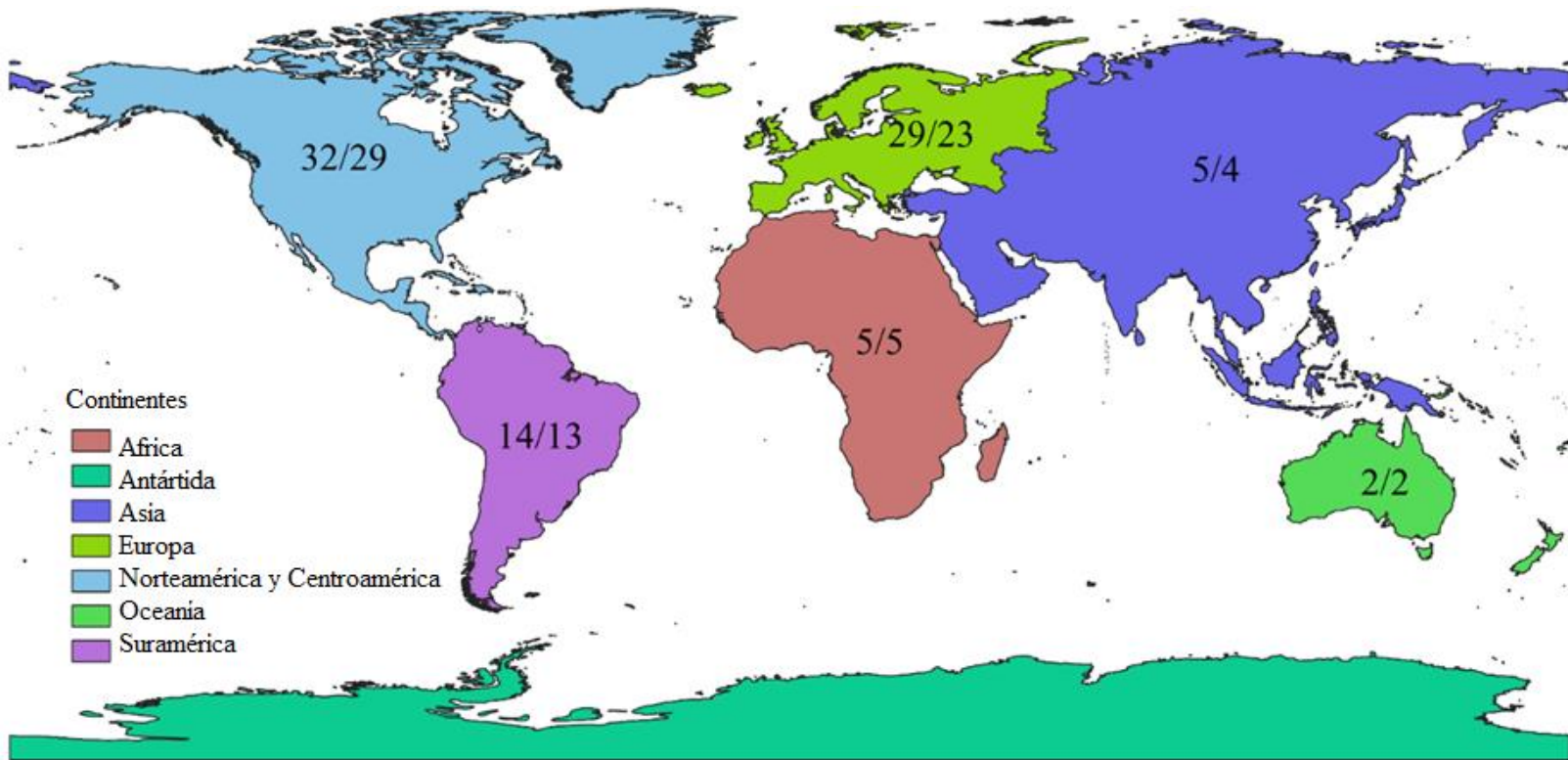
715 = 19,1%, EE \pm 10; rango = 8–31%). Según los puntos de vista de la mayoría de los expertos, *gavilanes*
716 y *águilas* estuvieron involucrados en dos conflictos humano-rapaces y un conflicto humano-humano
717 (37.5%, 3 de 8 conflictos/perjuicios), *buitres* en un conflicto humano-humano (12.5%, 1 de 8
718 conflictos/perjuicios), *búhos* y *lechuzas* en un conflicto humano-rapaces (12.5%, 1 de 8
719 conflictos/perjuicios), y los *halcones* no estuvieron involucrados en conflictos/perjuicios (Figura 1.2b).

720 **Influencia del lugar donde residen los expertos.** En cuanto a los grupos de rapaces en *competencia con*
721 *cazadores por presas silvestres* encontramos diferencias en los puntos de vista de los expertos, dentro
722 del Norte Global, para *halcones* y los *búhos* y *lechuzas*. Es decir que, la mayoría de los expertos en
723 conservación de rapaces de Europa coinciden en que los *halcones* (83,3%, 5 de 6) y los *búhos* y *lechuzas*
724 (66,7%, 2 de 3) están involucrados en este. Sin embargo, ninguno de los expertos de Norteamérica está
725 de acuerdo con esto (0%, 0 de 5 para *halcones* y 0 de 6 para *búhos* y *lechuzas*). Para *depredación de*
726 *ganado y aves domésticas* encontramos diferencias en los puntos de vista de los expertos entre el Norte
727 Global y el Sur Global. La minoría de los expertos del Norte Global están de acuerdo (36%, 5 de 14) con
728 que los *buitres* están involucrados en *depredación de ganado*. Mientras que la mayoría de los expertos
729 del Sur Global (64%, 7 de 11) están de acuerdo en que los *buitres* están involucrados en este
730 conflicto/perjuicio.

731 *Puntos de vista de los expertos sobre la eficacia de las estrategias para manejar rapaces*

732 Los expertos estuvieron de acuerdo (media PCI₂ = 0,37; rango = 0,17-0,55) que cinco estrategias son
733 efectivas para manejar rapaces silvestres (Figura 1.3). Estos fueron: *restauración de poblaciones de*
734 *presas silvestres, involucrar a los actores en la toma de decisiones, establecimiento de áreas protegidas,*
735 *programas educativos sobre rapaces y gestión basada en la comunidad.* Los expertos coincidieron en
736 que la *adopción de prácticas de cría de ganado y aves domésticas que prevenga la depredación* es una
737 estrategia efectiva para la mayoría de los grupos de rapaces, excepto para *búhos* y *lechuzas* (media PCI₂

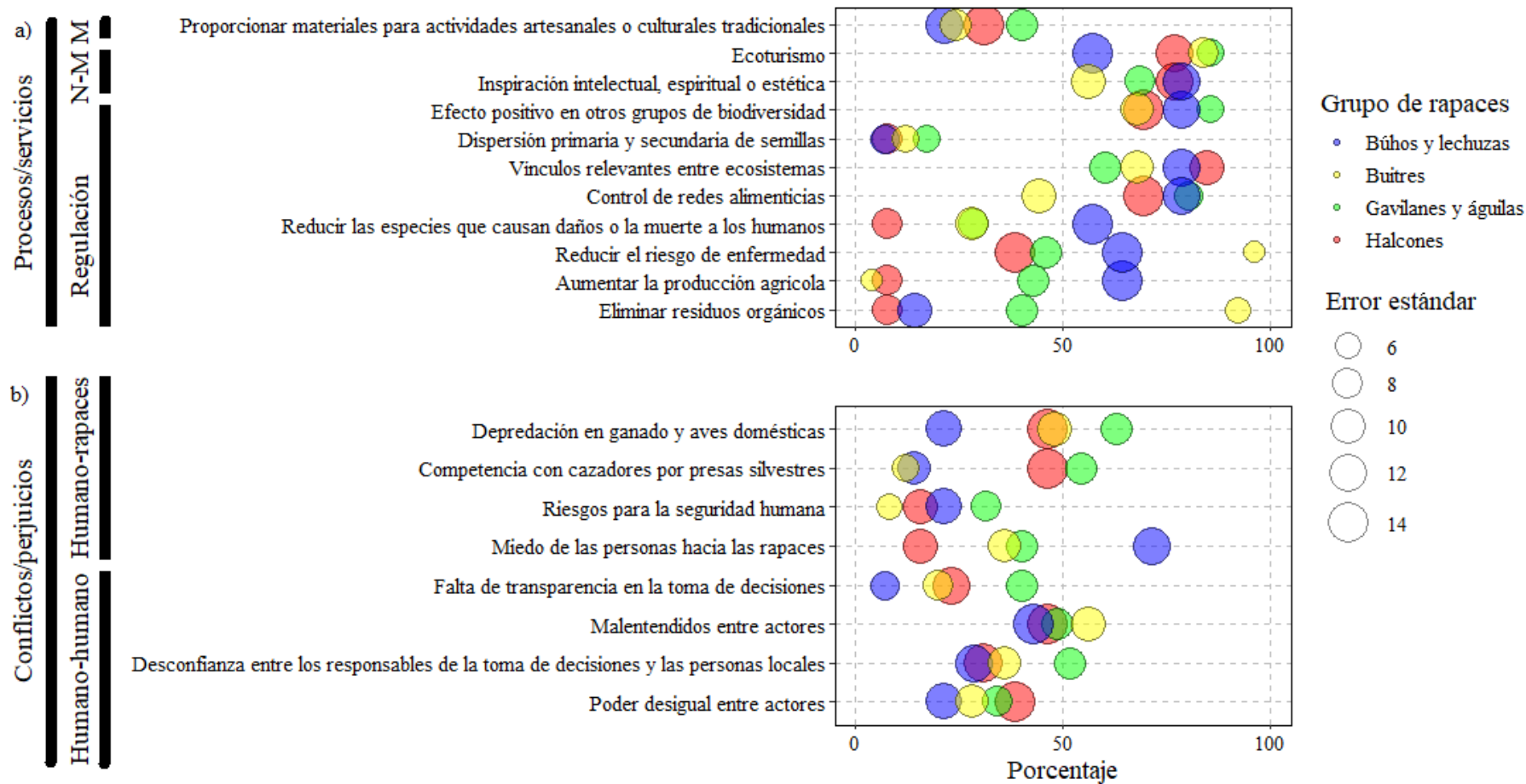
738 = 0,46; rango = 0,35-0,60). En el caso de *gavilanes y águilas*, *reducir los costos asociados con las*
739 *rapaces a partir del uso de herramientas financieras* también fue considerado como una forma eficaz de
740 manejo ($PCI_2 = 0,53$). Casi la mitad de las estrategias evaluadas (46%, 6 de 13) se consideraron ineficaces
741 para manejar rapaces. Estas fueron: *eliminación de individuos de rapaces problemáticos*, *separación*
742 *espacial de humanos y rapaces*, *reubicación de personas fuera de los hábitats de las rapaces*, *cacería*
743 *legal de rapaces*, *disuasión de las rapaces con métodos no letales* y *evitar situaciones que ponen en*
744 *riesgo a las personas* (media $PCI_2 = 0,34$; rango = 0–0,56).



745 **Figura 1.1.** Mapa mostrando el número de expertos en conservación de rapaces encuestados por continente de residencia.

746 Se muestra el número de encuestas/número de expertos.

747



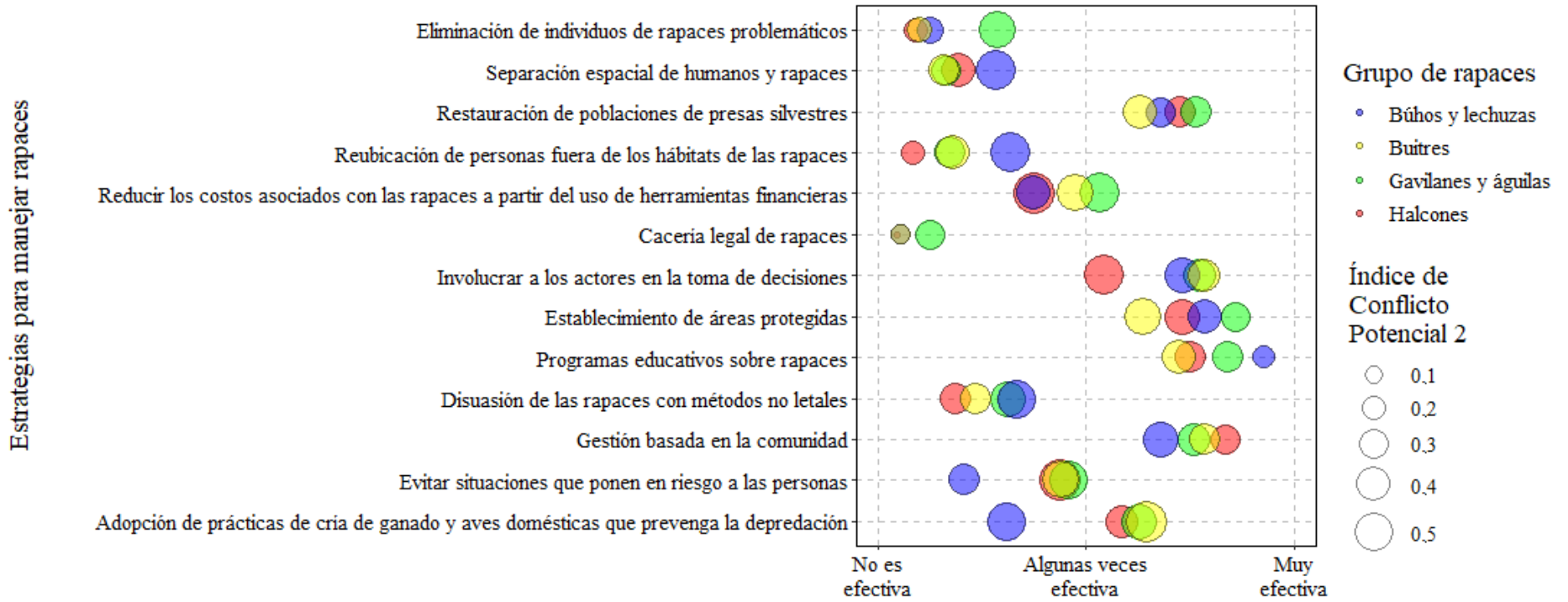
748

749 **Figura 1.2.** Porcentaje de experto en acuerdo sobre la contribución proporcionada por las rapaces a las personas. a) Procesos/servicios ecosistémicos. **M:** Material **N-M:**

750 No material. b) Conflictos/perjuicios. Los porcentajes superiores al 50% indican un acuerdo general, mientras que los valores por debajo del 50% indican un desacuerdo

751 general. Debido a que las respuestas eran binarias, se muestran errores estándar para ilustrar la variación en las respuestas. Ver Materiales y métodos.

752



753 **Figura 1.3.** Eficacia de las estrategias para manejar rapaces en la naturaleza según el conocimiento experto. Valores de efectividad calculados a partir de 87

754 participantes. Las respuestas a estas preguntas fueron: no es efectiva (0), algunas veces efectiva (1) o muy efectiva (2). La respuesta "no estoy seguro" se omitió en el

755 análisis. El tamaño de la circulo ilustra la magnitud relativa en los valores de Índice de Conflicto Potencial (PCI2 por sus siglas en ingles), que van desde 0 (consenso

756 completo) a 1 (sin consenso). Ver Materiales y métodos.

757

758 **Discusión**

759 Nuestros resultados muestran que la mayoría de los expertos tienden a aceptar los procesos/servicios
760 ecosistémicos pero no los conflictos/perjuicios que proveen las rapaces. Según los expertos, *búhos* y
761 *lechuzas* y *buitres* estuvieron involucrados en la mayoría de los procesos/servicios ecosistémicos
762 evaluados, mientras que *halcones* y *gavilanes* y *águilas* estuvieron involucrados en menos de la mitad.
763 De acuerdo con la mayoría de los expertos, cuatro procesos/servicios ecosistémicos fueron comunes para
764 todos los grupos de rapaces y uno más fue común solo para los grupos de rapaces depredadoras (*i.e.*
765 *halcones*, *gavilanes* y *águilas*, *búhos* y *lechuzas*). En contraste, ningún conflicto/perjuicio fue común para
766 más de dos grupos de rapaces, desde el punto de vista de la mayoría de los expertos *gavilanes* y *águilas*
767 estuvieron involucrados en solo dos conflictos/perjuicios, *buitres* y *búhos* y *lechuzas* en uno y *halcones*
768 en ninguno. Los expertos también estuvieron de acuerdo en que cinco estrategias son eficientes para
769 realizar un manejo que permita la conservación de las poblaciones de todos los grupos de rapaces en la
770 naturaleza. De estas, dos consideran la participación de los diferentes actores sociales (*i.e.* gobernanza
771 de abajo hacia arriba) y las tres restantes son medidas tomadas desde los gobiernos (*i.e.* gobernanza de
772 arriba hacia abajo). La tendencia de la mayoría de los expertos hacia la aceptación de casi todos los
773 procesos/servicios ecosistémicos y solo una pequeña proporción de conflictos/perjuicios, sugieren un
774 sesgo disciplinario de los expertos en conservación de rapaces.

775 El reducido número expertos que aceptan los conflictos/perjuicios que proveen las rapaces
776 (documentados en la literatura), pone en evidencia un sesgo disciplinario en los puntos de vista de la
777 mayoría de los expertos en conservación de rapaces. Esto se debe probablemente a que la conservación
778 de rapaces silvestres históricamente se han basado en aspectos ecológicos sin considerar factores sociales
779 o culturales (ver Canney et al., 2021). Los conflictos/perjuicios tienen patrones de ocurrencia geográfica
780 acotados determinados por contextos socio-ecológicos particulares (Dickman, 2010; Frank et al., 2019;
781 IUCN, 2020; Zimmermann et al., 2021), lo que hace que sean difíciles de cuantificar desde

782 aproximaciones meramente ecológicas. Por lo anterior se debe tener precaución a la hora de generalizar
783 la idea que las rapaces proveen más procesos/servicios ecosistémicos que conflictos/perjuicios, sin
784 evidencia socio-ecológica concluyente al respecto. Esto considerando el sesgo disciplinario hacia la
785 ecología que existe tanto en la literatura (Canney et al., 2021) como en los puntos de vista de la mayoría
786 de los expertos en conservación de rapaces a nivel global, de acuerdo con los resultados aquí obtenidos.

787 El número de procesos/servicios ecosistémicos que están pasando desapercibidos para la mayoría de los
788 expertos, para todos los grupos de rapaces, es desproporcionado respecto a lo que ocurre con los
789 conflictos/perjuicios. Solo el 18.2 % (2 de 11 procesos/servicios ecosistémicos) de los procesos/servicios
790 ecosistémicos evaluados están pasando desapercibidos para la mayoría de los expertos, esto son:
791 *proporcionar materiales para actividades artesanales o culturales tradicionales* (Bochenski et al., 2016;
792 Williams et al., 2012) y *dispersión primaria y secundaria de semillas* (Dean and Milton, 1988;
793 Fitzsimons and Leighton, 2021; Galetti and Guimarães, 2004). Respecto a los conflictos/perjuicios, el
794 37.5% (3 de 8 conflictos/perjuicios) están pasando desapercibidos para la mayoría de los expertos, esto
795 son: *poder desigual entre actores* (Young et al., 2016), *falta de transparencia en la toma de decisiones*
796 (Hodgson et al., 2019) y *riesgos para la seguridad humana* (Curti and Valdez, 2009; Kumar et al., 2019).

797 Esto podría ser una consecuencia del sesgo disciplinario en los puntos de vista de la mayoría de los
798 expertos en conservación de rapaces. Las aproximaciones ecológicas que usan la mayoría de los expertos
799 les permiten tener mayor familiaridad con los procesos/servicios ecosistémicos que proveen las rapaces,
800 sin embargo, dichas aproximaciones son inadecuadas para establecer con rigurosidad la existencia de
801 conflictos/perjuicios humano-rapaces (los cuales deben ser estudiados desde aproximaciones sociales;
802 ver Redpath et al., 2013).

803 Las causas de los conflictos/perjuicios generados por las rapaces suelen ser complejas y requieren
804 investigación socio-ecológica interdisciplinaria para ser mejor comprendidas y manejadas de cara a
805 intentar evitar que estos conflictos humano-rapaces trasciendan a conflictos humano-humano más

806 difíciles de manejar (Peterson et al., 2010; Redpath et al., 2015; Zuluaga et al., 2020a). Por ejemplo,
807 aunque nuestros resultados muestran que los expertos discrepan marginalmente en que los *buitres* estén
808 involucrados a nivel mundial en la *depredación de ganado* (i.e. un poco menos de la mitad de los expertos
809 estuvieron de acuerdo; 48%, EE \pm 10,2). La mayoría de los expertos están de acuerdo en que existen *mal*
810 *entendimientos entre actores* sobre el manejo de los *buitres*. Es probable que exista un vínculo entre
811 ambos conflictos. Por lo tanto, como se ha sugerido anteriormente (ver Zuluaga et al., 2020b), sería
812 importante reconocer la *depredación de ganado* por parte de los *buitres*, aunque estos eventos pueden
813 ser poco frecuentes, no siempre fáciles de cuantificar o entender y, además, puedan estar más acotados
814 geográficamente que los procesos/servicios ecosistémicos que proveen. Consideramos que este es el
815 primer paso para abordar mejor los conflictos humano-buitre evitando así posteriores conflictos humano-
816 humano (Zuluaga et al., 2020b, 2020a). La negación de la existencia de conflictos humano-buitre en
817 zonas donde las comunidades locales históricamente han estado involucradas en estos, solo estaría
818 dificultando aún más el manejo interdisciplinario (Ceașu et al., 2019; Díaz et al., 2018; Lozano et al.,
819 2019). Por ejemplo, las posibilidades de *involucrar a los actores en la toma de decisiones* y de realizar
820 *gestión basada en la comunidad* podrían verse truncadas en detrimento del manejo efectivo de estas
821 grandes rapaces en el mediano y largo plazo.

822 El manejo efectivo de las rapaces ayudaría a mantener procesos clave del ecosistema evitando efectos
823 ecológicos en cascada con implicaciones muy negativas para la humanidad, mientras que un manejo
824 inefectivo podría acelerar la pérdida de poblaciones y especies de rapaces y los procesos/servicios clave
825 en los que están implicadas. Para un manejo efectivo, es necesario involucrar todas las partes interesadas
826 y considerar todos los procesos/servicios y conflictos/perjuicios que las rapaces proveen. Nuestros
827 resultados muestran que la gama de estrategias efectivas para manejar rapaces es amplia y los expertos
828 estuvieron de acuerdo en que las estrategias que *involucran a los actores en la toma de decisiones* y la
829 *gestión basada en la comunidad* son efectivas para todos los grupos de rapaces. Aunque estas estrategias

830 requieren equipos interdisciplinarios y una mejor coordinación con los actores locales, que no son
831 necesarias para otras estrategias basadas en acciones gubernamentales (*e.g. restauración de poblaciones*
832 *de presas silvestres, establecimiento de áreas protegidas, programas educativos sobre rapaces,*
833 *adopción de prácticas de cría de ganado y aves domésticas que prevengan la depredación y reducción*
834 *de costos asociados con las rapaces a partir del uso de herramientas financieras), también podrían ser*
835 *alcanzados resultados más satisfactorios, en mediano y largo plazo, como ya ha sido demostrado para*
836 *depredadores terrestres (e.g. Salvatori et al., 2021, 2020; Young et al., 2021).*

837 Nuestros resultados también muestran una influencia del lugar geográfico donde viven los expertos a la
838 hora de construir sus puntos de vista respecto a los conflictos/perjuicios que proveen los diferentes grupos
839 de rapaces. En concordancia con la literatura, ninguno de los expertos de Norteamérica considera que
840 *halcones o búhos y lechuzas* están involucrados en *competencia con cazadores por presas silvestres,*
841 mientras que la mayoría de los expertos de Europa están de acuerdo en que estos dos grupos si están
842 involucrados en este conflicto/perjuicio. En el caso de *depredación de ganado y aves domésticas,* los
843 expertos coinciden en que solo *gavilanes y águilas* esta involucrados en este conflicto/perjuicio a nivel
844 global. Sin embargo, en base a la literatura, también sabemos que *buitres, búhos y lechuzas y halcones*
845 pueden estar involucrados en estos conflictos/perjuicios al menos en algunos continentes (ver Amador-
846 Alcalá et al., 2013; Li et al., 2015; Manzano-García et al., 2017; Nyirenda et al., 2017). En apoyo a esto,
847 encontramos que la mayoría de los expertos del Sur Global consideran que los *buitres* están involucrados
848 en este conflicto/perjuicio, mientras que la mayoría de los expertos del Norte Global no lo consideran.
849 Por lo tanto, para planear efectivamente el manejo de los conflictos/perjuicios en los que están
850 involucrados las rapaces se debería considerar su variabilidad espacial (*e.g. en los grupos de expertos de*
851 *la UICN como: el Grupo de Especialistas en Buitres, el Grupo de Especialistas en Conflicto Humano-*
852 *Fauna & Coexistencia, entre otros).*

853 Adicionalmente, cada contexto socio-ecológico debería considerarse cuidadosamente para implementar
854 estrategias de manejo de rapaces (Marchini et al., 2019; White et al., 2018a; Zuluaga et al., 2020a). Esto
855 debido a que probablemente existe una distribución desigual de los conflictos/perjuicios de las aves
856 rapaces entre los diferentes actores (*i.e.* agricultores, cazadores, observadores de aves, turistas y
857 ciudadanos) (Cortés-Avizanda et al., 2018; Morales-Reyes et al., 2018), en el gradiente de las zonas rurales
858 a ecosistemas urbanos (Bencin et al., 2016; Li et al., 2015; Nyirenda et al., 2017; White et al., 2018a;
859 Zuluaga et al., 2021a) y en diferentes áreas geográficas (ver Arroyo et al., 2004; Donázar et al., 2016;
860 Rollins and Carroll, 2001; Santangeli et al., 2019; Schroeder and Baydack, 2001; Valkama et al., 2005;
861 Zuluaga et al., 2021a). Marcos interdisciplinarios como el marco socio-ecológico unificado de Servicios
862 y Perjuicios ecosistémicos (SEEDS por sus siglas en inglés; ver Ceașu et al., 2019) podrían ser una
863 herramienta útil para guiar a los expertos en conservación de rapaces para este propósito. Nuestros
864 resultados deberían también ayudar a guiar y motivar nuevas investigaciones interdisciplinarias sobre
865 conservación de rapaces para implementar medidas de conservación efectivas alrededor del globo.

866 Nuestros resultados mostraron que los expertos en conservación de rapaces aceptan más
867 procesos/servicios ecosistémicos provistos por las aves rapaces que conflictos/perjuicios generados por
868 estas aves, probablemente como resultado de un sesgo disciplinario en sus aproximaciones meramente
869 ecológicas. En contraste, evidencia recientemente obtenida para mamíferos ungulados, depredadores y
870 carroñeros terrestres muestra que el conocimiento de estas especies está sesgado hacia los
871 conflictos/perjuicios en vez que hacia los servicios/procesos ecosistémicos (Kansky and Knight, 2014;
872 Lozano et al., 2019; Pascual-Rico et al., 2021, 2020). En ambos casos hay un sesgo hacia uno de los
873 componentes, lo que puede tener consecuencias negativas a la hora de implementar medidas efectivas
874 de conservación. Esto debido a que si se pone mucho énfasis en uno de los dos componentes (*e.g.* en
875 los efectos negativos [en el caso de los ungulados] o en los efectos positivos [en el caso de las rapaces])
876 se tiende a minimizar la parte importante de factores influenciando el sistema socio-ecológico en su

877 conjunto. Con el objetivo de implementar medidas de conservación interdisciplinarias, dichos sesgos
878 deben ser balanceados de manera que tanto los efectos negativos (i.e. conflictos/perjuicios) como los
879 positivos (i.e. procesos/servicios) sean considerados con el mismo nivel de profundidad social y
880 ecológica, respectivamente (e.g. Carter et al., 2019; Ceașu et al., 2019). Síntesis de evidencia
881 científica sobre los conflictos/perjuicios que las rapaces le proveen al hombre y las aproximaciones
882 usadas para estudiar estos fenómenos (e.g. Canney et al., 2021) resaltan este tipo de sesgos
883 disciplinarios y la necesidad de balancear mejor el conocimiento experto hacia la interdisciplinariedad.
884 Sin embargo, va a depender en gran medida de la disposición de los expertos en la conservación de
885 estas especies a ampliar sus aproximaciones hacia enfoques de investigación social y socio-ecológica,
886 así como la conformación de equipos profesionales de conservación inter y transdisciplinarios.

887 **Conclusión**

888 Los resultados de este estudio hacen una contribución significativa a fines de entender como los puntos
889 de vista de los expertos en conservación de rapaces sobre los procesos/servicios ecosistémicos y
890 conflictos/perjuicios que proveen las rapaces al hombre adolecen de un sesgo disciplinario que también
891 está presente en la literatura. Actualmente, los puntos de vista de los expertos están sesgados ya que
892 tienden a aceptar los procesos/servicios ecosistémicos provistos por las rapaces pero no los
893 conflictos/perjuicios generados por dichas especies. Con el objetivo de implementar medidas de
894 conservación interdisciplinarias, dicho sesgo debe ser balanceado para considerar todas las posibles
895 variables influenciando en el sistema socio-ecológico con el mismo nivel de importancia y
896 profundidad. De lo contrario, por minimizar la importancia de los conflictos/perjuicios que proveen las
897 rapaces mientras se resaltan sus procesos/servicios ecosistémicos en comunidades locales que
898 históricamente han recibido conflictos/perjuicios, se podría estar generando una gran barrera entre los
899 distintos actores sociales que podría condicionar el manejo efectivo de las rapaces en el mediano y
900 largo plazo. A partir de la implementación de conservación interdisciplinaria, que integren tanto los

901 efectos negativos y positivos de las rapaces hacia las personas, se podría mejorar considerablemente el
902 manejo de estas especies. Por ejemplo, a partir de implementar una cogestión que involucre todos los
903 actores para manejar efectivamente las rapaces y hacer gestión basada en la comunidad.

904

Capítulo 2: “Rango de acción, mortalidad y selección de hábitat por juveniles de Águila Poma”

905

906

907

908

909

910

911

912

913

914

915

916

Capítulo en revisión:

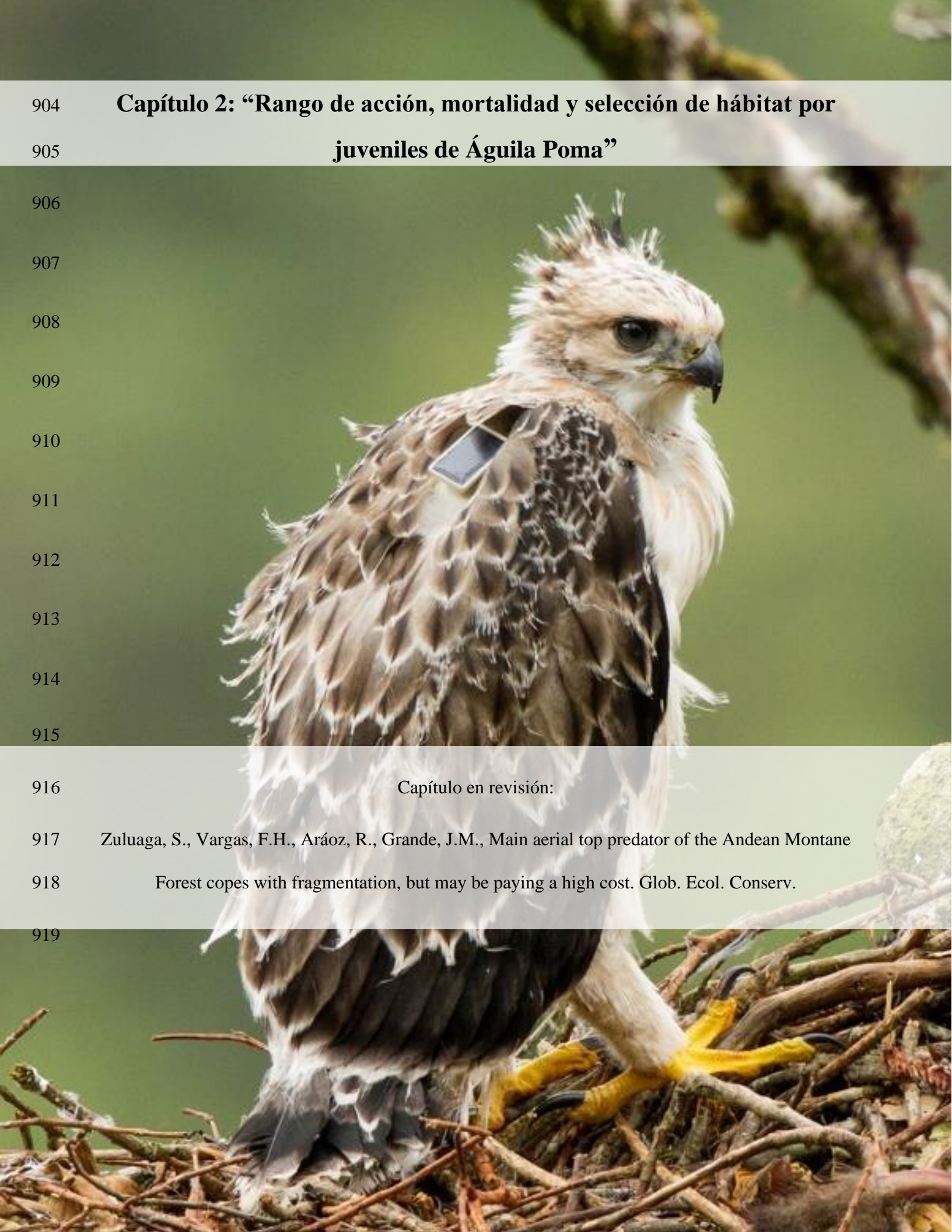
917

Zuluaga, S., Vargas, F.H., Aráoz, R., Grande, J.M., Main aerial top predator of the Andean Montane

918

Forest copes with fragmentation, but may be paying a high cost. Glob. Ecol. Conserv.

919



920 **Introducción**

921 La creciente influencia de las actividades humanas en el planeta no solo está causando la pérdida de
922 hábitats y biodiversidad, sino que también está afectando la estructura y el funcionamiento de los
923 ecosistemas a nivel global (Foley, 2005; Haddad et al., 2015). Aproximadamente entre el 50 y 70% de
924 la superficie terrestre ha sido modificada por las actividades humanas (Barnosky et al., 2012). El impacto
925 es tan extendido que el 70% de los bosques remanentes a nivel global tienen menos de un km entre el
926 centro y el borde del bosque (Haddad et al., 2015). Esto pueden estar alterando comportamientos
927 animales esenciales en los ecosistemas como sus patrones de movimiento, lo que sin duda genera
928 repercusiones negativas a nivel de poblaciones y ecosistemas (Doherty et al., 2021). En hábitats
929 fragmentados, muchos animales terrestres reducen sus distancias de movimiento (Zuluaga et al., 2022),
930 mientras que las especies aéreas con mayor movilidad pueden mantener conectadas áreas aisladas
931 contribuyendo a generar resiliencia en los ecosistemas frente a la fragmentación del hábitat (Lundberg
932 and Moberg, 2003; Zuluaga et al., 2022).

933 Los depredadores son componentes clave del ecosistema ya que mantienen procesos ecológicos a través
934 de múltiples vínculos alimenticios tróficos, directos e indirectos, al afectar no solo las abundancias de
935 sus presas sino en muchas ocasiones su comportamiento (Estes et al., 2011; Ripple et al., 2014;
936 Sekercioglu, 2006). Depredadores aéreos como las grandes rapaces, son las especies de depredadores
937 más móviles en paisajes fragmentados donde la movilidad terrestre se ve severamente comprometida o
938 directamente impedida. Muchos de estos depredadores aéreos, gracias a su capacidad de vuelo, pueden
939 superar la fragmentación terrestre y así mantener funciones ecológicas clave que los depredadores
940 terrestres ya no pueden cumplir o lo hacen de forma muy limitada (Tucker et al., 2019; Zuluaga et al.,
941 2022). Por lo tanto, estos depredadores y carroñeros voladores son componentes esenciales para
942 garantizar la resiliencia de los ecosistemas (Lundberg and Moberg, 2003; Sekercioglu, 2006; Zuluaga et

943 al., 2022). Sin embargo, rapaces grandes como las águilas, también se encuentran entre los grupos de
944 rapaces más amenazados del mundo, ya que con frecuencia están involucradas en conflictos con los
945 humanos, principalmente debido a la competencia, real o percibida, entre rapaces y humanos por especies
946 silvestres o domésticas usadas por estos (McClure et al., 2018; Meyburg, 1986; Michel et al., 2020).

947 El Bosque Andino Tropical y Subtropical es reconocido como uno de los hábitats más severamente
948 amenazados del mundo debido a la transformación antropogénica a gran escala que ha sufrido desde hace
949 décadas (Myers et al., 2000). En el rango de elevación entre 500 y 3,500 metros (Bosques Montanos),
950 este ecosistema probablemente ha perdido más de la mitad de su cobertura de bosques original (Bax and
951 Francesconi, 2019, 2018; Cuesta et al., 2017; Etter et al., 2006; Myers et al., 2000). Por otra parte, se
952 sabe muy poco sobre los patrones de movimiento de los depredadores tope en estos bosques, donde los
953 procesos de fragmentación y reducción en la disponibilidad de recursos siguen ocurriendo (Tucker et al.,
954 2019, 2018). Por lo tanto, se desconoce si los principales depredadores de estos ecosistemas aún pueden
955 mantener funciones ecológicas claves como el control de poblaciones de presas, la dispersión secundaria
956 de semillas o la transferencia de nutrientes (Dean and Milton, 1988; Gil-da-Costa et al., 2003; López-
957 Darias and Nogales, 2016; O'Bryan et al., 2018; Pérez-Méndez and Rodríguez, 2018; Preisser et al.,
958 2005; Sekercioglu, 2006) contribuyendo a la resiliencia del ecosistema frente a la fragmentación
959 (Lundberg and Moberg, 2003; Zuluaga et al., 2022). Dicho conocimiento es de gran importancia para la
960 planificación del cambio en el uso de la tierra y así evitar que cambios drásticos tengan efectos negativos
961 inesperados en los depredadores terrestres y voladores que habitan estos ambientes.

962 El Águila Poma (*Spizaetus isidori*) es el principal depredador volador de los Bosques Montanos Andinos
963 tropicales y subtropicales a lo largo de toda su distribuidos desde Venezuela y Colombia hasta el noroeste
964 de Argentina (Ferguson-Lees and Christie, 2001). La pérdida y fragmentación del hábitat es una de las
965 principales amenazas para esta especie (BirdLife International, 2021; Thiollay, 1991), ya sea

966 directamente a través de la pérdida de sitios para la anidación y alimentación (Restrepo-Cardona et al.,
967 2019), por la potencial pérdida de conectividad y el posible asilamiento de poblaciones e indirectamente
968 al generar condiciones en las que se incrementa la persecución humana, principalmente, como represalia
969 por las pérdidas de aves domésticas (Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2021a, 2021b). Por
970 ejemplo, en Colombia, donde se ha perdido el 60% del hábitat original de la especie (Etter et al., 2006;
971 Renjifo et al., 2014), en los últimos 80 años, alrededor de 80 Águilas Pomas fueron encontradas muertas
972 o heridas principalmente debido a la persecución humana (Restrepo-Cardona et al., 2020). Además, esta
973 amenaza también prevaleció en 59% de los 27 nidos muestreados en Colombia (4 de 6 nidos) y Ecuador
974 (12 de 21 nidos) (Zuluaga et al., 2021b, ver capítulo 4). Por otra parte, aunque la especie parece tolerar
975 un cierto nivel de fragmentación mientras se alimenta de aves domésticas, (Restrepo-Cardona et al.,
976 2020, 2019) probablemente también enfrenta una alta tasa de mortalidad a medida que avanza la
977 fragmentación del paisaje (Zuluaga et al., 2021a). No obstante, es completamente desconocido cómo se
978 mueve la especie en estos hábitats fragmentados y que grado de antropización en el paisaje puede
979 soportar.

980 La especie está adaptada a vivir en un rango de elevación que se sitúa entre los 500 y los 3.500 metros
981 sobre el nivel del mar (Ferguson-Lees and Christie, 2001), aunque la mayoría de sitios de anidación
982 conocidos de la especie se encuentran en altitudes medias alrededor de los 2000 metros sobre el nivel del
983 mar (Lehmann, 1959; Restrepo-Cardona et al., 2020; Strewe, 1999; Zuluaga et al., 2018b). Estas
984 elevaciones medias podrían reunir las condiciones ecológicas y climáticas más óptimas para la especie.
985 Por lo tanto, es probable que los juveniles de las especie también seleccionan dichas áreas durante su
986 dispersión natal (Lehmann, 1959). Al igual que otros depredadores tope, el Águila Poma es una especie
987 de larga vida con madurez sexual retrasada y, por lo tanto, los juveniles tienen un largo período de
988 dispersión natal. El período de dispersión natal del Águila Poma comienza después de los siete meses de

989 edad (una vez que los juveniles alcanzan la independencia de sus padres; Zuluaga et al., 2018a) y termina
990 cuando establecen su propio territorio (probablemente alrededor de los tres años de edad; Lehmann,
991 1959). La dispersión natal es un período crítico en las águilas de larga vida que condicionan la aptitud
992 individual a largo plazo (*i.e.* su probabilidad de supervivencia futura y de reproducción en el estado
993 adulto; Ferrer, 2008). Sin embargo, también puede tener consecuencias en la viabilidad poblacional de
994 la especie y, por lo tanto, en el mantenimiento de los procesos ecosistémicos que realiza este depredador
995 volador (Michel et al., 2020; Sekercioglu, 2006). Por ejemplo, una alta capacidad de movimiento a través
996 de hábitats fragmentados podría permitir a la especie recolonizar áreas donde ha sido extirpada
997 localmente, manteniendo el flujo de genes entre sus subpoblaciones y, por lo tanto, asegurando su
998 persistencia en el largo plazo mientras mantiene funciones claves para el ecosistema. Sin embargo,
999 evidencia reciente sugiere que la mortalidad no-natural del Águila Poma (principalmente por cacería)
1000 durante la dispersión natal es probablemente muy alta (Restrepo-Cardona et al., 2020). En este contexto,
1001 el objetivo de este estudio es evaluar el tamaño del rango de acción, la mortalidad y la selección del
1002 hábitat en juveniles de Águila Poma durante su dispersión natal en paisajes de Bosques Montanos
1003 Andinos tropicales y subtropicales fragmentados. Según la literatura, se espera que las águilas juveniles
1004 tengan rangos de acción grandes (Ramos et al., 2020; Tucker et al., 2019) y mortalidad alta (Barbar et
1005 al., 2016; Giraldo-Amaya et al., 2021; Restrepo-Cardona et al., 2020) en paisajes fragmentados. Respecto
1006 a la selección de hábitat, nuestra hipótesis es que los juveniles de Águila Poma seleccionan determinadas
1007 rangos de coberturas de bosque, elevación y altitud durante su dispersión natal en paisajes de Bosques
1008 Montanos Andinos tropicales y subtropicales fragmentados. Predecimos lo siguiente para cada una de
1009 las variables explicativas propuestas:

1010

1011 **1. Cobertura de bosque.** Dado que el Águila Poma ha sido tradicionalmente considerada como un águila
1012 de bosque y en base al conocimiento actual de su dieta y sitios de reproducción (Lehmann, 1959;
1013 Restrepo-Cardona et al., 2019; Thiollay, 1991), esperamos que mientras las águilas juveniles se mueven
1014 a través de paisajes fragmentados, seleccionarán áreas con una mayor cobertura de bosque remanente.

1015 **2. Elevación.** El Águila Poma es el principal depredador volador de los Bosques Montanos Andinos
1016 tropicales y subtropicales a través de un amplio rango latitudinal desde el norte de Venezuela y Colombia
1017 a través de Ecuador, Perú y Bolivia hasta el noroeste de Argentina. Su rango de elevación está limitado
1018 principalmente entre 500 y 3.500 metros sobre el nivel del mar (Ferguson-Lees and Christie, 2001),
1019 aunque la mayoría de sitios de anidación conocidos de la especie se encuentran en altitudes medias
1020 alrededor de los 2000 metros sobre el nivel del mar (Lehmann, 1959; Restrepo-Cardona et al., 2020;
1021 Strewe, 1999; Zuluaga et al., 2018b). Estas elevaciones medias podrían reunir las condiciones ecológicas
1022 y climáticas más óptimas para la especie, por lo tanto, los juveniles de la especie probablemente
1023 las seleccionarán durante su dispersión natal.

1024 **3. Pendiente.** En paisajes fragmentados de Bosques Montanos Andinos tropicales y subtropicales, las
1025 áreas con mayor pendiente tienden a tener mayor cobertura de bosque (Bax and Francesconi, 2018) y
1026 puede proporcionar alimentos y refugio (*e.g.* para evitar persecución humana; Martínez-Abraín et al.,
1027 2021). Por consiguiente, mientras los juveniles hacen su dispersión natal, a través de paisajes
1028 fragmentados, probablemente seleccionarán las áreas con mayor pendiente.

1029 **Materiales y métodos**

1030 *Área de estudio*

1031 El área de estudio son los bosques tropicales y subtropicales de Suramérica entre el rango latitudinal que
1032 va desde los 5.8° N hasta los 24.3° S y en el rango de elevación entre ~500 y ~3500 metros (Figura 2.1).
1033 Al menos 55 nidos de Águila Poma se han localizado en esta gran área durante la última década como

1034 parte del Proyecto Águila Inca en Suramérica (<https://www.researchgate.net/project/Black-and-chestnut->
1035 [Eagle-Project-South-America](https://www.researchgate.net/project/Black-and-chestnut-Eagle-Project-South-America)) enfocado principalmente en Colombia, Ecuador, Perú y Argentina. Para
1036 evaluar la selección del hábitat, capturamos y equipamos águilas juveniles con transmisores GPS entre 6
1037 y 12 semanas de edad en cuatro de estos nidos: tres en Colombia y uno en Argentina. Los nidos en
1038 Colombia están ubicados en los departamentos de Cundinamarca (Andes Orientales; Zuluaga et al.,
1039 2018b), Tolima y Huila (Andes Centrales), mientras que el nido en Argentina está en la provincia de
1040 Jujuy (Aráoz et al., 2017).

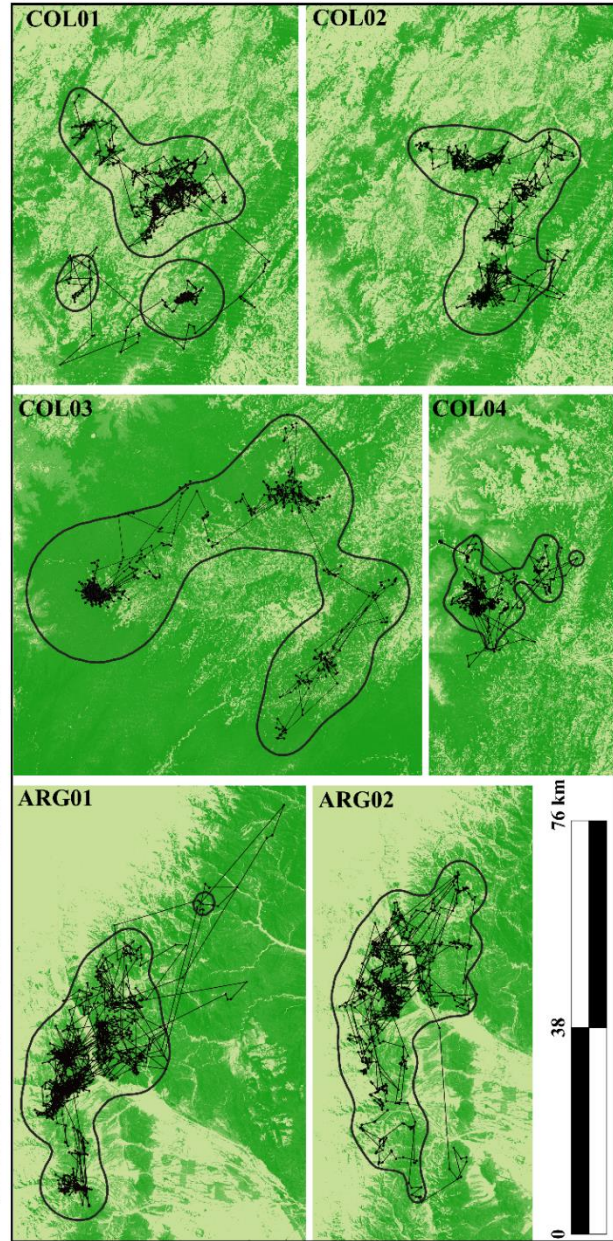
1041 Los nidos seleccionados para este estudio se encuentran dentro de tres poblaciones de Águila Poma bajo
1042 factores de estrés antrópico similares (*e.g.* pérdida de hábitat, conflicto humano-águila, cacería y tráfico
1043 de vida silvestre) con ligeras diferencias entre sí. Por ejemplo, la población de la vertiente oriental de los
1044 Andes de Colombia probablemente se enfrenta a un aislamiento con otras poblaciones (Figura 2.1;
1045 BirdLife International, 2021; Zuluaga et al., 2021a, 2018b). La población de los Andes Centrales de
1046 Colombia probablemente enfrenta una mayor persecución (Figura 2.1; BirdLife International, 2021;
1047 Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2021b). La población de Argentina se encuentra en
1048 Bosques Montanos Andinos subtropicales (o Yungas), en el límite sur de la distribución de la especie
1049 (Figura 2.1; Aráoz et al., 2017; BirdLife International, 2021; Olrog, 1985; Roesler et al., 2008). Los
1050 Yungas se dividen en Yungas *sensu stricto* y Yungas de Transición. El primer tipo incluye áreas que
1051 tradicionalmente han sido consideradas dentro de las Yungas, mientras que el segundo sector incluye
1052 áreas más secas, estructuralmente más simples y menos diversas ubicadas en el ecotono con Chaco y
1053 Chaco Serrano (Brown et al., 2002). El nido seleccionado en Argentina se encuentra en los Yungas de
1054 Transición.

1055

a)



b)



Figura

1056

1057 **2.1. a)** Área de estudio en el rango de distribución del Águila Poma (*Spizaetus isidori*) (<http://www.birdlife.org>). **b)** Rangos
1058 de acción (kernel 95 en contornos de color negro) de las águilas juveniles monitoreadas: COL01, COL02, COL03, COL04,
1059 ARG01 y ARG02. Los puntos y líneas (color negro) representan los puntos obtenidos por los GPS y el consecutivo de los
1060 movimientos, respectivamente. La fragmentación del hábitat se muestra (resolución espacial de 30 metros) con diferentes
1061 tonos de color verde (un gradiente de verde oscuro para 100% bosque y el verde claro para 0% de bosque). La escala es igual
1062 para todos los mapas con el fin de permitir la comparación visual entre estos.

1063 El Bosque Andino es probablemente el ecosistema más fragmentado en el Neotrópico debido
1064 principalmente a una deforestación generalizada en el siglo pasado (Myers et al., 2000). Se estima que
1065 la extensión actual de la cobertura de bosque perdida por país oscila entre el 28 y 60% y la mayoría de
1066 las áreas afectadas por cambios de uso del suelo (para ampliar tierras de cultivo) se encuentran en
1067 elevaciones inferiores a 1500 m (Bax and Francesconi, 2019; Brown et al., 2002; Cuesta et al., 2017;
1068 Etter et al., 2006; Myers et al., 2000). En Colombia ~60% de los bosques andinos originales dentro de la
1069 distribución del Águila Poma se han perdido debido a la agricultura y la ganadería (Etter et al., 2006;
1070 Renjifo et al., 2014), mientras que en Argentina la pérdida es probablemente ~30% y también se han
1071 afectado principalmente los bosques de tierras bajas (Brown et al., 2002). El proceso de fragmentación
1072 alrededor de los nidos de Águila Poma en ambos países dejó como resultado bosques fragmentados con
1073 áreas abiertas de pastizales con pocos árboles nativos dispersos, fincas de árboles frutales y la cobertura
1074 forestal nativa se restringe principalmente a los lugares más inaccesibles (*i.e.* lugares con las mayores
1075 pendientes y alejados de las carreteras principales; Brown et al., 2002; Zuluaga et al., 2021a).
1076 Actualmente ambos países tienen menos de 50.000 km² de bosque remanente cada uno, sin embargo, las
1077 tasas de deforestación han disminuido cambiando la presión de la deforestación hacia los bosques de
1078 tierras llanas y bajas en otros biomas como el Gran Chaco y la Amazonía (Aide et al., 2013; Bax and
1079 Francesconi, 2018; le Polain de Waroux et al., 2018; Middendorp et al., 2016; Soares-Filho et al., 2013).
1080 No obstante, el intercambio biótico entre los bosques Andinos, la Amazonía y el Gran Chaco
1081 históricamente ha sido importante (Antonelli et al., 2018). Por ende, la modificación histórica de los
1082 bosques Andinos y la expansión reciente de la influencia humana en la Amazonía y el Gran Chaco podría
1083 afectar la estructura y el funcionamiento de estos sistemas al perderse la conexión entre los Bosques
1084 Montanos remanentes y los bosques de las zonas bajas en toda la región Neotropical (Foley, 2005).

1085

1086 *Obtención de datos*

1087 **Marcaje de águilas.** Entre 2015 y 2020 capturamos seis polluelos de Águila Poma de ~60 (rango = 48-
1088 90) días de edad (Figura 1.2b): cuatro hembras y dos machos (Tabla 2.1). De estos, cuatro individuos
1089 fueron equipados con transmisores en Colombia: dos en los Andes Orientales (2015 y 2018) y dos en los
1090 Andes Centrales (2019 y 2020). Mientras que otros dos individuos fueron equipados en los Andes de
1091 Argentina (2016 y 2017). Utilizamos cinco equipos de ~30gr, compuestos de sistema de posición global
1092 (GPS) y alimentados por energía solar con descarga de datos a través del Sistema Global para la
1093 Comunicación Móvil (GSM por sus siglas en inglés; *i.e.* transmisores GPS/GSM). De los transmisores
1094 GPS/GSM utilizados, tres fueron fabricados por Ecotone (<http://www.ecotone-telemetry.com>) y dos por
1095 Milsar (<https://milsar.com>). Un equipo fue reutilizado en el macho COL04, después de que se recuperó
1096 de un individuo al que le habían disparado (hembra ARG02). Para minimizar la autocorrelación de las
1097 posiciones GPS y maximizar la duración de la batería de los transmisores, estos fueron configurados para
1098 tomar una posición cada 6 horas (*i.e.* 4 posiciones GPS por día).

1099

1100 **Tabla 2.1.** Fecha de nacimiento, de captura y sexo de las seis Águilas Poma juveniles marcadas con emisores GPS/GSM para
1101 estudiar el tamaño del rango de acción, la mortalidad y la selección del hábitat durante el periodo de dispersión natal.

1102

1103

1104

1105

1106

1107

1108

ID	País	Sexo	Fecha de nacimiento	Fecha de captura
COL01	Colombia	Macho	14/02/2015	30/03/2015
ARG01	Argentina	Hembra	20/06/2016	7/08/2016
ARG02	Argentina	Hembra	11/08/2017	18/10/2017
COL02	Colombia	Hembra	22/01/2018	21/04/2018
COL03	Colombia	Macho	2/04/2019	18/06/2019
COL04	Colombia	Hembra	9/10/2019	2/12/2019

1109 La cantidad de posiciones GPS recibidas de los juveniles equipados con transmisores fueron diferentes

1110 principalmente por dos razones. En primer lugar, la variación de la exposición a la luz solar produjo

1111 diferencias en la recarga de la batería alimentada por energía solar y, por ende, en el número de posiciones

1112 de GPS por parte de los transmisores. En segundo lugar, la dispersión natal es un período en el que los

1113 juveniles tienen una alta tasa de mortalidad natural y no-natural (Córdoba-Córdoba et al., 2008; Restrepo-

1114 Cardona et al., 2020) y muchos de ellos murieron en diferentes momentos durante el estudio. La

1115 mortalidad fue determinada cuando perdimos la señal del transmisor GPS/GSM sin tener ningún indicio

1116 previo de mal funcionamiento (ver Murgatroyd et al., 2019). Adicionalmente, para tener un período de

1117 tiempo comparable para la mayoría de los individuos monitoreados, usamos el subconjunto de datos

1118 obtenidos entre el 8° y 19° mes de edad de los juveniles (*en adelante*, el primer año de dispersión natal).

1119 Esto debido a que a partir de los 20 meses de edad la mortalidad de los juveniles fue mayor (Tabla 2.3).

1120 Por consiguiente, este subconjunto de datos del primer año de dispersión natal fue usado para analizar el

1121 rango de acción y la selección del hábitat.

1122 **Rango de acción y selección del hábitat.** Primero calculamos el rango de acción (kernel 95) de las

1123 águilas con el total de posiciones geográficas (GPS) obtenidas durante el primer año de dispersión natal.

1124 Esto se hizo utilizando el paquete *adehabitatHR* en R. Después de eso, el rango de acción de cada
1125 individuo se visualizó y se estimó su área en QGIS 3.4 (www.qgis.org). La selección de hábitat se
1126 determinó utilizando una función de selección de recursos (FSR). Para esto comparamos el hábitat
1127 utilizado por las águilas juveniles en función de las posiciones GPS obtenidas por los transmisores con
1128 el hábitat disponible dentro de su rango de acción (ver diseño tipo III; Thomas and Taylor, 2006, 1990).
1129 Para determinar la selección de hábitat, incluimos todas las posiciones GPS dentro del rango de acción y
1130 eliminamos todas las que estaban afuera. Con el número final de posiciones GPS incluidos dentro del
1131 rango de acción, utilizamos una proporción de 1:3 para estimar el hábitat disponible (*i.e.* creamos tres
1132 puntos aleatorios por cada posición GPS dentro del rango de acción). Los puntos aleatorios se generaron
1133 para cada individuo dentro de su rango de acción estimado, utilizando la función “Puntos Aleatorios” de
1134 QGIS 3.4.

1135 **Variables.** Las variables explicativas para la selección de hábitat de las águilas juveniles se obtuvieron
1136 de dos fuentes diferentes. Para medir la *cobertura de bosque*, utilizamos mapas globales del cambio de
1137 la cobertura de bosque que contienen el porcentaje de cobertura forestal global con una resolución de
1138 píxel de 30x30 m (ver Hansen et al., 2013). Para medir la *elevación* y la *pendiente*, utilizamos un modelo
1139 digital de elevación (DEM) de 30 m de resolución espacial
1140 ([https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-digital-elevation-shuttle-radar-](https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-digital-elevation-shuttle-radar-topography-mission-srtm-1-arc)
1141 *topography-mission-srtm-1-arc*). La *elevación* (en metros) se obtuvo directamente del DEM, mientras
1142 que la *pendiente* (en grados) se calculó utilizando la opción *Slope* del paquete *ráster* en R (R
1143 Development Core Team, 2014). Finalmente, construimos un Sistema de Información Geográfica (SIG)
1144 en QGIS 3.4, para obtener los valores de las variables explicativas (*i.e.* *cobertura de bosque*, *elevación* y
1145 *pendiente*) para cada posición GPS y cada punto aleatorio incluido en el rango de acción para todos los
1146 juveniles.

1147 *Análisis estadístico*

1148 Usamos estadística descriptiva para resumir los resultados de las variables respuesta en base a las
1149 posiciones GPS y puntos aleatorios (*i.e.* variable de respuesta). Realizamos una correlación de Spearman
1150 para asegurarnos que el número de días de rastreo y las posiciones GPS no estuvieran influyendo en el
1151 tamaño del rango de acción de los juveniles, considerando las diferencias en el número de posiciones
1152 GPS obtenidas para cada juvenil. Se utilizó un Modelo Mixto Lineal Generalizado (GLMM) para probar
1153 nuestra hipótesis (Zuur et al., 2009). La *elevación* fue estandarizada (re-escalada y centrada en la media
1154 considerando cero como el valor medio), debido a que se encontraba en una escala de medida muy
1155 diferente a las demás variables. Para esto utilizamos la función *Scale* del paquete base en R. La hipótesis
1156 se tradujo entonces en un GLMM hipotético (MH), de la siguiente manera:

1157
$$\textit{Selección} \sim \textit{Cobertura de bosque} + (\textit{Elevación estandarizada})^2 + \textit{Pendiente} + (1 \mid \textit{ID})$$

1158 donde *selección* representa la selección de hábitat de águilas juveniles en el primer año de su dispersión
1159 natal (1 = posición GPS, 0 = punto aleatorio), la *cobertura de bosque* representa el porcentaje de bosque
1160 nativo, $(\textit{elevación estandarizada})^2$ representa la transformación cuadrática de la *elevación estandarizada*
1161 y la *pendiente* representa el valor de la pendiente calculada a partir del DEM. Finalmente, *identificación*
1162 (ID) se incluyó como un factor aleatorio para tener en cuenta las diferencias individuales entre las águilas
1163 juveniles.

1164 Para determinar si nuestro MH era el que mejor explicaba la selección del hábitat, lo comparamos con
1165 un conjunto de modelos alternativos (MA) más simples que incluían todas las combinaciones de dos de
1166 tres variables en el MH (*e.g.* un modelo que incluye la *Cobertura de bosque* + $(\textit{Elevación}$
1167 $\textit{estandarizada})^2$; otro modelo que incluye $(\textit{Elevación estandarizada})^2 + \textit{Pendiente}$, y así sucesivamente)

1168 además de modelos más simples que incluyen solo una de las tres variables (Tabla 2.2). Utilizamos el
1169 enfoque de la Teoría de la Información aplicando el criterio de información de Akaike (AIC) y los pesos
1170 de Akaike (ω_i) para determinar la parsimonia de nuestro MH describiendo los datos con respecto a los
1171 seis MA (ver Richards et al., 2011). Antes del análisis, se evaluó la colinealidad de las variables continuas
1172 con el coeficiente de correlación de Spearman. Los coeficientes de correlación fueron $<0,7$, por lo tanto,
1173 las variables se consideraron independientes y se utilizaron en los modelos. Realizamos GLMMs de
1174 regresión binomial utilizando una función de enlace Logit. Los modelos se clasificaron de acuerdo con
1175 el Criterio de Información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (AICc) y con los
1176 pesos de Akaike (ω_i) estimamos la probabilidad de ser el mejor modelo. El modelo con menor valor
1177 AICc y pesos Akaike más altos fue el modelo que mejor se ajustó a nuestros datos. Adicionalmente,
1178 consideramos como criterio de selección, los modelos en los que la diferencia en AIC en relación con el
1179 mejor modelo fuera <2 como modelos alternativamente bien respaldados (Burnham and Anderson, 2004,
1180 2002). El área bajo la curva ROC (AUC por sus siglas en inglés) también se estimó para comparar el
1181 rendimiento del modelo. AUC mide el rendimiento general de un modelo, por lo tanto un modelo que no
1182 predice mejor que el azar tiene un AUC de 0,5, los modelos con un AUC $>0,5$ y $<0,7$ generalmente se
1183 consideran que tienen un poder predictivo relativamente pobre, los AUC entre 0,7 y 0,9 se clasifican
1184 como modelos con poder predictivo moderado, mientras que los valores superiores a 0,9 generalmente
1185 se asocian con un modelo preciso (Swets, 1988). Esto se estimó utilizando el paquete *pROC* en R.
1186 Complementariamente, utilizamos particionamiento jerárquico de la varianza con Root Mean Square
1187 Error como medida de bondad de ajuste para determinar la importancia relativa de cada variable
1188 explicativa en el modelo (Chevan and Sutherland, 1991; Mac Nally, 2002; Nally and Walsh, 2004). Para
1189 identificar variables estadísticamente significativas, se siguió a Mac Nally (2000), aleatorizando la matriz

1190 de datos 1000 veces. Realizamos este análisis con el paquete *hier.part* en software R versión 3.6.3 (R
1191 Development Core Team, 2014).

1192 **Tabla 2.2.** Comparación de nuestros modelos hipotéticos (HM) con un conjunto de modelos más simples (MA). ID representa
1193 al individuo juvenil considerado como aleatorio en los modelos mixtos lineales generalizados (GLMM). Ver Materiales y
1194 métodos.

1195	Modelo	Variables incluidas
	HM	Selección ~ Cobertura de bosque + (Elevación estandarizada) ² + Pendiente + (1 ID)
1196	MA1	Selección ~ Cobertura de bosque + (Elevación estandarizada) ² + (1 ID)
	MA2	Selección ~ Cobertura de bosque + Pendiente (1 ID)
	MA3	Selección ~ (Elevación estandarizada) ² + Pendiente+ (1 ID)
	MA4	Selección ~ Cobertura de bosque + (1 ID)
	MA5	Selección ~ (Elevación estandarizada) ² + (1 ID)
	MA6	Selección ~ Pendiente + (1 ID)

1197 **Resultados**

1198 *Rango de acción*

1199 Durante la dispersión natal, los juveniles ocuparon grandes rangos de acción (Figura 2.1 y Tabla 2.3). El
1200 rango de acción promedio fue de 996,3 km² (DE± 606; rango = 294-2130 km²). Los juveniles fueron
1201 monitoreados un promedio de 330 días (DE± 57; rango = 238-366 días) durante su primer año de
1202 dispersión natal y obtuvimos un total de 6752 posiciones GPS (Tabla 2.3). No se encontró una correlación
1203 significativa entre el área de rango de acción y el número de días de seguimiento (Spearman rho = 0,21;
1204 $p = 0,69$) o el número de posiciones GPS (Spearman rho = 0,37; $p = 0,50$) obtenidas para cada juvenil.
1205 Dos juveniles de la población ubicada en los Andes Centrales de Colombia tuvieron el rango de acción
1206 más pequeño (294,3 km²; Figura 2.1d) y el más grande (2130,3 km²; Figura 2.1c), respectivamente.
1207 Además, los machos tuvieron un rango de acción promedio más grande (media = 1527 km², rango =
1208 923,8–2130,3; n = 2) que las hembras (media = 731 km², rango = 294,3–956; n = 4) (Tabla 2.4).

1209 *Mortalidad*

1210 Cuatro de las seis (67%) águilas juveniles presumiblemente murieron durante su dispersión natal (Tabla
1211 2.3) y solo una se estableció en su propio territorio de cría (COL01). COL03 y COL02 probablemente
1212 murieron alrededor de los 6 y 14 meses de dispersión natal (~14 y ~22 meses de edad), respectivamente.
1213 El transmisor de COL04 dejó de transmitir posiciones GPS cerca de su 8° mes de dispersión natal (~16
1214 meses de edad). Sin embargo, este individuo fue fotografiado con vida a los 10 meses de dispersión natal
1215 y su transmisor continúa enviando señales GSM (sin posición GPS) hasta la fecha. ARG01
1216 presumiblemente murió a los 22 meses de dispersión natal (~30 meses de edad). ARG02 fue cazado en
1217 el 9° mes de dispersión natal (~17 meses de edad) en la misma área donde ARG01 desapareció. Un
1218 puestero de la zona donde fue cazado entregó el transmisor GPS/GSM de este individuo a un funcionario

1219 de la municipalidad de San Antonio (provincia de Jujuy), después de sacarlo del cuerpo en
 1220 descomposición del águila y narró cómo cazadores furtivos dispararon al águila en su puesto.

1221 **Tabla 2.3.** Resumen de la mortalidad, tiempo y número de posiciones GPS y estimaciones del tamaño del rango de acción
 1222 obtenido durante el primer año de dispersión natal de seis juveniles de Águila Poma.

ID	Fecha de la última posición GPS	Causa de finalización de monitoreo	Fechas de monitoreo		Número de días de monitoreo	Número de posiciones GPS	Rango de acción (Kernel 95)		
			Inicial	Final			Área (km ²)	Número de puntos de presencia	Número de puntos aleatorios
COL01	3/07/2019	Se daño del emisor	18/09/2015	17/09/2016	366	1583	923,8	1554	4662
ARG01	16/01/2019	Presumiblemente murió	18/01/2017	17/01/2018	365	1301	836,1	1281	3843
ARG02	24/03/2019	Fue cazado	9/03/2018	8/03/2019	365	1063	956	1052	3156
COL02	25/11/2019	Presumiblemente murió	26/08/2018	25/08/2019	365	1050	837,5	1032	3096
COL03	5/08/2020	Presumiblemente murió	1/11/2019	5/08/2020	279	1160	2130,3	1155	3465
COL04	31/12/2020	Se daño del emisor	8/05/2020	31/12/2020	238	674	294,3	658	1974

1223

1224 *Selección de hábitat*

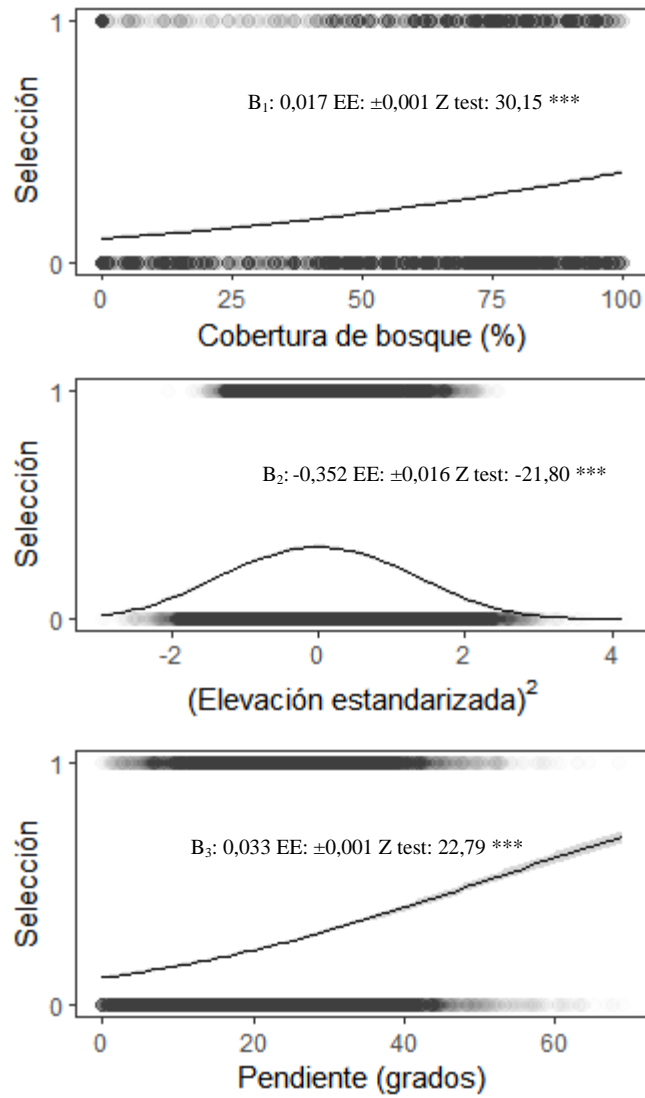
1225 Nuestro modelo hipotético fue seleccionado como el mejor modelo ajustando los datos. Esto indica que
 1226 la cobertura de bosque, la elevación y la pendiente fueron variables relevantes en la selección de hábitat
 1227 de las águilas juveniles durante su primer año de dispersión natal ($\omega_i = 1$, Tabla 2.4, Figura 2.2). Además,
 1228 nuestro modelo hipotético también se ajustó mejor que todos los modelos alternativos comparados (ver
 1229 Tabla 2.4). Por lo tanto, mientras que los juveniles se dispersaron a través de paisajes fragmentados,
 1230 seleccionaron áreas con mayor porcentaje de cobertura forestal, elevaciones medias y pendientes más
 1231 altas que el promedio disponible (Tabla 2.5). Hubo correlación positiva, aunque muy débil, entre la
 1232 cobertura de bosque y la pendiente (Spearman rho = 0,23; $p < 2,2e-16$). De igual manera ocurrió para la
 1233 elevación y pendiente (Spearman rho = 0,17; $p < 2,2e-16$), mientras que la cobertura de bosque y la
 1234 elevación no estuvieron correlacionadas (Spearman rho = -0,02; $p < 0,001$). Nuestro modelo hipotético

1235 clasificó correctamente el 71% de los puntos (GPS y aleatorios) según el porcentaje de cobertura forestal,
 1236 la elevación y la pendiente (AUC = 0,71; Tabla 2.4). El análisis de partición jerárquica mostró que la
 1237 cobertura forestal (56,93%, $Z = 771,96$, $p < 0,05$) y la pendiente (42,59%, $Z = 595,31$, $p < 0,05$) tuvieron
 1238 una contribución independiente importante a la selección del hábitat de las águilas juveniles, mientras
 1239 que la elevación tuvo una contribución independiente muy pobre (0,48%, $Z = 6,56$; $p < 0,05$).

1240 **Tabla 2.4.** Rendimiento de nuestro modelo hipotético (MH) en comparación con otros modelos alternativos (MA). Los
 1241 modelos se clasifican de acuerdo con el Criterio de Información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños
 1242 (AICc). Además, se proporcionan los valores de AICc, $\Delta AICc$, Akaike (ω_i), el área bajo la curva ROC (AUC) y el número
 1243 de parámetros (k).

Modelo	Variables incluidas	k	AICc	$\Delta AICc$	AUC	ω_i
HM	Selección ~ Cobertura de bosque + (Elevación estandarizada) ² + Pendiente + (1 ID)	5	27581,91	0	0,71	1
MA1	Selección ~ Cobertura de bosque + (Elevación estandarizada) ² + (1 ID)	4	28106,89	524,98	0,68	0
MA2	Selección ~ Cobertura de bosque + Pendiente + (1 ID)	4	28163,01	581,1	0,69	0
MA3	Selección ~ (Elevación estandarizada) ² + Pendiente + (1 ID)	4	28636,56	1054,65	0,66	0
MA4	Selección ~ Cobertura de bosque + (1 ID)	3	28836,98	1255,1	0,65	0
MA6	Selección ~ Pendiente + (1 ID)	3	29242,95	1661,04	0,58	0
MA5	Selección ~ (Elevación estandarizada) ² + (1 ID)	3	29519,3	1937,38	0,58	0

1244



1245 **Figura 2.2.** Efectos predichos de la selección de hábitat por seis Águilas Poma juveniles durante su dispersión natal en función
 1246 de cada una de las variables predictoras incluidas en el modelo ajustado (Modelo hipotético: Selección ~ Cobertura de bosque
 1247 + (Elevación)² + Pendiente). La Elevación se re-escaló y centró (*i.e.* cero significa el valor medio; ver Materiales y métodos).
 1248 Se incluyen coeficientes y significación estadística (códigos: *** = 0, ** = 0,001). El gris claro delimita los intervalos de
 1249 confianza del 95%. Error Estándar = EE

1250

1251 **Tabla 2.5.** Media y desviación estándar (DE) para la cobertura de bosque, elevación y pendiente (usada y disponible) para
 1252 cada uno de los juveniles de Águila Poma monitoreados. Ver Materiales y métodos.

ID	País	Bosque disponible (%)		Elevación (metros)		Pendiente (grados)	
		Usado (Media ± DE)	Disponible (Media ± DE)	Usado (Media ± DE)	Disponible (Media ± DE)	Usado (Media ± DE)	Disponible (Media ± DE)
COL01	Colombia	68,79 ± 30,30	47,72 ± 37,09	2460,17 ± 343,46	2435,48 ± 429,43	25,21 ± 10,87	19,33 ± 10,28
ARG01	Argentina	71,64 ± 20	54,09 ± 32,67	1777,54 ± 167,75	1847,64 ± 324,50	23,75 ± 9,65	19,86 ± 10,75
ARG02	Argentina	67,29 ± 24,10	47,32 ± 35	1877,61 ± 207,78	1991,07 ± 446,25	25,33 ± 9,53	21,37 ± 11,09
COL02	Colombia	66,88 ± 29,70	49,71 ± 36,68	2184,40 ± 309,96	2148,75 ± 428,32	24,84 ± 9,92	20,44 ± 10,80
COL03	Colombia	87,40 ± 16,34	76,39 ± 27,56	2060,10 ± 191,50	1993,91 ± 465,47	27,43 ± 11,88	18,57 ± 9,88
COL04	Colombia	83,52 ± 20,13	76 ± 26,39	2159,88 ± 229,58	2207,09 ± 398,48	28,45 ± 8,98	28,35 ± 9,45

1253

1254 **Discusión**

1255 Las águilas juveniles tuvieron grandes rangos de acción durante su primer año de dispersión natal a través
 1256 de paisajes de Bosques Montanos Andinos tropicales y subtropicales fragmentados (área ~ 1.000 km²),
 1257 aunque también registramos una alta mortalidad (67%) durante este período. El proceso selección de
 1258 modelos y ajuste de datos, mostró que nuestro modelo hipotético fue el modelo que mejor se ajustó a
 1259 nuestros datos. Éste, reveló una influencia consistente de la cobertura de bosque, la elevación y la
 1260 pendiente en la selección del hábitat. Los juveniles de Águila Poma seleccionaron áreas con mayor
 1261 cobertura de bosque remanente, elevaciones medias y pendientes más altas que la media disponible en
 1262 sus áreas de acción.

1263 La tasa de mortalidad de los juveniles marcados fue muy alta. Para aumentar la tasa de supervivencia de
 1264 la clase juvenil, se deberían mitigar los efectos indirectos de la fragmentación en el hábitat remanente,
 1265 como la caza furtiva de presas silvestres y la persecución humana de las águilas (Betts et al., 2017;
 1266 Zuluaga et al., 2021a). La baja supervivencia (33 %) de las águilas encontrada en este estudio, así como

1267 en otros estudios (ver Córdoba-Córdoba et al., 2008; Echeverry-Galvis et al., 2014; Restrepo-Cardona et
1268 al., 2020; Zuluaga et al., 2021b, 2021a), es con toda seguridad un factor crucial en la situación negativa
1269 de conservación en la que se encuentra la especie. Por lo tanto, considerando que la especie puede tolerar
1270 un cierto nivel de fragmentación, mitigar la mortalidad no-natural del Águila Poma podría ser el mayor
1271 desafío actual para la conservación de la especie en paisajes fragmentados de los Andes tropicales y
1272 subtropicales (Bax and Francesconi, 2019, 2018; Cuesta et al., 2017; Etter et al., 2006; Myers et al.,
1273 2000).

1274 Nuestro estudio mostró que los juveniles de Águila Poma pueden hacer frente a la fragmentación del
1275 hábitat seleccionando las áreas boscosas remanentes, no obstante, podrían estar pagando un alto costo
1276 debido a su baja tasa de supervivencia en estos entornos modificados por el hombre. Con la
1277 fragmentación, las especies de presas silvestres de las que dependen las águilas (como el Águila Poma y
1278 el Águila Arpía–*Harpia harpyja*) para su alimentación también disminuyen afectando su supervivencia
1279 (Dirzo et al., 2014; Miranda et al., 2021a). Como respuesta, estos depredadores integran a su dieta
1280 (originalmente basada en especies silvestres) aves de corral u otros animales domésticos (Miranda et al.,
1281 2021a; Restrepo-Cardona et al., 2019), lo que permite temporalmente satisfacer sus necesidades
1282 alimenticias, pero con el costo de exacerbar el conflicto humano-águila en estos paisajes (Miranda et al.,
1283 2021b; Restrepo-Cardona et al., 2020). Por lo tanto, tomar medidas para mitigar la depredación de
1284 animales domésticos es fundamental aunque también se debe considerar la oferta de presas en el paisaje
1285 (Miranda et al., 2021a, 2021b; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2021b). Esto debido a que
1286 es posible que la mortalidad juvenil esté siendo retroalimentada por factores subyacentes como la baja
1287 oferta de presas silvestres y alta oferta de presas domésticas. Futuros estudios deberían enfocarse en
1288 aportar nuevas evidencias que relacionen la abundancia de presas silvestres y domésticas con la
1289 mortalidad juvenil durante la dispersión natal (*e.g.* Miranda et al., 2021a).

1290 La alta capacidad de movilidad de los juveniles de Águila Poma, encontrada en este estudio, podría
1291 permitirle a esta especie hacer frente a la fragmentación y regresar a las zonas donde fueron extirpados
1292 localmente. Actualmente, la mortalidad por persecución humana en retaliación por la pérdida de aves
1293 domésticas es considerada una de las principales causas de mortalidad no-natural del Águila Poma.
1294 Mitigar esta amenaza podría ser una forma efectiva de mantener o restaurar las poblaciones de esta
1295 especie y sus funciones ecosistémicas. La alta capacidad de movimiento, tanto de juveniles como de
1296 adultos no territoriales de estas especies (*e.g.* van Eeden et al., 2017), podría permitir el flujo genético
1297 entre las subpoblaciones, asegurando así su persistencia a largo plazo (ver Bleyhl et al., 2021).

1298 Debido a una tendencia decreciente de la población global de Águila Poma, derivada en parte del
1299 conflicto humano-águila en áreas fragmentadas (BirdLife International, 2021; Restrepo-Cardona et al.,
1300 2020; Zuluaga et al., 2021a, 2021b), las funciones ecológicas clave de este depredador aéreo en los
1301 Bosques Montanos Andinos tropicales y subtropicales corren un alto riesgo de perderse. Las Águilas
1302 Pomas adultas territoriales tienen rangos de hogar más pequeños que los juveniles (BirdLife
1303 International, 2021; Renjifo et al., 2014; Thiollay, 1991), sin embargo, éstas también pueden tolerar un
1304 cierto nivel de fragmentación del hábitat cambiando su dieta para incluir una mayor proporción de aves
1305 de corral (Restrepo-Cardona et al., 2019). A pesar del conflicto humano-águila que se genera (Restrepo-
1306 Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2021b, Capítulo 4), esta capacidad de tolerar un cierto nivel de
1307 fragmentación del hábitat puede permitirle a esta especie mantener conectividad entre sus diferentes
1308 subpoblaciones así como la provisión de funciones ecológicas claves en ecosistemas altamente
1309 fragmentados. Sin embargo, el conflicto humano-águila debe ser mitigado para reducir la severidad de
1310 los efectos secundarios negativos de la fragmentación del hábitat sobre la pérdida de la especie y sus
1311 funciones en el ecosistema.

1312 Las áreas más boscosas en los Bosques Montanos Andinos tropicales y subtropicales se encuentran en
1313 laderas superiores a 20° y a altitudes mayores a 2000 metros sobre el nivel del mar (altitudes un poco
1314 más bajas en los Bosques Montanos Andinos subtropicales de Argentina; Brown et al., 2002), que son
1315 las mismas áreas seleccionadas por águilas juveniles como se muestra este estudio (Table 2.5). El Bosque
1316 Andino Montano en América del Sur ha perdido más de la mitad de su cobertura de bosque original
1317 debido a la destrucción y fragmentación (Bax and Francesconi, 2019, 2018; Brown et al., 2002; Cuesta
1318 et al., 2017; Etter et al., 2006; Myers et al., 2000) y se prevé que esta amenaza aumente en las próximas
1319 cinco décadas (Taubert et al., 2018). Sin embargo, en la actualidad, todavía existen áreas bien
1320 conservadas en elevaciones medias y pendientes altas (Bax and Francesconi, 2019, 2018; Cuesta et al.,
1321 2017; Etter et al., 2006; Myers et al., 2000). La conservación de estas áreas no fue planificada, pero su
1322 topografía históricamente dificultó la transformación de esos bosque a tierras de cultivo o para la
1323 ganadería (Bax and Francesconi, 2018). Por lo tanto, es probable que muchas de estas áreas boscosas
1324 remanentes en estos paisajes fragmentados se conserven en el futuro (Cuesta et al., 2017). En
1325 consecuencia, es necesaria la planificación del cambio en el uso de la tierra (e.g. Law et al., 2021;
1326 Velasco-Aceves et al., 2021) para evitar que cambios drásticos tengan efectos negativos inesperados en
1327 los depredadores voladores que habitan estos ambientes.

1328 Aunque la evidencia científica es todavía muy pobre, parece que algunas de las características de la
1329 dispersión natal del Águila Poma difieren de otras grandes rapaces en ecosistemas de tierras bajas
1330 tropicales y templadas de Suramérica. En la actualidad, solo hay dos estudios sobre la dispersión natal
1331 de grandes águilas en Sudamérica, uno para el Águila Arpía y el otro para el Águila Coronada
1332 (*Buteogallus coronatus*), en Ecuador y Argentina, respectivamente (Urios et al., 2017, 2014a). Nuestros
1333 resultados muestran que el mayor rango de acción obtenido para un Águila Poma juvenil durante su
1334 dispersión natal (*i.e.* 2130 km²) es hasta 5,5 veces mayor que el de un Águila Arpía juvenil (*i.e.* 386 km²;

1335 Urios et al., 2017). Mientras que el área de distribución de un Águila Coronada juvenil durante su
1336 dispersión natal (12845 km²; Urios et al., 2014b) pueden ser hasta 6 veces más grandes que el rango de
1337 hogar más grande de un juvenil de Águila Poma encontrado en este estudio. Sin embargo, se necesitan
1338 nuevas evidencias científicas para comprender mejor los requisitos espaciales de estas especies y la forma
1339 en que hacen frente a la fragmentación del hábitat.

1340 Los cambios en la cobertura de bosque, en la región Neotropical, tienen diferentes dinámicas que afectan
1341 la configuración del paisaje después de la transformación del hábitat a partir de las actividades humanas.
1342 De acuerdo con los recientes escenarios de cambio de uso de la tierra para el Neotrópico, en particular
1343 de tierras bajas, la cuenca amazónica, el Gran Chaco y los bosques montanos ubicados en las
1344 estribaciones andinas experimentarán grandes pérdidas forestales en el futuro, mientras que podría
1345 esperarse la recuperación forestal en los bosques de las tierras altas de los Andes Tropicales (Brown et
1346 al., 2002; le Polain de Waroux et al., 2018; Middelndorp et al., 2016; Soares-Filho et al., 2013; Taubert
1347 et al., 2018). Esto contrasta con la dinámica de cambio de Bosques Montanos Neotropicales, donde las
1348 condiciones de topografía dificultaron la deforestación extensiva. En los bosques de tierras bajas, la
1349 deforestación extensiva podría afectar la permanencia de los depredadores voladores como el Águila
1350 Arpía y el Águila Coronada. Por lo tanto, se necesitan urgentemente estudios de selección de hábitat de
1351 estas especies para informar la planificación del paisaje y la coexistencia con estos depredadores
1352 voladores en estos biomas y así ayudar a mantener sus funciones ecológicas claves. De lo contrario,
1353 dichas funciones podrían estar en alto riesgo de perderse debido a la extensa pérdida de hábitat para la
1354 anidación y la alimentación (Miranda et al., 2021a, 2020; Restrepo-Cardona et al., 2019) y la persecución
1355 humana (Barbar et al., 2016; Giraldo-Amaya et al., 2021; Miranda et al., 2021b; Muñoz-López, 2017;
1356 Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2021b) afectando la región Neotropical en su conjunto. La
1357 pérdida de estos depredadores voladores en hábitats fragmentados también podría afectar el

1358 funcionamiento de los ecosistemas Neotropicales al alterar el intercambio biótico y de recursos tanto
1359 dentro como entre sus principales biomas, como por ejemplo: la Selva Andina, la Amazonía y el Gran
1360 Chaco (Foley, 2005; Lundberg and Moberg, 2003; Preisser et al., 2005; Sekercioglu, 2006; Zuluaga et
1361 al., 2022).

1362 **Conclusión**

1363 Este estudio nos permitió comprender cómo el principal depredador aéreo de los Bosques Montanos
1364 Andinos tropicales y subtropicales hace frente a la fragmentación del hábitat. Las águilas juveniles
1365 mostraron grandes rangos de acción durante su dispersión natal, sin embargo, también registramos una
1366 alta mortalidad a través de estos paisajes fragmentados. Nuestro estudio mostró que las Águilas Pomas
1367 juveniles pueden tolerar un cierto nivel de fragmentación durante su período de dispersión natal, aunque
1368 claramente seleccionan áreas con mayor cobertura de bosque remanente, elevaciones medias (entre 1700
1369 y 2500 metros sobre el nivel del mar) y pendientes más altas que la media disponible. Por lo tanto, gracias
1370 a la alta movilidad y capacidad de dispersión de los juveniles a través de paisajes fragmentados (*i.e.* rango
1371 de acción medio $\sim 1000 \text{ km}^2$), esta especie aún puede mantener la conectividad entre sus poblaciones, así
1372 como las funciones ecológicas esenciales en los Bosques Montanos Andinos tropicales y subtropicales
1373 de Suramérica. Con el fin de mantener poblaciones viables de este depredador superior y sus funciones
1374 ecológicas claves en paisajes fragmentados, es urgente iniciar acciones concretas para mitigar la
1375 persecución humana de la especie derivada del conflicto humano-águila, así como las demás causas de
1376 mortalidad no-natural en paisajes fragmentados de Suramérica.

1377 **Capítulo 3: “Modelo socio-ecológico del conflicto humano-Águila Poma”**

1378

1379

1380

1381

1382

1383

1384

1385

1386

1387

1388

1389

1390

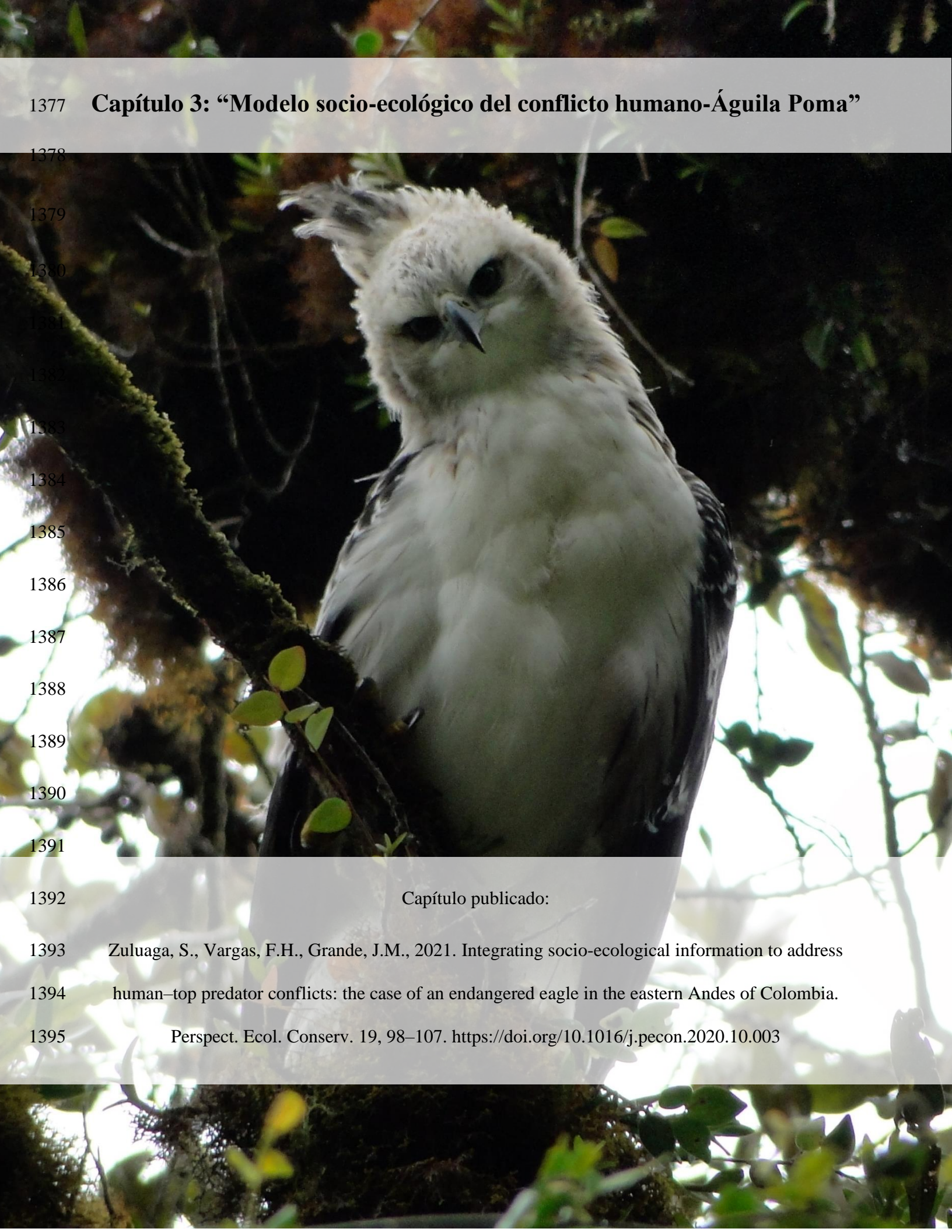
1391

1392

Capítulo publicado:

1393 Zuluaga, S., Vargas, F.H., Grande, J.M., 2021. Integrating socio-ecological information to address
1394 human–top predator conflicts: the case of an endangered eagle in the eastern Andes of Colombia.

1395 *Perspect. Ecol. Conserv.* 19, 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.003>



1396 **Introducción**

1397 Los conflictos humano-fauna (CHF) son problemas crecientes que a menudo se exacerban en áreas con
1398 una interfaz abrupta entre el hábitat nativo y el hábitat transformado para la producción agrícola (Betts
1399 et al., 2017; Di Marco et al., 2018; Woodroffe, 2000). Los CHF son situaciones en las que el
1400 comportamiento de un animal silvestre representa una amenaza recurrente (real o percibida) para los
1401 animales domésticos o especies silvestres utilizadas por las personas y en respuesta se produce la
1402 persecución de las especies depredadoras (Inskip and Zimmermann, 2009; Zimmermann et al., 2010).
1403 La deforestación dentro de paisajes relativamente intactos abre el acceso humano a áreas silvestres,
1404 incrementando el contacto entre las personas y la vida silvestre (*e.g.* mejorando el acceso de los cazadores
1405 al bosque y por lo tanto disminuyen las presas silvestres), lo que desencadena CHF (Betts et al., 2017;
1406 Di Marco et al., 2018; Graham et al., 2005; Teixeira et al., 2020). Estas situaciones empeoran con el
1407 aumento de la densidad humana cerca de paisajes intactos y generalmente terminan con la extirpación de
1408 especies consideradas problemáticas por las personas (Betts et al., 2017; Di Marco et al., 2018). Por
1409 ejemplo, los aumentos históricos en la densidad humana tuvieron una fuerte asociación con la pérdida de
1410 poblaciones de grandes carnívoros (Woodroffe, 2000). El riesgo de extinción de las especies de
1411 mamíferos terrestres en todo el mundo también está asociado positivamente con la densidad humana (Di
1412 Marco et al., 2018). Además, se prevé que la fragmentación de los paisajes boscosos más intactos del
1413 mundo, como los trópicos, aumente en las próximas cinco décadas (Taubert et al., 2018), aumentando
1414 así la prevalencia y la gravedad de CHF en estos paisajes (Betts et al., 2017; Frank et al., 2019).

1415 Las rapaces proporcionan un modelo interesante para analizar cómo un aumento en CHF, como
1416 consecuencia de la creciente presión humana sobre los hábitats naturales, está llevando a la disminución
1417 de predadores tope amenazados en todo el mundo (McClure et al., 2018). Los CHF involucrando rapaces
1418 se han registraron desde el siglo XVI con la cacería de millones de rapaces fomentada oficialmente en

1419 muchas partes de Europa como medida de control para evitar pérdidas en el ganado, aves de corral y
1420 especies cinegéticas (Broun, 2000; Newton, 1979). Sin embargo, desde principios del siglo XX, los CHF
1421 se han convertido en una amenaza con un impacto significativo en varias poblaciones de rapaces, lo que
1422 ha llevado a la extinción de especies a nivel local o regional en Europa y Norteamérica (Bildstein, 2001,
1423 2008; White et al., 1994). El ejemplo más notable de las consecuencias del CHF para las rapaces fue la
1424 extinción del Caracara de Guadalupe (*Caracara lutosa*), una especie endémica de la Isla Guadalupe en
1425 México, que fue perseguida (en el contexto de un CHF) hasta su extinción a principios del siglo XX
1426 (White et al., 1994). Aunque la persecución de rapaces, hoy en día, está lejos de ser una actividad
1427 generalizada como solía ser en el pasado, en Europa y Norteamérica, los conflictos con rapaces todavía
1428 están presentes y amenazan estas especies en muchos países del mundo (Donázar et al., 2016; Madden
1429 et al., 2019).

1430 Los efectos de las aves rapaces sobre las especies domésticas (como ganado y aves de corral) y en las
1431 poblaciones de especies cinegéticas han sido cuantitativamente bien estudiados y sugieren una baja
1432 incidencia de depredación. Dicha depredación rara vez alcanza valores superiores al 3% tanto en la
1433 proporción de la dieta de las rapaces como en las causas de mortalidad, lo que indica un bajo impacto
1434 negativo en las economías locales (Aguilar-Silva et al., 2014; Ballejo et al., 2020; Davies, 1999; Kenward,
1435 1999; Madden et al., 2019; Restrepo-Cardona et al., 2019; Sarasola et al., 2010; Valkama et al., 2005).
1436 A pesar de esto, como sucede en muchos CHF que involucran carnívoros terrestres, los conflictos con
1437 las rapaces son ampliamente extendidos y los agricultores y/o cazadores perciben las especies
1438 depredadoras (y en algunos casos las carroñeras) como dañinas (Ballejo et al., 2020; Davies, 1999;
1439 Kenward, 1999; Madden et al., 2019; Sarasola et al., 2010; Valkama et al., 2005). Esto implica la
1440 existencia de factores subyacentes, no relacionados con las pérdidas materiales o monetarias, detrás de
1441 estos conflictos (Thondhlana et al., 2020; Zuluaga et al., 2020a).

1442 Las águilas, uno de los grupos de rapaces más amenazados del mundo, están frecuentemente involucradas
1443 en conflictos con los humanos debido a su gran tamaño y necesidades alimenticias (McClure et al., 2018;
1444 Meyburg, 1986; Newton, 1979). El Águila Poma, por ejemplo, una de las águilas más amenazadas del
1445 mundo (BirdLife International, 2021), se distribuye a través de los Bosques Montanos Andinos tropicales
1446 y subtropicales desde Venezuela y Colombia hasta el noroeste de Argentina. (Ferguson-Lees and
1447 Christie, 2001). Esta rapaz de gran tamaño está catalogada mundialmente como en peligro de extinción,
1448 con un tamaño de población estimado entre 250 y 999 individuos maduros. (BirdLife International,
1449 2021). El Águila Poma es considerada muy sensible a la pérdida de hábitat y a la fragmentación (Thiollay,
1450 1991) así como a la persecución humana (BirdLife International, 2021; Echeverry-Galvis et al., 2014;
1451 Lehmann, 1959; Restrepo-Cardona et al., 2020). Es una rapaz de 63-74 cm de longitud, 1500-3500
1452 gramos de peso y hasta 180 cm de envergadura alar. La especie se alimenta principalmente de mamíferos
1453 arbóreos y aves silvestres de tamaño mediano y grande, sin embargo, las aves domésticas (*Gallus gallus*)
1454 están presentes en casi todos los nidos donde se ha estudiado la dieta de la especie (Aráoz et al., 2017;
1455 Lehmann, 1959; Restrepo-Cardona et al., 2019). Las represalias de los agricultores contra estas águilas,
1456 debido a las pérdidas de aves domésticas, se han reportado como la causa de mortalidad en la mayoría
1457 de las 80 águilas encontradas muertas en los últimos 80 años en Colombia (Restrepo-Cardona et al.,
1458 2020). De estos, más del 30% de los casos ocurrieron en los Andes orientales de Colombia, donde reside
1459 una pequeña población de Águila Poma, aparentemente aislada de otras poblaciones de la especie del
1460 norte y sur del país (BirdLife International, 2021; Restrepo-Cardona et al., 2020). Esto sugiere que el
1461 conflicto entre el Águila Poma y los humanos existe y puede ser intenso en algunas zonas de Colombia.
1462 En Colombia, alrededor del 60% de la cobertura de bosque original en los Bosques Montanos Andinos
1463 en elevaciones medias y altas se ha perdido (Etter et al., 2006), cambiado la disponibilidad de presas
1464 nativas y aumentado la proximidad entre el Águila Poma y las poblaciones humanas. Esto probablemente

1465 aumenta el conflicto entre los campesinos y la especie (Echeverry-Galvis et al., 2014; Restrepo-Cardona
1466 et al., 2019; Zuluaga and Echeverry-galvis, 2016). Además, la caza histórica y actual de presas nativas
1467 por parte de los campesinos, así como el aumento de las aves domésticas, podrían estar alterando la
1468 disponibilidad de alimentos del Águila Poma, en consecuencia, aumentando la depredación de aves
1469 domésticas (Lyamuya et al., 2014; Restrepo-Cardona et al., 2019; Woodroffe et al., 2005). Estudios
1470 recientes sugirieron que la variación en los niveles de conflicto humano-Águila Poma en varias
1471 localidades de Colombia puede explicarse por una relación negativa entre el porcentaje de cobertura de
1472 bosque y la depredación de aves domésticas por la especie (Restrepo-Cardona et al., 2020, 2019). Sin
1473 embargo, esta conclusión se basa en una pequeña muestra de nidos y localidades, por lo tanto podrían no
1474 ser concluyente (Restrepo-Cardona et al., 2019). En contraste, otros estudios de CHF en la región
1475 Neotropical que involucraron depredadores tope con requerimientos de hábitat similares a los de Águila
1476 Poma, indican que el porcentaje de cobertura de bosque se asocia positivamente con ataques al ganado
1477 doméstico, por lo tanto, con niveles más altos de conflicto en las zonas más boscosas (Michalski et al.,
1478 2006; Soto-Shoender and Giuliano, 2011; Teixeira et al., 2020).

1479 La ubicación estratégica de medidas efectivas de mitigación para manejar CHF es tan importante como
1480 la elección de las medidas en sí mismo (Altringham et al., 2020). Por consiguiente, para tomar decisiones
1481 efectivas en esfuerzos futuros de conservación de rapaces y optimizar el uso de recursos económicos
1482 limitados, es necesario un conocimiento más completo de los contextos socio-ecológicos en los que se
1483 suceden estos conflictos entre humanos y rapaces. Al igual que en el caso de las poblaciones de Águila
1484 Poma, otras especies de rapaces dependientes de bosque de la región Neotropical están disminuyendo
1485 principalmente debido a un aumento de CHF (Barbar et al., 2016; Gusmão et al., 2016; Muñoz-López,
1486 2017; Restrepo-Cardona et al., 2020; Sarasola and Maceda, 2006) asociado a procesos de pérdida y
1487 fragmentación del hábitat por la expansión de la frontera agrícola (Grande et al., 2018a; McClure et al.,

1488 2018). Los mecanismos por los cuales la pérdida y fragmentación del hábitat y la persecución humana
1489 en el contexto de CHF afectan el estado de conservación de una especie, implica una serie de relaciones
1490 ecológicas y sociales compleja, que no se comprenden completamente, por ende, actualmente se
1491 requieren estudios socio-ecológicos (Ballejo et al., 2020). El enfoque de los sistemas socio-ecológicos
1492 reúne técnicas teóricas y analíticas de diversas disciplinas, incluidas las de las ciencias sociales y
1493 ecológicas, con el fin de comprender sistemas complejos (Binder et al., 2013). Evidencia emergente
1494 sugiere que la aplicación del enfoque de sistemas socio-ecológicos puede aportar una mejor comprensión
1495 de los contextos en los que se producen los CHF (ver Behr et al., 2017; Ceașu et al., 2019; Dressel et
1496 al., 2018; Guerrero and Wilson, 2017; Pooley et al., 2017; Struebig et al., 2018; Teixeira et al., 2020).
1497 Considerando esto, anticipamos que la aplicación de un enfoque socio-ecológico (Apéndice 3.1) podría
1498 mejorar nuestra comprensión actual del conflicto específico humano-Águila Poma. El objetivo de este
1499 estudio es, por lo tanto, examinar el contexto socio-ecológico que exacerba el conflicto humano-águila
1500 (*i.e.* contexto socio-ecológico que influye en la baja tolerancia de los habitantes locales hacia la
1501 depredación de aves domésticas por el Águila Poma), en comunidades rurales de los Andes orientales de
1502 Colombia. Nuestra hipótesis es que la tolerancia de los habitantes locales hacia el águila variará en las
1503 diferentes comunidades rurales influenciada por la proporción de cobertura de bosque (*i.e.* la cantidad de
1504 bosque nativo remanente), la densidad humana y las pérdidas anuales de aves domésticas por el Águila
1505 Poma. Predecimos lo siguiente para cada una de las variables explicativas propuestas:

1506 **1. Cobertura de bosque.** Postulamos dos predicciones excluyentes una de la otra:

1507 **a.** Las personas que viven en comunidades rurales con mayor cobertura de bosque tendrán más contacto
1508 con la vida silvestre y depredadores tope y experimentarían mayores pérdidas por depredación, o al menos
1509 percibirán un mayor riesgo de depredación para sus aves de corral, por lo tanto, serán menos tolerantes

1510 con el Águila Poma (Betts et al., 2017; Di Marco et al., 2018; Graham et al., 2005; Michalski et al., 2006;
1511 Soto-Shoender and Giuliano, 2011; Teixeira et al., 2020).

1512 **b.** Por el contrario, las comunidades rurales con mayor cobertura de bosque tendrán poblaciones más
1513 diversas y abundantes de presas silvestres para el Águila Poma y, por lo tanto, las tasas de depredación
1514 de aves domésticas serán más bajas y los pobladores rurales serán más tolerantes con el águila. Mientras
1515 que en áreas más deforestadas las presas silvestres serán más escasas y, por lo tanto, las tasas de
1516 depredación de aves domésticas por las águilas serán más altas y los pobladores serán menos tolerantes
1517 con el Águila Poma (Acharya et al., 2017; Artelle et al., 2016; Lyamuya et al., 2014; Restrepo-Cardona
1518 et al., 2020, 2019).

1519 **2. Densidad humana.** Altas densidades humanas en las comunidades rurales implica un mayor uso de
1520 los recursos naturales y probablemente una mayor percepción de competencia entre los humanos y la
1521 vida silvestre (Artelle et al., 2016; Betts et al., 2017; Di Marco et al., 2018; Kaswamila et al., 2007;
1522 Woodroffe, 2000). Además, altas densidades humanas pueden permitir una interacción social más
1523 frecuente, lo que permite que los eventos de depredación de aves domésticas sean de conocimiento
1524 público, dando a los lugareños una mayor percepción del riesgo por depredación y, por lo tanto, una
1525 menor tolerancia hacia el Águila Poma (Bruskotter and Wilson, 2014; Carter et al., 2020; Marchini and
1526 Macdonald, 2018).

1527 **3. Pérdidas de aves domésticas.** El Águila Poma es conocida por depredar aves domésticas (Aráoz et
1528 al., 2017; Echeverry-Galvis et al., 2014; Restrepo-Cardona et al., 2019; Zuluaga and Echeverry-galvis,
1529 2016). Consecuentemente, la tolerancia de los habitantes locales hacia el Águila Poma debe ser menor
1530 en las comunidades rurales con mayores pérdidas anuales de aves domésticas (Restrepo-Cardona et al.,
1531 2020).

1532 **Materiales y métodos**

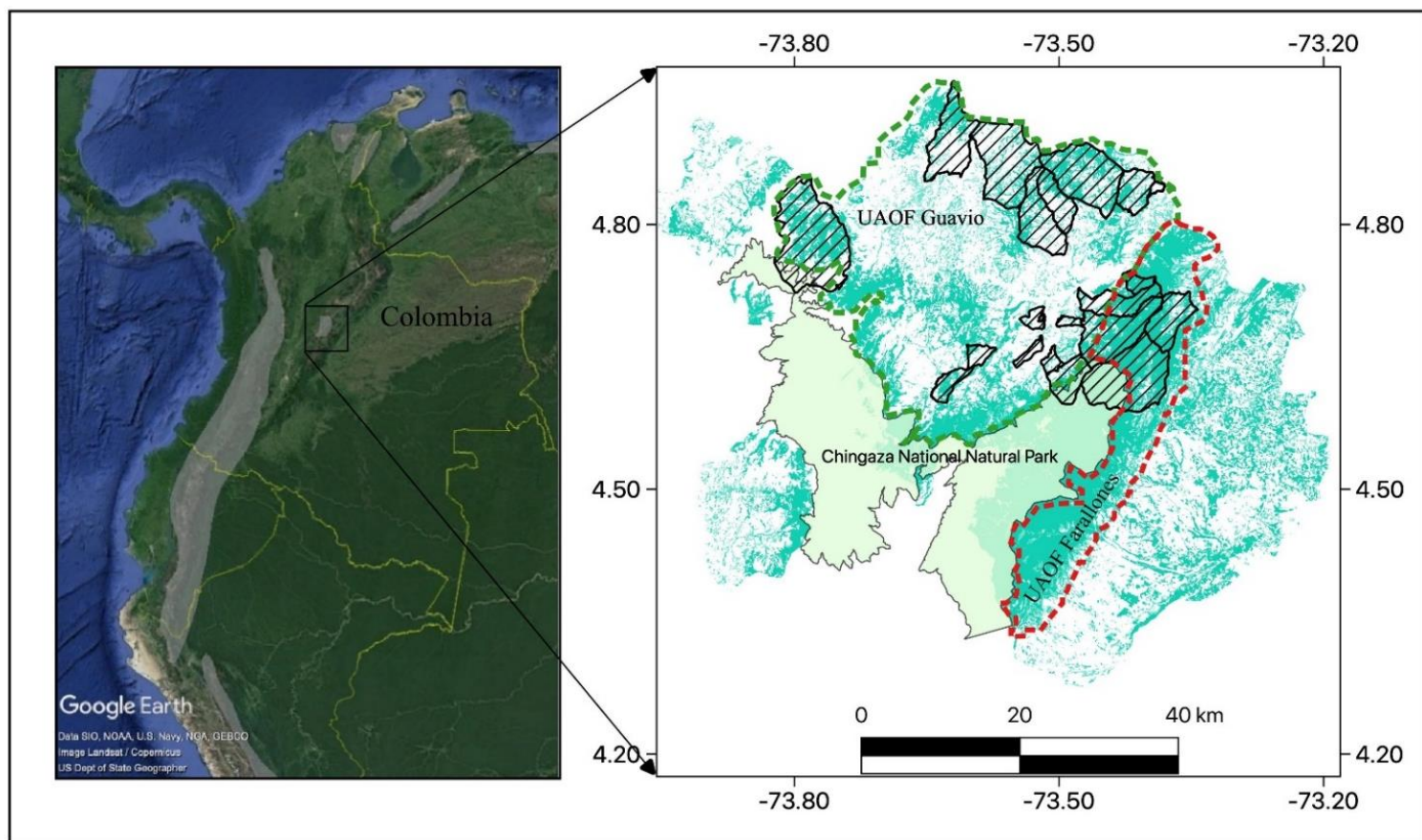
1533 *Área de estudio*

1534 El área de estudio se encuentra en la Región del Guavio en los Andes orientales de Colombia, en la zona
1535 de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Chingaza (766 km²; Vargas and Pedraza, 2004). La
1536 autoridad ambiental gubernamental de esta región es la Corporación Autónoma Regional del Guavio
1537 (CORPOGUAVIO; www.corpoguavio.gov.co). Esta tiene una jurisdicción de aproximadamente 3660
1538 km² en ocho municipios (*i.e.* Fómeque, Gachetá, Gachalá, Medina, Guasca, Junín, Gama y Ubalá) del
1539 noreste del departamento de Cundinamarca.

1540 Alrededor del 40% de la cobertura vegetal original de los bosques andinos en la región de Guavio se ha
1541 perdido principalmente por la agricultura y en menor medida por la minería (CORPOGUAVIO, 2009).
1542 La cobertura de bosque original remanente es administrada por CORPOGUAVIO que cuenta con cinco
1543 unidades administrativas de ordenamiento forestal (UAOF). Este estudio se realizó en dos de estas:
1544 UAOF Guavio y UAOF Farallones. La UAOF Guavio tiene 274 km² (55%) de bosque denso y 119 km²
1545 (24%) de bosque fragmentado, mientras que la UAOF Farallones tiene 293 km² (79%) de bosque denso
1546 y 42 km² (11%) de bosque fragmentado. La UAOF Farallones es muy importante porque cuenta con el
1547 bosque continuo más grande de toda la Región Guavio (Figura 3.1).

1548 El área de estudio abarcó seis municipios ubicados entre 1000 y 3000 metros de altitud en un área de
1549 aproximadamente 2000 km² (5.13804, -73.78346; 4.48784, -73.31499) (Figura 3.1). En esta área, en
1550 general, el 25% de los habitantes viven en zonas urbanas (aproximadamente 10.000 personas) y el 75%
1551 en zonas rurales (aproximadamente 30.000 personas). Las áreas rurales en los municipios se dividen en
1552 un nivel administrativo inferior llamado *vereda*, con poblaciones que suelen oscilar entre los 25 y los
1553 1500 habitantes (Apéndices 3.3 y 3.4). En estas veredas, las propiedades de más de cinco hectáreas se

1554 utilizan principalmente para la ganadería extensiva y la agricultura comercial (*i.e.* principalmente en
1555 invernaderos), mientras que las propiedades de menos de cinco hectáreas se utilizan principalmente para
1556 la cría de ganado a baja escala y a la agricultura de autoconsumo. En general, los pastos tienen algunos
1557 árboles dispersos y la cobertura de bosque nativo en los pueblos se encuentra principalmente en los
1558 lugares más inaccesibles (*i.e.* lugares con pendientes más altas y lejos de las principales vías de acceso).
1559 Estas condiciones establecen una interfaz abrupta entre el bosque nativo original y la agricultura,
1560 principalmente en las veredas más boscosas, donde hay grandes áreas de bosque nativo en contraste con
1561 zonas de pastos con pocos árboles dispersos.



1562 **Figura 3.1.** Rango de distribución del Águila Poma (izquierda; <http://www.birdlife.org>). Cobertura de bosque en la zona de
1563 estudio de la Región del Guavio, Cundinamarca de Colombia (derecha). Veredas (líneas diagonales) seleccionadas en dos
1564 Unidades Administrativas de Ordenamiento Forestal (UAOF): Guavio y Farallones (polígonos con línea de guiones rojos).

1565 *Muestreo*

1566 Se muestrearon 24 veredas con presencia confirmada de Águila Poma y/o conflicto humano-águila, de
1567 dos sitios dentro del área de estudio seleccionada: (i) 13 veredas fueron seleccionadas al azar de un
1568 conjunto de 20 veredas con evidencia de conflicto humano-águila (Apéndice 3.3) con base en
1569 información recolectada entre 2006 y 2012 por CORPOGUAVIO y (ii) 11 veredas fueron seleccionadas
1570 en base a observaciones de campo de juveniles de la especie y evidencia de conflicto humano-águila
1571 recolectada entre 2014 y 2016 por S. Zuluaga (datos no publicados). Se estimó el tamaño de la muestra
1572 de encuestas en base a un procedimiento de muestreo probabilístico con un nivel de confianza del 95%
1573 y un intervalo de confianza de 7% (Bernard, 2006). Teniendo en cuenta que el área estudiada representa
1574 una población humana distribuida de manera heterogénea, se utilizó un muestreo estratificado
1575 proporcional al tamaño (*i.e.* Probability Proportionate to Size – PPS en Bernard 2006) por número de
1576 hogares en cada vereda (Apéndices 3.2 y 3.4). Primero obtuvimos una lista completa de las personas
1577 residentes en las veredas. Después contactamos a los encuestados en sus hogares y entrevistamos una
1578 persona mayor de 18 años por cada hogar. Entre el autor y tres asistentes de campo realizamos 172
1579 encuestas completas en 20 veredas: 94 entre abril y mayo de 2014 (en 12 veredas) y 78 personas entre
1580 febrero y marzo de 2017 (en 8 veredas). Se excluyeron cuatro veredas de la muestra final porque no
1581 pudimos entrevistar al menos dos personas. En todos los casos, los estándares éticos de las encuestas
1582 sociales se cumplieron informando a los encuestados previamente que su participación era voluntaria y
1583 anónima.

1584 Construimos un Sistema de Información Geográfica (SIG) en QGIS 3.4 (www.qgis.org), con un mapa
1585 de Uso y Cobertura de la Tierra (escala 1:10.000) del área de estudio proporcionado por
1586 CORPOGUAVIO (CORPOGUAVIO, 2009) y los límites geográficos de la veredas descargados del
1587 DANE (<https://www.dane.gov.co>). Usando este SIG, estimamos en cada una de las 20 veredas la

1588 proporción de cobertura de bosque. Finalmente, utilizando los límites geográficos de la vereda y la lista
1589 de las personas residentes en las mismas, estimamos la densidad humana en cada vereda.

1590 **Cuestionario.** En el cuestionario incluimos variables definidas *a priori* a partir de literatura de CHF
1591 (Kansky and Knight, 2014). Para asegurarnos que los encuestados realmente estaban familiarizados con
1592 el Águila Poma, se les pidió que identificaran la especie a partir de varias fotos (*i.e.* les mostramos
1593 imágenes de un adulto, otra de un juvenil y una tercera de ambas águilas en el nido). Después de esto, si
1594 el encuestado identificaba la especie, realizamos una encuesta de preguntas cerradas sobre experiencias
1595 personales con Águila Poma (*i.e.* frecuencia de observación de Águila Poma por las personas, pérdidas
1596 anuales de aves domésticas por la especie y registros históricos o actuales de águilas cazadas) y tolerancia
1597 hacia la especie. Considerando que cualquier persona que viva en un área con águilas tiene que asumir
1598 costos adicionales que no estarían presentes en ausencia de la especie (*e.g.* pérdidas de aves domésticas).
1599 Seleccionamos la *tolerancia* como variable respuesta y la definimos como "la capacidad y de una persona
1600 para asumir los costos potenciales o reales de la depredación de aves domésticas por el Águila Poma"
1601 (Kansky et al., 2016). Entonces, medimos la tolerancia como la capacidad de las personas para aceptar
1602 pérdidas de aves domésticas por el Águila Poma. Utilizamos preguntas estilo escenario, sobre la
1603 depredación hipotética de aves domésticas para preguntar a los encuestados cuántas aves domésticas
1604 tolerarían perder antes de matar un Águila Poma. Las posibles respuestas fueron: ninguna, entre una y
1605 cinco, hasta 10, y más de 10. Por último, preguntamos sobre algunas variables demográficas y socio-
1606 económicas (*i.e.* sexo, edad y número de aves domésticas). Codificamos la edad en seis clases (una
1607 década por clase: 18-27, 28-37, 38-47, 48-57, 58-67, >67; White et al., 2018), educación en cuatro clases
1608 (profesionales universitarios, educación secundaria, educación primaria y ninguna educación formal), y
1609 actividad económica en tres clases (producción agrícola, minería y otra).

1610

1611 *Análisis estadísticos*

1612 Utilizamos estadística descriptiva para presentar resultados sobre variables socio-económicas y
1613 demográficas. Para probar nuestra hipótesis usamos Modelos Lineales Generalizados (Zuur et al., 2009).
1614 Las veredas se clasificaron de acuerdo con a la cantidad de cobertura de bosque, como: a) "baja
1615 proporción de cobertura de bosque " hasta el 29%; b) "proporción media de cobertura de bosque " entre
1616 el 30 y el 60%; y c) "alta proporción de cobertura de bosque " con más del 60%, en base a la proporción
1617 mínima y máxima obtenida. Realizamos una prueba Kruskal-Wallis para determinar diferencias entre la
1618 pérdida media anual de aves domésticas de las personas en veredas con proporción baja, media y alta de
1619 cobertura de bosque. Realizamos una prueba chi-cuadrado (χ^2) de independencia para estimar la
1620 influencia de la categoría de cobertura de bosque en la proporción de personas que observaron Águila
1621 Poma al menos una vez al año (*i.e.* de semanal a anualmente) y la proporción de águilas muertas (*i.e.*
1622 registros históricos o actuales de águilas cazadas ilegalmente reportadas en los cuestionarios) en las 20
1623 veredas.

1624 Considerando que un modelo socio-ecológico necesita al menos tres componentes: el subsistema social,
1625 el subsistema ecológico y una interacción entre ellos (*i.e.* el componente de interacción). Nuestra
1626 hipótesis se expresó en el siguiente modelo matemático hipotético (MH):

1627 *Tolerancia ~ cobertura de bosque + densidad humana + pérdidas anuales de aves domésticas por el*
1628 *águila*

1629 donde la *tolerancia* representa una retroalimentación del subsistema social al subsistema ecológico, la
1630 *cobertura de bosque* y la *densidad humana* representan los subsistemas ecológico y social,
1631 respectivamente, y las *pérdidas anuales de aves domésticas por el águila* representan el componente de
1632 interacción entre ambos subsistemas (Apéndice 3.1).

1633 Para determinar si nuestro MH socio-ecológico era el que mejor explicaba el conflicto humano-Águila
 1634 Poma, lo comparamos con dos subconjuntos de modelos alternativos. En primer lugar, lo comparamos
 1635 con modelos alternativos más simples (MA) que incluían todas las combinaciones de dos de tres variables
 1636 en el MH (*i.e.* un modelo que incluye la *cobertura de bosque + densidad humana*; otro modelo que
 1637 incluye la *cobertura de bosque + las pérdidas anuales de aves domésticas por Águila Poma*, y así
 1638 sucesivamente) y modelos simples que incluyeron solo una de las tres variables (Tabla 3.1). En segundo
 1639 lugar, comparamos nuestro MH con un conjunto de otros modelos alternativos socio-económicos y
 1640 demográficos definidos *a priori* a partir de la literatura (ML; Tabla 3.2) de conflictos humano-rapaces
 1641 en la Región Neotropical (ver Ballejo et al., 2020, 2019; Cailly-Arnulphi et al., 2017; Restrepo-Cardona
 1642 et al., 2020).

1643 **Tabla 3.1.** Modelos alternativos (MA) más simples con diferentes combinaciones del modelo hipotético (MH) utilizadas para
 1644 la validación del mejor modelo. La *tolerancia* fue seleccionada como la variable de respuesta a todos los modelos alternativos
 1645 Ver Materiales y métodos.

Modelo	Variables incluidas
MH	Tolerancia ~ Cobertura de bosque + Densidad humana + pérdidas anuales de aves domésticas por el águila
MA1	Tolerancia ~ Cobertura de bosque + Densidad humana
MA2	Tolerancia ~ Cobertura de bosque + pérdidas anuales de aves domésticas por el águila
MA3	Tolerancia ~ Cobertura de bosque
MA4	Tolerancia ~ Densidad humana + pérdidas anuales de aves domésticas por el águila
MA5	Tolerancia ~ Densidad humana
MA6	Tolerancia ~ Pérdidas anuales de aves domésticas por el águila

1646

1647 **Tabla 3.2.** Modelos alternativos de la literatura (ML), sobre evaluaciones de conflictos humano-rapaces en la Región
 1648 Neotropical (ver Ballejo et al., 2020, 2019; Cailly-Arnulphi et al., 2017; Restrepo-Cardona et al., 2020), usados para la
 1649 validación del mejor modelo. La variable de respuesta original se refiere a las presentadas en los manuscritos originales (ver
 1650 Referencias). El modelo alternativo equivalente se refiere a nuestra interpretación del modelo original para probarlo con
 1651 nuestros datos. La *tolerancia* fue seleccionada como la variable de respuesta a todos los modelos alternativos. Ver Materiales
 1652 y métodos.

Modelo	Modelo alternativo equivalente (Variable respuesta ~ variables explicativas)	Variable respuesta original	Referencia
ML1	Tolerancia ~ Educación + genero	Control letal vs. Control no letal	Ballejo et al. 2020
ML2	Tolerancia ~ Actividad económica + genero	Perjudicial vs. Beneficiosa	Restrepo-Cardona et al. 2020
ML3	Tolerancia ~ Tenencia de aves domésticas + genero		
ML4	Tolerancia ~ Tenencia de aves domésticas	Perjudicial vs. Beneficiosa	Ballejo et al. 2019
ML5	Tolerancia ~ Educación		
ML6	Tolerancia ~ Actividad económica + educación + genero	Perjudicial vs. Beneficiosa	Cailly-Arnulphy et al. 2017

1653

1654 Basados en el enfoque de la “Teoría de la Información”, utilizando el criterio de información de Akaike
 1655 (AIC) y los pesos de Akaike (ω_i) para determinar la parsimonia de nuestro MH describiendo los datos
 1656 (Richards et al., 2011) con respecto a los dos subconjuntos de modelos alternativos (*i.e.* MA y ML).
 1657 Antes del análisis, la colinealidad de las variables continuas se evaluó utilizando coeficientes de
 1658 correlación de Pearson. Este análisis mostró que todos los predictores utilizados tenían $r < 0,7$. La
 1659 multicolinealidad se evaluó en todos los modelos mediante el cálculo de los factores de inflación de
 1660 varianza (VIF por sus siglas en inglés) utilizando el paquete *car*. Los VIFs para todos los predictores
 1661 utilizados fueron < 2 , muy por debajo del valor umbral y, por lo tanto, indicando que no hay
 1662 multicolinealidad entre las variables (ver O'brien, 2007). Los modelos se clasificaron de acuerdo con el
 1663 Criterio de Información de Akaike corregido para muestra pequeñas (AICc), mientras que los pesos de
 1664 Akaike (ω_i) estiman la probabilidad de ser el mejor modelo. Por lo tanto, el modelo con menor valor

1665 AICc y mayores ω_i sería el modelo que mejor se ajusta a nuestros datos. Consideramos modelos en los
1666 que la diferencia en AIC en relación con el mejor modelo fuera <2 como buenos modelos alternativos
1667 (Burnham y Anderson, 2004, 2002). El área bajo la curva ROC (AUC por sus siglas en inglés) también
1668 se estimó para comparar el rendimiento del modelo. AUC mide el rendimiento general de un modelo; un
1669 modelo que no funciona mejor que el azar tiene un AUC de 0,5. Esto se realizó utilizando el paquete
1670 *ModelMetrics* en R.

1671 Se construyeron modelo de Regresión Binomial utilizando una función de enlace logit y lenguaje R.
1672 Considerando la *tolerancia* como nuestra variable respuesta. Los encuestados fueron considerados
1673 tolerantes si aceptaban perder más de diez aves domésticas antes de matar un Águila Poma (*i.e.* no tienen
1674 intención de matar un Águila Poma) y no tolerantes si ellos manifestaban que podían matar un águila
1675 incluso si las águilas cazaban hasta diez aves domésticas (*i.e.* tienen algún nivel de intención de matar a
1676 Águila Poma) (ver Marchini y Macdonald, 2012). Sobre la base de estas dos condiciones, consideramos
1677 la tolerancia como una variable binomial (1 = alta tolerancia, 0 = baja tolerancia). A través del paquete
1678 *lme4* ajustamos los modelos y los comparamos entre sí (Bates et al., 2015). En todos los casos utilizamos
1679 R 3.6.3 (R Development Core Team, 2014)

1680 **Resultados**

1681 *Características socio-ecológicas*

1682 **Personas.** De todos los encuestados, el 55% fueron hombres y el 45% mujeres. Respecto a su educación
1683 formal, 4,7% fueron profesionales, 15,7% tuvo educación secundaria, 71% tuvo educación primaria y
1684 8,7% no tuvo educación formal. Sus edades oscilaron entre 18-27 (12%), 28-37 (15%), 38-47 (16%), 48-
1685 57 (22%), 58-67 (19%) y más de 67 años (16%). La mayoría se dedica a la producción agrícola (77%)
1686 como su principal actividad económica, mientras que otros son empleados, se dedican a los quehaceres

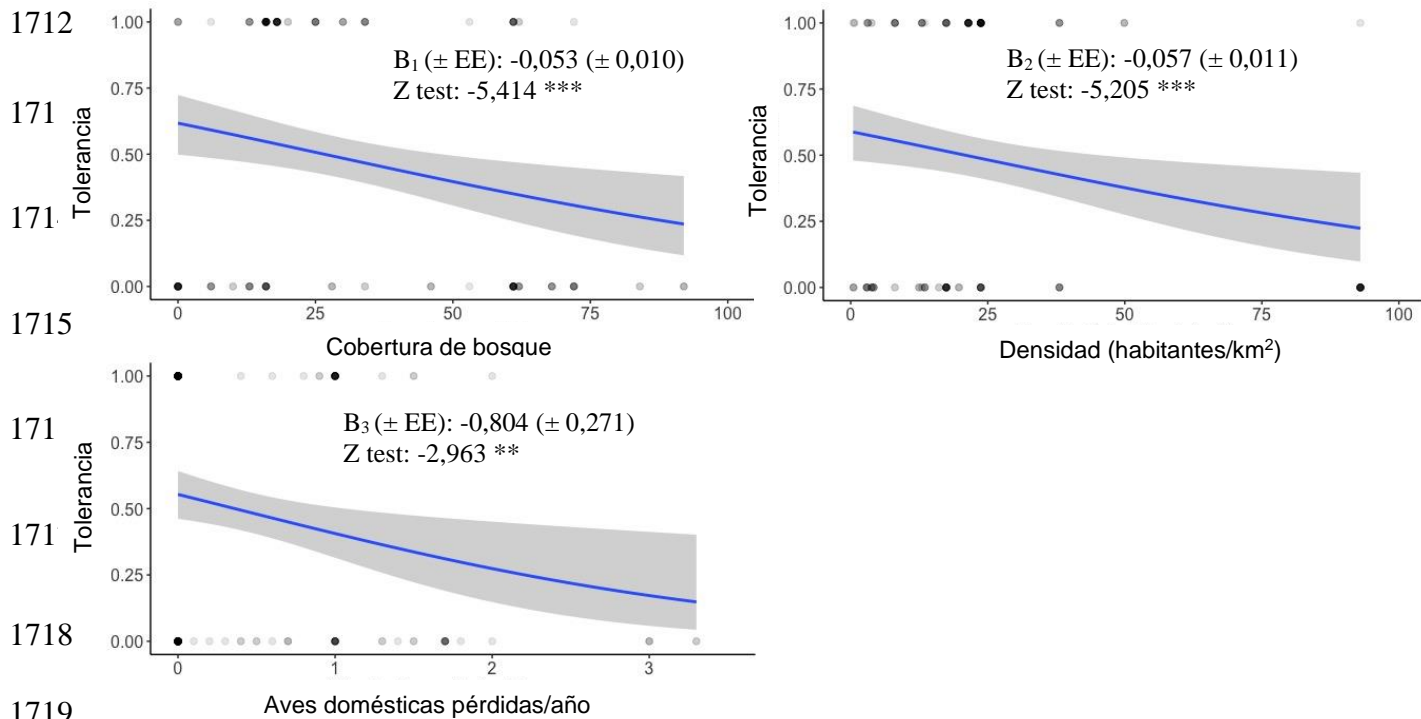
1687 del hogar o son pensionados (21%). Un pequeño porcentaje se dedican a la minería (2%). La mayoría
1688 (57%) tiene más de doce aves domésticas. Las personas que actualmente no tienen aves domésticas (16%)
1689 declararon que estarían interesadas en tener algunas en un futuro próximo. Más del sesenta por ciento de
1690 las personas reportaron observaciones del Águila Poma con una frecuencia entre semanalmente y
1691 anualmente (entre el resto de las personas, el 9% vio la especie una sola vez y el 29% nunca la vio en la
1692 naturaleza). Veintinueve personas nunca la habían visto en la naturaleza, pero la identificaron
1693 adecuadamente como un ejemplar de *Spizaetus isidori* en las fotos (aunque refiriéndose a esta con los
1694 nombres comunes Águila o Águila Crestada).

1695 **Veredas.** El treinta por ciento de las veredas tuvo una alta proporción de cobertura de bosque (entre el
1696 61 y el 92%) y el veinte por ciento tiene una proporción media (entre el 30 y el 53%). El resto de las
1697 veredas (50%) tienen bajos porcentajes de cobertura de bosque (entre 0 y 28%, Apéndice 3.4). Las
1698 pérdidas anuales de aves domésticas por el Águila Poma fueron mayores en veredas con alta proporción
1699 de cobertura de bosque que en aquellas con proporciones medias y bajas (Kruskal-Wallis = 4,5616; $p =$
1700 0,033). La densidad humana media en las 20 veredas fue de $17,4 \pm 21,9$ (\pm DE) habitantes/km². La
1701 densidad humana tuvo una correlación negativa con la proporción de cobertura de bosque en cada vereda
1702 (Pearson = -0,62, $t = -10,374$; $p < 0,001$). No encontramos una influencia de la proporción de cobertura
1703 de bosque con la frecuencia de observación de Águila Poma por las personas ($\chi^2 = 0,099$; $p = 0,951$).

1704 *Modelo socio-ecológico del conflicto humano-águila*

1705 Más de la mitad de las personas tuvo baja tolerancia a la pérdida de aves domésticas por Águila Poma
1706 (52%). Encontramos una relación negativa entre la tolerancia de las personas hacia Águila Poma y la
1707 cantidad de cobertura de bosque, la densidad humana y las pérdidas anuales de aves domésticas por
1708 Águila Poma (GLM: $\beta = -0,053$; $p = 6,17e-08$, $\beta = -0,057$; $p = 1,94e-07$ y $\beta = -0,804$; $p = 0,00304$,

1709 respectivamente, $R^2 = 0,224$; Figura 3.2). Nuestro modelo socio-ecológico clasificó correctamente el
 1710 80% de la tolerancia de las personas hacia Águila Poma (AUC = 0,801; Tabla 3.3). Este modelo también
 1711 se ajustó mejor a los datos que el resto de modelos alternativos probados (ver Tabla 3.3).



1720 **Figura 3.2.** Efectos estimados de la tolerancia de las personas hacia el águila Poma en los Andes Orientales de Colombia, de
 1721 acuerdo a cada una de las variables predictoras incluidas en el mejor modelo ajustado los datos (*Tolerancia ~ cobertura de*
 1722 *bosque + densidad + pérdidas anuales de aves domésticas por el águila*). Se incluyen coeficientes y significancia estadística
 1723 (códigos: *** = 0, ** = 0,001). El gris claro delimita los intervalos de confianza del 95%. Error Estándar = EE

1724 *Registros históricos o actuales de cacería del Águila Poma*

1725 La evaluación de los registros históricos o actuales de Águilas Pomas cazadas, proporcionados por los
 1726 encuestados, indica que la especie fue más cazada en las veredas con proporción de cobertura de bosque
 1727 alta (83%, 4 de 6 águilas muertas) y media (17%, 2 de 6 águilas muertas) ($\chi^2 = 75,102$; $p < 0,001$). No se
 1728 encontró evidencia de águilas cazadas en veredas con baja proporción de cobertura de bosque (Tabla

1729 3.4). El porcentaje de encuestados que declararon haber cazado al menos un Águila Poma fue bajo (3%,
 1730 5 de 172), sin embargo, entre las personas que viven en veredas con alta proporción de cobertura de
 1731 bosque el porcentaje aumentó al 8% (4 de 50). Solo una persona informó haber cazado dos águilas y
 1732 cuatro admitieron haber cazado solo una. Cuatro águilas fueron cazadas hace entre 30 y 40 años, otra fue
 1733 cazada hace 15 años y un encuestado no quiso informar la fecha. Entre las personas que cazaron al menos
 1734 un Águila Poma, en años anteriores, todas declararon baja tolerancia (*i.e.* intenciones de matar al águila
 1735 en el futuro si se alimenta de sus aves domésticas).

1736 **Tabla 3.3.** Comparación de nuestro modelo hipotético socio-ecológico (MH) con otros modelos no socio-ecológicos. i.) con
 1737 un conjunto de modelos más simples (MA) y ii.) con un conjunto de modelos alternativos derivados de la literatura (ML). Los
 1738 modelos se clasifican de acuerdo con el Criterio de Información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños
 1739 (AICc). Además del AICc, se proporcionan $\Delta AICc$, pesos de Akaike (ω_i), área bajo la curva ROC (AUC) y el número de
 1740 parámetros (k).

Modelo	VARIABLES INCLUIDAS	k	AIC _c	ΔAIC_c	AUC	ω_i
MH	Cobertura de bosque + densidad humana + pérdidas anuales de aves domésticas por el águila	4	193	0,00	0,803	0,982
MA1	Cobertura de bosque + densidad humana	3	201,1	8,04	0,786	0,018
MA4	Densidad humana + pérdidas anuales de aves domésticas por el águila	3	226,4	33,3	0,664	0
MA2	Cobertura de bosque + pérdidas anuales de aves domésticas por el águila	3	230,9	37,85	0,609	0
MA3	Cobertura de bosque	3	234	41,01	0,628	0
MA5	Densidad humana	2	235	41,94	0,485	0
MA6	Pérdidas anuales de aves domésticas por el águila	2	235,1	42,09	0,589	0
MH	Cobertura de bosque + Densidad humana + pérdidas anuales de aves domésticas por el águila	4	193	0,00	0,803	1
ML2	Actividad económica + genero	3	233	39,96	0,628	0
ML6	Actividad económica + educación + genero	6	237,4	44,39	0,640	0
ML3	Tenencia de aves domésticas + genero	3	238,2	45,17	0,583	0
ML4	Tenencia de aves domésticas	2	238,8	45,80	0,552	0
ML1	Educación + genero	5	243,3	50,30	0,592	0
ML5	Educación	4	244,1	51,08	0,552	0

1741

1742 **Tabla 3.4.** Estadística descriptiva de 20 veredas estudiadas en los Andes orientales de Colombia. El tamaño de la muestra (*n*)
 1743 es proporcionado para cada vereda. Las veredas están ordenadas por Cobertura de bosque (%).

Vereda	Cobertura de bosque (%)	Densidad humana (habitantes/km ²)	Pérdidas anuales de aves domésticas por el águila (Media ± DE)	Águilas cazadas	Personas con baja tolerancia (%)	Área (km ²)	Cobertura de bosque (km ²)	<i>n</i>
Toquiza	92	0,52	0,8 ± 0,9	2	100	70,56	65,04	3
Cascadas	84	8,06	0	0	100	6,58	5,52	2
Sinaí	72	2,93	1,3 ± 0,6	2	88	46,36	33,21	8
Los Andes	68	4,19	0,6 ± 0,6	0	100	19,57	13,22	5
Algodones	62	3,80	0,5 ± 0,6	1	71	26,34	16,325	7
Boca de Monte	61	17,42	0,5 ± 0,9	0	64	23,14	14,026	25
EL Edén	53	0,44	0	0	50	57,28	30,47	2
Piedra Gorda	46	19,73	0,7 ± 0,6	1	100	10,08	4,63	3
Betania	34	13,00	0,3 ± 0,5	0	25	19,93	6,84	8
Mundo Nuevo	30	3,13	0	0	0	19,8	6	4
Chinchorro	28	12,45	2,8 ± 1,0	0	100	6,74	1,92	3
San Luis II	25	6,86	0,3 ± 0,5	0	0	35,71	8,986	7
Concepción	20	0,67	0	0	0	95,55	19,273	2
Salinas	18	21,46	0,5 ± 0,5	0	0	42,27	7,679	17
Muchindote	16	23,72	0,3 ± 0,4	0	31	62,91	10,119	35
La Florida	13	38,07	1 ± 1,7	0	55	4,7	0,588	11
Guacamayas	10	16,09	1,9 ± 1,6	0	100	5,41	0,553	2
La Diana	6	13,51	0,7 ± 0,6	0	83	4,4	0,283	6
La Playa	0	49,90	0,3 ± 0,6	0	0	1,98	0	3
Murca	0	92,97	0,1 ± 0,3	0	95	3,13	0	19

1744

1745 **Discusión**

1746 El modelo socio-ecológico utilizado para analizar los factores socio-ecológicos que afectan la tolerancia
 1747 de las personas locales hacia el Águila Poma, en la región del Guavio-Colombia, mostró el mejor
 1748 desempeño para explicar la tolerancia entre varios modelos ecológicos, demográficos y socio-
 1749 económicos alternativos. La tolerancia de las personas hacia el Águila Poma fue más baja en aquellas

1750 veredas con mayor cobertura de bosque, mayor densidad humana y mayores pérdidas anuales de aves
1751 domésticas por el águila. La cobertura de bosque también se asoció positivamente con los ataques anuales
1752 de Águila Poma a las aves domésticas. Por lo tanto, el aumento de la densidad humana en áreas que aún
1753 tienen una cobertura de bosque importante probablemente esté exacerbando el conflicto entre humanos
1754 y águilas en áreas con una interfaz abrupta entre el bosque y zonas destinadas a la agricultura.

1755 Nuestros resultados sugieren que el riesgo de persecución humana del Águila Poma, en el contexto de
1756 CHF, es relativamente más alto en los hábitats más adecuados de los Andes orientales de Colombia. Se
1757 encontró que la tolerancia humana es afectada negativamente por la proporción de cobertura de bosque
1758 y por las pérdidas de aves domésticas por Águila Poma, ambas mayores en los paisajes más boscosos.
1759 Sobre la base del conocimiento de los requerimientos de hábitat de la especie (Thiollay, 1991; Capítulo
1760 2), más probable que el Águila Poma seleccione veredas con mayores proporciones de cobertura de
1761 bosque donde también tienen mayor impacto en la pérdida de aves domésticas. En general, la proporción
1762 de cobertura de bosque en las 20 veredas fue del 44 %. Alrededor de la mitad de las personas entrevistadas
1763 mostraron baja tolerancia a la pérdida de aves domésticas por Águila Poma (52%), pero esta proporción
1764 aumentó hasta un 76% en las seis veredas con mayor proporción de cobertura forestal. La proporción
1765 total de cobertura de bosque en esas seis veredas fue del 76 %. La persecución humana también fue más
1766 frecuente en estas veredas, donde el 8% de las personas reconocieron haber cazado a la especie. Por lo
1767 tanto, nuestros resultados sugieren que es en estas áreas con mayor cobertura de bosque y altas pérdidas
1768 de aves domésticas es donde se deben priorizar la acción de conservación de la especie en los Andes
1769 orientales de Colombia.

1770 Nuestros resultados apoyan la evidencia actual sobre cómo la cobertura de bosque se asocia
1771 positivamente con los ataques de depredadores silvestres a animales domésticos y, por lo tanto, esta se
1772 asocia indirecta y negativamente con las actitudes y la tolerancia de las personas hacia los depredadores

1773 (Graham et al., 2005; Michalski et al., 2006; Soto-Shoender and Giuliano, 2011; Teixeira et al., 2020).
1774 Sin embargo, un estudio realizado en las cercanías de cuatro nidos del Águila Poma en Colombia sugiere
1775 lo contrario (Restrepo-Cardona et al., 2020, 2019). Esta diferencia podría deberse a la escala geográfica
1776 de ambos estudios así como a sus diseños, ya que mientras Restrepo-Cardona et al. (2019, 2020)
1777 trabajaron en las cercanías de nidos, tanto en los Andes Centrales como los Andes Oriental de Colombia,
1778 nosotros trabajábamos en varias veredas solo en los Andes Orientales pero en un área más amplia (no
1779 restringida a la cercanía de los nidos). Esta divergencia muestra claramente la necesidad de considerar
1780 los enfoques y las diferentes escalas de análisis a la hora de sacar conclusiones. Por lo tanto, estudios que
1781 consideren la interacción entre la cobertura de bosque, la cacería de presas nativas por parte de los
1782 campesinos y la disponibilidad de presas para el águila (*i.e.* aves domésticas y presas silvestres) son
1783 necesarios para tener una mejor comprensión ecológica del sistema y cómo interactúa con diferentes
1784 factores sociales para aumentar o reducir el conflicto humano-Águila Poma a nivel local. Esto podría
1785 mejorar la disponibilidad de evidencia socio-ecológica para informar la toma de decisiones e
1786 implementación de medidas de conservación (Lyamuya et al., 2014; Restrepo-Cardona et al., 2019;
1787 Teixeira et al., 2020; Woodroffe et al., 2005).

1788 La baja tolerancia en veredas con alta densidad humana donde el hábitat remanente para el Águila Poma
1789 puede ser escaso, podría estar relacionada con factores subyacentes relacionados a un conflicto humano-
1790 humano (Fraser-Celin et al., 2018). Los CHF son a menudo complejos y es bien sabido que la falta de
1791 confianza entre las agencias del gobierno (ver Capítulo 4) y algunos actores, así como también la
1792 comunicación de eventos de depredación entre los residentes locales puede crear o agravar los CHF
1793 (Bruskotter and Wilson, 2014; Marchini and Macdonald, 2018). La presencia del Águila Poma en estas
1794 veredas puede ser menos frecuente debido a que hay una menor proporción de cobertura de bosque
1795 (Thiollay, 1991; Capítulo 2) y, por lo tanto, las pérdidas de aves domésticas deberían ser menores.

1796 Aunque no encontramos una influencia de la proporción de cobertura de bosque en la frecuencia de
1797 observación de Águila Poma por personas, la baja proporción de cobertura de bosque sí estuvo asociada
1798 con menos ataques del Águila Poma hacia las aves domésticas. Sin embargo, la relación entre la alta
1799 densidad humana y la baja cobertura forestal puede causar una alta demanda de recursos naturales escasos
1800 en estas veredas, pero necesarios para la producción agrícola de subsistencia a pequeña escala (*e.g.*
1801 árboles para leña y material de construcción para hogares y cercas, o áreas de pastos para ganado). El
1802 acceso a estos recursos es limitado por las autoridades a través de regulaciones y leyes, que a su vez
1803 pueden generar descontento y conflictos entre las autoridades y los actores locales. Ya se ha demostrado
1804 antes que estos dos factores influyen en los conflictos humano-Jaguar (*Panthera onca*) y humano-Puma
1805 (*Puma concolor*) en Brasil. (Engel et al., 2016), conflicto humano-Oso Negro (*Ursus americanus*) en
1806 Colorado, EE.UU (Lischka et al., 2018), y conflicto humano-Perros Silvestres africanos (*Lycaon pictus*)
1807 en Botsuana (Fraser-Celin et al., 2018). No obstante, se necesita más investigación socio-ecológica para
1808 profundizar la comprensión de estos aspectos en el conflicto humano-Águila Poma (ver Capítulo 4).

1809 Nuestro modelo socio-ecológico, a pesar de ser bastante simple, mostró un desempeño mucho mejor que
1810 todos los modelos ecológicos, demográficos y socio-económicos alternativos para explicar la tolerancia
1811 humana hacia el Águila Poma. Estos modelos alternativos incluyeron una muestra de modelos simples
1812 que incluían solo el componente ecológico, solo el componente social o el resultado de la interacción de
1813 ambos sistemas en el número de aves domésticas depredadas por el águila, así como varios otros modelos
1814 que incluyen variables socio-económicas y demográficas previamente reportados como relevantes en
1815 CHF de acuerdo con la literatura (Tablas 3.1, 3.2, 3.3; ver Ballejo et al., 2020, 2019; Cailly-Arnulphi et
1816 al., 2017; Restrepo-Cardona et al., 2020). Por lo tanto, nuestros resultados están en consonancia con la
1817 evidencia emergente que sugiere que la aplicación de modelos socio-ecológicos para CHF puede ser
1818 informativa y beneficiosa (Behr et al., 2017; Carter et al., 2019, 2014; Ceaușu et al., 2019; Dressel et al.,

1819 2018; Guerrero and Wilson, 2017; Pooley et al., 2017; Teixeira et al., 2020). Del mismo modo, un estudio
1820 reciente que modela la tolerancia de las personas, hacia los tigres de Sumatra (*Panthera tigris sumatrae*),
1821 una subespecie en peligro crítico de extinción, combinando información en modelos socio-ecológicos
1822 con actitudes, emociones, normas, creencias espirituales y perfiles geográficos, arrojó predicciones de
1823 tolerancia que fueron 32 veces mejores que los modelos basados solo en predictores sociales (Struebig
1824 et al., 2018). Esos resultados son ejemplos claros de cómo un enfoque socio-ecológico puede mejorar
1825 nuestra comprensión de los CHF con varias especies, incluidas rapaces con interés para la conservación.
1826 Los conflictos humano-rapaces han sido ampliamente estudiados desde las perspectivas de las ciencias
1827 biológicas (e.g. Madden et al., 2019; Restrepo-Cardona et al., 2019; Sarasola et al., 2010; Valkama et al.,
1828 2005) pero por lo general la evidencia socio-ecológica para informar la toma de decisiones y la
1829 implementación de medidas de conservación ha sido dejada de lado (e.g. Ballejo et al., 2020, 2019;
1830 Cailly-Arnulphi et al., 2017; Grande et al., 2018b; Restrepo-Cardona et al., 2020), limitando así las
1831 alternativas para tomar medidas de conservación y por lo tanto el manejo exitoso en el mediano y largo
1832 plazo.

1833 El Plan de Conservación del Águila Poma en la Región Guavio considera que se debe mitigar las
1834 amenazas relacionadas con el avance de la frontera agrícola en el hábitat nativo intacto de la especie y
1835 mitigar el conflicto humano-Águila Poma (ver Zuluaga, 2018). Con base en la nueva evidencia socio-
1836 ecológica generada en este trabajo, parece evidente que la implementación de medidas de conservación
1837 relacionadas con estas amenazas debe centrarse principalmente en áreas específicas donde existe un
1838 mayor riesgo de conflicto humano-águila (*i.e.* veredas con la mayor cobertura de bosque, y entre estas,
1839 aquellas con mayor densidad humana) para hacer un manejo más costo efectivo. Esta estrategia
1840 optimizaría el uso de recursos económicos que normalmente son limitados y ayudaría a disminuir la
1841 mortalidad del Águila Poma por la cacería ilegal donde es proporcionalmente más alta. Por lo tanto en

1842 las veredas con mayor proporción de bosque, donde las personas tienen menor tolerancia hacia Águila
1843 Poma, se necesitan más recursos económicos y humanos para aumentar la tolerancia de las personas
1844 hacia el Águila Poma. De la misma manera, el programa de educación ambiental para la conservación
1845 del Águila Poma debe estar dirigido a un público amplio (Zuluaga, 2018), pero enfocado a áreas
1846 específicas con registro histórico del conflicto humano-Águila Poma. Esas áreas podrían ser
1847 determinadas por los registros históricos o actuales de Águila Pomas cazadas por las personas (ver
1848 Nilsson et al., 2020). Así mismo, enfoques basados en la ciencia del cambio de comportamiento como la
1849 "Teoría del comportamiento planeado" y la "Teoría del cambio" han mostrado resultados tangibles para
1850 conseguir cambios de comportamientos humanos (Altringham et al., 2020; Center for Theory of Change,
1851 2019; Nilsson et al., 2020) y deberían aplicarse en estas áreas de mayor conflicto humano-águila.
1852 Finalmente, una forma de evaluar el éxito del Plan de Conservación del Águila Poma en la Región del
1853 Guavio podría ser evaluar si las acciones de este programa realmente reducen el número de Águilas
1854 Pomas cazadas en las veredas con mayor proporción de bosque nativo intacto en la Región del Guavio.

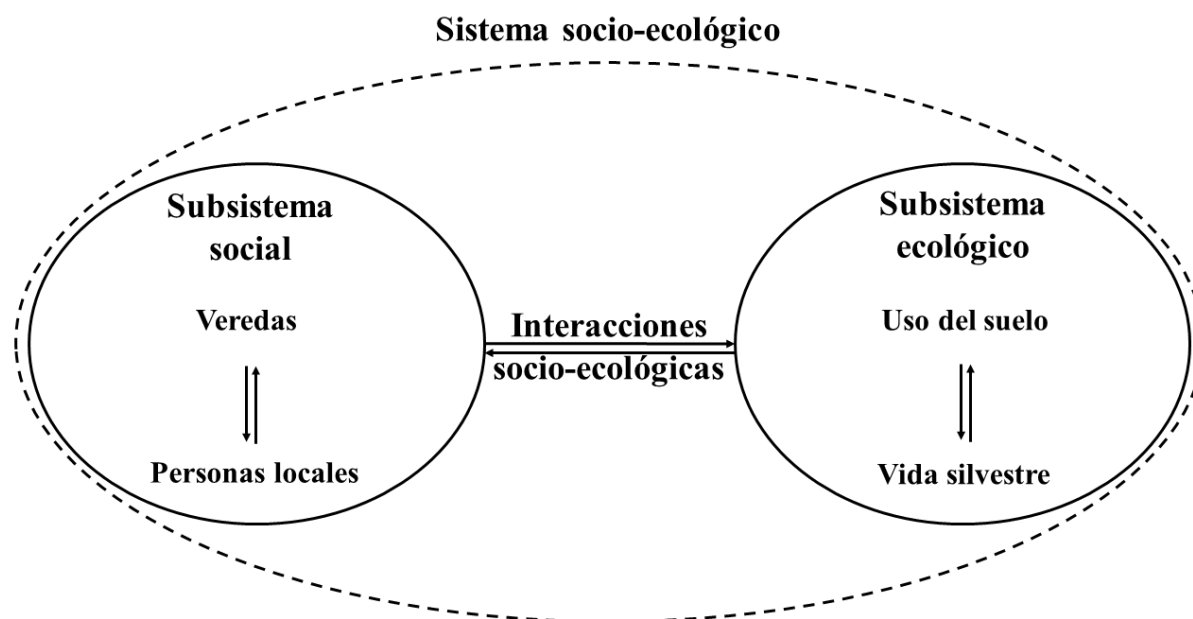
1855 **Conclusión**

1856 Este estudio presenta un buen ejemplo de cómo una interfaz abrupta de bosque nativo y agricultura puede
1857 exacerbar el conflicto humano-Águila Poma. El enfoque socio-ecológico nos permitió comprender mejor
1858 la compleja interacción entre la tolerancia de las personas, la cobertura de bosque, la densidad humana y
1859 las pérdidas de aves domésticas. De esta manera, capturamos las múltiples dimensiones ecológicas y
1860 sociales de este conflicto humano-águila, identificando las combinaciones de atributos que deben
1861 considerarse para la toma de decisiones e implementación de medidas de conservación. Nuestros
1862 hallazgos concuerdan con la evidencia general que sugiere que la cobertura de bosque está positivamente
1863 asociada con los ataques de los depredadores silvestres a animales domésticos y estuvieron en
1864 consonancia con la evidencia reciente que indica que la disminución de las poblaciones de los principales

1865 depredadores, así como de la biodiversidad de otros vertebrados, puede verse gravemente afectada por
1866 la exacerbación de los CHF en áreas de interfaz entre hábitat nativo intacto y hábitats transformados para
1867 la producción agrícola.

1868 **Apéndice 3.1.** Enfoque del sistema socio-ecológico aplicado a los conflictos humanos-fauna (CHF; adaptado de Carter et
1869 al., 2014).

1870 Se han desarrollado y aplicado varios enfoques de investigación a diferentes estudios en los que se ha considerado
1871 explícitamente la interacción entre el sistema social y el sistema ecológico (Binder et al., 2013). En esta estudio utilizamos el
1872 enfoque de sistemas socio-ecológicos integrados propuesto por Carter et al., (2014), para guiar nuestro estudio de las
1873 complejas relaciones entre el Águila Poma y los humanos en la Región del Guavio (Andes orientales de Colombia). Su
1874 conceptualización consiste del subsistema social, el subsistema ecológico y las interacciones socio-ecológicas bidireccionales
1875 (o retroalimentaciones). El subsistema social comprende las comunidades humanas (*i.e.* veredas) y personas locales. El
1876 subsistema ecológico comprende la vida silvestre y el uso del suelo (*i.e.* la cobertura de bosque) que caracteriza su hábitat.
1877 Las dimensiones de cada uno de estos subsistemas (*i.e.* las comunidades humanas, las personas locales, la vida silvestre y la
1878 cobertura de bosque) están interrelacionadas y, por lo tanto, influyen en las características del otro a través de interacciones
1879 socio-ecológicas.



1880 Al trascender una sola disciplina, este enfoque puede considerar los patrones y procesos que vinculan las personas y sus
1881 actividades con la vida silvestre y sus hábitats. Además, puede identificar relaciones y retroalimentaciones claves entre las
1882 personas y la vida silvestre. Finalmente, este enfoque facilita la comprensión de diferentes interacciones entre humanos y la
1883 vida silvestre en varias escalas (*e.g.* espacia, temporal y organizativa; Carter et al., 2014).

1884 **Apéndice 3.2. Procedimiento de muestreo probabilístico para estimar el tamaño de la muestra de las encuestas.**

1885 Aplicamos la fórmula de Bernard (fórmula 1), ajustada a poblaciones finitas (fórmula 2), para calcular el tamaño de muestra
1886 de encuestas en dos Unidades Administrativas de Ordenación Forestal (UAOF): la UAFO Farallones y la UAFO Guavio
1887 (Tabla 3.2):

1888
$$n = Z^2 (P) (Q) / \text{intervalo de confianza}^2 \quad (\text{fórmula 1})$$

1889 donde n es el tamaño de la muestra, Z es el área bajo la curva normal que corresponde al límite de confianza que elegimos (es
1890 decir, cuando el límite de confianza es del 95%, entonces z es 1.96). P es la proporción estimada de un atributo que está
1891 presente en la población y Q es $1-P$. Dado que el valor de p en nuestra población era desconocido, utilizamos $p = 0,5$, que es
1892 conservador y da el mayor tamaño de la muestra (ver Bernard 2006).

1893 Para poblaciones finitas, el tamaño de la muestra n se ajustó utilizando la siguiente ecuación:

1894
$$n' = n / 1 + (n - 1/N) \quad (\text{fórmula 2})$$

1895 donde n es el tamaño de la muestra y N es el tamaño de la población.

1896 Para calcular el tamaño de la muestra, se utilizó un nivel de confianza del 95%, un intervalo de confianza de siete puntos
1897 porcentuales y un valor de p de 0,5 ($n' = 175$).

1898 **Apéndice 3.3.** Veredas seleccionadas aleatoriamente (n=12) de un conjunto de 23 veredas con evidencia de conflicto humano-
 1899 Águila Poma, recopilada entre 2006 y 2012 por CORPOGUAVIO (www.corpoguavio.gov.co). El tamaño de la población (*N*)
 1900 y número de hogares en cada vereda es presentado.

1901

Municipio	Vereda	<i>N</i>	Hogares	Seleccionada
Ubalá	Algodones	100	33	si
Gachalá	Boca de Monte	440	111	si
Gachalá	Cascadas	45	10	si
Gachalá	Chinchorro	148	38	si
Gachalá	Frijolito	148	39	no
Gachalá	Guacamayas	82	22	si
Gachalá	Guarumal	117	28	no
Gachalá	La Diana	63	20	si
Gachalá	La Florida	194	49	si
Gachalá	Los Andes	96	21	si
Gachalá	Minas de Yeso	204	53	no
Gachalá	Montecristo	250	57	no
Gachalá	Murca	292	78	si
Gachalá	Piedra Gorda	148	38	si
Gachalá	Providencia	113	29	si
Gachalá	San Isidro	154	38	no
Gachalá	Santa Barbara	105	23	no
Gachalá	Sinaí	143	38	si
Gachalá	Tendidos de Rio Negro	58	17	no
Medina	Toquiza	37	9	si
		2937	751	

1902 **Apéndice 3.4.** Tamaño de la población (N), número de hogares por vereda y tamaño de la muestra (n) en cada vereda
 1903 seleccionada.

1904

Municipio	Vereda	N	Hogares	n
Gachalá	Sinaí	143	38	8
Gachalá	Murca	292	78	19
Gachalá	Boca de Monte	440	111	25
Gachalá	Los Andes	96	21	5
Gachalá	Guacamayas	82	22	2
Gachalá	La Florida	194	49	11
Gachalá	La Diana	63	20	6
Gachalá	Piedra Gorda	148	38	3
Gachalá	Cascadas	45	10	2
Gachalá	Chinchorro	148	38	3
Gachalá	Providencia	113	29	1
Medina	Toquiza	37	9	3
Ubalá	Algodones	100	33	7
Ubalá	San Luis II	245	71	7
Ubalá	El Edén	25	16	2
Ubalá	Betania	259	78	8
Ubalá	Mundo Nuevo	62	19	4
Ubalá	La Playa	99	29	3
Gachetá	Sion	46	17	0
Gachetá	Muchindote	1492	369	35
Gachetá	Salinas	907	174	17
Guasca	Concepción	64	16	2
Junín	Aposentos	47	15	1
Junín	Nemosten	28	7	1
		5175	1307	175

1905
1906
1907
1908
1909
1910
1911
1912
1913
1914
1915
1916
1917
1918
1919
1920
1921
1922
1923
1924
1925

Capítulo 4: “La gobernanza ambiental deficiente puede influir negativamente en el conflicto humano-Águila Poma”



Capítulo publicado:

Zuluaga, S., Vargas, F.H., Kohn, S., Grande, J.M. Top-down local management, perceived contribution to people, and actual detriments influence a rampant human-top predator conflict in the Neotropics.

Perspect. Ecol. Conserv. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.11.001>

1926 **Introducción**

1927 La conservación de grandes depredadores silvestres es uno de los problemas de conservación globales
1928 más desafiantes en la actualidad. Aunque estas especies juegan un papel crítico en el ecosistema,
1929 beneficiando a la sociedad (Gilbert et al., 2021), cuando su comportamiento representa una amenaza
1930 percibida o real para las personas o especies animales asociadas con los seres humanos, surgen conflictos
1931 y los depredadores suelen ser perseguidos (Conover, 2001; Inskip and Zimmermann, 2009; IUCN, 2020).
1932 Para proteger a los depredadores silvestres y la biodiversidad en general, se han utilizado principalmente
1933 dos formas de gobernanza ambiental que no son mutuamente excluyentes: los enfoques de abajo hacia
1934 arriba y el de arriba hacia abajo (Bennett and Satterfield, 2018; Redpath et al., 2017; Treves et al., 2017).
1935 Históricamente, diferentes culturas humanas alrededor del mundo han utilizado el enfoque de abajo hacia
1936 arriba para restringir o regular el acceso a los recursos naturales, aunque en el último medio siglo ha
1937 predominado el enfoque de arriba hacia abajo administrado por los gobiernos (Koprowski et al., 2019;
1938 Rodrigues and Micael, 2021). Sin embargo, ninguno de los dos enfoques es una panacea en sí mismo, ya
1939 que ambos pueden tener ventajas y desventajas dependiendo de la escala geográfica o el contexto
1940 particular en el que se apliquen (Koprowski et al., 2019; Western and Wright, 1994). Por lo tanto, una
1941 cogestión entre los diferentes actores (*e.g.* a través de una aplicación simultánea de medidas de abajo
1942 hacia arriba y de arriba hacia abajo) ha estado tomando fuerza en los últimos años como la forma más
1943 efectiva de manejar los conflictos humano-depredadores tope en todo el mundo (Killion et al., 2021;
1944 Redpath et al., 2017; Salvatori et al., 2021, 2020).

1945 La gestión de las interacciones entre humanos y depredadores tope en los países en desarrollo suele
1946 plantear desafíos adicionales a los que se producen en los países desarrollados, como la financiación
1947 limitada, la baja presencia institucional y la mala gobernanza (Fletcher and Toncheva, 2021; Gaynor et
1948 al., 2016; Santangeli et al., 2019). La gobernanza es un sistema compuesto por instituciones, estructuras

1949 y procesos que determinan quién toma decisiones, cómo y para quién se toman, así como qué acciones
1950 se toman, por quién, cómo y con qué efecto (Bennett and Satterfield, 2018). La mala gobernanza a nivel
1951 nacional, por ejemplo, puede conducir a un aumento en el uso ilegal de armas de fuego o venenos para
1952 controlar depredadores o a una extracción no controlada de vida silvestre y otros recursos naturales que
1953 también podrían afectar a los depredadores, incluidas las grandes rapaces (Santangeli et al., 2019).
1954 Aunque el Sur Global tiene una gran diversidad de depredadores tope (McClure et al., 2018; Miranda,
1955 2017; Ripple et al., 2014), también incluye algunas de las zonas más afectadas por gobernanza deficiente
1956 (Gaynor et al., 2016). La Región Neotropical es la más biodiversa del mundo pero también es la región
1957 con mayor número de especies amenazadas (Allan et al., 2019; Gaynor et al., 2016). En esta región, los
1958 sistemas de gobernanza ambiental se basan principalmente en el enfoque de arriba hacia abajo (Bennett
1959 and Satterfield, 2018; Redpath et al., 2017; Treves et al., 2017) que en el enfoque de abajo hacia arriba
1960 (e.g. Constantino, 2016; Schleicher et al., 2017). Por lo tanto, el acceso a los recursos naturales por parte
1961 de la población rural suele ser controlado por las autoridades ambientales del gobierno, a veces con baja
1962 legitimidad social, a través de regulaciones y leyes impuestas de arriba hacia abajo. Estas leyes, sin
1963 embargo, muchas veces no son bien aplicadas debido a la falta de agentes de policía ambiental,
1964 guardabosques, guardaparques o por sistemas judiciales ineficientes, por lo tanto, generalmente estas
1965 regulaciones no son efectivas para controlar la persecución humana de depredadores silvestres
1966 legalmente protegidos (Barbar et al., 2016; Engel et al., 2016; Giraldo-Amaya et al., 2021; Morcatty et
1967 al., 2020; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2021a).

1968 Para gestionar eficazmente los conflictos humanos-depredadores tope en el Neotrópico a largo plazo,
1969 debemos considerar los desafíos adicionales de tener sistemas ambientales con gobernanza deficiente. El
1970 objetivo particular de la gobernanza ambiental es gestionar los comportamientos individuales y las
1971 acciones colectivas de conformidad con la conservación de los bienes ambientales públicos a través de

1972 la gestión ambiental (*i.e.* los recursos, planes y acciones que resultan del funcionamiento de la
1973 gobernanza; ver Bennett and Satterfield, 2018). Evidencia indirecta reciente sugiere la existencia de una
1974 influencia negativa de la gobernanza deficiente a nivel nacional y local sobre varios conflictos humano-
1975 felinos, humano-*rapaces* y humano-*reptiles* en el Neotrópico (Barbar et al., 2016; Estrada-Pacheco et al.,
1976 2020; Giraldo-Amaya et al., 2021; Miranda et al., 2016; Morcatty et al., 2020; Plaza and Lambertucci,
1977 2020; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zimmermann et al., 2021). Por lo tanto, para garantizar la
1978 persistencia de las poblaciones de depredadores tope en los países neotropicales, necesitamos tener más
1979 evidencia sobre cómo la gobernanza deficiente está influyendo en los conflictos humano-depredadores
1980 tope en toda la región. Este conocimiento podría ser útil para que los gobiernos a través de sus agencias
1981 ambientales y sus sistemas de gobernanza ambiental mejoren la conservación de los depredadores tope
1982 (*e.g.* a través de una gestión conjunta con los diferentes actores; Redpath et al., 2017), y que las
1983 organizaciones no gubernamentales (ONG) locales, así como el sector privado (*e.g.* agencias de turismo,
1984 asociaciones productivas y otros) ayuden en este proceso (Carter and Linnell, 2016; Redpath et al., 2013;
1985 Santangeli et al., 2019).

1986 El Águila Poma es uno de los depredadores tope más amenazados en la región Neotropical, por lo que
1987 requiere acciones de conservación urgentes (BirdLife International, 2021; Buechley et al., 2019). Una
1988 pérdida de esta especie implicaría la pérdida de beneficios relevantes e irremplazables que esta gran
1989 rapaz proporciona a los ecosistemas de Bosques Montanos Andinos tropicales y subtropicales y en última
1990 instancia, a la sociedad (Sekercioglu, 2006). Con un tamaño de población estimado de menos de 1000
1991 individuos maduros, la especie es considerada “En Peligro” globalmente, por lo tanto, requiere acciones
1992 urgentes de conservación (BirdLife International, 2021). El Águila Poma está amenazada por la pérdida
1993 de hábitat y particularmente por la persecución humana en represalia por la depredación de aves
1994 domésticas (BirdLife International, 2020; Echeverry-Galvis et al., 2014; Lehmann, 1959; Restrepo-

1995 Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2020). Factores sociodemográficos, por sí mismos, no tienen una
1996 contribución importante para explicar la tolerancia hacia este depredador tope (Zuluaga et al., 2021a),
1997 sin embargo, la gobernanza de arriba hacia abajo, podría estar desencadenando descontento y conflictos
1998 entre actores (*i.e.* conflictos humano-humano), por lo tanto, retroalimentando este conflicto humano-
1999 depredador tope (Capítulo 3; Zuluaga et al., 2021a) en grandes áreas geográficas.

2000 Por otro lado, los perjuicios y/o beneficios de los depredadores tope a las personas (percibidos o reales)
2001 ya han sido ampliamente considerados como impulsores importantes de la tolerancia humana hacia
2002 depredadores tope en el continuo de conflicto a coexistencia (Bruskotter and Wilson, 2014; Frank et al.,
2003 2019; Kansky et al., 2016; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2021a). A pesar de ello, para
2004 nuestro conocimiento, los perjuicios o beneficios percibidos de los depredadores (*en adelante*,
2005 contribuciones percibidas), los perjuicios reales de los depredadores (*en adelante*, perjuicios reales), la
2006 gestión local de arriba hacia abajo y la gobernanza a nivel de país (*en adelante*, la gobernanza a nivel de
2007 país) nunca se han integrado en un estudio empírico del conflicto humano-depredador tope. Por lo tanto,
2008 nuestro objetivo en este capítulo es comprender cómo las contribuciones percibidas del Águila Poma, los
2009 perjuicios reales, la gestión local de arriba hacia abajo y la gobernanza a nivel de país afectan el conflicto
2010 humano-depredador tope con esta especie en el Neotrópico. Nuestra hipótesis es que la tolerancia de las
2011 personas hacia el Águila Poma varía en base a las contribuciones percibidas de la especie por las
2012 personas, los perjuicios reales generados por la especie, el apoyo a la gestión ambiental local de arriba
2013 hacia abajo y la gobernanza a nivel de país. Basándonos en evidencias obtenidas de estudios anteriores,
2014 testaremos las siguientes predicciones:

2015 **1. Contribuciones percibidas.** Los perjuicios o beneficios percibidos de los depredadores por las
2016 personas han sido ampliamente considerados como importantes conductores de la tolerancia humana
2017 hacia los depredadores tope (Kansky et al., 2016; Kansky and Knight, 2014). Personas que perciben *sólo*

2018 *perjuicios* del Águila Poma serán menos tolerantes hacia este depredador tope que aquellos que sólo
2019 perciben beneficios, perjuicios pero también beneficios, o ni perjuicios ni beneficios (*i.e. no solo*
2020 *perjuicios*; Broekhuis et al., 2020; Struebig et al., 2018).

2021 **2. Perjuicios reales.** La pérdida de animales domésticos debido a los depredadores silvestres es
2022 considerada como uno de los principales impulsores de la baja tolerancia en los conflictos humano-
2023 depredadores tope (Inskip and Zimmermann, 2009; Zimmermann et al., 2010). Por lo tanto, las personas
2024 que han sufrido pérdidas de aves domésticas por el Águila Poma serán menos tolerantes a este depredador
2025 tope que las que no las han sufrido.

2026 **3. Gestión local de arriba hacia abajo.** Las personas que desapruueban la gestión local de la autoridad
2027 ambiental del gobierno (*i.e.* que desapruueben el funcionamiento de la gobernanza local de arriba hacia
2028 abajo; Bennett and Satterfield, 2018) podrían ser menos tolerantes hacia los depredadores silvestres
2029 (Engel et al., 2016; Redpath et al., 2017; Struebig et al., 2018). Mientras que, cuando las personas
2030 aprueban la gestión local de la autoridad ambiental del gobierno serán más propensas a tener alta
2031 tolerancia hacia los depredadores tope.

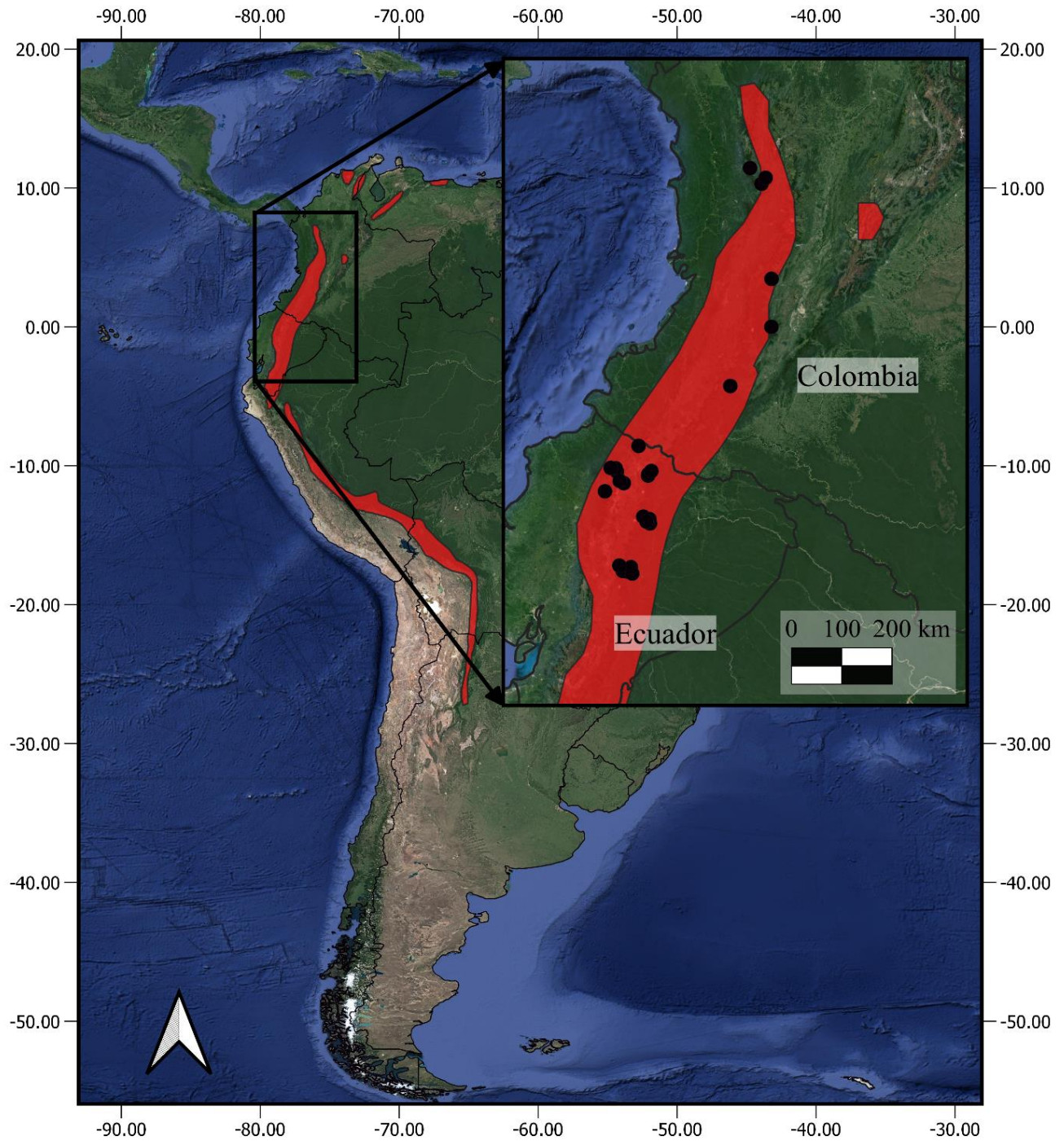
2032 **4. Gobernanza a nivel de país.** La tolerancia humana hacia los depredadores está potencialmente
2033 influenciada por la gobernanza a nivel de país (Santangeli et al., 2019). Aunque Ecuador y Colombia son
2034 considerados dos países con gobernanza deficiente, Ecuador está peor clasificado que Colombia
2035 (Kaufmann and Kraay, 2020). Por lo tanto, predecimos que en Ecuador la personas serán menos
2036 tolerantes hacia el Águila Poma que las personas en Colombia.

2037 **Materiales y métodos**

2038 *Área de estudio*

2039 El área de estudio se localiza en los Andes Tropicales de Colombia y Ecuador (entre los 5,8° N y 1,5° S)
2040 en un rango altitudinal de 2000 a 2800 metros sobre el nivel del mar (Figura 4.1). En esta zona hay un
2041 importante bastión poblacional de Águila Poma en la cual se conocen 31 nidos (la mayoría de ellos de
2042 Ecuador) que han sido monitoreados durante la última década como parte del Proyecto Águila Inca
2043 Suramérica (<https://www.researchgate.net/project/Black-and-chestnut-Eagle-Project-South-America>).
2044 Colombia y Ecuador están ubicados en la parte norte de los Andes y comparten una historia, cultura,
2045 idioma, topografía, clima, biogeografía y economía similares, con ligeras diferencias en sus procesos de
2046 gobernanza, leyes, tamaño y política. Por ejemplo, ambos países cuentan con autoridades ambientales
2047 gubernamentales que ejecutan políticas nacionales, provinciales y municipales para controlar el uso de
2048 recursos naturales y proteger los depredadores silvestres y la biodiversidad en general. Los sistemas de
2049 gobernanza ambiental de todas estas autoridades se han basado históricamente en un enfoque de
2050 gobernanza de arriba hacia abajo (Treves et al., 2017), donde la responsabilidad de conservar la
2051 biodiversidad es principalmente del Estado nacional. En Ecuador, las agencias provinciales dependen del
2052 gobierno central (ver Ley 37/1999 de Ecuador), aunque en los últimos años se han tomado acciones para
2053 descentralizar la gobernanza ambiental. En Colombia las agencias son un poco más autónomas y el
2054 gobierno central es solo uno entre varios otros actores (los demás actores son representantes de cada
2055 municipio, gobierno departamental, ONG y sector privado entre otros; ver Ley 99/1993 de Colombia).
2056 A pesar de eso y considerando la naturaleza del enfoque de arriba hacia abajo, el sistema de gobernanza
2057 actual en ambos países no es lo suficientemente participativo y existe un vacío histórico en la inclusión
2058 de la población local para trabajar activamente en estrategias de conservación basadas en la comunidad
2059 y empoderarlos así con la conservación de la vida silvestre y los recursos naturales.

2060 Para testar nuestra hipótesis realizamos encuestas a pobladores del entorno de nidos ocupados de la
2061 especie. Para llevar a cabo las encuestas, definimos un radio de 2 km (*i.e.* un área de 12,6 km²) alrededor
2062 de 27 nidos conocidos del Águila Poma (área total de 340,2 km²). Esta distancia fue el punto medio de
2063 la distancia mínima conocida entre dos nidos ocupados por la especie en nuestra área de estudio (*i.e.* ~4
2064 km). Esto nos permitió incluir a las personas que viven dentro del territorio del águila, por lo tanto,
2065 personas que podrían estar siendo influenciadas de manera similar por las águilas en todos los lugares
2066 muestreados en ambos países (*i.e.* las personas que viven dentro del rango de forrajeo de las águilas). En
2067 dicha área encuestamos el mayor número posible de personas alrededor de los sitios de anidación de
2068 águilas. Las entrevistas se realizaron en el entorno de seis nidos en los Andes centrales y occidentales de
2069 Colombia (número medio de hogares: 24, rango = 11-42) y alrededor de 21 nidos en los Andes del norte
2070 y centro de Ecuador (número medio de hogares: 16, rango = 2-72). Este número de nidos seleccionado
2071 por país corresponde a la cantidad de nidos que se conocían hasta la fecha en que fue realizado el estudio.
2072 De los 31 nidos conocidos de Águila Poma en ambos países hasta la fecha del estudio, no realizamos
2073 encuestas alrededor de dos sitios de anidación en Colombia y dos en Ecuador. Un nido en Ecuador está
2074 en una reserva natural privada sin personas viviendo en sus cercanías mientras que los otros tres nidos
2075 están ubicados en áreas remotas con difícil acceso. En Colombia, los nidos muestreados se localizaron
2076 en los departamentos de Antioquia (n = 3), Huila (n = 2) y Tolima (n = 1), mientras que en Ecuador se
2077 ubicaron en las provincias de Carchi (n = 1), Imbabura (n = 5), Napo (n = 4), Pichincha (n = 3) y
2078 Tungurahua (n = 8). Las autoridades ambientales de estos departamentos (en Colombia) o provincias (en
2079 Ecuador) son: CORANTIOQUIA (<http://www.corantioquia.gov.co>), CAM (www.cam.gov.co),
2080 CORTOLIMA (www.cortolima.gov.co), Ministerio del Ambiente y Agua (MAAE,
2081 www.ambiente.gob.ec) Carchi, MAAE Imbabura, MAAE Napo, MAAE Pichincha, y MAAE
2082 Tungurahua, respectivamente.



2083 **Figura 4.1.** Área de estudio dentro del rango de distribución del Águila Poma (*Spizaetus isidori*) (<http://www.birdlife.org>) en
 2084 el Neotrópico. Los nidos estudiados se localizaron en los Andes centrales y occidentales de Colombia (n = 6) y en los Andes
 2085 norte y central de Ecuador (n = 21).

2086 *Colecta de datos*

2087 Las encuestas se realizaron entre el 30 de noviembre de 2019 y el 28 de febrero de 2020. Los encuestados
2088 fueron contactados en sus viviendas y solo se encuestó a una persona mayor de 18 años por cada hogar.
2089 Para asegurarnos que los encuestados conocieran el Águila Poma, primero les pedimos que nombraran
2090 las especies de vida silvestre en el área con la que estaban familiarizados. Luego les pedimos que
2091 identificaran el Águila Poma a partir de una foto (*i.e.* mostramos fotos de un águila adulta, otra de un
2092 juvenil y una tercer foto de ambas aves juntas; Zuluaga et al., 2021a; Zuluaga and Echeverry-galvis,
2093 2016). De los 359 encuestados, 282 personas reconocieron o habían oído hablar de la especie aunque con
2094 diferentes los nombres comunes, tales como: Águila, Águila Crestada, Gavilán Cachudo, Ugabanga,
2095 entre otros. Mientras que 77 personas no pudieron identificar la especie y tampoco estaban familiarizadas
2096 con esta (76 en Ecuador y uno en Colombia; Tabla 4.1). Nuestra muestra alcanzó 60% de los hogares
2097 que viven en un radio de 2 km alrededor de estos 27 nidos de águila. En todos los casos, los estándares
2098 éticos de la metodología social se cumplieron informando a los encuestados que su participación era
2099 voluntaria y que garantizaríamos su anonimato.

2100

2101 **Tabla 4.1.** Entrevistas realizadas a población rural alrededor de seis nidos en Colombia (C01-C06) y 21 nidos en Ecuador
 2102 (E01-E21). El tamaño de la población (N) se estimó en función del número de hogares (alrededor de 2 km del nido, *i.e.* 12,6
 2103 km²), el tamaño de la muestra (n) es el número de individuos encuestados alrededor de cada nido, y el tamaño final de la
 2104 muestra (n') es el conjunto de datos final teniendo en cuenta solo a las personas que conocían o estaban familiarizados con el
 2105 Águila Poma (*Spizaetus isidori*).

	ID de nido	Departamento/Provincia	N	n	n'
2106	C01	Huila	41	31	31
2107	C02	Huila	15	11	10
2108	C03	Tolima	10	5	5
	C04	Antioquia	25	20	20
2109	C05	Antioquia	11	9	9
	C06	Antioquia	42	36	34
2110	E01	Tungurahua	3	3	2
	E02	Tungurahua	7	4	4
2111	E03	Tungurahua	2	2	1
	E04	Tungurahua	16	11	6
2112	E05	Tungurahua	10	8	5
	E06	Tungurahua	15	11	8
2113	E07	Tungurahua	10	9	9
	E08	Tungurahua	72	51	30
2114	E09	Carchi	38	26	22
	E10	Imbabura	7	5	5
2115	E11	Imbabura	8	6	5
	E12	Imbabura	14	13	8
2116	E13	Imbabura	11	10	9
	E14	Imbabura	20	16	9
2117	E15	Pichincha	8	7	5
	E16	Pichincha	33	24	12
2118	E17	Napo	15	14	14
	E18	Napo	8	5	4
2119	E19	Napo	5	3	1
	E20	Napo	12	8	8
2120	E21	Pichincha	13	11	6
	Total		471	359	282

2121 **Cuestionario.** En los cuestionarios se incluyeron variables definidas *a priori* a partir de literatura de
2122 investigación socio-ecológica de interacciones humano-fauna silvestre (e.g. Ceaușu et al., 2019; Dressel
2123 et al., 2018; Kansky et al., 2016; Lischka et al., 2018; Struebig et al., 2018; Zuluaga et al., 2021).
2124 Realizamos una encuesta de preguntas cerradas sobre la tolerancia hacia el Águila Poma, la contribución
2125 percibida (*i.e.* beneficios o perjuicios), los perjuicios reales (*i.e.* las pérdidas de aves domésticas por el
2126 Águila Poma), el apoyo de la población local a la gestión local de arriba hacia abajo (*i.e.* la gestión de la
2127 autoridad ambiental) y variables socio-demográficas (*i.e.* país, género, edad, años de educación, número
2128 de aves domésticas que poseen y porcentaje de ingresos obtenidos de la producción agrícola), registros
2129 históricos o actuales de águilas cazadas y el número de talleres ambientales en los que las personas han
2130 participado, entre otros. Se obtuvo datos socio-demográficos con el fin de conocer algunas características
2131 de la muestra y del número de talleres ambientales en los que las personas han participado debido a que
2132 la principal estrategia de conservación de la gobernanza local de arriba hacia abajo para persuadir a las
2133 personas de coexistir con los depredadores es a través de leyes y talleres ambientales.

2134 La tolerancia hacia el Águila Poma fue seleccionada como variable de respuesta y se midió como una de
2135 tres posibles tendencias poblacionales de la especie con las cuales las personas estarían conformes. Es
2136 decir, se preguntó a las personas si les gustaría que la tendencia poblacional del Águila Poma fuera:
2137 *disminuyendo* (*i.e.* baja tolerancia), *estable* (*i.e.* neutral) o *aumentando* (*i.e.* alta tolerancia). Las
2138 contribuciones percibidas se midieron preguntando a los encuestados si percibían el águila como
2139 perjudicial o benéfica (posible respuesta: *beneficiosa*, *perjudicial*, *ambos* o *ninguno*). Los perjuicios
2140 reales se midieron preguntando a los encuestados si habían perdido aves domésticas por depredación de
2141 Águila Poma en el pasado (posible respuesta: *sí* o *no*). Para evaluar el apoyo de las personas a la gestión
2142 local de arriba hacia abajo, se preguntó si *aproban* o *desaproban* la gestión de la autoridad ambiental
2143 gubernamental en cada jurisdicción geográfica. Cuando expresaron su falta de conocimiento sobre la

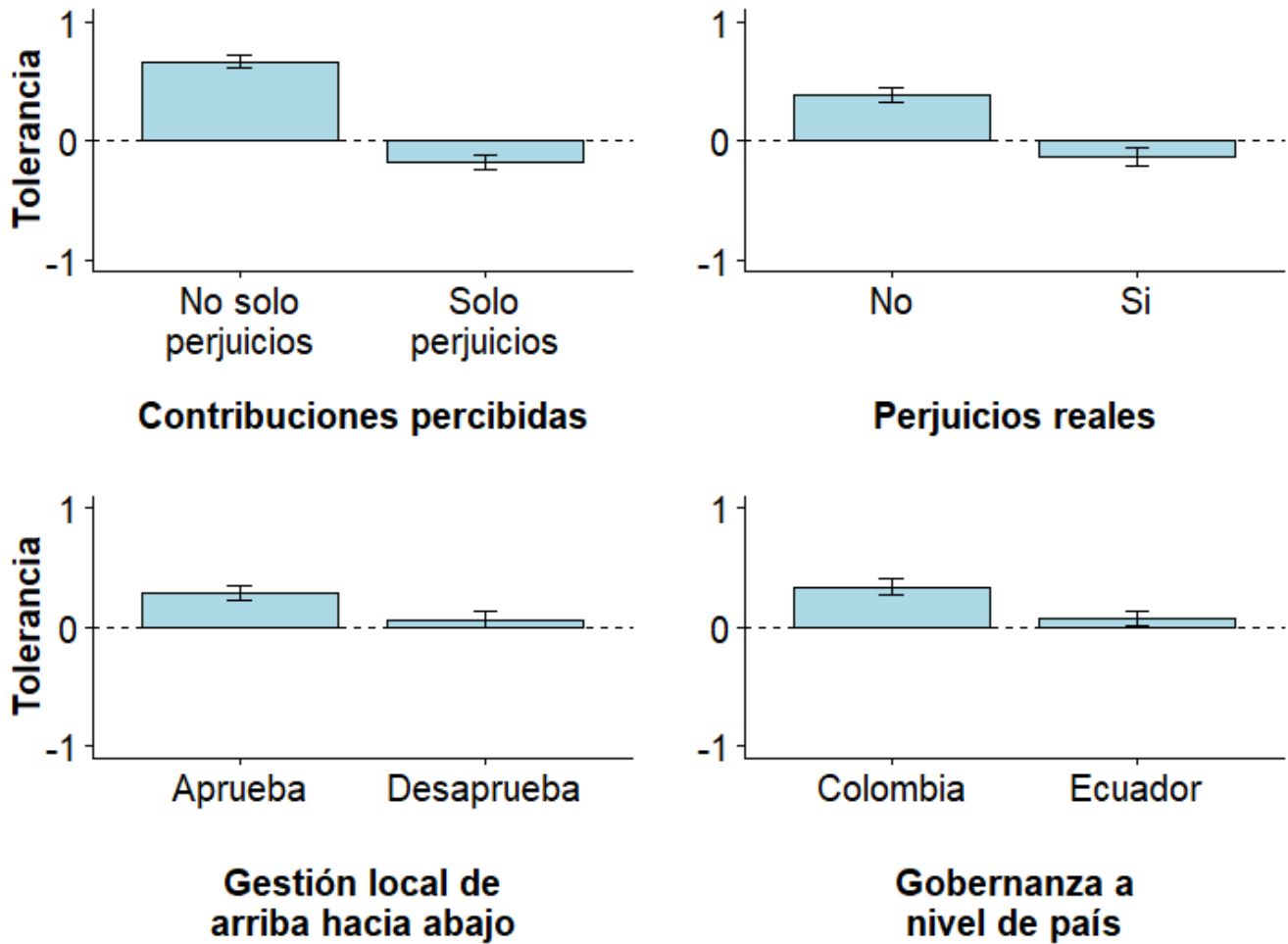
2144 gestión de la autoridad ambiental gubernamental y, por lo tanto, cómo funciona la gobernanza de arriba
2145 hacia abajo, su respuesta fue marcada como: *no tiene una opinión*. La gobernanza a nivel de país se midió
2146 por el país donde se encuestó a las personas (*i.e. Ecuador o Colombia*). Los registros históricos o actuales
2147 de águilas cazadas se evalúan en función del comportamiento auto-reportado y la triangulación entre los
2148 encuestados (*i.e. preguntándole a las personas si sabían si sus vecinos habían cazado algún Águila Poma*
2149 *en el pasado*). Esa información se utilizó para estimar la prevalencia de territorios con águilas cazadas.
2150 La edad, el nivel de educación, el número de aves domésticas que poseen, el porcentaje de ingresos que
2151 reciben de la producción agrícola y el número de talleres ambientales en los que han participado las
2152 personas se consideraron variables continuas.

2153 *Análisis estadísticos*

2154 Primero hicimos un gráfico de nuestras hipótesis para conocer la media y el error estándar de la tolerancia
2155 según cada una de las variables predictoras (Figura 4.2). Para obtener esto, recodificamos la tolerancia
2156 como una variable discreta (ver Struebig et al., 2018), de la siguiente manera: -1 = *disminuyendo*, 0 =
2157 *estable* y 1 = *aumentando*. Se utilizó estadística descriptiva para la presentación de resultados socio-
2158 demográficos y del número de talleres ambientales en los que han participaron las personas. Algunos
2159 datos socio-demográficos faltantes se imputaron utilizando el paquete *missMDA* en R (Josse and Husson,
2160 2016). Se realizó una prueba chi-cuadrado (χ^2) para probar la independencia entre las contribuciones
2161 percibidas y los perjuicios reales por parte del Águila Poma entre países. Se utilizó un *Welch t-test* para
2162 evaluar la influencia del país en el número de talleres ambientales en los que participaron las personas.
2163 Utilizamos modelos lineales generalizados (MLG) para probar nuestra hipótesis considerando la
2164 tolerancia como nuestra variable de respuesta multinomial (Ripley and Venables, 2021; Zuur et al., 2009)
2165 Antes del análisis MLG, se recodificaron dos de los predictores como variables binomiales, estos son:
2166 contribución percibida (*solo perjuicios* = perjuicios y *no solo perjuicios* = beneficios, ambos y ninguno)

2167 y gestión local de arriba hacia abajo (*aprobación* = aprobación y *desaprobación* = desaprobación o no
 2168 tenía una opinión de la administración local de arriba hacia abajo). Nuestra hipótesis se expresó en un
 2169 modelo matemático hipotético (MH), de la siguiente manera:

2170 $Tolerancia \sim contribuciones\ percibidas + perjuicios\ reales + gestión\ local\ de\ arriba\ hacia\ abajo +$
 2171 $gobernanza\ a\ nivel\ de\ país$



2172
 2173 **Figura 4.2.** Distribución media y error estándar de la tolerancia según cada una de las variables predictoras incluidas en
 2174 nuestra hipótesis considerando 282 entrevistas realizadas alrededor de 27 nidos de Águila Poma (*Spizaetus isidori*) en
 2175 Colombia y Ecuador.

2176 Con el fin de determinar si nuestro MH era el mejor explicando los datos, lo comparamos con modelos
2177 alternativos más simples (MA) que incluían todas las combinaciones de tres de las cuatro variables en el
2178 MH (e.g. un modelo que incluye *perjuicios percibidos* + *perjuicios reales* + *gestión local de arriba hacia*
2179 *abajo*); otro modelo que incluye los *perjuicios percibidos* + *la gestión local de arriba hacia abajo* + *la*
2180 *gobernanza a nivel de país*, y así sucesivamente), después con combinaciones de las variables de a dos
2181 y después con una variable. Además, para descartar relaciones de interacción entre las variables,
2182 particularmente de la *gestión local de arriba hacia abajo* con *perjuicios percibidos* y *perjuicios reales*,
2183 comparamos nuestro MH con un modelo alternativo que incluyó las interacciones y efectos
2184 independientes (i.e. MAI: *Tolerancia* ~ *perjuicios percibidos* + *perjuicios reales* + *gestión local de arriba*
2185 *hacia abajo* + *perjuicios percibidos:gestión local de arriba hacia abajo* + *perjuicios reales:gestión local*
2186 *de arriba hacia abajo* + *gobernanza a nivel de país*) y modelos más sencillos derivados de este (Tabla
2187 4.2).

2188 **Tabla 4.2.** Comparación de nuestro modelo hipotético (MH) de tolerancia con un conjunto de modelos alternativos (MA) más simples y modelos alternativos considerando
 2189 interacciones (MAI). * = considerar las interacciones y el efecto independiente de las variables. Ver Materiales y métodos.

Modelo	Variables incluidas
MH	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + perjuicios reales + gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país
MA1	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + perjuicios reales + gestión local de arriba hacia abajo
MA2	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país
MA3	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + perjuicios reales + gobernanza a nivel de país
MA4	Tolerancia ~ Perjuicios reales + gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país
MA5	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + gestión local de arriba hacia abajo
MA6	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + perjuicios reales
MA7	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + gobernanza a nivel de país
MA8	Tolerancia ~ Perjuicios reales + gestión local de arriba hacia abajo
MA9	Tolerancia ~ Gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país
MA10	Tolerancia ~ Perjuicios reales + gobernanza a nivel de país
MA11	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos
MA12	Tolerancia ~ Gestión local de arriba hacia abajo
MA13	Tolerancia ~ Perjuicios reales
MA14	Tolerancia ~ Gobernanza a nivel de país
MAI1	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos*gestión local de arriba hacia abajo + perjuicios reales*gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país
MAI2	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos*gestión local de arriba hacia abajo + perjuicios reales*gestión local de arriba hacia abajo
MAI3	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos*gestión local de arriba hacia abajo + perjuicios reales + gobernanza a nivel de país
MAI4	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + perjuicios reales*gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país
MAI5	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos*gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país
MAI6	Tolerancia ~ Perjuicios reales*gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país
MAI7	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos*gestión local de arriba hacia abajo
MAI8	Tolerancia ~ Perjuicios reales*gestión local de arriba hacia abajo

2190

2191 Antes del análisis, se evaluó la multicolinealidad para todos los modelos mediante el cálculo de los
2192 factores de inflación de varianza (VIF) utilizando el paquete *car*. Los VIF obtenidos para todos los
2193 predictores utilizados fueron ~ 1 , muy por debajo del valor umbral y por lo tanto no hay multicolinealidad
2194 entre las variables (ver O'Brien, 2007). A través del enfoque "Teoría de la Información", utilizando el
2195 criterio de información de Akaike (AIC) y los pesos de Akaike (ω_i), determinamos la parsimonia de
2196 nuestro MH describiendo los datos con respecto a los MA (Richards et al., 2011). Los modelos se
2197 clasificaron de acuerdo con el Criterio de Información de Akaike corregido para tamaños de muestra
2198 pequeños (AICc). Los pesos de Akaike (ω_i) estiman que la probabilidad de un modelo es el mejor
2199 modelo. El modelo con menor valor AICc y peso de Akaike más alto fue el modelo que mejor se ajustó
2200 a nuestros datos. Consideramos los modelos en los que la diferencia en AIC en relación con el mejor
2201 modelo es < 2 como modelos alternativamente bien soportados (Burnham and Anderson, 2004, 2002). A
2202 través del paquetes *lme4* y *lmer* ajustamos los modelos multinomiales y los comparamos entre sí,
2203 respectivamente (Bates et al., 2015; Ripley and Venables, 2021). En todos los casos utilizamos R versión
2204 3.6.3 (R Development Core Team, 2014).

2205 **Resultados**

2206 *Características socio-demográficas de la muestra*

2207 De todos los encuestados ($n = 282$), el 62% fueron hombres y el 38% mujeres. La edad media de los
2208 encuestados fue de 48,2 años ($DE \pm 16,3$) y el número medio de años de educación formal fue 6,6 (DE
2209 $\pm 4,3$). El porcentaje de ingresos obtenidos de la producción agrícola fue del 64,9% ($ED = 44,7$) y el
2210 número medio de aves domésticas fue de 18,1 ($DE \pm 65,4$). El número medio de hogares alrededor de
2211 un radio de 2 km del nido de Águila Poma fue de 19,9 ($DE \pm 15,5$; rango = 2-72), con una media de 2,3
2212 personas por hogar (*i.e.* ~ 1.088 personas; $n = 27$ nidos). El número medio de talleres ambientales en los
2213 que participaron las personas fue de 5,5 ($DE \pm 23,1$). Encontramos una diferencia marginal en el número
2214 de talleres ambientales en los que las personas han participado a nivel de país ($t = -1,566$; $p = 0,11$), con

2215 un mayor número de talleres ambientales en Colombia (media = 8,84; DE ± 35,40) que en Ecuador
 2216 (media = 3,33; DE ± 8,72).

2217 *Modelo de conflicto humano-depredador tope*

2218 Cerca de una cuarta parte (23,41%, 66 de 282) de los encuestados mostraron baja tolerancia hacia el
 2219 águila, el 35,46% fueron neutrales (100 de 282) y el 41,13% tuvieron alta tolerancia (116 de 282). El
 2220 modelo que mejor se ajustó a los datos para explicar la tolerancia hacia el Águila Poma fue un modelo
 2221 alternativo que incluyó: *perjuicios percibidos*, *perjuicios reales* y *gestión local de arriba hacia abajo*
 2222 como términos aditivos (Tabla 4.3). Este mostró una relación negativa entre la tolerancia de las personas
 2223 hacia el Águila Poma y los *perjuicios percibidos*, los *perjuicios reales* y la *desaprobación de la gestión*
 2224 *local de arriba hacia abajo* ($R^2 = 0,205$; $\omega_i = 0,775$; Tabla 4.3). Nuestro modelo hipotético propuesto
 2225 (HM1), que incluyó el país como una de las variables predictivas, no mostró el mejor desempeño con los
 2226 datos (Tabla 4.4). Los modelos que incluyen interacciones entre variables tampoco fueron buenos
 2227 ajustando los datos.

2228 **Tabla 4.3.** Regresión logística multinomial del modelo mejor modelo (MA1: *Tolerancia ~ Contribuciones percibidas +*
 2229 *perjuicios reales + gestión local de arriba hacia abajo*) que describe los predictores de la tolerancia de las personas hacia el
 2230 Águila Poma (*Spizaetus isidori*) en Colombia y Ecuador. Desviación Estándar = DE

2231

MA1	β	DE	z valor	P valor
<i>Aumentando vs, disminuyendo,</i>				
Intercepto	3,323	0,583	5,704	0
Contribuciones percibidas: solo perjuicios	-3,813	0,587	-6,500	0
Perjuicios reales: si	-1,760	0,402	-4,379	0
Gestión local de arriba hacia abajo: aprueba	1,282	0,400	3,208	0,001
<i>Aumentando vs, estable</i>				
Intercepto	0,803	0,273	2,945	0,003
Contribuciones percibidas: solo perjuicios	-1,800	0,311	-5,784	0
Perjuicios reales: si	-0,520	0,321	-1,619	0,106
Gestión local de arriba hacia abajo: aprueba	0,712	0,310	2,300	0,021

2232 **Tabla 4.4.** Comparación del rendimiento de nuestro modelo hipotético (MH) con respecto a otros modelos alternativos (MA) y modelos alternativos considerando
 2233 interacciones (MAI). Los modelos se clasifican de acuerdo con el Criterio de Información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (AICc). Además de
 2234 AICc, se proporcionan $\Delta AICc$, pesos de Akaike (ω_i) y el número de parámetros (k). * = considera las interacciones y el efecto independiente de las variables.

2235

Modelo	Variables incluidas	k	AIC _c	ΔAIC_c	ω_i
MA1	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + perjuicios reales + gestión local de arriba hacia abajo	8	498.93	0	0.775
HM1	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + perjuicios reales + gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país	10	502.74	3.82	0.115
MAI3	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos*gestión local de arriba hacia abajo + perjuicios reales + gobernanza a nivel de país	12	505.30	6.38	0.032
MAI2	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos*gestión local de arriba hacia abajo + perjuicios reales*gestión local de arriba hacia abajo	12	505.37	6.45	0.031
MA6	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + perjuicios reales	6	506.04	7.12	0.022
MAI4	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + perjuicios reales*gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país	12	506.73	7.80	0.016
MAI1	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos*gestión local de arriba hacia abajo + perjuicios reales*gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país	14	509.20	10.27	0.005
MA3	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + perjuicios reales + gobernanza a nivel de país	8	509.37	10.45	0.004
MA5	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + gestión local de arriba hacia abajo	6	516.51	17.58	0
MAI7	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos*gestión local de arriba hacia abajo	8	519.81	20.89	0
MA2	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza del país	8	519.82	20.89	0
MA11	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos	4	522.42	23.49	0
MAI5	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos*gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza del país	10	523.13	24.20	0
MA7	Tolerancia ~ Perjuicios percibidos + gobernanza del país	6	524.79	25.86	0
MA8	Tolerancia ~ Perjuicios reales + gestión local de arriba hacia abajo	6	579.30	80.38	0
MA4	Tolerancia ~ Perjuicios reales + gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza del país	8	580.73	81.81	0
MA10	Tolerancia ~ Perjuicios reales + gobernanza del país	6	581.37	82.45	0
MA13	Tolerancia ~ Perjuicios reales	4	581.68	82.75	0
MAI8	Tolerancia ~ Perjuicios reales*gestión local de arriba hacia abajo	8	583.18	84.25	0
MAI6	Tolerancia ~ Perjuicios reales*gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza del país	10	584.74	85.82	0
MA14	Tolerancia ~ Country	4	605.37	106.45	0
MA9	Tolerancia ~ Gestión local de arriba hacia abajo + gobernanza a nivel de país	6	605.65	106.72	0
MA12	Tolerancia ~ Gestión local de arriba hacia abajo	4	607.23	108.30	0

2236 *Perjuicios percibidos y reales*

2237 El porcentaje de personas que percibieron *solo perjuicios* (58,15%, 164 de 282) fue mayor que aquellos
2238 que tuvieron perjuicios reales (40,43%, 114 de 282) asociados con la especie ($\chi^2 = 5,599$; $p = 0,018$). Más
2239 personas percibieron *solo perjuicios* del Águila Poma en Ecuador (66%, 114 de 173) que en Colombia
2240 (46%, 50 de 109) ($\chi^2 = 7,340$; $p = 0,007$). Además, en Ecuador más personas (46%, 80 de 173) sufrieron
2241 depredación de aves domésticas por el Águila Poma (*i.e.* perjuicios reales) que en Colombia (31%, 34 de
2242 109) ($\chi^2 = 4,161$; $p = 0,041$).

2243 *Gestión local de arriba hacia abajo*

2244 El apoyo a la *gestión local de arriba hacia abajo* estuvo bastante dividido. Más de la mitad de los
2245 encuestados (52,1%, 147 de 282) la aprobaron, el 40,4% (114 de 282) lo desaprobó y el 7,5% (21 de
2246 282) no tuvieron una opinión. La tolerancia de las personas hacia el Águila Poma difirió entre los que
2247 aprobaron y desaprobó la *gestión local de arriba hacia abajo* ($\chi^2 = 7,866$; $p = 0,0196$; $n = 261$). De
2248 las personas que aprobaban, el 48% (70 de 147) tuvo una tolerancia alta, el 33% (49 de 147) fueron
2249 neutrales y el 19% tuvo una tolerancia baja (28 de 147). Mientras que de las personas que desaprobó,
2250 el 37% (42 de 114) tuvo una alta tolerancia, la misma proporción (*i.e.* el 37%, 42 de 114) tuvo una
2251 tolerancia baja y el 26% (30 de 114) fue neutral. De las personas que no tuvieron una opinión de la
2252 *gestión local de arriba hacia abajo*, el 19% (4 de 21) tuvo una alta tolerancia, el 38% (8 de 21) fue
2253 neutral y el 43% (9 de 21) tuvo baja tolerancia.

2254 En cuanto a la *gestión local de arriba hacia abajo* de las autoridades ambientales gubernamentales. En
2255 Colombia, el 30,2% de los encuestados (19 de 63) desaprobó la gestión de CORANTIOQUIA, 29,3%
2256 (12 de 41) desaprobó la gestión de CAM, y todos (5 de 5) desaprobó la gestión de CORTOLIMA.
2257 En Ecuador, el 36,4% de los encuestados (8 de 22) desaprobó la gestión de MAAE Carchi, el 52,8%
2258 (19 de 36) desaprobó la gestión de MAAE Imbabura, el 59,3% (16 de 27) desaprobó la gestión de

2259 MAAE Napo, el 30,4% (7 de 23) desaprobaron la gestión de MAE Pichincha, y el 43,1% (28 de 65)
2260 desaprobaron la gestión de MAAE Tungurahua.

2261 *Prevalencia de águilas cazadas en territorios de anidación y jurisdicciones geográficas*

2262 Obtuvimos evidencia de cacería de Águila Poma en el 59% de los nidos muestreados (4 de 6 nidos en
2263 Colombia y 12 de 21 en Ecuador) y en las todas las jurisdicciones geográficas de las ocho autoridades
2264 ambientales gubernamentales. La proporción de nidos con evidencia de caza furtiva (nidos con evidencia
2265 de caza furtiva/nidos muestreados) por departamento o provincia fueron: 0,7 (2/3) en Antioquia, 0,5 (1/2)
2266 en Huila, 1(1/1) en Tolima, 1(1/1) en Carchi, 0,6 (3/5) en Imbabura, 0,75 (3/4) en Napo, 0,7 (2/3) en
2267 Pichincha, y 0,4 (3/8) en Tungurahua, respectivamente. Casi para todos estos registros, los cazadores
2268 informaron sobre el incidente. Solo en dos sitios, los cazadores señalados por la comunidad como los
2269 responsables de haber cazado el Águila Poma en el pasado, no reconocieron haberlo hecho.

2270 **Discusión**

2271 La tolerancia de las personas hacia el Águila Poma fue menor cuando éstas percibieron a la especie como
2272 perjudicial, recibieron perjuicios y cuando desaprobaron la gestión local de arriba hacia abajo, sin
2273 embargo, cada una de estas variables influyó independientemente como se refleja en la estructura aditiva
2274 del modelo mejor ajustado. Más de la mitad de las personas aprobó la gestión local de arriba hacia abajo,
2275 el 7,5% no tuvo una opinión y el resto la desaprobó. Registramos la cacería de águilas en la mayoría de
2276 nidos muestreados y en las ocho jurisdicciones geográficas de las autoridades ambientales
2277 gubernamentales evaluadas.

2278 La gobernanza a nivel de país no se mantuvo en el mejor modelo (según la selección de modelos), aunque
2279 las personas en ambos países tuvieron ligeras diferencias en su tolerancia media (Figura 2). Además,
2280 tanto el porcentaje de personas que percibieron solo perjuicios como los perjuicios reales generados por
2281 el Águila Poma fueron mayores en Ecuador que en Colombia. Esta falta de diferencias claras a nivel de

2282 país puede explicarse por el hecho de que ambos países son muy similares y tienen gobernanzas
2283 deficiente con diferencias mínimas entre ellos (ver Kaufmann and Kraay, 2020). Ambos también tienen
2284 una desaprobación similar de la gestión de gobernanza local de arriba hacia abajo de las autoridades
2285 ambientales con quienes los pobladores rurales tienen que tratar directamente. Por lo tanto, la
2286 desaprobación de la gestión local de arriba hacia abajo puede estar influyendo en la baja tolerancia de las
2287 personas hacia las águilas y, en consecuencia, afectando de la misma manera la alta persecución humana
2288 de este depredador tope en ambos países. De hecho, al menos el 30% de la población local en ambos
2289 países desaprobó la gestión local de arriba hacia abajo de todas las autoridades ambientales
2290 gubernamentales evaluadas. Además, en una región de Ecuador la tasa de desaprobación fue a 59%
2291 mientras que en una de Colombia fue a 100%. Debido a que una mayor desaprobación de la gestión local
2292 de arriba hacia abajo también significa una menor tolerancia hacia las águilas y consecuentemente
2293 persecución, no es sorprendente que las águilas fueran cazadas en todas las jurisdicciones geográficas
2294 estudiadas de ambos países.

2295 Evidencia emergente sobre conflictos humanos-depredador tope sugiere la necesidad de ser cautelosos a
2296 la hora de generalizar resultados y medidas de conservación (Dickman, 2010; Frank et al., 2019; IUCN,
2297 2020). Por ejemplo, un estudio reciente sobre los factores socio-económicos que afectan el conflicto
2298 humano-jaguar en el Neotrópico mostró que cada caso de conflicto es probablemente único, por lo tanto,
2299 cada uno requiere soluciones particulares (Zimmermann et al., 2021). Nuestro estudio no estuvo
2300 enfocado solo a considerar factores socio-económicos (como Zimmermann et al., 2021) sino también en
2301 la evaluación del efecto de políticas ambientales en las interacciones humano-depredadores tope (*i.e.* la
2302 gestión local de arriba hacia abajo y la gobernanza a nivel nacional; ver Bennett and Satterfield, 2018;
2303 Lischka et al., 2018). Por lo tanto, a diferencia de Zimmermann et al., (2021), proporcionamos evidencia
2304 sobre cómo la influencia de las contribuciones percibidas, los perjuicios reales y la desaprobación de la
2305 gestión local de arriba hacia abajo en los conflictos humanos-depredador tope pueden generalizarse, al

2306 menos, al bastión poblacional de Águila Poma estudiado en Colombia y Ecuador. Sin embargo, el
2307 contexto socio-ecológico local, de cada conflicto humano-Águila Poma debe ser considerado para
2308 informar medidas técnicas y cognitivas específicas de conservación (*e.g.* Capítulo 3).

2309 El Águila Poma sufre una persecución generalizada que requiere acciones urgentes de conservación y
2310 mitigación de conflictos (BirdLife International, 2021; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al.,
2311 2021a). Las percepciones de las personas sobre el Águila Poma como un depredador potencial de aves
2312 domésticas fueron más altas que el daño real que el águila causó a través de la depredación, lo que sugiere
2313 que algunos factores subyacentes relacionados al conflicto humano-depredador están presentes (*e.g.*
2314 riesgos percibidos, norma social, entre otros) (Dickman, 2010; Lischka et al., 2020; Thondhlana et al.,
2315 2020). Como ha sido sugerido con frecuencia, en los últimos tiempos, está claro que el uso de
2316 herramientas de las ciencias sociales y del comportamiento humano (*e.g.* la psicología de la conservación
2317 y el marketing de la conservación; Grande et al., 2018; Zuluaga et al., 2020b, 2020a) serán necesarias
2318 para cambiar esta percepción desproporcionada del riesgo de depredación de animales domésticos
2319 (Bruskotter and Wilson, 2014; Dickman, 2010). Además, para balancear los prejuicios percibidos y los
2320 prejuicios reales causados por la especie, se necesitarán medidas específicas para reducir la depredación
2321 de las aves de corral. Entre ellas, algunas opciones incluyen medidas de protección de las aves domésticas
2322 mediante la construcción de corrales, cercas o refugios para las aves de corral considerando principios
2323 agroecológicos (*e.g.* plantando café de sombra, moras, granadilla, árboles frutales o cultivos alternativos
2324 donde las gallinas se pueden esconder). De esta forma, además de diversificar los recursos económicos
2325 que ingresan a las familias de agricultores se facilita el escape o refugio de las aves de corral frente a de
2326 los depredadores voladores (Restrepo-Cardona et al., 2020, 2019; Zuluaga et al., 2021a). Sin embargo,
2327 como muestra este estudio, manejar la situación actual de la especie no solo depende de intervenciones
2328 técnicas o cognitivas locales para mitigar el conflicto humano-águila (ver Baynham-Herd et al., 2018),
2329 como se ha sugerido antes (Restrepo-Cardona et al., 2020, 2019; Zuluaga et al., 2021a). Nuestros

2330 resultados indican que también necesitamos intervenciones estructurales para cambiar el contexto actual
2331 y hacer que los sistemas de gobernanza actuales sean más colaborativos e inclusivos (Baynham-Herd et
2332 al., 2018; Redpath et al., 2017). Este cambio estructural podría lograrse interviniendo las políticas y
2333 prácticas de conservación hacia una gobernanza más participativa (*i.e.* de abajo hacia arriba y una
2334 cogestión entre actores) donde la aplicación de medidas de abajo hacia arriba y de arriba hacia abajo
2335 pueda integrarse mejor dependiendo de cada contexto socio-ecológico local (Redpath et al., 2017;
2336 Salvatori et al., 2021, 2020). Esta estrategia ya ha demostrado ser eficaz en la prevención de la
2337 deforestación y la cacería excesiva en zonas del Neotrópico (Constantino, 2016; Schleicher et al., 2017)
2338 y también podría ser útil para la conservación de otros depredadores tope en la región Neotropical.

2339 En el contexto actual de gobernanza local de arriba hacia abajo, las estrategias de conservación basadas
2340 en el gobierno que intentan persuadir a las personas para coexistir con la vida silvestre, incluidos los
2341 depredadores topes (*i.e.* leyes ambientales y talleres) no son lo suficientemente efectivas (ver Barbar et
2342 al., 2016; Giraldo-Amaya et al., 2021; Morcatty et al., 2020; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et
2343 al., 2021). Una estrategia de conservación de abajo hacia arriba (y cogestión) probablemente lograría
2344 mejores resultados. Por ejemplo, en ambos países las personas han participado en un número similar de
2345 talleres ambientales, sin embargo, nuestros resultados indican que la participación en talleres no afecta
2346 la tolerancia hacia los depredadores tope o al menos no cambia el contexto actual de cacería generalizada
2347 de estos. Probablemente ésta es la razón por la cual estos talleres mencionados no son efectivos para
2348 abordar todos los factores que de manera independiente conducen los conflictos humano-depredadores
2349 tope. Por lo tanto, al cambiar el contexto actual hacia un sistema de gobernanza con estrategias de
2350 conservación basadas en la comunidad (fomentada a través de la ciencia ciudadana, la conservación
2351 participativa y/o los productos amigables con la vida silvestres), se podría lograr un mejor equilibrio
2352 entre la gobernanza local de arriba hacia abajo y de abajo hacia arriba, y los talleres ambientales podrían
2353 servir para mejorar la cooperación, negociación y diálogo (*e.g.* a través del diálogo de saberes, la

2354 coproducción de conocimiento y la planificación participativa). De esta manera, podríamos mejorar la
2355 confianza y la comunicación entre los diferentes grupos de actores y así influir en el sistema de
2356 gobernanza local para hacerlo más efectivo (e.g. Killion et al., 2020; Koprowski et al., 2019; Martin,
2357 2020; Young et al., 2021). Un avance importante en esta dirección es el Acuerdo Regional sobre Acceso
2358 a la Información, Participación Pública y Justicia en Asuntos Ambientales en América Latina y el Caribe
2359 (*i.e.* el Acuerdo de Escazú), sin embargo, a pesar de su entrada en vigor el 22 de abril de 2021, al menos,
2360 la mitad de los países no lo han ratificado hasta la fecha (CEPAL, 2021).

2361 Cuantificar y modelar comportamientos humanos considerados ilegales, como la cacería de depredadores
2362 protegidos por la ley, es una tarea desafiante debido a los múltiples factores involucrados. Cuando se
2363 obtienen estos datos a partir de encuestas o entrevistas, siempre existe el riesgo de que algunos
2364 encuestados no respondan con la verdad. Para evitar esto, antes de la entrevista informamos a los
2365 encuestados que aseguraríamos su anonimato y adicionalmente triangulamos información entre vecinos
2366 de una misma área. Obtuvimos evidencias de cacería del Águila Poma en el 59% de los nidos
2367 muestreados y en todas las jurisdicciones geográficas evaluadas, tanto directamente de los cazadores
2368 como indirectamente (por triangulación entre los encuestados). Incluso si nuestros datos pudieran
2369 subestimar la verdadera presión de cacería de la especie, nuestros resultados son lo suficientemente
2370 preocupantes como para considerar la adopción de medidas urgentes para mitigar la cacería de la especie
2371 en las áreas estudiadas. Nuestros datos sobre la prevalencia de la cacería se limitaron a alrededor de los
2372 sitios de anidación en una escala temporal amplia (*i.e.* registros históricos de águilas cazadas), por lo
2373 tanto, comparaciones con datos obtenidos por otros métodos o en escalas temporales más acotadas y/o
2374 en escalas geográficas más amplias deben hacerse con precaución (Zuluaga et al., 2021). Además, con
2375 el fin de mejorar la fiabilidad de nuestros modelos de tolerancia, comparamos nuestro modelo hipotético
2376 con modelos más simples y modelos más complejos considerando interacciones entre variables. Esto nos

2377 permitió entender que las variables predictivas influyen independientemente en la tolerancia y por lo
2378 tanto en la cacería de la especie.

2379 La baja tolerancia y la persecución humana hacia el Águila Poma en los sitios de anidación ocurren con
2380 mayor probabilidad cuando las personas perciben el águila como perjudicial, han tenido perjuicios
2381 causados por el águila y desapruaban la gestión local de arriba hacia abajo, aunque estas variables
2382 influyen en la tolerancia independientemente unas de otras. Por lo tanto, la persecución humana
2383 generalizada de este depredador tope en el contexto de desaprobación de la gestión local de arriba hacia
2384 abajo (independientemente de los perjuicios percibidos o recibidos) por los pobladores rurales, sugiere
2385 que los efectos negativos de la mala gobernanza a nivel local y nacional también podrían afectar a otros
2386 conflictos de depredadores humanos en la región. La mayoría de los países neotropicales tienen
2387 gobernanza deficiente con diferencias mínimas entre ellos (ver Kaufmann and Kraay, 2020). En general,
2388 todos estos países tienen estrategias de conservación basadas en leyes que limitan el uso de los recursos
2389 naturales y protegen la vida silvestre (incluidos los depredadores) que son impuestas por el gobierno de
2390 arriba hacia abajo (Dickman, 2010; Redpath et al., 2017) con una contribución pobre o nula de las
2391 personas que viven cerca de la vida silvestre (y con poca o ninguna contribución de la gobernanza de
2392 abajo hacia arriba; pero ver Constantino, 2016; Schleicher et al., 2017). Sin embargo, en la mayoría de
2393 los países la proliferación ilegal de armas de fuego, la escasa presencia de las autoridades y la corrupción
2394 impiden la aplicación efectiva de la gobernanza de arriba hacia abajo (Santangeli et al., 2019). Por lo
2395 tanto, la persecución humana generalizada de otros depredadores tope neotropicales como el Jaguar, el
2396 Puma y el Águila Arpía o carroñeros como el Cóndor Andino (*Vultur gryphus*) también está
2397 probablemente influenciada por una gobernanza deficiente a escala local, nacional y regional
2398 independientemente de las contribuciones percibas de estas especies y los perjuicios reales que las
2399 personas reciben de estas (e.g. Engel et al., 2016; Estrada-Pacheco et al., 2020; Giraldo-Amaya et al.,

2400 2021; Knox et al., 2019; Morcatty et al., 2020; Plaza and Lambertucci, 2020; Zimmermann et al., 2021;
2401 Zuluaga et al., 2021).

2402 La gobernanza deficiente y la cacería generalizada de depredadores en el Neotrópico pueden ser difíciles
2403 de cambiar si todos los actores no están dispuestos a participar activa y colaborativamente en la
2404 conservación de la vida silvestre y la implementación de una gestión eficaz de estos conflictos de
2405 conservación (Carter and Linnell, 2016). Por consiguiente, todas las partes interesadas, a nivel local y
2406 nacional, deberían trabajar en conjunto para lograr la conservación a largo plazo de los depredadores
2407 neotropicales (e.g. Martin, 2020). Por ejemplo, las agencias ambientales deberían alentar a todos los
2408 actores a participar activamente en conservación basada en la comunidad a través de iniciativas de
2409 colaboración de abajo hacia arriba (e.g. ciencia ciudadana, conservación participativa, productos
2410 amigables con la vida silvestre, ecoturismo, entre otras; Amit and Jacobson, 2018; Broekhuis et al., 2020;
2411 Huang et al., 2018; Koprowski et al., 2019; Ostermann-Miyashita et al., 2021; Panopio et al., 2021;
2412 Zuluaga and Echeverry-galvis, 2016). Las ONG por su parte deberían convertirse en promotores de la
2413 participación activa de las comunidades humanas y promover cambios hacia estructuras de gobernanza
2414 colaborativas para mejorar la conservación de depredadores tope (ver Redpath et al., 2017). Siguiendo
2415 esta línea, el sector privado puede de la mano de las comunidades contribuir con la introducción de
2416 programas turísticos y sistemas productivos innovadores (e.g. agricultura agroecológica y productos
2417 amigables con la vida silvestre; Crespín and Simonetti, 2021; Koprowski et al., 2019) lo que podría
2418 diversificar las fuentes de ingresos, reduciendo la dependencia económica en las aves domésticas y la
2419 ganadería (Fletcher and Toncheva, 2021). Los institutos de investigación científica deben seguir
2420 realizando investigaciones y recopilar datos de campo junto con la población local con el objetivo de
2421 realizar conservación participativa (Panopio et al., 2021). Estas recomendaciones podrían hacer un
2422 cambio estructural significativo en los sistemas de gobernanza ambiental, reduciendo los perjuicios de
2423 los depredadores hacia las personas y por lo tanto mejorando la percepción de los beneficios recibidos

2424 de los depredadores, ayudando a conservar de manera más efectiva los depredadores en vastos paisajes
2425 del Neotrópico.

2426 **Conclusión**

2427 Este estudio nos permitió comprender cómo las contribuciones percibidas, los perjuicios reales y la
2428 desaprobación de la gestión local de arriba hacia abajo afectan negativamente el conflicto humano-
2429 depredador en dos países del Neotrópico. Si bien las ciencias sociales y del comportamiento humano son
2430 necesarias para implementar intervenciones técnicas o cognitivas que cambien la percepción
2431 desproporcionada del riesgo de depredación sobre las aves domésticas, también se necesitan cambios
2432 estructurales en los sistemas de gobernanza (*i.e.* hacerlos más participativos, confiables y transparentes)
2433 para mejorar el contexto actual para la conservación de los depredadores tope en países neotropicales.
2434 En este contexto, nuestro estudio es el primero en proporcionar evidencia directa de la necesidad de
2435 cambios estructurales en los sistemas de gobernanza de la Región Neotropical, particularmente a nivel
2436 local y nacional. En razón de que la mala gobernanza es una constante en los países del Neotrópico, es
2437 probable esta esté afectando negativamente otros conflictos humano-depredador tope en la región. Varios
2438 conflictos humano-depredador tope en el Neotrópico están llevando a algunas especies al borde de la
2439 extinción. Por consiguiente, las acciones para conservar los depredadores en el Neotrópico serán más
2440 eficaces si se mejoran los sistemas de gobernanza con un mejor equilibrio entre los enfoques de
2441 gobernanza de abajo hacia arriba (*e.g.* ciencia ciudadana, diálogo de saberes, conservación participativa,
2442 ecoturismo) y la arriba hacia abajo (*e.g.* presencia institucional, leyes, controles y sanciones). De lo
2443 contrario, la persecución directa influenciada por la baja tolerancia generalizada de las comunidades
2444 rurales hacia los depredadores tope, como el Águila Poma, podría exterminarlos de vastas extensiones
2445 de territorio.

2446 **Síntesis general**

2447 Nuestros resultados muestran que los puntos de vista de los experto en conservación de rapaces tienen
2448 un sesgo disciplinario hacia la aceptación de los procesos/servicios ecosistémicos en vez que hacia la
2449 aceptación de los conflictos/perjuicios que proveen las rapaces. El Águila Poma, en particular, puede
2450 mantener funciones claves de los ecosistemas Andinos tropicales y subtropicales, gracias a que el área
2451 de acción de los juveniles es grande y tanto juveniles como adultos tiene cierta tolerancia a la
2452 fragmentación del hábitat ya que complementan su dieta con aves domésticas. Aunque la tasa de
2453 mortalidad juvenil es muy alta y probablemente el conflicto humano-águila es el factor de mayor
2454 relevancia en la mortalidad y la disminución poblacional de la especie. Las zonas de mayor conflicto son
2455 las áreas donde hay una mayor competencia por recursos entre las personas y las águilas, es decir, áreas
2456 acotadas que aún tienen una cobertura de bosque importante y también alta densidad humana. Estas áreas
2457 son seleccionadas por los juveniles durante la dispersión natal y por los adultos para establecer sus
2458 territorios reproductivos. Por lo tanto, la competencia entre humanos y águilas en estas zonas es mayor,
2459 lo que hace que el conflicto humano-águila este exacerbado. El conflicto humano-Águila Poma es
2460 influenciado por los perjuicios (percibidos y reales) que la especie provee a las personas entre otros
2461 factores socio-ecológicos (*i.e.* conflicto humano-humano, disponibilidad de presas silvestres y
2462 domésticas, densidad humana, cobertura de bosque, entre otros). Por consiguiente, es necesario trabajar
2463 con los diferentes actores para mitigar el conflicto con la especie y conservar efectivamente sus
2464 poblaciones.

2465 En varias revisiones no sistemáticas de literatura de rapaces, predomina la idea de que estas especies
2466 proveen más procesos/servicios que conflictos/perjuicios a los humanos (Donázar et al., 2016;
2467 Lambertucci et al., 2021). El Capítulo 1 muestra que los puntos de vista de los expertos en conservación
2468 de rapaces, alrededor del mundo, esta sesgado hacia la aceptación de los procesos/servicios en vez que
2469 hacia la aceptación de los conflictos/perjuicios que las rapaces proveen a los humanos. Con el objetivo

2470 de implementar medidas de conservación interdisciplinarias, dichos sesgos deben ser balanceados de
2471 manera que tanto los efectos positivos (*i.e.* procesos/servicios) como los negativos (*i.e.*
2472 conflictos/perjuicios) sean considerados con el mismo nivel de profundidad ecológica y social,
2473 respectivamente. Los expertos estuvieron de acuerdo en que hay cinco estrategias que son eficaces para
2474 manejar rapaces en la naturaleza, entre las cuales dos consideran varios actores, estas son: involucrar los
2475 actores en la toma de decisiones de conservación y conservación basada en la comunidad. Estas dos
2476 estrategias, aunque pueden requerir una mayor inversión de recursos económicos así como equipos
2477 profesionales inter y transdisciplinarios, podrían tener mejores resultados para la conservación de rapaces
2478 en el mediano y largo plazo, que los resultados obtenidos con otras estrategias de conservación basadas
2479 en medidas gubernamentales poco participativas. Estrategias como las mencionadas, que incluyen a los
2480 distintos actores sociales involucrados en los conflictos, de manera más participativa, ya han mostrado
2481 ser efectivas para la conservación de otros depredadores y carroñeros terrestres en diferentes lugares
2482 alrededor del mundo (Koprowski et al., 2019; Redpath et al., 2017; Salvatori et al., 2021, 2020; Young
2483 et al., 2021) por lo tanto también podrían funcionar con depredadores y carroñeros voladores como las
2484 rapaces.

2485 Para que las rapaces puedan mantener funciones claves del ecosistema de manera efectiva estas deben
2486 tener la capacidad de hacer frente a la alta fragmentación del hábitat terrestre actual (Haddad et al., 2015).
2487 Para esto, las grandes rapaces dependientes de bosque deberían poder tolerar cierto nivel de
2488 fragmentación seleccionando el hábitat nativo remanente en matrices de hábitat modificado. El Águila
2489 Poma es el principal depredador del Bosque Andino Tropical y Subtropical, entre los 500 y 3500 metros
2490 de altitud, donde controla especies de mamíferos, aves y reptiles silvestres de tamaño mediano y grande,
2491 algunos de ellos también considerados perjudiciales para la agricultura por lo habitantes locales como
2492 Monos o Agutíes (BirdLife International, 2021; Ferguson-Lees and Christie, 2001; Restrepo-Cardona et
2493 al., 2019). En el Capítulo 2 encontramos que el área de acción de los juveniles en el primer año de

2494 dispersión natal es bastante grande (~1.000 km²). Durante este periodo, mientras los juveniles se mueven
2495 a través de paisajes fragmentados hacen frente a la fragmentación seleccionando áreas con mayor
2496 porcentaje de cobertura de bosque, elevaciones intermedias y zonas con mayores pendientes con respecto
2497 a la disponibilidad en el paisaje. Aunque los juveniles muestran cierta tolerancia para moverse a través
2498 de hábitat fragmentado y por lo tanto pueden mantener funciones claves del ecosistema, la tasa de
2499 mortalidad es muy alta y muy probablemente es un factor de gran relevancia en el decrecimiento
2500 poblacional de la especie (BirdLife International, 2021). Por consiguiente, es necesario desarrollar
2501 medidas de conservación específicas basadas en un buen conocimiento científico de la especie y los CHF
2502 en los que está involucrada.

2503 El enfoque de los sistemas socio-ecológicos permite combinar información de diferentes fuentes para
2504 entender el CHF de una manera más holística (Carter et al., 2019; Lischka et al., 2018). En el Capítulo 3
2505 combinamos información socio-ecológica para entender el conflicto humano-Águila Poma en el oriente
2506 del departamento de Cundinamarca, en los Andes Orientales de Colombia. Encontramos que las zonas
2507 de mayor conflicto entre las personas y el águila son a su vez áreas acotadas donde hay una mayor
2508 competencia por recursos. Es decir, en áreas que aún tienen una buena cobertura de bosque y hay mayor
2509 densidad humana. En estas zonas, por estar en una interfaz abrupta de bosque y zonas destinadas a la
2510 agricultura, el conflicto está exacerbado. Por lo tanto, el aumento no planificado de la densidad humana
2511 en estas áreas podría generar una mayor presión sobre la especie. Desde otra perspectiva, en las áreas
2512 más antrópicas que no son seleccionadas por la especie (Capítulo 2), identificamos algunos factores
2513 subyacentes al CHF podrían estar conduciendo a la generación de conflictos humano-humano. Estos
2514 conflictos podrían estar siendo influenciados por falta de confianza, desbalances de poder y/o falta de
2515 participación entre los diferentes actores en la toma de decisiones y medidas de conservación, en otras
2516 palabras, una deficiente gobernanza ambiental a nivel local y nacional.

2517 El objetivo final de la gobernanza es gestionar, a través de la gestión ambiental, los comportamientos
2518 individuales y las acciones colectivas en pro del uso sostenible de los recursos naturales. Por tal razón,
2519 la gobernanza es un factor de gran importancia a la hora de manejar conflictos humano-depredador
2520 (Nyhus, 2016). En el Capítulo 4 analizamos cómo las contribuciones del Águila Poma a las personas
2521 (percibidas y reales) y la gobernanza (nacional y local) afectan al conflicto humano-Águila Poma a través
2522 de ocho jurisdicciones ambientales de Colombia y Ecuador. Esto con el fin de evaluar las oportunidades
2523 para avanzar hacia la conservación de esta especie. Encontramos que efectivamente la tolerancia de las
2524 personas hacia el águila tiene una relación negativa con los prejuicios (percibidos y reales) y la
2525 desaprobación de la gestión de la autoridad ambiental a nivel local, pero no hubo influencia de la
2526 gobernanza a escala de país. El 40% de las personas desaprobaron la gestión de la autoridad ambiental a
2527 nivel local, sin embargo, documentamos persecución humana del Águila Poma en la mayoría de los
2528 territorios de anidación (59%, 16 de 27) y en todas las jurisdicciones geográficas evaluadas.
2529 Considerando que no encontramos diferencias en la tolerancia hacia la especie a nivel de país,
2530 probablemente debido a que la gobernanza de los dos países evaluados es muy similar. Nuestros
2531 resultados sugieren que sistemas con gobernanza deficiente, en otros países del Neotrópico, también
2532 podrían estar afectando negativamente los conflictos humano-Águila Poma y en general conflictos
2533 humano-depredador en la toda la región Neotropical.

2534 La importancia de implementar enfoques interdisciplinarios, a la hora de abordar CHF que involucren a
2535 las aves rapaces, radica en que estos enfoques mejoran nuestra capacidad de informar la toma de
2536 decisiones e implementar medidas de manejo incluso con especies poco conocidas como algunas rapaces.
2537 Gracias a su flexibilidad estos enfoques pueden considerar una multiplicidad de factores sociales y
2538 ecológicos, por lo tanto, se tornan imprescindibles y urgentes en el desarrollo e implementación de
2539 políticas de conservación efectivas para manejar estas especies. Esta tesis aporta tanto a incrementar el
2540 conocimiento socio-ecológico actual del Águila Poma, una de las águilas menos conocidas del mundo

2541 (Buechley et al., 2019), así como a llamar la atención sobre la importancia de usar enfoques
2542 interdisciplinarios para informar la toma de decisiones y medidas de conservación que están siendo
2543 requeridas con urgencia para la conservación de especies depredadoras y carroñeras voladoras al borde
2544 de la extinción (BirdLife International, 2021; Buechley et al., 2019; McClure et al., 2018). La
2545 conservación de depredadores y carroñeros voladores que mantienen contribuciones positivas hacia las
2546 personas, es de vital importancia en el contexto actual. Con esta tesis, hemos demostrado cómo un
2547 enfoque interdisciplinario puede mejorar nuestra capacidad para avanzar en la obtención de información
2548 útil para mejorar prácticas de conservación, la toma de decisiones y la implementación de medidas de
2549 conservación de estas especies.

2550 **Bibliografía**

- 2551 Acharya, K.P., Paudel, P.K., Jnawali, S.R., Neupane, P.R., Köhl, M., 2017. Can forest fragmentation
2552 and configuration work as indicators of human–wildlife conflict? Evidences from human death
2553 and injury by wildlife attacks in Nepal. *Ecol. Indic.* 80, 74–83.
2554 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.037>
- 2555 Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M., Benjamim, B.L., 2014. Food Habits of the Harpy Eagle, a Top
2556 Predator from the Amazonian Rainforest Canopy. *J. Raptor Res.* 48, 24–35.
- 2557 Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López-Carr, D., Levy, M.A., Redo, D., Bonilla-Moheno, M.,
2558 Riner, G., Andrade-Núñez, M.J., Muñiz, M., 2013. Deforestation and Reforestation of Latin
2559 America and the Caribbean (2001-2010). *Biotropica* 45, 262–271. [https://doi.org/10.1111/j.1744-](https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x)
2560 [7429.2012.00908.x](https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x)
- 2561 Allan, J.R., Watson, J.E.M., Di Marco, M., O’Bryan, C.J., Possingham, H.P., Atkinson, S.C., Venter,
2562 O., 2019. Hotspots of human impact on threatened terrestrial vertebrates. *PLOS Biol.* 17,
2563 e3000158. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000158>
- 2564 Altringham, J.D., Berthinussen, A., Wordley, C.F.R., 2020. Generating, collating and using evidence
2565 for conservation, in: Sutherland, W.J., Brotherton, P.N.M., Davies, Z.G., Ockendon, N., Pettorelli,
2566 N., Vickery, J.A. (Eds.), *Conservation Research, Policy and Practice*. Cambridge University Press,
2567 pp. 48–62. <https://doi.org/10.1017/9781108638210.004>
- 2568 Amador-Alcalá, S., Naranjo, E.J., Jiménez-Ferrer, G., 2013. Wildlife predation on livestock and
2569 poultry: Implications for predator conservation in the rainforest of south-east Mexico. *Oryx* 47,
2570 243–250. <https://doi.org/10.1017/S0030605311001359>
- 2571 Amit, R., Jacobson, S.K., 2018. Participatory development of incentives to coexist with jaguars and

- 2572 pumas. *Conserv. Biol.* 32, 938–948. <https://doi.org/10.1111/cobi.13082>
- 2573 Antonelli, A., Zizka, A., Carvalho, F.A., Scharn, R., Bacon, C.D., Silvestro, D., Condamine, F.L.,
2574 2018. Amazonia is the primary source of Neotropical biodiversity. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115,
2575 6034–6039. <https://doi.org/10.1073/pnas.1713819115>
- 2576 Aráoz, R., Grande, J.M., López, C., Cereghetti, J., Vargas, F.H., 2017. The first Black-and-chestnut
2577 Eagle (*Spizaetus isidori*) nest discovered in Argentina reveals potential human–predator conflicts.
2578 *J. Raptor Res.* 51, 79–82. <https://doi.org/10.3356/JRR-16-49.1>
- 2579 Arroyo, B., Redpath, S., Viñuela, J., 2004. Conflicts in raptor conservation: An overview. *Raptors*
2580 *Worldw. Proc. 6th World Conf. Birds Prey Owls* 307–315.
- 2581 Artelle, K.A., Anderson, S.C., Reynolds, J.D., Cooper, A.B., Paquet, P.C., Darimont, C.T., 2016.
2582 Ecology of conflict: marine food supply affects human-wildlife interactions on land. *Sci. Rep.* 6,
2583 25936. <https://doi.org/10.1038/srep25936>
- 2584 Ballejo, F., Grilli, M.G., Lambertucci, S.A., 2019. A long and troublesome journey: People’s
2585 perceptions and attitudes along the migratory path of a scavenger bird. *Ethnobiol. Conserv.* 8, 1–
2586 13. <https://doi.org/10.15451/ec2019-10-8.13-1-13>
- 2587 Ballejo, F., Plaza, P.I., Lambertucci, S.A., 2020. The conflict between scavenging birds and farmers:
2588 field observations do not support people’s perceptions. *Biol. Conserv.* 248, 108627.
2589 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108627>
- 2590 Barbar, F., Capdevielle, A., Encabo, M., 2016. Direct persecution of crowned eagles (*Buteogallus*
2591 *coronatus*) in Argentina: a new call for their conservation. *J. Raptor Res.* 50, 115–120.
2592 <https://doi.org/10.3356/rapt-50-01-115-120.1>
- 2593 Barnosky, A.D., Hadly, E.A., Bascompte, J., Berlow, E.L., Brown, J.H., Fortelius, M., Getz, W.M.,

- 2594 Harte, J., Hastings, A., Marquet, P.A., Martinez, N.D., Mooers, A., Roopnarine, P., Vermeij, G.,
2595 Williams, J.W., Gillespie, R., Kitzes, J., Marshall, C., Matzke, N., Mindell, D.P., Revilla, E.,
2596 Smith, A.B., 2012. Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486, 52–58.
2597 <https://doi.org/10.1038/nature11018>
- 2598 Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4.
2599 *J. Stat. Softw.* 67, 1–48.
- 2600 Bax, V., Francesconi, W., 2019. Conservation gaps and priorities in the Tropical Andes biodiversity
2601 hotspot: Implications for the expansion of protected areas. *J. Environ. Manage.* 232, 387–396.
2602 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.086>
- 2603 Bax, V., Francesconi, W., 2018. Environmental predictors of forest change: An analysis of natural
2604 predisposition to deforestation in the tropical Andes region, Peru. *Appl. Geogr.* 91, 99–110.
2605 <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.01.002>
- 2606 Baynham-Herd, Z., Redpath, S., Bunnefeld, N., Molony, T., Keane, A., 2018. Conservation conflicts:
2607 Behavioural threats, frames, and intervention recommendations. *Biol. Conserv.* 222, 180–188.
2608 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.012>
- 2609 Becker, N., Inbar, M., Bahat, O., Choresh, Y., Ben-Noon, G., Yaffe, O., 2005. Estimating the economic
2610 value of viewing griffon vultures *Gyps fulvus*: a Travel Cost Model study at Gamla Nature
2611 Reserve, Israel. *Oryx* 39, 429. <https://doi.org/10.1017/S0030605305001122>
- 2612 Behr, D.M., Ozgul, A., Cozzi, G., 2017. Combining human acceptance and habitat suitability in a
2613 unified socio-ecological suitability model: A case study of the wolf in Switzerland. *J. Appl. Ecol.*
2614 54, 1919–1929. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12880>
- 2615 Bencin, H., Kioko, J., Kiffner, C., 2016. Local people's perceptions of wildlife species in two distinct

- 2616 landscapes of Northern Tanzania. *J. Nat. Conserv.* 34, 82–92.
- 2617 <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.09.004>
- 2618 Bennett, N.J., Satterfield, T., 2018. Environmental governance: A practical framework to guide design,
2619 evaluation, and analysis. *Conserv. Lett.* 11, e12600. <https://doi.org/10.1111/conl.12600>
- 2620 Bernard, H.R., 2006. *Research methods in anthropology: Qualitative and quantitative approaches*, 4th
2621 ed. AltaMira Press, Oxford.
- 2622 Betts, M.G., Wolf, C., Ripple, W.J., Phalan, B., Millers, K.A., Duarte, A., Butchart, S.H.M., Levi, T.,
2623 2017. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature* 547,
2624 441–444. <https://doi.org/10.1038/nature23285>
- 2625 Bildstein, K.L., 2001. Raptors as vermin: a history of human attitudes towards Pennsylvania’s birds of
2626 prey. *Endanger. Species Updat.* 18, 124–128.
- 2627 Bildstein, Keith L., 2008. A Brief History of Raptor Conservation in North America, in: Bildstein,
2628 K.L., Smith, J.P., Ruelas, E., Veit, R.R. (Eds.), *State of North America’s Birds of Prey*. Nuttall
2629 Ornithological Club and American Ornithologists. Union Series in Ornithology No. 3.,
2630 Cambridge, Massachusetts, and Washington, D.C., pp. 5–36.
- 2631 Binder, C.R., Hinkel, J., Bots, P.W.G., Pahl-Wostl, C., 2013. Comparison of Frameworks for
2632 Analyzing Social-ecological Systems. *Ecol. Soc.* 18, 26. [https://doi.org/10.5751/ES-05551-](https://doi.org/10.5751/ES-05551-180426)
2633 [180426](https://doi.org/10.5751/ES-05551-180426)
- 2634 BirdLife International, 2021. Species factsheet: *Spizaetus isidori*. Available from
2635 <http://www.birdlife.org> on 16/04/2021.
- 2636 Bleyhl, B., Ghoddousi, A., Askerov, E., Bocedi, G., Breitenmoser, U., Manvelyan, K., Palmer, S.C.F.,
2637 Soofi, M., Weinberg, P., Zazanashvili, N., Shmunk, V., Zurell, D., Kuemmerle, T., 2021.

- 2638 Reducing persecution is more effective for restoring large carnivores than restoring their prey.
2639 *Ecol. Appl.* <https://doi.org/10.1002/eap.2338>
- 2640 Bochenski, Z.M., Tomek, T., Wertz, K., Wojenka, M., 2016. Indirect Evidence of Falconry in
2641 Medieval Poland as Inferred from Published Zooarchaeological Studies. *Int. J. Osteoarchaeol.* 26,
2642 661–669. <https://doi.org/10.1002/oa.2457>
- 2643 Broekhuis, F., Kaelo, M., Sakat, D.K., Elliot, N.B., 2020. Human–wildlife coexistence: attitudes and
2644 behavioural intentions towards predators in the Maasai Mara, Kenya. *Oryx* 54, 366–374.
2645 <https://doi.org/10.1017/S0030605318000091>
- 2646 Broun, M., 2000. *Hawks aloft: the story of Hawk Mountain*. Stackpole Books.
- 2647 Brown, A., Grau, A., Lomáscolo, T., Gasparri, I., 2002. Una estrategia de conservacion para las selvas
2648 subtropicales de montaña (Yungas) de Argentina. *Ecotropicos* 15, 147–159.
- 2649 Bruskotter, J.T., Wilson, R.S., 2014. Determining where the wild things will be: using psychological
2650 theory to find tolerance for large carnivores. *Conserv. Lett.* 7, 158–165.
2651 <https://doi.org/10.1111/conl.12072>
- 2652 Buechley, E.R., Santangeli, A., Girardello, M., Neate-Clegg, M.H.C., Oleyar, D., McClure, C.J.W.,
2653 Şekercioğlu, Ç.H., 2019. Global raptor research and conservation priorities: tropical raptors fall
2654 prey to knowledge gaps. *Divers. Distrib.* 25, 856–869. <https://doi.org/10.1111/ddi.12901>
- 2655 Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model
2656 selection. *Sociol. Methods Res.* 33, 261–304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>
- 2657 Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical
2658 information-theoretic approach.*, 2nd ed. Springer, New York.
- 2659 Cailly-Arnulphi, V.B., Lambertucci, S.A., Borghi, C.E., 2017. Education can improve the negative

2660 perception of a threatened long-lived scavenging bird, the Andean condor. *PLoS One* 12,
2661 e0185278. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185278>

2662 Canney, A.C., McGough, L.M., Bickford, N.A., Wallen, K.E., 2021. Systematic Map of Human–
2663 Raptor Interaction and Coexistence Research. *Animals* 12, 45.
2664 <https://doi.org/10.3390/ani12010045>

2665 Carter, N.H., Baeza, A., Magliocca, N.R., 2020. Emergent conservation outcomes of shared risk
2666 perception in human-wildlife systems. *Conserv. Biol.* 34, 903–914.
2667 <https://doi.org/10.1111/cobi.13473>

2668 Carter, N.H., Bruskotter, J.T., Vucetich, J., Crabtree, R., Jaicks, H., Karns, G., Nelson, M.P., Smith, D.,
2669 Linnell, J.D.C., 2019. Towards Human–Wildlife Coexistence through the Integration of Human
2670 and Natural Systems, in: *Human–Wildlife Interactions*. Cambridge University Press, pp. 384–413.
2671 <https://doi.org/10.1017/9781108235730.021>

2672 Carter, N.H., Linnell, J.D.C., 2016. Co-adaptation is key to coexisting with large carnivores. *Trends*
2673 *Ecol. Evol.* 31, 575–578. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.05.006>

2674 Carter, N.H., Viña, A., Hull, V., McConnell, W.J., Axinn, W., Ghimire, D., Liu, J., 2014. Coupled
2675 human and natural systems approach to wildlife research and conservation. *Ecol. Soc.* 19, 43.
2676 <https://doi.org/10.5751/ES-06881-190343>

2677 Ceașu, S., Graves, R.A., Killion, A.K., Svenning, J.C., Carter, N.H., 2019. Governing trade-offs in
2678 ecosystem services and disservices to achieve human–wildlife coexistence. *Conserv. Biol.* 33,
2679 543–553. <https://doi.org/10.1111/cobi.13241>

2680 Center for Theory of Change, 2019. What is a theory of change? Center for Theory of Change.
2681 Available from <http://www.theoryofchange.org/what-is-theory-of-change/> (accessed July 2020).

- 2682 CEPAL, 2021. Available from <https://www.cepal.org/en/escazuagreement> on 08/07/2021.
- 2683 Chevan, A., Sutherland, M., 1991. Hierarchical partitioning. *Am. Stat.* 45, 90–96.
- 2684 Conover, M.R., 2001. *Resolving Human-Wildlife Conflicts: the science of wildlife damage*
2685 *management*. CRC Press, Boca Raton, FL. <https://doi.org/10.1201/9781420032581>
- 2686 Constantino, P. de A.L., 2016. Deforestation and hunting effects on wildlife across Amazonian
2687 indigenous lands. *Ecol. Soc.* 21, art3. <https://doi.org/10.5751/ES-08323-210203>
- 2688 Córdoba-Córdoba, S., Echeverry-Galvis, M.Á., Estela, F. a., 2008. Nuevos Registros de Distribución
2689 Para el Águila Crestada (*Spizaetus isidori*) y el Águila Iguanera (*S. tyrannus*) para Colombia, con
2690 Anotaciones Para su Identificación. *Ornitol. Colomb.* 7, 66–74.
- 2691 CORPOGUAVIO, 2009. Actualización del mapa de cobertura y uso actual de la tierra a escala
2692 1:10.000 del área de jurisdicción de corpoguavio. Gachalá, Cundinamarca. Colombia.
- 2693 Cortés-Avizanda, A., Martín-López, B., Ceballos, O., Pereira, H.M., 2018. Stakeholders perceptions of
2694 the endangered Egyptian vulture: Insights for conservation. *Biol. Conserv.* 218, 173–180.
2695 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.09.028>
- 2696 Crespin, S.J., Simonetti, J.A., 2021. Traversing the food-biodiversity nexus towards coexistence by
2697 manipulating social–ecological system parameters. *Conserv. Lett.* 14, 1–8.
2698 <https://doi.org/10.1111/conl.12779>
- 2699 Cuesta, F., Peralvo, M., Merino-Viteri, A., Bustamante, M., Baquero, F., Freile, J.F., Muriel, P.,
2700 Torres-Carvajal, O., 2017. Priority areas for biodiversity conservation in mainland Ecuador.
2701 *Neotrop. Biodivers.* 3, 93–106. <https://doi.org/10.1080/23766808.2017.1295705>
- 2702 Curti, M., Valdez, U., 2009. Incorporating Community Education in the Strategy for Harpy Eagle
2703 Conservation in Panama. *J. Environ. Educ.* 40, 3–16. <https://doi.org/10.3200/JOEE.40.4.3-16>

- 2704 Davies, R.A.G., 1999. The extent, cost and control of livestock predation by eagles with a case study
2705 on black eagles (*Aquila verreauxii*) in the Karoo. *J. Raptor Res.* 33, 67–72.
- 2706 Dean, W.R.J., Milton, S.J., 1988. Dispersal of seeds by raptors. *Afr. J. Ecol.* 26, 173–176.
2707 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1988.tb00967.x>
- 2708 Di Marco, M., Venter, O., Possingham, H.P., Watson, J.E.M., 2018. Changes in human footprint drive
2709 changes in species extinction risk. *Nat. Commun.* 9, 1–9. [https://doi.org/10.1038/s41467-018-](https://doi.org/10.1038/s41467-018-07049-5)
2710 [07049-5](https://doi.org/10.1038/s41467-018-07049-5)
- 2711 Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan,
2712 K.M.A., Baste, I.A., Brauman, K.A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A.,
2713 Leadley, P.W., Van Oudenhoven, A.P.E., Van Der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S.,
2714 Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra,
2715 C.A., Hewitt, C.L., Keune, H., Lindley, S., Shirayama, Y., 2018. Assessing nature’s contributions
2716 to people: Recognizing culture, and diverse sources of knowledge, can improve assessments.
2717 *Science.* 359, 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- 2718 Dickman, A.J., 2010. Complexities of conflict: the importance of considering social factors for
2719 effectively resolving human-wildlife conflict. *Anim. Conserv.* 13, 458–466.
2720 <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00368.x>
- 2721 Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation in the
2722 Anthropocene. *Science.* 345, 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- 2723 Doherty, T.S., Hays, G.C., Driscoll, D.A., 2021. Human disturbance causes widespread disruption of
2724 animal movement. *Nat. Ecol. Evol.* 5, 513–519. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01380-1>
- 2725 Donazar, J.A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J.A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z.,

- 2726 Moreno-Opo, R., Pérez-García, J.M., Sánchez-Zapata, J.A., Zuberogoitia, I., Serrano, D., 2016.
2727 Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services.
2728 *Ardeola* 63, 181–234. <https://doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp8>
- 2729 Dressel, S., Ericsson, G., Sandström, C., 2018. Mapping social-ecological systems to understand the
2730 challenges underlying wildlife management. *Environ. Sci. Policy* 84, 105–112.
2731 <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.03.007>
- 2732 Duriez, O., Descaves, S., Gallais, R., Neouze, R., Fluhr, J., Decante, F., 2019. Vultures attacking
2733 livestock: A problem of vulture behavioural change or farmers' perception? *Bird Conserv. Int.* 29,
2734 437–453. <https://doi.org/10.1017/S0959270918000345>
- 2735 Echeverry-Galvis, M.Á., Zuluaga, S., Soler-Tobar, D., 2014. *Spizaetus isidori*, in: Renjifo, L.M.,
2736 Gómez, M.F., Velásquez-Tibatá, J., Amaya-Villarreal, A.M., Kattan, G.H., Amaya-Espinel, J.D.,
2737 Burbano-Girón, J. (Eds.), *Libro Rojo de Aves de Colombia*. Editorial Pontificia Universidad
2738 Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt, Bogotá D.C., pp. 104 –107.
- 2739 Engel, M.T., Vaske, J.J., Bath, A.J., Marchini, S., 2016. Predicting acceptability of jaguars and pumas
2740 in the Atlantic Forest, Brazil. *Hum. Dimens. Wildl.* 21, 427–444.
2741 <https://doi.org/10.1080/10871209.2016.1183731>
- 2742 Enríquez, P., Rangel-Salazar, L., 2004. Conocimiento popular sobre los búhos en los alrededores de un
2743 Bosque Húmedo Tropical protegido en Costa Rica. *Etnobiología* 4, 41–53.
- 2744 Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, J.S., Power, M.E., Berger, J., Bond, W.J., Carpenter, S.R.,
2745 Essington, T.E., Holt, R.D., Jackson, J.B.C., Marquis, R.J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R.T.,
2746 Pickett, E.K., Ripple, W.J., Sandin, S.A., Scheffer, M., Schoener, T.W., Shurin, J.B., Sinclair,
2747 A.R.E., Soulé, M.E., Virtanen, R., Wardle, D.A., 2011. Trophic Downgrading of Planet Earth.

- 2748 Science. 333, 301–306. <https://doi.org/10.1126/science.1205106>
- 2749 Estrada-Pacheco, R., Jácome, N.L., Astore, V., Borghi, C.E., Piña, C.I., 2020. Pesticides: the most
2750 threat to the conservation of the Andean condor (*Vultur gryphus*). *Biol. Conserv.* 242, 108418.
2751 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108418>
- 2752 Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S., Possingham, H., 2006. Regional patterns of agricultural
2753 land use and deforestation in Colombia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 114, 369–386.
2754 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.013>
- 2755 Expósito-Granados, M., Castro, A.J., Lozano, J., Aznar-Sanchez, J.A., Carter, N.H., Requena-Mullor,
2756 J.M., Malo, A.F., Olszańska, A., Morales-Reyes, Z., Moleón, M., Sánchez-Zapata, J.A., Cortés-
2757 Avizanda, A., Fischer, J., Martín-López, B., 2019. Human-carnivore relations: conflicts, tolerance
2758 and coexistence in the American West. *Environ. Res. Lett.* 14, 123005.
2759 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab5485>
- 2760 Ferguson-Lees, J., Christie, D.A., 2001. *Raptors of the world*. Houghton Mifflin Company, New York.
- 2761 Ferrer, M., 2008. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-lived raptor, the Spanish
2762 Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ibis (Lond. 1859)*. 135, 132–138. [https://doi.org/10.1111/j.1474-](https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1993.tb02824.x)
2763 [919X.1993.tb02824.x](https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1993.tb02824.x)
- 2764 Fitzsimons, J.A., Leighton, J., 2021. Frugivory in Raptors: New Observations from Australia and a
2765 Global Review. *Birds* 2, 338–350. <https://doi.org/10.3390/birds2040025>
- 2766 Fletcher, R., Toncheva, S., 2021. The political economy of human-wildlife conflict and coexistence.
2767 *Biol. Conserv.* 260, 109216. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109216>
- 2768 Foley, J.A., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*. 309, 570–574.
2769 <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

- 2770 Frank, B., Glikman, J.A., Marchini, S., 2019. Human-Wildlife Interactions: Turning Conflict into
2771 Coexistence. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/9781108235730>
- 2772 Fraser-Celin, V.L., Hovorka, A.J., Silver, J.J., 2018. Human conflict over wildlife: exploring social
2773 constructions of African wild dogs (*Lycaon pictus*) in Botswana. *Hum. Dimens. Wildl.*
2774 <https://doi.org/10.1080/10871209.2018.1443528>
- 2775 Galetti, M., Guimarães, P.R., 2004. Seed dispersal of *Attalea phalerata* (Palmae) by Crested caracaras
2776 (*Caracara plancus*) in the Pantanal and a review of frugivory by raptors. *Ararajuba* 12, 133–135.
- 2777 Gaynor, K.M., Fiorella, K.J., Gregory, G.H., Kurz, D.J., Seto, K.L., Withey, L.S., Brashares, J.S.,
2778 2016. War and wildlife: linking armed conflict to conservation. *Front. Ecol. Environ.* 14, 533–542.
2779 <https://doi.org/10.1002/fee.1433>
- 2780 Gil-da-Costa, R., Palleroni, A., Hauser, M.D., Touchton, J., Kelley, J.P., 2003. Rapid acquisition of an
2781 alarm response by a neotropical primate to a newly introduced avian predator. *Proc. R. Soc.*
2782 *London. Ser. B Biol. Sci.* 270, 605–610. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2281>
- 2783 Gilbert, S., Carter, N., Naidoo, R., 2021. Predation services: quantifying societal effects of predators
2784 and their prey. *Front. Ecol. Environ.* 19, 292–299. <https://doi.org/10.1002/fee.2336>
- 2785 Giraldo-Amaya, M., Aguiar-Silva, F.H., Aparicio-U., K.M., Zuluaga, S., 2021. Human Persecution of
2786 the Harpy Eagle: A Widespread Threat? *J. Raptor Res.* 55. [https://doi.org/10.3356/0892-1016-](https://doi.org/10.3356/0892-1016-55.2.281)
2787 [55.2.281](https://doi.org/10.3356/0892-1016-55.2.281)
- 2788 Graham, K., Beckerman, A.P., Thirgood, S., 2005. Human-predator-prey conflicts: Ecological
2789 correlates, prey losses and patterns of management. *Biol. Conserv.* 122, 159–171.
2790 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.006>
- 2791 Grande, J.M., Orozco-Valor, P.M., Liébana, M.S., Sarasola, J.H., 2018a. Birds of Prey in Agricultural

2792 Landscapes: The Role of Agriculture Expansion and Intensification, in: *Birds of Prey*. Springer
2793 International Publishing, Cham, pp. 197–228. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73745-4_9

2794 Grande, J.M., Zuluaga, S., Marchini, S., 2018b. Casualties of human-wildlife conflict. *Science*. 360,
2795 1309. <https://doi.org/10.1126/science.aau2465>

2796 Grilli, M.G., Bildstein, K.L., Lambertucci, S.A., 2019. Nature’s clean-up crew: Quantifying ecosystem
2797 services offered by a migratory avian scavenger on a continental scale. *Ecosyst. Serv.* 39, 100990.
2798 <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100990>

2799 Guerrero, A.M., Wilson, K.A., 2017. Using a social–ecological framework to inform the
2800 implementation of conservation plans. *Conserv. Biol.* 31, 290–301.
2801 <https://doi.org/10.1111/cobi.12832>

2802 Gusmão, A.C., Banhos, A., Aguiar-Silva, F.H., Souza, L.S., Sanaiotti, T.M., Silva, A.M., Costa, T.M.,
2803 Oliveira, L.E., Morais, W.G., Ferrari, S., 2016. Records of the occurrence, nesting, and hunting of
2804 the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) (Aves: Accipitridae) in Rondônia, southwestern Brazilian
2805 Amazonia. *Atualidades Ornitológicas* 190, 18–23.

2806 Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E.,
2807 Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L.,
2808 Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A.,
2809 Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its
2810 lasting impact on Earth’s ecosystems. *Sci. Adv.* 1, e1500052.
2811 <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>

2812 Hansen, M.C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D.,
2813 Stehman, S. V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice,

- 2814 C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover
2815 Change. *Science*. 342, 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- 2816 Hodgson, I.D., Redpath, S.M., Fischer, A., Young, J., 2019. Who knows best? Understanding the use
2817 of research-based knowledge in conservation conflicts. *J. Environ. Manage.* 231, 1065–1075.
2818 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.023>
- 2819 Hodgson, I.D., Redpath, S.M., Fischer, A., Young, J., 2018. Fighting talk: Organisational discourses of
2820 the conflict over raptors and grouse moor management in Scotland. *Land use policy* 77, 332–343.
2821 <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.05.042>
- 2822 Huang, C.-W., McDonald, R.I., Seto, K.C., 2018. The importance of land governance for biodiversity
2823 conservation in an era of global urban expansion. *Landsc. Urban Plan.* 173, 44–50.
2824 <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.01.011>
- 2825 Inskip, C., Zimmermann, A., 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide.
2826 *Oryx* 43, 18–34. <https://doi.org/10.1017/S003060530899030X>
- 2827 IUCN, 2020. IUCN SSC position statement on the management of human-wildlife conflict. IUCN
2828 Species Survival Commission (SSC) Human-Wildlife Conflict Task Force. Available at:
2829 [www.iucn.org/ theme/species/publications/policies-and-position-statements](http://www.iucn.org/theme/species/publications/policies-and-position-statements).
- 2830 Josse, J., Husson, F., 2016. missMDA: a package for handling missing values in multivariate data
2831 analysis. *J. Stat. Softw.* 70, 1–31. <https://doi.org/10.18637/jss.v070.i01>
- 2832 Kansky, R., Kidd, M., Knight, A.T., 2016. A wildlife tolerance model and case study for understanding
2833 human wildlife conflicts. *Biol. Conserv.* 201, 137–145.
2834 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.002>
- 2835 Kansky, R., Knight, A.T., 2014. Key factors driving attitudes towards large mammals in conflict with

- 2836 humans. *Biol. Conserv.* 179, 93–105. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.008>
- 2837 Kaswamila, A., Russell, S., McGibbon, M., 2007. Impacts of Wildlife on Household Food Security and
2838 Income in Northeastern Tanzania. *Hum. Dimens. Wildl.* 12, 391–404.
2839 <https://doi.org/10.1080/10871200701670003>
- 2840 Kaufmann, D., Kraay, A., 2020. Available from <http://info.worldbank.org/governance/wgi/> on
2841 08/07/2021.
- 2842 Kenward, R.E., 1999. Solving raptor-human conflicts. *J. Raptor Res.* 33, 73–75.
- 2843 Killion, A.K., Ramirez, J.M., Carter, N.H., 2021. Human adaptation strategies are key to cobenefits in
2844 human–wildlife systems. *Conserv. Lett.* 14. <https://doi.org/10.1111/conl.12769>
- 2845 Knox, J., Negrões, N., Marchini, S., Barboza, K., Guanacoma, G., Balhau, P., Tobler, M.W., Glikman,
2846 J.A., 2019. Jaguar Persecution Without “Cowflict”: Insights From Protected Territories in the
2847 Bolivian Amazon. *Front. Ecol. Evol.* 7, 1–14. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00494>
- 2848 Koprowski, J.L., González-Maya, J.F., Zarrate-Charry, D.A., Sharma, U.R., Spencer, C., 2019. Local
2849 approaches and community-based conservation, in: Koprowski, J.L., Krausman, P.R. (Eds.),
2850 International Wildlife Management: Conservation Challenges in a Changing World, Baltimore:
2851 JHU Press. JHU Press, Baltimore, pp. 198–207.
- 2852 Kross, S.M., Ingram, K.P., Long, R.F., Niles, M.T., 2018. Farmer Perceptions and Behaviors Related to
2853 Wildlife and On-Farm Conservation Actions. *Conserv. Lett.* 11, 1–9.
2854 <https://doi.org/10.1111/conl.12364>
- 2855 Kumar, N., Jhala, Y. V., Qureshi, Q., Gosler, A.G., Sergio, F., 2019. Human-attacks by an urban raptor
2856 are tied to human subsidies and religious practices. *Sci. Rep.* 9, 2545.
2857 <https://doi.org/10.1038/s41598-019-38662-z>

- 2858 Lambertucci, S.A., Margalida, A., Speziale, K.L., Amar, A., Ballejo, F., Bildstein, K.L., Blanco, G.,
2859 Botha, A.J., Bowden, C.G.R., Cortés-Avizanda, A., Duriez, O., Green, R.E., Hiraldo, F., Ogada,
2860 D., Plaza, P., Sánchez-Zapata, J.A., Santangeli, A., Selva, N., Spiegel, O., Donázar, J.A., 2021.
2861 Presumed killers? Vultures, stakeholders, misperceptions, and fake news. *Conserv. Sci. Pract.* 3.
2862 <https://doi.org/10.1111/csp2.415>
- 2863 Law, E.A., Macchi, L., Baumann, M., Decarre, J., Gavier-Pizarro, G., Levers, C., Mastrangelo, M.E.,
2864 Murray, F., Müller, D., Piquer-Rodríguez, M., Torres, R., Wilson, K.A., Kuemmerle, T., 2021.
2865 Fading opportunities for mitigating agriculture-environment trade-offs in a south American
2866 deforestation hotspot. *Biol. Conserv.* 262, 109310. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109310>
- 2867 le Polain de Waroux, Y., Baumann, M., Gasparri, N.I., Gavier-Pizarro, G., Godar, J., Kuemmerle, T.,
2868 Müller, R., Vázquez, F., Volante, J.N., Meyfroidt, P., 2018. Rents, Actors, and the Expansion of
2869 Commodity Frontiers in the Gran Chaco. *Ann. Am. Assoc. Geogr.* 108, 204–225.
2870 <https://doi.org/10.1080/24694452.2017.1360761>
- 2871 Lehmann, F.C., 1959. Nuevas observaciones sobre *Oroaetus isidori* (Des Murs). *Contrib. al Estud. la*
2872 *fauna Colomb.* XIV, 169–195.
- 2873 Li, Chunlin, Jiang, Z., Li, Chunwang, Tang, S., Li, F., Luo, Z., Ping, X., Liu, Z., Chen, J., Fang, H.,
2874 2015. Livestock depredations and attitudes of local pastoralists toward carnivores in the Qinghai
2875 Lake Region, China. *Wildlife Biol.* 21, 204–212. <https://doi.org/10.2981/wlb.00083>
- 2876 Lischka, S.A., Teel, T.L., Johnson, H.E., Larson, C., Breck, S., Crooks, K., 2020. Psychological drivers
2877 of risk-reducing behaviors to limit human–wildlife conflict. *Conserv. Biol.* 34, 1383–1392.
2878 <https://doi.org/10.1111/cobi.13626>
- 2879 Lischka, S.A., Teel, T.L., Johnson, H.E., Reed, S.E., Breck, S., Don Carlos, A., Crooks, K.R., 2018. A

2880 conceptual model for the integration of social and ecological information to understand human-
2881 wildlife interactions. *Biol. Conserv.* 225, 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.020>

2882 López-Darias, M., Nogales, M., 2016. Raptors as legitimate secondary dispersers of weed seeds. *Ibis*
2883 (Lond. 1859). 158, 428–432. <https://doi.org/10.1111/ibi.12360>

2884 Lozano, J., Olszańska, A., Morales-Reyes, Z., Castro, A.A., Malo, A.F., Moleón, M., Sánchez-Zapata,
2885 J.A., Cortés-Avizanda, A., von Wehrden, H., Dorresteijn, I., Kansky, R., Fischer, J., Martín-
2886 López, B., 2019. Human-carnivore relations: A systematic review. *Biol. Conserv.* 237, 480–492.
2887 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.002>

2888 Lundberg, J., Moberg, F., 2003. Mobile Link Organisms and Ecosystem Functioning: Implications for
2889 Ecosystem Resilience and Management. *Ecosystems* 6, 0087–0098.
2890 <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0150-4>

2891 Lute, M.L., Carter, N.H., López-Bao, J. V., Linnell, J.D.C., 2020. Conservation professionals’ views on
2892 governing for coexistence with large carnivores. *Biol. Conserv.* 248, 108668.
2893 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108668>

2894 Lute, M.L., Carter, N.H., López-Bao, J. V., Linnell, J.D.C., 2018. Conservation professionals agree on
2895 challenges to coexisting with large carnivores but not on solutions. *Biol. Conserv.* 218, 223–232.
2896 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.035>

2897 Lyamuya, R.D., Masenga, E.H., Fyumagwa, R.D., Roskaft, E., 2014. Human-carnivore conflict over
2898 livestock in the eastern part of the Serengeti ecosystem, with a particular focus on the African wild
2899 dog *Lycaon pictus*. *Oryx* 48, 378–384. <https://doi.org/10.1017/S0030605312001706>

2900 Mac Nally, R., 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further
2901 comments on identifying important predictor variables. *Biodivers. Conserv.* 11, 1397–1401.

- 2902 <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1016250716679>
- 2903 Mac Nally, R., 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and
2904 ecology: The distinction between – and reconciliation of – ‘predictive’ and ‘explanatory’ models.
2905 *Biodivers. Conserv.* 9, 655–671. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1008985925162>
- 2906 Madden, K.K., Rozhon, G.C., Dwyer, J.F., 2019. Conservation Letter: Raptor Persecution. *J. Raptor*
2907 *Res.* 53, 230–233. <https://doi.org/10.3356/jrr-18-37>
- 2908 Manzano-García, J., Jiménez-Escobar, N.D., Allende, R.L., Cailly-Arnulphi, V.B., 2017. El cóndor
2909 andino (*Vultur gryphus*): ¿Predador o carroñero? Pluralidad de percepciones entre los saberes
2910 locales y discurso académico en las Sierras Centrales de Argentina. *Hornero* 32, 29–37.
- 2911 Marchini, S., Ferraz, K.M.P.M.B., Zimmermann, A., Guimarães-Luiz, T., Morato, R., Correa, P.L.P.,
2912 Macdonald, D.W., 2019. Planning for coexistence in a complex human-dominated world, in:
2913 *Human–Wildlife Interactions*. Cambridge University Press, pp. 414–438.
2914 <https://doi.org/10.1017/9781108235730.022>
- 2915 Marchini, S., Macdonald, D.W., 2018. Mind over matter: Perceptions behind the impact of jaguars on
2916 human livelihoods. *Biol. Conserv.* 224, 230–237. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.001>
- 2917 Marchini, S., Macdonald, D.W., 2012. Predicting ranchers’ intention to kill jaguars: Case studies in
2918 Amazonia and Pantanal. *Biol. Conserv.* 147, 213–221.
2919 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.002>
- 2920 Markandya, A., Taylor, T., Longo, A., Murty, M.N., Murty, S., Dhavala, K., 2008. Counting the cost of
2921 vulture decline-An appraisal of the human health and other benefits of vultures in India. *Ecol.*
2922 *Econ.* 67, 194–204. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.04.020>
- 2923 Martin, J.V., 2020. Peace in the valley? Qualitative insights on collaborative coexistence from the

- 2924 Wood River Wolf Project. *Conserv. Sci. Pract.* 1–16. <https://doi.org/10.1111/csp2.197>
- 2925 Martínez-Abraín, A., Jiménez, J., Ferrer, M., 2021. Changes from Cliff- to Tree-Nesting in Raptors: A
2926 Response to Lower Human Persecution? *J. Raptor Res.* 55, 119–123.
2927 <https://doi.org/10.3356/0892-1016-55.1.119>
- 2928 McClure, C.J.W., Westrip, J.R.S., Johnson, J.A., Schulwitz, S.E., Virani, M.Z., Davies, R., Symes, A.,
2929 Wheatley, H., Thorstrom, R., Amar, A., Buij, R., Jones, V.R., Williams, N.P., Buechley, E.R.,
2930 Butchart, S.H.M., 2018. State of the world’s raptors: Distributions, threats, and conservation
2931 recommendations. *Biol. Conserv.* 227, 390–402. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.012>
- 2932 Meyburg, B.U., 1986. Threatened and near-threatened diurnal birds of prey of the world. *Birds Prey*
2933 *Bull.* 3, 1–12.
- 2934 Michalski, F., Boulhosa, R.L.P., Faria, A., Peres, C.A., 2006. Human-wildlife conflicts in a fragmented
2935 Amazonian forest landscape: Determinants of large felid depredation on livestock. *Anim.*
2936 *Conserv.* 9, 179–188. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00025.x>
- 2937 Michel, N.L., Whelan, C.J., Verutes, G.M., 2020. Ecosystem services provided by Neotropical birds.
2938 *Condor* 122, 1–21. <https://doi.org/10.1093/condor/duaa022>
- 2939 Middendorp, R.S., Pérez, A.J., Molina, A., Lambin, E.F., 2016. The potential to restore native woody
2940 plant richness and composition in a reforesting landscape: a modeling approach in the Ecuadorian
2941 Andes. *Landsc. Ecol.* 31, 1581–1599. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0340-7>
- 2942 Miranda, E.B.P., 2017. The Plight of Reptiles as Ecological Actors in the Tropics. *Front. Ecol. Evol.* 5,
2943 159. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00159>
- 2944 Miranda, E.B.P., Peres, C.A., Carvalho-Rocha, V., Miguel, B. V., Lormand, N., Huizinga, N., Munn,
2945 C.A., Semedo, T.B.F., Ferreira, T. V., Pinho, J.B., Piacentini, V.Q., Marini, M.Â., Downs, C.T.,

- 2946 2021a. Tropical deforestation induces thresholds of reproductive viability and habitat suitability in
2947 Earth's largest eagles. *Sci. Rep.* 11, 13048. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92372-z>
- 2948 Miranda, E.B.P., Peres, C.A., Downs, C.T., 2021b. Landowner perceptions of livestock predation:
2949 implications for persecution of an Amazonian apex predator. *Anim. Conserv.* acv.12727.
2950 <https://doi.org/10.1111/acv.12727>
- 2951 Miranda, E.B.P., Peres, C.A., Marini, M.Â., Downs, C.T., 2020. Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) nest tree
2952 selection: Selective logging in Amazon forest threatens Earth's largest eagle. *Biol. Conserv.* 250,
2953 108754. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108754>
- 2954 Miranda, E.B.P., Ribeiro, R.P., Strüssmann, C., 2016. The Ecology of Human-Anaconda Conflict: A
2955 Study Using Internet Videos. *Trop. Conserv. Sci.* 9, 43–77.
2956 <https://doi.org/10.1177/194008291600900105>
- 2957 Morales-Reyes, Z., Martín-López, B., Moleón, M., Mateo-Tomás, P., Botella, F., Margalida, A.,
2958 Donázar, J.A., Blanco, G., Pérez, I., Sánchez-Zapata, J.A., 2018. Farmer perceptions of the
2959 ecosystem services provided by scavengers: what, who, and to whom. *Conserv. Lett.* 11, e12392.
2960 <https://doi.org/10.1111/conl.12392>
- 2961 Morales-Reyes, Z., Sánchez-Zapata, J.A., Sebastián-González, E., Botella, F., Carrete, M., Moleón, M.,
2962 2017. Scavenging efficiency and red fox abundance in Mediterranean mountains with and without
2963 vultures. *Acta Oecologica* 79, 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2016.12.012>
- 2964 Morcatty, T.Q., Bausch Macedo, J.C., Nekarís, K.A., Ni, Q., Durigan, C.C., Svensson, M.S., Nijman,
2965 V., 2020. Illegal trade in wild cats and its link to Chinese-led development in Central and South
2966 America. *Conserv. Biol.* 34, 1525–1535. <https://doi.org/10.1111/cobi.13498>
- 2967 Morelli, F., Kubicka, A.M., Tryjanowski, P., Nelson, E., 2015. The Vulture in the Sky and the Hominin

- 2968 on the Land: Three Million Years of Human–Vulture Interaction. *Anthrozoos* 28, 449–468.
2969 <https://doi.org/10.1080/08927936.2015.1052279>
- 2970 Muñoz-López, R., 2017. Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) mortality in Ecuador. *Stud. Neotrop. Fauna*
2971 *Environ.* 52, 1–5. <https://doi.org/10.1080/01650521.2016.1276716>
- 2972 Muñoz-Pedrerros, A., Gil, C., Yáñez, J., Rau, J.R., Möller, P., 2016. Trophic ecology of two raptors,
2973 Barn Owl (*Tyto alba*) and White-tailed Kite (*Elanus leucurus*), and possible implications for
2974 biological control of Hantavirus reservoir in Chile. *Wilson J. Ornithol.* 128, 391–403.
2975 <https://doi.org/10.1676/wils-128-02-391-403.1>
- 2976 Murgatroyd, M., Redpath, S.M., Murphy, S.G., Douglas, D.J.T., Saunders, R., Amar, A., 2019.
2977 Patterns of satellite tagged hen harrier disappearances suggest widespread illegal killing on British
2978 grouse moors. *Nat. Commun.* 10, 1094. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09044-w>
- 2979 Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity
2980 hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- 2981 Nally, R. Mac, Walsh, C.J., 2004. Hierarchical Partitioning Public-domain Software. *Biodivers.*
2982 *Conserv.* 13, 659–660. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000009515.11717.0b>
- 2983 Newton, I., 1979. Effects of human persecution on European raptors. *J. Raptor Res.* 13, 65–78.
- 2984 Nilsson, D., Fielding, K., Dean, A.J., 2020. Achieving conservation impact by shifting focus from
2985 human attitudes to behaviors. *Conserv. Biol.* 34, 93–102. <https://doi.org/10.1111/cobi.13363>
- 2986 Nyhus, P.J., 2016. Human–Wildlife Conflict and Coexistence. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 41, 143–
2987 171. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085634>
- 2988 Nyirenda, V.R., Musonda, F., Kambole, S., Tembo, S., 2017. Peasant farmer-raptor conflicts around
2989 Chembe bird sanctuary, Zambia, central Africa: Poultry predation, ethno-biology, land use

- 2990 practices and conservation. *Anim. Biodivers. Conserv.* 40, 121–132.
- 2991 <https://doi.org/10.32800/abc.2017.40.0121>
- 2992 O'Brien, R.M., 2007. A caution regarding rules of thumb for Variance Inflation Factors. *Qual. Quant.*
- 2993 41, 673–690. <https://doi.org/10.1007/s11135-006-9018-6>
- 2994 O'Bryan, C.J., Braczkowski, A.R., Beyer, H.L., Carter, N.H., Watson, J.E.M., McDonald-Madden, E.,
- 2995 2018. The contribution of predators and scavengers to human well-being. *Nat. Ecol. Evol.* 2, 229–
- 2996 236. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0421-2>
- 2997 Olrog, C.C., 1985. Status of wet forest raptors in northern Argentina, in: Newton, I., Chancellor, R.D.
- 2998 (Eds.), *Conservation Studies on Raptors*. International Council for Bird Preservation, Cambridge,
- 2999 UK, pp. 191–197.
- 3000 Ostermann-Miyashita, E., Pernat, N., König, H.J., 2021. Citizen science as a bottom-up approach to
- 3001 address human–wildlife conflicts: From theories and methods to practical implications. *Conserv.*
- 3002 *Sci. Pract.* 3, e385. <https://doi.org/10.1111/csp2.385>
- 3003 Panopio, J.K., Pajaro, M., Grande, J.M., Torre, M. Dela, Raquino, M., Watts, P., 2021. Conservation
- 3004 Letter: Deforestation—The Philippine Eagle as a Case Study in Developing Local Management
- 3005 Partnerships with Indigenous Peoples. *J. Raptor Res.* 55, 460–467. [https://doi.org/10.3356/JRR-](https://doi.org/10.3356/JRR-20-118)
- 3006 20-118
- 3007 Pascual-Rico, R., Martín-López, B., Sánchez-Zapata, J.A., Morales-Reyes, Z., 2020. Scientific
- 3008 priorities and shepherds' perceptions of ungulate's contributions to people in rewilding
- 3009 landscapes. *Sci. Total Environ.* 705, 135876. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135876>
- 3010 Pascual-Rico, R., Morales-Reyes, Z., Aguilera-Alcalá, N., Olszańska, A., Sebastián-González, E.,
- 3011 Naidoo, R., Moleón, M., Lozano, J., Botella, F., von Wehrden, H., Martín-López, B., Sánchez-

3012 Zapata, J.A., 2021. Usually hated, sometimes loved: A review of wild ungulates' contributions to
3013 people. *Sci. Total Environ.* 149652. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149652>

3014 Pérez-Méndez, N., Rodríguez, A., 2018. Raptors as seed dispersers, in: *Birds of Prey*. Springer
3015 International Publishing, Cham, pp. 139–158. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73745-4_6

3016 Peterson, M.N., Birkhead, J.L., Leong, K., Peterson, M.J., Peterson, T.R., 2010. Rearticulating the
3017 myth of human-wildlife conflict. *Conserv. Lett.* 3, 74–82. <https://doi.org/10.1111/j.1755->
3018 [263X.2010.00099.x](https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00099.x)

3019 Plaza, P.I., Lambertucci, S.A., 2020. Ecology and conservation of a rare species: What do we know and
3020 what may we do to preserve Andean condors? *Biol. Conserv.* 251, 108782.
3021 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108782>

3022 Pooley, S., Barua, M., Beinart, W., Dickman, A., Holmes, G., Lorimer, J., Loveridge, A.J., Macdonald,
3023 D.W., Marvin, G., Redpath, S., Sillero-Zubiri, C., Zimmermann, A., Milner-Gulland, E.J., 2017.
3024 An interdisciplinary review of current and future approaches to improving human–predator
3025 relations. *Conserv. Biol.* 31, 513–523. <https://doi.org/10.1111/cobi.12859>

3026 Preisser, E.L., Bolnick, D.I., Benard, M.F., 2005. Scared to death? The effects of intimidation and
3027 consumption in predator-prey interactions. *Ecology* 86, 501–509. <https://doi.org/10.1890/04-0719>

3028 R Development Core Team, 2014. *A Language and Environment for Statistical Computing*, R
3029 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

3030 Ramos, D.L., Pizo, M.A., Ribeiro, M.C., Cruz, R.S., Morales, J.M., Ovaskainen, O., 2020. Forest and
3031 connectivity loss drive changes in movement behavior of bird species. *Ecography* 43, 1203–1214.
3032 <https://doi.org/10.1111/ecog.04888>

3033 Redpath, S., Thirgood, S., 2009. Hen harriers and red grouse: moving towards consensus? *J. Appl.*

- 3034 Ecol. 46, 961–963. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01702.x>
- 3035 Redpath, S.M., Bhatia, S., Young, J., 2015. Tilting at wildlife: reconsidering human–wildlife conflict.
3036 Oryx 49, 222–225. <https://doi.org/10.1017/S0030605314000799>
- 3037 Redpath, S.M., Linnell, J.D.C., Festa-Bianchet, M., Boitani, L., Bunnefeld, N., Dickman, A., Gutiérrez,
3038 R.J., Irvine, R.J., Johansson, M., Majić, A., McMahon, B.J., Pooley, S., Sandström, C., Sjölander-
3039 Lindqvist, A., Skogen, K., Swenson, J.E., Trouwborst, A., Young, J., Milner-Gulland, E.J., 2017.
3040 Don't forget to look down - collaborative approaches to predator conservation. Biol. Rev. 92,
3041 2157–2163. <https://doi.org/10.1111/brv.12326>
- 3042 Redpath, S.M., Young, J., Evely, A., Adams, W.M., Sutherland, W.J., Whitehouse, A., Amar, A.,
3043 Lambert, R.A., Linnell, J.D.C., Watt, A., Gutiérrez, R.J., 2013. Understanding and managing
3044 conservation conflicts. Trends Ecol. Evol. 28, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.021>
- 3045 Renjifo, L.M., Gomez, M.F., Velásquez-Tibatá, J., Amaya-Villarreal, Á.M., Kattan, G.H., Amaya-
3046 Espinel, J.D., Burbano-Girón, J., 2014. Libro rojo de aves de Colombia, Volumen I: bosques
3047 húmedos de los Andes y la costa Pacífica. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto
3048 Alexander von Humboldt, Bogotá D.C.
- 3049 Restrepo-Cardona, J.S., Echeverry-Galvis, M.Á., Maya, D.L., Vargas, F.H., Tapasco, O., Renjifo,
3050 L.M., 2020. Human-raptor conflict in rural settlements of Colombia. PLoS One 15, e0227704.
3051 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227704>
- 3052 Restrepo-Cardona, J.S., Márquez, C., Echeverry-Galvis, M.Á., Vargas, F.H., Sánchez-Bellaizá, D.M.,
3053 Renjifo, L.M., 2019. Deforestation may trigger black-and-chestnut eagle (*Spizaetus isidori*)
3054 predation on domestic fowl. Trop. Conserv. Sci. 12, 194008291983183.
3055 <https://doi.org/10.1177/1940082919831838>

- 3056 Richards, S.A., Whittingham, M.J., Stephens, P.A., 2011. Model selection and model averaging in
3057 behavioural ecology: The utility of the IT-AIC framework. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 65, 77–89.
3058 <https://doi.org/10.1007/s00265-010-1035-8>
- 3059 Ripley, B., Venables, W., 2021. Package “nnet”: feed-forward neural networks and multinomial log-
3060 linear models V 7.3-15.
- 3061 Ripple, W.J., Estes, J.A., Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J.,
3062 Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M.P., Schmitz, O.J., Smith, D.W., Wallach, A.D., Wirsing,
3063 A.J., 2014. Status and Ecological Effects of the World’s Largest Carnivores. *Science*. 343, 1–11.
3064 <https://doi.org/10.1126/science.1241484>
- 3065 Rodrigues, P., Micael, J., 2021. The importance of guano birds to the Inca Empire and the first
3066 conservation measures implemented by humans. *Ibis (Lond. 1859)*. 163, 283–291.
3067 <https://doi.org/10.1111/ibi.12867>
- 3068 Roesler, I., Formoso, A.E., Moschione, F.N., Juhant, M.A., Podestá, D.H., 2008. Nuevos registros del
3069 Águila Poma (*Spizaetus isidori*) y comentarios sobre su conservación en Argentina. *Ornitol.*
3070 *Neotrop.* 19, 611–616.
- 3071 Rollins, D., Carroll, J.P., 2001. Impacts of predation on northern bobwhite and scaled quail. *Wildl. Soc.*
3072 *Bull.* 29, 39–51.
- 3073 Salom, A., Suárez, M.E., Destefano, C.A., Cereghetti, J., Vargas, F.H., Grande, J.M., 2021. Human-
3074 Wildlife Conflicts in the Southern Yungas: What Role do Raptors Play for Local Settlers?
3075 *Animals* 11, 1428. <https://doi.org/10.3390/ani11051428>
- 3076 Salvatori, V., Balian, E., Blanco, J.C., Carbonell, X., Ciucci, P., Demeter, L., Marino, A., Panzavolta,
3077 A., Sólyom, A., von Korff, Y., Young, J.C., 2021. Are Large Carnivores the Real Issue? Solutions

3078 for Improving Conflict Management through Stakeholder Participation. *Sustainability* 13, 4482.
3079 <https://doi.org/10.3390/su13084482>

3080 Salvatori, V., Balian, E., Blanco, J.C., Ciucci, P., Demeter, L., Hartel, T., Marsden, K., Redpath, S.M.,
3081 von Korff, Y., Young, J.C., 2020. Applying Participatory Processes to Address Conflicts Over the
3082 Conservation of Large Carnivores: Understanding Conditions for Successful Management. *Front.*
3083 *Ecol. Evol.* 8, 182. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00182>

3084 Santangeli, A., Girardello, M., Buechley, E.R., Eklund, J., Phipps, W.L., 2019. Navigating spaces for
3085 implementing raptor research and conservation under varying levels of violence and governance in
3086 the Global South. *Biol. Conserv.* 239, 108212. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108212>

3087 Sarasola, J., Santillán, M., Galmes, M., 2010. Crowned eagles rarely prey on livestock in central
3088 Argentina: persecution is not justified. *Endanger. Species Res.* 11, 207–213.
3089 <https://doi.org/10.3354/esr00280>

3090 Sarasola, J.H., Maceda, J.J., 2006. Past and current evidence of persecution of the Endangered crowned
3091 eagle *Harpyhaliaetus coronatus* in Argentina. *Oryx* 40, 347–350.
3092 <https://doi.org/10.1017/S0030605306001013>

3093 Schleicher, J., Peres, C.A., Amano, T., Llactayo, W., Leader-Williams, N., 2017. Conservation
3094 performance of different conservation governance regimes in the Peruvian Amazon. *Sci. Rep.* 7,
3095 11318. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10736-w>

3096 Schroeder, M.A., Baydack, R.K., 2001. Predation and the management of Prairie Grouse. *Wildl. Soc.*
3097 *Bull.* 29, 24–32. <https://doi.org/10.2307/3783977>

3098 Sekercioglu, C., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* 21, 464–
3099 471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>

- 3100 Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., McHugh, K., Hiraldo, F., 2008.
3101 Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annu.*
3102 *Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39, 1–19. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173545>
- 3103 Sergio, F., Newton, I., Marchesi, L., 2005. Top predators and biodiversity. *Nature* 436, 192–192.
3104 <https://doi.org/10.1038/436192a>
- 3105 Soares-Filho, B.S., Nepstad, D.C., Curran, L.M., Voll, E., Garcia, R.A., Ramos, C.A., McDonald, A.J.,
3106 Lefebvre, P.A., Schlesinger, P., 2013. LBA-ECO LC-14 Modeled Deforestation Scenarios,
3107 Amazon Basin: 2002-2050. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA.
3108 <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1153>.
3109 <https://doi.org/https://doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1153>
- 3110 Soto-Shoender, J.R., Giuliano, W.M., 2011. Predation on livestock by large carnivores in the tropical
3111 lowlands of Guatemala. *Oryx* 45, 561–568. <https://doi.org/10.1017/S0030605310001845>
- 3112 Strewe, R., 1999. Notas sobre la distribución y anidación del águila poma, *Oroaetusisidori*, en Nariño.
3113 *Bol. Soc. Antioqueña Ornitol.* 10, 45–52.
- 3114 Struebig, M.J., Linkie, M., Deere, N.J., Martyr, D.J., Millyanawati, B., Faulkner, S.C., Le Comber,
3115 S.C., Mangunjaya, F.M., Leader-Williams, N., McKay, J.E., St. John, F.A. V., 2018. Addressing
3116 human-tiger conflict using socio-ecological information on tolerance and risk. *Nat. Commun.* 9,
3117 3455. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05983-y>
- 3118 Sutherland, W.J., Brotherton, P.N.M., Davies, Z.G., Ockendon, N., Pettorelli, N., Vickery, J.A., 2020.
3119 Conservation Research, Policy and Practice. Cambridge University Press, Cambridge.
3120 <https://doi.org/10.1017/9781108638210>
- 3121 Swets, J., 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science.* 240, 1285–1293.

- 3122 <https://doi.org/10.1126/science.3287615>
- 3123 Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M.S., Rödiger, E., Wiegand, T., Huth, A.,
3124 2018. Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature* 554, 519–522.
3125 <https://doi.org/10.1038/nature25508>
- 3126 Teixeira, L., Tisovec-Dufner, K.C., Marin, G. de L., Marchini, S., Dorresteijn, I., Pardini, R., 2020.
3127 Linking human and ecological components to understand human–wildlife conflicts across
3128 landscapes and species. *Conserv. Biol.* *cobi.13537*. <https://doi.org/10.1111/cobi.13537>
- 3129 Thiollay, J.-M., 1991. Altitudinal distribution and conservation of raptors in Southwestern Colombia. *J.*
3130 *Raptor Res.* 25, 1–8.
- 3131 Thirgood, S., Redpath, S., 2008. Hen harriers and red grouse: Science, politics and human-wildlife
3132 conflict. *J. Appl. Ecol.* 45, 1550–1554. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01519.x>
- 3133 Thirgood, S., Redpath, S., Newton, I., Hudson, P., 2000. Raptors and red grouse: Conservation
3134 conflicts and management solutions. *Conserv. Biol.* 14, 95–104. [https://doi.org/10.1046/j.1523-](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99013.x)
3135 [1739.2000.99013.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99013.x)
- 3136 Thomas, D.L., Taylor, E.J., 2006. Study Designs and Tests for Comparing Resource Use and
3137 Availability II. *J. Wildl. Manage.* 70, 324–336. [https://doi.org/10.2193/0022-](https://doi.org/10.2193/0022-541x(2006)70[324:sdatfc]2.0.co;2)
3138 [541x\(2006\)70\[324:sdatfc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0022-541x(2006)70[324:sdatfc]2.0.co;2)
- 3139 Thomas, D.L., Taylor, E.J., 1990. Study Designs and Tests for Comparing Resource Use and
3140 Availability. *J. Wildl. Manage.* <https://doi.org/10.2307/3809050>
- 3141 Thondhlana, G., Redpath, S.M., Vedeld, P.O., van Eeden, L., Pascual, U., Sherren, K., Murata, C.,
3142 2020. Non-material costs of wildlife conservation to local people and their implications for
3143 conservation interventions. *Biol. Conserv.* 246, 108578.

3144 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108578>

3145 Treves, A., Chapron, G., López-Bao, J. V., Shoemaker, C., Goeckner, A.R., Bruskotter, J.T., 2017.

3146 Predators and the public trust. *Biol. Rev.* 92, 248–270. <https://doi.org/10.1111/brv.12227>

3147 Tucker, M.A., Alexandrou, O., Bierregaard, R.O., Bildstein, K.L., Böhning-Gaese, K., Bracis, C.,

3148 Brzorad, J.N., Buechley, E.R., Cabot, D., Calabrese, J.M., Carrapato, C., Chiaradia, A.,

3149 Davenport, L.C., Davidson, S.C., Desholm, M., DeSorbo, C.R., Domenech, R., Enggist, P., Fagan,

3150 W.F., Farwig, N., Fiedler, W., Fleming, C.H., Franke, A., Fryxell, J.M., García-Ripollés, C.,

3151 Grémillet, D., Griffin, L.R., Harel, R., Kane, A., Kays, R., Kleyheeg, E., Lacy, A.E., LaPoint, S.,

3152 Limiñana, R., López-López, P., Maccarone, A.D., Mellone, U., Mojica, E.K., Nathan, R.,

3153 Newman, S.H., Noonan, M.J., Oppel, S., Prostor, M., Rees, E.C., Ropert-Coudert, Y., Rösner, S.,

3154 Sapir, N., Schabo, D., Schmidt, M., Schulz, H., Shariati, M., Shreading, A., Paulo Silva, J., Skov,

3155 H., Spiegel, O., Takekawa, J.Y., Teitelbaum, C.S., van Toor, M.L., Urios, V., Vidal-Mateo, J.,

3156 Wang, Q., Watts, B.D., Wikelski, M., Wolter, K., Żydelis, R., Mueller, T., 2019. Large birds

3157 travel farther in homogeneous environments. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 28, 576–587.

3158 <https://doi.org/10.1111/geb.12875>

3159 Tucker, M.A., Böhning-Gaese, K., Fagan, W.F., Fryxell, J.M., Van Moorter, B., Alberts, S.C., Ali,

3160 A.H., Allen, A.M., Attias, N., Avgar, T., Bartlam-Brooks, H., Bayarbaatar, B., Belant, J.L.,

3161 Bertassoni, A., Beyer, D., Bidner, L., van Beest, F.M., Blake, S., Blaum, N., Bracis, C., Brown,

3162 D., de Bruyn, P.J.N., Cagnacci, F., Calabrese, J.M., Camilo-Alves, C., Chamaillé-Jammes, S.,

3163 Chiaradia, A., Davidson, S.C., Dennis, T., DeStefano, S., Diefenbach, D., Douglas-Hamilton, I.,

3164 Fennessy, J., Fichtel, C., Fiedler, W., Fischer, C., Fischhoff, I., Fleming, C.H., Ford, A.T., Fritz,

3165 S.A., Gehr, B., Goheen, J.R., Gurarie, E., Hebblewhite, M., Heurich, M., Hewison, A.J.M., Hof,

3166 C., Hurme, E., Isbell, L.A., Janssen, R., Jeltsch, F., Kaczensky, P., Kane, A., Kappeler, P.M.,

3167 Kauffman, M., Kays, R., Kimuyu, D., Koch, F., Kranstauber, B., LaPoint, S., Leimgruber, P.,
3168 Linnell, J.D.C., López-López, P., Markham, A.C., Mattisson, J., Medici, E.P., Mellone, U.,
3169 Merrill, E., de Miranda Mourão, G., Morato, R.G., Morellet, N., Morrison, T.A., Díaz-Muñoz,
3170 S.L., Mysterud, A., Nandintsetseg, D., Nathan, R., Niamir, A., Odden, J., O’Hara, R.B., Oliveira-
3171 Santos, L.G.R., Olson, K.A., Patterson, B.D., Cunha de Paula, R., Pedrotti, L., Reineking, B.,
3172 Rimmler, M., Rogers, T.L., Rolandsen, C.M., Rosenberry, C.S., Rubenstein, D.I., Safi, K., Saïd,
3173 S., Sapir, N., Sawyer, H., Schmidt, N.M., Selva, N., Sergiel, A., Shiilegdamba, E., Silva, J.P.,
3174 Singh, N., Solberg, E.J., Spiegel, O., Strand, O., Sundaresan, S., Ullmann, W., Voigt, U., Wall, J.,
3175 Wattles, D., Wikelski, M., Wilmers, C.C., Wilson, J.W., Wittemyer, G., Zięba, F., Zwijacz-
3176 Kozica, T., Mueller, T., 2018. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial
3177 mammalian movements. *Science*. 359, 466–469. <https://doi.org/10.1126/science.aam9712>

3178 Urios, V., Donat-Torres, M., Bechard, M., Ferrer, M., 2014a. Movements of a juvenile Crowned Eagle
3179 (*Harpyhaliaetus coronatus*) tracked by satellite telemetry in central Argentina. *J. Biol. Res.* 21, 12.
3180 <https://doi.org/10.1186/2241-5793-21-12>

3181 Urios, V., Donat-Torres, M.P., Bechard, M., Ferrer, M., 2014b. Movements of a juvenile Crowned
3182 Eagle (*Harpyhaliaetus coronatus*) tracked by satellite telemetry in central Argentina. *J. Biol. Res.*
3183 21, 12. <https://doi.org/10.1186/2241-5793-21-12>

3184 Urios, V., Muñoz-López, R., Vidal-Mateo, J., 2017. Juvenile Dispersal of Harpy Eagles (*Harpia*
3185 *harpyja*) in Ecuador. *J. Raptor Res.* 51, 439–445. <https://doi.org/10.3356/JRR-16-54.1>

3186 Valkama, J., Korpimäki, E., Arroyo, B., Beja, P., Bretagnolle, V., Bro, E., Kenward, R., Mañosa, S.,
3187 Redpath, S.M., Thirgood, S., Viñuela, J., 2005. Birds of prey as limiting factors of gamebird
3188 populations in Europe: A review. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 80, 171–203.
3189 <https://doi.org/10.1017/S146479310400658X>

- 3190 van Eeden, R., Whitfield, D.P., Botha, A., Amar, A., 2017. Ranging behaviour and habitat preferences
3191 of the Martial Eagle: Implications for the conservation of a declining apex predator. *PLoS One* 12,
3192 e0173956. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173956>
- 3193 Vargas, O., Pedraza, P., 2004. Parque Nacional Natural Chingaza. Gente Nueva Editorial, Bogotá D.C.,
3194 p. 197.
- 3195 Vaske, J.J., Beaman, J., Barreto, H., Shelby, L.B., 2010. An Extension and Further Validation of the
3196 Potential for Conflict Index. *Leis. Sci.* 32, 240–254. <https://doi.org/10.1080/01490401003712648>
- 3197 Velasco-Aceves, P.A., Xu, C.-Y., Ginzburg, R., 2021. Chaco region: Forest loss and Fragmentation in
3198 the Context of the Territorial Planning Law. Remote Sensing Assessment in Formosa, Argentina
3199 Application Case. *Glob. Ecol. Conserv.* e01846. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01846>
- 3200 Western, D., Wright, R.M., 1994. Background to community-based conservation., in: Western, D.,
3201 Wright, R.M. (Eds.), *Natural Connections: Perspectives in Community-Based Conservation*.
3202 Island Press, Washington, D.C., pp. 1–12.
- 3203 White, C.M., Olsen, P.D., Kiff, L.E., 1994. Family Falconidae (Falcons and Caracaras), in: del Hoyo,
3204 J., Elliott, A., Sargatal, J. (Eds.), *Handbook of the Birds of the World, New World Vultures to*
3205 *Guinea Fowl*. Lynx Edicions, Barcelona, pp. 216–277.
- 3206 White, J., Kimmelmeier, M., Bassett, S., Smith, J., 2018a. Human perceptions of an avian predator in
3207 an urban ecosystem: close proximity to nests increases fondness among local residents. *Urban*
3208 *Ecosyst.* 21, 271–280. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0713-y>
- 3209 White, J., Kimmelmeier, M., Bassett, S., Smith, J., 2018b. Human perceptions of an avian predator in
3210 an urban ecosystem: close proximity to nests increases fondness among local residents. *Urban*
3211 *Ecosyst.* 21, 271–280. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0713-y>

- 3212 Williams, R., Jara, J., Matsufuji, D., Plenge, A., 2012. Trade in Andean Condor Vulture gryphus
3213 feathers and body parts in the city of Cusco and the Sacred Valley, Cusco region, Peru. *Vulture*
3214 *News* 61, 175–267. <https://doi.org/10.4314/vulnew.v61i1.2>
- 3215 Woodroffe, R., 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large
3216 carnivores. *Anim. Conserv.* 3, 165–173. <https://doi.org/10.1017/S136794300000086X>
- 3217 Woodroffe, R., Lindsey, P., Romañach, S., Stein, A., ole Ranah, S.M.K., 2005. Livestock predation by
3218 endangered African wild dogs (*Lycaon pictus*) in northern Kenya. *Biol. Conserv.* 124, 225–234.
3219 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.028>
- 3220 Young, J.C., Alexander, J.S., Bijoor, A., Sharma, D., Dutta, A., Agvaantseren, B., Mijiddorj, T.N.,
3221 Jumabay, K., Amankul, V., Kabaeva, B., Nawaz, A., Khan, S., Ali, H., Rullman, J.S., Sharma, K.,
3222 Murali, R., Mishra, C., 2021. Community-based conservation for the sustainable management of
3223 conservation conflicts: learning from practitioners. *Sustainability* 13, 7557.
3224 <https://doi.org/10.3390/su13147557>
- 3225 Young, J.C., Searle, K., Butler, A., Simmons, P., Watt, A.D., Jordan, A., 2016. The role of trust in the
3226 resolution of conservation conflicts. *Biol. Conserv.* 195, 196–202.
3227 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.030>
- 3228 Zimmermann, A., Baker, N., Inskip, C., Linnell, J.D.C., Marchini, S., Odden, J., Rasmussen, G.,
3229 Treves, A., 2010. Contemporary Views of Human-Carnivore Conflicts on Wild Rangelands, in:
3230 *Wild Rangelands*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp. 129–151.
3231 <https://doi.org/10.1002/9781444317091.ch6>
- 3232 Zimmermann, A., Johnson, P., de Barros, A.E., Inskip, C., Amit, R., Soto, E.C., Lopez-Gonzalez, C.A.,
3233 Sillero-Zubiri, C., de Paula, R., Marchini, S., Soto-Shoender, J., Perovic, P.G., Earle, S., Quiroga-

- 3234 Pacheco, C.J., Macdonald, D.W., 2021. Every case is different: Cautionary insights about
3235 generalisations in human-wildlife conflict from a range-wide study of people and jaguars. *Biol.*
3236 *Conserv.* 260, 109185. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109185>
- 3237 Zuluaga, S., 2018. Plan de Conservación del Águila Crestada (*Spizaetus isidori*) en la jurisdicción de
3238 CORPOGUAVIO. CORPOGUAVIO – FUNDACIÓN NEOTROPICAL.
3239 <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.17724.69767>
- 3240 Zuluaga, S., Echeverry-galvis, M.Á., 2016. Domestic fowl in the diet of the black-and-chestnut eagle
3241 (*Spizaetus isidori*) in the eastern andes of Colombia: a potential conflict with humans? *Ornitol.*
3242 *Neotrop.* 27, 113–120.
- 3243 Zuluaga, S., Grande, J.M., Aristizábal, D.F., Guevara, G., 2018a. Parental dependence of a juvenile
3244 black-and-chestnut eagle (*spizaetus isidori*) in the eastern andes, Colombia. *Ornitol. Neotrop.* 29,
3245 153–158.
- 3246 Zuluaga, S., Grande, J.M., Marchini, S., 2020a. A better understanding of human behavior, not only of
3247 ‘perceptions’, will support evidence-based decision making and help to save scavenging birds: A
3248 comment to Ballejo et al. (2020). *Biol. Conserv.* 250, 108747.
3249 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108747>
- 3250 Zuluaga, S., Grande, J.M., Schulze, M., Aristizabal, D.F., Vargas, F.H., Aguiar-Silva, F.H., 2018b.
3251 Nest Records of Two Large Eagles in Colombia and Ecuador. *J. Raptor Res.* 52, 522–527.
3252 <https://doi.org/10.3356/JRR-17-60.1>
- 3253 Zuluaga, S., Salom, A., Vargas, F.H., Coulson, J.O., Kohn, S., Grande, J.M., 2020b. Acknowledging
3254 Andean condor predation on livestock, a first step in addressing the human-condor conflict: A
3255 commentary to Estrada Pacheco et al. (2020). *Biol. Conserv.* 247, 108618.

3256 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108618>

3257 Zuluaga, S., Speziale, K.L., Lambertucci, S.A., 2022. Flying wildlife may mask the loss of ecological
3258 functions due to terrestrial habitat fragmentation. *Sci. Total Environ.* 803, 150034.
3259 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150034>

3260 Zuluaga, S., Vargas, F.H., Grande, J.M., 2021a. Integrating socio-ecological information to address
3261 human–top predator conflicts: the case of an endangered eagle in the eastern Andes of Colombia.
3262 *Perspect. Ecol. Conserv.* 19, 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.003>

3263 Zuluaga, S., Vargas, F.H., Kohn, S., Grande, J.M., 2021b. Top-down local management, perceived
3264 contribution to people, and actual detriments influence a rampant human–top predator conflict in
3265 the Neotropics. *Perspect. Ecol. Conserv.* <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.11.001>

3266 Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and*
3267 *Extensions in Ecology with R Extensions in Ecology with R Mixed Effects.* New York.

3268

3269



Research Letters

Integrating socio-ecological information to address human–top predator conflicts: the case of an endangered eagle in the eastern Andes of Colombia

Santiago Zuluaga^{1,2,3,*}, F. Hernán Vargas³, Juan M. Grande^{2,4}

¹ Fundación Proyecto Águila Crestada-Colombia, Calle 9 # 1b-55bis (176007) Villamaría, Colombia

² Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP-CONICET-UNLPam), Mendoza 109 (6300), Santa Rosa, LP, Argentina

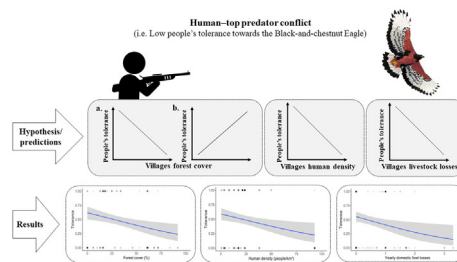
³ The Peregrine Fund, 5668 West Flying Hawk Lane, Boise, ID 83709 USA

⁴ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad Nacional de La Pampa (FCEyN-UNLPam), Uruguay 151 (6300), Santa Rosa, LP, Argentina

HIGHLIGHTS

- Human-wildlife conflict (HWC) is a growing problem that is often exacerbated near wilderness areas.
- Higher losses of domestic fowl in the most forested areas induced lower levels of people's tolerance towards the Black-and-chestnut Eagle.
- Mountain villages with higher human density had more human and Black-and-chestnut eagle conflict.
- Conservation actions should focus on the most forested villages where human-eagle conflict is higher.
- The implementation of a socio-ecological approach clearly improved understanding of HWC.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Article history:

Received 25 July 2020

Accepted 9 October 2020

Available online 4 December 2020

Keywords:

Forest fragmentation
Human–wildlife conflict
Human–raptor conflict
Human–human conflict
Socio-ecological system

ABSTRACT

Fragmentation of the world's most intact forest landscapes will likely increase the severity of Human Wildlife Conflict (HWC). The way these threats affect top predators involves a series of complex social and ecological relationships, which are not completely understood, and thus require socio-ecological studies. The aim of this study is to examine the socio-ecological factors that affect the tolerance of local people towards the endangered Black-and-chestnut Eagle (*Spizaetus isidori*) in rural villages of the eastern Andes of Colombia. We conducted 172 interviews in 20 rural villages and estimated the proportion of forest cover (i.e. amount of remaining native forest), human density, the yearly losses of domestic fowl by the Black-and-chestnut Eagle, and socio-demographic parameters (i.e. economic activity, domestic fowl ownership, age, education, gender). The likelihood of villagers being tolerant towards the Black-and-chestnut Eagle decreased when the forest cover, human density and yearly losses of domestic fowl were higher. The integration of socio-ecological information allowed us to identify key areas with increasing HWC. Our findings were in consonance with the most recent evidence indicating that declines of top predator populations, as well as other vertebrate biodiversity, can be severely affected by the exacerbation of HWC on the border of intact native habitat and deforested areas.

© 2020 Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

* Corresponding author.

E-mail addresses: santiago.zuluaga@proyectoaguilacrestada.org, zuluagarapaces@gmail.com (S. Zuluaga), hvargas@peregrinefund.org (F.H. Vargas), manuhola@yahoo.es (J.M. Grande).

Introduction

Human Wildlife Conflict (HWC) is a growing problem that is often exacerbated in areas with an abrupt 'wilderness' interface (i.e. from intact native habitat to agriculture; [Betts et al., 2017](#); [Di Marco et al., 2018](#); [Woodroffe, 2000](#)). HWC are situations in which the behaviour of a wild animal species poses a direct and recurrent threat to livestock, domestic animals, or game species used by people and, in response, persecution of the "threatening" species ensues ([Inskip and Zimmermann, 2009](#); [Zimmermann et al., 2010](#)). Deforestation within intact landscapes opens up human access to wilderness areas, increasing contact between people and wildlife (e.g. improving hunter access, poaching and eliminating prey), and thus triggering situations where humans come into conflict with wildlife ([Betts et al., 2017](#); [Di Marco et al., 2018](#); [Graham et al., 2005](#); [Teixeira et al., 2020](#)). These situations worsen with increasing human densities near intact landscapes and usually end with the extirpation of species considered problematic by people ([Betts et al., 2017](#); [Di Marco et al., 2018](#)). For instance, historic increases in human density had a strong association with the historic loss of populations of large carnivores in North America ([Woodroffe, 2000](#)). The extinction risk of terrestrial mammal species worldwide was also positively associated with human density ([Di Marco et al., 2018](#)). Fragmentation of the world's most intact forest landscapes – such as the tropics – is predicted to increase over the coming five decades ([Taubert et al., 2018](#)), thus increasing the probability of occurrence and severity of HWC in these wilderness landscapes ([Betts et al., 2017](#); [Frank et al., 2019](#)).

Raptors provide an interesting model for analysing how an increase in HWC, as a consequence of the increasing human pressure on natural habitats, is leading to declines of threatened top predator species worldwide ([McClure et al., 2018](#)). HWC involving raptors were recorded as early as the sixteenth century with the officially encouraged killing of millions of raptors in many parts of Europe as a control measure to avoid losses in livestock and game species ([Broun, 2000](#); [Newton, 1979](#)). Since the early 20th century, HWC has become a threat with significant impact on several raptor populations, leading to local or regional species extinctions in Europe and North America ([Bildstein, 2001](#); [Bildstein and Keith, 2008](#); [White et al., 1994](#)). The most remarkable example of the consequences of HWC for raptors was the extinction of the Guadalupe Caracara (*Caracara lutosa*), an endemic species from Guadalupe Island in Mexico, which was persecuted (in the context of a HWC) to extinction at the beginning of the 20th century ([White et al., 1994](#)). Raptor persecution is, nowadays, far from being the widespread activity it used to be in the past in Europe and North America, although conflicts involving raptors are still present and threaten these species in many countries around the world ([Donázar et al., 2016](#); [Madden et al., 2019](#)). Effects of raptors on livestock and on populations of game species have been quantitatively well-studied suggesting low incidence of predation, rarely reaching values above 3% in both the proportion of the raptor diet as well as among the livestock mortality causes, suggesting low impacts to people's economies ([Aguar-Silva et al., 2014](#); [Ballejo et al., 2020](#); [Davies, 1999](#); [Kenward, 1999](#); [Madden et al., 2019](#); [Restrepo-Cardona et al., 2019](#); [Sarasola et al., 2010](#); [Valkama et al., 2005](#)). Despite this, as happens in many HWC involving carnivores, conflicts with raptors are widespread and hunters and farmers perceive predatory (and in some cases scavenger) species as harmful ([Ballejo et al., 2020](#); [Davies, 1999](#); [Kenward, 1999](#); [Madden et al., 2019](#); [Sarasola et al., 2010](#); [Valkama et al., 2005](#)). This implies the existence of subjacent factors not related to material or monetary losses behind these conflicts ([Thondhlana et al., 2020](#); [Zuluaga et al., 2020](#)).

Eagles, one of the most threatened group of raptors in the world, are frequently involved in conflicts with humans due to

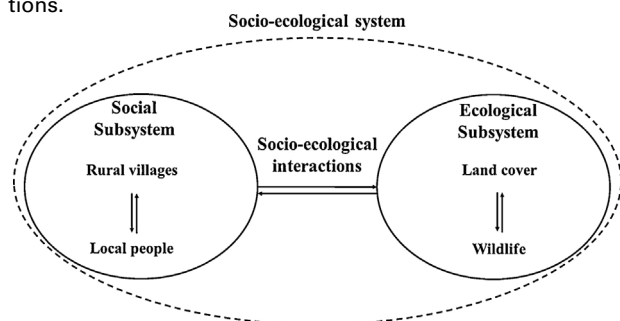
their large size and their food requirements ([McClure et al., 2018](#); [Meyburg, 1986](#); [Newton, 1979](#)). The Black-and-chestnut Eagle (*Spizaetus isidori*) (hereafter BC Eagle), for instance, is one of the most endangered eagles of the world ([BirdLife International, 2020](#)). It is distributed across montane rainforests in the Andes from Venezuela and Colombia to north-western Argentina ([Ferguson-Lees and Christie, 2001](#)). This large raptor is globally listed as Endangered, with an estimated population size between 250 and 999 mature individuals ([BirdLife International, 2020](#)). The BC Eagle is considered to be very sensitive to habitat loss and fragmentation ([Thiollay, 1991](#)), and to human persecution ([BirdLife International, 2020](#); [Echeverry-Galvis et al., 2014](#); [Lehmann, 1959](#); [Restrepo-Cardona et al., 2020](#)). BC Eagle is a large forest raptor of 63–74 cm in body length, 1500–3500 g of weight, and up 180 cm of wingspan (Authors unpublished data). The species feeds mostly on arboreal mammals and large-medium sized wild birds, however, domestic fowl (*Gallus gallus*) are present in almost every nest where the species' diet has been studied ([Aráoz et al., 2017](#); [Lehmann, 1959](#); [Restrepo-Cardona et al., 2019](#)). Retaliation of farmers against the eagles because of livestock losses has been reported as the cause of mortality in most of the 80 BC Eagles found dead in the last 80 years in Colombia ([Restrepo-Cardona et al., 2020](#)). Over 30% of these cases occurred in the eastern Andes of Colombia, where a small BC Eagle population resides, seemingly isolated from the northern and southern populations of the species in the country ([BirdLife International, 2020](#); [Restrepo-Cardona et al., 2020](#)). This suggests that the conflict between BC Eagle and humans exists and that it may be intense in some areas of Colombia.

In Colombia, around 60% of the original vegetation cover in mid and high montane Andean forests has been lost ([Etter et al., 2006](#)). These high rates of deforestation have changed native prey availability and increased the proximity between BC Eagle and human rural populations, thus likely increasing the conflict between local farmers and BC Eagle ([Echeverry-Galvis et al., 2014](#); [Restrepo-Cardona et al., 2019](#); [Zuluaga and Echeverry-Galvis, 2016](#)). Historical and current hunting of native prey by farmers, as well the rise of free-range domestic fowl, could also be altering BC Eagle food availability and consequently increasing livestock (i.e. domestic fowl) predation ([Lyamuya et al., 2014](#); [Restrepo-Cardona et al., 2019](#); [Woodroffe et al., 2005](#)). Recent studies suggested that the variation in levels of human–BC Eagle conflict in several localities of Colombia may be explained by a negative relationship between the percentage of forest cover and domestic fowl predation by BC Eagle ([Restrepo-Cardona et al., 2019, 2020](#)). However, this conclusion is based on a small sample of nests and localities, which could thus have some bias ([Restrepo-Cardona et al., 2019](#)). In contrast, other HWC studies in the Neotropical region involving wild top predators with similar habitat requirements as the BC Eagle, indicated that most forested landscapes were positively associated with wildlife attacks on livestock, and thus with higher levels of conflict ([Michalski et al., 2006](#); [Soto-Shoender and Giuliano, 2011](#); [Teixeira et al., 2020](#)).

The strategic location of effective mitigation measures to address HWC is as important as the measures themselves ([Altringham et al., 2020](#)). In order to make effective decisions on future raptor conservation efforts, and to optimize the use of the limited economic resources, a more comprehensive knowledge of the socio-ecological contexts in which these human–raptor conflicts occur is necessary. As in the case of the BC Eagle populations, other forest raptor species of the Neotropical region are declining primarily due to an increase in HWC ([Barbar et al., 2016](#); [Gusmão et al., 2016](#); [Muñiz-López, 2017](#); [Restrepo-Cardona et al., 2020](#); [Sarasola and Maceda, 2006](#)) associated with processes of habitat loss and fragmentation due to agriculture expansion ([Grande et al., 2018a](#); [McClure et al., 2018](#)). The mechanisms by which habitat loss and fragmentation, and human persecution in the context of

Box 1: Socio-ecological system approach applied to human–wildlife conflicts, adapted from Carter et al. (2014).

Several research approaches have been developed and applied to different studies in which the interaction between the social system and the ecological system has been explicitly considered (Binder et al., 2013). We used the integrated socio-ecological systems approach proposed by Carter et al. (2014), for guiding our study on the complex relationships between the Black-and-chestnut Eagle and humans in the eastern Andes of Colombia (Guavio Region). Its conceptualization consists of three main components: the social subsystem, the ecological subsystem and the two-way socio-ecological interactions (or feedbacks). The social subsystem comprises local people and rural villages, and the ecological subsystem comprises wildlife and the land cover characterizing their habitat. The dimensions of each of these subsystems (i.e. local people, rural villages, wildlife and land cover) are interrelated and thus influence the characteristics of each other through socio-ecological interactions.



By transcending a single discipline, this approach can account for the patterns and processes that link people and their activities with wildlife and their habitats. Also, it can identify key relationships and feedbacks between people and wildlife. Finally, the approach facilitates understanding of cross-scale (e.g. spatial, temporal, and organizational) interactions between people and wildlife (Carter et al., 2014).

HWC affect a species' conservation status involves a series of complex social and ecological relationships, which are not completely understood, and thus require socio-ecological studies (Ballejo et al., 2020). The socio-ecological system approach brings together theoretical and analytical techniques from diverse disciplines, including those from social and ecological sciences, to understand complex systems (Binder et al., 2013). Emergent evidence suggests that applying a socio-ecological system approach can inform a better understanding of the socio-ecological contexts in which HWC occur (see Behr et al., 2017; Ceaușu et al., 2019; Dressel et al., 2018; Guerrero and Wilson, 2017; Pooley et al., 2017; Struebig et al., 2018; Teixeira et al., 2020). We anticipate that applying the socio-ecological system approach (Box 1) will improve our current understanding of this specific human–raptor conflict involving the BC Eagle in order to better inform conservation management. The aim of this study is thus to examine the socio-ecological context that exacerbates the human–eagle conflict (i.e. socio-ecological context influencing the people's tolerance towards BC Eagle domestic fowl predation), in villages of the eastern Andes of Colombia. Our hypothesis is that the people's tolerance towards this eagle will vary in the different villages influenced by the amount of forest cover (i.e. amount of remaining native forest), the human density, and yearly losses of domestic fowl by BC Eagle in those villages. We predicted that:

1. **Forest cover in villages.** Here we postulate two contrary predictions that exclude one another:

- a. People living in more forested villages will have more contact with wildlife and top predators, and thus will suffer higher losses by predation or at least will perceive a higher predation risk for their livestock, therefore they will be less tolerant of the BC Eagle (Betts et al., 2017; Di Marco et al., 2018; Graham et al., 2005; Michalski et al., 2006; Soto-Shoender and Giuliano, 2011; Teixeira et al., 2020).
 - b. Conversely, more forested villages will have more diverse and abundant populations of wild prey for the BC Eagle and thus, domestic fowl predation rates will be lower there and farmers will be more tolerant to the eagle. While in more deforested areas wild prey will be scarcer and thus, predation rates of eagles on domestic fowl will be higher there and farmers will be less tolerant of the BC Eagle (Acharya et al., 2017; Artelle et al., 2016; Lyamuya et al., 2014; Restrepo-Cardona et al., 2020, 2019).
2. **Human density in villages.** Greater human densities in rural villages imply higher use of natural resources and probably a greater perception of competition between humans and wildlife (Artelle et al., 2016; Betts et al., 2017; Di Marco et al., 2018; Kaswamila et al., 2007; Woodroffe, 2000). Additionally, higher human densities may allow more frequent social interaction, allowing livestock predatory events to become more public, giving locals a higher perception of predatory risk and thus a lower tolerance to the BC Eagle (Bruskotter and Wilson, 2014; Carter et al., 2020; Marchini and Macdonald, 2018).
3. **Livestock losses.** BC Eagle is known to prey on domestic fowl (Aráoz et al., 2017; Echeverry-Galvis et al., 2014; Restrepo-Cardona et al., 2019; Zuluaga and Echeverry-Galvis, 2016). Therefore, the people's tolerance towards the BC Eagle should be lower in villages with higher yearly losses of domestic fowl (Restrepo-Cardona et al., 2020).

Material and methods

Study area

The study area is located in the Guavio Region, in the northeast of Cundinamarca department, eastern Andes of Colombia. The area is located within the buffer zone of the Chingaza National Natural Park, a national protected area which encompasses high Andes, tropical rain forest, sub-Andean forest and Andean forest (766 km²; Vargas and Pedraza, 2004). The governmental authority of this region is Corporación Autónoma Regional del Guavio (CORPOGUAVIO; www.corpoguavio.gov.co) which has a jurisdiction of approximately 3660 km² including eight municipalities of the northeast of Cundinamarca department.

About 40% of the original vegetation cover of Andean forests in the Guavio Region has been lost mainly to agriculture and mining (CORPOGUAVIO, 2009). The original vegetation cover is managed by CORPOGUAVIO which has five forest management units (or Unidades Administrativas de Ordenación Forestal – UAOF). This study was conducted in two of these forest management units: UAOF Guavio and UAOF Farallones. The UAOF Guavio has 274 km² (55% of dense forest and 119 km² (24%) of fragmented forest, while the UAOF Farallones has 293 km² (79% of dense forest and 42 km² (11%) of fragmented forest. The UAOF Farallones is very important because it has the largest contiguous forest in the whole Guavio Region (Fig. 1).

The study area covered six municipalities, located at altitudes between 1000 and 3000 m, in an area of approximately 2000 km² (5.13804, –73.78346; 4.48784, –73.31499) (Fig. 1). Overall, 25% of the people live in urban areas (approximately 10,000 people) and 75% in rural areas (approximately 30,000 people). Rural areas in municipalities are divided into a lower administrative

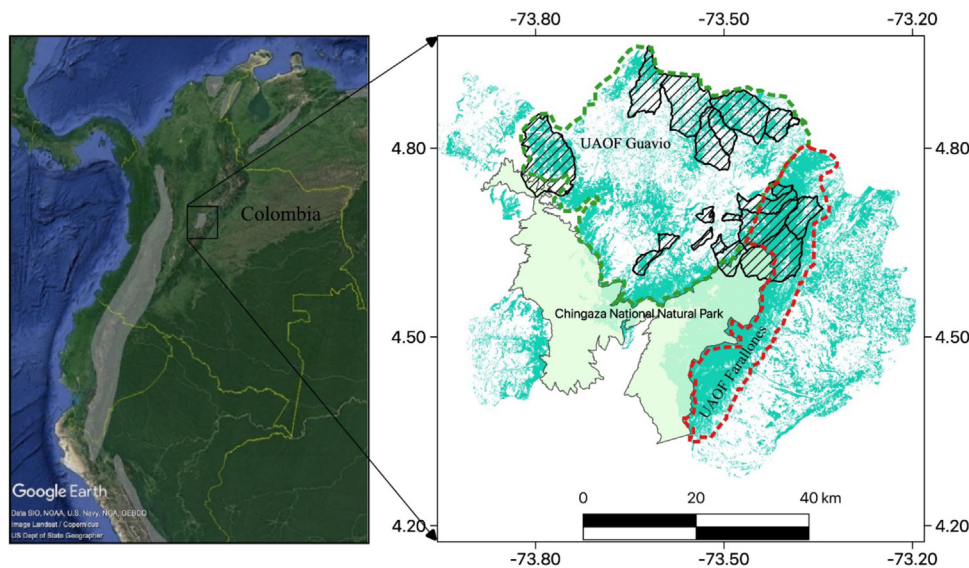


Fig. 1. Black-and-chestnut Eagle distribution range (left; <http://www.birdlife.org>). Forest cover in the study area of the Guavio Region is shown in green (right), Cundinamarca department of Colombia. Villages ($n=20$, hatched areas) were selected in two forest management units (or Unidades Administrativas de Ordenación Forestal – UAOF): the UAOF Guavio and UAOF Farallones (dashed line polygons).

level called rural villages, or *veredas* in Spanish, with populations usually ranging from 25 to 1500 people (Tables S1, S2). In these rural villages, properties greater than five hectares are used mainly for rearing extensive livestock and for commercial agriculture (i.e. mainly in greenhouses), while properties less than five hectares are used mainly for low scale intensive livestock rearing and self-consumption agriculture. Overall, pasture lands have a few scattered trees and native forest cover in the villages is mainly in the most inaccessible places (i.e. places with highest slopes and far away from main roads). These conditions set an abrupt wilderness-agriculture interface, mainly in the most forested villages, where there are large areas of native contiguous forest in contrast to pasture lands with very few scattered trees.

Data collection

We sampled 24 rural villages with confirmed presence of BC Eagle and/or human–eagle conflict from two sites within the selected study area: (1) 13 rural villages were randomly selected from a set of 20 with evidence of human–eagle conflict (Table S1), based on information collected between 2006 and 2012 by CORPOGUAVIO, and (2) 11 villages were selected based on field observations of juvenile BC Eagle and evidence of human–eagle conflict collected between 2014 and 2016 by the first author (unpublished data). We estimated the interview sample size based on Bernard’s probabilistic sampling procedure with a 95% confidence level and confidence interval of seven percentage points (Bernard, 2006). Considering that the studied area represent an unequally distributed human population, we used a proportionate stratified sample (i.e. Probability Proportionate to Size – PPS; Bernard, 2006) by number of households in each village (see SM 1, Table S2). We obtained a complete list of the people resident in the villages. Interviewees were contacted in their homes and only one person older than 18 years-old was interviewed from each household. First author and three trained field assistants conducted 172 usable interviews in 20 rural villages: 94 people between April and May 2014 (in 12 villages), and 78 people between February and March 2017 (in 8 villages). Four villages were excluded because we could not interview at least two persons. In all cases, ethical standards of social surveys were met by informing respondents that

their participation was voluntary and that we would ensure their anonymity.

We built a Geographic Information System for our study area using QGIS 3.4 (www.qgis.org). A Land Use Land Cover (LULC) map (scale 1:10,000) of the study area was provided by CORPOGUAVIO (CORPOGUAVIO, 2009) and the geographical villages’ boundaries were downloaded from DANE (<https://www.dane.gov.co>). Using these two layers, we estimated the forest cover in each one of the 20 rural villages. The proportion of forest cover in the villages – *hereafter* forest cover (i.e. amount of remaining native forest; see Teixeira et al., 2020) – varied from 0% to 92%. Finally, using the geographical villages’ boundaries and the list of the people resident in the villages, we estimated the human density in each rural village.

Questionnaire. Variables defined *a priori* from HWC literature were included in a questionnaire (Kansky and Knight, 2014). To ensure that the interviewees were really familiar with the BC Eagle they were asked to identify the eagle from a picture (i.e. we showed pictures of a BC Eagle adult, another of a BC Eagle juvenile, and a third of both ages). After this, we conducted a closed-ended question survey asking about personal experiences with BC Eagle (i.e. observation frequency of BC Eagle by people, yearly losses of domestic fowl by BC Eagle, and historical or current records of killed eagles) and tolerance. The *tolerance* was selected as the response variable and was defined as “the ability and willingness of an individual to absorb the potential or actual costs of eagle predation on domestic fowl” since anyone living in an area with eagles has to bear the risk of added costs which would not be present in the absence of the bird (i.e. livestock losses, Kansky et al., 2016). Therefore, we measured tolerance as the capacity for people to accept BC Eagle. We used scenario-style questions concerning hypothetical livestock predation by asking respondents about how many individual domestic fowl would they tolerate losing before killing BC Eagle. Possible answers were: none, between one and five, up to 10, and more than 10. Finally, we asked about demography and socio-economy (i.e. sex, age, education, economic activity and domestic fowl number). We codified: age in six classes (one decade per class: 18–27, 28–37, 38–47, 48–57, 58–67, >67; see White et al., 2018), education in four classes (university professionals, high school education, elementary school education, and no formal education), and economic activity in three classes (farming production, mining, and others).

Statistical analyses

Descriptive statistics were used for presenting results on socio-economic and demographic variables, while a GLM framework was used to test our hypothesis (Zuur et al., 2009). Villages were categorized according to the amount of forest cover, as: a) “low proportion” proportion up to 29%; b) “medium proportion” between 30 and 60%; and c) “high proportion” with more than 60%, based on the minimum and maximum proportion obtained. A Kruskal–Wallis test was run to determine differences between the mean yearly domestic fowl losses of people in villages with low, medium and high proportion of forest cover. χ^2 test of independence was run for estimating the influence of the category of forest cover on: the proportion of people observing BC Eagle at least annually (i.e. from weekly to yearly) and the proportion of killed eagles (i.e. historical or current records of killed eagles reported in the questionnaires) in the 20 villages.

A socio-ecological model needs at least three components: the social subsystem, the ecological subsystem and an interaction among them (i.e. interaction component). Our hypothesis was then translated into a hypothetical mathematical model (HM) as follows:

$$\text{Tolerance} \sim \text{forest cover} + \text{human density} + \text{yearly domestic fowl losses by BC Eagle}$$

where *tolerance* represents a feedback of the social subsystem to the ecological subsystem, *forest cover* and *human density* represents the ecological and the social subsystems, respectively, and *yearly domestic fowl losses by BC Eagle* represent the interaction component between both subsystems (Box 1).

In order to determine if our socio-ecological HM was the one that better explained the HWC, we compared it with two sets of alternative models. First, we compared it with simpler alternative models (AM) which included all the combinations of two of three variables in the HM (e.g. a model including amount of forest cover+human density; another model including amount of forest cover+the yearly losses of domestic fowl by BC Eagle, and so on) plus simple models including only one of the three variables (Table 1). Second, we compared our HM with a set of other demographic and socio-economic alternative models defined a priori from the literature on HWC (LAM; Table 2) with raptors in the Neotropical Region (see Ballejo et al., 2020, 2019; Cailly-Arnulphi et al., 2017; Restrepo-Cardona et al., 2020).

Through an information-theoretic approach using Akaike’s information criterion (AIC) and Akaike weights (ω_i), we determined the parsimony of our HM describing the data, respect to the six AM and the six LAM, respectively (see Richards et al., 2011). Before analysis, collinearity of continuous variables was assessed using Pearson’s correlation coefficients, with all predictors used having $r < 0.7$. Multicollinearity was assessed to all models by calculating the variance inflation factors (VIF) using the package car. The VIFs for all predictors used were < 2 , well below the common used threshold

Table 2

Alternative models from published literature (i.e. literature’s alternative models; LAM), on assessments of human–raptor conflicts in the Neotropical Region (see Ballejo et al., 2020, 2019; Cailly-Arnulphi et al., 2017; Restrepo-Cardona et al., 2020), used for validation. Original response variable refers to those presented in the original manuscript (see References). Equivalent alternative model refers to our interpretation of the original model to our data. The *tolerance* was selected as the response variable to all alternative models (see Material and methods).

Model	Equivalent alternative model (response variable ~ explanatory variables)	Original response variable	Reference
LAM1	Tolerance ~ Education + gender	Lethal control vs. Non-lethal strategy	Ballejo et al., 2020
LAM2	Tolerance ~ Economic activity + gender	Harmful vs. Beneficial	Restrepo-Cardona et al., 2020
LAM3	Tolerance ~ Domestic fowl owner + gender		
LAM4	Tolerance ~ Domestic fowl owner	Harmful vs. Non-harmful	Ballejo et al., 2019
LAM5	Tolerance ~ Education		
LAM6	Tolerance ~ Economic activity + education + gender	Injurious vs. Beneficial	Cailly-Arnulphi et al., 2017

Table 1

Alternative models (AM) with different combinations of the variables included in our hypothetical model (HM). The *tolerance* was selected as the response variable to all models (see Material and methods).

Model	Variables include
HM	Tolerance ~ Forest cover + human density + yearly domestic fowl losses
AM1	Tolerance ~ Forest cover + human density
AM2	Tolerance ~ Forest cover + yearly domestic fowl losses
AM3	Tolerance ~ Forest cover
AM4	Tolerance ~ Human density + yearly domestic fowl losses
AM5	Tolerance ~ Human density
AM6	Tolerance ~ Yearly domestic fowl losses

value and thus we are confident of the absence of multicollinearity among variables (see O’Brien, 2007). Models were ranked according to the Akaike Information Criterion corrected for small sample sizes (AICc). Akaike weights (ω_i) estimate the probability to be the best model. The model with lower AICc value, and higher Akaike weights, was the model that best fitted our data. We considered models in which the difference in AIC relative to the best model is < 2 as alternatively well supported models (Burnham and Anderson, 2004, 2002). The area under the ROC curve (AUC) was also estimated to compare the model’s performance (i.e. AUC measures the overall performance of a model; a model that does not perform better than chance has an AUC of 0.5). This was made using the *ModelMetrics* package. We used a Binomial Regression Model using a logit link function.

Tolerance was our response variable. Interviewees were regarded as tolerant if they accepted to lose more than ten domestic fowl before killing BC Eagles (i.e. they have no intention to kill BC Eagle), and non-tolerant if they would kill eagles even if eagles killed up to or less than ten domestic fowls (i.e. they have any level of intention to kill BC Eagle) (see Marchini and Macdonald, 2012). Based on these two conditions, we considered tolerance as a binomial variable (1 = tolerant, 0 = non-tolerant). People were also classified as highly tolerant and lowly tolerant based on these values, respectively. We used R language to the estimated tests and through the package *lme4*, we fitted the models and compared them to each other (Bates et al., 2015). In all cases we used R 3.6.3 (R Development Core Team, 2014).

Results

Socio-ecological characteristics of sample

People. From all interviewed respondents, 55% were men and 45% were women. There were 4.7% university professionals, 15.7% had a high school education, 71% had an elementary school education, and 8.7% had no formal education. Their ages ranged between 18–27 (12%), 28–37 (15%), 38–47 (16%), 48–57 (22%), 58–67 (19%) and more than 67 years (16%). Most were engaged in farming production (77%) as their main economic activity, while others were

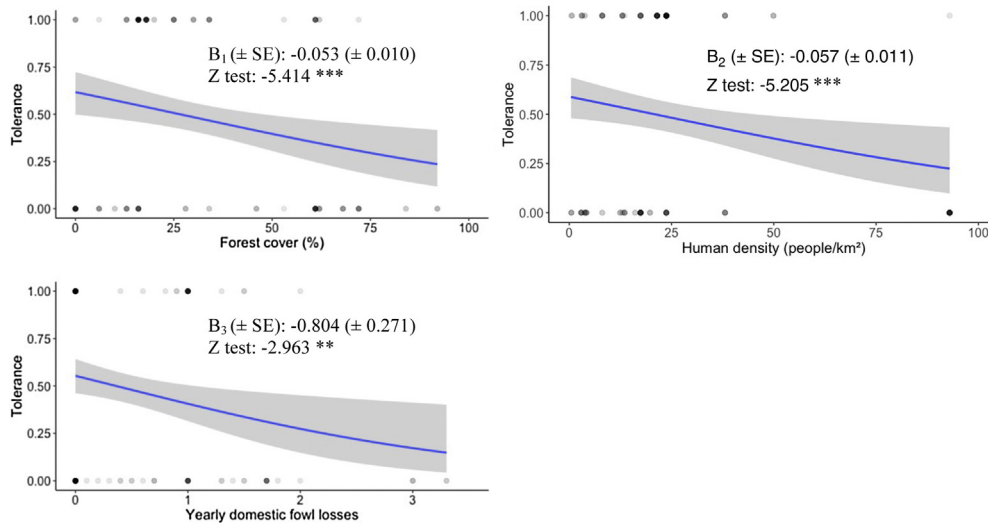


Fig. 2. Predicted effects of people's tolerance towards the Black-and-chestnut Eagle in the Eastern Andes of Colombia, according to each of the predictor variables included in the best-fitted model (i.e. Tolerance ~ forest cover + human density + yearly domestic fowl losses by BC Eagle). Coefficients and statistical significance (codes: *** = 0, ** = 0.001) are included. Light grey delimits 95% confidence intervals.

Table 3

Comparison of our hypothetical socio-ecological model (HM) with other non-socio-ecological models. i. with a set of simpler models (AM) and ii. with a set of alternative models derived from the literature (LAM). Models are ranked according to the Akaike Information Criterion corrected for small sample sizes (AICc). Besides AICc, $\Delta AICc$, Akaike weights (ω_i), AUC and the number of parameters (k) are provided.

Model	Variables include	k	AIC _c	ΔAIC_c	AUC	ω_i
HM	Forest cover + human density + yearly domestic fowl losses	4	193	0.00	0.803	0.982
AM1	Forest cover + human density	3	201.1	8.04	0.786	0.018
AM4	Human density + yearly domestic fowl losses	3	226.4	33.3	0.664	0
AM2	Forest cover + yearly domestic fowl losses	3	230.9	37.85	0.609	0
AM3	Forest cover	3	234	41.01	0.628	0
AM5	Human density	2	235	41.94	0.485	0
AM6	Yearly domestic fowl losses	2	235.1	42.09	0.589	0
HM	Forest cover + human density + yearly domestic fowl losses	4	193	0.00	0.803	1
LAM2	Economic activity + gender	3	233	39.96	0.628	0
LAM6	Economic activity + education + gender	6	237.4	44.39	0.640	0
LAM3	Domestic fowl owner + gender	3	238.2	45.17	0.583	0
LAM4	Domestic fowl owner	2	238.8	45.80	0.552	0
LAM1	Education + gender	5	243.3	50.30	0.592	0
LAM5	Education	4	244.1	51.08	0.552	0

pensioners, housewives or employees (21%). The remaining were involved in mining (2%). The majority (57%) had more than twelve domestic fowl. People who currently do not have domestic fowl (16%) declared they would be interested in having some in the near future. Over sixty percent of the people reported between weekly to yearly observations of BC Eagle (among the rest of the people 9% hardly ever saw it and 29% never saw it in the wild). Twenty-nine people had never seen it in the wild, but they properly identified as an BC eagle. Over a half of the people had low tolerance to losing domestic fowl by BC Eagle (52%).

Villages. Thirty percent of the villages had a high proportion of forest cover (between 61 and 92%), and twenty percent of the villages had medium proportion of forest cover (between 30 and 53%). The rest of them (50%) had low percentages of forest cover (between 0 and 28%; Table S3). The yearly domestic fowl losses by BC Eagle were higher in villages with high proportion of forest cover than in those with medium and low proportions (Kruskal–Wallis = 4.5616, $p = 0.033$). The mean human density in the 20 villages was 17.4 ± 21.9 ($\pm SD$) people/km². The human density had a negative correlation with the forest cover proportion in each village (Pearson = -0.62, $t = -10.374$, $p < 0.001$). We did not find an influence of the proportion of forest cover on the observation frequency of BC Eagle by people ($\chi^2 = 0.099$, $p = 0.951$).

Socio-ecological model of the human–eagle conflict

We found a negative relationship between the people's tolerance towards BC Eagle and the amount of forest cover, human density, and the yearly losses of domestic fowl by BC Eagle (GLM; $\beta = -0.053$, $p = 6.17e-08$, $\beta = -0.057$, $p = 1.94e-07$, and $\beta = -0.804$, $p = 0.00304$, respectively, $R^2 = 0.224$; Fig. 2). Our socio-ecological model correctly classified 80% of people's tolerance towards BC Eagle (AUC = 0.801; Table 3). This model also performed better than all alternative models tested (see Table 3).

Historical or current records of killed BC Eagle

The assessment of historical or current records of killed BC Eagles by the interviewed respondents indicates that the species was disproportionately hunted in the villages with high (83%; 4 of 6 killed eagles) and medium proportion (17%; 2 of 6 killed eagles) of forest cover ($\chi^2 = 75.102$, $p < 0.001$). We did not find evidence of killed eagles in those villages with low proportion of forest cover (Table S3). Percentage of respondents declaring that they had killed at least one BC Eagle was low (3%; 5 of 172), nevertheless, among people living in villages with high proportion of forest cover the percentage increased to 8% (4 of 50). Only one person reported having killed two eagles and four admitted to each having killed one

BC Eagle. Four BC Eagles were killed between 30 to 40 years ago, one another was killed 15 years ago, and one respondent was not willing to report a date. Among the people who had killed at least one BC Eagle in the previous years, all had declared low tolerance (i.e. intentions to kill the BC Eagle in the future if it fed on their domestic fowl).

Discussion

Our socio-ecological model used to analyze the socio-ecological factors that affect the local people's tolerance towards the BC Eagle, in a region of the Eastern Andes of Colombia, showed the best performance to explain tolerance among several alternative ecological, demographic and socio-economic models. The people's tolerance to the BC Eagle was lower in those villages with higher forest cover, higher human density and higher yearly domestic fowl losses. Forest cover was also positively associated with BC Eagle yearly attacks on domestic fowl. Increasing human density in areas that still hold important forest cover is likely exacerbating the severity of the human-eagle conflict in areas with an abrupt wilderness interface.

Our results suggest that the risk of persecution of BC Eagles in the context of HWC is relatively high in the most suitable habitats of the eastern Andes of Colombia. We found that the people's tolerance was negatively affected by the proportion of forest cover and by the domestic fowl losses by BC Eagle, both higher in the most forested landscapes. Based on knowledge of habitat requirements of the species, it is likely that BC Eagle selects villages with highest proportions of forest cover (i.e. those with minimal deforestation; Thiollay, 1991), where they had a higher impact on domestic fowl. Overall, the proportion of forest cover in the 20 villages was 44%. Around half of the people interviewed showed low tolerance to losing domestic fowl by BC Eagle (52%), but this proportion increased up to 76% in the six villages with the highest proportion of forest cover. Human persecution was also most frequent in these villages where 8% of people acknowledged to have killed the species. Therefore, our results suggest that it is in those areas with higher forest cover and high domestic fowl losses where conservation action should be prioritized in the eastern Andes of Colombia.

Our outcomes supported the overall evidence that forest cover is positively associated with wildlife attacks on livestock and thus forest cover is indirectly and negatively associated with people's attitudes and tolerance towards predators (Graham et al., 2005; Michalski et al., 2006; Soto-Shoender and Giuliano, 2011; Teixeira et al., 2020). However, a study made in the vicinity of four BC Eagle nests suggested the contrary (Restrepo-Cardona et al., 2019, 2020). This difference could be due to the geographic scale of both studies as well as to its designs. While Restrepo-Cardona et al. (2019, 2020) worked in the vicinity of nests, in both the Central and the Eastern Andes mountains, we worked in several villages only in the Eastern Andes but in a wider area not restricted to the vicinity of nests. This divergence clearly shows the need to consider the approaches and the different scales of analysis. Future studies considering the interplay among forest cover, hunting of native prey by farmers, and prey availability for the eagle (i.e. free-range domestic fowl and wild prey) are necessary to have a better ecological understanding of the system and how it interplays with social factors to increase or reduce local HWC, and thus to improve our socio-ecological evidence to drive decision-making and implementation of conservation measures (Lyamuya et al., 2014; Restrepo-Cardona et al., 2019; Teixeira et al., 2020; Woodroffe et al., 2005).

Low tolerance in villages with high human density where the remaining habitat for the BC Eagle can be scarce could be related to some underlying issues related to a human-human conflict which are also present (Fraser-Celin et al., 2018). HWC are frequently complex and it is well known that mistrust between management agencies and other stakeholders, or the mere communication

of predation events among stakeholders can create or aggravate conflicts (Bruskotter and Wilson, 2014; Marchini and Macdonald, 2018). The presence of the BC Eagle in these villages may be less frequent because there is a lower proportion of forest cover (Thiollay, 1991), and thus domestic fowl losses should be lower here. Although we did not find an influence of the proportion of forest cover on the observation frequency of BC Eagle by people, low proportion of forest cover was associated with low BC Eagle attacks on domestic fowl. However, the relationship between high human density and low forest cover may cause a high demand of natural resources which are scarce in these villages, but necessary to small scale subsistence farming production, (i.e. trees for firewood and construction materials for homes and fences, or wooded pastures with forage for livestock). Access to these natural resources may be limited by authorities through regulations and laws which foster discontent and environmental conflicts among stakeholders. These two factors have been shown to influence human-jaguar (*Panthera onca*) and human-cougar (*Puma concolor*) conflicts in Sao Paulo, Brazil (Engel et al., 2016), human-black bear (*Ursus americanus*) conflict in Colorado, USA (Lischka et al., 2018), and human-African wild dog (*Lycaon pictus*) conflict in Botswana (Fraser-Celin et al., 2018). Further socio-ecological research to deepen the this aspect of the conflict is certainly needed.

Despite being pretty simple, our socio-ecological model performed much better in explaining tolerance than all alternative models. These alternative models included a sample of simple models including only the ecological component, only the social component or the output of the interaction of both subsystems in the number of domestic fowl preyed upon by the eagle, as well as several other models including demographic and socio-economic drivers previously reported in the literature as relevant in human-raptor conflicts (Tables 1–3; see Ballejo et al., 2020, 2019; Cailly-Arnulphi et al., 2017; Restrepo-Cardona et al., 2020). Our results are thus in consonance with the emerging evidence suggesting that applying socio-ecological models to HWC can be informative and beneficial (Behr et al., 2017; Carter et al., 2019, 2014; Ceauşu et al., 2019; Dressel et al., 2018; Guerrero and Wilson, 2017; Pooley et al., 2017; Teixeira et al., 2020). Similarly, a recent study combining people's tolerance for critically endangered Sumatran tigers (*Panthera tigris sumatrae*) in socio-ecological models, with underlying attitudes, emotions, norms, spiritual beliefs and geographic profiles yielded predictions of tolerance that were 32 times better than models based on social predictors alone (Struebig et al., 2018). Those outcomes are clear examples of how a socio-ecological approach can improve our understanding of HWC with several species, including raptor species of conservation concern. These human-raptor conflicts have been widely studied from the biological sciences perspectives (e.g. Madden et al., 2019; Restrepo-Cardona et al., 2019; Sarasola et al., 2010; Valkama et al., 2005) but have usually ignored the socio-ecological evidence to inform decision-making and implementation of conservation measures (e.g. Ballejo et al., 2020, 2019; Cailly-Arnulphi et al., 2017; Grande et al., 2018b; Restrepo-Cardona et al., 2020), thus hampering the success of the proposed conservation measures.

The Conservation Plan for the BC Eagle in the Guavio Region considers that threats related to farming encroachment into intact native habitat of the species, and the increase of severity of human-eagle conflicts, should be mitigated (see Zuluaga, 2018). Based on the new socio-ecological evidence generated in this work, we suggest that the implementation of conservation measures related to these threats should focus mainly on specific areas where there is a larger risk of human-eagle conflict (i.e. villages with most forest cover, and among them, those with higher human density) to be more cost effective. This strategy would optimize the use of limited economic resources and would help to proportionally decrease BC Eagle mortality by poaching where this threat is higher. In the

most forested villages where people have lower tolerance towards BC Eagle, more economic and human resources are needed in order to increase people's tolerance towards BC Eagle. In the same way, environmental education programs for saving the BC Eagle should be targeted to a broad audience (Zuluaga, 2018), and focused on specific areas with historical human–BC Eagle conflict (that could be measured by historical or current records of BC Eagles killed by people; see Nilsson et al., 2020). Approaches based on the science of behavioural change, such as 'Theory of planned behaviour' and 'Theory of change' have proven to make a more tangible difference for human behavioural changes (Altringham et al., 2020; Center for Theory of Change, 2019; Nilsson et al., 2020) and should be applied. A way to assess the success of the Conservation Plan for the Black-and-chestnut Eagle in the Guavio Region might be to measure whether this program's actions truly reduced the number of BC Eagles killed in those villages with the most intact native forest in the Guavio Region (Nilsson et al., 2020).

Conclusion

Our study represents a good example of how an abrupt 'wilderness' interface can exacerbate a human–eagle conflict. The socio-ecological approach allowed us to better understand the complex interplay between people's tolerance, forest cover, human density and livestock losses. In this way, we captured the multiple ecological as well as social dimensions of this human–eagle conflict, identifying the combinations of attributes that should be considered for decision-making and implementing of conservation measures for the BC Eagle. Our findings supported the overall evidence that forest cover is positively associated with wildlife attacks on livestock and were in consonance with the most recent evidence indicating that population declines of top predators as well as of other vertebrate biodiversity can be severely affected by the exacerbation of HWC in areas of wilderness–agriculture interface.

Conflict of interests

None declared.

Declaration of Competing Interest

The authors report no declarations of interest.

Acknowledgments

We want to specially thank CORPOGUAVIO for funding (Agreements 422/2013 and 504/2016) and interviewees by their kind participation that made possible this study. L.F. Gómez, M. Schulze, and C. Lee supported us in the field work. Y.M. Salazar, M. Schulze and D.F. Aristizábal supported the desk work. S.A. Lambertucci, S. Marchini and J.T. Ibarra made comments that deeply improved the manuscript. The Black-and-chestnut Eagle Project – South America team, especially S. Kohn and T. Rivas-Fuenzalida, provided valuable discussions about the validity of our hypothesis and its application, based on their field observations on the species in Ecuador and Peru. Marta Curti kindly reviewed the English grammar. We also to thank the directors of Fundación NEOTROPICAL, F. Sáenz Jiménez and F. Cirí León. Santiago Zuluaga wrote this paper while funded by a doctoral grant from CONICET, The Peregrine Fund and Fundación Proyecto Águila Crestada–Colombia. Three reviewers provided constructive suggestions that allowed us to significantly improve this manuscript.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found in the online version, at [doi:10.1016/j.pecon.2020.10.003](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.003).

References

- Acharya, K.P., Paudel, P.K., Jnawali, S.R., Neupane, P.R., Köhl, M., 2017. Can forest fragmentation and configuration work as indicators of human–wildlife conflict? Evidences from human death and injury by wildlife attacks in Nepal. *Ecol. Indic.* 80, 74–83. [http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.037](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.037).
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M., Benjamim, B.L., 2014. Food habits of the harpy eagle, a top predator from the Amazonian rainforest canopy. *J. Raptor Res.* 48, 24–35.
- Altringham, J.D., Berthinussen, A., Wordley, C.F.R., 2020. Generating, collating and using evidence for conservation. In: Sutherland, W.J., Brotherton, P.N.M., Davies, Z.G., Ockendon, N., Pettorelli, N., Vickery, J.A. (Eds.), *Conservation Research, Policy and Practice*. Cambridge University Press, pp. 48–62. [http://dx.doi.org/10.1017/9781108638210.004](https://doi.org/10.1017/9781108638210.004).
- Aráoz, R., Grande, J.M., López, C., Cereghetti, J., Vargas, F.H., 2017. The first black-and-chestnut Eagle (*Spizaetus isidori*) nest discovered in Argentina reveals potential human–predator conflicts. *J. Raptor Res.* 51, 79–82. [http://dx.doi.org/10.3356/JRR-16-49.1](https://doi.org/10.3356/JRR-16-49.1).
- Artelle, K.A., Anderson, S.C., Reynolds, J.D., Cooper, A.B., Paquet, P.C., Darimont, C.T., 2016. Ecology of conflict: marine food supply affects human–wildlife interactions on land. *Sci. Rep.* 6, 25936. [http://dx.doi.org/10.1038/srep25936](https://doi.org/10.1038/srep25936).
- Ballejo, F., Grilli, M.G., Lambertucci, S.A., 2019. A long and troublesome journey: people's perceptions and attitudes along the migratory path of a scavenger bird. *Ethnobiol. Conserv.* 8, 1–13. [http://dx.doi.org/10.15451/ec2019-10-8.13-1-13](https://doi.org/10.15451/ec2019-10-8.13-1-13).
- Ballejo, F., Plaza, P.I., Lambertucci, S.A., 2020. The conflict between scavenging birds and farmers: field observations do not support people's perceptions. *Biol. Conserv.* 248, 108627. [http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108627](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108627).
- Barbar, F., Capdevielle, A., Encabo, M., 2016. Direct Persecution of Crowned Eagles (*Buteogallus coronatus*) in Argentina: a new call for their conservation. *J. Raptor Res.* 50, 115–120. [http://dx.doi.org/10.3356/rapt-50-01-115-120.1](https://doi.org/10.3356/rapt-50-01-115-120.1).
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linearmixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67. [http://dx.doi.org/10.18637/jss.v067.2015.i01](https://doi.org/10.18637/jss.v067.2015.i01).
- Behr, D.M., Ozgul, A., Cozzi, G., 2017. Combining human acceptance and habitat suitability in a unified socio-ecological suitability model: a case study of the wolf in Switzerland. *J. Appl. Ecol.* 54, 1919–1929. [http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12880](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12880).
- Bernard, H.R., 2006. *Research Methods in Anthropology: Qualitative and Quantitative Approaches*, 4th ed. AltaMira Press, Oxford.
- Betts, M.G., Wolf, C., Ripple, W.J., Phalan, B., Millers, K.A., Duarte, A., Butchart, S.H.M., Levi, T., 2017. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature* 547, 441–444. [http://dx.doi.org/10.1038/nature23285](https://doi.org/10.1038/nature23285).
- Bildstein, K.L., 2001. Raptors as a history of human attitudes towards Pennsylvania's birds of prey. *Endanger Species Updat* 18, 124–128.
- Bildstein, K., L., 2008. A brief history of raptor conservation in North America. In: Bildstein, K.L., Smith, J.P., Ruelas, E., Veit, R.R. (Eds.), *State of North America's Birds of Prey*. Nuttall Ornithological Club and American Ornithologists. Union Series in Ornithology No. 3. Cambridge, Massachusetts, and Washington, D.C., pp. 5–36.
- Binder, C.R., Hinkel, J., Bots, P.W.G., Pahl-Wostl, C., 2013. Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. *Ecol. Soc.* 18, 26. [http://dx.doi.org/10.5751/ES-05551-180426](https://doi.org/10.5751/ES-05551-180426).
- BirdLife International, 2020. Species factsheet: *Spizaetus isidori*. Available from <http://www.birdlife.org> on 25/03/2020.
- Broun, M., 2000. *Hawks Aloft: The Story of Hawk Mountain*. Stackpole Books.
- Bruskotter, J.T., Wilson, R.S., 2014. Determining where the wild things will be: using psychological theory to find tolerance for large carnivores. *Conserv. Lett.* 7, 158–165. [http://dx.doi.org/10.1111/cons.12072](https://doi.org/10.1111/cons.12072).
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociol. Methods Res.* 33, 261–304. [http://dx.doi.org/10.1177/0049124104268644](https://doi.org/10.1177/0049124104268644).
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, 2nd ed. Springer, New York.
- Cailly-Arnulphi, V.B., Lambertucci, S.A., Borghi, C.E., 2017. Education can improve the negative perception of a threatened long-lived scavenging bird, the Andean condor. *PLoS One* 12, e0185278. [http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0185278](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185278).
- Carter, N.H., Baeza, A., Magliocca, N.R., 2020. Emergent conservation outcomes of shared risk perception in human–wildlife systems. *Conserv. Biol.* 34, 903–914. [http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13473](https://doi.org/10.1111/cobi.13473).
- Carter, N.H., Bruskotter, J.T., Vucetich, J., Crabtree, R., Jaicks, H., Karns, G., Nelson, M.P., Smith, D., Linnell, J.D.C., 2019. Towards human–wildlife coexistence through the integration of human and natural systems. In: *Human–Wildlife Interactions*. Cambridge University Press, pp. 384–413. [http://dx.doi.org/10.1017/9781108235730.021](https://doi.org/10.1017/9781108235730.021).

- Carter, N.H., Viña, A., Hull, V., McConnell, W.J., Axinn, W., Ghimire, D., Liu, J., 2014. Coupled human and natural systems approach to wildlife research and conservation. *Ecol. Soc.* 19, 43. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06881-190343>.
- Ceaşu, S., Graves, R.A., Killion, A.K., Svenning, J.C., Carter, N.H., 2019. Governing trade-offs in ecosystem services and disservices to achieve human–wildlife coexistence. *Conserv. Biol.* 33, 543–553. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13241>.
- Center for Theory of Change, 2019. What is a theory of change? Center for Theory of Change, Available from <http://www.theoryofchange.org/what-is-theory-of-change/> (accessed July 2020).
- CORPOGUAUVO, 2009. *Actualización del mapa de cobertura y uso actual de la tierra a escala 1:10.000 del área de jurisdicción de corpoguavio*. Gachalá, Cundinamarca, Colombia.
- Davies, R.A.G., 1999. The extent, cost and control of livestock predation by eagles with a case study on black eagles (*Aquila verreauxii*) in the Karoo. *J. Raptor Res.* 33, 67–72.
- Di Marco, M., Venter, O., Possingham, H.P., Watson, J.E.M., 2018. Changes in human footprint drive changes in species extinction risk. *Nat. Commun.* 9, 1–9. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-018-07049-5>.
- Donázar, J.A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J.A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z., Moreno-Opo, R., Pérez-García, J.M., Sánchez-Zapata, J.A., Zuberogoitia, I., Serrano, D., 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola* 63, 181–234. <http://dx.doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp8>.
- Dressel, S., Ericsson, G., Sandström, C., 2018. Mapping social-ecological systems to understand the challenges underlying wildlife management. *Environ. Sci. Policy* 84, 105–112. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2018.03.007>.
- Echeverry-Galvis, M.A., Zuluaga, S., Soler-Tobar, D., 2014. *Spizaetus isidori*. In: Renjifo, L.M., Gómez, M.F., Velásquez-Tibatá, J., Amaya-Villarreal, A.M., Kattan, G.H., Amaya-Espinel, J.D., Burbano-Girón, J. (Eds.), *Libro Rojo de Aves de Colombia*. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt, Bogotá D.C., pp. 104–107.
- Engel, M.T., Vaske, J.J., Bath, A.J., Marchini, S., 2016. Predicting acceptability of Jaguars and Pumas in the Atlantic Forest, Brazil. *Hum. Dimens. Wildl.* 21, 427–444. <http://dx.doi.org/10.1080/10871209.2016.1183731>.
- Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S., Possingham, H., 2006. Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 114, 369–386. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.013>.
- Ferguson-Lees, J., Christie, D.A., 2001. *Raptors of the World*. Houghton Mifflin Company, New York.
- Frank, B., Glikman, J.A., Marchini, S., 2019. Human–Wildlife Interactions: Turning Conflict into Coexistence. Cambridge University Press, <http://dx.doi.org/10.1017/9781108235730>.
- Fraser-Celin, V.L., Hovorka, A.J., Silver, J.J., 2018. Human conflict over wildlife: exploring social constructions of African wild dogs (*Lycan pictus*) in Botswana. *Hum. Dimens. Wildl.* <http://dx.doi.org/10.1080/10871209.2018.1443528>.
- Graham, K., Beckerman, A.P., Thirgood, S., 2005. Human–predator–prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. *Biol. Conserv.* 122, 159–171. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.006>.
- Grande, J.M., Orozco-Valor, P.M., Liébana, M.S., Sarasola, J.H., 2018a. Birds of prey in agricultural landscapes: the role of agriculture expansion and intensification. In: *Birds of Prey*. Springer International Publishing, Cham, pp. 197–228. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-73745-4_9.
- Grande, J.M., Zuluaga, S., Marchini, S., 2018b. Casualties of human–wildlife conflict. *Science* 360, 1309. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aau2465>.
- Guerrero, A.M., Wilson, K.A., 2017. Using a social–ecological framework to inform the implementation of conservation plans. *Conserv. Biol.* 31, 290–301. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12832>.
- Gusmão, A.C., Banhos, A., Aguiar-Silva, F.H., Souza, L.S., Sanaiotti, T.M., Silva, A.M., Costa, T.M., Oliveira, L.E., Morais, W.G., Ferrari, S., 2016. *Records of the occurrence, nesting, and hunting of the Harpy Eagle (Harpyia harpyia) (Aves: Accipitridae) in Rondônia, southwestern Brazilian Amazonia*. *Atualidades Ornitológicas* 190, 18–23.
- Inskip, C., Zimmermann, A., 2009. Human–felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx* 43, 18–34. <http://dx.doi.org/10.1017/S003060530899030X>.
- Kansky, R., Kidd, M., Knight, A.T., 2016. A wildlife tolerance model and case study for understanding human wildlife conflicts. *Biol. Conserv.* 201, 137–145. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.002>.
- Kansky, R., Knight, A.T., 2014. Key factors driving attitudes towards large mammals in conflict with humans. *Biol. Conserv.* 179, 93–105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.008>.
- Kaswamia, A., Russell, S., McGibbon, M., 2007. Impacts of wildlife on household food security and income in Northeastern Tanzania. *Hum. Dimens. Wildl.* 12, 391–404. <http://dx.doi.org/10.1080/10871200701670003>.
- Kenward, R.E., 1999. Solving raptor–human conflicts. *J. Raptor Res.* 33, 73–75.
- Lehmann, F.C., 1959. *Nuevas observaciones sobre Oroaetus isidori (Des Murs)*. *Contribuciones al estudio de la fauna Colombiana XIV* 1, 169–195.
- Lischka, S.A., Teel, T.L., Johnson, H.E., Reed, S.E., Breck, S., Don Carlos, A., Crooks, K.R., 2018. A conceptual model for the integration of social and ecological information to understand human–wildlife interactions. *Biol. Conserv.* 225, 80–87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.020>.
- Lyamuya, R.D., Masenga, E.H., Fyumagwa, R.D., Roskaft, E., 2014. Human–carnivore conflict over livestock in the eastern part of the Serengeti ecosystem, with a particular focus on the African wild dog *Lycan pictus*. *Oryx* 48, 378–384. <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605312001706>.
- Madden, K.K., Rozhn, G.C., Dwyer, J.F., 2019. Conservation letter: raptor persecution. *J. Raptor Res.* 53, 230–233. <http://dx.doi.org/10.3356/jrr-18-37>.
- Marchini, S., Macdonald, D.W., 2018. Mind over matter: perceptions behind the impact of jaguars on human livelihoods. *Biol. Conserv.* 224, 230–237. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.001>.
- Marchini, S., Macdonald, D.W., 2012. Predicting ranchers' intention to kill jaguars: case studies in Amazonia and Pantanal. *Biol. Conserv.* 147, 213–221. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.002>.
- McClure, C.J.W., Westrip, J.R.S., Johnson, J.A., Schulwitz, S.E., Virani, M.Z., Davies, R., Symes, A., Wheatley, H., Thorstrom, R., Amar, A., Buij, R., Jones, V.R., Williams, N.P., Buechley, E.R., Butchart, S.H.M., 2018. State of the world's raptors: distributions, threats, and conservation recommendations. *Biol. Conserv.* 227, 390–402. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.012>.
- Meyburg, B.U., 1986. Threatened and near-threatened diurnal birds of prey of the world. *Birds Prey Bull.* 3, 1–12.
- 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. *Anim. Conserv.* 9, 179–188. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00025.x>.
- Muñiz-López, R., 2017. Harpy Eagle (*Harpyia harpyia*) mortality in Ecuador. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 52, 1–5. <http://dx.doi.org/10.1080/01650521.2016.1276716>.
- Newton, I., 1979. Effects of human persecution on European raptors. *J. Raptor Res.* 13, 65–78.
- Nilsson, D., Fielding, K., Dean, A.J., 2020. Achieving conservation impact by shifting focus from human attitudes to behaviors. *Conserv. Biol.* 34, 93–102. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13363>.
- O'Brien, R.M., 2007. A caution regarding rules of thumb for variance inflation factors. *Qual. Quant.* 41, 673–690. <http://dx.doi.org/10.1007/s11335-006-9018-6>.
- Pooley, S., Barua, M., Beinart, W., Dickman, A., Holmes, G., Lorimer, J., Loveridge, A.J., Macdonald, D.W., Marvin, G., Redpath, S., Sillero-Zubiri, C., Zimmermann, A., Milner-Gulland, E.J., 2017. An interdisciplinary review of current and future approaches to improving human–predator relations. *Conserv. Biol.* 31, 513–523. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12859>.
- R Development Core Team, 2014. *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria <http://www.R-project.org/>.
- Restrepo-Cardona, J.S., Echeverry-Galvis, M.A., Maya, D.L., Vargas, F.H., Tapasco, O., Renjifo, L.M., 2020. Human–raptor conflict in rural settlements of Colombia. *PLoS One* 15, e0227704. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0227704>.
- Restrepo-Cardona, J.S., Márquez, C., Echeverry-Galvis, M.A., Vargas, F.H., Sánchez-Bellaizá, D.M., Renjifo, L.M., 2019. Deforestation may trigger black-and-chestnut eagle (*Spizaetus isidori*) predation on domestic fowl. *Trop. Conserv. Sci.* 12. <http://dx.doi.org/10.1177/1940082919831838>, 1940082919831838.
- Richards, S.A., Whittingham, M.J., Stephens, P.A., 2011. Model selection and model averaging in behavioural ecology: the utility of the IT-AIC framework. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 65, 77–89. <http://dx.doi.org/10.1007/s00265-010-1035-8>.
- Sarasola, J., Santillán, M., Galmes, M., 2010. Crowned eagles rarely prey on livestock in central Argentina: persecution is not justified. *Endanger. Species Res.* 11, 207–213. <http://dx.doi.org/10.3354/esr00280>.
- Sarasola, J.H., Maceda, J.J., 2006. Past and current evidence of persecution of the endangered crowned eagle *Harpyhaliaetus coronatus* in Argentina. *Oryx* 40, 347–350. <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605306001013>.
- Soto-Shoender, J.R., Giuliano, W.M., 2011. Predation on livestock by large carnivores in the tropical lowlands of Guatemala. *Oryx* 45, 561–568. <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605310001845>.
- Struebig, M.J., Linkie, M., Deere, N.J., Martyr, D.J., Millyanawati, B., Faulkner, S.C., Le Comber, S.C., Mangunjaya, F.M., Leader-Williams, N., McKay, J.E., St. John, F.A.V., 2018. Addressing human–tiger conflict using socio-ecological information on tolerance and risk. *Nat. Commun.* 9, 3455. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-018-05983-y>.
- Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M.S., Rödiger, E., Wiegand, T., Huth, A., 2018. Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature* 554, 519–522. <http://dx.doi.org/10.1038/nature25508>.
- Teixeira, L., Tisovec-Dufner, K.C., Marin, G., de, L., Marchini, S., Dorresteijn, I., Pardini, R., 2020. Linking human and ecological components to understand human–wildlife conflicts across landscapes and species. *Conserv. Biol.* <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13537>.
- Thiollay, J.M., 1991. *Altitudinal distribution and conservation of raptors in Northwestern Colombia*. *J. Raptor Res.* 25, 1–8.
- Thondhlana, G., Redpath, S.M., Vedeld, P.O., van Eeden, L., Pascual, U., Sherren, K., Murata, C., 2020. Non-material costs of wildlife conservation to local people and their implications for conservation interventions. *Biol. Conserv.* 246, 108578. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108578>.
- Valkama, J., Korpimäki, E., Arroyo, B., Beja, P., Bretagnolle, V., Bro, E., Kenward, R., Mañosa, S., Redpath, S.M., Thirgood, S., Viñuela, J., 2005. Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 80, 171–203. <http://dx.doi.org/10.1017/S146479310400658X>.
- Vargas, O., Pedraza, P., 2004. *Parque Nacional Natural Chingaza*. *Gente Nueva Editorial*, Bogotá D.C., pp. 197.
- White, C.M., Olsen, P.D., Kiff, L.E., 1994. *Family Falconidae (Falcons and Caracaras)*. In: *del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. (Eds.), Handbook of the Birds of the World, New World Vultures to Guinea Fowl*. Lynx Edicions, Barcelona, pp. 216–277.

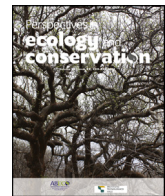
- White, J., Kimmelmeier, M., Bassett, S., Smith, J., 2018. Human perceptions of an avian predator in an urban ecosystem: close proximity to nests increases fondness among local residents. *Urban Ecosyst.* 21, 271–280, <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-017-0713-y>.
- Woodroffe, R., 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Anim. Conserv.* 3, 165–173, <http://dx.doi.org/10.1017/S136794300000086X>.
- Woodroffe, R., Lindsey, P., Romañach, S., Stein, A., ole Ranah, S.M.K., 2005. Livestock predation by endangered African wild dogs (*Lycan pictus*) in northern Kenya. *Biol. Conserv.* 124, 225–234, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.028>.
- Zimmermann, A., Baker, N., Inskip, C., Linnell, J.D.C., Marchini, S., Odden, J., Rasmussen, G., Treves, A., 2010. Contemporary Views of Human–Carnivore Conflicts on Wild Rangelands. In: *Wild Rangelands*. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, UK, pp. 129–151, <http://dx.doi.org/10.1002/9781444317091.ch6>.
- Zuluaga, S., 2018. Plan de Conservación del Águila Crestada (*Spizaetus isidori*) en la jurisdicción de CORPOGUAVIO 2019–2028, 2018, CORPOGUAVIO – FUNDACIÓN NEOTROPICAL, <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.17724.69767>.
- Zuluaga, S., Echeverry-Galvis, M.A., 2016. Domestic fowl in the diet of the Black-and-chestnut Eagle (*Spizaetus isidori*) in the eastern Andes of Colombia: a potential conflict with humans? *Ornitol. Neotrop.* 27, 113–120.
- Zuluaga, S., Grande, J.M., Marchini, S., 2020. A better understanding of human behavior, not only of 'perceptions', will support evidence-based decision making and help to save scavenging birds: a comment to Ballejo et al. (2020). *Biol. Conserv.* 108747, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108747>.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R Extensions in Ecology with R Mixed Effects*. New York.



Perspectives in ecology and conservation

Supported by Instituto Tecnológico Vale

www.perspectecolconserv.com



Research Letters

Top-down local management, perceived contribution to people, and actual detriments influence a rampant human–top predator conflict in the Neotropics

Santiago Zuluaga^{a,b,c,*}, F. Hernán Vargas^c, Sebastián Kohn^d, Juan M. Grande^a

^a *Colaboratorio de Biodiversidad, Ecología y Conservación, INCITAP-CONICET/FCEyN-UNLPam, Uruguay 151, 6300, Santa Rosa, LP, Argentina*

^b *Fundación Proyecto Águila Crestada-Colombia, Calle 9 #1b-55bis, 176007, Villamaría, Colombia*

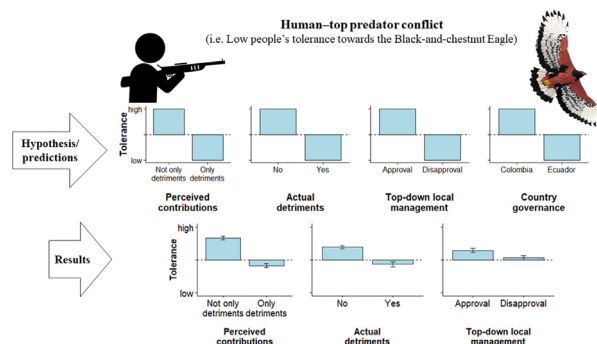
^c *The Peregrine Fund, 5668 West Flying Hawk Lane, Boise, ID 83709, USA*

^d *Fundación Cóndor Andino Ecuador, José Tamayo N24-260 y Lizardo García, Quito, Ecuador*

HIGHLIGHTS

- Neotropical governments and their environmental agencies have generally poor governance.
- Poor governance can be influencing human-top predator conflicts in the Neotropics.
- Forty percent of interviewees disapproved the current top-down local management.
- Disapproval of top-down local management influenced human tolerance independently.
- Neotropics need a better balance between bottom-up and top-down governance.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Article history:

Received 10 May 2021

Accepted 11 November 2021

Available online xxx

Keywords:

Birds of prey

Bottom-up approach

Governance

Human–wildlife conflict

Perceived detriments

Top-down approach

ABSTRACT

In most Neotropical countries the proliferation of illegal firearms, limited funding, and low presence of authorities precludes effective application of top-down governance. Despite that, to our knowledge, top-down governance and top predator detriments or benefits to people (perceived and actual) have never been integrated into an empirical study of human–top predator conflict. We hypothesize that people's tolerance towards the black-and-chestnut eagle (*Spizaetus isidori*), a Neotropical top predator, will vary based on the eagle's perceived contributions to people, actual detriments to people, people's support of the top-down local management, and country governance. We tested our hypothesis by carrying out a closed-ended question survey in human communities around 27 eagle nesting sites in two countries (Colombia and Ecuador). People's tolerance towards the eagle showed a negative relationship with perceived detriments, actual detriments, and disapproval of the top-down local management, but there was no influence of country governance. Overall, most people showed high (41.13%) or neutral (35.46%) tolerance towards the eagle and less than a quarter (23.41%) showed low tolerance. Forty percent

* Corresponding author.

E-mail addresses: santiago.zuluaga@proyectoaguilacrestada.org, zuluagarapaces@gmail.com (S. Zuluaga).

<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.11.001>

2530-0644/© 2021 Published by Elsevier B.V. on behalf of Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Please cite this article as: S. Zuluaga, F.H. Vargas, S. Kohn et al. Top-down local management, perceived contribution to people, and actual detriments influence a rampant human–top predator conflict in the Neotropics, Perspectives in Ecology and Conservation, <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.11.001>

of people disapproved of the top-down local management. We documented human persecution of this top predator in the majority of sampled nests (59%, 16 of 27) and across all the geographical jurisdictions assessed. Our results suggest that poor governance could also negatively affect other human–top predator conflicts in the Neotropics. To be more effective at saving top predators in the Neotropical Region, structural changes such as a better balance between bottom-up and top-down approaches and, thus, co-management among stakeholders are needed.

Introduction

Top predator conservation is nowadays one of the most challenging global conservation issues. Although these species play critical roles in the ecosystem, thus benefiting society (Gilbert et al., 2021), when their behaviour poses a perceived or real threat to people or animal species associated with humans, conflicts arise and predators are usually persecuted (Conover, 2001; Inskip and Zimmermann, 2009; IUCN, 2020). To protect top predators and biodiversity in general, two non-mutually exclusive forms of environmental governance have been mainly used: the bottom-up and the top-down approaches (Bennett and Satterfield, 2018; Redpath et al., 2017; Treves et al., 2017). Historically several human cultures around the world have used the bottom-up approach to restrict or regulate access to natural resources, although in the last half-century a government-managed, top-down approach, has predominated (Koprowski et al., 2019; Rodrigues and Micael, 2021). However, neither approach is a panacea in itself as both can have advantages and disadvantages depending on the geographic scale or the particular context in which they are applied (Koprowski et al., 2019; Western and Wright, 1994). Thus, a co-management among stakeholders (e.g. through a simultaneous application of bottom-up and top-down measures) has been taking force in the last years as the most effective way to manage human–top predator conflicts worldwide (Killion et al., 2021; Redpath et al., 2017; Salvatori et al., 2021, 2020).

The management of human–top predator interactions in developing countries usually poses additional challenges to those occurring in developed countries, such as limited funding, low institutional presence, and poor governance (Fletcher and Toncheva, 2021; Gaynor et al., 2016; Santangeli et al., 2019). Governance is a system composed of institutions, structures, and processes that determine who takes decisions, how and for whom decisions are taken, as well as what actions are taken, by whom, how and to what effect (Bennett and Satterfield, 2018). Poor governance at the country level, for instance, may lead to an increase in illegal use of firearms or poison to control predators or to an uncontrolled extraction of wildlife and other natural resources that could also affect top predators, including large raptors (Santangeli et al., 2019). Although the Global South supports a large diversity of top predators (McClure et al., 2018; Miranda, 2017; Ripple et al., 2014), unfortunately it also includes some of the areas most affected by poor governance (Gaynor et al., 2016). The Neotropical Region is the most biodiverse in the world but it is also the region with the largest number of threatened species (Allan et al., 2019; Gaynor et al., 2016). In this region, systems of environmental governance are more based on the top-down approach (Bennett and Satterfield, 2018; Redpath et al., 2017; Treves et al., 2017) than the bottom-up approach (e.g. Constantino, 2016; Schleicher et al., 2017). As such, access to natural resources by rural people is usually controlled by the government's environmental authorities, sometimes with low social legitimacy, through regulations and top-down imposed laws. These laws, however, are poorly enforced due to a lack of environmental police officers and rangers, and by an inefficient judicial system, and thus are usually not effective in controlling human persecution of legally protected top predators (Barbar et al., 2016; Engel et al., 2016; Giraldo-Amaya et al., 2021; Morcatty et al., 2020; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2021).

To effectively manage human–top predator conflicts in the Neotropics in the long-term, we need to consider the additional challenges of environmental systems with poor governance. The particular goal of environmental governance is to manage individual behaviours and collective actions in compliance with public environmental goods and related social outcomes through environmental management (i.e. the resources, plans, and actions that result from the functioning of governance; see Bennett and Satterfield, 2018). Some recent indirect evidence suggests the existence of a negative influence of poor governance at national and local levels on several human–felid, human–raptor, and human–reptile conflicts in the Neotropics (Barbar et al., 2016; Estrada-Pacheco et al., 2020; Giraldo-Amaya et al., 2021; Miranda et al., 2016; Morcatty et al., 2020; Plaza and Lambertucci, 2020; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zimmermann et al., 2021). Thus, to ensure persistence of top predator populations in Neotropical countries, we need to have more evidence about how poor governance is influencing human–top predator conflicts across the region. This knowledge could be useful for governments and environmental agencies to improve top predator conservation and environmental governance (e.g. through a co-management with stakeholders; Redpath et al., 2017), and for local non-governmental organizations (NGOs) as well as the private sector (e.g. tourism agencies, productive associations, and others) to help with this process (Carter and Linnell, 2016; Redpath et al., 2013; Santangeli et al., 2019).

The black-and-chestnut eagle (*Spizaetus isidori*) is one of the most endangered top predators in the Neotropical region, requiring urgent conservation actions to mitigate the rampant human–top predator conflict in which it is involved (BirdLife International, 2021; Buechley et al., 2019). A loss of this species would imply the loss of relevant and irreplaceable benefits that this bird of prey provides to the tropical Andean montane ecosystems and ultimately to society (Sekercioglu, 2006). With an estimated population size of less than 1000 mature individuals, this large raptor is globally listed as Endangered and therefore requires urgent conservation actions (BirdLife International, 2021). The species is threatened by habitat loss and particularly by human persecution in retaliation for domestic fowl predation (BirdLife International, 2021; Echeverry-Galvis et al., 2014; Lehmann, 1959; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2020a, 2020b). Socio-demographic variables, on their own, do not have an important contribution to explain tolerance towards this top predator (Zuluaga et al., 2021). However, poor governance, likely due to top-down coercive policies, also could be triggering discontent and environmental conflicts among stakeholders (i.e. human–human conflicts) and thus worsening this human–top predator conflict (Zuluaga et al., 2021).

Top predator detriments or benefits to people (perceived or actual) have already been extensively considered as important drivers of human tolerance in the human–top predator conflict-to-coexistence continuum (Bruskotter and Wilson, 2014; Frank et al., 2019; Kansky et al., 2016; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2021). Despite that, to our knowledge, perceived top predator detriments or benefits (*hereafter* perceived contributions), actual top predator detriments (*hereafter* actual detriments), the top-down local management, and governance at the country level (*hereafter* country governance) have never been integrated

into an empirical study of human–top predator conflict. Here, we aim to understand how black-and-chestnut eagle's perceived contributions, actual detriments, top-down local management and country governance affect the rampant human–top predator conflict with this top predator in the Neotropics, in order to assess opportunities to advance towards top predator conservation. Our hypothesis is that people's tolerance towards the black-and-chestnut eagle will vary with the species' perceived contribution to people, species' actual detriments, people's support of the top-down local management, and the country governance. Based on corresponding earlier works, we tested the following predictions:

- 1 Perceived contributions.** Perceived top predator detriments or benefits to people have already been extensively considered as important drivers of human tolerance towards top predators (Kansky et al., 2016; Kansky and Knight, 2014). People perceiving *only detriments* of top predators (e.g. the black-and-chestnut eagle) will be less tolerant towards this top predator than those perceiving *only benefits*, detriments but also benefits, or neither detriments or benefits (Broekhuis et al., 2020; Struebig et al., 2018).
- 2 Actual detriments.** Livestock loss by predation of top predators has been regarded as one of the main drivers of low tolerance in human–top predator conflicts (Inskip and Zimmermann, 2009; Zimmermann et al., 2010). People suffering losses of domestic fowl by the black-and-chestnut eagle will be less tolerant towards this top predator than those not suffering losses.
- 3 Top-down local management.** People disapproving of the local management of the government environmental authority (i.e. the functioning of the top-down local governance; Bennett and Satterfield, 2018) are usually more prone to be less tolerant towards top predators (Engel et al., 2016; Redpath et al., 2017; Struebig et al., 2018). While, when people approve of the local management of the government environmental authority, they will be more prone to tolerate top predators.
- 4 Country governance.** Human tolerance towards top predators is potentially influenced by country governance (Santangeli et al., 2019). Although Ecuador and Colombia are considered two countries with poor governance, Ecuador is ranked worse than Colombia (Kaufmann and Kraay, 2020). Therefore, we predicted that in Ecuador people will be less tolerant towards the black-and-chestnut eagle than in Colombia.

Material and methods

Study species

The black-and-chestnut eagle is the main avian top predator of the tropical Andean montane forests from Venezuela and Colombia to north-western Argentina (Ferguson-Lees and Christie, 2001). During the reproductive season it is an obligate central place forager centred in the nesting territory (Lehmann, 1959), with a home range estimated at between 50 and 100 km² (BirdLife International, 2021), although the core area can be between 3 and 9 km² (Authors' unpublished data). Each breeding attempt takes almost ten months including the incubation of one egg for approximately 50 days, and at least eight months of juvenile dependence (i.e. time in which juvenile stays within the vicinity of the nest; Zuluaga et al., 2018). Once juveniles are independent, they begin to hunt on their own. Apart from preying upon native wildlife, they may also hunt small to medium sized domestic animals (mainly poultry). As a result, they may be perceived as prejudicial, and thus are more likely to be killed by humans (Authors' unpublished data). Despite the fact that this species is one of the least known raptors in the world

(Buechley et al., 2019), recent data indicate this eagle can attempt to breed each year, although in the long-term it has a productivity of around 0.5 chicks per pair per year (Authors' unpublished data). Although the species seems to tolerate a certain threshold of habitat destruction and fragmentation, in those fragmented habitats they may prey more readily on poultry triggering conflict and facing higher human persecution (Restrepo-Cardona et al., 2020, 2019; Zuluaga et al., 2021).

Study area

The study area is located in the Tropical Andes of Colombia and Ecuador (between 5.8° N and 1.5° S) at an altitudinal range from 2000 to 2800 m above sea level (Fig. 1). The area is a stronghold population for the black-and-chestnut eagle, with 31 known nests (most of them from Ecuador) that have been monitored during the last decade as part of the Black-and-chestnut Eagle Project (<https://www.researchgate.net/project/Black-and-chestnut-Eagle-Project-South-America>). Colombia and Ecuador, located in the northern part of the Andes of South America, share a similar history, culture, language, topography, weather, biogeography, and economy, but have slight differences in their governance processes, laws, size, and policy. For instance, both countries have governmental environmental authorities which implement national, provincial or municipal policies to control the harvesting of natural resources and protect top predators and biodiversity in general. Environmental governance systems of all these authorities are based historically on a top-down approach (Treves et al., 2017), where responsibility for conserving biodiversity is mainly that of the national state. In Ecuador, provincial agencies depend on the central government (see Ley 37/1999 of Ecuador), although strong actions have been taken in recent years to decentralize environmental governance. While in Colombia they are a bit more autonomous, and the central government is only one among several other stakeholders (i.e. representatives of each municipality, departmental government, NGOs, private sector, among others; see Ley 99/1993 of Colombia). Despite that, and considering the nature of the top-down approach, the current governance system in both countries is not participatory enough and there is a historic gap in encouraging local people to actively work in community-based conservation strategies to engage and empower them with wildlife conservation.

To carry out the interviews, we defined a radius of 2 km (i.e. area of 12.6 km²) around each eagle's known nest. This distance was the midpoint of the shortest known distance between two occupied nests in our study area (i.e. ~4 km; Authors unpublished data). This allowed us to include people that live within the eagle's territory and thus, people that could be similarly influenced by the eagles in all sampled locations in both countries (e.g. interviewees definitively live within the potential foraging range of the eagles). We interviewed as many respondents as possible around 27 eagle nesting sites covering an area of 340.2 km². The interviews were conducted around six nests in the central and western Andes of Colombia (mean number of households: 24, range 11–42) and around 21 nests in the northern and central Andes of Ecuador (mean number of households: 16, range 2–72). Of the initial 31 known black-and-chestnut eagle nests in both countries we did not conduct interviews around two nest sites in Colombia and two in Ecuador. One nest in Ecuador was in a private reserve without local people living in its vicinity and the other three nests were located in remote areas with difficult access. In Colombia, the sampled nests were located in the departments of Antioquia (n = 3), Huila (n = 2), and Tolima (n = 1), while in Ecuador they were located in the provinces of Carchi (n = 1), Imbabura (n = 5), Napo (n = 4), Pichincha (n = 3), and Tungurahua (n = 8). The governmental environmental authorities (*autoridades ambientales* in Spanish)

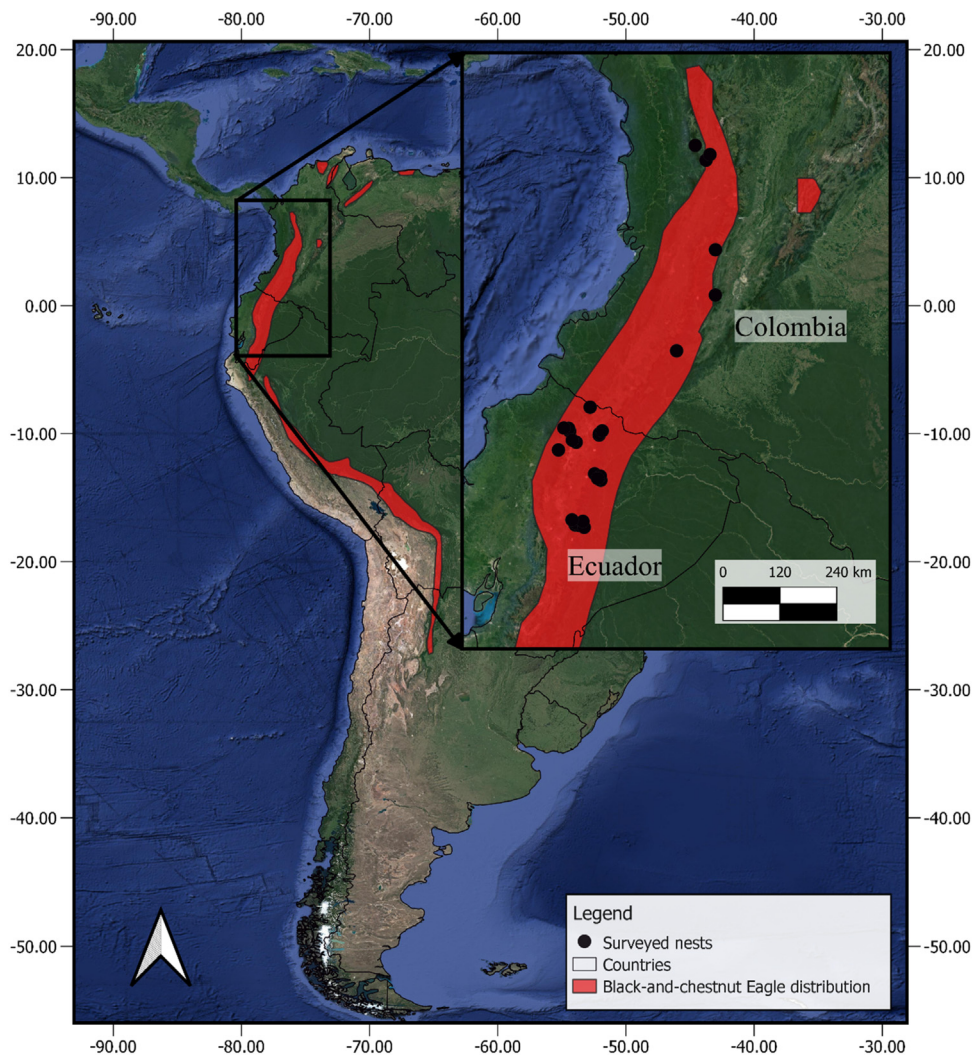


Fig. 1. Study area within the black-and-chestnut eagle (*Spizaetus isidori*) distribution range (<http://www.birdlife.org>) in the Neotropics. Surveyed nests were located in the central and western Andes of Colombia (n=6) and in the northern and central Andes of Ecuador (n=21).

in these states (i.e. departments or provinces) are: CORANTIOQUIA (<http://www.corantioquia.gov.co>), CAM (www.cam.gov.co), CORTOLIMA (www.cortolima.gov.co), Ministerio del Ambiente y Agua (MAAE, www.ambiente.gob.ec) Carchi, MAAE Imbabura, MAAE Napo, MAAE Pichincha, and MAAE Tungurahua, respectively.

Data collection

The first author and three trained field assistants conducted interviews between 30 November 2019 and 28 February 2020. Interviewees were contacted in their homes and only one person older than 18 years of age was interviewed from each household. To ensure that the interviewees knew the black-and-chestnut eagle, we first asked them to name the wildlife species in the area they were familiar with. We then asked them to identify the black-and-chestnut eagle from a photo (i.e. we showed photos of an adult black-and-chestnut eagle, another of a juvenile, and a third of both birds together) (Zuluaga et al., 2021; Zuluaga and Echeverry-galvis, 2016). Of 359 interviewees, 282 people recognized or had heard of the species, and 77 could not identify it and were unfamiliar with the species (76 in Ecuador and one in Colombia; Table 1). Our sample reached 60% of the households living in a 2 km radius around these 27 eagle nests. In all cases, ethical standards of social surveys

were met by informing respondents that their participation was voluntary and that we would ensure their anonymity.

Questionnaire

Variables defined *a priori* from literature on socio-ecological research of human-wildlife interactions were included in a questionnaire (e.g. Ceaușu et al., 2019; Dressel et al., 2018; Kansky et al., 2016; Lischka et al., 2018; Struebig et al., 2018; Zuluaga et al., 2021). We conducted a closed-ended question survey asking about tolerance towards the black-and-chestnut eagle, perceived contribution (i.e. benefits or detriments), actual detriments (i.e. livestock losses by the black-and-chestnut eagle), local people’s support of the top-down local management, socio-demographics (e.g. country, gender, age, years of education, number of domestic fowl they own, and percentage of income from farming production), historical or current records of poached eagles, the number of environmental workshops in which people have participated, among others (see Appendix A). Socio-demographics were obtained in order to know some characteristics of the sample. The main conservation strategy of the local top-down governance to persuade people to coexist with top predators is through environmental laws and workshops. The historical or current records of poached eagles and the number of environmental workshops in which people participated were obtained to contextualize and support our results in respect to

Table 1

Interviews conducted with rural people around six nests in Colombia (C01–C06) and twenty-one nests in Ecuador (E01–E21). State refers to departments in Colombia and provinces in Ecuador. Population size (*N*) was estimated based on the number of households (around 2 km from the nest, i.e. 12.6 km²), sample size (*n*) is the number of individuals interviewed around each nest, and final sample size (*n'*) is the final dataset considering only people who knew the black-and-chestnut eagle (*Spizaetus isidori*).

Nest ID	State	<i>N</i>	<i>n</i>	<i>n'</i>
C01	Huila	41	31	31
C02	Huila	15	11	10
C03	Tolima	10	5	5
C04	Antioquia	25	20	20
C05	Antioquia	11	9	9
C06	Antioquia	42	36	34
E01	Tungurahua	72	51	30
E02	Tungurahua	3	3	2
E03	Tungurahua	7	4	4
E04	Tungurahua	2	2	1
E05	Tungurahua	16	11	6
E06	Tungurahua	10	8	5
E07	Tungurahua	15	11	8
E08	Carchi	38	26	22
E09	Imbabura	14	13	8
E10	Pichincha	8	7	5
E11	Imbabura	7	5	5
E12	Imbabura	8	6	5
E13	Imbabura	11	10	9
E14	Imbabura	20	16	9
E15	Pichincha	33	24	12
E16	Napo	15	14	14
E17	Napo	8	5	4
E18	Napo	5	3	1
E19	Napo	12	8	8
E20	Pichincha	13	11	6
E21	Tungurahua	10	9	9
Total		471	359	282

See Material and methods.

tolerance and the effectiveness of the top-down local management.

Tolerance towards the black-and-chestnut eagle was selected as the response variable and was measured as public support for one of three possible species population trends. That is, people were asked if they would like the black-and-chestnut eagle population to be: *reduced* (i.e. low tolerance), *kept the same* (i.e. neutral) or *increased* (i.e. high tolerance). Perceived contributions were measured by asking respondents whether they perceived the eagle as detrimental or beneficial to them (possible answer: *benefits, detriments, both or none*). Actual detriments were measured by asking respondents whether they had lost livestock (i.e. domestic fowl) to black-and-chestnut eagle predation in the past (possible answer: *yes or no*). To assess people's support of the top-down local management, local people were asked if they *approve or disapprove* of the management of the government's environmental authority in each geographical jurisdiction. When they expressed lack of awareness about the management of the government's environmental authority, and thus how the top-down governance works, their response was marked as: *did not have an opinion*. Country governance was measured by the country where people were interviewed (i.e. *Ecuador or Colombia*). The historical or current records of poached eagles were assessed based on self-reported behaviour and triangulation among interviewees (i.e. asking people to inform about whether their neighbours had killed any black-and-chestnut eagles). That information was used to estimate the prevalence of nest territories with poached eagles. Age, education level, number of domestic fowl they own, percentage of income from farming production, and the number of environmental workshops in which people have participated were considered as continuous variables.

Statistical analyses

We first made a plot of our hypotheses to know the mean and standard error of the tolerance according to each of the predictor variables (Fig. 2). To obtain this, we re-codified tolerance as a discrete variable (see Struebig et al., 2018), as follows: $-1 = reduced$, $0 = kept the same$, and $1 = increased$. Descriptive statistics were used for presenting results on socio-demographics and the number of environmental workshops in which people participated. Some missing socio-demographic data were imputed using the iterative Factorial Analysis for Mixed Data (FAMD) algorithm of the package *missMDA* in R (Josse and Husson, 2016). A χ^2 test was run for testing the independence among perceived contributions and actual detriments by the black-and-chestnut eagle between countries. Welch *t*-test was used for testing the influence of the country on the number of environmental workshops in which people participated. A generalized linear models (GLM) framework was used to test our hypothesis considering tolerance as our multinomial response variable (Ripley and Venables, 2021; Zuur et al., 2009). Prior to the GLM analysis, we re-codified two of the predictors as binomial variables: perceived contribution (as *only detriments* = detriments and *not only detriments* = benefits, both, and none) and top-down local management (as *approval* = approval and *disapproval* = disapproval or did not have an opinion of the top-down local management). Our hypotheses were translated into a hypothetical mathematical model (HM), as follows:

Tolerance ~ perceived contributions + actual detriments + top-down local management + country governance

In order to determine if our HM was the best for explaining the human-top predator conflict, we compared it with simpler alternative models (AM) which included all the combinations of three of the four variables in the HM (e.g. a model including *perceived detriments + actual detriments + top-down local management*; another model including *perceived detriments + top-down local management + country governance*, and so on), two of the four variables, and afterwards only one variable. In addition, to discard interactive relationships among variables, particularly of the *top-down local management* with *perceived detriments* and *actual detriments*, we compared our HM with an alternative model including interactions and independent effects among these (e.g. AM1: *Tolerance ~ perceived detriments + actual detriments + top-down local management + perceived detriments : top-down local management + actual detriments : top-down local management + country governance*) and simpler models derived from this (Table 2).

Before analysis, multicollinearity was assessed for all models by calculating the variance inflation factors (VIF) using the package *car*. The VIFs obtained for all predictors used were ~ 1 , well below the common threshold value and thus we are confident of the absence of multicollinearity among variables (see O'Brien, 2007). Through an information-theoretic approach, using Akaike's information criterion (AIC) and Akaike weights (ω_i), we determined the parsimony of our HM describing the data respect to the AMs (Richards et al., 2011). Models were ranked according to the Akaike Information Criterion corrected for small sample sizes (AICc). Akaike weights (ω_i) estimate the probability of a model to be the best model. The model with lower AICc value and higher Akaike weights was the model that best fitted our data. We considered models in which the difference in AIC relative to the best model is < 2 as alternatively well-supported models (Burnham and Anderson, 2004, 2002). Through the packages *nnet* and *lme4* we fitted the multinomial models and compared them to each other, respectively (Bates et al., 2015; Ripley and Venables, 2021). In all cases, we used R language in R version 3.6.3 (R Development Core Team, 2014).

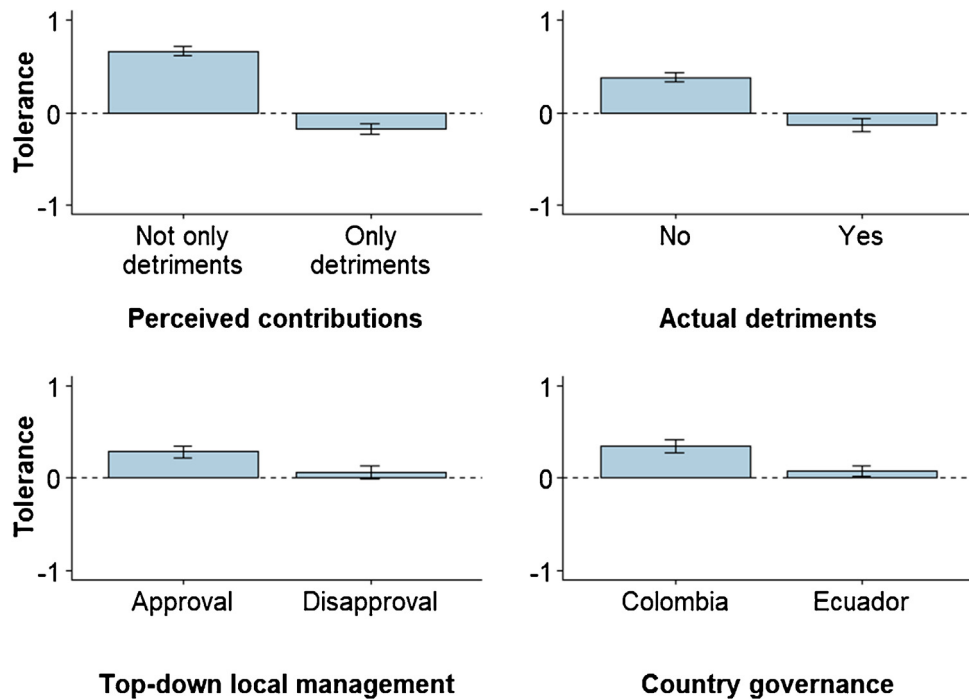


Fig. 2. Mean and standard error of tolerance according to each of the predictor variables included in our hypotheses based on 282 interviews conducted around 27 black-and-chestnut eagle (*Spizaetus isidori*) nests in Colombia and Ecuador.

Table 2

Comparison of our hypothetical model of tolerance (HM) with a set of simpler alternative models (AM) and alternative models considering interactions (AMI). * = consider the interactions and the independent effect of the variables.

Model	Variables include
HM1	Tolerance ~ Perceived contributions + actual detriments + top-down local management + country governance
AM1	Tolerance ~ Perceived contributions + actual detriments + top-down local management
AM2	Tolerance ~ Perceived contributions + top-down local management + country governance
AM3	Tolerance ~ Perceived contributions + actual detriments + country governance
AM4	Tolerance ~ Actual detriments + top-down local management + country governance
AM5	Tolerance ~ Perceived contributions + top-down local management
AM6	Tolerance ~ Perceived contributions + actual detriments
AM7	Tolerance ~ Perceived contributions + country governance
AM8	Tolerance ~ Actual detriments + top-down local management
AM9	Tolerance ~ Top-down local management + country governance
AM10	Tolerance ~ Actual detriments + country governance
AM11	Tolerance ~ Perceived contributions
AM12	Tolerance ~ Top-down local management
AM13	Tolerance ~ Actual detriments
AM14	Tolerance ~ Country governance
AMI1	Tolerance ~ Perceived detriments*top-down local management + actual detriments*top-down local management + country governance
AMI2	Tolerance ~ Perceived detriments*top-down local management + actual detriments*top-down local management
AMI3	Tolerance ~ Actual detriments + perceived detriments*top-down local management + country governance
AMI4	Tolerance ~ Perceived detriments + actual detriments*top-down local management + country governance
AMI5	Tolerance ~ Perceived detriments*top-down local management + country governance
AMI6	Tolerance ~ Actual detriments*top-down local management + country governance
AMI7	Tolerance ~ Perceived detriments*top-down local management
AMI8	Tolerance ~ Actual detriments*top-down local management

See Material and methods.

Results

Socio-demographic characteristics of sample

Of all interviewed respondents (n = 282), 62% were men and 38% were women. The mean age of interviewees was 48.2 (SD = 16.3) years, and the mean number of years of formal education was 6.6 (SD = 4.3). The percentage of income obtained from farming production was 64.9% (SD = 44.7) and the mean number of domestic fowl owned was 18.1 (SD = 65.4). The mean number of homes

around a 2 km radius of a black-and-chestnut eagle nest was 19.9 (SD = 15.5; range: 2–72), with a mean of 2.3 people per home (i.e. ~1088 people; n = 27 nests). The mean number of environmental education workshops in which people had participated was 5.5 (SD = 23.1). We found a marginal country-level difference in the number of environmental workshops in which people had participated ($t = -1.566, p = 0.11$), with a higher number of environmental workshops in Colombia (mean = 8.84, SD = 35.40) than in Ecuador (mean = 3.33, SD = 8.72).

Table 3

Comparison of our hypothetical model (HM) performance with respect to other alternative models (AM) and alternative models considering interactions (AMI). Models are ranked according to the Akaike Information Criterion corrected for small sample sizes (AICc). Besides AICc, ΔAIC_c , Akaike weights (ω_i), and the number of parameters (k) are provided. * = consider the interactions and the independent effect of the variables.

Model	Variables include	k	AIC _c	ΔAIC_c	ω_i
AM1	Tolerance ~ Perceived contributions + actual detriments + top-down local management	8	498.93	0	0.775
HM1	Tolerance ~ Perceived contributions + actual detriments + top-down local management + country governance	10	502.74	3.82	0.115
AMI3	Tolerance ~ Perceived contributions*top-down local management + actual detriments + country governance	12	505.30	6.38	0.032
AMI2	Tolerance ~ Perceived contributions*top-down local management + actual detriments*top-down local management	12	505.37	6.45	0.031
AM6	Tolerance ~ Perceived contributions + actual detriments	6	506.04	7.12	0.022
AMI4	Tolerance ~ Perceived contributions + actual detriments*top-down local management + country governance	12	506.73	7.80	0.016
AMI1	Tolerance ~ Perceived contributions*top-down local management + actual detriments*top-down local management + country governance	14	509.20	10.27	0.005
AM3	Tolerance ~ Perceived contributions + actual detriments + country governance	8	509.37	10.45	0.004
AM5	Tolerance ~ Perceived contributions + top-down local management	6	516.51	17.58	0
AMI7	Tolerance ~ Perceived contributions*top-down local management	8	519.81	20.89	0
AM2	Tolerance ~ Perceived contributions + top-down local management + country governance	8	519.82	20.89	0
AMI11	Tolerance ~ Perceived contributions	4	522.42	23.49	0
AMI5	Tolerance ~ Perceived contributions*top-down local management + country governance	10	523.13	24.20	0
AM7	Tolerance ~ Perceived contributions + country governance	6	524.79	25.86	0
AM8	Tolerance ~ Actual detriments + top-down local management	6	579.30	80.38	0
AM4	Tolerance ~ Actual detriments + top-down local management + country governance	8	580.73	81.81	0
AM10	Tolerance ~ Actual detriments + country governance	6	581.37	82.45	0
AM13	Tolerance ~ Actual detriments	4	581.68	82.75	0
AMI8	Tolerance ~ Actual detriments*top-down local management	8	583.18	84.25	0
AMI6	Tolerance ~ Actual detriments*top-down local management + country governance	10	584.74	85.82	0
AM14	Tolerance ~ Country	4	605.37	106.45	0
AM9	Tolerance ~ Top-down local management + country governance	6	605.65	106.72	0
AM12	Tolerance ~ Top-down local management	4	607.23	108.30	0

Table 4

Multinomial logistic regression of the best-fitted model (AM1: Tolerance ~ Perceived contributions + actual detriments + top-down local management) describing predictors of people's tolerance towards black-and-chestnut eagle (*Spizaetus isidori*) in Colombia and Ecuador.

AM1	β	SE	z value	P value
<i>Increase vs. reduce</i>				
Intercept	3.323	0.583	5.704	0
Perceived contributions: only detriments	-3.813	0.587	-6.500	0
Actual detriments: yes	-1.760	0.402	-4.379	0
Top-down local management: approval	1.282	0.400	3.208	0.001
<i>Increase vs. keep same</i>				
Intercept	0.803	0.273	2.945	0.003
Perceived contributions: only detriments	-1.800	0.311	-5.784	0
Actual detriments: yes	-0.520	0.321	-1.619	0.106
Top-down local management: approval	0.712	0.310	2.300	0.021

See Material and methods.

Human-top predator conflict model

Near one quarter (23.41%, 66 of 282) of interviewees showed low tolerance towards the eagle, 35.46% were neutral (100 of 282), and 41.13% showed high tolerance (116 of 282). The model that best adjusted to the data to explain tolerance towards the black-and-chestnut eagle was an alternative model including: *perceived detriments*, *actual detriments*, and *top-down local management* as additive terms (Table 3). It showed a negative relationship between people's tolerance towards the black-and-chestnut eagle and perceived detriments, actual detriments, and disapproval of the top-down local management ($R^2 = 0.205$, $\omega_i = 0.775$; Table 4). Our proposed model, which included the country as one of the predictive variables, did not show the best performance with the data. Models including interactions among variables were also unsupported.

Perceived and actual detriments

Percentage of people perceiving *only detriments* (58.15%, 164 of 282) was higher than those who had actual detriments (40.43%, 114 of 282) associated with the species ($\chi^2 = 5.599$, $p = 0.018$). More people perceived *only detriments* from the black-and-chestnut eagle in Ecuador (66%, 114 of 173) than in Colombia (46%, 50 of 109) ($\chi^2 = 7.340$, $p = 0.007$). Also, in Ecuador more people (46%, 80 of 173) suffered livestock predation by the black-and-chestnut eagle (i.e. actual detriments) than in Colombia (31%, 34 of 109) ($\chi^2 = 4.161$, $p = 0.041$).

Top-down local management

The approval of the top-down local management was quite divided. Slightly more than half of interviewees (52.1%, 147 of 282)

approved of it, 40.4% (114 of 282) disapproved, and 7.5% (21 of 282) did not have an opinion. People's tolerance towards the black-and-chestnut eagle differed between those approving and disapproving of the top-down local management ($\chi^2 = 7.866, p = 0.0196, n = 261$). Of the people that approved of the top-down local management, 48% (70 of 147) had high tolerance, 33% (49 of 147) were neutral, and 19% had low tolerance (28 of 147). While of the people disapproving of the top-down local management, 37% (42 of 114) had high tolerance, the same proportion (i.e. 37%, 42 of 114) had low tolerance, and 26% (30 of 114) were neutral. Of the people that did not have an opinion of the top-down local management, 19% (4 of 21) had high tolerance, 38% (8 of 21) were neutral, and 43% (9 of 21) had low tolerance.

Regarding the specific top-down local management of the government environmental authorities, in Colombia, 30.2% of interviewees (19 of 63) disapproved of CORANTIOQUIA's management, 29.3% (12 of 41) disapproved of CAM's management, and all (5 of 5) disapproved of CORTOLIMA's management. In Ecuador, 36.4% of the interviewees (8 of 22) disapproved of MAAE Carchi's management, 52.8% (19 of 36) disapproved of MAAE Imbabura's management, 59.3% (16 of 27) disapproved of MAAE Napo's management, 30.4% (7 of 23) disapproved of MAAE Pichincha's management, and 43.1% (28 of 65) disapproved of MAAE Tungurahua's management.

Prevalence of nest territories with poached eagles

We obtained evidence of black-and-chestnut eagle poaching in 59% of the sampled nests (4 of 6 nests in Colombia and 12 of 21 in Ecuador) and across all the eight geographical jurisdictions of government authorities. The proportion of nests with evidence of poaching (nests with evidence of poaching/sampled nests) by state (i.e. department or province) were: 0.7 (2/3) in Antioquia, 0.5 (1/2) in Huila, 1(1/1) in Tolima, 1(1/1) in Carchi, 0.6 (3/5) in Imbabura, 0.75 (3/4) in Napo, 0.7 (2/3) in Pichincha, and 0.4 (3/8) in Tungurahua. For all but two of these records, the poachers self-reported the poaching incident.

Discussion

People's tolerance towards the black-and-chestnut eagle was lower when they perceived the species as detrimental, received detriments, and when they disapproved of the top-down local management, however, each variable influenced human tolerance independently of each other as reflected by the additive structure of the best supported model. The best model consistently informed the people's tolerance towards the species. More than a half of the people approved of the top-down local management, 7.5% did not have an opinion, and the rest disapproved of it. We recorded eagle poaching in most sampled nests, and across all the eight geographical jurisdictions of government authorities. Both the percentage of people perceiving *only detriments* and *actual detriments* generated by the black-and-chestnut eagle were higher in Ecuador than in Colombia.

Country governance was not retained in the best model (according to the model selection) although people in both countries had slight differences in their mean tolerance (Fig. 2). This lack of clear differences may be explained by the fact that both countries have poor governance with minimal distinctions between them (see Kaufmann and Kraay, 2020). They both also have similar disapproval of the top-down management at the local level, namely the environmental authorities with which farmers have to deal directly. Therefore, disapproval of predominant top-down local management may be influencing people's low tolerance towards eagles and, consequently, affecting in the same way the high human persecution of this top predator in both countries. In fact,

at least 30% of the local people in both countries disapproved of the top-down local management across all the governmental environmental authorities in which we conducted interviews. Furthermore, in one region in Ecuador the disapproval rate increased to 59% while in one in Colombia it increased to 100%. Because higher disapproval of top-down local management also means lower tolerance towards eagles and thus persecution, it is not surprising that black-and-chestnut eagles were extensively hunted in all the geographical jurisdictions studied in both countries.

Recent emerging evidence on human-top predator conflicts suggests cautionary insights about generalisations of results and conservation measures (Dickman, 2010; Frank et al., 2019; IUCN, 2020). For instance, a recent study on the socio-economic drivers of human-jaguar conflict across the Neotropics showed that each conflict case is probably unique and thus each requires particular solutions (Zimmermann et al., 2021). However, our study was not aimed at only considering socio-economic predictors (like Zimmermann et al., 2021) but also at evaluating the effect of broader policies shaping human-top predator interactions (i.e. top-down local management and national governance; see Bennett and Satterfield, 2018; Lischka et al., 2018). Therefore, here we provide evidence about how the influence of perceived contributions, actual detriments, and disapproval of top-down local management on human-top predator conflicts can be generalized at least to the studied populations of black-and-chestnut eagle of Colombia and Ecuador. We think, though, that each local socio-ecological context of the human-black-and-chestnut eagle conflicts should be considered, to inform specific technical and cognitive conservation measures (e.g. Zuluaga et al., 2021).

As shown in several studies, in large areas of its northern distribution, the black-and-chestnut eagle suffers widespread persecution requiring urgent conservation and conflict mitigation actions (BirdLife International, 2021; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2021). People's perceptions about the black-and-chestnut eagle as a potential poultry predator were higher than the actual harm the eagle caused through predation, suggesting that some underlying issues related to a human-top predator conflict are present (i.e. perceived behavioural control, perceived risks, social norms; Dickman, 2010; Lischka et al., 2020; Thondhlana et al., 2020). As frequently suggested in recent times, it is clear that the use of tools from social and human behavioural sciences (e.g. conservation psychology and conservation marketing; Grande et al., 2018; Zuluaga et al., 2020b, 2020a) will be needed to change this disproportionate perception of predatory risk (Bruskotter and Wilson, 2014; Dickman, 2010). In addition, to tackling the conflict by working to analyse and discuss the gap between perceived and actual detriments, specific measures to reduce predation of poultry (actual detriments) will be needed. Among those, some suggested options include measures to increase poultry protection in the vicinity of rural houses such as through the construction of pens, fences or natural refuges that could facilitate the escape or refuge of poultry from flying predators, as well as the promotion of agroecological production (e.g. shade coffee, blackberry, sweet granadilla, fruit trees, alternative crops, etc.) that could diversify resources for farmers as well as to facilitate the escape or refuge of poultry (Restrepo-Cardona et al., 2020, 2019; Zuluaga et al., 2021). However, changing the species' current situation should not only depend on local technical or cognitive interventions to mitigate the human-eagle conflict (see Baynham-Herd et al., 2018) as has been suggested before (Restrepo-Cardona et al., 2020, 2019; Zuluaga et al., 2021). Our results indicate that we also need structural interventions to change the context to make the current governance systems more collaborative and inclusive (Baynham-Herd et al., 2018; Redpath et al., 2017). This structural intervention could be reached by changing conservation policy and practices towards more participative governance (i.e. bottom-up and co-

management) where the application of measures from bottom-up and top-down can be better integrated depending on the local socio-ecological context (Redpath et al., 2017; Salvatori et al., 2021, 2020). This strategy has already proven effective in preventing deforestation and overhunting in the Neotropics (Constantino, 2016; Schleicher et al., 2017) and could also be useful in addressing the conservation of top predators in the region.

Under the current context of top-down local governance, the government-based conservation strategies attempting to persuade people to coexist with wildlife including top predators (i.e. environmental laws and workshops) are not sufficiently effective (see Barbar et al., 2016; Giraldo-Amaya et al., 2021; Morcatty et al., 2020; Restrepo-Cardona et al., 2020; Zuluaga et al., 2021). A strategy with bottom-up conservation and co-management would likely achieve better results. For instance, people in both countries had participated in a similar number of environmental workshops, however, our results indicate that participation in workshops does not affect the tolerance towards top predators or at least does not change the context of widespread hunting of top predators. Probably because these workshops are not effective in addressing all the factors that, independently, drive human–top predator conflict. Therefore, by shifting the current context towards a governance system with more community-based conservation strategies (e.g. citizen science, participative conservation, wildlife friendly products, ecotourism), a better balance between the top-down and bottom-up local governance could be achieved, and environmental workshops could emphasize cooperation, negotiation, and dialogue (e.g. through knowledge dialogue, knowledge co-production, participative planning, among others). In this way, we could improve the trust and communication among stakeholders, and thus influence the local governance system to make it more effective in fostering human communities to coexist with top predators (e.g. Killion et al., 2021; Koprowski et al., 2019; Martin, 2020; Young et al., 2021). An important step in this direction is the Regional Agreement on Access to Information, Public Participation and Justice in Environmental Matters in Latin America and the Caribbean (i.e. the Escazú Agreement), however, despite entering into force on 22 April 2021 at least a half of the countries have not ratified it (CEPAL, 2021).

Surveying and modelling illegal human behaviors such as poaching of top predators is a challenging task due to the multiple factors involved (see Milner-Gulland et al., 2020; Nilsson et al., 2020). When dealing with interviews, there is always the risk that some interviewees will not answer truthfully, especially when talking about sensitive issues such as illegal killing of predators. We obtained evidence of black-and-chestnut eagle poaching in 59% of the sampled nests and in all the geographical jurisdictions assessed, both directly from poachers and indirectly (by triangulation among interviewees). However, we believe that this did not undermine our results because before to the interview we informed respondents that we would ensure their anonymity. Therefore, even if our data could underrepresent the true poaching pressure, our results are sufficiently worrisome (see above) to consider taking urgent actions in the study areas. Nevertheless, our data on the prevalence of poaching are limited to small areas around nesting sites on a long temporal scale (i.e. historical and current records of poached eagles), thus, comparisons with data obtained by other methods, on shorter temporal scales and/or on broader geographical scales must be made with caution (e.g. Zuluaga et al., 2021). On the other hand, in order to improve modelling reliability, we compared our mathematical hypothetical model with simpler models and more complex models considering interactions among variables. This allowed us to understand that the predictive variables consistently influence tolerance, and most likely poaching, independently of each other.

Low tolerance towards the black-and-chestnut eagle and high prevalence of human persecution will most likely happen when people perceive the eagle as detrimental, experience detriments caused by the eagle, and disapprove of the top-down local management, although these variables influence tolerance independently of each other. Thus, the widespread human persecution of this top predator in the context of disapproval of top-down local management, independently of the detriments perceived or received by rural settlers, suggests that negative effects of poor governance at the local and national level could also affect other human–top predator conflicts in the region. Most Neotropical countries have similar poor governance with minimal differences among them (see Kaufmann and Kraay, 2020). In general, these countries have conservation strategies based on laws limiting the use of natural resources and protecting wildlife (including top predators), that are imposed by the government from a top-down approach (Dickman, 2010; Redpath et al., 2017) with poor or no contribution from the people actually living in close proximity to wildlife (i.e. with few or no contribution from bottom-up governance; but see Constantino, 2016; Schleicher et al., 2017). However, in most countries the proliferation of illegal firearms, poor presence of the authorities, and corruption precludes the effective application of top-down governance (Santangeli et al., 2019). Therefore, widespread human persecution to other Neotropical top predators such as the jaguar (*Panthera onca*), the cougar (*Puma concolor*), and the harpy eagle (*Harpia harpyja*), and scavengers like the Andean condor (*Vultur gryphus*) is also probably influenced by poor governance on the local, national, and regional scales independently of the perceived contributions of these species to people and the actual detriments received from them (e.g. Engel et al., 2016; Estrada-Pacheco et al., 2020; Giraldo-Amaya et al., 2021; Knox et al., 2019; Morcatty et al., 2020; Plaza and Lambertucci, 2020; Zimmermann et al., 2021; Zuluaga et al., 2021).

Poor governance and widespread hunting of top predators in the Neotropics will be difficult to change if all stakeholders are not willing to actively and collaboratively participate in wildlife conservation and implementation of effective management of conservation conflicts (Carter and Linnell, 2016). Thus, all stakeholders, at the local and national levels, need to work together to achieve long-term conservation goals of top predators in the Neotropics (e.g. Martin, 2020). For instance, environmental management agencies should encourage stakeholders to actively participate in community-based conservation across bottom-up collaborative initiatives (e.g. citizen science, participative conservation, wildlife friendly brands, ecotourism; Amit and Jacobson, 2018; Broekhuis et al., 2020; Huang et al., 2018; Koprowski et al., 2019; Ostermann-Miyashita et al., 2021; Panopio et al., 2021; Zuluaga and Echeverry-galvis, 2016). Additionally, NGOs must become catalysers of stakeholders' active participation and promote changes towards more bottom-up collaborative governance structures to improve top predator conservation (see Redpath et al., 2017). Following this line of thought, the private sector can contribute with the introduction of tourism programs and innovative productive systems (e.g. agroecological farming and wildlife friendly brands; Crespin and Simonetti, 2021; Koprowski et al., 2019) which could diversify income sources, reducing the economic dependence on livestock (Fletcher and Toncheva, 2021). Scientific research institutes should conduct research and collect field data along with local people with the aim of catalysing participatory conservation planning (Panopio et al., 2021). These recommendations could make a significant structural change in the environmental governance systems and at the same time reduce detriments to people and improve people's perception of benefits received from predators, thus, helping to more effectively conserve top predators in the vast wilderness landscapes of the Neotropics.

Conclusion

This study allowed us to understand how perceived contributions, actual detriments, and disapproval of top-down local management negatively affect a rampant human–top predator conflict across two countries in the Neotropics. While social and human behavioural sciences will be needed to implement technical or cognitive interventions to change the disproportionate perception of predatory risk on livestock by top predators, structural changes in the governance systems (i.e. making it more participatory, reliable and transparent) will also be needed for improving the current context for top predator conservation in Neotropical countries. Our study is the first to provide direct evidence of the need for structural changes in the governance systems of the Neotropical Region, particularly at the local and country levels, to effectively save top predators. Given the similar poor governance among countries in the Neotropics, it is also likely that poor governance throughout the region is negatively affecting other human–top predator conflicts independently of perceived or real detriments to humans. Several human–top predator conflicts in the Neotropics are driving some species to the brink of extinction. Therefore, actions to save top predators in the Neotropics will be more effective if governance systems could be improved with a better balance between bottom-up (e.g. citizen science, knowledge dialogue, participative conservation, ecotourism) and the top-down (e.g. institutional presence, laws, control, sanctions) approaches. Otherwise, the direct persecution influenced by the widespread low tolerance of rural settlers towards top predators such as the black-and-chestnut eagle may wipe out top predators from vast extensions.

Conflict of interest

The authors have no financial or non-financial competing interests to declare.

CRedit authorship contribution statement

Santiago Zuluaga: Conceptualization, Methodology, Software, Validation, Formal analysis, Investigation, Resources, Data curation, Writing – original draft, Writing – review & editing, Visualization, Project administration. **F. Hernán Vargas:** Conceptualization, Writing – review & editing, Supervision, Funding acquisition. **Sebastián Kohn:** Conceptualization, Investigation, Writing – review & editing, Project administration, Funding acquisition. **Juan M. Grande:** Conceptualization, Writing – review & editing, Supervision, Project administration, Funding acquisition.

Acknowledgments

We want to specially thank interviewees for their kind participation that made this study possible. The Black-and-chestnut Eagle Project South America team, especially J.S. Restrepo-Cardona, E.C. Gaitan-López, T. Rivas-Fuenzalida, and F. Narváez for their support. D. Ceballos, S. Gonzalez, D. Arias-Hermida, L. Calapi, J. Muñoz, A. Salazar, and A. Recalde supported the desk and/or field work. Asociación Respira Macizo supported the field work in San Agustín-Huila, Colombia. Fundación ALTROPICO supported the field work in Tulcan-Carchi, Ecuador. Refugio de Intag, Pimampiro local government, Consejo Consultivo Local de Educación Ambiental (CCLEA), and Aves y Conservation supported the field work in Imbabura, Ecuador. Eco-farm ‘El Abrazo del Bosque’ supported the field work in Pichincha, Ecuador. Adespinosa farm supported the field work in Tungurahua, Ecuador. Fieldwork in Ecuador was funded by Fundación Cóndor Andino. Thanks to Marta Curti for English proofreading. Santiago Zuluaga wrote this paper while funded by

doctoral grants from CONICET, The Peregrine Fund, and Fundación Proyecto Águila Crestada-Colombia. Two reviewers and an associated editor provided constructive suggestions that allowed us to significantly improve this manuscript.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary material related to this article can be found, in the online version, at doi:<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.11.001>.

References

- Allan, J.R., Watson, J.E.M., Di Marco, M., O’Byrne, C.J., Possingham, H.P., Atkinson, S.C., Venter, O., 2019. Hotspots of human impact on threatened terrestrial vertebrates. *PLoS Biol.* 17, e3000158, <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.3000158>.
- Amit, R., Jacobson, S.K., 2018. Participatory development of incentives to coexist with jaguars and pumas. *Conserv. Biol.* 32, 938–948, <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13082>.
- Barbar, F., Capdevielle, A., Encabo, M., 2016. Direct persecution of crowned eagles (*Buteogallus coronatus*) in Argentina: a new call for their conservation. *J. Raptor Res.* 50, 115–120, <http://dx.doi.org/10.3356/jrapt-50-01-115-120.1>.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67, 1–48.
- Baynham-Herd, Z., Redpath, S., Bunnefeld, N., Molony, T., Keane, A., 2018. Conservation conflicts: behavioural threats, frames, and intervention recommendations. *Biol. Conserv.* 222, 180–188, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.012>.
- Bennett, N.J., Satterfield, T., 2018. Environmental governance: a practical framework to guide design, evaluation, and analysis. *Conserv. Lett.* 11, e12600, <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12600>.
- BirdLife International, Available from <http://www.birdlife.org> on 16/04/2021 2021. Species Factsheet: Spizaetus isidori.
- Broekhuis, F., Kaelo, M., Sakat, D.K., Elliot, N.B., 2020. Human–wildlife coexistence: attitudes and behavioural intentions towards predators in the Maasai Mara, Kenya. *Oryx* 54, 366–374, <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605318000091>.
- Bruskotter, J.T., Wilson, R.S., 2014. Determining where the wild things will be: using psychological theory to find tolerance for large carnivores. *Conserv. Lett.* 7, 158–165, <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12072>.
- Buechley, E.R., Santangeli, A., Girardello, M., Neate-Clegg, M.H.C., Oleyar, D., McClure, C.J.W., Şekercioğlu, Ç.H., 2019. Global raptor research and conservation priorities: tropical raptors fall prey to knowledge gaps. *Divers. Distrib.* 25, 856–869, <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12901>.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-theoretic Approach*, 2nd ed. Springer, New York.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociol. Methods Res.* 33, 261–304, <http://dx.doi.org/10.1177/0049124104268644>.
- Carter, N.H., Linnell, J.D.C., 2016. Co-adaptation is key to coexisting with large carnivores. *Trends Ecol. Evol.* 31, 575–578, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2016.05.006>.
- Ceaşu, S., Graves, R.A., Killion, A.K., Svenning, J.C., Carter, N.H., 2019. Governing trade-offs in ecosystem services and disservices to achieve human–wildlife coexistence. *Conserv. Biol.* 33, 543–553, <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13241>.
- CEPAL, 2021. Available from <https://www.cepal.org/en/escasuzagreement> on 08/07/2021.
- Conover, M.R., 2001. *Resolving Human–Wildlife Conflicts: The Science of Wildlife Damage Management*. CRC Press, Boca Raton, FL, <http://dx.doi.org/10.1201/9781420032581>.
- Constantino, P. de A.L., 2016. Deforestation and hunting effects on wildlife across Amazonian indigenous lands. *Ecol. Soc.* 21, <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08323-210203>, art3.
- Crespin, S.J., Simonetti, J.A., 2021. Traversing the food-biodiversity nexus towards coexistence by manipulating social–ecological system parameters. *Conserv. Lett.* 14, 1–8, <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12779>.
- Dickman, A.J., 2010. Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human–wildlife conflict. *Anim. Conserv.* 13, 458–466, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00368.x>.
- Dressler, S., Ericsson, G., Sandström, C., 2018. Mapping social-ecological systems to understand the challenges underlying wildlife management. *Environ. Sci. Policy* 84, 105–112, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2018.03.007>.
- Echeverry-Galvis, M.Á., Zuluaga, S., Soler-Tobar, D., 2014. *Spizaetus isidori*. In: Renjifo, L.M., Gómez, M.F., Velásquez-Tibatá, J., Amaya-Villarreal, A.M., Kattan, G.H., Amaya-Espinel, J.D., Burbano-Girón, J. (Eds.), *Libro Rojo de Aves de Colombia*. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt, Bogotá D.C., pp. 104–107.
- Engel, M.T., Vaske, J.J., Bath, A.J., Marchini, S., 2016. Predicting acceptability of jaguars and pumas in the Atlantic Forest, Brazil. *Hum. Dimens. Wildl.* 21, 427–444, <http://dx.doi.org/10.1080/10871209.2016.1183731>.

- Estrada-Pacheco, R., Jácome, N.L., Astore, V., Borghi, C.E., Piña, C.I., 2020. Pesticides: the most threat to the conservation of the Andean condor (*Vultur gryphus*). *Biol. Conserv.* 242, 108418, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108418>.
- Ferguson-Lees, J., Christie, D.A., 2001. *Raptors of the World*. Houghton Mifflin Company, New York.
- Fletcher, R., Toncheva, S., 2021. The political economy of human-wildlife conflict and coexistence. *Biol. Conserv.* 260, 109216, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109216>.
- Frank, B., Glikman, J.A., Marchini, S., 2019. *Human-Wildlife Interactions: Turning Conflict into Coexistence*. Cambridge University Press, Cambridge, <http://dx.doi.org/10.1017/9781108235730>.
- Gaynor, K.M., Fiorella, K.J., Gregory, G.H., Kurz, D.J., Seto, K.L., Withey, L.S., Brashares, J.S., 2016. War and wildlife: linking armed conflict to conservation. *Front. Ecol. Environ.* 14, 533–542, <http://dx.doi.org/10.1002/fee.1433>.
- Gilbert, S., Carter, N., Naidoo, R., 2021. Predation services: quantifying societal effects of predators and their prey. *Front. Ecol. Environ.* 19, 292–299, <http://dx.doi.org/10.1002/fee.2336>.
- Giraldo-Amaya, M., Aguiar-Silva, F.H., Aparicio-U, K.M., Zuluaga, S., 2021. Human persecution of the harpy eagle: a widespread threat? *J. Raptor Res.* 55, <http://dx.doi.org/10.3356/0892-1016-55.2.281>.
- Grande, J.M., Zuluaga, S., Marchini, S., 2018. Casualties of human-wildlife conflict. *Science* 360, 1309, <http://dx.doi.org/10.1126/science.aau2465>.
- Huang, C.-W., McDonald, R.L., Seto, K.C., 2018. The importance of land governance for biodiversity conservation in an era of global urban expansion. *Landsc. Urban Plan.* 173, 44–50, <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.01.011>.
- Inskip, C., Zimmermann, A., 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx* 43, 18–34, <http://dx.doi.org/10.1017/S003060530899030X>.
- IUCN, Available at: www.iucn.org/theme/species/publications/policies-and-position-statements, 2020.
- Josse, J., Husson, F., 2016. missMDA: a package for handling missing values in multivariate data analysis. *J. Stat. Softw.* 70, 1–31, <http://dx.doi.org/10.18637/jss.v070.i01>.
- Kansky, R., Knight, A.T., 2014. Key factors driving attitudes towards large mammals in conflict with humans. *Biol. Conserv.* 179, 93–105, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.008>.
- Kansky, R., Kidd, M., Knight, A.T., 2016. A wildlife tolerance model and case study for understanding human wildlife conflicts. *Biol. Conserv.* 201, 137–145, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.002>.
- Kaufmann, D., Kraay, A., 2020. Available from <http://info.worldbank.org/governance/wgi/> on 08/07/2021.
- Killion, A.K., Ramirez, J.M., Carter, N.H., 2021. Human adaptation strategies are key to cobenefits in human-wildlife systems. *Conserv. Lett.* 14, <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12769>.
- Knox, J., Negrões, N., Marchini, S., Barboza, K., Guanacoma, G., Balhau, P., Tobler, M.W., Glikman, J.A., 2019. Jaguar persecution without “cowfight”: insights from protected territories in the Bolivian Amazon. *Front. Ecol. Evol.* 7, 1–14, <http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2019.00494>.
- Koprowski, J.L., González-Maya, J.F., Zarrate-Charry, D.A., Sharma, U.R., Spencer, C., 2019. Local approaches and community-based conservation. In: *Koprowski, J.L., Krausman, P.R. (Eds.), International Wildlife Management: Conservation Challenges in a Changing World*. JHU Press, Baltimore, pp. 198–207.
- Lehmann, F.C., 1959. Nuevas observaciones sobre *Oraoetus isidori* (Des Murs). In: *Contribuciones al estudio de la fauna Colombiana XIV* 1, pp. 169–195.
- Lischka, S.A., Teel, T.L., Johnson, H.E., Reed, S.E., Breck, S., Don Carlos, A., Crooks, K.R., 2018. A conceptual model for the integration of social and ecological information to understand human-wildlife interactions. *Biol. Conserv.* 225, 80–87, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.020>.
- Lischka, S.A., Teel, T.L., Johnson, H.E., Larson, C., Breck, S., Crooks, K., 2020. Psychological drivers of risk-reducing behaviors to limit human-wildlife conflict. *Conserv. Biol.* 34, 1383–1392, <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13626>.
- Martin, J.V., 2020. Peace in the valley? Qualitative insights on collaborative coexistence from the Wood River Wolf Project. *Conserv. Sci. Pract.*, 1–16, <http://dx.doi.org/10.1111/csp2.197>.
- McClure, C.J.W., Westrip, J.R.S., Johnson, J.A., Schulwitz, S.E., Virani, M.Z., Davies, R., Symes, A., Wheatley, H., Thorstrom, R., Amar, A., Buij, R., Jones, V.R., Williams, N.P., Buechley, E.R., Butchart, S.H.M., 2018. State of the world’s raptors: distributions, threats, and conservation recommendations. *Biol. Conserv.* 227, 390–402, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.012>.
- Milner-Gulland, E.J., Ibbett, H., Wilfred, P., Ngoteya, H.C., Lestari, P., 2020. Understanding local resource users’ behaviour, perspectives and priorities to underpin conservation practice. In: *Conservation Research, Policy and Practice*. Cambridge University Press, pp. 63–81, <http://dx.doi.org/10.1017/9781108638210.005>.
- Miranda, E.B.P., 2017. The plight of reptiles as ecological actors in the tropics. *Front. Ecol. Evol.* 5, 159, <http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2017.00159>.
- Miranda, E.B.P., Ribeiro, R.P., Strüssmann, C., 2016. The ecology of human-anaconda conflict: a study using internet videos. *Trop. Conserv. Sci.* 9, 43–77, <http://dx.doi.org/10.1177/194008291600900105>.
- Morcatty, T.Q., Bausch Macedo, J.C., Nekaris, K.A., Ni, Q., Durigan, C.C., Svensson, M.S., Nijman, V., 2020. Illegal trade in wild cats and its link to Chinese-led development in Central and South America. *Conserv. Biol.* 34, 1525–1535, <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13498>.
- Nilsson, D., Fielding, K., Dean, A.J., 2020. Achieving conservation impact by shifting focus from human attitudes to behaviors. *Conserv. Biol.* 34, 93–102, <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13363>.
- O’Brien, R.M., 2007. A caution regarding rules of thumb for Variance Inflation Factors. *Qual. Quant.* 41, 673–690, <http://dx.doi.org/10.1007/s11135-006-9018-6>.
- Ostermann-Miyashita, E., Pernat, N., König, H.J., 2021. Citizen science as a bottom-up approach to address human-wildlife conflicts: from theories and methods to practical implications. *Conserv. Sci. Pract.* 3, e385, <http://dx.doi.org/10.1111/csp2.385>.
- Panopio, J.K., Pajaro, M., Grande, J.M., Torre, M., Dela, Raquino, M., Watts, P., 2021. Conservation letter: deforestation—the philippine eagle as a case study in developing local management partnerships with indigenous peoples. *J. Raptor Res.* 55, 460–467, <http://dx.doi.org/10.3356/JRR-20-118>.
- Plaza, P.I., Lambertucci, S.A., 2020. Ecology and conservation of a rare species: what do we know and what may we do to preserve Andean condors? *Biol. Conserv.* 251, 108782, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108782>.
- R Development Core Team, URL <http://www.R-project.org/>, 2014.
- Redpath, S.M., Young, J., Evely, A., Adams, W.M., Sutherland, W.J., Whitehouse, A., Amar, A., Lambert, R.A., Linnell, J.D.C., Watt, A., Gutiérrez, R.J., 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends Ecol. Evol.* 28, 100–109, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.021>.
- Redpath, S.M., Linnell, J.D.C., Festa-Bianchet, M., Boitani, L., Bunnefeld, N., Dickman, A., Gutiérrez, R.J., Irvine, R.J., Johansson, M., Majić, A., McMahon, B.J., Pooley, S., Sandström, C., Sjölander-Lindqvist, A., Skogen, K., Swenson, J.E., Trouwborst, A., Young, J., Milner-Gulland, E.J., 2017. Don’t forget to look down — collaborative approaches to predator conservation. *Biol. Rev.* 92, 2157–2163, <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12326>.
- Restrepo-Cardona, J.S., Márquez, C., Echeverry-Galvis, M.Á., Vargas, F.H., Sánchez-Bellaizá, D.M., Renjifo, L.M., 2019. Deforestation may trigger black-and-chestnut eagle (*Spizaetus isidori*) predation on domestic fowl. *Trop. Conserv. Sci.* 12, 194008291983183, <http://dx.doi.org/10.1177/1940082919831838>.
- Restrepo-Cardona, J.S., Echeverry-Galvis, M.Á., Maya, D.L., Vargas, F.H., Tapasco, O., Renjifo, L.M., 2020. Human-raptor conflict in rural settlements of Colombia. *PLoS One* 15, e0227704, <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0227704>.
- Richards, S.A., Whittingham, M.J., Stephens, P.A., 2011. Model selection and model averaging in behavioural ecology: the utility of the IT-AIC framework. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 65, 77–89, <http://dx.doi.org/10.1007/s00265-010-1035-8>.
- Ripley, B., Venables, W., 2021. Package “nnet”: Feed-forward Neural Networks and Multinomial Log-linear Models V 7.3-15.
- Ripple, W.J., Estes, J.A., Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M.P., Schmitz, O.J., Smith, D.W., Wallach, A.D., Wirsing, A.J., 2014. Status and ecological effects of the world’s largest carnivores. *Science* 343, 1–11, <http://dx.doi.org/10.1126/science.1241484>.
- Rodrigues, P., Micael, J., 2021. The importance of guano birds to the Inca Empire and the first conservation measures implemented by humans. *Ibis (Lond. 1859)* 163, 283–291, <http://dx.doi.org/10.1111/ibi.12867>.
- Salvatori, V., Balian, E., Blanco, J.C., Ciucci, P., Demeter, L., Hartel, T., Marsden, K., Redpath, S.M., von Korff, Y., Young, J.C., 2020. Applying participatory processes to address conflicts over the conservation of large carnivores: understanding conditions for successful management. *Front. Ecol. Evol.* 8, 182, <http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2020.00182>.
- Salvatori, V., Balian, E., Blanco, J.C., Carbonell, X., Ciucci, P., Demeter, L., Marino, A., Panzavolta, A., Sólyom, A., von Korff, Y., Young, J.C., 2021. Are large carnivores the real issue? Solutions for improving conflict management through stakeholder participation. *Sustainability* 13, 4482, <http://dx.doi.org/10.3390/su13084482>.
- Santangeli, A., Girardello, M., Buechley, E.R., Eklund, J., Phipps, W.L., 2019. Navigating spaces for implementing raptor research and conservation under varying levels of violence and governance in the Global South. *Biol. Conserv.* 239, 108212, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108212>.
- Schleicher, J., Peres, C.A., Amato, T., Llaçtayo, W., Leader-Williams, N., 2017. Conservation performance of different conservation governance regimes in the Peruvian Amazon. *Sci. Rep.* 7, 11318, <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-10736-w>.
- Sekercioglu, C., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* 21, 464–471, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>.
- Struebig, M.J., Linkie, M., Deere, N.J., Martyr, D.J., Millyanawati, B., Faulkner, S.C., Le Comber, S.C., Mangunjaya, F.M., Leader-Williams, N., McKay, J.E., St. John, F.A.V., 2018. Addressing human-tiger conflict using socio-ecological information on tolerance and risk. *Nat. Commun.* 9, 3455, <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-018-05983-y>.
- Thondhlana, G., Redpath, S.M., Vedell, P.O., van Eeden, L., Pascual, U., Sherren, K., Murata, C., 2020. Non-material costs of wildlife conservation to local people and their implications for conservation interventions. *Biol. Conserv.* 246, 108578, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108578>.
- Treves, A., Chapron, G., López-Bao, J.V., Shoemaker, C., Goeckner, A.R., Bruskotter, J.T., 2017. Predators and the public trust. *Biol. Rev.* 92, 248–270, <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12227>.
- Western, D., Wright, R.M., 1994. *Background to community-based conservation*. In: *Western, D., Wright, R.M. (Eds.), Natural Connections: Perspectives in Community-Based Conservation*. Island Press, Washington, D.C., pp. 1–12.

- Young, J.C., Alexander, J.S., Bijoor, A., Sharma, D., Dutta, A., Agvaantseren, B., Mijiddorj, T.N., Jumabay, K., Amankul, V., Kabaeva, B., Nawaz, A., Khan, S., Ali, H., Rullman, J.S., Sharma, K., Murali, R., Mishra, C., 2021. Community-based conservation for the sustainable management of conservation conflicts: learning from practitioners. *Sustainability* 13, 7557, <http://dx.doi.org/10.3390/su13147557>.
- Zimmermann, A., Baker, N., Inskip, C., Linnell, J.D.C., Marchini, S., Odden, J., Rasmussen, G., Treves, A., 2010. Contemporary views of human-carnivore conflicts on wild rangelands. In: *Wild Rangelands*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp. 129–151, <http://dx.doi.org/10.1002/9781444317091.ch6>.
- 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. *Biol. Conserv.* 260, 109185, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109185>.
- Zuluaga, S., Echeverry-galvis, M.Á., 2016. Domestic fowl in the diet of the black-and-chestnut eagle (*Spizaetus isidori*) in the eastern andes of Colombia: a potential conflict with humans? *Ornitol. Neotrop.* 27, 113–120.
- Zuluaga, S., Grande, J.M., Aristizábal, D.F., Guevara, G., 2018. Parental dependence of a juvenile black-and-chestnut eagle (*spizaetus isidori*) in the eastern andes, Colombia. *Ornitol. Neotrop.* 29, 153–158.
- Zuluaga, S., Grande, J.M., Marchini, S., 2020a. A better understanding of human behavior, not only of 'perceptions', will support evidence-based decision making and help to save scavenging birds: A comment to Ballejo et al. (2020). *Biol. Conserv.* 250, 108747, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108747>.
- Zuluaga, S., Salom, A., Vargas, F.H., Coulson, J.O., Kohn, S., Grande, J.M., 2020b. Acknowledging Andean condor predation on livestock, a first step in addressing the human-condor conflict: a commentary to Estrada Pacheco et al. (2020). *Biol. Conserv.* 247, 108618, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108618>.
- Zuluaga, S., Vargas, F.H., Grande, J.M., 2021. Integrating socio-ecological information to address human-top predator conflicts: the case of an endangered eagle in the eastern Andes of Colombia. *Perspect. Ecol. Conserv.* 19, 98–107, <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.003>.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., New York 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R Extensions in Ecology with R Mixed Effects*.