

UNIVERSIDAD ESTATAL A DISTANCIA
VICERRECTORÍA ACADÉMICA
ESCUELA DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
MAESTRÍA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES CON ENFÁSIS EN
GESTIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

**Efecto de la actividad turística sobre la macro-fauna presente en la zona
de uso público de la estación Sirena, Parque Nacional Corcovado**

Tesis presentada al Tribunal Examinador del Programa de Maestría de Manejo
de Recursos Naturales de la Escuela de Ciencias Exactas y Naturales para
optar por el grado de *Magister Scientiae* con énfasis en gestión de la
biodiversidad

Max Villalobos Vargas

Director de tesis: PhD. Eduardo Carrillo; ecarrilloj@gmail.com
Lector de tesis: PhD. Víctor Montalvo; victormontalvo@namaconservation.org
Lector de tesis: Msc. Juan Carlos Cruz; carloscruz@namaconservation.org

San José, Costa Rica

Julio, 2021

INDICE

RESUMEN.....	3
ABSTRACT	3
INTRODUCCIÓN.....	5
METODOLOGÍA	6
RESULTADOS.....	7
DISCUSIÓN	12
AGRADECIMIENTOS	13
REFERENCIAS	14
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	18
ANEXOS	19

Efecto de la actividad turística sobre la macro-fauna del bosque tropical lluvioso en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica.

Max Villalobos Vargas

Maestría en Manejo de Recursos Naturales, UNED. maxvillalobosv@gmail.com

(Este trabajo fue sometido a la revista UNED Research Journal para su publicación formal. Debe buscarse como: Max Villalobos. Efecto de la actividad turística sobre la macro-fauna del bosque tropical lluvioso en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Anexo 1)

RESUMEN

El turismo en áreas silvestres protegidas puede generar impactos sobre la vida silvestre y los ecosistemas; siendo los sitios con alta visitación los más afectados. Antes del cierre entre marzo y diciembre del 2020 provocado por la pandemia de SARS-CoV-2, el Parque Nacional Corcovado recibió más de 69 mil turistas por año. El objetivo del estudio fue analizar el efecto que la visitación turística sobre la abundancia relativa y los patrones de actividad de la macro-fauna en la zona de uso público de la estación Sirena. Se instalaron 15 cámaras trampa, en modo fotografía, en los senderos de uso turístico y de investigación, entre los meses de octubre 2020 a mayo 2021. La estación Sirena estuvo cerrada, a la visitación turística, desde el 20 de marzo hasta el 10 de diciembre del 2020. Se estimó un índice fotográfico de abundancia relativa y se utilizaron cuatro modelos lineales generalizados para analizar el efecto del cierre del parque y el tipo de sendero sobre el IAR; matriz de correlación de Pearson y el paquete Activity del Software estadístico R para analizar los datos de patrones de actividad. El esfuerzo de muestreo fue de 2261 noches cámara, se obtuvieron un total de 5195 registros independientes de 32 especies; en el análisis se incluyeron las especies con más de 50 registros independientes: 2 especies de aves, 11 especies de mamíferos silvestres y los humanos. En promedio los índices de abundancia relativa (IAR) presentaron valores más elevados para el periodo en que el área protegida estuvo cerrada a la visitación turística. El modelo intercepto fue plausible para ocho de las especies, mientras que los modelos por tipo de sendero, cierre y la combinación de los dos, mostró significancia para cinco de las especies. El análisis de los patrones de actividad diaria mostró diferencias significativas para siete de las especies durante la apertura del parque. Se encontró suficiente evidencia para asegurar que la actividad antrópica tiene un impacto sobre la abundancia relativa de una porción importante de los macro vertebrados incluidos en el análisis. También se puede asegurar que la actividad antrópica modificó los patrones de actividad de un importante grupo las especies de macrofauna.

ABSTRACT

Tourism in protected areas can have impacts on wildlife and ecosystems; being the sites with high visitation the most affected. Before the closure between March and December 2020 caused by the SARS-CoV-2 pandemic, Corcovado National Park received more than 69 thousand tourists per year. To analyze the effect that tourist visitation has on the relative abundance and activity patterns of macrofauna in the area of public use of the Sirena station. Methods: 15 camera traps were installed, in photography mode, on the trails for tourist and research use, between the months of

October 2020 to May 2021. The Sirena station was closed, to tourist visits, from March 20 to March 10 December 2020. A photographic index of relative abundance was estimated, and four generalized linear models were used to analyze the effect of park closure and the type of trail on the IAR; Pearson's correlation matrix and the Activity package of the R Statistical Software to analyze the activity pattern data. The sampling effort was 2261 camera nights, a total of 5195 independent records of 32 species were obtained; species with more than 50 independent records were included in the analysis: 2 species of birds, 11 species of wild mammals and humans. On average, the relative abundance indices (RAI) presented higher values for the period in which the protected area was closed to tourist visitation. The intercept model was plausible for eight of the species, while the models by type of trail, closure and the combination of the two, showed significance for five of the species. The analysis of the daily activity patterns showed significant differences for seven of the species during the opening of the park. Sufficient evidence was found to ensure that anthropic activity has an impact on the relative abundance of a significant portion of the macro vertebrates included in the analysis. It can also be assured that anthropic activity modified the activity patterns of an important group of macrofauna species.

INTRODUCCIÓN

El turismo es una de las actividades que generan mayor crecimiento y desarrollo económico a nivel mundial (Balmford, Green, Anderson, Beresford, Huang, Naidoo, y Manica, 2015). En Costa Rica el turismo ha sido considerado una actividad primordial para el desarrollo de políticas sociales y ambientalmente equitativas. Esto debido a que funciona como herramienta para generar y distribuir mejor los beneficios para las comunidades, promoviendo oportunidades de empleo y emprendimiento (Molina, 2019; Martínez, 2020). El aporte de la actividad turística de Costa Rica corresponde a un 6,3% del producto interno bruto en forma directa y el 8,2% en forma indirecta (BCCR, 2016).

El ecoturismo en áreas silvestres protegidas es considerado una actividad que ayuda a generar conciencia ambiental en las personas que lo practican. También genera ingresos mediante un uso no extractivo de los recursos naturales, razón por la que se le considera compatible y en algunos casos complementario a los esfuerzos de conservación (Naughton-Treves, Holland y Brandon, 2005; Shannon, Larson, Reed y Angeloni, 2017). La recreación al aire libre es un importante servicio ecosistémico que las áreas silvestres protegidas brindan a nuestra sociedad, sin embargo, una visitación excesiva o mal manejada puede tener efectos negativos en los ecosistemas, en la seguridad y experiencia del visitante (Marion, Leung, Eagleston y Burroughs, 2016).

Diversos estudios han documentado como la presencia humana puede generar perturbación, causar estrés y afectar el presupuesto energético de la fauna silvestre (Miller, Knight, Miller, 2001; Taylor, Knight, 2003 y Neumann, Ericsson, Dettki, 2010; Larson, Reed, Merenlender y Crooks, 2016). Asimismo, puede afectar el uso del espacio de especies silvestres en sitios sometidos a un intenso tránsito turístico (Bejder, Samuels, Whitehead, Gales, Mann, Connor y Krützen, 2006; Thiel, Jenni-Eiermann, Braunisch, Palme y Jenni, 2008). También se han observado cambios en el comportamiento y patrones de actividad (Bejder, Samuels, Whitehead y Gales, 2006; Griffin, Valois, Taper y Scott, 2007; Cooper, Neff, Poon y Smith, 2008). La presencia humana incluso puede causar variaciones en el comportamiento social, en las respuestas contra depredadores y en el éxito en la reproducción, afectando de esta manera las complejas cadenas tróficas que mantienen el equilibrio ecosistémico. (Berger, 2007; Jiménez, Lemus, Meléndez, Blanco y Laiolo, 2011; Steven, Pickering, y Castley, 2011).

Por otra parte, la actividad turística también puede tener impactos positivos sobre la conservación de la biodiversidad, ya que provee recursos económicos para la conservación de tierras y mitiga el alcance de actividades como cacería furtiva, deforestación y minería ilegal (Fitzgerald, y Stronza, 2016; Lopez Gutierrez, Almeyda, Mulder, Ols, Dirzo y Broadbent, 2020).

La comprensión del impacto de la perturbación antropogénica sobre la vida silvestre dentro de las áreas silvestres protegidas se convierte en un importante indicador para la toma de decisiones de manejo, tendientes a garantizar la conservación, el manejo de conflictos y la mitigación de efectos adversos sobre la vida silvestre (Carrillo, Wong, y Cuarón, 2000; Bejder, Samuels, Whitehead, Finn y Allen, 2009; Monz, Pickering y Hadwen, 2013; Wong, 2014; Nickel, Suraci, Allen y Wilmers, 2020). Mas aún si consideramos que las áreas silvestres protegidas mantienen los últimos remanentes de ecosistemas naturales y que albergan una mayor abundancia y diversidad de especies amenazadas por la cacería y de especies escasas en otros lugares (Sáenz-Bolaños, Fuller y Carrillo, 2020).

El Parque Nacional Corcovado (PNC) es uno de los destinos turísticos más visitados de Costa Rica. Durante el año 2019, la cantidad de visitantes del PNC ascendió a 69 572 de los cuales 38 476 visitaron la Estación Sirena (ACOSA, 2019).

La literatura científica sobre los efectos adversos del turismo en poblaciones silvestres es limitada, además de que se ha desarrollado en ecosistemas templados donde la complejidad de las interrelaciones ecológicas es menor que en los trópicos, y por lo tanto han centrado los análisis en especie individuales más que en grupos taxonómicos (Steven, Pickering y Castley, 2011; Larson, Reed, Merenlender y Crooks, 2016).

El objetivo de este estudio fue analizar el efecto de la visitación turística en el uso y patrones de actividad de la macro-fauna en la zona de uso público de la estación biológica Sirena. Como hipótesis de investigación se analizó si la presencia de actividad turística tiene un efecto adverso en la frecuencia de registros de macro vertebrados.

METODOLOGÍA

Área de Estudio

El trabajo lo realicé en la estación Sirena del Parque Nacional Corcovado (PNC), Costa Rica. 8°28'49.00"Norte y 83°35'21.37"Oeste. Sirena tiene un bosque muy húmedo tropical, bmh-T (Bolaños, Watson y Tosi, 2005). La precipitación media anual es de entre 4000 a 5000 mm; con un promedio de entre 200 y 250 días con lluvia al año; una marcada estación lluviosa que va de mayo a noviembre y una seca de diciembre a abril; la temperatura media anual oscila entre los 26 y 28 grados Celsius (IMN, 2005).

Específicamente en siete senderos de uso público: El Pavo, Espaveles, Río Claro, Guanacaste, Naranjos, La Leona, Río Sirena y tres senderos de investigación: Tortuga, Jaguar, Río Claro Investigación. Estos senderos fueron seleccionados por su categoría de uso y representan todos los senderos oficiales de la estación Sirena.

Debido a la pandemia causada por el virus SARS-CoV-2, la estación Sirena estuvo cerrada, a la visitación turística, desde el 20 de marzo hasta el 10 de diciembre del 2020. Durante este periodo se mantuvo la presencia de guardaparques y patrullajes. El ingreso de investigadores fue permitido hasta el mes de octubre del 2020 (S. Mory, comunicación personal, 12 de junio de 2021). Situación que determinó, por el cierre y la apertura del parque, el periodo de toma de datos.

Recolección de datos

Entre octubre 2020 y mayo 2021 instalé 15 cámaras trampa Bushnell®, (modelo, Trophy Cam 119719CW), a razón de una cámara por cada kilómetro de sendero aproximadamente; en los senderos de uso público y de investigación de la estación Sirena. Las cámaras fueron instaladas en árboles cercanos a los senderos, a una altura de entre 40 y 50 cm del suelo y configuradas para que estuvieran activas durante 24 horas por día en modo fotografía, con retraso de un segundo entre disparos consecutivos. Una vez instaladas, las cámaras fueron revisadas en promedio cada 22 días para reemplazar baterías y cambiar las tarjetas de memoria SD. Durante cada revisión, se registró: las fechas de funcionamiento de la cámara (noches trampa) y el número de eventos fotográficos independientes para cada especie. Consideramos un registro independiente el primer registro fotográfico por especie en un periodo de 30 minutos i.e 100 fotos de la misma especie tomadas en segundos consecutivos dentro de esa ventana de 30 minutos = 1 evento fotográfico; 1 foto de un grupo 100 de individuos de una especie dentro de esa ventana de 30 minutos = 1 evento fotográfico.

Adicionalmente cuantifiqué la presencia de turistas por medio de los registros fotográficos obtenidos de seres humanos en los senderos como una especie adicional.

Análisis estadístico

Para procesar las fotografías y crear la base de datos utilicé el software: CPW Photo Warehouse, desarrollado por Colorado Parks y Wildlife CPW PW (Newkirk, 2016). Para cumplir con los supuestos de los modelos lineales generalizados (MLG), utilicé el protocolo de exploración de datos de Zuur, Ieno y Elphick (2010). Los registros independientes de especies se utilizaron para estimar un índice de abundancia relativa basado en la cantidad de registros fotográficos independientes (IAR: no. registros independientes / 100 noches cámara); y los analicé utilizando MLG (Zuur, Ieno, Walker, Saveliev y Smith, 2009) mediante el software estadístico R.4.0.0 (R Core Team, 2020). Asumí una distribución de los errores de Poisson (Zuur, Ieno, Walker, Saveliev y Smith, 2009; Cayuela, 2009).

Las comparaciones entre los registros independientes de especies, sitios y restricciones las agrupé de manera diaria, empleando el paquete dplyr 10.6 (Wickham, François, Henry y Müller, 2021) para lograr conteos estandarizados temporalmente que fueran comparables, para lo cual se incluyó únicamente especies que acumularan más de 50 registros independientes, descartando especies con pocos registros y de esta manera garantizar un análisis más robusto.

Con el fin de evaluar el efecto del tipo de sendero (Send: turístico o de investigación), cierre o apertura a la visitación del parque durante la pandemia (CPan; Cierre/ Apertura) sobre el índice de abundancia relativa fotográfica IAR, desarrollé cuatro modelos para cada especie: El modelo nulo (intercepto); el tipo de sendero; el cierre o apertura del parque a la visitación turística; y el efecto de la interacción del tipo de sendero y del cierre o apertura del parque a la visitación turística. El soporte empírico de estos tres modelos candidatos lo evalué utilizando el criterio de información de Akaike (AIC) (Burnham y Anderson, 2002) y a lo largo de la comparación del modelo para cada especie, determinando los modelos más plausibles debido al mayor peso de Akaike (W ; rango = 0 a 1; Anderson, 2007). Con base en la W , evalué la evidencia de un modelo sobre otro (Burnham y Anderson, 2002).

Para determinar la relación de los registros por especie con respecto a los registros de presencia humana; utilicé una matriz de correlación de Pearson (Bolboaca y Jäntschi, 2006) empleando el paquete; Analytics 1.4 (Buhler, 2015). Para identificar el traslape temporal en los patrones de actividad por la presencia de humanos en vertebrados mayores utilicé la metodología propuesta por Ridout y Linkie, (2009), mediante el paquete; Activity 1.3 (Rowcliffe, 2019) que estima un coeficiente traslape temporal; Δ . Posteriormente utilizando una prueba de Walt con 1000 re-muestréos para comparar diferencias entre dos distribuciones circulares (Rovero y Zimmermann, 2016).

RESULTADOS

El esfuerzo de muestreo fue de 2261 noches cámara, obteniéndose un total de 5195 registros independientes de 32 especies: 1 reptil, 9 aves y 21 mamíferos. En el análisis final se incluyeron: 2 especies de aves y 11 especies de mamíferos (Tabla 1).

Los promedios del índice de abundancia relativa (IAR) más altos, fueron los de: Humanos (*Homo sapiens*; 41,8), guatusa (*Dasyprocta punctata*; 48,3), pavón (*Crax rubra*; 29,7), gallina de monte (*Tinamus sp*; 15,4), saíno (*Pecari tajacu*; 11,5), zorro pelón (*Didelphis marsupialis*; 10,44) y danta (*Tapirus bairdii*; 10,19). En promedio los índices de abundancia relativa (IAR) presentaron valores más elevados para el periodo en que el área protegida estuvo cerrada a la visitación turística; también presentaron valores más altos en senderos de uso turístico (IAR= 37,2) que en senderos de investigación (IAR= 19,42), durante el mismo periodo. El promedio del índice de abundancia relativa (IAR)

obtuvo valores similares tanto para senderos de uso turístico (IAR= 1,90) como senderos de investigación (IAR= 2,06) para el periodo que el parque estuvo abierto a la visitación turística (Tabla 1). El ensamble de especies registrado en los senderos fue constante, con la excepción de dos especies, chanco de monte y el tepezcuintle, para los cuales el IAR alcanzó valores de cero, pues cesaron los registros posteriores a la presencia de turistas.

Tabla 1. Índice de abundancia relativa (IAR : no. Fotos independientes /100 noches cámara) para las dos especies de aves y 11 especies de mamíferos con más de 50 registros independientes, por tipo de sendero y por cierre y apertura de visitación turística, en la estación Sirena del Parque Nacional Corcovado.

Especies	Nombre común	Cierre			Apertura		
		Senderos turísticos (2905)	Senderos investigación (291)	Promedio	Senderos turísticos (347)	Senderos investigación (86)	Promedio
Aves							
<i>Tinamus sp.</i>	Gallina de monte	29,98	25,23	27,60	2,31	4,38	3,34
<i>Crax rubra</i>	Pavón	74,87	40,19	57,53	2,15	1,68	1,91
Mamíferos							
<i>Didelphis marsupialis</i>	Zorro pelón	12,93	23,36	18,14	1,46	4,04	2,75
<i>Cuniculus paca</i>	Tepezcuintle	26,39	12,15	19,27	1,54	0	0,77
<i>Dasyprocta punctata</i>	Guatusa	88,33	89,72	89,02	5	10,44	7,72
<i>Nasua narica</i>	Pizote	25,85	13,08	19,46	1	2,36	1,68
<i>Eira Barbara</i>	Tolomuco	9,69	4,67	7,18	0,77	0	0,38
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	11,31	16,82	14,06	0,46	2,36	1,41
<i>Puma concolor</i>	Puma	7,72	5,61	6,66	0,54	1,01	0,77
<i>Tapirus bairdii</i>	Danta	23,52	15,89	19,70	0,69	0,67	0,68
<i>Tayassu pecari</i>	Chanco de monte	10,23	7,48	8,85	0	0	0
<i>Pecari tajacu</i>	Saíno	37,16	5,61	21,38	2,31	1,01	1,66
<i>Mazama temama</i>	Cabro de monte	15,98	0,93	8,45	0,54	0,34	0,44
<i>Homo sapiens</i>	Humanos	7,92	0,67	4,295	147,58	11,21	79,395

El modelo nulo (intercepto) fue el más adecuado para ocelote (*Leopardus pardalis*, $w=0,57$; AIC= 183; $n=94$), tolomuco, (*Eira barbara*, $w= 0,57$; AIC=134; $n= 69$), puma (*Puma concolor*, $w= 0,52$, AIC= 114; $n=59$), chanco de monte (*Tayassu pecari*, $w= 0,51$; AIC= 128; $n=65$), cabro de monte (*Mazama temama*, $w= 0,49$; AIC= 188; $n= 98$), pizote (*Nasua narica*, $w= 0,45$; AIC= 328; $n=178$), tepezcuintle (*Cuniculus paca*, $w= 0,43$, AIC= 326; $n=180$), zorro pelón (*Didelphis marsupialis*, $w= 0,34$; AIC= 245; $n=128$). El modelo que incluyó la variable tipo de sendero mostró ser el es más plausible (Tabla 2) para pavón (*Crax rubra*, $w= 0,72$; AIC= 705; $n=493$), gallina de monte (*Tinamus sp*, $w= 0,72$; AIC= 422; $n=237$), guatusa (*Dasyprocta punctata*, $w= 0,7$; AIC= 938; $n=684$). Adicionalmente, basados en el valor de W se observó evidencia estadística que sugiere que el cierre tuvo un efecto en la danta (*Tapirus bairdii*, $w= 0,42$, AIC= 297; $n=159$) (Tabla 2), mientras que el modelo del efecto de la interacción por tipo de sendero y cierre evidenció mayor soporte estadístico para saíno (*Pecari tajacu*, $w= 0,45$; AIC= 396; $n=246$), guatusa (*Dasyprocta punctata*, $w= 0,30$; AIC= 940; $n=684$) y pavón (*Crax rubra*, $w= 0,28$; AIC= 707; $n=493$) (Tabla 2).

La matriz múltiple de correlación de Pearson para todas las especies manifestó una alta correlación entre ocelote (*Leopardus pardalis*) y guatusa (*Dasyprocta punctata*), (Pearson: $r = 0,81$; $p = 0,001$); puma (*Puma concolor*) y cabro de monte (*Mazama temama*), (Pearson: $r = 0,82$; $p = 0,001$). La presencia humana presentó una correlación positiva con la guatusa (*Dasyprocta punctata*, Pearson: $r = 0,77$; $P = 0,001$), danta (*Tapirus bairdii*, Pearson: $r = 0,71$; $p = 0,01$), tepezcuintle (*Cuniculus paca*, Pearson: $r = 0,70$; $p = 0,01$), pavón (*Crax rubra*, Pearson: $r = 0,69$; $p = 0,01$), pizote (*Nasua narica*, Pearson: $r = 0,59$; $p = 0,05$) y ocelote (*Leopardus pardalis*, Pearson: $r = 0,55$; $p = 0,05$).

Tabla 2. Ponderación de importancia de cuatro modelos candidatos para 2 especies de aves y 11 especies de mamíferos, para describir sendero con o sin visitación turística (Send) y el efecto del cierre del parque (CPan) sobre el índice de abundancia relativa fotográfica (IAR) en la estación Sirena del Parque Nacional Corcovado.

Especies	Nombre común	Descripción del Modelo y peso de Akaike (W)			
		Intercepto	Send	CPan	Send + CPan
AVES					
<i>Tinamus sp</i>	Gallina de monte	0,1	0,72	0,04	0,14
<i>Crax rubra</i>	Pavón	0,001	0,72	0,001	0,28
MAMÍFEROS					
<i>Didelphis marsupialis</i>	Zorro pelón	0,34	0,35	0,23	0,08
<i>Cuniculus paca</i>	Tepezcuintle	0,43	0,3	0,2	0,07
<i>Dasyprocta punctata</i>	Guatusa	0,001	0,7	0,001	0,3
<i>Nasua narica</i>	Pizote	0,45	0,28	0,21	0,05
<i>Eira Barbara</i>	Tolomuco	0,57	0,2	0,2	0,03
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	0,57	0,2	0,2	0,03
<i>Puma concolor</i>	Puma	0,52	0,2	0,2	0,08
<i>Tapirus bairdii</i>	Danta	0,25	0,14	0,42	0,19
<i>Tayassu pecari</i>	Chanco de monte	0,51	0,18	0,28	0,03
<i>Pecari tajacu</i>	Saíno	0,13	0,24	0,18	0,45
<i>Mazama temama</i>	Cabro de monte	0,49	0,17	0,26	0,08

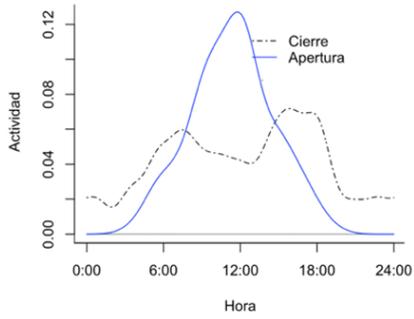
El análisis de los patrones de actividad, durante el periodo de cierre, mostró diferencias estadísticamente significativas para el 53% de las especies analizadas. Saíno (*Pecari tajacu*; $W = 19,9$; $p = 8,14E-06$), zorro pelón (*Didelphis marsupialis*; $W = 13,76$; $p = 0,002$), puma (*Puma concolor*; $W = 11,462$; $p = 0,007$), tolomuco, (*Eira barbara*; $W = 10,778$; $p = 0,001$), tepezcuintle (*Cuniculus paca*; $W = 10,454$; $p = 0,001$), gallina de monte (*Tinamus sp*; $W = 8,189$; $p = 0,004$), y chanco de monte (*Tayassu pecari*), que no presentó registros fotográficos posteriores a la apertura del área protegida al turismo (Figura 1).

Durante el cierre del parque el saíno mostró mayor actividad diurna, con un pico de actividad en horas de la tarde, registrando una disminución de la actividad durante las horas de mayor temperatura del día; posterior a la apertura del parque, los saínos cambiaron su patrón, presentando su pico de actividad cercano al medio día. El zorro pelón presentó un patrón de actividad nocturno, con picos de actividad al amanecer y anochecer, durante el periodo de cierre; para el periodo de apertura, la especie presentó

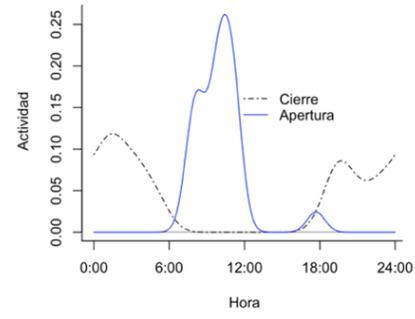
un comportamiento diurno, concentrando su actividad entre el amanecer y el medio día. En ausencia de actividad turística el puma estuvo activo tanto de día como de noche; durante la apertura los pumas registraron una actividad mucho más diurna, con picos de actividad al amanecer y al medio día. El toluco mostró actividad durante el día, en especial durante las primeras horas de la mañana y menos durante el crepúsculo, durante el cierre; posterior a la apertura, mostró un pico de actividad al medio día, seguido de un periodo de inactividad y un ligero incremento en su actividad en horas de la tarde. En el cierre el tepezcuintle presentó un comportamiento nocturno, registrando una mayor actividad en los periodos crepusculares; seguido a la apertura, presentó un pico de actividad en las mañanas, tendiendo a disminuir al medio día, seguido de un incremento en su actividad en horas de la tarde. La gallina de monte presentó una actividad mayormente diurna con picos de actividad al amanecer y al anochecer; sin embargo, durante el periodo de reapertura del parque la gallina de monte cambió su pico de actividad al medio día, aun cuando mantuvo actividad, aunque menor, al amanecer y anochecer.

Las especies pizote (*Nasua narica*; $W= 2,255$; $p= 0,133$), ocelote (*Leopardus pardalis*; $W= 2,147$; $p= 0,142$), cabro de monte (*Mazama temama*; $W= 1,262$; $p= 0,261$), pavón (*Crax rubra*; $W= 0,332$; $p= 0,564$), danta (*Tapirus bairdii*; $W= 0,076$; $p= 0,119$), guatusa (*Dasyprocta punctata*; $W= 0,004$; $p= 0,946$) y Humanos (*Homo sapiens*; $W= 1,88$; $p= 0,169$) no presentaron diferencias estadísticamente significativas al contrastar sus patrones de actividad con la presencia de turistas

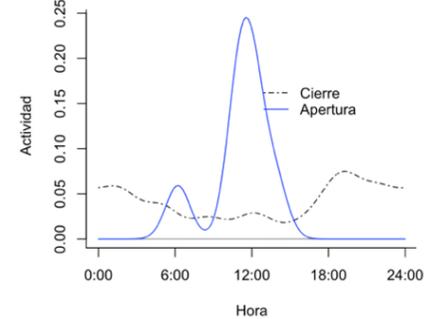
Saíno



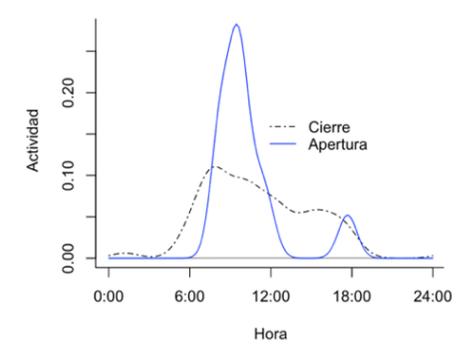
Zorro Pelón



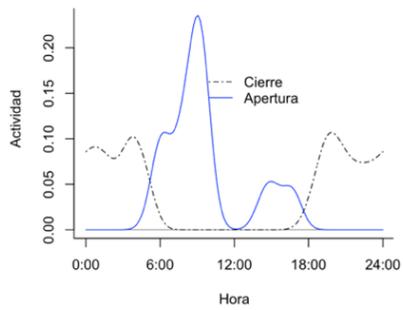
Puma



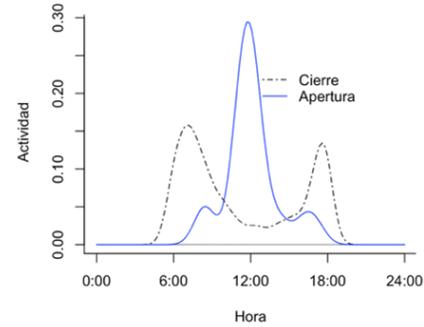
Tolomuco



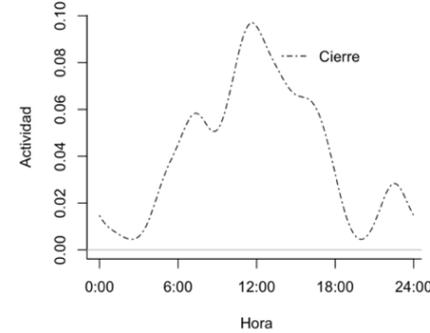
Tepezcuittle



Gallina de Monte



Chanco de Monte



Humanos

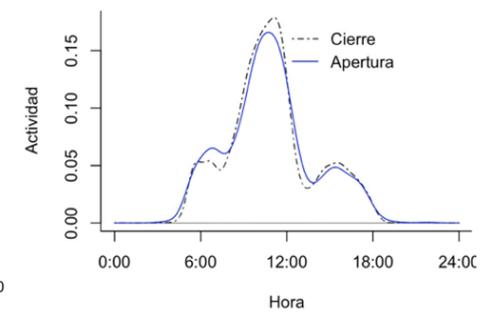


Figura 1. Patrones de actividad por especie, cuando el parque estuvo cerrado y abierto a la visitación turística en la estación Sirena, del Parque Nacional Corcovado

DISCUSIÓN

La disminución en el índice fotográfico (IAR) para todas las especies cuando el parque estuvo abierto y hubo visitación turística en la estación Sirena fue una tendencia que se mantuvo entre los senderos turísticos y de investigación; lo que supone una afectación similar para ambos tipos de senderos. También permite suponer que el efecto causado por la visitación turística no se restringe al área en uso, sino que tiene un alcance espacial más amplio (Bejder, Samuels, Whitehead y Gales, 2006; Van-Cise, Baird, Harnish, Currie, Stack, Cullins y Gorgone, 2021).

El hecho que el modelo nulo (intercepto) funcionara mejor para una importante porción de las especies incluidas en el análisis, demuestra que el tipo de sendero y cierre o la combinación de los dos, no explican estadísticamente el patrón de disminución encontrado en el IAR. Esto sugiere que este grupo de especies no muestran una respuesta adversa a la presencia de turistas.

Sin embargo, se debe tomar en cuenta que cuando un individuo se ve perturbado, el nivel de su respuesta se ve influenciada por la calidad del hábitat que está ocupando en ese momento y la calidad de las posibles áreas a desplazarse, también debe tomar en cuenta los riesgos de depredación y competencia por recursos en el nuevo lugar a ocupar (Gill y Sutherland, 2000; Frid y Dill 2002). Estos factores podrían hacer más factible para el animal tolerar la perturbación en lugar de huir, y no mostrar una respuesta evidente. Este comportamiento puede derivar en respuestas a corto plazo, como abandonar el área solamente en forma temporal o respuestas más permanentes cuando el costo de tolerar la perturbación excede los beneficios de permanecer en el área (Bejder, Samuels, Whitehead, Finn y Allen, 2009). Finalmente, la exposición constante a la perturbación puede llevar a que los individuos se habitúen lo cual puede ser mal interpretado como la ausencia de efecto adverso para los animales (Nisbet, 2000). Los altos niveles de tolerancia y en último grado la habituación conductual puede tener efectos dañinos para la vida silvestre (Woodford, Butynski y Karesh, 2002).

El tipo de sendero mostró efecto sobre las especies que registraron los más altos índices de abundancia relativa. Posteriormente mostrando una alta correlación de estas especies y la presencia humana, lo que permite inferir que la respuesta de estas especies a la perturbación por las actividades turísticas no solamente tiene un componente espacial entre tipos de sendero, sino también temporal. Las asociaciones positivas de las actividades humanas con algunas especies se han relacionado con un efecto de "Escudo anti depredador" (Kok, van Hulten, Timmerman, Lankhorst, Visser y Slabbekoorn, 2021). ya que existe evidencia de que este tipo de actividades podrían desplazar a los depredadores, pero no a sus presas (Muhly, Semeniuk, Massolo, Hickman y Musiani, 2011). Patrón consistente con los hallazgos de este estudio, donde la relación entre estas especies abundantes estuvo asociada a la presencia humana.

El efecto del cierre fue significativo para el patrón de disminución en el índice de abundancia relativa fotográfica para la especie Danta; este resultado puede ser respaldado por el hecho de que la Danta es uno de los animales que los turistas más ambicionan encontrar en sus caminatas, lo que los lleva a abandonar los senderos e incluso perseguirlos para poder observarlos.

En general encontramos evidencia suficiente para afirmar que las actividades turísticas tienen un efecto en la frecuencia de registros fotográficos de vertebrados, como respuesta al estrés causado por la actividad antrópica; también determinando que este efecto se da de forma diferenciada entre las especies presentes en el área. Este resultado parece coincidir con lo reportado por Naidoo y Burton, (2020), que encontraron una fuerte respuesta temporal de las especies de vida silvestre a un variado número de actividades recreacionales en senderos. Siendo consistente con los

hallazgos encontrado por Bejder, Samuels, Whitehead, Gales, Mann, Connor y Krützen, (2006), donde se observó como abundancia de especies silvestres tiende a declinar en relación con la actividad turística.

Durante el cierre del parque los patrones de actividad registrados para el saíno, zorro pelón, puma, toluco, tepezcuintle, gallina de monte y chanco de monte, mostraron tendencias normales. (McManus, 1971; Michalski y Norris, 2011; González-Maya, Zárrate, Vela, Jiménez y Gómez, 2015; Dias, Bernardo y Srbek, 2016; Soria-Díaz, Monroy-Vilchis y Zarco-González, 2016; Azevedo, Lemos, Freitas-Junior, Rocha y Azevedo, 2018; Ferregueti, Pereira-Ribeiro, Tomas, Bergallo y Rocha, 2018); da Silva, de Faria, Sá, Lovestain Costa, da Silva, de Deus y de Azevedo, 2020; Villafañe, Kolowski, Cove, Medici, Harmsen, Foster y López, 2021).

Durante la apertura del área protegida se identificaron dos tendencias en los patrones de actividad: 1. Los picos de actividad de todas estas especies se desplazaron hacia cerca del medio día, lo cual coincide con el pico de actividad de los humanos. Esto permite suponer que el asedio de los visitantes obliga a los animales a mantenerse activos durante periodos del día que de otra forma usarían para descansar. 2. Las especies mostraron una disminución de sus actividades nocturnas; lo que interpretamos como un efecto del cambio en sus presupuestos energéticos, ya que se ven obligadas a escapar y mantenerse activas en las horas más calurosas del día. Al igual que lo encontrado por Barreto, Ford y Clevenger, 2014; Lewis, Spaulding, Swanson, Keeley, Gramza, VandeWoude y Crooks, (2021). Hemos podido verificar que las actividades humanas recreativas pueden cambiar los patrones de actividad de las especies de vida silvestre, además que estas alteraciones pueden afectar más a unas especies que otras.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los funcionarios del área de conservación Osa (ACOSA) y el Parque Nacional Corcovado por todo su apoyo y buena voluntad para con esta investigación, a la Universidad Nacional por su apoyo a través del Programa Jaguar y el Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre (ICOMVIS). A Lapa Ríos Lodge por proveer las cámaras necesarias para la investigación. A Namá Conservation por su apoyo técnico-científico y a los funcionarios y profesores de la Universidad Estatal a Distancia (UNED), por sus aportes para mejorar esta investigación.

REFERENCIAS

- ACOSA. (2008). Documento para la Ofialización del Plan de Manejo del Parque Nacional Corcovado. San José: Proyecto Planes de Manejo de las ASP de ACOSA.
- ACOSA. (2019). Visitación Parque Nacional Corcovado. Puerto Jiménez: Sistema Nacional de Areas de Conservación.
- Anderson, D. R. 2007. Model Based Inference in the Life Sciences: A Primer on Evidence. Springer Science & Business Media, New York, USA.
- Azevedo, F. C., Lemos, F. G., Freitas-Junior, M. C., Rocha, D. G., & Azevedo, F. C. C. (2018). Puma activity patterns and temporal overlap with prey in a human-modified landscape at Southeastern Brazil. *Journal of Zoology*, 305(4), 246-255.
- Balmford, A., Green, J. M., Anderson, M., Beresford, J., Huang, C., Naidoo, R., ... & Manica, A. (2015). Walk on the wild side: estimating the global magnitude of visits to protected areas. *PLoS Biol*, 13(2), e1002074.
- Bateman, P. W., y Fleming, P. A. (2017). Are negative effects of tourist activities on wildlife over-reported? A review of assessment methods and empirical results. *Biological Conservation*, 211, 10-19.
- BCCR. (2016). Cuenta Satélite Turismo. San José: Banco Central de Costa Rica.
- Bejder, L., Samuels, A. M. Y., Whitehead, H. A. L., Gales, N., Mann, J., Connor, R., ... & Krützen, M. (2006). Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology*, 20(6), 1791-1798.
- Bejder, L., Samuels, A. M. Y., Whitehead, H. A. L., Gales, N., Mann, J., Connor, R., ... & Krützen, M. (2006). Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology*, 20(6), 1791-1798.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., & Gales, N. (2006). Interpreting short-term behavioural responses to disturbance within a longitudinal perspective. *Animal behaviour*, 72(5), 1149-1158.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Finn, H., & Allen, S. (2009). Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 177-185.
- Berger, J. (2007). Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biology letters*, 3(6), 620-623.
- Bolaños, R., Watson, V., y Tosi, J. (2005). Mapa Ecológico de Costa Rica (Zonas de Vida). San José: Centro Científico Tropical.
- Bolboaca, S. D., & Jäntschi, L. (2006). Pearson versus Spearman, Kendall's tau correlation analysis on structure-activity relationships of biologic active compounds. *Leonardo Journal of Sciences*, 5(9), 179-200.
- Burnham, K., and D. Anderson. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. Springer Second edition, New York, USA.
- Bushnell. (12 de mayo de 2021). Bushnell Shop. Obtenido de Bushnell: <https://www.bushnell.com/trail-cameras/view-all-trail-cameras/>
- Carrillo, E., Wong, G., y Cuarón, A. (2000). Monitoring Mammal Populations in Costa Rican Protected Areas under Different Hunting Restrictions. *Conservation Biology*, 1580-1591.
- Cayuela, L. (2009). Modelos lineales generalizados (GLM). Materiales de un curso del R del IREC.
- Cooper, C. A., Neff, A. J., Poon, D. P., & Smith, G. R. (2008). Behavioral responses of eastern gray squirrels in suburban habitats differing in human activity levels. *Northeastern Naturalist*, 619-625.
- da Silva, M. M., de Faria, C. M., Sá, F. D. S., Lovestain Costa, D. D., da Silva, B. C., de Deus, G. L., ... & de Azevedo, C. S. (2020). Ethogram and time-activity budget

- of the collared peccary (*Pecari tajacu*, Tayassuidae): implications for husbandry and welfare. *Journal of Natural History*, 54(25-26), 1617-1635.
- Dias, L. C. S., Bernardo, C. S. S., & Srbek-Araujo, A. C. (2016). Daily and seasonal activity patterns of the solitary tinamou (*Tinamus solitarius*) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology*, 128(4), 885-894.
- Ferreguetti, Á. C., Pereira-Ribeiro, J., Tomas, W. M., Bergallo, H. G., & Rocha, C. F. D. (2018). Density, habitat use, and activity patterns of a vulnerable population of the Solitary Tinamou (*Tinamus solitarius*) in a Brazilian Atlantic Forest fragment. *Canadian Journal of Zoology*, 96(3), 245-252.
- Fitzgerald, L. A., y Stronza, A. L. (2016). In defense of the ecotourism shield: A response to Geffroy et al. *Trends in ecology y evolution*, 31(2), 94-95.
- Frid, A., & Dill, L. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation ecology*, 6(1).
- Gill, J. A., & Sutherland, W. J. (2000). The role of behavioural decision-making in predicting the consequences of human disturbance. *Behaviour and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, 51-64.
- González-Maya, J. F., Zárrate-Charry, D., Vela-Vargas, I. M., Jiménez-Alvarado, J. S., & Gómez-Hoyos, D. (2015). Activity patterns of *Tayra Eira barbara* populations from Costa Rica and Colombia: evidence of seasonal effects. *Patrones de actividad de poblaciones de la Tayra Eira barbara en Costa Rica y Colombia: evidencia de efectos estacionales*. *Rev. Biodivers. Neotrop*, 5, 96-104.
- Griffin, S. C., Valois, T., Taper, M. L., & Scott Mills, L. (2007). Effects of tourists on behavior and demography of Olympic marmots. *Conservation Biology*, 21(4), 1070-1081.
- IMN. (2005). Atlas Climatológico de Costa Rica. San José: Instituto Meteorológico Nacional.
- Jiménez, G., Lemus, J. A., Meléndez, L., Blanco, G., & Laiolo, P. (2011). Dampened behavioral and physiological responses mediate birds' association with humans. *Biological conservation*, 144(5), 1702-1711.
- Kappelle, M., Castro, M., Acevedo, H., Gonzales, L., y Monge, H. (2002). *Ecosistemas del Área de Conservación Osa*. Heredia: INBio.
- Larson, C. L., Reed, S. E., Merenlender, A. M., y Crooks, K. R. (2016). Effects of recreation on animals revealed as widespread through a global systematic review. *PloS one*, 11(12), e0167259.
- Lopez Gutierrez, B., Almeyda Zambrano, A. M., Mulder, G., Ols, C., Dirzo, R., Almeyda Zambrano, S. L., ... y Broadbent, E. N. (2020). Ecotourism: the 'human shield' for wildlife conservation in the Osa Peninsula, Costa Rica. *Journal of Ecotourism*, 19(3), 197-216.
- Marion, J. L., Leung, Y. F., Eagleston, H., y Burroughs, K. (2016). A review and synthesis of recreation ecology research findings on visitor impacts to wilderness and protected natural areas. *Journal of forestry*, 114(3), 352-362.
- Martínez Menárguez, B. (2020). Hacia un modelo turístico sostenible y competitivo en Costa Rica.
- Marzano, M., y Dandy, N. (2012). Recreationist behaviour in forests and the disturbance of wildlife. *Biodiversity and Conservation*, 21(11), 2967-2986.
- McManus, J. J. (1971). Activity of captive *Didelphis marsupialis*. *Journal of Mammalogy*, 52(4), 846-848.
- Michalski, F., & Norris, D. (2011). Activity pattern of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in relation to lunar illumination and other abiotic variables in the southern Brazilian Amazon. *Zoologia (Curitiba)*, 28, 701-708.
- Miller, S. G., Knight, R. L., & Miller, C. K. (2001). Wildlife responses to pedestrians and dogs. *Wildlife Society Bulletin*, 124-132.

- Molina-Murillo, S. A. (2019). Certificación turística sostenible y los impactos socioeconómicos percibidos por hoteles en Costa Rica. *PASOS Revista de Turismo y Patrimonio Cultural*, 17(2), 363-372.
- Monz, C. A., Pickering, C. M., y Hadwen, W. L. (2013). Recent advances in recreation ecology and the implications of different relationships between recreation use and ecological impacts. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(8), 441-446.
- Mory, S. (12 de junio de 2021). Comunicación Personal. (M. Villalobos, Entrevistador)
- Muhly, T. B., Semeniuk, C., Massolo, A., Hickman, L., & Musiani, M. (2011). Human activity helps prey win the predator-prey space race. *PLoS one*, 6(3), e17050.
- Naidoo, R., & Burton, A. C. (2020). Relative effects of recreational activities on a temperate terrestrial wildlife assemblage. *Conservation Science and Practice*, 2(10), e271.
- Naughton-Treves, L., Holland, M. B., & Brandon, K. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 30, 219-252.
- Neumann, W., Ericsson, G., & Dettki, H. (2010). Does off-trail backcountry skiing disturb moose. *European journal of wildlife research*, 56(4), 513-518.
- Newkirk, E. (2016). CPW Photo Warehouse. Fort Collins: Colorado Parks and Wildlife.
- Nickel, B., Suraci, J., Allen, M., y Wilmers, C. (2020). Human presence and human footprint have non-equivalent effects on wildlife spatiotemporal habitat use. *Biological Conservation*, 1-11.
- Nisbet, I. C. (2000). Disturbance, habituation, and management of waterbird colonies. *Waterbirds*, 312-332.
- Ouboter, D. A., Kadosoe, V. S., y Ouboter, P. E. (2021). Impact of ecotourism on abundance, diversity, and activity pattern of medium-large terrestrial mammals at Brownsberg Nature Park, Suriname. *bioRxiv*.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Ridout, M. S., & Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322-337.
- Sáenz-Bolaños, C., Fuller, T. K., & Carrillo J, E. (2020). Wildlife diversity and relative abundance among a variety of adjacent protected areas in the northern Talamanca Mountains of Costa Rica. *Diversity*, 12(4), 134.
- Sanchez, A., Rivard, B., Calvo, J., y Moorthy, I. (2002). Dynamics of Tropical Deforestation Around National Parks: Remote Sensing of Forest Change on the Osa Peninsula of Costa Rica. *Mountain Research and Development*, 352-358.
- Shannon, G., Larson, C., ReedKevin, S. E., Angeloni, C., y M., L. (2017). Ecological Consequences of Ecotourism for Wildlife Populations and Communities. *Ecotourism's Promise and Peril*, 29-46.
- Soria-Díaz, L., Monroy-Vilchis, O., & Zarco-González, Z. (2016). Activity pattern of puma (*Puma concolor*) and its main prey in central Mexico. *Animal Biology*, 66(1), 13-20.
- Steven, R., Pickering, C., y Castley, J. G. (2011). A review of the impacts of nature-based recreation on birds. *Journal of environmental management*, 92(10), 2287-2294.
- Taylor, A. R., & Knight, R. L. (2003). Wildlife responses to recreation and associated visitor perceptions. *Ecological applications*, 13(4), 951-963.
- Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., Braunisch, V., Palme, R., & Jenni, L. (2008). Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *Journal of applied ecology*, 45(3), 845-853.

- Villafañe-Trujillo, Á. J., Kolowski, J. M., Cove, M. V., Medici, E. P., Harmsen, B. J., Foster, R. J., ... & López-González, C. A. (2021). Activity patterns of tayra (*Eira barbara*) across their distribution. *Journal of Mammalogy*.
- Wong, G. (2014). *Conservation status of large mammals on the Osa Peninsula, Costa Rica*. University of Massachusetts Amherst.
- Woodford, M. H., Butynski, T. M., & Karesh, W. B. (2002). Habituating the great apes: the disease risks. *Oryx*, 36(2), 153-160.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). GLM and GAM for count data. In *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (pp. 209-243). Springer, New York, NY.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., y Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1(1), 3-14.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Conclusiones

Se encontró suficiente evidencia para asegurar que la actividad antrópica en los senderos de la estación Sirenas en el parque nacional Corcovado, tiene un impacto sobre la abundancia relativa de una porción de los macro vertebrados incluidos en el análisis. Los datos mostraron que el cierre causado por la pandemia y la consecuente ausencia de visitación turística no influyó sobre el índice de abundancia relativa fotográfica (IAR) para 8 de las 13 especies incluidas en el análisis.

Tal como se propuso en la hipótesis, la respuesta a la actividad antrópica mostró diferencias significativas entre especies, así como diferenciación temporal y espacial.

Se puede asegurar que la actividad antrópica modificó los patrones de actividad de un importante grupo las especies de macrofauna presente en los senderos de la estación Sirena. 7 de las 13 especies incluidas en el análisis registraron modificaciones significativas en sus patrones de actividad; algunas de ellas incluso presentaron cambios de actividad de nocturna a diurna.

Recomendaciones

Si bien este estudio pudo encontrar evidencia significativa de los efectos causados por la actividad antrópica en los senderos de la estación Sirenas en el parque nacional Corcovado, se requiere la recopilación y el análisis de datos a más largo plazo para determinar si los resultados encontrados en esta temporada se observan consistentemente en el futuro.

Los resultados obtenidos permiten señalar la existencia de un efecto de la actividad antrópica sobre la vida silvestre, no obstante, el diseño de investigación y los métodos utilizados no permiten cuantificar la magnitud de este efecto; es muy importante además ahondar en el tema de las respuestas conductuales de las especies a la perturbación humana.

El análisis realizado se centró en respuestas a corto plazo causadas por la presencia de humanos (abundancia y patrones de actividad diarios); sin embargo, se hace necesario estudiar otras formas de respuesta a largo plazo como: cambios en el éxito reproductivo, tendencias poblacionales, interacciones presa depredador y salud poblacional, con el fin de entender como los efectos detectados podrían afectar la conservación de las poblaciones y los procesos ecológicos a mediano y largo plazo.

Con el fin de asegurar la conservación, el manejo de conflictos y mitigar posibles impactos que las actividades turísticas podrían generar sobre la vida silvestre, es fundamental que los administradores continúen monitoreando las tendencias de los efectos de la recreación humana sobre la vida silvestre.

Los resultados obtenidos respaldan la imperante necesidad de incluir este tipo de análisis como un insumo a las metodologías usas para estimar la capacidad de carga y re-diseñar las políticas de ingreso en áreas silvestres protegidas. Este tipo de información permite a los administradores realizar decisiones informadas y medir de mejor manera los efectos de las acciones de manejo implementadas.

Anexos

Anexo 1.



Jueves 22 de julio del 2021

04-2021

A QUIEN INTERESE

Nos complace informarle que hemos recibido el manuscrito: *“Efecto de la actividad turística sobre la macro-fauna del bosque tropical lluvioso en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica”* por Max Villalobos, con el fin de ser valorado para su posible publicación en la revista Cuadernos de Investigación UNED.

Atentamente,

J. Monge-Nájera

Editor