

UNIVERSIDAD NACIONAL  
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
INSTITUTO INTERNACIONAL EN CONSERVACION  
Y MANEJO DE VIDA SILVESTRE

RELACIÓN ENTRE LA PRESENCIA DE EQUINOS DE TRABAJO (*Equus caballus*) Y LA  
DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DEL VENADO COLA BLANCA (*Odocoileus  
virginianus*) EN EL PARQUE NACIONAL SANTA ROSA.

Brayan Heiner Morera Chacón

Heredia, Octubre de 2020

Tesis sometida a consideración del Tribunal Examinador de Postgrado  
de la Universidad Nacional para optar al título de *Magister Scientiae*  
en Conservación y Manejo de Vida Silvestre

RELACIÓN ENTRE LA PRESENCIA DE EQUINOS DE TRABAJO (*Equus caballus*) Y LA  
DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DEL VENADO COLA BLANCA (*Odocoileus  
virginianus*) EN EL PARQUE NACIONAL SANTA ROSA.

Brayan Heiner Morera Chacón

Tesis presentada para optar al grado de *Magister Scientiae* en Conservación y Manejo de  
Vida Silvestre. Cumple con los requisitos establecidos por el Sistema de Estudios de  
Posgrado de la Universidad Nacional. Heredia. Costa Rica.

**MIEMBROS DEL TRIBUNAL EXAMINADOR**

Dr. Luis A. Miranda Calderón  
Representante del Consejo Central de Posgrado

Dr. Federico Chinchilla Romero  
Representante del Programa Maestría en Conservación y Manejo de Vida Silvestre

PhD. Eduardo Carrillo Jiménez  
Tutor de tesis

MSc. Víctor Montalvo Guadamuz  
Miembro del Comité Asesor

MSc. Ronald Sánchez Porras  
Miembro del Comité Asesor

Brayan Heiner Morera Chacón  
Sustentante

## RESUMEN

Los caballos (*Equus caballus*) han sido grandes aliados en la restauración del bosque seco del Parque Nacional Santa Rosa (PNSR), ubicado en el pacífico norte de Costa Rica, al ser usados como agentes dispersores de semillas y controladores de pasto jaragua. Sin embargo, en otras latitudes se ha documentado que los caballos pueden afectar a especies animales nativas modificando el hábitat o cambiando su comportamiento. En esta investigación: (i) realicé una revisión bibliográfica sistemática evaluando los efectos de la presencia de equinos en poblaciones de mamíferos silvestres; (ii) analice la relación espacial entre caballos y venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) al comparar el uso de hábitat de venados en presencia y ausencia de caballos, mediante monitoreo con cámaras trampa; (iii) determiné la relación temporal entre caballos y venados, utilizando datos de actividad diaria obtenidos con foto-trampeo. La toma de datos la realicé durante la estación lluviosa (junio–noviembre) del 2019. Solo catorce estudios evaluaron el efecto de la actividad de equinos en poblaciones de mamíferos silvestres, sugiriendo que los cambios en los componentes estructurales del hábitat parecen ser más importantes para los pequeños mamíferos, mientras que la competencia de interferencia por la presencia de caballos generan respuestas en los mamíferos mayores. En el área de manejo de equinos del PNSR los venados hicieron un mayor uso en comparación con las áreas donde los caballos estaban ausentes, sugiriendo que el pastoreo de equinos en baja intensidad facilita a los venados cola blanca la obtención de forraje. La actividad diaria del caballo y el venado cola blanca fue principalmente diurna, con un alto grado de superposición temporal. Los resultados muestran una respuesta indiferente al no ser atraídos ni segregados temporalmente por la presencia de caballos. Los resultados sugieren que el manejo y presencia de caballos en el PNSR no tiene efectos negativos en la distribución espacial y temporal del venado cola blanca. Recomiendo mantener la intensidad de pastoreo actual (0,05 caballos por hectárea) para evitar la degradación ambiental por la actividad de caballos, mantener un monitoreo constante de la actividad de caballos y mamíferos silvestres en el área de manejo de equinos, incluir en el plan general de manejo la importancia de contar con un área de manejo de equinos para la implementación de estrategias de conservación y, por último, incentivar la investigación en el área de manejo de equinos para contar con mayor información para la toma de decisiones.

**Palabras clave:** mamíferos, caballos, venado cola blanca, efectos, relaciones interespecíficas.

## ABSTRACT

Horses (*Equus caballus*) have been great allies in restoring the dry forest of the Santa Rosa National Park (PNSR), located in the northern Pacific of Costa Rica, when used as seed dispersal agents and jaragua grass controllers. However, in other latitudes it has been documented that horses can affect the wildlife by modifying habitat or changing their behavior. Therefore, in this research: (i) carry out a systematic bibliographic review evaluating the effects of the presence of equines in populations of wild mammals; (ii) analyze the spatial relationship between horses and white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) by comparing the habitat use of deer in the presence and absence of horses, by monitoring with trap cameras; (iii) determine the temporal relationship between horses and deer, using daily activity data used with trap cameras. Data collection was carried out during the rainy season (June - November) of 2019. Few studies have evaluated the effect of equine activity on populations of wild mammals, suggesting that changes in the structural components of the habitat seem to be more important for small mammals, while the competition for interference by the presence of horses responds to larger mammals. In the equine management area within the PNSR, deer made greater use compared to areas where horses were absent, suggesting that low-intensity equine grazing makes it easier for white-tailed deer to obtain forage. The daily activity of the horse and the white-tailed deer was mainly diurnal, with a high degree of temporal overlap. The results indicated an indifferent response to not being attracted or segregated specifically by the presence of horses. The results found that the management and presence of horses in the PNSR does not have negative effects on the spatial and temporal distribution of the white-tailed deer. I recommend maintaining the current grazing intensity (0.05 horses per hectare) to avoid environmental degradation due to horse activity, maintain constant monitoring of the horses activity and wild mammals in the equine management area, include in the general management plan the importance of having an equine management area for the implementation of conservation strategies and, finally, to encourage research in the equine management area to have more information in making management decisions.

**Key words:** mammals, horses, white-tailed deer, effects, interspecific relationships.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio forma parte del proyecto 0390-16, ejecutado por el Programa Jaguar de la Universidad Nacional. El Fondo para el Fortalecimiento de las Capacidades Estudiantiles en Investigación (FOCAES) de la Universidad Nacional financió la mayor parte de esta investigación, también contribuyó la fundación Idea Wild con equipo de investigación.

Deseo expresar mi más profundo agradecimiento a mi comité de tesis, a mis maestros Eduardo Carrillo, Víctor Montalvo y Ronald Sánchez por permitirme ser parte de un gran equipo de trabajo, por compartir conmigo sus conocimientos sobre el bosque seco del Parque Nacional Santa Rosa y por sus valiosos comentarios y consejos.

También quiero agradecer al personal administrativo y académico del Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre (ICOMVIS) por todo su apoyo, a Javier Obando y todo el personal dentro del Parque Nacional Santa Rosa.

Un agradecimiento especial a Orlando Nomade por su ayuda con el trabajo de campo, a Miriam Selwyn y Jose M. Fedriani por su ayuda con los análisis estadísticos, a Carolina Saenz y Juan Carlos Cruz por sus valiosos comentarios, a mis compañeros Kevin Lloyd y Miguel Chopin por los buenos momentos compartidos en las giras, a mi compañero y gran amigo Héctor Luque por esas largas discusiones al inicio de este proyecto y por el apoyo durante todo el programa de maestría.

**DEDICATORIA**

A mi madre Olga Chacón y a mi hermana Britany Méndez quienes con su amor, paciencia y esfuerzo me han motivado para llegar a cumplir hoy un sueño más.

## CONTENIDO

<b>RESUMEN</b> .....	III
<b>ABSTRACT</b> .....	IV
<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	V
<b>DEDICATORIA</b> .....	VI
<b>LISTA DE CUADROS</b> .....	IX
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	X
<b>INTRODUCCIÓN GENERAL</b> .....	1
<b>OBJETIVOS</b> .....	6
OBJETIVO GENERAL.....	6
Objetivos específicos.....	6
<b>LITERATURA CITADA</b> .....	7
<b>CAPITULO I. REVISIÓN DEL ESTADO DE CONOCIMIENTO DEL EFECTO DE LA PRESENCIA DE EQUINOS (<i>Equus caballus</i>) EN POBLACIONES DE MAMÍFEROS SILVESTRES</b> .....	11
RESUMEN .....	12
INTRODUCCIÓN.....	13
METODOLOGÍA .....	15
RESULTADOS .....	18
DISCUSIÓN .....	23
LITERATURA CITADA.....	26
ANEXOS .....	31
<b>CAPITULO II. RELACIÓN ENTRE LA PRESENCIA DE CABALLOS (<i>Equus caballus</i>) Y LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL VENADO COLA BLANCA (<i>Odocoileus virginianus</i>) EN DOS ÁREAS CON DISTINTAS RESTRICCIONES DE MANEJO EN EL PARQUE NACIONAL SANTA ROSA</b> .....	34
RESUMEN .....	35
INTRODUCCIÓN.....	36



METODOLOGÍA .....	38
RESULTADOS .....	43
DISCUSIÓN .....	47
LITERATURA CITADA.....	50
ANEXOS .....	55
<b>CAPITULO III. PATRONES DE ACTIVIDAD DIARIA Y RELACIÓN TEMPORAL ENTRE CABALLOS (<i>Equus caballus</i>) Y VENADOS COLA BLANCA (<i>Odocoileus virginianus</i>) EN EL PARQUE NACIONAL SANTA ROSA .....</b>	<b>58</b>
RESUMEN .....	59
INTRODUCCIÓN.....	60
METODOLOGÍA .....	62
RESULTADOS .....	66
DISCUSIÓN .....	68
LITERATURA CITADA.....	71
<b>Conclusiones y Recomendaciones.....</b>	<b>75</b>

## LISTA DE CUADROS

- Cuadro 1. Clasificación de artículos que evaluaron el impacto del pastoreo de caballos en mamíferos silvestres según el tipo de estudio. Adaptado de Schieltz y Rubenstein (2016)...16
- Cuadro 2. Efecto de la presencia de caballos en poblaciones de mamíferos silvestres según el grupo taxonómico.....22
- Cuadro 3. Descripción de modelos candidatos para evaluar las tasas de foto–capturas de venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*; FCV) y de caballos (*Equus caballus*; FCC) en el Parque Nacional Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019. ...42
- Cuadro 4. Porcentaje de cobertura ( $\pm$  error estándar) para cada tipo de vegetación en sitios sin pastoreo (SP) y con pastoreo (CP) de caballos (*Equus caballus*) en el sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019. ....44
- Cuadro 5. Importancia de ocho modelos que describen la relación entre el manejo de pastoreo para caballos (P), el tipo de vegetación (Veg) y la distancia a cuerpos de agua (Dist.Agua) con las tasas de foto–capturas del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*; FCV) en el Sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019.....44
- Cuadro 6. Importancia de cuatro modelos que describen la relación entre el tipo de vegetación (Veg) y la distancia a cuerpos de agua (Dist.Agua) con las tasas de foto–capturas de caballos (*Equus caballus*; FCC) en el Sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019. ....46
- Cuadro 7. Prueba de uniformidad de Hermans–Rasson para evaluar si se mostró un patrón de actividad aleatorio durante un ciclo circadiano y tipo de actividad de Caballos (*Equus caballus*) y Venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*; SP= en ausencia de caballos, CP= en presencia de caballos) a partir de registros de cámaras trampa en el Parque Nacional Santa Rosa, pacífico norte de Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019.....67

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Venados cola blanca ( <i>Odocoileus virginianus</i> ) coexistiendo con caballos ( <i>Equus caballus</i> ) en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Curú, Puntarenas, Costa Rica. Fotografía por: Miguel Rodríguez, 2018.....	5
Figura 2. Modelo a priori para la clasificación de efectos del pastoreo de caballos sobre los mamíferos silvestres. Efectos directos (línea 1) e indirectos (línea 2 y 3). Adaptado de (Eldridge, et al. 2019).....	17
Figura 3. Distribución global de estudios que evaluaron el impacto de los caballos ferales en poblaciones de mamíferos silvestres.....	19
Figura 4. Métodos utilizados para evaluar el efecto del pastoreo de caballos en los mamíferos silvestres. ....	19
Figura 5. Tipos de respuestas utilizadas para evaluar el efecto del pastoreo de caballos en los mamíferos silvestres. ....	20
Figura 6. Tipo de efecto del pastoreo de caballos en los mamíferos silvestres. ....	21
Figura 7. Ubicación del área de estudio en el parque nacional Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019. ....	39
Figura 8. Valores medios ( $\pm$ error estándar) de las tasas de foto–capturas de venados cola blanca para cada tipo de vegetación según el tipo de manejo (Sin Pastoreo= SP, Con Pastoreo= CP) en el sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019.....	45
Figura 9. Relación de la tasa de foto–capturas de venado cola blanca ( <i>Odocoileus virginianus</i> ) con la tasa de foto–capturas de caballos ( <i>Equus caballus</i> ) en el sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa. Periodo junio–noviembre 2019. ....	46
Figura 10. Ubicación del área de estudio en los sectores Santa Rosa y Santa Elena del parque nacional Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019. ....	63
Figura 11. Patrón de actividad diaria y solapamiento temporal (densidad de Kernel) del Caballo ( <i>Equus caballus</i> ) y el Venado cola blanca ( <i>Odocoileus virginianus</i> ; SP= en ausencia de caballos, CP= en presencia de caballos) en el Parque Nacional Santa Rosa, pacífico norte de Costa Rica: A) sitio con exclusión de caballos, B) sitio con presencia de caballos. El área sombreada representa el solapamiento temporal entre ambas especies. ....	67

## INTRODUCCIÓN GENERAL

El establecimiento de áreas protegidas es considerado la estrategia más importante de conservación al proteger la biodiversidad, mantener la salud de los ecosistemas y proporcionar una gran variedad de servicios ecosistémicos (Hockings, 2003). Sin embargo, muchas áreas protegidas necesitan acciones de manejo para mantener la funcionalidad de sus ecosistemas a largo plazo, algunas de estas acciones implican el control de especies exóticas, manejo de fuegos o reintroducción de especies (Andrea Trama, 2005; Conedera, *et al.* 2009; Ripple y Beschta 2012). La gestión eficaz de los ecosistemas requiere una comprensión de cómo la condición y función de un sistema varía en el tiempo y espacio, cómo esta variación puede verse afectada por las acciones de manejo, y cómo estas acciones pueden afectar a las especies, sistemas o procesos de interés (Thompson, *et al.* 2011). Aunque la mayoría de los profesionales de la vida silvestre están de acuerdo en que la ciencia debe respaldar las decisiones de manejo, aún existe una desconexión entre los investigadores y los tomadores de decisiones (Merkle, *et al.* 2019) y un limitado conocimiento basado en evidencia sobre la efectividad e impacto de las diferentes acciones de manejo debido a la falta de monitoreo y evaluación (Bottrill y Pressey 2012). Por lo tanto, es necesario realizar esfuerzos de investigación que permitan evaluar y respaldar las acciones de manejo, promover su efectividad y producir efectos positivos en la conservación de la biodiversidad.

En la región del pacífico norte de Costa Rica, en la provincia Guanacaste, se localiza el Parque Nacional Santa Rosa (PNSR) el cual según el Sistema Nacional de Áreas de Conservación de Costa Rica (SINAC) pertenece al Área de Conservación Guanacaste (ACG). Durante la década de los cuarentas el PNSR era una hacienda ganadera (Hacienda Santa Rosa), en la que los trabajadores regaban semillas de pasto jaragua (*Hyparrhenia rufa*), pasto nativo del este de África introducido a Costa Rica en la década de los años veinte. Para el manejo de los pastizales utilizaban el fuego (práctica común en esta región), lo que propició la desaparición de una gran parte de la biodiversidad nativa. Desprovista casi completamente de la cobertura boscosa original, la Hacienda Santa Rosa conservó la zona núcleo del bosque seco del ACG (Janzen y Hallwachs, 2016). En 1971 se creó el PNSR como un acto de conservación de fragmentos de bosque seco, debido a que este tipo de bosque era el más amenazado de los hábitats que existieron de manera profusa en Mesoamérica, y estaba desapareciendo por el avance de la sociedad agrícola ganadera (Janzen, 1986; Janzen y Hallwachs, 2016). Actualmente el PNSR cuenta con un gran

historial de acciones de manejo que han contribuido con la restauración de las tierras degradadas por la ganadería y que han sido ampliamente documentadas a través de un gran número de publicaciones en revistas científicas y capítulos de libros dedicados a la conservación del ACG.

Una de las acciones de manejo implementadas en la restauración del bosque seco del PNSR ha sido el uso de caballos (*Equus caballus*) como agentes dispersores de semillas y controladores de pasto jaragua. Los caballos del pleistoceno tardío (*Equus sp.*) (hace 11 000 años aproximadamente) eran parte de la mega fauna nativa que desapareció con la llegada de los primeros cazadores, esto causó anacronismos botánicos como los árboles de jícaro (*Crescentia alata*) y guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*) cuyos frutos duros y de gran tamaño eran dispersados por la mega fauna extinta (Ripple y Van Valkenburgh 2010; Janzen y Hallwachs 2016); sin embargo, los caballos contemporáneos son considerados buenos dispersores al lograr romper los fuertes frutos, consumir una gran cantidad de semillas incrustadas en la pulpa de la fruta y lograr que germinen donde los caballos han defecado (Janzen, 1981, 1982). Además, los caballos contemporáneos han contribuido a la restauración del bosque seco al consumir el pasto jaragua, reducir el combustible disponible para los incendios frecuentes durante la estación seca y reducir la competencia de las plantas nativas con los pastos (Janzen y Hallwachs 2016). Por estas razones y por ser animales que también se utilizan en el patrullaje de las áreas protegidas, es que actualmente se mantiene un área de manejo de caballos en el sector Santa Elena del PNSR.

El Plan General de Manejo del ACG (SINAC 2013) establece cinco zonas de manejo: protección absoluta, uso restringido, uso público, uso sostenible y uso especial. El área de uso especial abarca solo el 0,52% del ACG y comprende aquellas áreas para la ubicación de infraestructura necesaria para la administración del área silvestre protegida, así como sitios que requieren de manejo especial por ser contrarios a los objetivos de conservación. Con base en esto, el área de manejo de caballos recibe en el Plan General de Manejo la categoría de zona de uso especial. Según Janzen y Hallwachs (2016), debido a la importancia para la restauración y manejo del ACG, es posible hacer un argumento a favor de mantener un sector del bosque seco con caballos de campo, sin enjaular, y manteniendo su población a un nivel razonable, tal como lo haríamos si alguien descubriese una población de perezosos terrestres gigantes. Sin embargo, a pesar de que esto se hace, en el Plan General de Manejo no se detalla ni justifica la importancia de mantener un área de manejo de caballos.

Aunque los caballos han sido grandes aliados en la restauración del bosque seco del ACG, en otras latitudes se han documentado impactos negativos por su presencia en áreas protegidas. Los caballos pueden modificar el hábitat de algunas especies alterando la estructura y composición del sotobosque, reduciendo la cobertura y alterando la abundancia y distribución de organismos vegetales, además pueden desplazar a la fauna nativa o cambiar su comportamiento (Berger, 1985; Beever y Brussard 2000; Levin, *et al.* 2002, Zalba y Cozzani 2004; Beever y Herrick 2006; Davies, *et al.* 2014; Perry, *et al.* 2015; Hall, *et al.* 2016, 2018; Piazza, *et al.* 2016; Gooch, *et al.* 2017). Interacciones interespecíficas negativas como la competencia por recursos han sido documentadas entre caballos y especies que comparten hábitos alimenticios y de forrajeo muy similares como los ungulados del orden Artiodactyla (ej: *Antilocapra americana*, *Cervus elaphus*, *Odocoileus hemionus*, *Ovis canadensis*) (Sweitzer, *et al.* 1997; Osterman-Kelm, *et al.* 2008; Perry, *et al.* 2015; Gooch, *et al.* 2017).

A pesar de la evidencia empírica en otros países sobre la afectación de los caballos a los ungulados nativos, observaciones anecdóticas en Costa Rica sugieren que los caballos pueden coexistir con ungulados nativos como el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) (Figura 1). El venado cola blanca es una especie de ungulado artiodáctilo simpátrico con el caballo. Este cérvido se distribuye desde el sur de Canadá hasta Sudamérica (Perú, Ecuador, Bolivia, Colombia, norte de Brasil, Venezuela y las Guayanas). En zonas tropicales utiliza tipos de vegetación muy variados como, la sabana tropical, los manglares, los bosques inundados, zonas montañosas, bosques secos y bosques lluviosos (Arceo, *et al.* 2005; Gallina y Lopez-Arevalo 2016). Se considera un consumidor oportunista que utiliza una gran diversidad de alimentos, seleccionando plantas y partes de plantas relativamente nutritivas y altamente digeribles (Arceo, *et al.* 2005). Sin embargo, a la fecha se desconocen los efectos que podría tener la presencia de caballos sobre los venados cola blanca. Pese a que se han documentado en especies emparentadas de norte américa, como el venado bura (*O. hemionus*), una segregación espacial y el declive poblacional debido a los cambios ocurridos en la vegetación luego de la introducción de caballos (Berger, 1985; Sweitzer, *et al.* 1997), la forma en que los caballos y los venados cola blanca utilizan el hábitat es muy similar. Los caballos usan áreas más cercanas al agua, con una rugosidad topográfica reducida y alejadas de las carreteras, además pueden tener un rango de hogar muy variable y presentar un uso de hábitat que cambia con la estacionalidad (Girard, *et al.* 2013b, a). Algunos atributos biofísicos del hábitat que influyen en la probabilidad de que algunos sitios sean utilizados por el venado cola blanca son el tipo de vegetación, la pendiente, la altitud y

la distancia al agua (Medina-Torres, *et al.* 2008), y al igual que el caballo podría presentar un uso estacional (Mandujano, *et al.* 2004; Montalvo, *et al.* 2019).

El caballo es un herbívoro que por su tamaño demanda grandes cantidades de forraje, su actividad en el PNSR podría estar causando competencia y/o desplazando a otros herbívoros como el venado cola blanca. Aunque esta idea es respaldada por diversos estudios que confirman los efectos negativos de la presencia de caballos en mamíferos silvestres (especialmente en zonas áridas), a la fecha no se han realizado estudios sobre este tema en Mesoamérica (Eldridge, *et al.* 2020) y, por el contrario, observaciones anecdóticas sugieren que en zonas tropicales caballos y venados pueden coexistir (Figura 1). En este trabajo hipoteticé; que la presencia del caballo dentro de un área protegida puede modificar la dinámica espacial y temporal del venado cola blanca como respuesta a la competencia inter-específica, por lo que en el presente estudio propuse; (i) identificar y sistematizar la evidencia que indique algún efecto o interacción entre caballos y poblaciones de mamíferos silvestres, (ii) evaluar la relación espacial entre caballos y venados determinando el uso de hábitat del venado en dos áreas colindantes bajo distintas restricciones de manejo y (iii) determinar la relación temporal entre venados cola blanca y caballos describiendo los patrones de actividad diaria de ambas especies. Esta investigación se divide en tres capítulos; el primero describe el estado del arte sobre la forma en que la presencia de caballos afecta a los mamíferos silvestres; el segundo comprende la relación espacial entre caballos y venados al comparar el uso de hábitat de los venados cola blanca en presencia y ausencia de caballos; y el tercer y último capítulo describe y analiza la relación temporal entre caballos y venados cola blanca.



Figura 1. Venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) coexistiendo con caballos (*Equus caballus*) en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Curú, Puntarenas, Costa Rica. Fotografía por: Miguel Rodríguez, 2018.



## OBJETIVOS

### Objetivo general

Analizar la relación entre la presencia de equinos de trabajo (*Equus caballus*) y la distribución espacial y temporal de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en dos áreas con distintas restricciones de manejo en el Parque Nacional Santa Rosa.

### Objetivos específicos

- Identificar el estado de conocimiento del efecto de los caballos (*Equus caballus*) en los mamíferos silvestres
- Comparar la abundancia y uso de hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en dos sitios bajo distintas restricciones de manejo en el Parque Nacional Santa Rosa.
- Determinar la relación de los patrones de actividad entre equinos y el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en dos áreas bajo diferentes restricciones de manejo en el Parque Nacional Santa Rosa.

## LITERATURA CITADA

- Andrea Trama, F. 2005. Manejo Activo y Restauración del Humedal Palo Verde: Cambios en las Coberturas de Vegetación y Respuesta de las Aves Acuáticas. (Tesis de Maestría). Universidad Nacional.
- Arceo, G., S., Mandujano, S. Gallina, y L. A. Perez-Jimenez. 2005. Diet diversity of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in a tropical dry forest in Mexico. *Mammalia* 69:159–168.
- Beever, E. A., y P. F. Brussard. 2000. Examining ecological consequences of feral horse grazing using exclosures. *Western North American Naturalist* 60:236–254.
- Beever, E. A., y J. E. Herrick. 2006. Effects of feral horses in Great Basin landscapes on soils and ants: Direct and indirect mechanisms. *Journal of Arid Environments* 66:96–112.
- Berger, J. 1985. Interspecific Interactions and Dominance among Wild Great Basin Ungulates. *Journal of Mammalogy* 66:571–573.
- Bottrill, M. C., y R. L. Pressey. 2012. The effectiveness and evaluation of conservation planning. *Conservation Letters* 5:407–420.
- Conedera, M., W. Tinner, C. Neff, M. Meurer, A. F. Dickens, y P. Krebs. 2009. Reconstructing past fire regimes: methods, applications, and relevance to fire management and conservation. *Quaternary Science Reviews* 28:555–576.
- Davies, K. W., G. Collins, y C. S. Boyd. 2014. Effects of feral free-roaming horses on semi-arid rangeland ecosystems: an example from the sagebrush steppe. *Ecosphere* 5:1–14.
- Eldridge, D. J., Ding, J., y Travers, S. K. 2020. Feral horse activity reduces environmental quality in ecosystems globally. *Biological Conservation* 241:108367.
- Gallina, S., y H. Lopez-Arevalo. 2016. *Odocoileus virginianus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e. T42394A22162580.
- Girard, T. L., E. W. Bork, S. E. Neilsen, y M. J. Alexander. 2013a. Landscape-scale factors affecting feral horse habitat use during summer within the rocky mountain foothills. *Environmental Management* 51:435–447.

- Girard, T. L., E. W. Bork, S. E. Nielsen, y M. J. Alexander. 2013b. Seasonal variation in habitat selection by free-ranging feral horses within Alberta's forest reserve. *Rangeland Ecology and Management* 66:428–437.
- Gooch, A. M. J., S. L. Petersen, G. H. Collins, T. S. Smith, B. R. McMillan, y D. L. Eggett. 2017. The impact of feral horses on pronghorn behavior at water sources. *Journal of Arid Environments* 138:38–43.
- Hall, L. K., R. T. Larsen, M. D. Westover, C. C. Day, R. N. Knight, y B. R. McMillan. 2016. Influence of exotic horses on the use of water by communities of native wildlife in a semi-arid environment. *Journal of Arid Environments* 127:100–105.
- Hockings, M. 2003. Systems for Assessing the Effectiveness of Management in Protected Areas. *BioScience* 53:823–832.
- Janzen, D. 1981. *Enterolobium cyclocarpum* Seed Passage Rate and Survival in Horses, Costa Rican Pleistocene Seed Dispersal Agents. *Ecology* 62:593–601.
- Janzen, D. 1982. How and Why Horses Open *Crescentia alata* Fruits. *Biotropica* 14:149–152.
- Janzen, D. 1986. Parque Nacional Guanacaste, restauración ecológica y cultural en el trópico. San José, Costa Rica.
- Janzen, D. H., y W. Hallwachs. 2016. Conservación de la Biodiversidad -Su Historia y Su Futuro en Costa Rica: El Caso del Área de Conservación Guanacaste (ACG). Pages 290–341 en M. Kappelle, editor. *Costa Rican Ecosystems*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Levin, P. S., J. Ellis, R. Petrik, y M. E. Hay. 2002. Indirect Effects of Feral Horses on Estuarine Communities. *Conservation Biology* 16:1364–1371.
- Mandujano, S., L. A. Pérez Jiménez, G. Arceo, y S. Gallina. 2004. Variación estacional del uso y preferencia de los tipos vegetacionales por el venado cola blanca en un bosque tropical de Jalisco. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 20:45–67.
- Medina-Torres, S. M., E. Garcia-Moya, M. Marquez-Olivas, H. Vaquera-Huerta, A. Romero-Manzanares, y M. Martinez-Menes. 2008. Factores que influyen en el uso del hábitat por el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus couesi*) en la sierra del laurel, Aguas Calientes, México. *Acta Zoologica Mexicana Nueva Serie* 24:191–212.

- Merkle, J. A., N. J. Anderson, D. L. Baxley, M. Chopp, L. C. Gigliotti, J. A. Gude, T. M. Harms, H. E. Johnson, E. H. Merrill, M. S. Mitchell, T. W. Mong, J. Nelson, A. S. Norton, M. J. Sheriff, E. Tomasik, y K. R. Vanbeek. 2019. A Collaborative Approach to Bridging the Gap Between Wildlife Managers and Researchers. *The Journal of Wildlife Management* 83:1644–1651.
- Montalvo, V. H., C. Sáenz-Bolaños, L. D. Alfaro, J. C. Cruz, F. H. Guimarães-Rodríguez, E. Carrillo, C. Sutherland, y T. K. Fuller. 2019. Seasonal use of waterholes and pathways by macrofauna in the dry forest of Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 35:1–6.
- Osterman-Kelm, S., E. R. Atwill, E. S. Rubin, M. C. Jorgensen, y W. M. Boyce. 2008. Interaction between feral horses and desert bighorn sheep at water. *Journal of Mammalogy* 89:459–466.
- Perry, Neil D, P. Morey, y G. San Miguel. 2015. Dominance of a Natural Water Source by Feral Horses. *The Southwestern Naturalist* 60:390–393.
- Perry, Neil D., P. Morey, y G. San Miguel. 2015. Dominance of a natural water source by feral horses. *The Southwestern Naturalist* 60:390–393.
- Piazza, M. V., L. A. Garibaldi, T. Kitzberger, y E. J. Chaneton. 2016. Impact of introduced herbivores on understory vegetation along a regional moisture gradient in Patagonian beech forests. *Forest Ecology and Management* 366:11–22.
- Ripple, W. J., y R. L. Beschta. 2012. Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation* 145:205–213.
- Ripple, W. J., y B. Van Valkenburgh. 2010. Linking Top-down Forces to the Pleistocene Megafaunal Extinctions. *BioScience* 60:516–526.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). 2013. Plan de Manejo Área de Conservación Guanacaste 2014-2024. ACG. Guanacaste. 149 páginas.
- Sweitzer, R. A., S. H. Jenkins, y J. Berger. 1997. Near-Extinction of Porcupines by Mountain Lions and Consequences of Ecosystem Change in the Great Basin Desert. *Conservation Biology* 11:1407–1417.
- Thompson, C. M., W. Zielinski, y K. L. Purcell. 2011. Evaluating Management Risks Using Landscape Trajectory Analysis: A Case Study of California Fisher. *The Journal of Wildlife Management* 75:1164–1176.

Zalba, S. M., y N. C. Cozzani. 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation* 7:35–44.

## CAPITULO I

### REVISIÓN DEL ESTADO DE CONOCIMIENTO DEL EFECTO DE LA PRESENCIA DE EQUINOS (*Equus caballus*) EN POBLACIONES DE MAMÍFEROS SILVESTRES

Brayan Morera Chacón

## RESUMEN

El caballo (*Equus caballus*) es una especie extremadamente adaptable que se distribuye en una amplia gama de biomas terrestres, causando impactos en ecosistemas de todo el mundo. Algunos estudios han sintetizado la información disponible sobre el impacto de los caballos, a escala local, regional y global. La mayoría de las investigaciones se han enfocado en plantas y suelos, mientras que el efecto de los caballos en vertebrados ha sido poco estudiado, y a escala global aún no existe una síntesis completa dedicada solo a este grupo. En este estudio, realicé una búsqueda de literatura a escala global para explorar los efectos de los caballos ferales en los mamíferos silvestres, utilizando el buscador digital “*Web of Science*” con los términos de búsqueda en inglés: “*feral horses + competition*”, “*feral horses + interactions*”, “*feral horses + impacts*”, “*feral horses + effects*”. Clasifiqué de los estudios por año de publicación, país, grupo taxonómico, tipo de estudio, métodos, respuestas evaluadas y tipo de efecto. Hipoteticé que los caballos afectan de forma diferente a los mamíferos según su tamaño. La búsqueda dio como resultado un total de 366 artículos, de los cuales solo 14 describieron algún efecto de la presencia de caballos en los mamíferos silvestres. La mayoría de estudios fueron publicados durante la última década, y Estados Unidos fue el país donde más investigaciones se realizaron. La mayoría de estudios fueron de tipo correlacional, mientras que los estudios experimentales fueron mucho menos frecuentes. El efecto de los caballos en los mamíferos grandes y pequeños fue significativamente diferente. Los cambios en los componentes estructurales del hábitat parecen ser más importantes para los pequeños mamíferos, mientras que la competencia de interferencia por la presencia de caballos generan respuestas en los grandes mamíferos. Los resultados de este estudio pueden ayudar a la formulación de futuras investigaciones, brindando información sobre métodos, diseños y variables utilizadas según los diferentes grupos taxonómicos. Recomiendo aumentar la investigación sobre el efecto de los caballos en los mamíferos silvestres y, utilizar a los ungulados para evaluar los efectos directos y los roedores para los efectos indirectos de los caballos sobre la vida silvestre. Evaluar el conocimiento existente es esencial para guiar los esfuerzos de manejo y conservación en aquellas áreas protegidas donde se mantienen poblaciones de caballos.

**Palabras clave:** efecto directo e indirecto, hábitat, pastoreo, mamíferos grandes y pequeños, caballo.

## INTRODUCCIÓN

El caballo (*Equus caballus*) es una especie extremadamente adaptable que se distribuye en varios continentes, en una amplia gama de biomas terrestres, causando impactos en ecosistemas de todo el mundo (Eldridge, *et al.* 2020). Algunos de los rasgos que favorecen a los caballos como especie exótica son: escasos predadores, alta supervivencia de juveniles y crías, digestor cecal, amplia tolerancia ambiental, gran movilidad y dispersión, y poco impacto de enfermedades (Scorolli, 2016).

Existe una gran cantidad de literatura que documenta los efectos de los caballos ferales a la vegetación, suelos, hidrología y fauna silvestre (Baur, *et al.* 2018; Beever y Brussard 2000; Beever y Herrick 2006; Boyd, *et al.* 2017; Cherubin, *et al.* 2019; De Villalobos y Schwerdt 2017; Robertson, *et al.* 2019). Algunos estudios han sintetizado la información disponible sobre el impacto de los caballos, aunque a escala regional o local: Nimmo y Miller (2007) realizaron una revisión de las dimensiones ecológicas y humanas del manejo de caballos en Australia; Driscoll, *et al.* (2019) hicieron una síntesis de las investigaciones que abordaron el impacto de los caballos silvestres en el parque nacional Kosciuszko, en Australia; Davies y Boyd (2019) analizaron la información disponible sobre los efectos ecológicos del pastoreo de caballos en los pastizales de América del Norte; Scorolli (2018, 2016) recopiló y analizó la información disponible sobre las consecuencias ecológicas y el manejo de caballos ferales en Argentina. Recientemente Eldridge, *et al.* (2020) realizaron un meta-análisis a escala global de los impactos de los caballos ferales en la estructura, función y composición de los ecosistemas. La mayoría de las investigaciones se centraron en plantas y suelos, mientras que el efecto de los caballos en los animales fue muy variable y los pocos estudios se enfocaron principalmente en especies icónicas. Por esta razón los autores no probaron los efectos de los caballos en grupos animales específicos como los mamíferos, siendo necesario aún contar con una visión global del efecto de los caballos en este grupo taxonómico.

En este estudio, realicé una búsqueda de literatura a escala global para explorar los efectos de los caballos ferales en los mamíferos silvestres. El propósito de esta revisión es llamar la atención sobre la distribución espacial de los estudios realizados hasta la fecha, así como los métodos y variables utilizadas para evaluar el efecto de los caballos en poblaciones de mamíferos silvestres. Además, realicé una clasificación de los efectos observados. Los caballos pueden afectar la fauna silvestre directamente compitiendo por



recursos o indirectamente alterando los componentes estructurales del hábitat, como la vegetación y el suelo (Cherubin, et al. 2019; Eldridge, *et al.* 2019; Gooch, *et al.* 2017; Hall, *et al.* 2016; Perry, *et al.* 2015). Hipoteticé que los mamíferos pequeños, al ser más dependientes de los componentes estructurales del hábitat (ej: suelo y vegetación) para su supervivencia y reproducción, son afectados principalmente de forma indirecta por la actividad de los caballos, mientras que los de gran tamaño con rangos de acción amplio y que forrajean en áreas extensas son afectados de forma directa por la competencia con los caballos.

## METODOLOGÍA

Para brindar una visión general del efecto de la presencia de caballos en los mamíferos silvestres, realicé una revisión bibliográfica sistemática utilizando el buscador digital “Web of Science” el 21 de abril de 2020, usando los siguientes términos de búsqueda en inglés: “*feral horses + competition*”, “*feral horses + interactions*”, “*feral horses + impacts*”, “*feral horses + effects*”. Las fuentes provienen de publicaciones revisadas por pares; no incluí tesis de maestría y doctorado, informes no oficiales, ni artículos sin revisión de pares. Filtré los resultados manualmente para excluir artículos que no estuviesen relacionados con el tema, como aquellos que trataron sobre relaciones entre caballos y plantas, invertebrados o mamíferos domésticos; y aquellos artículos donde los caballos fueron agrupados con otras especies (ej: ganado, herbívoros). Realicé el filtrado revisando secuencialmente el título, el resumen del artículo, o el artículo completo, según fue necesario. Luego inspeccioné las referencias de las publicaciones que resultaron relevantes.

Clasifiqué los documentos según: 1) año de publicación, 2) país donde se realizó el estudio, 3) grupo taxonómico evaluado, 4) tipo de estudio, 5) métodos, 6) respuestas evaluadas y 7) tipo de efecto. Los grupos taxonómicos que utilicé para clasificar los documentos son: carnívoros, roedores y ungulados; esta clasificación resultó la más adecuada debido a los diferentes niveles taxonómicos (especies o comunidades) evaluados en los artículos seleccionados. Para clasificar los documentos según el tipo de estudio adapté las categorías utilizadas por Schieltz y Rubenstein (2016), quienes revisaron los efectos del pastoreo del ganado en la vida silvestre y clasificaron los estudios en: experimento controlado, experimento natural y estudio correlacional (Cuadro 1). Los tipos de métodos que utilicé para clasificar los documentos son: cámaras trampa, capturas, conteo de rastros y observación directa. Categoricé las respuestas evaluadas en cada estudio según cambios en: abundancia, actividad diaria, comportamiento, detectabilidad, ocupación, ocurrencia, riqueza de especies y uso de hábitat. En algunos estudios se evaluó más de un grupo taxonómico, se utilizó más de un método o evaluó más de una respuesta, por lo que el número de artículos en cada clasificación pudo ser mayor a la cantidad total de artículos incluidos.

Cuadro 1. Clasificación de artículos que evaluaron el impacto del pastoreo de caballos en mamíferos silvestres según el tipo de estudio. Adaptado de Schieltz y Rubenstein (2016).

Tipo de estudio	Descripción
Experimento controlado	Los autores crearon tratamientos o manipularon variables con el fin de probar el efecto del pastoreo de caballos.
Experimento natural	Los autores usaron algún tipo de variación existente en la intensidad de pastoreo de los caballos en el paisaje como tratamientos para examinar específicamente el efecto de este factor.
Estudio correlacional	Los autores utilizaron un gradiente o variación existente en algún factor de pastoreo, a menudo en combinación con otros covariables ambientales.

Para clasificar el tipo de efecto adapté un modelo a priori propuesto por (Eldridge, et al. 2019), consideré efectos directos aquellos que implicaron una respuesta derivada de la actividad de caballos, mientras que los efectos indirectos aquellos que implicaron respuestas a cambios en los componentes estructurales del hábitat (ej: suelo, vegetación) derivados de la actividad de caballos (Figura 2). Para probar la hipótesis de que los caballos afectan de forma diferente a los mamíferos según su tamaño utilicé una prueba de chi-cuadrada para comparar la distribución observada del tipo de efecto según el grupo taxonómico. La prueba la realicé utilizando el software estadístico R versión 3.6.0 (R Development Core Team, 2019), utilizando una significancia estadística  $p < 0,05$ .

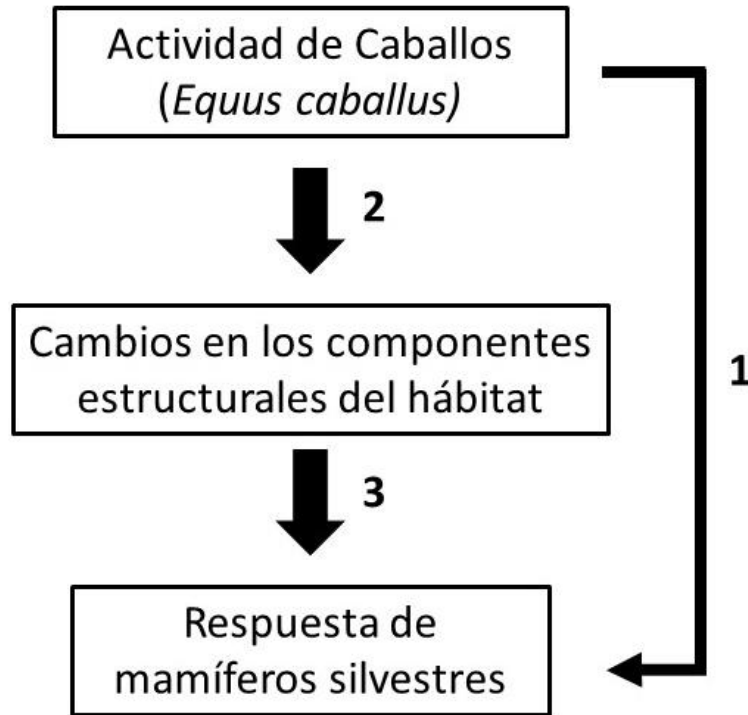


Figura 2. Modelo a priori para la clasificación de efectos del pastoreo de caballos sobre los mamíferos silvestres. Efectos directos (línea 1) e indirectos (línea 2 y 3). Adaptado de (Eldridge, et al. 2019).

## RESULTADOS

### Caracterización de los estudios incluidos

La búsqueda dio como resultado un total de 366 artículos, de los cuales solo 14 describieron algún efecto de la presencia de caballos en los mamíferos silvestres. De los 14 artículos evaluados el 64,3% ( $N=9$ ) fueron publicados durante la última década (2011–2020), el 21,4% ( $N=3$ ) se publicaron entre 2001–2010 y el 14,3% ( $N=2$ ) antes del 2000. Las investigaciones se realizaron únicamente en tres países: Estados Unidos ( $N=9$ ) Australia ( $N=4$ ) y India ( $N=1$ ) (Figura 3). El grupo taxonómico más estudiado fue el de los ungulados ( $N=8$ ), seguido de los roedores ( $N=7$ ) y carnívoros ( $N=1$ ). 13 artículos evaluaron los efectos en un solo grupo taxonómico, mientras que un estudio evaluó en los tres.

En orden decreciente, los métodos utilizados para evaluar los efectos del pastoreo de caballos en mamíferos silvestres fueron: el conteo de rastros ( $N=5$ ), la observación directa ( $N=5$ ), el uso de cámaras trampa ( $N=4$ ) y la captura de animales vivos ( $N=4$ ). En carnívoros se implementó el método de cámaras trampa; para los roedores el método más utilizado fue el de conteo de rastros ( $N=5$ ) seguido de las capturas ( $N=3$ ) y cámaras trampa ( $N=1$ ); para los ungulados el método más utilizado fue la observación directa ( $N=5$ ) seguido del uso de cámaras trampa ( $N=4$ ) (Figura 4).

La mayoría de estudios fueron de tipo correlacional ( $N=10$ ), seguido del experimento natural ( $N=3$ ) y el experimento controlado ( $N=1$ ). Para carnívoros se utilizó el experimento natural ( $N=1$ ); en roedores se utilizó el estudio correlacional ( $N=4$ ) y el experimento natural ( $N=3$ ); y para los ungulados el estudio correlacional ( $N=6$ ), experimento controlado ( $N=1$ ), experimento natural ( $N=1$ ).

El tipo de variable respuesta más utilizada fue la abundancia ( $N=9$ ), seguido de la actividad diaria ( $N=6$ ), riqueza de especies ( $N=5$ ), comportamiento ( $N=4$ ), uso de hábitat ( $N=3$ ), detectabilidad ( $N=1$ ), ocupación ( $N=1$ ) y ocurrencia ( $N=1$ ). Para los carnívoros se utilizaron las respuestas abundancia, actividad diaria y riqueza; para los roedores las más utilizadas fueron la abundancia y la riqueza de especies; para los ungulados se utilizaron principalmente la abundancia, actividad diaria y comportamiento (Figura 5, Ver Anexo B).

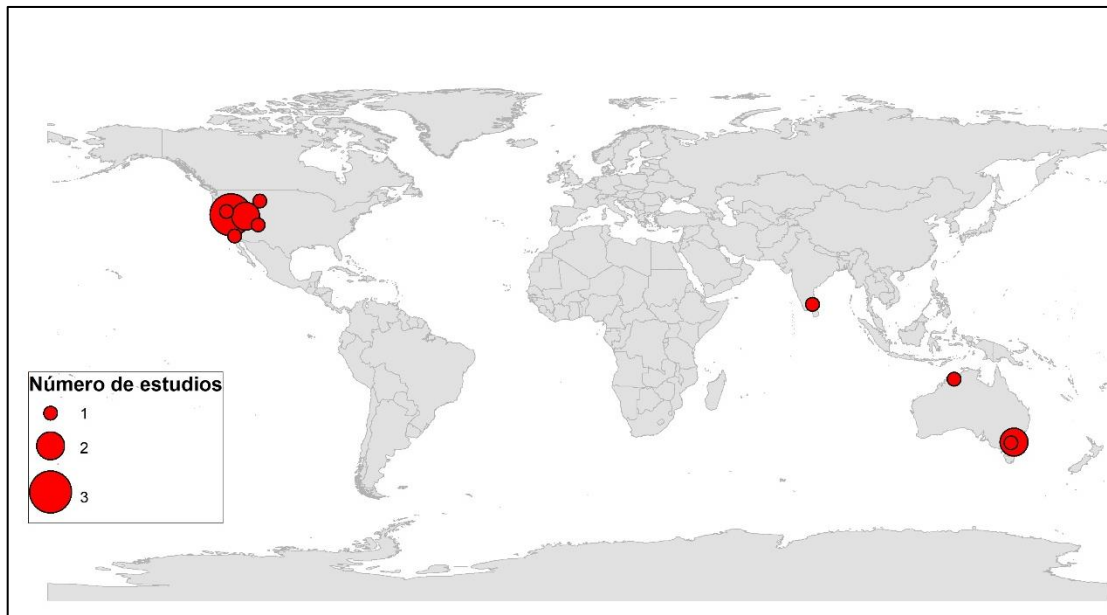


Figura 3. Distribución global de estudios que evaluaron el impacto de los caballos ferales en poblaciones de mamíferos silvestres.

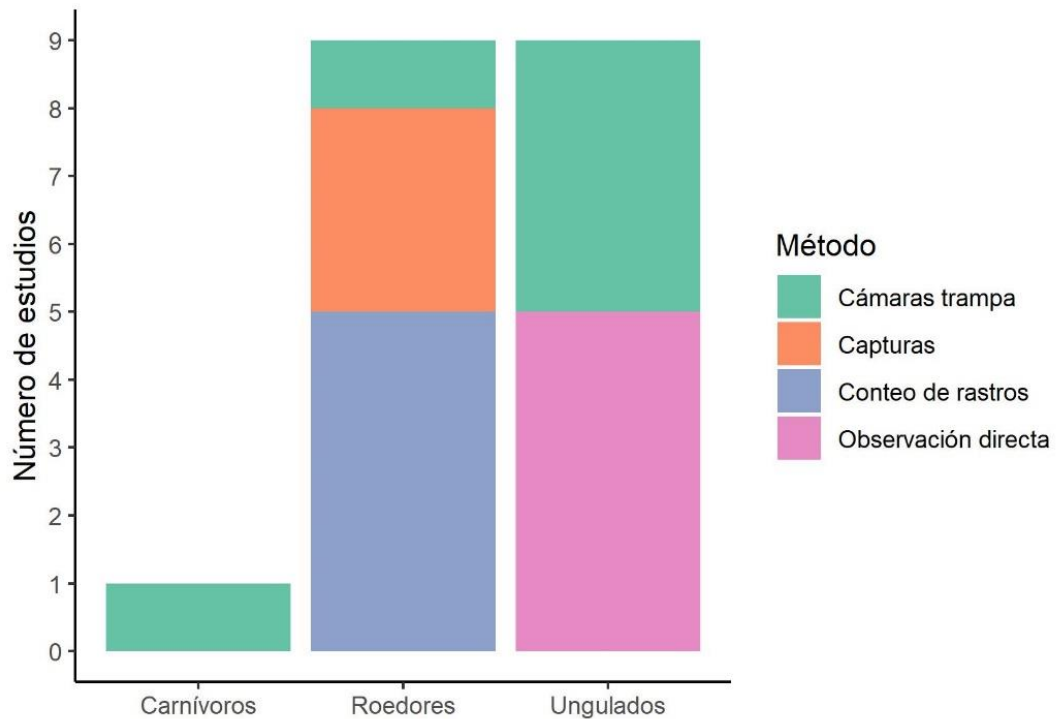


Figura 4. Métodos utilizados para evaluar el efecto del pastoreo de caballos en los mamíferos silvestres.

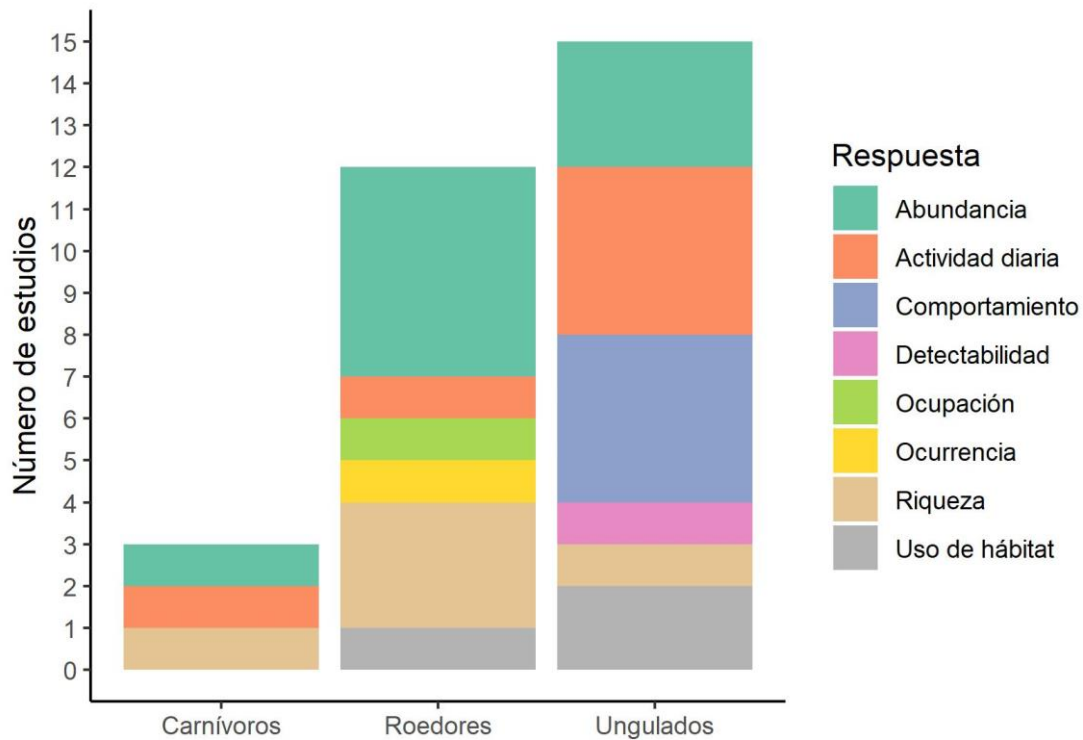


Figura 5. Tipos de respuestas utilizadas para evaluar el efecto del pastoreo de caballos en los mamíferos silvestres.

### Efecto del pastoreo de caballos en mamíferos silvestres

El efecto de los caballos en los mamíferos grandes (ungulados y carnívoros) y mamíferos pequeños (roedores) difiere significativamente ( $X^2= 8,96$ ;  $g/l= 1$ ;  $p< 0,05$ ). La presencia de caballos tuvo un efecto directo en los carnívoros ( $N= 1$ ) y ungulados ( $N= 8$ ) y predominantemente indirecto en roedores (directo  $N= 1$ , indirecto  $N= 6$ ) (Figura 6).

**Carnívoros.** El único estudio que evaluó el efecto de la presencia de caballos en los carnívoros determinó un efecto directo en la actividad diaria; en cuerpos de agua donde los caballos tuvieron acceso el número de visitas por día, la duración por visita (minutos/visita) y la duración por día (minutos/día) fue significativamente menor en comparación a cuerpos de agua donde los caballos fueron excluidos. Además, agrupando a los carnívoros en un grupo taxonómico más general (mamíferos), se determinó que la riqueza y diversidad de especies fue mayor en los cuerpos de agua donde se excluyeron los caballos.

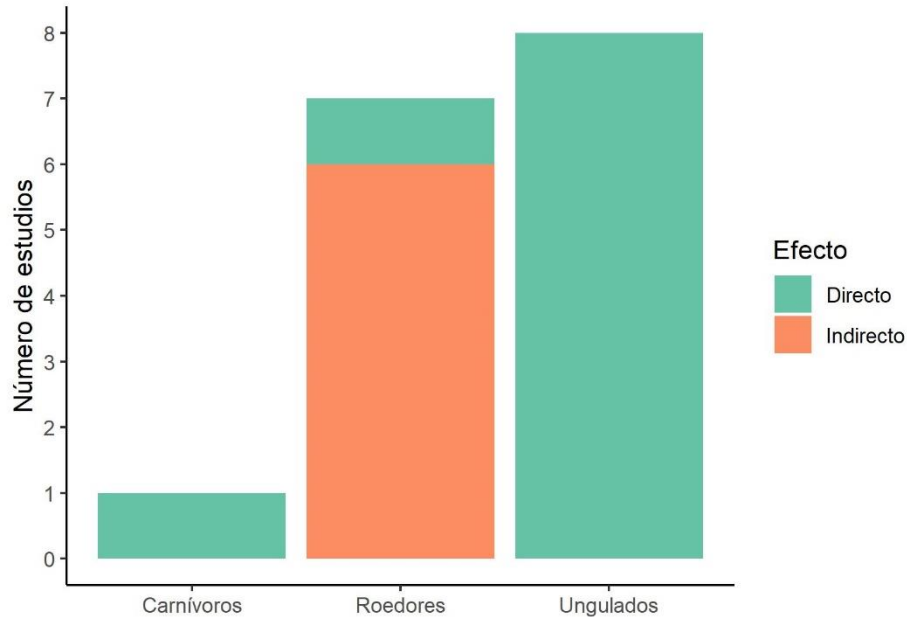


Figura 6. Tipo de efecto del pastoreo de caballos en los mamíferos silvestres.

**Roedores.** De los siete estudios incluidos seis determinaron efectos indirectos. La presencia de caballos se asoció con la compactación del suelo y cambios en la vegetación como: menor riqueza de especies, menor porcentaje de cobertura, menor altura y abundancia de pastos y arbustos. Estas alteraciones en los componentes estructurales del hábitat causaron cambios en el número de refugios, abundancia, actividad, uso de hábitat, ocupación y ocurrencia de roedores. Un estudio determinó el efecto directo de la presencia de caballos en la riqueza, abundancia y actividad diaria de roedores en cuerpos de agua, siendo estas mayores en los sitios con exclusión de caballos.

**Ungulados.** Todos los estudios incluidos determinaron efectos directos. El agua fue un factor limitante considerado en la mayoría de trabajos, implicando una menor cantidad de visitas o tiempo de visita en aquellos sitios con presencia de caballos, además de causar cambios en los patrones de actividad diaria y en comportamientos como la vigilancia. La riqueza y abundancia presentó una disminución en sitios frecuentemente visitados por caballos en comparación a sitios donde estos fueron excluidos. La detectabilidad de ungulados estuvo relacionada con la presencia de caballos, siendo menor cuando los caballos estuvieron cerca de los sitios de conteo.



Cuadro 2. Efecto de la presencia de caballos en poblaciones de mamíferos silvestres según el grupo taxonómico.

<b>Grupo taxonómico</b>	<b>Efecto de la presencia de caballos</b>	<b>Referencia</b>
Carnívoros	Cambio en la actividad diaria. Menor número de visitas y tiempo de uso de los cuerpos de agua.	Hall et al. (2016).
Roedores	Disminución en la riqueza y abundancia. Cambios en la abundancia. Disminución en la abundancia de madrigueras e individuos. Menor número de visitas y tiempo de uso de los cuerpos de agua. Disminución en la probabilidad de ocupación. Disminución en el uso de hábitat. Disminución en la ocurrencia y abundancia.	Beever y Brussard (2000). Beever y Brussard (2004). Ward-Fear et al. (2016). Hall et al. (2016). Cherubin et al. (2019). Eldridge et al. (2019). Schulz et al. (2019).
Ungulados	Subordinados durante interacciones con caballos. Mejora del rendimiento de forrajeo y cambio en el uso de hábitat. Cambios en la abundancia. Subordinados durante interacciones con caballos. Menor número de visitas y tiempo de uso de los cuerpos de agua. Aumento de tiempo en el comportamiento de vigilancia y disminución en el tiempo de forrajeo. Subordinados durante interacciones con caballos. Disminución en la frecuencia de uso de las fuentes agua. Cambio en el patrón de actividad diaria en fuentes de agua. Disminución en la densidad con relación a la distancia de los caballos.	Berger (1985). Coates y Schemnitz (1994). Ostermann-Kelm et al. (2008). Perry et al. (2015). Hall et al. (2016). Gooch et al. (2017). Hall et al. (2018). Arandhara et al. (2020).

## DISCUSIÓN

Durante la búsqueda inicial los resultados mostraban un gran número de estudios, pero luego de una revisión detallada encontré que solo un pequeño número de artículos analizaron los efectos de los caballos en los mamíferos silvestres. Este patrón también fue encontrado por Eldridge, *et al.* (2020), demostrando que aún existe un gran vacío de información sobre el impacto que los caballos pueden causar a los mamíferos silvestres. Los resultados de esta revisión mostraron un creciente interés por estudiar el efecto de los caballos en los mamíferos silvestres, con un aumento en el número de publicaciones durante la última década. Sin embargo, el aumento en el número de publicaciones es una tendencia general en muchos campos de interés científico y es esperable que siga aumentando (Lisón, *et al.* 2019).

En cuanto a los sitios de estudio, la mayoría de investigaciones fueron realizadas en Estados Unidos. Esto puede estar relacionado con la extensa área ocupada por caballos de libre pastoreo. Para la década de 1970 el área dedicada al manejo de caballos en Estados Unidos abarcaba 36.67 millones de hectáreas y todavía pastan en aproximadamente la mitad de esa extensión, incluida una gran parte de tierras federales en ecosistemas amenazados (Beever, *et al.* 2018). Además, grupos interesados como ganaderos, defensores de los derechos de los animales, cazadores, conservacionistas y defensores de los caballos, están presionando cada vez más a los tomadores de decisiones para que adopten métodos y análisis más rigurosos y de base científica para justificar las acciones de manejo (Beever, 2003).

Los resultados muestran que los estudios frecuentemente se enfocan en especies icónicas, coincidiendo con los resultados de Eldridge, *et al.* (2020). La mayoría de estudios analizaron los efectos de los caballos en ungulados carismáticos como el antílope americano (*Antilocapra americana*) o el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) (Coates y Schemnitz 1994; Gooch, *et al.* 2017; Hall, *et al.* 2018; Ostermann-Kelm, *et al.* 2008). En los estudios que se basaron en roedores también se observó una tendencia a utilizar especies carismáticas, como la rata dentada (*Mastacomys fuscus*), un roedor casi amenazado de extinción endémico de las regiones montañosas del sureste de Australia continental y Tasmania (Cherubin *et al.*, 2019; Eldridge *et al.*, 2019; Schulz *et al.*, 2019). Por otra parte, pocos estudios evaluaron el efecto de los caballos a nivel de comunidades animales (Beever y Brussard 2004; Hall, *et al.* 2016), siendo necesario que futuras

investigaciones consideren como los cambios funcionales y estructurales causados por los caballos en los ecosistemas pueden alterar las comunidades bióticas (Eldridge, *et al.* 2020).

Los métodos más utilizados fueron aquellos que requieren poca inversión económica en la compra de equipo, como la observación directa y el conteo de rastros. El conteo de rastros se utilizó únicamente en estudios enfocados en roedores (ej: madrigueras o excretas) para estimar su abundancia (Ward-Fear, *et al.* 2016; Schulz, *et al.* 2019) y la de caballos como una forma de estimar la intensidad del pastoreo de caballos a través del conteo de heces (Cherubin, *et al.* 2019); el conteo de heces también brinda información sobre la presencia o actividad relativa y su precisión aumenta si previamente se eliminan las heces del área de conteo y luego se registra el número de heces nuevas durante un tiempo determinado (Farías, 2019). La observación directa es una técnica efectiva con especies de mediano y gran tamaño, conspicuas y principalmente diurnas (Farías, 2019); este método fue utilizado para estimar la abundancia de ungulados nativos y caballos ferales (Arandhara, *et al.* 2020; Ostermann-Kelm, *et al.* 2008), así como para registrar el comportamiento e interacciones de estos animales en presencia de caballos (Berger, 1985; Coates y Schemnitz 1994; Gooch, *et al.* 2017). El uso de cámaras trampa, aunque es un poco más costoso en términos económicos, fue el único método utilizado en los tres grupos taxonómicos; este método está firmemente establecido como una de las herramientas más útiles para estudiar la biodiversidad y los mamíferos terrestres en particular (Cusack y Bahaa-el-din 2018), los registros obtenidos con este método brindaron información sobre, interacciones, comportamiento, abundancia y diversidad de especies en sitios con presencia y ausencia de caballos (Hall, *et al.* 2016; Ostermann-Kelm, *et al.* 2008; Perry, *et al.* 2015). Las capturas fueron utilizadas únicamente en roedores; este tipo de método brinda una gran cantidad de información, pero resulta en altos niveles estrés y riesgo para la salud de los animales, así como del personal a cargo, por eso deben preferirse métodos alternativos (Farías, 2019; Prolux, *et al.* 2012) como los mencionados anteriormente.

La mayoría de estudios evaluaron el efecto de los caballos correlacionando alguna variación existente en algún factor de pastoreo (ej: abundancia, presencia/ausencia) con variables respuestas como la abundancia, actividad diaria o comportamiento de los mamíferos silvestres, a menudo en combinación con otras covariables ambientales (ej: compactación del suelo, cobertura vegetal, disponibilidad de agua). Algunos estudios

utilizaron cercados existentes en ranchos para excluir a los caballos de cuerpos de agua o áreas de pastos y así evaluar el efecto de los caballos en los mamíferos (Beever y Brussard 2000, 2004; Hall, *et al.* 2016). El hecho de que solo un estudio fuese de tipo experimental, se puede deber a la dificultad logística para realizar experimentos y manipular poblaciones (Mishra, *et al.* 2004).

Los efectos de los caballos ferales en a escala global son consistentes con los resultados a escala regional o local (Davies y Boyd, 2019; Eldridge *et al.*, 2020; Nimmo y Miller, 2007). Aunque los efectos en los mamíferos pueden ser altamente variables (Eldridge, *et al.* 2020), los resultados de esta revisión muestran un patrón de afectación según el tamaño. Los mamíferos de gran tamaño son afectados por la competencia directa con los caballos mientras que los mamíferos pequeños responden principalmente a los cambios que los caballos causan en los componentes estructurales del hábitat. Un patrón similar fue observado por Schieltz y Rubenstein (2016) quienes realizaron una revisión de los impactos del ganado (no incluido los caballos) en la fauna silvestre; el estudio sugiere que los cambios en la estructura y cobertura de la vegetación parecen ser más importantes para los pequeños mamíferos, y la competencia de interferencia por la presencia de caballos generan respuestas en los ungulados. Los cambios que los mamíferos de gran tamaño causan a los componentes estructurales del hábitat pueden ser positivos. La creación de espacios abiertos por grandes mamíferos es un proceso importante que puede definir la composición de comunidades vegetales y aumentar la heterogeneidad espacial (Bakker y Olf 2003; Eldridge, *et al.* 2020). Sin embargo, el cambio causado por los caballos suele ser negativo para los componentes del hábitat y la fauna silvestre.

De los muchos estudios individuales que han evaluado el efecto de los caballos en los ecosistemas, esta revisión ha identificado patrones y vacíos en nuestro conocimiento actual sobre el efecto de los caballos en los mamíferos silvestres. La síntesis realizada en este estudio puede ayudar a la formulación de futuras investigaciones, brindando información sobre métodos, diseños y variables utilizadas según los diferentes grupos taxonómicos. Además, es necesario aumentar la investigación sobre el efecto de los caballos en los mamíferos silvestres y evaluar el conocimiento existente para guiar los esfuerzos de conservación en aquellas áreas protegidas donde se mantienen poblaciones de caballos.

Este trabajo brinda evidencia de que los caballos afectan algunas poblaciones de mamíferos silvestres, por lo tanto mantener poblaciones de caballos en áreas protegidas podría ser contrario a los objetivos de conservación. Sin embargo, en algunos casos los caballos no representan un problema de conservación para la fauna nativa. El efecto que pueden tener los caballos sobre los mamíferos silvestres depende de las tasas de pastoreo (Eldridge, *et al.* 2020) y de las características propias del sitio. En sitios áridos o semiáridos con altas tasas de pastoreo los efectos negativos pueden ser considerables, mientras que en un sitio con una baja tasa de pastoreo y alta disponibilidad de recursos los efectos negativos pueden ser nulos. Finalmente, determinar si el manejo de caballos en áreas protegidas es una acción buena o mala depende de los objetivos de manejo y de las implicaciones ecológicas y sociales, las cuales pueden variar geográficamente, por lo que es recomendable respaldar estas acciones de manejo con evidencia empírica.

**LITERATURA CITADA**

- Arandhara, S., Sathishkumar, S., y Baskaran, N. 2020. Modelling the effect of covariates on the detectability and density of native blackbucks and invasive feral-horse using Multiple Covariate Distance Sampling at Point Calimere Wildlife Sanctuary, Southern India. *Mammalian Biology* 100:1–14.
- Bakker, E.S., y Olf, H. 2003. Impact of different-sized herbivores on recruitment opportunities for subordinate herbs in grasslands. *J. Veg. Sci.* 14:465–474.
- Baur, L. E., Schoenecker, K. A., y Smith, M. D. 2018. Effects of feral horse herds on rangeland plant communities across a precipitation gradient. *Western North American Naturalist* 77(4):526–539.
- Beever E., y Herrick J. 2006. Effects of feral horses in Great Basin landscapes on soils and ants: direct and indirect mechanisms. *Journal of Arid Environments* 66:96–112.
- Beever, E. 2003. Management implications of the ecology of free-roaming horses in semi-arid ecosystems of the western United States. *Wildlife Society Bulletin* 31(3):887–895.
- Beever, E. A., Huntsinger, L., y Petersen, S. L. 2018. Conservation challenges emerging from free-roaming horse management: A vexing social-ecological mismatch. *Biological Conservation* 226:321–328.
- Beever, E. A., y Brussard, P. F. 2000. Examining ecological consequences of feral horse grazing using exclosures. *Western North American Naturalist* 60(3):236–254.
- Beever, E. A., y Brussard, P. F. 2004. Community-and landscape-level responses of reptiles and small mammals to feral-horse grazing in the Great Basin. *Journal of Arid Environments*, 59(2):271–297.
- Berger, J. 1985. Interspecific interactions and dominance among wild Great Basin ungulates. *Journal of Mammalogy* 66(3):571–573.
- Boyd C. S., Davies, K. W., y Collins G. H. 2017. Impacts of feral horse use on herbaceous riparian vegetation within a sagebrush steppe ecosystem. *Rangeland Ecology and Management* 70:411–417.
- Cherubin, R. C., Venn, S. E., Driscoll, D. A., Doherty, T. S., y Ritchie, E. G. 2019. Feral horse impacts on threatened plants and animals in sub-alpine and montane

- environments in Victoria, Australia. *Ecological management and restoration* 20(1):47–56.
- Coates, K. P., y Schemnitz, S. D. 1994. Habitat use and behavior of male mountain sheep in foraging associations with wild horses. *The Great Basin Naturalist* 54(1):86–90.
- Cusack, J., y Bahaa-el-din, L. 2018. African Journal of Ecology special section-Camera trapping in Africa. *African Journal of Ecology* 56(4):689–689.
- Davies, K. W., y Boyd, C. S. 2019. Ecological effects of free-roaming horses in North American rangelands. *BioScience* 69(7):558–565.
- De Villalobos, A. E., y Schwerdt, L. 2017. Feral horses and alien plants: effects on the structure and function of the Pampean Mountain grasslands (Argentina). *Ecoscience* 25(1):49–60.
- Driscoll, D. A., Worboys, G. L., Allan, H., Banks, S. C., Beeton, N. J., Cherubin, R. C., Doherty, T. S., Finlayson, C. M., Green, K., Hartley, R., Hope, G., Johnson, C. N., Lintermans, M., Mackey, B., Paull, D. J., Pittock, J., Porfirio, L., Ritchie, E. G., Sato, C. F., Scheele, B. C., Slattery, D. A., Venn, S., Watson, D., Watson, M., & Williams, R. M. 2019. Impacts of feral horses in the Australian Alps and evidence-based solutions. *Ecological management and restoration* 20(1):63–72.
- Eldridge, D. J., Ding, J., y Travers, S. K. 2020. Feral horse activity reduces environmental quality in ecosystems globally. *Biological Conservation* 241:108367.
- Eldridge, D.J., Travers, S.K., Val, J., Zaja, A., y Veblen, K.E. 2019. The activity of feral horses is associated with degraded subalpine grassland structure and reduced habitat for a threatened rodent. *Rangel. Ecol. Manag.* 72:467–473.
- Farías, A. 2019. Métodos alternativos para el estudio de mamíferos en campo: métodos directos e indirectos. En *Experimentación con animales no tradicionales (ANTE) en Uruguay* Publisher: Comisión Honoraria de Experimentación Animal (CHEA, CSIC), Universidad de la República.
- Gooch, A. M., Petersen, S. L., Collins, G. H., Smith, T. S., McMillan, B. R., y Eggett, D. L. 2017. The impact of feral horses on pronghorn behavior at water sources. *Journal of Arid Environments* 138:38–43.

- Hall, L. K., Larsen, R. T., Knight, R. N., y McMillan, B. R. 2018. Feral horses influence both spatial and temporal patterns of water use by native ungulates in a semi-arid environment. *Ecosphere* 9(1): e02096.
- Hall, L.K., Larsen, R.T., Westover, M.D., Day, C.C., Knight, R.N., y McMillan, B.R. 2016. Influence of exotic horses on the use of water by communities of native wildlife in a semi-arid environment. *J. Arid Environ* 127:100–105.
- Lisón, F., Jiménez-Franco, M. V., Altamirano, A., Haz, Á., Calvo, J. F., y Jones, G. 2019. Bat ecology and conservation in semi-arid and arid landscapes: a global systematic review. *Mammal Review* 50(1): 52–67.
- Mishra, C., S. E. Van Wieren, P. Ketner, I. M. Heitkönig, y H. H. Prins. 2004. Competition between domestic livestock and wild bharal *Pseudois nayaur* in the Indian Trans-Himalaya. *Journal of Applied Ecology* 41:344–354.
- Nimmo, D. G., y Miller, K. K. 2007. Ecological and human dimensions of management of feral horses in Australia: a review. *Wildlife research* 34(5):408–417.
- Ostermann-Kelm, S., Atwill, E. R., Rubin, E. S., Jorgensen, M. C., y Boyce, W. M. 2008. Interactions between feral horses and desert bighorn sheep at water. *Journal of Mammalogy* 89(2):459–466.
- Perry, N. D., Morey, P., y San Miguel, G. 2015. Dominance of a natural water source by feral horses. *The Southwestern Naturalist* 60(4):390–393.
- Proulx G, Cattet M R, Powell R A. 2012. Humane and efficient capture and handling methods for carnivores. En: Boitani L, Powell, R. *Carnivore ecology and conservation: A han-dbook of techniques*. Oxford University Press Inc., New York, New York, USA. pp. 70-129.
- R Development Core Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.r-project.org/>>.
- Robertson, G., Wright, J., Brown, D., Yuen, K., y Tongway, D. 2019. An assessment of feral horse impacts on treeless drainage lines in the Australian Alps. *Ecological management and restoration* 20(1):21–30.



- Schieltz, J. M., y Rubenstein, D. I. 2016. Evidence based review: positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know? *Environmental Research Letters* 11(11):113003.
- Schulz, M., Schroder, M., y Green, K. 2019. The occurrence of the Broad-toothed Rat *Mastacomys fuscus* in relation to feral Horse impacts. *Ecological management and restoration* 20(1):31–36.
- Scorolli, A. L. 2016. Manejo de caballos cimarrones: la situación en la Argentina. *Mastozoología neotropical* 23(2): 325–333.
- Scorolli, A. L. 2018. Feral horse management in Parque Provincial Ernesto Tornquist, Argentina. *Human–Wildlife Interactions* 12(1):102–110.
- Ward-Fear, G., Brown, G. P., Pearson, D. J., y Shine, R. 2017. An invasive tree facilitates the persistence of native rodents on an over-grazed floodplain in tropical Australia. *Austral Ecology* 42(4):385–393.

## ANEXOS

Anexo A. Lista de 14 artículos incluidos para analizar el efecto de los caballos en los mamíferos silvestres.

1. Arandhara, S., Sathishkumar, S., y Baskaran, N. 2020. Modelling the effect of covariates on the detectability and density of native blackbucks and invasive feral-horse using Multiple Covariate Distance Sampling at Point Calimere Wildlife Sanctuary, Southern India. *Mammalian Biology* 100:1–14.
2. Beever, E. A., y Brussard, P. F. 2000. Examining ecological consequences of feral horse grazing using exclosures. *Western North American Naturalist* 60(3):236–254.
3. Beever, E. A., y Brussard, P. F. 2004. Community-and landscape-level responses of reptiles and small mammals to feral-horse grazing in the Great Basin. *Journal of Arid Environments*, 59(2):271–297.
4. Berger, J. 1985. Interspecific interactions and dominance among wild Great Basin ungulates. *Journal of Mammalogy* 66(3):571–573.
5. Cherubin, R. C., Venn, S. E., Driscoll, D. A., Doherty, T. S., y Ritchie, E. G. 2019. Feral horse impacts on threatened plants and animals in sub-alpine and montane environments in Victoria, Australia. *Ecological management and restoration* 20(1):47–56.
6. Coates, K. P., y Schemnitz, S. D. 1994. Habitat use and behavior of male mountain sheep in foraging associations with wild horses. *The Great Basin Naturalist* 54(1):86–90.
7. Eldridge, D.J., Travers, S.K., Val, J., Zaja, A., y Veblen, K.E. 2019. The activity of feral horses is associated with degraded subalpine grassland structure and reduced habitat for a threatened rodent. *Rangel. Ecol. Manag.* 72:467–473.
8. Gooch, A. M., Petersen, S. L., Collins, G. H., Smith, T. S., McMillan, B. R., y Eggett, D. L. 2017. The impact of feral horses on pronghorn behavior at water sources. *Journal of Arid Environments* 138:38–43.
9. Hall, L. K., Larsen, R. T., Knight, R. N., y McMillan, B. R. 2018. Feral horses influence both spatial and temporal patterns of water use by native ungulates in a semi-arid environment. *Ecosphere* 9(1): e02096.
10. Hall, L.K., Larsen, R.T., Westover, M.D., Day, C.C., Knight, R.N., y McMillan, B.R. 2016. Influence of exotic horses on the use of water by communities of native wildlife in a semi-arid environment. *J. Arid Environ* 127:100–105.

11. Ostermann-Kelm, S., Atwill, E. R., Rubin, E. S., Jorgensen, M. C., y Boyce, W. M. 2008. Interactions between feral horses and desert bighorn sheep at water. *Journal of Mammalogy* 89(2):459–466.
12. Perry, N. D., Morey, P., y San Miguel, G. 2015. Dominance of a natural water source by feral horses. *The Southwestern Naturalist* 60(4):390–393.
13. Schulz, M., Schroder, M., y Green, K. 2019. The occurrence of the Broad-toothed Rat *Mastacomys fuscus* in relation to feral Horse impacts. *Ecological management and restoration* 20(1):31–36.
14. Ward-Fear, G., Brown, G. P., Pearson, D. J., y Shine, R. 2017. An invasive tree facilitates the persistence of native rodents on an over-grazed floodplain in tropical Australia. *Austral Ecology* 42(4):385–393.

## Anexo B. Clasificación de los 14 artículos seleccionados para analizar el efecto de los caballos en los mamíferos silvestres.

<b>Año</b>	<b>País</b>	<b>Grupo</b>	<b>Método</b>	<b>Tipo de estudio</b>	<b>Respuesta</b>	<b>Mecanismo</b>	<b>Referencia</b>
1985	Estados Unidos	Ungulados	Observación directa	Correlacional	Comportamiento	Directo	Berger (1985)
1994	Estados Unidos	Ungulados	Capturas Observación directa	Correlacional	Uso de hábitat Comportamiento	Directo	Coates y Schemnitz (1994)
2000	Estados Unidos	Roedores	Capturas Conteo de rastros	Experimento natural	Riqueza Abundancia	Indirecto	Beever y Brussard (2000)
2004	Estados Unidos	Roedores	Capturas	Experimento natural	Riqueza Abundancia	Indirecto	Beever y Brussard (2004)
2008	Estados Unidos	Ungulados	Observación directa Cámaras trampa	Experimento controlado	Abundancia Actividad diaria	Directo	Ostermann-Kelm et al. (2008)
2015	Estados Unidos	Ungulados	Cámaras trampa	Correlacional	Actividad diaria Comportamiento	Directo	Perry et al. (2015)
2016	Australia	Roedores	Capturas Conteo de rastros	Correlacional	Abundancia	Indirecto	Ward-Fear et al. (2016)
2016	Estados Unidos	Ungulados Carnívoros Roedores	Cámaras trampa	Experimento natural	Riqueza Abundancia Actividad diaria	Directo	Hall et al. (2016)
2017	Estados Unidos	Ungulados	Observación directa	Correlacional	Comportamiento	Directo	Gooch et al. (2017)
2018	Estados Unidos	Ungulados	Cámaras trampa	Correlacional	Actividad diaria Uso de hábitat	Directo	Hall et al. (2018)
2019	Australia	Roedores	Conteo de rastros	Correlacional	Ocupación	Indirecto	Cherubin et al. (2019)
2019	Australia	Roedores	Conteo de rastros	Correlacional	Uso de hábitat	Indirecto	Eldridge et al. (2019)
2019	Australia	Roedores	Conteo de rastros	Correlacional	Ocurrencia Abundancia	Indirecto	Schulz et al. (2019)
2020	India	Ungulados	Observación directa	Correlacional	Abundancia Detectabilidad	Directo	Arandhara et al. (2020)

## CAPITULO II

### **RELACIÓN ENTRE LA PRESENCIA DE CABALLOS (*Equus caballus*) Y LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL VENADO COLA BLANCA (*Odocoileus virginianus*) EN DOS ÁREAS CON DISTINTAS RESTRICCIONES DE MANEJO EN EL PARQUE NACIONAL SANTA ROSA.**

Brayan Heiner Morera Chacón

2020

## RESUMEN

En comunidades de especies nativas las jerarquías de dominio y el uso de recursos suelen estar bien establecidos, pero la introducción de especies exóticas al ecosistema puede alterar la dinámica natural. Uno de los grupos frecuentemente introducidos en nuevos ambientes son los grandes herbívoros, y esta nueva condición de simpatria forzada crea la oportunidad de que existan diferentes tipos de interacciones. Estas interacciones pueden ser negativas, como la competencia o positivas, como la facilitación. Estudié una población simpátrica de venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y caballos domésticos (*Equus caballus*) con el objetivo de analizar la relación entre la presencia de caballos y la distribución espacial del venado cola blanca en dos áreas con distintas restricciones de manejo en el bosque tropical seco del parque nacional Santa Rosa, en el pacífico norte de Costa Rica. Implementé un diseño de muestreo cuasi-experimental instalando cámaras trampa en sitios con presencia y ausencia de caballos, y calculé las tasas de foto-capturas de venados cola blanca para ambas condiciones. Caractericé la vegetación y medí la distancia a cuerpos de agua en cada sitio de muestreo para usarlos como predictores de las tasas de foto-capturas de caballos y venados cola blanca. Para analizar las tasas de foto-capturas utilicé modelos lineales generalizados y el peso del criterio de información de akaike como criterio de selección del mejor modelo. Observé una mayor tasa de foto-capturas de venados en áreas abiertas y cercanas a cuerpos de agua. Encontré diferencias en el uso del hábitat de los venados cola blanca en sitios con presencia y ausencia de caballos. En las áreas con presencia de caballos los venados hicieron un mayor uso en comparación con las áreas donde los caballos estaban ausentes. Los resultados sugieren que el pastoreo de caballos en baja intensidad facilita a los venados cola blanca la obtención de forraje proporcionando evidencia de que el manejo de caballos en el Parque Nacional Santa Rosa no tiene efectos negativos, como se ha demostrado en otras áreas protegidas. Recomiendo realizar esfuerzos adicionales durante la estación seca, ya que la dinámica de las especies en los bosques estacionalmente secos puede cambiar con la estacionalidad y las relaciones aquí descritas también. Recomiendo mantener la intensidad de pastoreo de caballos actual para prevenir la disminución de la calidad ambiental debido a su actividad.

**Palabras clave:** Interacciones interespecíficas, competencia, facilitación, uso de hábitat, estacionalidad, bosque tropical seco, venado cola blanca.

## INTRODUCCIÓN

En comunidades de especies nativas las jerarquías de dominio suelen estar bien establecidas lo que ayuda a estabilizar su organización, pero en las comunidades donde se han introducido competidores relativamente nuevos las jerarquías de dominio y la dinámica de la competencia pueden verse alteradas (Schuette, *et al.* 2013; Hall, *et al.* 2016). Las interacciones entre el ganado (*Bos taurus*) y caballos (*Equus caballus*) introducidos con los ungulados nativos ha sido un tema ampliamente estudiado (Chaikina y Ruckstuhl 2006; Osterman-Kelm, *et al.* 2008; Gooch, *et al.* 2017). La condición de simpatria crea la oportunidad para que existan interacciones de comportamiento y una competencia potencial por recursos (Osterman-Kelm, *et al.* 2008). La interacción más comúnmente descrita parece ser la competencia, mientras que las interacciones benéficas como la facilitación han sido descritas con menos frecuencia (Latham, 1999).

El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) es una especie de ungulado ampliamente distribuida, desde el sur de Canadá hasta Sudamérica (Arceo, *et al.* 2005; Gallina y Lopez-Arevalo 2016). Historicamente la ganadería extensiva ha coexistido bien con el venado cola blanca debido a que este tipo de manejo no elimina todo el bosque y los remanentes de vegetación le brindan refugio (Rodríguez, 2015). Se ha documentado que el pastoreo de ganado ayuda a la producción de hierbas, mejorando el estado nutricional del forraje para el venado cola blanca (Warren y Krysl 1983), o aumentando la preferencia de los venados por sitios previamente pastoreados y consecuentemente aumentando su abundancia, como sucede con el venado bura (*O. hemionus*) (Stuth y Winward 1977). Sin embargo, se ha asociado el pastoreo intensivo con la pérdida de peso, bajo contenido de grasa, disminución de tasas reproductivas y reducción de la supervivencia en venados cola blanca (McMahan y Ramsey 1965; Chaikina y Ruckstuhl 2006).

En zonas aridas se ha demostrado que los caballos son dominantes sobre los ungulados nativos, excluyendolos o aumentando el comportamiento de vigilancia en cuerpos de agua (Berger, 1985; Osterman-Kelm, *et al.* 2008; Perry, *et al.* 2015; Hall *et al.* 2018). La competencia ocurre con mayor frecuencia cuando los recursos no solo están limitados sino también espacialmente concentrados, estas condiciones pueden crear una agregación de animales donde el contacto directo entre especies competidoras es más común (Gooch, *et al.* 2017). Salter y Hudson (1980) estudiaron la relación entre caballos y

ungulados silvestres en los piedemonte al oeste de Alberta, en un bosque dominado por pinos, y a pesar de que los caballos y venados (bura y cola blanca) presentaron un alto solapamiento en sus patrones de distribución, la falta de interacciones de comportamiento y las diferencias dietéticas sugirieron que no existe competencia. Hasta donde sé, no se han documentado interacciones entre caballos y venados cola blanca.

Este estudio tuvo el objetivo de analizar la relación entre la presencia de caballos y la distribución espacial de venados cola blanca en dos áreas con distintas restricciones de manejo en el bosque tropical seco del Parque Nacional Santa Rosa, en el pacífico norte de Costa Rica. Por lo que realice muestreos en áreas con y sin presencia de caballos para comparar la abundancia y el uso de hábitat de los venados cola blanca utilizando tasas de foto-capturas.



## METODOLOGÍA

### Área de estudio

El estudio lo realicé en el Parque Nacional Santa Rosa (PNSR), específicamente en el sector Santa Elena (SSE), y Parque Nacional Guanacaste (PNG), del Área de Conservación Guanacaste (ACG), que se encuentra en la región del pacífico norte de Costa Rica. El PNSR se ubica a 20 Km de la frontera con Nicaragua abarcando 38.600 ha desde la costa pacífica hasta la carretera Interamericana (Norma, 2016) (Figura 6). El SSE tiene una extensión de 15.288 ha y está rodeado al sur y oeste por el Sector Santa Rosa, al norte por el Sector Murciélagos y al este por la carretera interamericana y el Parque Nacional Guanacaste, y es precisamente el SSE donde se encuentra el centro de reproducción de equinos. Esta característica le confiere una restricción de manejo distinta a las áreas de uso público, áreas administrativas o sitios dedicados exclusivamente a la conservación. El área del sitio de manejo de caballos es de aproximadamente 250 ha y durante el año 2019 el número de caballos en el área de manejo fue de 12 individuos, para una densidad de 0,05 caballos por hectárea.

Actualmente el área se encuentra dominada por uno de los pocos remanentes de bosque estacionalmente secos de Centroamérica (Jiménez, *et al.* 2016). La precipitación media anual es de 1.600 mm y muestra una marcada variación estacional que define notablemente una estación seca (meses con promedio de lluvia menor a 100 mm) de diciembre hasta abril y una estación lluviosa de mayo a noviembre (Fuller, *et al.* 2019). La temperatura media anual es de 25°C con un promedio de temperaturas máximas de 29-31 °C durante la estación lluviosa y mayor a 35 °C durante la estación seca (Jiménez, *et al.* 2016; Fuller, *et al.* 2019).

El bosque tropical seco del pacífico norte de Costa Rica contiene distintas comunidades vegetales con porcentajes variables de especies perennes y caducifolias (Powers, *et al.* 2009). En el PNSR el bosque perenne está dominado por roble encino (*Quercus oleoides*), que comprende cerca del 30% de encinos hasta casi rodales puros, aunque estos bosques también contienen una gran cantidad de otras especies que coexisten en el bosque caducifolio adyacente donde los robles son raros (Boucher, 1991; Powers, *et al.* 2009). Varias áreas se encuentran cubiertas con un mosaico de pastos y



Figura 7. Ubicación del área de estudio en el Parque Nacional Santa Rosa y Parque Nacional Guanacaste, provincia de Guanacaste, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019.

crecimiento secundario en varias etapas de regeneración con diferentes historias de uso, así como un historial de incendios forestales (Janzen, 2000; Kalacska, *et al.* 2004).

### Colecta de datos

Tomé datos durante la estación lluviosa en el periodo junio–noviembre de 2019. Para clasificar la vegetación del área de estudio definí a priori cuatro categorías de vegetación:

1. Boscosa: caracterizada por presentar árboles perennes y semi–caducifolios con un dosel de  $\geq 10$  m de altura.
2. Arbustiva: se caracterizó por la presencia de especies leñosas o matorrales de tallo múltiple de 2 – 5 m de altura y frecuentemente cubiertas de espinas.
3. Gramíneas: se caracterizó por la presencia de pasturas y otras hierbas de  $\leq 2$  m de altura.
4. Suelo descubierto: que se caracterizó por la ausencia de vegetación.

Utilizando un GPS (Garmin etrex touch 35) Tomé puntos de confirmación de cada tipo de vegetación en toda el área de estudio y realicé un proceso de clasificación supervisada, utilizando imágenes satelitales Landsat 8 (USGS 2019) del 23 de noviembre de 2019 y el software QGIS 2.18.24 (QGIS Development Team, 2016) con el complemento Semi-Automatic Classification (Congedo, 2016).

Para comparar la abundancia y uso de hábitat del venado cola blanca en dos áreas con distintas restricciones de manejo, implementé un diseño de muestreo cuasi-experimental. Este diseño es el más apropiado cuando se desea evaluar una medida de manejo específica, no se puede adoptar un enfoque experimental verdadero y se necesita tener una confianza relativamente alta de que el efecto observado del manejo es real (Margoluis, *et al.* 2009). Seleccioné dos sitios, uno con manejo para el pastoreo de caballos (CP, ubicado en el sector Santa Elena PNSR) y otro sin pastoreo (SP, ubicado en el PNG), cada uno con un área de 228 ha, separados por una distancia de 1,4 Km y procurando que la cobertura vegetal fuese lo más similar posible. Con el fin de tener unidades de muestreo independientes dividí cada sitio en 20 unidades de muestreo de 11,4 ha, utilizando la herramienta *crear cuadrícula* del software QGIS; el tamaño de las unidades de muestreo se determinó como un promedio del rango de acción de venados cola blanca reportado por Rodríguez (2015) en el bosque seco tropical del Parque Nacional Palo Verde, debido a que este dato no se ha estimado en el parque nacional Santa Rosa.

En cada unidad de muestreo instalé una cámara trampa (Bushnell®, Trophy Cam modelos 119436, 119446, 119456, o Browning Strike Force Extreme) para estimar la tasa de foto-capturas de venado cola blanca y caballos; procuré ubicar las cámaras lo más cerca posible del centro de cada unidad y en un sitio que optimizara la cantidad de foto-capturas (ej: caminos, pasos de fauna, cuerpos de agua). Cada cámara fue colocada en el tronco de un árbol a 40 cm de altura y programada para estar activa durante 24 horas al día en modo fotografía, con un retraso mínimo de 1s entre disparos consecutivos. Para cada cámara registré el tipo de vegetación (Boscosa, Arbustiva, Gramíneas, suelo descubierto), la distancia euclidiana de cada cámara al cuerpo de agua más cercano, las fechas de operación de las cámaras, el esfuerzo de muestreo (número de noches trampa) y el número de foto-capturas independientes de venados y caballos. Consideré como una foto-captura independiente: 1) fotografías consecutivas de la misma especie tomadas con al menos 30 minutos de diferencia; 2) fotos consecutivas de la misma especie que podían

identificarse como individuos diferentes (manchas, cicatrices, cuernos / astas, sexo); o 3) fotos de la misma especie separadas por fotos de una especie diferente.

### **Análisis de datos**

Realicé un análisis exploratorio de nuestros datos siguiendo el protocolo sugerido por Zuur, *et al.* (2010) para detectar y evitar problemas estadísticos comunes como la falta de normalidad, heterogeneidad de varianza, valores atípicos, sobre dispersión y colinealidad. Calculé las tasas a las que se acumuló el número de foto–capturas independientes (tasa de foto–captura) de venados cola blanca y caballos en cada unidad de muestreo (número de foto–capturas independientes por 100 noches trampa), y las analicé usando modelos lineales generalizados (MLG) (Buckley, 2015) con una función de enlace *logit*, como es usual para datos de conteos (Montalvo, *et al.* 2019). Asumí una distribución de error binomial negativa debido a la sobre dispersión (Buckley, 2015), y para considerar la variación en el esfuerzo de muestreo utilicé el logaritmo del número de noches trampa como un ajuste (offset) para estandarizar los muestreos. Para todos los análisis utilicé el software estadístico R versión 3.6.0 (R Development Core Team, 2019).

Evalué la relación de la presencia de caballos (Pastoreo), el tipo de vegetación (Veg) y la distancia a cuerpos de agua (Dist.Agua) con las tasas de foto–capturas de venado cola blanca, mediante el desarrollo de ocho modelos: un modelo incluyó únicamente el intercepto (modelo nulo), tres modelos incluyeron uno de los tres predictores (Pastoreo, Veg o Dist.Agua), tres modelos incluyeron el efecto aditivo de dos predictores (Pastoreo + Veg, Pastoreo + Dist.Agua, Veg + Dist.Agua), y un modelo incluyó el efecto aditivo de los tres predictores (Pastoreo + Veg + Dist.Agua) (Cuadro 3). También evalué la relación de la vegetación y distancia a cuerpos de agua con las tasas de foto–capturas de caballos desarrollando 4 modelos: un modelo nulo, dos modelos que incluyeron uno de los dos predictores (Veg o Dist.Agua), y un modelo que incluyó el efecto aditivo de los dos predictores (Veg + Dist.Agua) (Cuadro 3). Por último, evalué la relación entre las tasas de foto–capturas de venados y caballos desarrollando dos modelos: un modelo nulo y un modelo que incluyó las tasas de foto–capturas de caballos (Cuadro 3). En cada caso desarrollé un modelo nulo con el fin de determinar si los patrones observados son causados por el efecto de nuestros predictores o tan solo por el azar. Comparé la evidencia de un modelo sobre otro utilizando el peso del Criterio de Información de Akaike, y seleccioné el modelo más plausible debido al mayor peso de Akaike ( $\omega$ = rango de 0 a 1) (Burnham y Anderson 2002; Anderson, 2007).

Cuadro 3. Descripción de modelos candidatos para evaluar las tasas de foto–capturas de venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*; FCV) y de caballos (*Equus caballus*; FCC) en el Parque Nacional Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019.

<b>Modelo</b>	<b>Descripción</b>
$FCV = \log(\text{noches/trampa}) + \text{Intercepto}$	Solo intercepto
$FCV = \log(\text{noches/trampa}) + P$	FCV varía con la condición de pastoreo
$FCV = \log(\text{noches/trampa}) + \text{Veg}$	FCV varía con el tipo de vegetación
$FCV = \log(\text{noches/trampa}) + \text{Dist.Agua}$	FCV varía con la distancia al cuerpo de agua
$FCV = \log(\text{noches/trampa}) + P + \text{Veg}$	FCV varía con la condición de pastoreo y el tipo de vegetación de manera aditiva
$FCV = \log(\text{noches/trampa}) + P + \text{Dist.Agua}$	FCV varía con la condición de pastoreo y la distancia al cuerpo de agua de manera aditiva
$FCV = \log(\text{noches/trampa}) + \text{Veg} + \text{Dist.Agua}$	FCV varía con el tipo de vegetación y la distancia al cuerpo de agua de manera aditiva
$FCV = \log(\text{noches/trampa}) + P + \text{Veg} + \text{Dist.Agua}$	FCV varía con la condición de pastoreo, el tipo de vegetación y la distancia al cuerpo de agua de manera aditiva
$FCV = \log(\text{noches/trampa}) + \text{FCC}$	FCV varía con FCC
$FCC = \log(\text{noches/trampa}) + \text{Intercepto}$	Solo intercepto
$FCC = \log(\text{noches/trampa}) + \text{Veg}$	FCC varía con el tipo de vegetación
$FCC = \log(\text{noches/trampa}) + \text{Dist.Agua}$	FCC varía con la distancia al cuerpo de agua
$FCC = \log(\text{noches/trampa}) + \text{Veg} + \text{Dist.Agua}$	FCC varía según el tipo de vegetación y la distancia al cuerpo de agua de manera aditiva

## RESULTADOS

Con un esfuerzo total de muestreo de 1169 noches/trampa obtuve 392 foto-capturas independientes de venado cola blanca y 102 de caballo. Obtuve pocos registros de potenciales depredadores de venado cola blanca (*Canis latrans*= 16, *Leopardu pardalis*= 19, *Panthera onca*= 17, *Puma concolor*= 5), por lo que no fueron considerados en los análisis estadísticos. En el 2,5% ( $N= 1$ ) de las unidades de muestreo para venado ( $N_{CP}= 20$ ,  $N_{SP}= 20$ ) no obtuve ninguna foto-captura, mientras que de caballo no obtuve foto-capturas en el 25% ( $N= 5$ ) de las unidades de muestreo ( $N_{CP}= 20$ ). El esfuerzo promedio por unidad de muestreo ( $29,22 \pm 0,59$  noches/trampa) fue mayor al necesario para obtener una primera foto-captura de venado ( $4,77 \pm 0,48$  noches/trampa) o de caballo ( $4,33 \pm 0,64$  noches/trampa), reduciendo la probabilidad de haber registrado una falsa ausencia en alguna de las unidades de muestreo sin foto-capturas.

En las 40 unidades de muestreo la vegetación arbustiva presentó el mayor porcentaje de cobertura vegetal (media  $\pm$  error estándar:  $41 \pm 3$  %) seguido de la vegetación boscosa ( $37 \pm 4$  %), gramíneas ( $20 \pm 2$  %) y el suelo descubierto ( $2 \pm 0,5$  %). El sitio con manejo de pastoreo para caballos (CP) presentó una mayor proporción de áreas abiertas en comparación con el sitio sin pastoreo (SP); la cobertura boscosa en CP fue menor con respecto a SP, mientras que la vegetación arbustiva, gramíneas y suelo descubierto en CP fue mayor respecto a SP (Cuadro 2). La distancia al cuerpo de agua más cercano fue menor en CP ( $340,1 \pm 42,81$  metros) respecto a SP ( $423,06 \pm 83,89$  metros).

La tasa de foto-capturas del venado cola blanca estuvo relacionada con la condición de pastoreo, el tipo de vegetación y la distancia a cuerpos de agua, esto fue demostrado estadísticamente al comparar ocho modelos donde el modelo aditivo que incluye los tres factores fue el mejor modelo según el peso de Akaike (Cuadro 3). El segundo mejor modelo incluye el efecto aditivo de pastoreo y vegetación, y en conjunto con el primero concentran el 91% de soporte empírico. La tasa de foto-capturas de venado en CP ( $45,51 \pm 6,63$  fotos /100 noches trampa) fue mayor en comparación con SP ( $22,42 \pm 3,56$ ) por un factor de 1,85 ( $\pm 1,21$ ), y mayor en sitios con vegetación arbustiva ( $42,2 \pm 6,39$ ) y/o gramíneas ( $42,40 \pm 10,42$ ) en comparación a sitios con vegetación boscosa ( $18,56 \pm 4,18$ ) por un factor de 2,06 ( $\pm 1,25$ ) y 2,39 ( $\pm 1,31$ ) respectivamente (Figura 7). La tasa de foto-capturas disminuyó en 0,99 por cada metro de distancia al cuerpo de agua más cercano.

Cuadro 4. Porcentaje de cobertura ( $\pm$  error estándar) para cada tipo de vegetación en sitios sin pastoreo (SP) y con pastoreo (CP) de caballos (*Equus caballus*) en el sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019.

Tipo de Vegetación	SP	CP
Boscosa	42 $\pm$ 7 %	33 $\pm$ 5 %
Arbustiva	38 $\pm$ 4 %	43 $\pm$ 4 %
Gramíneas	18 $\pm$ 4 %	21 $\pm$ 3 %
Suelo descubierto	2 $\pm$ 0,5 %	3 $\pm$ 0,9 %

Cuadro 5. Importancia de ocho modelos que describen la relación entre el manejo de pastoreo para caballos (P), el tipo de vegetación (Veg) y la distancia a cuerpos de agua (Dist.Agua) con las tasas de foto–capturas del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*; FCV) en el Sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	$\omega$
FCV= log(noches/trampa) + P + Veg + Dist.Agua	251,5	0,0	0,60
FCV= log(noches/trampa) + P + Veg	252,8	1,3	0,31
FCV= log(noches/trampa) + P	257,4	6,0	0,03
FCV= log(noches/trampa) + P + Dist.Agua	258,2	6,8	0,02
FCV= log(noches/trampa) + Veg + Dist.Agua	258,2	6,8	0,02
FCV= log(noches/trampa) + Veg	259,9	8,5	<0,01
FCV= log(noches/trampa) + Intercepto	264,0	12,5	<0,01
FCV= log(noches/trampa) + Dist.Agua	264,2	12,7	< 0,01

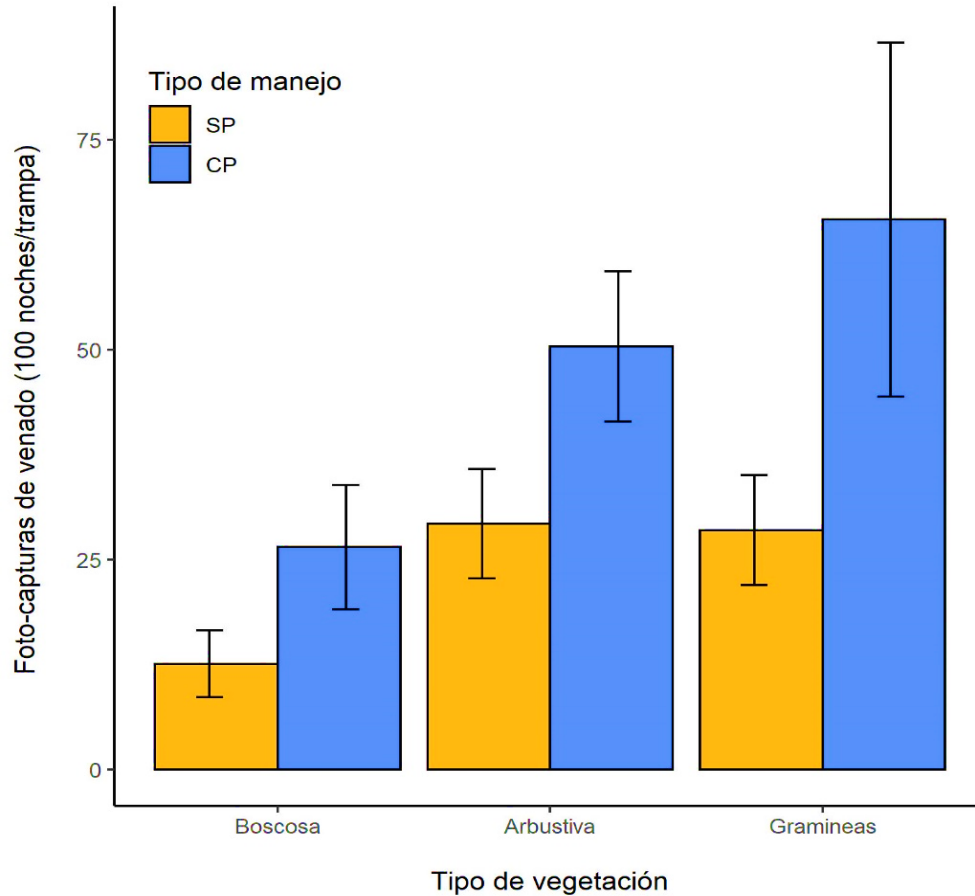


Figura 8. Valores medios ( $\pm$  error estándar) de las tasas de foto-capturas de venados cola blanca para cada tipo de vegetación según el tipo de manejo (Sin Pastoreo= SP, Con Pastoreo= CP) en el sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019.

Probé si la tasa de foto-capturas de venados en CP está relacionada con la intensidad del pastoreo de caballos; la tasa de fotos-capturas de venados disminuyó conforme aumentó la tasa de foto-capturas de caballos (Figura 8), pero no encontré respaldo estadístico para esta relación al comparar dos modelos y ser el modelo nulo el de mayor evidencia ( $\omega = 0,76$ ) respecto al modelo que incluyó la tasa de foto-capturas de caballo ( $\omega = 0,24$ ) según el peso de Akaike. La tasa de foto-capturas de caballos no están relacionadas a nuestros predictores de vegetación y distancia a cuerpos de agua, esto fue demostrado estadísticamente al comparar cuatro modelos donde el modelo nulo fue el modelo según el peso de Akaike (Cuadro 4).



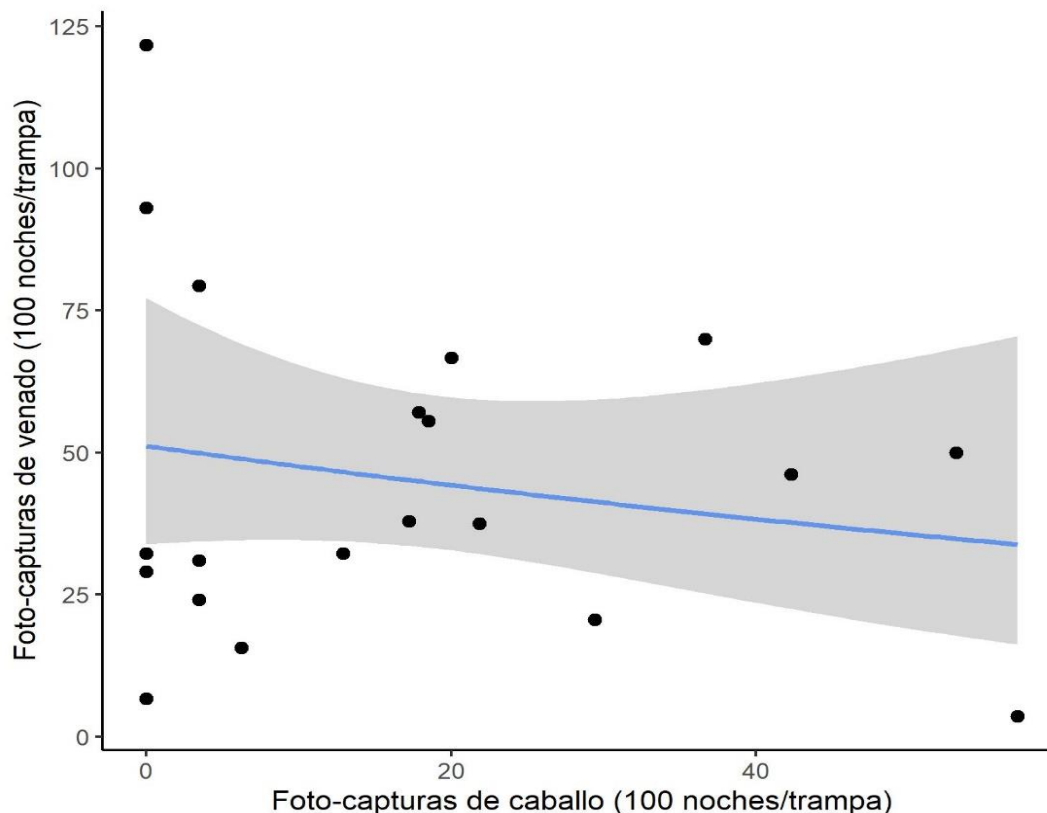


Figura 9. Relación de la tasa de foto-capturas de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) con la tasa de foto-capturas de caballos (*Equus caballus*) en el sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa. Periodo junio–noviembre 2019.

Cuadro 6. Importancia de cuatro modelos que describen la relación entre el tipo de vegetación (Veg) y la distancia a cuerpos de agua (Dist.Agua) con las tasas de foto-capturas de caballos (*Equus caballus*; FCC) en el Sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	$\omega$
FCC= log(noches/trampa) + Intercepto	112,8	0,0	0,45
FCC= log(noches/trampa) + Dist.Agua	113,9	1,1	0,26
FCC= log(noches/trampa) + Veg	114,1	1,3	0,23
FCC= log(noches/trampa) + Veg + Dist.Agua	116,9	4,1	0,06

## DISCUSIÓN

Este estudio demuestra que los venados cola blanca están positivamente relacionados con el efecto aditivo de la presencia de caballos, el tipo de vegetación y la distancia a cuerpos de agua. En los bosques tropicales los venados cola blanca frecuentemente hacen un mayor uso de áreas abiertas como pastizales, zonas de uso agrícola o deforestadas (Sáenz y Vaughan 1998; Weber, 2008) y en los bosques tropicales secos son dependientes de los cuerpos de agua, incluso durante la estación lluviosa (Montalvo, *et al.* 2019); mis datos sugieren que en el sitio de manejo de caballos los venados cola blanca cuentan con mejores condiciones de hábitat en comparación al sitio sin pastoreo de caballos, al tener un mayor porcentaje de áreas abiertas y disponibilidad de agua, y como respuesta una mayor tasa de foto-capturas.

En el sitio de manejo de caballos la tasa de foto-capturas de venados cola blanca fue más del doble en comparación con el sitio sin presencia de caballos. El uso diferencial de recursos no significa exactamente que dos especies estén interactuando ya que la división de recursos pudo haber evolucionado como consecuencia de la competencia pasada, pero si se logra demostrar que el uso de recursos de una especie cambia en presencia de una segunda especie, se considera una fuerte evidencia de una interacción (Putman, 1996; Latham, 1999). Los resultados de este estudio sugieren que existe una interacción positiva entre caballos y venados cola blanca, y que la presencia de caballos en el área de estudio podría estar facilitando mejores condiciones de forraje para el venado. Mi hallazgo de un mayor uso de los sitios pastoreados es consistente con los hallazgos de algunas investigaciones previas sobre interacciones entre herbívoros introducidos y ungulados nativos. En la isla de Rhum, Escocia, se demostró que el uapití (*Cervus elaphus*) prefería forrajear en áreas que habían sido pastadas por el ganado (*Bos taurus*) durante el invierno anterior ya que el pastoreo del ganado aumentaba la biomasa y disponibilidad de pasto verde durante la primavera en comparación con áreas no pastoreadas, lo que mejoraba la disponibilidad del forraje para el uapití (Gordon, 1988). También se demostró que el pastoreo de ovejas mejora la calidad del pasto en otoño y aumenta la cantidad de forraje de alta calidad en la primavera, facilitando las condiciones de forraje para el venado bura y el alce (*C. canadensis roosevelti*) (Rhodes y Sharrow 1990). Sin embargo, la facilitación en la obtención de forraje de los caballos hacia los venados cola blanca se podría deber principalmente a la reducción de la competencia

entre pastos con hierbas y/o árboles nativos. Aunque los venados cola blanca consumen pastos, estos están presentes en su dieta en pequeñas cantidades (Di Mare 1994), ya que su pequeño rumen no le permite tolerar una lenta digestión de fibras (González y Briones–Salas 2012). Los venados se consideran ramoneadores al alimentarse principalmente de hierbas, ramas y brotes de arbustos, los cuales crecen con mayor facilidad cuando se reduce la competencia con los pastos, efecto causado por la actividad de los caballos (Janzen y Hallwachs 2016) (Ver Anexo B).

Los datos sugieren una pequeña reducción en la cantidad de foto–capturas de venados cuando la tasa de foto–capturas de caballos aumentó; sin embargo, no encontramos respaldo estadístico para dicha disminución. Algunos estudios han demostrado que cierta intensidad de pastoreo de ganado puede causar una disminución en la disponibilidad de recursos para los ungulados nativos (Chaikina y Ruckstuhl 2006). Mishra, *et al.* (2004) observaron que la disponibilidad de gramíneas por unidad de biomasa ganadera fue tres veces menor en un pastizal de pastoreo intensivo en comparación con uno de pastoreo moderado. El pastoreo intensivo del ganado se ha asociado con la pérdida de peso, bajo contenido de grasa, disminución de tasas reproductivas y reducción de la supervivencia en venados cola blanca (McMahan y Ramsey 1965; Chaikina y Ruckstuhl 2006). La intensidad de pastoreo por caballos en el Parque Nacional Santa Rosa (0,05 caballos/ha) es considerablemente menor a la reportada en el sureste de India (0,13 caballos/ha) donde se han descrito efectos negativos en los ungulados nativos a causa de la presencia de caballos (Arandhara, *et al.* 2020). El aumento en la cantidad de caballos en el área de estudio podría tener un efecto negativo sobre los venados, por lo que es recomendable mantener la intensidad del pastoreo bajo las condiciones actuales.

En este estudio los caballos no estuvieron asociados al tipo de vegetación ni a la distancia a cuerpos de agua, aunque esta condición podría cambiar durante la estación seca como se ha observado en otras latitudes. En la India, Mishra, *et al.* (2004) observó a los caballos alimentarse predominantemente de gramíneas durante el verano, mientras que durante el invierno prefirió alimentarse de otras hierbas. En el PNSR los venados cola blanca durante la estación seca hacen un mayor uso de los cuerpos de agua y áreas abiertas (caminos, senderos, pasos de fauna) (Montalvo, *et al.* 2019), si al igual que los venados durante la estación seca los caballos utilizaran con mayor intensidad las áreas abiertas y cercanas a cuerpos de agua ambas especies podrían eventualmente competir por recursos. Girard, *et al.* (2013) observaron en el noroeste de Alberta, Canadá, una

mayor abundancia de caballos en pastizales y preferencia por áreas más cercanas al agua, además los caballos se asociaron negativamente con los ungulados silvestres. (Osterman-Kelm, *et al.* 2008) documentó en el sureste de California, Estados Unidos, que el borrego cimarrón (*Ovis canadensis nelsoni*) evitaban los cuerpos de agua con caballos cercanos. Consideramos sumamente importante repetir este esfuerzo durante la estación seca, ya que se ha documentado que la estacionalidad en el PNSR provoca cambios en la dinámica del uso de recursos y comportamiento de distintas especies de mamíferos (Campos y Fedigan 2009; Montalvo, *et al.* 2019).

El conocimiento sobre las relaciones interespecíficas entre herbívoros domésticos y silvestres es limitado y difícil de generar, y esto se debe en gran medida a la dificultad logística para realizar experimentos o manipular poblaciones (Mishra, *et al.* 2004). El uso de cámaras está firmemente establecido como una de las herramientas más útiles para estudiar la biodiversidad, y los mamíferos terrestres en particular (Cusack y Bahaa-el-din 2018), y ha sido anteriormente utilizado para evaluar la relación entre la presencia de caballos y ungulados nativos (Hall, *et al.* 2016; 2018; Gooch, *et al.* 2017). Utilicé las tasas de foto-capturas de venados y caballos como una métrica de uso, como se ha utilizado anteriormente para mamíferos en el PNSR (Montalvo, *et al.* 2019). El área de manejo de caballos del PNSR puede ser considerado un laboratorio abierto para estudiar dichas relaciones en un ambiente natural, de esta manera se genera mayor información que permite mejorar las acciones de manejo y hacer que estas sean afines con los objetivos de conservación del área. Es necesario realizar esfuerzos adicionales, como el muestreo durante la estación seca y las diferencias fisiológicas en la vegetación, para determinar si los caballos ejercen un efecto negativo sobre los venados cola blanca a través de la competencia por forraje y el agua cuando estos son escasos. Recomiendo mantener la intensidad actual de pastoreo de caballos para prevenir la disminución de la calidad ambiental debido a la actividad del caballo.

## LITERATURA CITADA

- Arandhara, S., Sathishkumar, S., y Baskaran, N. 2020. Modelling the effect of covariates on the detectability and density of native blackbucks and invasive feral-horse using Multiple Covariate Distance Sampling at Point Calimere Wildlife Sanctuary, Southern India. *Mammalian Biology* 100:1–14.
- Anderson, D. 2007. *Model Based Inference in the Life Sciences: A Primer on Evidence*. Springer Science & Business Media, New York.
- Arceo, G., S. Mandujano, S. Gallina, y L. A. Perez-Jimenez. 2005. Diet diversity of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in a tropical dry forest in Mexico. *Mammalia* 69:159–168.
- Berger, J. 1985. Interspecific Interactions and Dominance among Wild Great Basin Ungulates. *Journal of Mammalogy* 66:571–573.
- Boucher, D. H. 1991. *Quercus oleoides* (Fagaceae) (Roble Encino, Oak). Pages 322–323 in D. Janzen, editor. *Historia Natural de Costa Rica*. Editorial de la Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Buckley, Y. 2015. Generalized linear models. G. A. Fox, S. Negrete-Yankelevich, and V. J. Sosa, editors. *Ecological Statistics: Contemporary Theory and Application*. Oxford University Press, USA.
- Burnham, K., y D. Anderson. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer, New York.
- Campos, F. A., y L. M. Fedigan. 2009. Behavioral adaptations to heat stress and water scarcity in white-faced capuchins (*Cebus capucinus*) in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *American Journal of Physical Anthropology* 138:101–111.
- Chaikina, N. A., y K. E. Ruckstuhl. 2006. The Effect of Cattle Grazing on Native Ungulates: The Good, the Bad, and the Ugly. *Rangelands* 28:8–14.
- Congedo, L. 2016. *Semi-Automatic Classification Plugin Documentation*.
- Cusack, J., y L. Bahaa-el-din. 2018. African Journal of Ecology special section—Camera trapping in Africa. *African Journal of Ecology* 56:689.

- Di Mare, M. 1994. Hábitos alimentarios del venado cola blanca en la Isla San Lucas, Puntarenas, Costa Rica. En Vaughan, C. y Rodríguez, M., editores. *Ecología y Manejo del Venado Cola Blanca en México y Costa Rica*. EUNA, Heredia Costa Rica.
- Fuller, T. K., A. M. Silva, V. H. Montalvo, C. Sáenz-Bolaños, y E. Carrillo. 2019. Reproduction of white-tailed deer in a seasonally dry tropical forest of Costa Rica: a test of aseasonality. *Journal of Mammalogy* 101:241–247.
- Gallina, S., y H. Lopez-Arevalo. 2016. *Odocoileus virginianus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T42394A22162580.
- Girard, T. L., E. W. Bork, S. E. Neilsen, y M. J. Alexander. 2013. Landscape-scale factors affecting feral horse habitat use during summer within the rocky mountain foothills. *Environmental Management* 51:435–447.
- González, G. y Briones–Salas, M. 2012. Dieta de *Odocoileus virginianus* (Artiodactyla: Cervidae) en un bosque templado del norte de Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 60:447–457.
- Gooch, A. M. J., S. L. Petersen, G. H. Collins, T. S. Smith, B. R. McMillan, y D. L. Eggett. 2017. The impact of feral horses on pronghorn behavior at water sources. *Journal of Arid Environments* 138:38–43.
- Gordon, I. J. 1988. Facilitation of Red Deer Grazing by Cattle and Its Impact on Red Deer Performance. *Journal of Applied Ecology* 25:1–9.
- Hall, L. K., R. T. Larsen, R. N. Knight, y B. R. McMillan. 2018. Feral horses influence both spatial and temporal patterns of water use by native ungulates in a semi-arid environment. *Ecosyst Health Manage* 9:e02096.
- Hall, L. K., R. T. Larsen, M. D. Westover, C. C. Day, R. N. Knight, y B. R. McMillan. 2016. Influence of exotic horses on the use of water by communities of native wildlife in a semi-arid environment. *Journal of Arid Environments* 127:100–105.
- Janzen, D. 2000. Costa Rica's Area de Conservación Guanacaste: a long march to survival through non-damaging biodevelopment. *Biodiversity* 1:7–20.
- Janzen, D y Hallwachs, W. 2016. Conservación de la Biodiversidad-Su historia y su futuro en Costa Rica: El caso del Área de Conservación Guanacaste. En M. Kappelle, editor. *Costa Rican Ecosystems*. The University of Chicago Press Chicago and London.

- Jiménez, Q., E. Cariilo, y M. Kappelle. 2016. The Northern Pacific Lowland Seasonal Dry Forests of Guanacaste and the Nicoya Peninsula. En M. Kappelle, editor. *Costa Rican Ecosystems*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Kalacska, M., G. A. Sánchez-Azofeifa, J. C. Calvo-Alvarado, M. Quesada, B. Rivard, y D. H. Janzen. 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management* 200:227–247.
- Latham, J. 1999. Interspecific interactions of ungulates in European forests: an overview. *Forest Ecology and Management* 120:13–21.
- Margoluis, R., C. Stem, N. Salafsky, y M. Brown. 2009. Design alternatives for evaluating the impact of conservation projects. *New Directions for Evaluation* 122:85–96.
- McMahan, C. A., y C. W. Ramsey. 1965. Response of Deer and Livestock to Controlled Grazing in Central Texas. *Journal of Range Management* 18:1–6.
- Mishra, C., S. E. Van Wieren, P. Ketner, I. M. Heitkönig, y H. H. Prins. 2004. Competition between domestic livestock and wild bharal *Pseudois nayaur* in the Indian Trans-Himalaya. *Journal of Applied Ecology* 41:344–354.
- Montalvo, V. H., C. Sáenz-Bolaños, L. D. Alfaro, J. C. Cruz, F. H. Guimarães-Rodrigues, E. Carrillo, C. Sutherland y T. K. Fuller. 2019. Seasonal use of waterholes and pathways by macrofauna in the dry forest of Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 35:1–6.
- Norma, D. 2016. *Guía de Campo de los Reptiles y Anfibios de los Parques Nacionales Santa Rosa y Palo Verde, Costa Rica*.
- Osterman-Kelm, S., E. R. Atwill, E. S. Rubin, M. C. Jorgensen y W. M. Boyce. 2008. Interaction between feral horses and desert bighorn sheep at water. *Journal of Mammalogy* 89:459–466.
- Perry, N. D., P. Morey y G. San Miguel. 2015. Dominance of a natural water source by feral horses. *The Southwestern Naturalist* 60:390–393.
- Powers, J. S., J. M. Becknell, J. Irving y D. Pérez-Aviles. 2009. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management* 258:959–970.

- Putman, R. J. 1996. Competition and resource partitioning in temperate ungulate assemblies. Chapman and Hall, London.
- QGIS Development Team. 2016. QGIS Geographic Information System. <<https://qgis.org>>.
- R Development Core Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.r-project.org/>>.
- Rhodes, B. D. y S. H. Sharrow. 1990. Effect of grazing by sheep on the quantity and quality of forage available to big game in Oregon's Coast Range. *Journal of Range Management* 43:235–237.
- Rodríguez, M. 2015. El venado cola blanca en el bosque seco tropical de Costa Rica. Windmills Editions, California.
- Sáenz, J. C., y C. Vaughan. 1998. Ámbito de hogar y utilización de hábitat de dos grupos de venados Cola Blanca *Odocoileus virginianus* (Artiodactyla: Cervidae) reubicados en un ambiente tropical. *Revista de Biología Tropical* 46:1185–1197.
- Salter, R. E. y R. J. Hudson. 1980. Range Relationships of Feral Horses with Wild Ungulates and Cattle in Western Alberta. *Journal of Range Management* 33:266–271.
- Schuetz, P., A. P. Wagner, M. E. Wagner y S. Creel. 2013. Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. *Biological Conservation* 158:301–312.
- Stuth, J. W., y A. H. Winward. 1977. Livestock-Deer Relations in the Lodgepole Pine-Pumice Region of Central Oregon. *Journal of Range Management* 30:110–116.
- USGS. 2019. <[www.usgs.gov](http://www.usgs.gov)>.
- Warren, R. J. y L. J. Krysl. 1983. White-tailed Deer Food Habits and Nutritional Status as Affected by Grazing and Deer-Harvest Management. *Journal of Range Management* 36: 104–109.
- Weber, M. 2008. Un especialista, un generalista y un oportunista: uso de tipos de vegetación por tres especies de venados en Calakmul, Campeche. Page 691 en C. Lorenzo, E. Espinoza, y J. Ortega, editores. *Avances en el estudio de los mamíferos de México*. Segunda edición. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C., Chiapas, México.



Zuur, A. F., E. N. Ieno, y C. S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology* 1:3–14.

## ANEXOS

Anexo A. Información obtenida para cada una de las cámaras instaladas en el sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa durante el periodo junio–noviembre 2019.

Cámara	Tipo de Manejo	Esfuerzo (noches trampa)	Vegetación	Dist. Agua (metros)	Foto-capturas	
					Venado	Caballo
1	Con Caballos	32	Arbustiva	424,5	5	2
2	Con Caballos	32	Boscosa	286,9	12	7
3	Con Caballos	28	Boscosa	437,2	1	16
4	Con Caballos	30	Arbustiva	257,5	21	11
5	Con Caballos	26	Arbustiva	143,8	12	11
6	Con Caballos	32	Boscosa	522,7	16	17
7	Con Caballos	28	Arbustiva	495,6	16	5
8	Con Caballos	34	Arbustiva	386,3	7	10
9	Con Caballos	29	Arbustiva	610,4	11	5
10	Con Caballos	29	Gramíneas	235,7	7	1
11	Con Caballos	27	Arbustiva	512,7	15	5
12	Con Caballos	29	Arbustiva	742,2	9	1
13	Con Caballos	31	Arbustiva	163,3	10	4
14	Con Caballos	31	Boscosa	213,7	9	0
15	Con Caballos	31	Boscosa	205,8	10	0
16	Con Caballos	30	Boscosa	66,03	2	0
17	Con Caballos	29	Gramíneas	138,1	27	0
18	Con Caballos	29	Gramíneas	271,5	23	1
19	Con Caballos	23	Arbustiva	108,7	28	0
20	Con Caballos	30	Arbustiva	579,5	20	6

Anexo A. Información obtenida para cada una de las cámaras instaladas en el sector Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa durante el periodo junio–noviembre 2019. (continuación).

Cámara	Manejo	Esfuerzo (noches trampa)	Vegetación	Dist.Agua (metros)	Foto–capturas	
					Venado	Caballo
21	Sin Caballos	21	Arbustiva	707,4	5	-
22	Sin Caballos	31	Arbustiva	200,4	4	-
23	Sin Caballos	31	Boscosa	1253,5	2	-
24	Sin Caballos	30	Boscosa	568,8	4	-
25	Sin Caballos	27	Arbustiva	359,4	5	-
26	Sin Caballos	31	Arbustiva	295,15	8	-
27	Sin Caballos	31	Boscosa	249,98	5	-
28	Sin Caballos	31	Gramíneas	895,54	5	-
29	Sin Caballos	22	Gramíneas	1111,21	6	-
30	Sin Caballos	22	Arbustiva	634,85	4	-
31	Sin Caballos	29	Gramíneas	198,36	13	-
32	Sin Caballos	31	Arbustiva	110,45	14	-
33	Sin Caballos	31	Gramíneas	278,05	13	-
34	Sin Caballos	33	Boscosa	50,62	7	-
35	Sin Caballos	32	Boscosa	42,57	11	-
36	Sin Caballos	33	Arbustiva	330,51	20	-
37	Sin Caballos	32	Boscosa	270,65	2	-
38	Sin Caballos	32	Boscosa	6,52	1	-
39	Sin Caballos	16	Gramíneas	885,58	2	-
40	Sin Caballos	33	Boscosa	11,73	0	-

Anexo B. Fotografía que muestra la diferencia de vegetación entre sitios pastoreados y no pastoreados por caballos en el Parque Nacional Santa Rosa, 2019.



**CAPITULO III****PATRONES DE ACTIVIDAD DIARIA Y RELACIÓN TEMPORAL ENTRE CABALLOS  
(*Equss caballus*) Y VENADOS COLA BLANCA (*Odocoileus virginianus*) EN EL  
PARQUE NACIONAL SANTA ROSA.**

Brayan Heiner Morera Chacón

2020

## RESUMEN

Pocos estudios han evaluado las relaciones interespecíficas entre caballos y ungulados nativos, en especial las interacciones temporales, este tipo de estudios suele ser limitado debido a la capacidad logística de los investigadores para realizar experimentos. Conocer la relación de la dimensión temporal del nicho ecológico entre especies simpátricas ayuda a los científicos y tomadores de decisiones a comprender la capacidad de las especies para coexistir en un área determinada, y de esta manera mejorar la conservación y el manejo de las comunidades ecológicas. El objetivo de este estudio fue analizar la relación en la distribución temporal de caballos (*Equus caballus*) y venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) simpátricos en un área especial de manejo para caballos en el Parque Nacional Santa Rosa, en el bosque tropical seco del pacífico norte de Costa Rica. Tomé datos de actividad diaria de caballos y venados mediante cámaras trampa para describir y comparar el tipo de actividad. Estimé el grado de solapamiento temporal mediante el coeficiente de información de superposición, y desarrollé un modelo nulo personalizado para evaluar el tipo de respuesta (segregación, atracción o indiferente) de los venados hacia la presencia de caballos. Ambas especies presentaron un patrón de actividad principalmente diurno. Los resultados muestran un alto grado de superposición temporal entre caballos y venados sugiriendo que la actividad diaria del venado cola blanca y el caballo son muy similares. La actividad del venado no varía significativamente en presencia o ausencia de caballos, y el modelo nulo demostró que los venados no son atraídos ni segregados temporalmente por la presencia de caballos. Estos resultados sugieren que la actividad diurna del venado cola blanca está relacionada con la estacionalidad, que ocasiona una mayor disponibilidad de recursos, además de la época de apareamiento en el bosque seco tropical, hecho que discrepa de los patrones de actividad crepusculares reportados en zonas templadas. La información generada es útil para establecer estrategias de gestión. Recomiendo replicar estos esfuerzos durante la estación seca e incluir otros grupos animales. Finalmente, también recomiendo mantener el sitio de manejo de caballos con la intensidad de pastoreo actual para prevenir la disminución de la calidad ambiental debido a la actividad del caballo y consecuentemente cambios en los patrones de actividad de los venados.

**Palabras clave:** relaciones interespecíficas, nicho ecológico, competencia, solapamiento temporal, modelo nulo.

## INTRODUCCIÓN

Las especies simpátricas pueden reducir el impacto negativo de la competencia interespecífica al segregarse en por lo menos una de las tres dimensiones principales del nicho ecológico: dieta, espacio o tiempo (Noor, *et al.* 2017, García-Olaechea y Hurtado, 2020). La medición de la superposición del nicho permite generar información sobre las interacciones interespecífica y cuantificar el uso compartido de los recursos (Latham, 1999). Describir la dimensión temporal del nicho ecológico y la posible relación entre especies simpátricas ayuda a los científicos y tomadores de decisiones a comprender la capacidad de las especies para coexistir en un área determinada, y de esta manera mejorar la conservación y el manejo de las comunidades ecológicas (Noor, *et al.* 2017). Una aproximación, cada vez más utilizada, para estudiar la posible segregación temporal del nicho ecológico entre especies de interés es la descripción de los patrones de actividad diarios y el grado de solapamiento temporal entre pares de ciclos circadianos (Schuette, *et al.* 2013; Noor, *et al.* 2017; García-Olaechea y Hurtado 2020; Havmøller, *et al.* 2020). Sin embargo, las medidas de superposición de nicho han sido debatidas debido a la falta de un vínculo funcional de esta con la intensidad de la competencia (Richard, *et al.* 2013). Otra forma innovadora de analizar las relaciones interespecíficas es el desarrollo de modelos nulos. Un modelo nulo es un modelo generador de patrones que se basa en la aleatorización de datos ecológicos (Gotelli y Graves 1996), y ofrecen una herramienta adecuada para evaluar la aparición de interacciones competitivas al proporcionar hipótesis comprobables formuladas explícitamente (Richard, *et al.* 2013).

Los patrones de actividad diaria son una característica clave del comportamiento animal con implicaciones en una amplia variedad de procesos ecológicos y fisiológicos (Xue, *et al.* 2018; Vazquez, *et al.* 2019). El patrón de actividad está determinado por las respuestas conductuales de una especie a las presiones del ambiente y a las interacciones bióticas (García-Olaechea y Hurtado 2020). Algunos de los factores que pueden afectar los patrones de actividad diaria son: las horas de luz, la temperatura, precipitación, fase lunar, actividades humanas, interacciones depredador–presa y competencia (Noor, *et al.* 2017). Los patrones de actividad de mamíferos tradicionalmente han sido evaluados mediante observación directa o con el uso de telemetría de un limitado número de individuos, pero estos métodos requiere un gran esfuerzo de muestreo y la presencia del investigador puede afectar la actividad normal del animal; durante las

últimas dos décadas el uso de cámaras trampa se ha vuelto más rentable y es un método no invasivo que permite monitorear los patrones de actividad de algunas especies de mamíferos (Noor, *et al.* 2017; Ota, *et al.* 2019).

En el Parque Nacional Santa Rosa (PNSR) en el pacífico norte de Costa Rica se mantiene una población de caballos (*Equus caballus*) en un área de manejo especial, estos animales son utilizados en el patrullaje del área protegida y en los procesos de restauración del bosque seco, como dispersores de semillas y consumidores del pasto jaragua que es el principal combustible de los incendios forestales (Janzen y Hallwachs 2016). Sin embargo, se desconoce si la presencia de caballos en el PNSR podría interferir con los patrones de actividad diarios de especies similares, como los venados cola blanca. Se sabe poco sobre los patrones de actividad diarios de los caballos y la relación de estos con los ungulados nativos. Hall, *et al.* (2018) estudiaron la influencia de los caballos en los patrones temporales de uso de agua por ungulados nativos, observando en los caballos una actividad principalmente diurna; la actividad de los caballos afectó el uso de agua del antílope americano (*Antilocapra americana*) pero no el del venado burra (*Odocoileus hemionus*). Por otra parte, del venado cola blanca se conoce más información sobre su patrón de actividad diario. Se sabe que los venados realizan la mayoría de las actividades en horas crepusculares cuando las condiciones climáticas son favorables y se puede evitar la pérdida de energía debido a la disminución de las temperaturas, pero se conoce poco acerca de los patrones de actividad diarios de venados cola blanca en bosques tropicales secos (Gallina-Tessaro, 2019). Hasta donde sabemos no se ha estudiado la relación entre los patrones de actividad diarios de caballos y venados cola blanca.

El objetivo de este estudio fue determinar la relación en la distribución temporal de caballos y venados cola blanca simpátricos en un área especial de manejo para caballos en el Parque Nacional Santa Rosa, en el bosque tropical seco del pacífico norte de Costa Rica. Utilicé datos de actividad de caballos y venados obtenidos mediante cámaras trampa para describir y comparar el tipo de actividad y estimamos el grado de solapamiento temporal mediante el coeficiente de información de superposición (Ridout y Linkie 2009). Además, a partir de los datos de cámaras trampa y pares de foto-capturas caballo-venado desarrollé un modelo nulo personalizado (Manly, 2018) que me permitió evaluar el tipo de respuesta (segregación, atracción o indiferente) de los venados hacia la presencia de caballos.



## METODOLOGÍA

### Área de estudio

El estudio lo realicé en los sectores Santa Elena y Santa Rosa del Parque Nacional Santa Rosa (PNSR), en el Área de Conservación Guanacaste (ACG), que se encuentra en la región del pacífico norte de Costa Rica. El PNSR se ubica a 20 Km suroeste de la frontera con Nicaragua, cantón de la Cruz, abarcando 38.600 ha desde la costa pacífica hasta la carretera Interamericana (Norma, 2016) (Figura 9). En el sector Santa Elena del PNSR se encuentra el centro de reproducción de equinos, esta característica le confiere una restricción de manejo distinta a las áreas de uso público, áreas administrativas o sitios dedicados exclusivamente a la conservación. El área del sitio de manejo de caballos es de aproximadamente 250 ha y durante el año 2019 el número de caballos en el área de manejo fue de 12 individuos, para una densidad de 0,05 caballos por hectárea.

El área se encuentra dominada por uno de los pocos remanentes de bosque estacionalmente secos de Centroamérica (Jiménez, *et al.* 2016). La precipitación media anual es de 1.600 mm y muestra una marcada variación estacional que define notablemente una estación seca (meses con promedio de lluvia menor a 100 mm) de diciembre hasta abril y una estación lluviosa de mayo a noviembre (Fuller *et al.* 2019). La temperatura media anual es de 25°C con un promedio de temperaturas máximas de 29-31 °C durante la estación lluviosa y mayor a 35 °C durante la estación seca (Jiménez, *et al.* 2016; Fuller, *et al.* 2019).

El bosque tropical seco del pacífico norte de Costa Rica contiene distintas comunidades vegetales con porcentajes variables de especies perennes y caducifolias (Powers, *et al.* 2009). En el PNSR el bosque perenne está dominado por roble encino (*Quercus oleoides*), que comprende cerca del 30% de encinos hasta casi rodales puros, aunque estos bosques también contienen una gran cantidad de otras especies que coexisten en el bosque caducifolio adyacente donde los robles son raros (Boucher, 1991; Powers, *et al.* 2009). Varias áreas se encuentran cubiertas con un mosaico de pastos y crecimiento secundario en varias etapas de regeneración con diferentes historias de uso e intensidad de la tierra, así como un historial de ocurrencia de eventos antropogénicos como los incendios forestales (Janzen, 2000; Kalacska, *et al.* 2004).



Figura 10. Ubicación del área de estudio en los sectores Santa Rosa y Santa Elena del Parque Nacional Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019.

### Colecta de datos

Para obtener datos de actividad diaria de venados y caballos simpátricos instalé 20 cámaras trampa (Bushnell®, Trophy Cam modelos 119436, 119446, 119456, o Browning Strike Force Extreme) en el sector Santa Elena durante el periodo junio–noviembre de 2019. Cada cámara estuvo ubicada en sitios que optimizaran la cantidad de foto–capturas (ej: caminos, pasos de fauna, cuerpos de agua). Las cámaras fueron colocadas en el tronco de un árbol a 40 cm de altura y programada para estar activa durante 24 horas al día en modo fotografía, con un retraso mínimo de 1s entre disparos consecutivos. La distancia mínima entre cámaras fue de 350 metros. Adicionalmente, para obtener datos de actividad diaria de venados en un sitio sin presencia de caballos utilicé 24 cámaras instaladas en el sector Santa Rosa durante un esfuerzo previo en el año 2016, y filtramos los registros para el periodo junio–noviembre. Para cada cámara registré las fechas de operación de las cámaras, el esfuerzo de muestreo (número de noches trampa) y el

número de foto–capturas independientes de venados y caballos. Consideramos como una foto–captura independiente: 1) fotografías consecutivas de la misma especie tomadas con al menos 30 minutos de diferencia; 2) fotos consecutivas de la misma especie que podían identificarse como individuos diferentes (manchas, cicatrices, cuernos / astas, sexo); o 3) fotos de la misma especie separadas por fotos de una especie diferente.

### **Análisis de datos**

Consideré los registros fotográficos independientes para cada una de las especies objetivo como una muestra aleatoria de una distribución temporal circular continua subyacente que describe la probabilidad de que se tome una fotografía dentro de cualquier intervalo particular del día (Ridout y Linkie 2009; Havmøller, *et al.* 2020). Utilicé la prueba de Hermans–Rasson (Landler, *et al.* 2019) para determinar si cada especie presentó un patrón de actividad diario aleatorio durante un ciclo circadiano. Realicé una descripción del ciclo de actividad diario de caballos, venados en presencia de caballos y venados con exclusión de caballos clasificando cada uno de los registros obtenidos como diurno (entre 0800 y las 1759 ), nocturno (entre las 2000 y las 0559 hs) o crepuscular (entre 0600 y las 0759 hs, o las 1800 y 1959 hs) (Albanesi *et al.* 2016). Comparé si el tipo de actividad de los venados cola blanca difiere en sitios con presencia o exclusión de caballos mediante una prueba de bondad de ajuste (Chi-cuadrado). Para las pruebas estadísticas usé un nivel de significancia estadística del 95% ( $p < 0,05$ ). Todos los análisis estadísticos los realicé en el software R (R Development Core Team, 2019).

Para cuantificar el grado de solapamiento temporal entre caballos y venados estimé curvas de densidad de kernel para caballos, venados con presencia de caballos y venados con exclusión de caballos, y estimamos el coeficiente de información de superposición ( $\Delta$ ) usando el paquete de R “Overlap” (Ridout y Linkie 2009). La curva de densidad de Kernel es un método no paramétrico para estimar la función probable de densidad de una distribución de registros, y dicha función asume la misma probabilidad de registrar una especie en cualquier momento mientras la cámara esté activa (Linkie y Ridout 2011). La superposición se definió como el área bajo la curva expresada al tomar valor mínimo de dos curvas de densidad en cada punto de tiempo (Saisamorn, *et al.* 2019). El coeficiente de superposición varía de 0 (sin superposición) a 1 (completo superposición) y al estimarlo utilicé el método  $\Delta_4$  para tamaño de muestra grande (>75 registros) (Ridout y Linkie 2009). Calculé los intervalos de confianza del coeficiente  $\Delta$  con base a 10 000 remuestreos aleatorios (Havmøller, *et al.* 2020). Utilicé el paquete de R

“Activity” (Rowcliffe, *et al.* 2014) y 10 000 remuestreos aleatorios para aplicar una prueba de probabilidad (función “compareCkern”) de que el solapamiento observado se produzca por el azar, y una prueba de Wald (función “compareAct”) para determinar si existen diferencias entre los patrones de actividad de caballos y venados, y entre los patrones de actividad de venados en presencia o ausencia de caballos.

Evalué si el venado cola blanca muestra una atracción, aversión o indiferencia temporal con los caballos en el momento de utilizar el hábitat. Utilicé los datos de fecha y hora para calcular el promedio del tiempo mínimo observado (TMO) entre pares de foto–capturas Caballo–Venado, y desarrollé un modelo nulo basado en técnicas de remuestreo (Manly, 2018) para estimar el intervalo de confianza al 95% del tiempo mínimo esperado (TME) entre foto–capturas consecutivas de Caballo–Venado y comparé el valor obtenido de TMO con el intervalo obtenido de TME. Para un valor de TMO menor a TME inferí una atracción temporal, para un valor de TMO mayor a TME inferí aversión y para un valor de TMO entre los límites de TME inferí indiferencia (Manly, 2018). Para este análisis solo consideré las cámaras instaladas en el sitio de manejo de caballos y los pares de foto–capturas caballo–venado separadas por un tiempo menor a 36 horas, bajo el supuesto de que no habría interacciones de especies en un período de tiempo mayor (Selwyn, *et al.* 2020). Debido a que aún no existe un paquete estadístico de R para este análisis, creé las funciones utilizando el código elaborado por Selwyn, *et al.* (2020).

## RESULTADOS

Con un esfuerzo de 4344 noches trampa registré un total de 1370 foto-capturas independientes de las cuales 1268 corresponden a venado cola blanca y 102 a caballo. El caballo mostró un patrón de actividad diario significativamente diferente del azar según la prueba de Hermans–Rasson, siendo su tipo de actividad principalmente diurno (>50% de los registros) seguido de la actividad crepuscular y una menor actividad nocturna (Cuadro 5); la curva de densidad de kernel muestra como esta especie presenta un patrón de actividad bimodal con dos picos de actividad, a las 10:00 y las 18:00 (Figura 10). El venado cola blanca también mostró un patrón de actividad diario significativamente diferente del azar según la prueba de Hermans–Rasson y de actividad principalmente diurno (>50% de los registros) seguido de la actividad crepuscular y actividad nocturna, este patrón fue constante para venados en presencia y ausencia de caballos (Cuadro 5), y no encontré evidencia de que el tipo de actividad difiera significativamente entre ambas condiciones ( $X^2 = 0,03$ ;  $df = 2$ ;  $p > 0,05$ ); la curva de densidad de kernel mostró un patrón de actividad bimodal con picos de actividad a las 06:00 y a las 17:00 hrs (Figura 10), pero en presencia de caballos los venados aumentaron su actividad al medio día y la disminuyeron considerablemente por la tarde presentado picos de actividad a las 0600 y las 1200 (Figura 2). En ausencia de caballos, los venados cola blanca (SP) mostraron un coeficiente de solapamiento temporal alto con el patrón de actividad diario registrado para el caballo ( $\Delta_4 = 0,81$ ; IC 95% = 0,74–0,88), y en condición de simpatria los venados (CP) y caballos mostraron una pequeña disminución en el coeficiente de solapamiento temporal ( $\Delta_4 = 0,80$ ; IC 95% = 0,71–0,88), debido a los cambios en los picos de actividad del venado, en ambos casos el solapamiento temporal observado fue diferente al azar ( $p < 0,01$ ) (Figura 10). No encontré diferencias significativas entre los patrones de actividad diarios de caballos y venados ( $Wald = 1,12$ ;  $p > 0,05$ ) ni entre los patrones de actividad de venados en presencia o ausencia de caballos ( $Wald = 0,03$ ;  $p > 0,05$ ).

En cuanto al tipo de interacción entre caballos y venados la aproximación mediante el desarrollo de un modelo nulo indica una respuesta indiferente del venado hacia el caballo. El tiempo mínimo observado entre pares de foto-capturas Caballo–Venado se encuentra dentro del intervalo de confianza al 95% del tiempo mínimo esperado (TMO = 16,23hrs  $N = 12$ ; TME IC 95% = 9,12–18,18hrs  $N = 17$ ).

Cuadro 7. Prueba de uniformidad de Hermans–Rasson para evaluar si se mostró un patrón de actividad aleatorio durante un ciclo circadiano y tipo de actividad de Caballos (*Equus caballus*) y Venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*; SP= en ausencia de caballos, CP= en presencia de caballos) a partir de registros de cámaras trampa en el Parque Nacional Santa Rosa, pacífico norte de Costa Rica. Periodo junio–noviembre 2019.

Especie	N	Hermans–Rasson		Tipo de Actividad		
		<i>r</i>	<i>p</i>	Diurna	Crepuscular	Nocturna
Caballo	102	12,45	< 0,01	54%	24%	22%
Venado						
Todos	1268	178,23	< 0,01	58%	23%	19%
SP	1007	134,95	< 0,01	55%	25%	20%
CP	261	59,40	< 0,01	67%	19%	14%

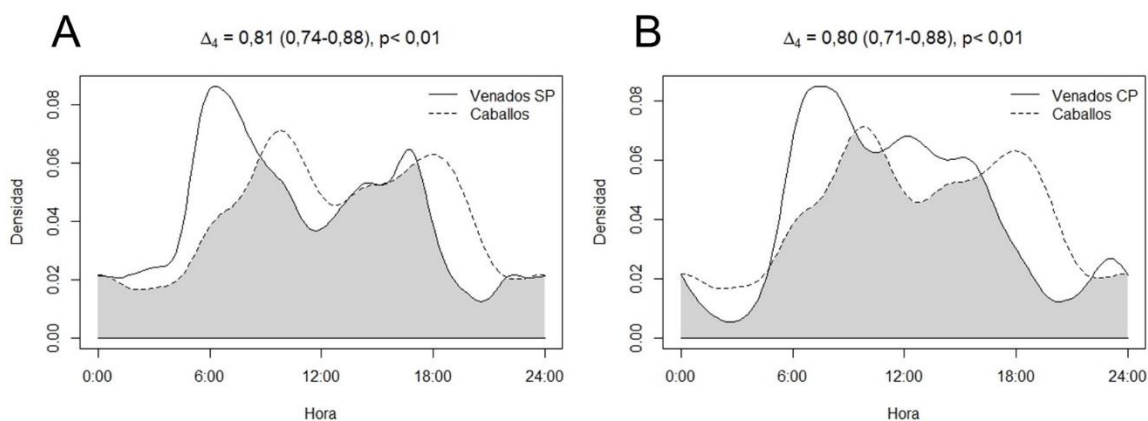


Figura 11. Patrón de actividad diaria y solapamiento temporal (densidad de Kernel) del Caballo (*Equus caballus*) y el Venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*; SP= en ausencia de caballos, CP= en presencia de caballos) en el Parque Nacional Santa Rosa, pacífico norte de Costa Rica: A) sitio con exclusión de caballos, B) sitio con presencia de caballos. El área sombreada representa el solapamiento temporal entre ambas especies.

## DISCUSIÓN

Este es el primer estudio que analiza la relación en la distribución temporal de venados cola blanca y la presencia de caballos en un área protegida en Costa Rica. Los datos sugieren que la actividad diaria del venado cola blanca y el caballo es muy similar, y que la actividad del venado no varía significativamente en presencia o ausencia de caballos. Una vez que describí y analicé los patrones de actividad diaria evalué la respuesta temporal de los venados a la presencia de caballos mediante el desarrollo de un modelo nulo, el cual demostró que los venados no son atraídos ni segregados temporalmente por la presencia de caballos.

El patrón de actividad diario observado en los caballos durante este estudio coincide con lo registrado en Estados Unidos, donde se ha reportado una actividad principalmente diurna con una disminución de actividad durante las horas de mayor temperatura (Berger, 1977; Hall, *et al.* 2018). Por otra parte, los venados han sido considerados como una especie de actividad principalmente crepuscular (Beier y McCullough 1990; Gallina y Bello–Gutierrez 2014), aunque algunos estudios señalan que en los bosques tropicales la actividad del venado está relacionada con la estacionalidad en la disponibilidad de recursos; durante la estación lluviosa aumenta la disponibilidad de alimento y los venados están activos forrajeando durante todo el día, mientras que durante la época seca la disponibilidad de alimentos y agua disminuye y los venados están más activos durante horas crepusculares (Sánchez–Rojas, *et al.* 1997; Lopez–Tello, *et al.* 2015). Otro factor que puede influir en la actividad diurna de los venados es la época de apareamiento, ya que durante la época reproductiva machos y hembras están más activos para poder encontrarse (Lopez–Tello, *et al.* 2015). En el parque nacional Santa Rosa se observan machos reproductivos (con astas duras) durante todo el año, pero con un pico entre junio y octubre (Fuller, *et al.* 2019) coincidiendo con mi periodo de muestreo (junio – noviembre). Hipotetizo que durante la estación seca los venados reduzcan su actividad diurna e incrementen su actividad crepuscular como respuesta a la disminución en la disponibilidad de recursos, aumento de las temperaturas y el periodo de gestación, como se ha documentado en otros sitios (Hölzenbein y Schwede 1989, Lopez–Tello, *et al.* 2015).

Generalmente, cuando dos especies se segregan temporalmente como resultado de la competencia por recursos, las especies de mayor tamaño corporal suelen ser dominantes mientras que las subordinadas pueden mostrar un comportamiento adaptativo al cambiar los patrones temporales en función de la presencia o ausencia de un competidor (Xue, *et al.* 2018). Este tipo de interacción entre caballos y ungulados nativos ha sido documentado por Hall, *et al.* (2018) en Estados Unidos, donde observaron cambios temporales en el uso de cuerpos de agua del antílope americano (*Antilocapra americana*) en presencia de caballos; ambas especies presentaron un patrón de actividad principalmente diurno, pero los antílopes mostraron una variación significativa en las horas que utilizaban los cuerpos de agua que eran frecuentemente visitados por los caballos en comparación con los cuerpos de agua donde los caballos fueron raros. Mis datos muestran un alto grado de superposición temporal entre caballos y venados, y ningún cambio significativo en el patrón de actividad de venados en presencia de caballos, lo que interpreto como ausencia de competencia temporal entre estas especies. Estos resultados fueron respaldados por el análisis de modelo nulo. El uso simple de medidas de superposición para identificar una competencia potencial entre especies simpátricas no es suficiente porque no existe un vínculo funcional entre el grado de superposición espacial y la intensidad de la competencia, pero la aplicación del análisis de modelo nulo ofrece una evaluación confiable de la coexistencia entre especies al proporcionar hipótesis comprobables formuladas explícitamente (Gotelli, 2001; Richard; *et al.* 2013).

Pocos estudios han evaluado las relaciones interespecíficas entre caballos y ungulados nativos, en especial las interacciones temporales, este tipo de estudios suele ser limitado debido a la capacidad logística de los investigadores para realizar experimentos (Mishra, *et al.* 2004). Por sí sola una diferenciación en los patrones de actividad de pares de especies no significa exactamente una interacción, pero el comportamiento observado de una especie en presencia y ausencia de una segunda especie genera una fuerte evidencia del tipo de interacción (Putman, 1996; Latham, 1999). Las áreas con distintas restricciones de manejo del PNSR permiten contar con un sitio de manejo de caballos y otros donde estos son excluidos, esta condición me permitió generar información valiosa sobre el comportamiento diario del venado en presencia y ausencia de caballos. Para los casos donde no se puede realizar experimentos, el desarrollo de modelos nulos se convierte en una excelente alternativa. La aleatorización en los modelos nulos permite producir un patrón que se esperaría en ausencia de un mecanismo ecológico particular



(Richard, *et al.* 2013), como lo es en nuestro caso la presencia de caballos. Por esta razón considero el desarrollo de modelos nulos una buena herramienta para evaluar las interacciones interespecíficas, especialmente en aquellos casos donde las poblaciones de interés no pueden ser manejadas para la experimentación.

Finalmente, considero que la información generada es útil para establecer estrategias de gestión del área especial de manejo de caballos en el parque nacional Santa Rosa, y recomiendo replicar estos esfuerzos durante la estación seca. También recomiendo mantener el sitio de manejo de caballos con la intensidad de pastoreo actual para prevenir la disminución de la calidad ambiental debido a la actividad del caballo y consecuentemente cambios en los patrones de actividad de los venados.

**LITERATURA CITADA**

- Albanesi, S. A., J. P. Jayat, y A. D. Brown. 2016. Patrones de actividad de mamíferos de medio y gran porte en el piedemonte de Yungas del noreste argentino. *Mastozoología Neotropical* 23:335–358.
- Beier, P., y D. R. McCullough. 1990. Factors influencing white-tailed deer activity patterns and habitat use. *Wildlife Monographs* 109:3–51.
- Berger, J. 1977. Organizational Systems and Dominance in Feral Horses in the Grand Canyon. *Behav. Ecol. Sociobiol* 2:131–146.
- Boucher, D. H. 1991. *Quercus oleoides* (Fagaceae) (Roble Encino, Oak). Pages 322–323 en D. Janzen, editor. *Historia Natural de Costa Rica*. Editorial de la Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Fuller, T. K., A. M. Silva, V. H. Montalvo, C. Sáenz-Bolaños, y E. Carrillo. 2019. Reproduction of white-tailed deer in a seasonally dry tropical forest of Costa Rica: a test of aseasonality. *Journal of Mammalogy* 101:241–247.
- Gallina–Tessaro, S. 2019. Ecology and Conservation of Tropical Ungulates in Latin America. *Ecology and Conservation of Tropical Ungulates in Latin America*.
- Gallina, S., y J. Bello Gutierrez. 2014. Patrones de actividad del venado cola blanca en el noreste de México. *Therya* 5:423–436.
- García–Olaechea, A., y C. M. Hurtado. 2020. Temporal overlap between two sympatric carnivores in northwestern Peru and southwestern Ecuador. *Journal of Threatened Taxa* 12:15244–15250.
- Gotelli, N. J. 2001. Research frontiers in null model analysis. *Global Ecology and Biogeography* 10:337–343.
- Gotelli, N. J., y G. R. Graves. 1996. *Null Models in Ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Hall, L. K., R. T. Larsen, R. N. Knight, y B. R. McMillan. 2018. Feral horses influence both spatial and temporal patterns of water use by native ungulates in a semi-arid environment. *Ecosyst. Health and Management* 9:e02096.

- Havmøller, R. W., N. S. Jacobsen, N. Scharff, F. Rovero, y F. Zimmermann. 2020. Assessing the activity pattern overlap among leopards (*Panthera pardus*), potential prey and competitors in a complex landscape in Tanzania. *Journal of Zoology* in press:1–8.
- Hölzenbein, S., y G. Schwede. 1989. Activity and Movements of Female White-Tailed Deer during the Rut. *The Journal of Wildlife Management* 53:219–223.
- Janzen, D. 2000. Costa Rica's Area de Conservación Guanacaste: a long march to survival through non-damaging biodevelopment. *Biodiversity* 1:7–20.
- Janzen, D. H., y W. Hallwachs. 2016. Conservación de la Biodiversidad Su Historia y Su Futuro en Costa Rica: El Caso del Área de Conservación Guanacaste (ACG). Pages 290–341 en M. Kappelle, editor. *Costa Rican Ecosystems*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Jiménez, Q., E. Cariilo, y M. Kappelle. 2016. The Northern Pacific Lowland Seasonal Dry Forests of Guanacaste and the Nicoya Peninsula. Pages 247–289 en M. Kappelle, editor. *Costa Rican Ecosystems*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Kalacska, M., G. A. Sánchez–Azofeifa, J. C. Calvo-Alvarado, M. Quesada, B. Rivard, y D. H. Janzen. 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management* 200:227–247.
- Landler, L., G. D. Ruxton, y E. P. Malmkemper. 2019. The Hermans – Rasson test as a powerful alternative to the Rayleigh test for circular statistics in biology. *BMC Ecology* 19:1–8.
- Latham, J. 1999. Interspecific interactions of ungulates in European forests: an overview. *Forest Ecology and Management* 120:13–21.
- Linkie, M., y M. S. Ridout. 2011. Assessing tiger–prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology* 284:224–229.
- Lopez Tello, E., S. Gallina, y S. Mandujano. 2015. Activity patterns of white-tailed deer in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, Puebla-Oaxaca, Mexico. *Deer Spec Group IUCN Newslett* 27:32–43.

- Manly, B., F. 2018. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology. Chapman and Hall/CRC.
- Mishra, C., S. E. Van Wieren, P. Ketner, I. M. Heitkönig, y H. H. Prins. 2004. Competition between domestic livestock and wild bharal *Pseudois nayaur* in the Indian Trans-Himalaya. *Journal of Applied Ecology* 41:344–354.
- Noor, A., Z. R. Mir, G. G. Veeraswami, y B. Habib. 2017. Activity patterns and spatial co-occurrence of sympatric mammals in the moist temperate forest of the Kashmir Himalaya, India. *Folia Zoologica* 66:231–241.
- Norma, D. 2016. Guía de Campo de los Reptiles y Anfibios de los Parques Nacionales Santa Rosa y Palo Verde, Costa Rica.
- Ota, A., E. Takagi, M. Yasuda, M. Hashim, T. Hosaka, y S. Numata. 2019. Effects of nonlethal tourist activity on the diel activity patterns of mammals in a National Park in Peninsular Malaysia. *Global Ecology and Conservation* 20: e00772.
- Powers, J. S., J. M. Becknell, J. Irving, y D. Pérez-Aviles. 2009. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management* 258:959–970.
- Putman, R. J. 1996. Competition and resource partitioning in temperate ungulate assemblies. Chapman and Hall, London.
- R Development Core Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Richard, E., C. Calenge, S. Saïd, J. L. Hamann, y J. M. Gaillard. 2013. Studying spatial interactions between sympatric populations of large herbivores: A null model approach. *Ecography* 36:157–165.
- Ridout, M. S., y M. Linkie. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 14:322–337.
- Rowcliffe, J. M., R. Kays, B. Kranstauber, C. Carbone, y P. A. Jansen. 2014. Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods in Ecology and Evolution* 5:1170–1179.

- Sánchez Rojas, G., S. Gallina, y S. Mandujano. 1997. Área de actividad y uso del hábitat de dos venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque tropical de la costa de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 72:39–54.
- Saisamorn, A., P. Duengkae, A. Pattanavibool, S. Duangchantrasiri, A. Simcharoen, y J. L. D. Smith. 2019. Spatial and temporal analysis of leopards (*Panthera pardus*), their prey and tigers (*Panthera tigris*) in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Thailand. *Folia Oecologica* 46:73–82.
- Schuette, P., A. P. Wagner, M. E. Wagner, y S. Creel. 2013. Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. *Biological Conservation* 158:301–312.
- Selwyn, M., Garrote P.J., Castilla, A. R. y Fedriani, J. M. 2020. Interspecific interactions among functionally diverse frugivores and their outcomes for plant reproduction: A new approach based on camera-trap data and tailored null models. *PLoS ONE* 15(10): e0240614.
- Vazquez, C., J. M. Rowcliffe, K. Spoelstra, y P. A. Jansen. 2019. Comparing diel activity patterns of wildlife across latitudes and seasons: Time transformations using day length. *Methods in Ecology and Evolution* 10:2057–2066.
- Xue, Y., J. Li, G. Sagen, Y. Zhang, Y. Dai, y D. Li. 2018. Activity patterns and resource partitioning: seven species at watering sites in the Altun Mountains, China. *Journal of Arid Land* 10:959–967.

## Conclusiones y Recomendaciones

De los muchos estudios individuales que han evaluado el efecto de los caballos en diferentes ecosistemas, esta investigación ha identificado patrones y vacíos en nuestro conocimiento actual sobre el efecto de los caballos en los mamíferos silvestres. Los mamíferos de gran tamaño como ungulados y carnívoros parecen ser principalmente afectados de forma directa por la presencia de caballos mientras que los mamíferos pequeños suelen responder a cambios en los componentes estructurales del hábitat derivados de la actividad de los caballos. La síntesis realizada en este estudio puede ayudar a la formulación de futuras investigaciones, brindando información sobre métodos, diseños y variables utilizadas según los diferentes grupos taxonómicos.

La evaluación del estado del conocimiento es esencial para guiar los esfuerzos de conservación en aquellas áreas protegidas donde se mantienen poblaciones de caballos. Sin embargo, los efectos de la presencia de caballos sobre las poblaciones de mamíferos silvestres varían considerablemente entre regiones, grupos taxonómicos y la intensidad del pastoreo, por lo que es necesario tomar decisiones de manejo basadas en evidencia empírica. Este estudio representa la primera investigación concreta para evaluar el efecto de los caballos sobre la fauna silvestre en el Parque Nacional Santa Rosa.

En este estudio se generó información novedosa sobre la relación entre la presencia de caballos y la distribución espacial del venado cola blanca. Los venados parecen utilizar más las áreas con presencia de caballos en comparación con las áreas donde los caballos estaban ausentes. Esta asociación podría deberse a que los caballos mantienen áreas abiertas facilitando la obtención de forraje para el venado cola blanca durante la estación lluviosa. No obstante, el uso que el venado cola blanca hace de las áreas con presencia de caballos podría cambiar durante la estación seca, cuando los recursos son limitados. Los resultados muestran un alto grado de superposición temporal entre caballos y venados, y fuerte evidencia de que la presencia de caballos no afecta los patrones de actividad diarios de los venados cola blanca. Por tanto, este estudio concluye que durante la estación lluviosa los venados no son negativamente afectados por la presencia de caballos en el Parque Nacional Santa Rosa.

El Plan General de Manejo del ACG requiere una mejor descripción de la zona de manejo de uso especial para equinos y una justificación de porqué a pesar de ser una zona con actividades contrarias a los objetivos de conservación, es necesaria para la adecuada gestión del área silvestre protegida. Algunos argumentos que pueden ser considerados por los administradores son: el caballo es una especie que, a pesar de haber sido domesticada e introducida desde otro continente, evolucionó y formó parte del bosque seco del ACG el cual tenía un complemento de grandes mamíferos herbívoros antes de los humanos; es buen dispersor de semillas y controlador del pasto jaragua, lo que ayuda con los procesos de restauración activa de los bosques en terrenos degradados y de pastizales, acciones que son afines con el programa de restauración y silvicultura; son utilizados por los funcionarios para realizar patrullajes, actividad necesaria para la implementación del programa de control y protección de ecosistemas; con base a esta investigación, a pesar de que en otras latitudes la actividad de caballos causa efectos negativos en especies de ungulados nativos, en el Parque Nacional Santa Rosa los caballos no afectaron los patrones de actividad diaria y el uso de hábitat del venado cola blanca (ungulado nativo común del área) de manera negativa; y por último, la zona de manejo de caballos puede ser utilizada como un gran laboratorio vivo por investigadores para generar información valiosa sobre interacciones entre caballos y fauna nativa, información que hasta el momento no existe en bosques tropicales.

En vista de que los efectos negativos de la actividad de caballos pueden presentarse con niveles altos de pastoreo, recomiendo mantener la intensidad de pastoreo actual (0,05 caballos por hectárea). Un monitoreo constante puede ayudar a decidir cuándo es oportuno controlar la intensidad del pastoreo en el área. Para realizar este monitoreo recomiendo el uso de cámaras trampa y la estimación de tasas de foto-captura de mamíferos silvestres, ya que permite evaluar la relación de la presencia de caballos y características del sitio con el uso de hábitat de mamíferos silvestres.

Recomiendo promover la investigación en el área de manejo de caballos en temas que puedan informar las decisiones de manejo como: el efecto de los caballos sobre flora y fauna nativa; los efectos sinérgicos de la actividad de caballos, fuegos y cambio climático; y la transmisión de enfermedades entre especies animales nativas y caballos. Además, sugiero divulgar la información obtenida con los funcionarios vinculados al sitio de manejo y con las instituciones involucradas en el mejoramiento de las capacidades de conservación y manejo de áreas protegidas, entre otros.