

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

PATRONES DE ACTIVIDAD, SELECCIÓN DE HÁBITAT Y ATROPELLOS DE DANTA
(*TAPIRUS BAIRDII*) EN BOSQUE ATRAVESADO POR UNA CARRETERA EN LA
CORDILLERA DE TALAMANCA, COSTA RICA.

Esteban Brenes-Mora

Heredia, Abril del 2018

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

PATRONES DE ACTIVIDAD, SELECCIÓN DE HÁBITAT Y ATROPELLOS DE DANTA
(TAPIRUS BAIRDII) EN UN COMPLEJO DE BOSQUE SECCIONADO POR UNA
CARRETERA EN LA CORDILLERA DE TALAMANCA, COSTA RICA.

Esteban Brenes-Mora

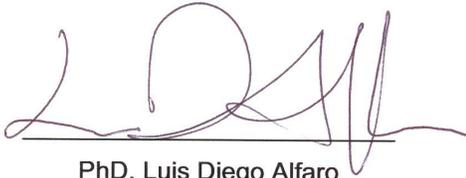
Tesis presentada para optar al grado de Magister Scientiae en Conservación y Manejo de Vida Silvestre. Cumple con los requisitos establecidos por el Sistema de Estudios de Posgrado de la Universidad Nacional. Heredia. Costa Rica

Miembros del Tribunal Examinador



Dr. Francisco San Lee Campos

Presidente del Consejo Central de Posgrado o su representante



PhD. Luis Diego Alfaro

Representante de la Dirección del
ICOMVIS



Bernal Rodríguez Herrera PhD.

Tutor



Romeo Manuel Spínola Parallada PhD.

Asesor



PhD. José F. González-Maya

Asesor



PhD. Gopalamy Reuben Clements

Asesor



Esteban Brenes Mora

Sustentante

RESUMEN

Los patrones de actividad y la selección de hábitat de la fauna silvestre pueden verse afectados por el desarrollo de carreteras. La banda asfáltica genera impactos acústicos, bloqueos a rutas de dispersión, hasta muerte directa por atropello, teniendo mayor impacto cuando la carretera atraviesa áreas protegidas. En Costa Rica el traslape entre carreteras y parques nacionales se ha convertido en una amenaza mayor para la fauna silvestre, especialmente en los últimos 20 años donde el número de vehículos se ha incrementado un 435%. En la Cordillera de Talamanca, uno de los sitios de mayor riqueza biológica del país, la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) fragmenta varias áreas protegidas. Esto se ha convertido en una seria amenaza para la danta (*Tapirus bairdii*): en el periodo 2010 – 2017 se registraron 23 atropellos en un segmento de ruta de 32 km. Basado en datos de presencia/ausencia de 41 estaciones de cámaras trampa ubicadas sobre 290 km² centrado sobre la carretera, se caracterizó los patrones de actividad diarios de la danta en la zona, además se evaluó la influencia de variables del paisaje (distancia a: Ruta 2, área protegida, río, pendiente y elevación) sobre el uso de hábitat de la danta. En la segunda fase del trabajo se analizó la relación entre los puntos de atropello con la selección de hábitat de la danta y las características de la carretera (pendiente, sinuosidad, elevación). Además se evaluó si existe relación entre los patrones de actividad de la danta con el flujo vehicular en la Ruta 2. Las dantas fueron más activas durante la noche, y esto traslapa con horas de una densidad moderada a baja de flujo de vehículos. Además, las dantas seleccionaron positivamente zonas adentro de los límites de áreas silvestre protegidas, donde el bosque es más denso y hay menos presencia humana. Sin embargo, las dantas no parecen disminuir considerablemente su uso de áreas cercanas a la carretera, especialmente en zonas donde el área protegida limita con la Ruta 2, haciéndolas más susceptibles a atropellos. Se encontró que los puntos de atropello traslapan con zonas que tienen alta probabilidad de uso de hábitat de danta y son segmentos rectos de la carretera, que representan sitios donde la velocidad promedio de los vehículos tiende a ser mayor. Los resultados de este trabajo son valiosos para la planificación de la construcción de carreteras en zonas boscosas, especialmente para optimizar la colocación de medidas de mitigación y predecir cómo esta especie usaría el hábitat disponible cuando es seccionado por carreteras.

Palabras clave: atropello, cámaras trampa, ecología de caminos, especies amenazadas, flujo vehicular, *Perissodactyla*

AGRADECIMIENTOS

A mi familia por TODO, son el principal motor que me ha llevado donde estoy hoy.

A mis amigos y amigas por soportar mis habladas de tapires y largas ausencias.

A mí equipo asesor: Dr. Bernal Rodríguez, Dr. Manuel Spínola, Dr. José F. González-Maya y Dr. Reuben Clements por todo la paciencia, apoyo y retroalimentación.

Al equipo de Nai Conservation: Cristina Aguilar, Laurie Hedges, Nick Hawkins, Jorge Delgado, Patricia Blanco, Jorge Rojas, Nicole Leroy-Bealieu, Juan Carlos Delgado y a la gente que ha creído en nuestro trabajo.

A ZSL- EDGE of Existence por el financiamiento y apoyo logístico brindado.

A la American Society of Mammalogists y Linnean Society por el financiamiento brindado para la realización de este trabajo.

A la Escuela de Biología de la Universidad de Costa Rica por el apoyo logístico. En especial al Dr. Gustavo Gutiérrez-Espeleta por creer en este proyecto.

Al Tapir Specialist Group y Global Wildlife Conservation por los consejos y apoyo logístico.

A la promoción XXVI del MACOMVIS, aprendí tanto de cada uno de ustedes. Al Chipe por ser mi amigo, colega hermano y siempre estar ahí apoyando.

A los profesores del Postgrado MACOMVIS por sus enseñanzas en los cursos.

Al SINAC: funcionarios del Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte y Parque Nacional los Quetzales. En especial a Luis Sánchez Arguedas por creer en mí y contactarme para iniciar la investigación y brindar todas las facilidades a su alcance. A todo el equipo de Guardaparques que fueron también investigadores durante este periodo.

A las comunidades del Macizo de la Muerte que me adoptaron como uno más.

A Bedrich Sruta, Adolfo Artavia, Eladio Salazar, Wendy Saylee, Familia Serrano, Familia Chacón, Guelo y Nidia, Federico Valverde y a todos los voluntarios que me acompañaron en campo.

A Dr. Ollie Wearn, Dr. Marcus Rowcliffe, Dr. Chris Carbone, Dr. Christopher Jordan, MSc. Otto Monge, Dra. Ronit Amid, Dr. Silvio Marchinni, MSc. David Mejía y otras personas que aportaron sus comentarios en el desarrollo del proyecto, análisis y la preparación del documento.

DEDICATORIA

A Moncho y Tere...

por enseñarme desde niño a amar la naturaleza y a luchar por alcanzar mis sueños.

¡AL ATAQUE!

A Lilly y Germán...

sin ustedes nada de esto hubiera sido posible.

A Kōli...

por mostrarme lo simple que puede ser la vida.

Al equipo de Nai Conservation...

son los mejores, vamos para arriba.

CONTENIDO

RESUMEN.....	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
DEDICATORIA	iv
INTRODUCCIÓN.....	1
LITERATURA CITADA	4
COMUNICACIONES PERSONALES.....	8
CAPÍTULO 1: PATRONES DE ACTIVIDAD Y SELECCIÓN DE HÁBITAT DE LA DANTA (<i>TAPIRUS BAIRDII</i> , GILL 1865) EN UN COMPLEJO DE BOSQUE SECCIONADO POR UNA CARRETERA EN EL SECTOR NOROESTE DE LA CORDILLERA DE TALAMANCA, COSTA RICA.....	
	9
INTRODUCCIÓN.....	9
OBJETIVOS	12
ÁREA DE ESTUDIO.....	13
MÉTODOS	15
Muestreo con cámaras trampa	15
Patrones de actividad	17
Tasa de ocupación y uso de hábitat	17
RESULTADOS	21
Resultados generales	21
Detecciones de <i>Tapirus bairdii</i> y patrones de actividad	21
Tasa de ocupación y uso de hábitat	22
DISCUSIÓN.....	31
LITERATURA CITADA	37
COMUNICACIONES PERSONALES.....	44
ANEXOS	45

CAPÍTULO 2: FACTORES ASOCIADOS A LOS ATROPELLOS DE DANTA (TAPIRUS BAIRDII) SOBRE UN SEGMENTO DE 32 KM LA RUTA 2 QUE ATRAVIESAN ÁREAS PROTEGIDAS EN EL SECTOR NOROESTE DE LA CORDILLERA DE TALAMANCA.	52
INTRODUCCIÓN.....	52
OBJETIVO.....	55
ÁREA DE ESTUDIO.....	56
MÉTODOS	58
Registros de atropellos de <i>T.bairdii</i>	58
Uso de hábitat de <i>T.bairdii</i> alrededor de la carretera	58
Caracterización y aleatoriedad de los puntos de atropello	59
Patrones de actividad de la danta alrededor de la carretera	61
Flujo del tránsito vehicular en el área de estudio	61
RESULTADOS	63
Registros de atropellos de <i>Tapirus bairdii</i>	63
Uso de hábitat de la danta alrededor de la carretera	64
Caracterización y aleatoriedad de los puntos de atropello	69
Patrones de actividad de la danta y el tráfico vehicular.....	74
DISCUSIÓN.....	76
LITERATURA CITADA.....	83
COMUNICACIONES PERSONALES.....	90
ANEXOS	91
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	94

LISTA DE CUADROS

- Cuadro 1.** Modelos de probabilidad de detección (p) sobre el modelo nulo para uso de hábitat ψ (.). Basado en datos de 41 estaciones de foto trapeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica24
- Cuadro 2.** Sumatoria de los pesos ($wAIC$) de los modelos de probabilidad de detección (p) sobre el modelo nulo para uso de hábitat ψ (.)24
- Cuadro 3.** Modelos de regresión logística que evalúan el efecto de cuatro covariables sobre el uso de hábitat (ψ) de la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*), y tres covariables de muestreo que afectan la probabilidad de detección (p)26
- Cuadro 4.** Sumatoria de los pesos ($wAIC$) de los modelos de probabilidad de detección (p) tomando en cuenta todas las variables de paisaje ψ (.) que posiblemente afecten el uso de hábitat de *T.bairdii*27
- Cuadro 5.** Tasa de ocupación de *Tapirus bairdii* observada en las 41 estaciones de cámara trampa y predicha con intervalos de confianza al 95% para 270 celdas en el área de estudio en el sector noroeste del Macizo de la Muerte28
- Cuadro 6.** Modelos de regresión logística que evalúan el efecto de cuatro covariables sobre el uso de hábitat (ψ) de la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*), y dos covariables de muestreo que afectan la probabilidad de detección (p). Basado en datos de foto trapeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica66
- Cuadro 7.** Sumatoria de los pesos ($wAIC$) de los modelos de probabilidad de detección (p) tomando en cuenta todas las variables de paisaje ψ (.) que posiblemente afecten el uso de hábitat de *T.bairdii*. Basado en datos de foto trapeo a lo largo de 32 km sobre la carretera Interamericana Sur (RN2)67

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Área de estudio en el sector Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca Costa Rica y grilla de muestreo. Se señalan las áreas presentes en el área con alguna categoría de manejo: Parque Nacional Los Quetzales (PNLQ), Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte (PNTMM), Reserva Biológica Cerro Vueltas (RBCV), Reserva Forestal Río Macho (RFRM). Se muestran elementos del paisaje usados para la el modelaje del uso de hábitat de la *Tapirus bairdii* en la zona14
- Figura 2.** Área de estudio en el sector Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca Costa Rica y grilla de muestreo por estratos. Se señalan las áreas presentes en el área con alguna categoría de manejo: Parque Nacional Los Quetzales (PNLQ), Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte (PNTMM), Reserva Biológica Cerro Vueltas (RBCV), Reserva Forestal Río Macho (RFRM). Se muestran elementos del paisaje usados para el modelaje del uso de hábitat de la *Tapirus bairdii* en la zona y cada uno de los estratos (E1: 0 -1,5 km n= 15; E2: 1,5 – 3 km n=15 y E3: 3 – 4,5 km n=15) usados en el muestreo en la Cordillera de Talamanca durante los meses de febrero a agosto de 201616
- Figura 3.** Detecciones de danta (*Tapirus bairdii*) según los meses en que se dieron. Se marca la época de transición entre épocas seca y lluviosa. Basado en 256 detecciones de danta separadas por al menos 10 minutos en el área de estudio en el sector del Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca21
- Figura 4.** Detecciones de danta (*Tapirus bairdii*) según la hora del día en que se dieron. Se muestra la actividad promedio los intervalos de confianza al 95%. Basado en 256 detecciones de danta separadas por al menos 10 minutos en el área de estudio en el sector del Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca22
- Figura 5.** Relación entre la probabilidad de detección (p) de danta (*Tapirus bairdii*) y el Tapir-Score según el modo en que estaba operando la cámara (Video o Foto). Basado en los coeficientes β del modelo seleccionado para probabilidad de detección (Cuadro 1). Se muestran los intervalos de confianza (IC95%) del promedio de los valores predichos24
- Figura 6.** Relación entre la probabilidad de uso de hábitat predicha (ψ) de la danta (*Tapirus bairdii*) y la distancia al límite de parque nacional (Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Parque Nacional Quetzales, Reserva Biológica las Vueltas).Se toma como 0 el límite

del parque nacional; los valores de distancia al límite del parque negativas representan que la celda estaba dentro del parque nacional, los valores positivos para las distancia al límite del parque representa celdas ubicadas fuera del parque nacional. Se muestran los valores observados de tasa de ocupación para las celdas muestreadas según si se encontraban adentro o afuera del parque nacional. Basado en los coeficientes β del modelo de uso de hábitat seleccionado a partir de detecciones de fototrampeo de en 41 estaciones (Cuadro 1). Línea punteada: límite del parque, ahí la probabilidad de uso de hábitat promedio es de 0,79 (IC95%: 0,57 – 0,87)27

Figura 7. Mapa de la probabilidad de uso de hábitat predicha (ψ) de la danta (*Tapirus bairidii*) y las 41 estaciones de fototrampeo según la detección de danta. Se marca el límite al Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Parque Nacional Quetzales y Reserva Biológica las Vueltas. Se muestran los valores observados de tasa de ocupación para las celdas muestreadas según si se encontraban adentro o afuera del parque nacional. Basado en los coeficientes β del modelo de uso de hábitat seleccionado (Cuadro 1)29

Figura 8. Área de estudio en el sector Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca Costa Rica. Se señalan las áreas presentes en el área con alguna categoría de manejo: Parque Nacional Los Quetzales (PNLQ), Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte (PNTMM), Reserva Forestal Río Macho (RFRM) y Reserva Biológica las Vueltas (RBLV)57

Figura 9. Puntos de atropello de *Tapirus bairidii* sobre los 32 km de la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) en área de estudio en el sector Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca Costa Rica. Se señalan las áreas presentes en el área con alguna categoría de manejo: Parque Nacional Los Quetzales (PNLQ), Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte (PNTMM), Reserva Biológica Cerro Vueltas (RBCV) y Reserva Forestal Río Macho (RFRM)64

Figura 10. Número de atropellos registrados del 2010 al 2017 en 32 km sobre la Ruta Interamericana Sur (Ruta 2) según: (A) año en que ocurrieron (B) mes en el que sucedieron y (C) sexo y grupo etario. Basado en registros de atropellos de danta (*Tapirus bairidii*) provenientes de bitácoras de funcionarios del Área de Conservación La Amistad – Pacífico y observaciones en campo65

Figura 11. Relación entre la probabilidad de uso de hábitat predicha (ψ) de la danta (*Tapirus bairidii*) y la distancia al límite de parque nacional (Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Parque Nacional Quetzales, Reserva Biológica las Vueltas). Se toma como 0 el límite

del parque nacional; los valores de distancia al límite del parque negativas representan que la celda estaba dentro del parque nacional, los valores positivos para las distancia al límite del parque representa celdas ubicadas fuera del parque nacional. Se muestran los valores observados de tasa de ocupación para las celdas muestreadas según si se encontraban adentro o afuera del parque nacional. Basado en los coeficientes β del modelo de uso de hábitat seleccionado (Cuadro 6). Línea punteada: límite del parque, ahí la probabilidad de uso de hábitat promedio es de 0,79 (IC95%: 0,57 – 0,87)68

Figura 12. Relación entre la probabilidad de uso de hábitat predicha (ψ) la danta (*Tapirus bairidii*) y la distancia a la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) para celdas que estuvieron a no más de 2000m de la carretera. (La probabilidad de uso de hábitat promedio de las celdas que traslapan sobre la carretera es de 0,89 (IC95%: 0,87 – 0,91)69

Figura 13. Histogramas de las distribuciones empíricas acumulativas de las variables: pendiente, sinuosidad, elevación media (msnm) y probabilidad de uso de hábitat (ψ) medidas para cada punto de atropello y punto de muestreo sobre la Ruta 2. Las distribuciones fueron generadas a partir de 10000 remuestreos del mismo número que los atropellos observados ($n=23$). Se muestran los intervalos de confianza al 95% para los valores medidos en carretera y la mediana calculada para los puntos de atropello. En azul se muestran los valores no significativos ($p>0,05$) y en rojo los significativo ($p<0,05$)70

Figura 14. Valores de sinuosidad a lo largo del tracto de la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) en estudio Se muestran los puntos de atropello *Tapirus bairidii* y la media (IC95%) del valor promedio de sinuosidad observado en estos puntos. Se ilustra los puntos donde la carretera atraviesa Parque Nacional a ambos lados o en uno71

Figura 12. Valores de probabilidad de uso de hábitat (ψ) a lo largo del tracto de la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) en estudio. Se muestran los puntos de atropello de *Tapirus bairidii* y la media (IC95%) del valor promedio de probabilidad de uso de hábitat (ψ) observado en estos puntos. Se ilustra los puntos donde la carretera atraviesa Parque Nacional a ambos lados o en uno72

Figura 16. Mapa de la probabilidad de uso de hábitat predicha (ψ) de la danta (*Tapirus bairidii*) y los puntos calientes de atropello sobre la Ruta 2: A) KM74 – KM 79; B) KM 81 – 83; C) KM 93 – 96. Se marca el límite al Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Parque Nacional Quetzales y Reserva Biológica las Vueltas. Se muestran los valores observados de tasa de

ocupación para las celdas muestreadas según si se encontraban adentro o afuera del parque nacional73

Figura 17. Porcentaje de detecciones de danta (*Tapirus bairdii*) y porcentaje del tráfico promedio diario según la hora del día. Se muestra la actividad promedio los intervalos de confianza al 95% y los histogramas para la danta. Basado en 256 detecciones de danta separadas por al menos 10 minutos en el área de estudio en el sector del Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca. Datos de tráfico provienen de la estación de conteo vehicular de manguera del MOPT ubicada en Macho Gaff sobre la Ruta 275

Figura 18. Porcentaje de actividad diaria de la danta (*Tapirus bairdii*) según el porcentaje del flujo de tránsito promedio diario. Se muestra la hora del día inicial a la que pertenece cada punto (cada punto representa una hora). Se muestran cuadrantes marcados por el 4% de actividad para ambas variables. Cada color representa la relación entre variables. FTV: Flujo de tránsito vehicular. AD: Actividad de la danta. Basado en 256 detecciones de danta separadas por al menos 10 minutos en el área de estudio en el sector del Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca. Datos de tráfico provienen de la estación de conteo vehicular de manguera del MOPT ubicada en Macho Gaff sobre la Ruta 276

INTRODUCCIÓN

Las carreteras son un componente de infraestructura indispensable para el desarrollo económico de un pueblo, es innegable que en el mundo actual su presencia se asocia a un mejor acceso a servicios básicos, salud, educación y fuentes de empleo. Pese a que se conocen los impactos de las carreteras sobre los ecosistemas naturales (Laurance et al. 2009, 2014, Clements 2013, Eberhardt et al. 2013), la alta demanda de recursos obliga a seguir expandiendo la red de caminos. Se proyecta que para el 2050 el total de carreteras se haya aumentado en un 60%, especialmente en países en desarrollo en zonas tropicales (Laurance et al. 2014). Estas zonas albergan la mayor biodiversidad de todo el Planeta y son irremplazables en términos ecológicos (Gibson et al. 2011). Ante este escenario se han propuesto estrategias para mitigar el efecto de las carreteras sobre la vida silvestre (Clements et al. 2014, Rytwinski et al. 2016), sin embargo pese a que se busquen minimizar impactos la banda de asfalto trae desarrollo generando una degradación del hábitat natural (Laurance et al. 2009) al propiciar la entrada de personas y desarrollos antropogénicos asociados. Para evitar el desarrollo desmedido alrededor de la carretera se han propuesto la creación de áreas protegidas alrededor de las carreteras que aun posean bosque (Garriga et al. 2012, Laurance et al. 2014). Sin embargo esto no asegura la integridad de la vida silvestre, al intentar cruzar la carretera muchos animales mueren atropellados o sufren bloqueos mecánicos, entre otros impactos (Hartmann et al. 2011, Garriga et al. 2012, Kang et al. 2016).

Costa Rica es mundialmente famosa por tener alrededor del 25% de su territorio continental bajo alguna categoría de protección (González-Maya et al. 2015). Esta administración de la tierra ha favorecido la prevalencia de poblaciones de vida silvestre en gran parte del país y con una gran parte de la biodiversidad presente bajo algún grado de conservación. Pese a la funcionalidad de las áreas protegidas y la disminución de algunas amenazas (Laurance et al. 2012, Locatelli et al. 2013), el rápido crecimiento humano y necesidad de recursos han generado una expansión descontrolada de las carreteras en zonas aledañas a áreas protegidas (Laurance et al. 2014). Al mezclar ambos escenarios se crea un plano de gran traslape e interacción entre áreas protegidas y las carreteras que impacta directamente la vida silvestre. En Costa Rica existen cuatro rutas principales que atraviesan áreas protegidas. En la parte norte del país está la Ruta Interamericana Norte (Ruta 1) que pasa por varios kilómetros sobre el Parque Nacional Guanacaste y Santa Rosa, así como el Parque Nacional Barra Honda. Esta misma Ruta 1 en el sector sur, biseca el Parque Nacional Carara y otras reservas privadas por

el sector de Dominical. Y por último, la Ruta Interamericana Sur (Ruta 2) fragmenta el continuo de bosque que existe en la Cordillera de Talamanca, especialmente entre el Parque Nacional Tapantí - Macizo de la Muerte y el Parque Nacional Los Quetzales, incluyendo otros remanentes boscosos aledaños con otras categorías de protección. (Pomareda-García et al. 2014)

Este sector que atraviesa la Ruta 2, es parte del complejo de bosque de La cordillera de Talamanca. Este remanente boscoso constituye el continuo de áreas protegidas más grande del país (Kappelle 1996, UNESCO 2003). Hasta el momento, estas tierras han tenido pocas modificaciones en su uso del suelo debido a lo quebrado de su topografía, difícil acceso y características de la zona (Janzen 1991, González-Maya et al. 2012). En este sistema montañoso se da un pronunciado gradiente altitudinal, que se traduce en una diversidad de zonas de vida (Kappelle et al. 1990) y alta diversidad, con importantes puntos de endemismo (Janzen 1991). Tales características han convertido a esta zona en la última frontera para la mantención de poblaciones viables de mamíferos grandes, como la danta (*Tapirus bairdii*). En el sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, el traslape entre carreteras y bosques ha generado un creciente número de muertes de danta en carretera el sector noroeste de la Cordillera de Talamanca. Convirtiendo la muerte en carretera en la principal causa de mortalidad reportada para la danta en la zona (Sánchez-Arguedas, com. pers.). La danta es el mamífero terrestre más grande del Neotrópico (Mendoza et al. 2013), se encuentra enlistado como amenazado y sus poblaciones en declive (García et al. 2016). Los números para la especie en la zona son inciertos, pero se estima que quedan menos de 5000 individuos en todo el rango de distribución (García et al. 2016). La danta, pertenece al orden Perissodactyla, grupo que proviene de un linaje evolutivo único, y el grupo tiene alrededor de 35 millones de años (Gonçalves Da Silva et al. 2013), además tiene un importante rol como modelador del bosque (O’Farrill et al. 2013, Bello et al. 2015); pese a esto es poco lo que se conoce de la ecología poblacional y uso de hábitat de la danta en Centroamérica, especialmente en zonas altas. Anteriormente se han enfocado los estudios poblaciones de zonas bajas de bosque tropical húmedo (Naranjo-Piñera 1995, Foerster 1998, Cove et al. 2013), dejando de lado otros ecosistemas donde habita la danta como lo son el bosque seco y las zonas altas con bosque montano. Para Costa Rica, solamente tres estudios han sido publicados para la especie en zonas de elevaciones medias y altas, uno usa señas indirectas para ver el uso de hábitat en reservas forestales (Tobler 2002); otro evalúa la distribución altitudinal (González-Maya et al. 2009) y el ultimo estima la densidad poblacional en el Valle del Silencio, sector sur de la cordillera de

Talamanca (González-Maya et al. 2012) y a menor elevación. Pese a que estos estudios han aportado a entender biología de la especie, no existen estudios que evalúen como las variables ambientales y de paisaje, naturales o antropogénicas, afectan el uso de hábitat de la especie. En el Capítulo 1 del presente trabajo se caracterizan los factores que afectan tasa de ocupación y uso de hábitat de la danta en un complejo de bosque en el sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, específicamente en 32km que atraviesa la Carretera Interamericana Sur. Además, se analizan los patrones de actividad de la danta en dos escalas: diario y por época de lluvias. Con esta información se incrementa la información de línea base y para el entendimiento de la ecología de la población de *T. bairdii* que está siendo atropellada en la zona.

En el Capítulo 2 de este trabajo se investiga si existe una relación entre los datos poblacionales de uso de hábitat, patrones de actividad de las dantas, flujo del tránsito vehicular y variables de la carretera con los 23 atropellos de danta que han sucedido en el periodo 2010 – 2017. En Costa Rica se han publicado estudios con inventarios de atropellos (Pacheco et al. 2014, Artavia et al. 2015), no obstante esto no parece funcionar para todos los grupos afectados (Eberhardt et al. 2013, Teixeira et al. 2013), en especial para especies con rangos de hogar amplio como las dantas. Aparte del monitoreo de atropellos es importante tomar en cuenta la ecología poblacional de la fauna que habita en las áreas circundantes a la carretera. Nuestro estudio permitirá generar un mejor planeamiento de las posibles medidas de mitigación (Coffin 2007, Roger y Ramp 2009).

LITERATURA CITADA

- Artavia, A., M. Jiménez, A. Martínez-Salinas, E. Pomareda, D. Araya-Gamboa, y E. Arévalo-Huezo. 2015. Registro de mamíferos silvestres en la sección de la ampliación de la Ruta 32, Limón, Costa Rica. *Brenesia* 8384:37–46.
- Bello, C., M. Galetti, M. A. Pizo, L. F. S. Magnago, M. F. Rocha, R. A. F. Lima, C. A. Peres, O. Ovaskainen, y P. Jordano. 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances* 1:1–11.
- Clements, G. R., A. J. Lynam, D. Gaveau, W. L. Yap, S. Lhota, M. Goosem, S. Laurance, y W. F. Laurance. 2014. Where and How Are Roads Endangering Mammals in Southeast Asia's Forests? *PLoS ONE* 9:e115376.
- Clements, R. 2013. The environmental and social impacts of roads in Southeast Asia. James Cook University.
- Coffin, A. W. 2007. From roadkill to road ecology : A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15:396–406.
- Cove, M. V., L. E. Pardo, J. C. de la Cruz, R. M. Spínola, V. L. Jackson, J. C. Saéncz, y O. Chassot. 2013. Factors influencing the occurrence of the Endangered Baird's tapir *Tapirus bairdii*: potential flagship species for a Costa Rican biological corridor. *Oryx* 1–8.
- Eberhardt, E., S. Mitchell, y L. Fahrig. 2013. Road kill hotspots do not effectively indicate mitigation locations when past road kill has depressed populations. *Journal of Wildlife Management* 77:1353–1359.
- Foerster, C. 1998. Ecología de la danta Centroamericana *Tapirus bairdii* en un bosque húmedo tropical de Costa Rica. Trabajo de grado Maestría. PRMVS. San José:
- Garriga, N., X. Santos, A. Montori, A. Richter-Boix, M. Franch, y G. A. Llorente. 2012. Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. *Biodiversity and Conservation* 21:2761–2774.
- Gibson, L., T. Ming Lee, C. J. A. Bradshaw, W. F. Laurance, T. E. Lovejoy, y N. S. Sodhi. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 1–6. Nature Publishing Group.
- Gonçalves Da Silva, A., A. Campos-Arceiz, y M. S. Zavada. 2013. On tapir ecology, evolution and conservation: What we know and future perspectives-part II. *Integrative Zoology* 8:1–3.
- González-Maya, J. F., J. Schipper, B. Polidoro, A. Hoepker, D. Zarrate-Charry, y J. L. Belant. 2012. Baird's tapir density in high elevation forests of the Talamanca region of Costa Rica. *Integrative Zoology* 7:381–388.

- González-Maya, J. F., L. R. Viquez-R, J. L. Belant, y G. Ceballos. 2015. Effectiveness of Protected Areas for Representing Species and Populations of Terrestrial Mammals in Costa Rica. *Plos One* 10:e0124480.
- Hartmann, P., M. Hartmann, y M. Martins. 2011. Snake road mortality in a protected area in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *South American Journal of*.
- Janzen, D. H. 1991. *Historia Natural de Costa Rica*. Editorial de la Universidad de Costa Rica, San Jose, Costa Rica.
- Kang, W., E. Minor, D. Woo, D. Lee, y C. Park. 2016. Forest mammal roadkills as related to habitat connectivity in protected areas. *Biodiversity and*.
- Kappelle, M. 1996. Los bosques de roble (*Quercus*) de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica: biodiversidad, ecología, conservación y desarrollo.
- Kappelle, M., N. Zamora-Villalobos, y T. Flores-Díaz. 1990. Flora leñosa de la zona alta (2000-3819 m) de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. *Woody flora in high-altitude zones in the Cordillera de Talamanca, Costa Rica*. Brenesia.
- Laurance, W. F., D. Carolina Useche, J. Rendeiro, M. Kalka, C. J. a. Bradshaw, S. P. Sloan, S. G. Laurance, M. Campbell, K. Abernethy, P. Alvarez, V. Arroyo-Rodriguez, P. Ashton, J. Benítez-Malvido, A. Blom, K. S. Bobo, C. H. Cannon, M. Cao, R. Carroll, C. Chapman, R. Coates, M. Cords, F. Danielsen, B. De Dijn, E. Dinerstein, M. a. Donnelly, D. Edwards, F. Edwards, N. Farwig, P. Fashing, P.-M. Forget, M. Foster, G. Gale, D. Harris, R. Harrison, J. Hart, S. Karpanty, W. John Kress, J. Krishnaswamy, W. Logsdon, J. Lovett, W. Magnusson, F. Maisels, A. R. Marshall, D. McClearn, D. Mudappa, M. R. Nielsen, R. Pearson, N. Pitman, J. van der Ploeg, A. Plumptre, J. Poulsen, M. Quesada, H. Rainey, D. Robinson, C. Roetgers, F. Rovero, F. Scatena, C. Schulze, D. Sheil, T. Struhsaker, J. Terborgh, D. Thomas, R. Timm, J. Nicolas Urbina-Cardona, K. Vasudevan, S. Joseph Wright, J. Carlos Arias-G., L. Arroyo, M. Ashton, P. Auzel, D. Babaasa, F. Babweteera, P. Baker, O. Banki, M. Bass, I. Bila-Isia, S. Blake, W. Brockelman, N. Brokaw, C. a. Brühl, S. Bunyavejchewin, J.-T. Chao, J. Chave, R. Chellam, C. J. Clark, J. Clavijo, R. Congdon, R. Corlett, H. S. Dattaraja, C. Dave, G. Davies, B. de Mello Beisiegel, R. de Nazaré Paes da Silva, A. Di Fiore, A. Diesmos, R. Dirzo, D. Doran-Sheehy, M. Eaton, L. Emmons, A. Estrada, C. Ewango, L. Fedigan, F. Feer, B. Fruth, J. Giacalone Willis, U. Goodale, S. Goodman, J. C. Guix, P. Guthiga, W. Haber, K. Hamer, I. Herbinger, J. Hill, Z. Huang, I. Fang Sun, K. Ickes, A. Itoh, N. Ivanauskas, B. Jackes, J. Janovec, D. Janzen, M. Jiangming, C. Jin, T. Jones, H. Justiniano, E. Kalko, A. Kasangaki, T. Killeen, H. King, E. Klop, C. Knott, I. Koné, E. Kudavidanage, J. Lahoz da Silva Ribeiro, J. Lattke, R. Laval, R.

- Lawton, M. Leal, M. Leighton, M. Lentino, C. Leonel, J. Lindsell, L. Ling-Ling, K. Eduard Linsenmair, E. Losos, A. Lugo, J. Lwanga, A. L. Mack, M. Martins, W. Scott McGraw, R. McNab, L. Montag, J. Myers Thompson, J. Nabe-Nielsen, M. Nakagawa, S. Nepal, M. Norconk, V. Novotny, S. O'Donnell, M. Opiang, P. Ouboter, K. Parker, N. Parthasarathy, K. Pisciotta, D. Prawiradilaga, C. Pringle, S. Rajathurai, U. Reichard, G. Reinartz, K. Renton, G. Reynolds, V. Reynolds, E. Riley, M.-O. Rödel, J. Rothman, P. Round, S. Sakai, T. Sanaiotti, T. Savini, G. Schaab, J. Seidensticker, A. Siaka, M. R. Silman, T. B. Smith, S. S. de Almeida, N. Sodhi, C. Stanford, K. Stewart, E. Stokes, K. E. Stoner, R. Sukumar, M. Surbeck, M. Tobler, T. Tschardtke, A. Turkalo, G. Umapathy, M. van Weerd, J. Vega Rivera, M. Venkataraman, L. Venn, C. Vereza, C. Volkmer de Castilho, M. Waltert, B. Wang, D. Watts, W. Weber, P. West, D. Whitacre, K. Whitney, D. Wilkie, S. Williams, D. D. Wright, P. Wright, L. Xiankai, P. Yonzon, y F. Zamzani. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489:290–294. Nature Publishing Group.
- Laurance, W. F., G. R. Clements, S. Sloan, C. S. O'Connell, N. D. Mueller, M. Goosem, O. Venter, D. P. Edwards, B. Phalan, A. Balmford, R. Van Der Ree, y I. B. Arrea. 2014. A global strategy for road building. *Nature* 513:229–232.
- Laurance, W. F., M. Goosem, y S. G. W. Laurance. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. 659–669.
- Locatelli, B., P. Imbach, y S. Wunder. 2013. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. *Environmental Conservation* 41:27–36.
- Mendoza, E., T. L. Fuller, H. A. Thomassen, W. Buermann, D. Ramírez-Mejía, y T. B. Smith. 2013. A preliminary assessment of the effectiveness of the Mesoamerican Biological Corridor for protecting potential Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) habitat in Southern Mexico. *Integrative zoology* 8:35–47.
- Naranjo-Piñera, E. 1995. Abundancia y uso de hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en un bosque tropical húmedo de Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical*.
- O'Farrill, G., M. Galetti, y A. Campos-Arceiz. 2013. Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. *Integrative Zoology* 8:4–17.
- Pacheco, C. J., R. Luna-Ruiz, E. Marcelo-Guadamarrá, J. de D. Valdez, E. J. Gordillo, J. C. Saenz, E. Mata, L. M. Gama, L. J. Rangel, Y. Cruz, y F. Zapata-Ruiz. 2014. Un Asesino a Suelo: El Impacto de las Carreteras en la Fauna Silvestre. *Kuxulkab' XX*:23–28.
- Pomareda-García, E., D. Araya, Y. Ríos, E. Arévalo-Huezo, M. C. Aguilar-Ruiz, y R. Menacho. 2014. Guía Ambiental: Vías Amigables con la Vida Silvestre Environmental Guide: Wildlife Friendly Roads. Comité Científico de la Comisión Vías y Vida Silvestre., Costa Rica.

- Roger, E., y D. Ramp. 2009. Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. *Diversity and Distributions*.
- Rytwinski, T., K. Soanes, J. Jaeger, y L. Fahrig. 2016. How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. *PLoS one*.
- Teixeira, F. Z., I. P. Coelho, I. B. Esperandio, N. R. Oliveira, F. P. Peter, S. S. Dornelles, N. R. Delazeri, M. Tavares, M. B. Martins, y A. Kindel. 2013. Are Road-Kill Hotspots Coincident Among Different Vertebrate Groups? *Oecologia Australis* 17:36–47.
- Tobler, M. 2002. Habitat Use and Diet of Baird's Tapirs (*Tapirus bairdii*) in a Montane Cloud Forest of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica 1. *Biotropica*.
- UNESCO. 2003. TALAMANCA RANGE- RANGE - LA AMISTAD RESERVES / LA AMISTAD NATIONAL PARK COSTA RICA & PANAMA.

COMUNICACIONES PERSONALES

Sánchez-Arguedas, L. Director, Área de Conservación La Amistad Pacífico, Sistema de Áreas Protegidas, San José, Costa Rica (e-mail: l.sanchez@sinac.co.cr).

CAPÍTULO 1: PATRONES DE ACTIVIDAD Y SELECCIÓN DE HÁBITAT DE LA DANTA (*TAPIRUS BAIRDII*, GILL 1865) EN UN BOSQUE SECCIONADO POR UNA CARRETERA EN EL SECTOR NOROESTE DE LA CORDILLERA DE TALAMANCA, COSTA RICA.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la deforestación, cambios extensivos en el uso del suelo, cacería y la expansión de carreteras han puesto en riesgo a la vida silvestre a nivel mundial, especialmente en los trópicos (Gibson et al. 2011, Laurance et al. 2012). Estas amenazas de origen antropogénico han puesto en riesgo a dos tercios de los mamíferos existentes (Barnosky et al. 2011, Lindsey et al. 2017). Dentro de estos, si se mira solamente a los herbívoros grandes (>100 kg), el 60% se encuentran amenazados (Ripple et al. 2015), y en al menos un 58% sus poblaciones se encuentran en declive (Gonçalves Da Silva et al. 2013, Ripple et al. 2015).

En el Neotrópico las cuatro especies de mamíferos grandes (Cervidae: una especie; Tapiridae: tres especies) se encuentran bajo algún nivel de amenaza y sus poblaciones en rápido declive (Gonçalves Da Silva et al. 2013, Ripple et al. 2015). La pérdida de estos grandes herbívoros puede tener efectos cascada en el ecosistema (Jorge et al. 2013, Ripple et al. 2016) y también implicaciones en el calentamiento global (Bello et al. 2015).

En el istmo centroamericano el único gran herbívoro y representante de la megafauna es la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*), este a su vez es el mamífero más grande del Neotrópico llegando a pesar hasta 300 kg (Naranjo 2009). La danta cumple importantes funciones en el ecosistema como dispersor de semillas y modelador del paisaje, abriendo claros y caminos que son aprovechados por otros animales (Galetti et al. 2001, Fragoso et al. 2006, O'Farrill et al. 2012). Su distribución histórica abarca desde el centro de México hasta el norte de Colombia, incluyendo los bosques húmedos de bajura hasta los páramos arriba de los 3000 msnm (García et al. 2016). Las poblaciones de danta centroamericana están en rápido declive, se estima que en los últimos 30 años la población global ha disminuido al menos un 50%; esto la ha colocado en la lista roja de la UICN como en peligro de extinción (García et al. 2016). Además, por sus características filogenéticas y estado de conservación es una especie prioritaria en la lista EDGE (Isaac et al. 2007).

En Costa Rica *T. bairdii* habitó la totalidad del territorio nacional (Janzen 1991, González-Maya y Schipper 2009, M. V Cove et al. 2014), sin embargo sus poblaciones se redujeron considerablemente en el último siglo debido a los cambios extensivos en el uso del suelo para actividades agrícolas e incremento de la cacería (Janzen 1991). En la actualidad sus poblaciones están limitadas a los grandes remanentes boscosos principalmente en áreas protegidas (González-Maya et al. 2015, Garcia et al. 2016,). La pérdida de hábitat y la cacería siguen siendo amenazas al rededor del país; no obstante, en la década del 2010 se incrementó el número de muertes por atropello en Carretera Interamericana Sur, especialmente en las zonas altas de la Cordillera de Talamanca. En esta zona los atropellos se han convertido la principal causa de mortalidad reportada para Costa Rica (Sánchez-Arguedas, com. pers.). A pesar de su estado de conservación, importancia evolutiva (Ashley et al. 1996, de Thoisy et al. 2010, Paulo Carbajal-Borges et al. 2014) y ecológica (O'Farrill et al. 2012, Galetti et al. 2013, Bello et al. 2015), es poco lo que se conoce de la ecología poblacional y uso de hábitat de la danta, especialmente en zonas altas.

Estudios previos, principalmente de zonas bajas sugieren que las dantas prefieren zonas con alta cobertura boscosa, abundantes fuentes de agua y baja presencia humana (Naranjo-Piñera 1995, Foerster y Vaughan 2002, Cove 2011). En estudios previos realizados en elevaciones medias (800 – 2400 msnm) y altas (>2400 msnm) la especie prefiere sitios con abundante bambú (*Chusquea* sp.), y es favorecido por baja presencia humana, además se ha notado que son activas principalmente durante la noche (Tobler 2002, Carbonell-Torres y Torrealba-Suárez 2007, González-Maya y Schipper 2009, González-Maya et al. 2012). Pese a que se sabe de la presencia de la especie actualmente, el modelo económico y prácticas como cacería que se dieron en décadas pasadas en la Cordillera de Talamanca, impactaron a poblaciones de mamíferos haciéndolos más elusivos o incluso desplazándolos del sitio hasta por dos décadas (Schipper 2010).

Pese a que los estudios previos han aportado a entender biología de la especie en bosques montanos, no se conoce cómo las variables ambientales y de paisaje (naturales y antropogénicas), afectan la tasa de ocupación y uso de hábitat en las zonas altas. La tasa de ocupación es información de línea base que puede ser utilizada como indicador del estado de la población de una especie en un área y tiempo específico (MacKenzie 2006, Kery y Royle 2016). Adicionalmente, los estudios de selección de hábitat permiten entender y explicar las características ambientales y de paisaje que hacen que una especie esté en un determinado sitio (Kery y Royle 2016).

Otro indicador de línea base que permite entender mejor la biología de una especie en un lugar son los patrones de actividad (Rowcliffe et al. 2014, Kušta et al. 2017). Se ha encontrado que algunos sitios donde la danta habita, cambian sus patrones de actividad según el grado de alteraciones y presiones presentes en un sitio, por ejemplo cuando hay cacería se tienen periodos de actividad principalmente en la noche (Lizcano y Cavelier 2000, Cruz 2001, González-Maya et al. 2012); esto como una medida evasora.

Recopilar información de línea base es necesario para lograr un monitoreo de las poblaciones de las especies amenazadas (Ahumada et al. 2013), especialmente en tiempos de rápidos cambios que degradan el hábitat natural (Laurance et al. 2012) que están llevando a extinciones masivas (Barnosky et al. 2011, Ripple et al. 2015). El buen entendimiento de estos indicadores en especies sombrilla y clave como lo es *T.bairdii* (Cove et al. 2013, O'Farrill et al. 2013) tiene importantes implicaciones en el manejo y conservación de las especies silvestres amenazadas y del ecosistema que habitan.

En el presente capítulo se analizarán los patrones de actividad de *T.bairdii* en dos escalas: según época seca o lluviosa, y actividad diaria. Además, se estimará la tasa de ocupación y se evaluará si las variables del paisaje como distancias a: borde del parque nacional, fuentes de agua y carreteras; además de elevación media y pendiente, afectan el selección de hábitat de la danta en un hábitat seccionado por una carretera. Estos resultados permitirán entender mejor la ecología de la especie e identificar puntos críticos para su conservación en el sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica.

OBJETIVOS

- Caracterizar los patrones de actividad de la danta (*Tapirus bairdii*) en un bosque seccionado por una carretera en las zonas altas de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica.
- Evaluar la selección de hábitat de la danta (*Tapirus bairdii*) en un bosque atravesado por una carretera en las zonas altas de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la zona conocida como Macizo de la Muerte, esta se ubica en las provincias de Cartago y San José en las partes altas de la Cordillera de Talamanca. Este sector es administrado por el Área de Conservación La Amistad – Pacífico (ACLA-P) y Área de Conservación Pacífico Central (ACOPAC) y abarca varias áreas protegidas: Reserva Forestal Rio Macho y Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte (ACLAP); Reserva Biológica las Vueltas y Parque Nacional los Quetzales (ACOPAC). Además, se encuentra la Zona Protectora Los Santos (ACOPAC) y otras tierras privadas bajo algún grado de conservación (ej. fincas en pago por servicios ambientales, reservas privadas). Toda el área de estudio fuera de las áreas silvestres protegidas se encuentra bajo la categoría de Zona Protectora. Las zonas protectoras pueden ser habitadas y aprovechadas en actividades forestales, hidroeléctricas, de re-forestación, investigación y comercialización de la flora y la fauna (Galindo-González et al. 2009).

En cuanto al uso del suelo, la mayoría del área corresponde a las áreas protegidas mencionadas anteriormente, estas presentan una cobertura de bosque primario en las zonas centrales del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, bosque secundario maduro y páramo. También se dan otro tipo de usos como pastizales para ganadería, uso agrícola (café, mora, frijoles, manzana), y otros de cobertura no forestal como infraestructura turística y residencial. Existe una alta presencia de cuerpos de agua, principalmente lóticos con alguna presencia de cuerpos lénticos estacionales, principalmente en las zonas donde ocurren las turberas (Kappelle et al. 1990, Kapelle et al. 2000). El área de estudio es atravesada por la Ruta Interamericana Sur (Ruta 2) y una red de caminos secundarios y trochas para el mantenimiento del tendido eléctrico.

El área de estudio presenta una gradiente altitudinal que va de los 2420msnm a los 3540msnm, abarcando tres zonas de vida: dominado por bosque pluvial montano en las zona central, bosque pluvial montano bajo en la vertiente Caribe y bosque muy húmedo montano bajo en la vertiente caribe (Sánchez-Azofeifa et al. 2003). La diversidad florística se puede encontrar detalladamente descrita por Kappelle y colaboradores (1996). Existe influencia de la vertiente Pacífica y Caribe, teniendo una pluviosidad de 4000 a los 8000 milímetros lluvia anuales de y una temperatura mínima promedio de 6 a 12 grados centígrados, alcanzando una mínima de -2 grados centígrados durante las madrugadas, y una temperatura máxima promedio de 20 a 24 grados centígrados. En este se destaca una época considerada como seca que va desde

diciembre hasta abril y la lluviosa de mayo a noviembre; marzo es el mes con menos precipitaciones y octubre el más lluvioso (Instituto Meteorológico Nacional 2017)

El área de muestreo abarcó una extensión de 291km² circundantes a la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2), específicamente sobre los 32km sobre los cuales bordea áreas protegidas y corresponden a los únicos donde se han reportado atropellos de danta en los últimos 6 años y tres meses (diciembre 2010 – abril 2017) (Sánchez-Arguedas, com. pers.).

Esta tuvo la Ruta 2 como centro y sus límites se marcaron a una distancia de 4,5km a cada lado de la carretera. Este diseño permitió evaluar el impacto de la carretera sobre las poblaciones de danta y observar la selección de hábitat y tasa de ocupación a lo largo de la gradiente de bosque con respecto a la carretera Interamericana Sur 2 (Beier et al. 2008, Roger y Ramp 2009, Clements 2013).

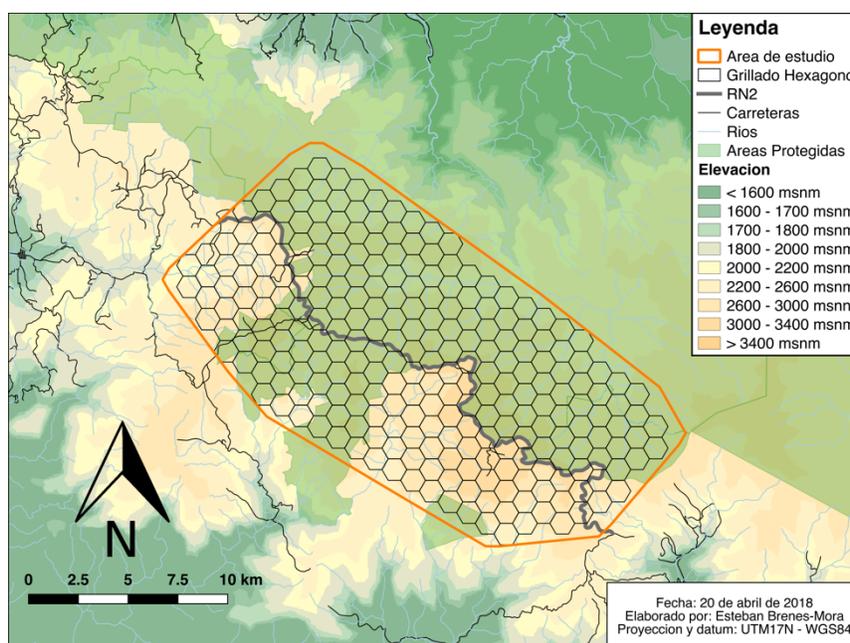


Figura 1. Área de estudio en el sector Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca Costa Rica y grilla de muestreo. Se señalan las áreas presentes en el área con alguna categoría de manejo: Parque Nacional Los Quetzales (PNLQ), Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte (PNTMM), Reserva Biológica Cerro Vueltas (RBCV), Reserva Forestal Río Macho (RFRM). Se muestran elementos del paisaje usados para la el modelaje del uso de hábitat de la danta (*Tapirus bairdii*) en la zona durante los meses de febrero a agosto del 2016

MÉTODOS

Unidad espacial de muestreo

Se definió como unidad de muestreo, una grilla hexagonal compuesta de celdas con un radio de 1,25 km ($2,25 \text{ km}^2$) y centrada sobre la Ruta Interamericana Sur 2 desde el KM 63 al KM 98 (Figura 1). Se utilizó la proyección UTM 17N (EPSG: 32617, WGS 84 / UTM zona 17N). La cuadrícula se enmarca en las siguientes coordenadas: Xmin 183728, Ymin 1053817, Xmax 206597 y Ymax 1073351. Se escogió grilla hexagonal de estas dimensiones ya que se asemeja más a un círculo y el radio es mayor al rango de hogar de la danta reportado para el país (Foerster y Vaughan 2002). (Figura 1)

La grilla se compone de un total de 170 celdas ($2,25 \text{ km}^2$) consideradas cada una como unidad de muestreo. Los centroides de estas celdas representaron la base espacial para la homogenización de las covariables para la realización de los análisis y de los registros de danta en la implementación de los modelos de tasa de ocupación y selección de hábitat.

Muestreo con cámaras trampa

Para determinar la presencia de danta en la zona y patrones de actividad se colocaron estaciones de cámara trampa, este método es recomendado para el estudio de poblaciones mamíferos grandes y elusivos como la danta. Cada estación de cámara trampa se instaló lo más cercano al centro de unidades de muestreo seleccionadas y separada por al menos un kilómetro de otras estaciones, esto basado en el rango de hogar estimado para la especie (Foerster y Vaughan 2002) y recomendaciones de expertos del Grupo de Especialistas de Tapires de la UICN. Se procuró ubicar la cámara a un radio no mayor de 400 m del centro de la unidad de muestreo en los casos que la topografía lo permitió. Al respetar la distancia mínima entre unidades de muestreo se cumplió con el supuesto de independencia espacial entre muestras presente en los modelos de tasa ocupación (MacKenzie y Royle 2005, Kery y Royle 2016).

En total se colocaron 45 estaciones de muestreo con una cámara trampa cada una sobre 45 unidades de muestreo dentro de la grilla de 170 celdas. Las 45 celdas donde se colocaron las estaciones se seleccionaron mediante un muestreo aleatorio en tres estratos. Cada estrato

correspondió a distintas distancias con respecto a la Ruta 2 ((E1: 0 -1,5 km n= 15; E2: 1,5 – 3 km n=15 y E3: 3 – 4,5 km n=15; Figura 2).

La colocación de las cámaras se llevó a cabo entre los meses de febrero y marzo del 2016. Las estaciones de cámara trampa fueron colocadas en sitios con características aptas para el paso de fauna, específicamente de danta siguiendo recomendaciones de trabajos previos (Tobler 2002, González-Maya et al. 2012, Cove et al. 2013), esto para maximizar la probabilidad de detección de la especie y así cumplir otro de los supuestos de los modelos de uso de ocupación y uso de hábitat (McKenzie *et al.* 2005, Kery y Royle 2016). Las estaciones se mantuvieron en el campo durante al menos cuatro meses, cubriendo la época seca (febrero – abril) y lluviosa (mayo - junio).

Para todo el estudio se usó cámaras trampa *Bushnell Agressor Low Glow* (Bushnell Outdoor Products 2015) y *Bushnell Agressor Trophy Cam HD* (Bushnell Outdoor Products 2012). Estos modelos ha sido utilizados en la mayoría de estudios en Costa Rica (Artavia 2014) y son recomendados para estudios en el trópico. En el Anexo 3 se adjunta la lista de características y ajustes con los que se instalaron las cámaras.

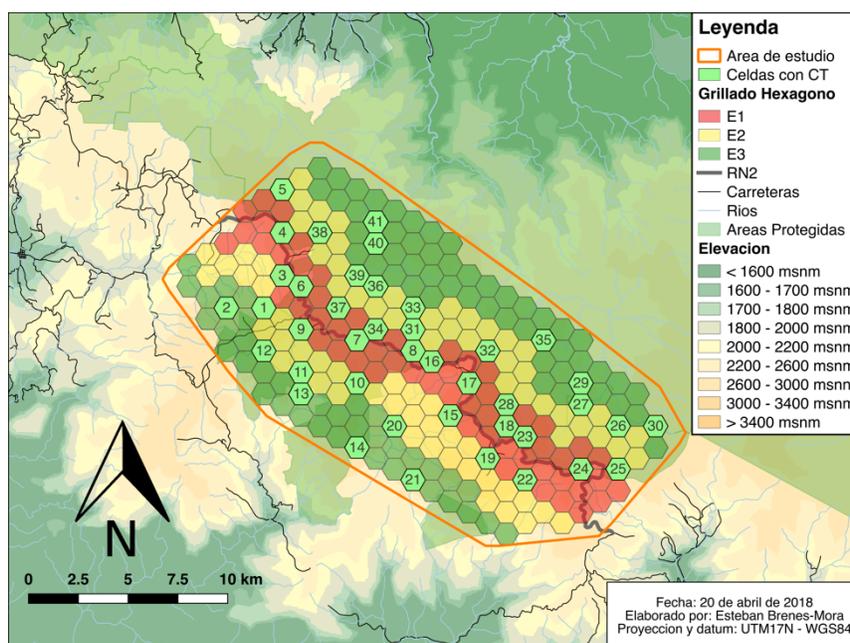


Figura 13. Área de estudio en el sector Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca Costa Rica y grilla de muestreo. Se señalan las áreas presentes en el área con alguna categoría de manejo: Parque Nacional Los Quetzales (PNLQ), Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte (PNTMM), Reserva Biológica Cerro Vueltas (RBCV), Reserva Forestal Río Macho (RFRM). Se muestran elementos del paisaje usados para el modelaje del uso de hábitat de la *Tapirus bairdii*

en la zona y cada uno de los estratos (E1: 0 -1,5 km n= 15; E2: 1,5 – 3 km n=15 y E3: 3 – 4,5 km n=15) usados en el muestreo en la Cordillera de Talamanca durante los meses de febrero a agosto de 2016.

Una vez recolectadas las cámaras del campo, se catalogaron las fotografías y videos manualmente identificando las especies según la guía de mamíferos del Neotrópico (Reid 2009). Para el análisis estadístico solo se utilizaron los registros de *T. bairdii*. Se extrajeron los metadatos con la información temporal de cada fotografía con el paquete 'campttrapR' (Niedballa et al. 2016) en R 3.3.2 (R Core Team 2016); la información temporal de los videos se recopiló manualmente. Posteriormente, se realizó una base de datos con cada detección y su respectiva información espacial y temporal.

Patrones de actividad

Para los patrones de actividad estacional y diaria se tomó cada evento de detección separado por 10 minutos como independiente. Para la actividad estacional se agruparon las detecciones según el mes en que ocurrieron. Basados en datos climatológicos históricos se consideró marzo – abril como época seca y mayo – junio como época lluviosa. Para determinar si existe efecto de la época de lluvias sobre la actividad se calculó la diferencia promedio del número de eventos detectado en época seca y época lluviosa.

Basado en el número de eventos de captura por hora del día en que se registraron se estimó el porcentaje promedio de actividad durante del día (Rowcliffe et al. 2014) y se se identificó las horas pico de actividad durante un día (24h). Este análisis se realizó utilizando el paquete 'activity' (Rowcliffe 2016) en R 3.3.2 (R Core Team 2016).

Tasa de ocupación, uso y selección de hábitat

Utilizando el paquete 'rgdal' (Bivand et al. 2015) y 'raster' (Hijmans y Etten 2014) en el programa estadístico R 3.3.2 (R Core Team 2016), se construyó una base de datos con variables biofísicas del ambiente y alteraciones de origen antropogénico que hipotéticamente afectan el uso de hábitat de la danta. Las variables que se tomaron en cuenta para los modelos de tasa ocupación y uso de hábitat fueron: distancia al límite de parque nacional (m), elevación media sobre el nivel del mar (msnm), porcentaje de pendiente (ASTER Global Digital Elevation

Model (GDEM) v2 data), distancia a Ruta Interamericana 2 (m), distancia a fuentes de agua (m).

Además de las variables medidas desde análisis geográfico se midieron otras variables en el campo: cobertura vegetal y densidad del sotobosque en un radio de 20 m alrededor de la estación de cámara trampa. También se tomó en cuenta en cuenta variables relacionadas a la probabilidad de detección de *T. bairdii*: época: lluviosa o seca y número de noches trampa de cada estación y *tapir-score*.

El *tapir-score* (inglés para: puntaje danta) es una escala con la que se evaluó la calidad del sitio donde se colocó cada cámara con respecto a la presencia de señas de dantas, esto como una aproximación de la intensidad de paso de animales en cada estación. Se realizó una búsqueda exhaustiva para identificar la presencia de señas en un radio de 25m desde donde se colocó la cámara. Las señas utilizadas para desarrollar la escala fueron: huellas, heces, marcas en los árboles y trillos de danta. Para cada estación de muestreo se caracterizó la presencia de señas en un diámetro de 50m desde donde fue colocada la cámara. Se evaluaron las variables caracterizadas sobre una escala de 0 – 3 donde, 0 fue cuando había ausencia total y 3 cuando hubo una alta presencia de señas; con valores 1, 2 según la cantidad. Se promedió la sumatoria de los valores caracterizados para cada seña y se convirtió a una escala de 0 a 5 para dar el *tapir score* que fue usado como variable para modelar la probabilidad de captura.

Se estimó la tasa de ocupación y selección de hábitat (ψ) de la danta usando datos de detección/no detección de *T. bairdii* de las estaciones de cámara trampa activas, esto basado en un marco de versimilitud, *maximun-likelihood* en inglés, (MacKenzie et al. 2002, MacKenzie y Royle 2005). Se construyeron historias de detección (H) sobre 35 ocasiones de muestreo (de cinco días cada una), esto con el fin de facilitar el cálculo de la probabilidad de detección (p) y tomar en cuenta detección imperfecta (Mackenzie et al. 2006). En cada historia de detección, '1' indicó la detección de danta en una estación de cámara trampa en una ocasión de muestreo, '0' indicó la no detección de danta en una estación de cámara trampa en una ocasión de muestreo. Por ejemplo, la historia de detección para una estación de cámara trampa i (H_i) compuesta por cinco ocasiones de muestreo '01010' muestra la detección de danta en la segunda y cuarta ocasión, y no detecciones en la primera, tercera y quinta ocasión en una misma temporada de muestreo; la probabilidad de obtener el historial de detección H_i sería,

$$\Pr (H_i = 01010) = \psi_i [(1 - p_{i1}) p_{i2} (1 - p_{i3}) p_{i3} (1 - p_{i4}) (1 - p_{i5})] \quad (\text{Ecuación 1})$$

donde ψ_i es la probabilidad de que la celda i esté ocupada y p_{ij} es la probabilidad de detectar a la especie en esa celda i durante un muestreo de duración j ($= 1, 2, 3, 4$ y 5), condicionado por la presencia de la especie.

Para tomar en cuenta la probabilidad de detección (p) explícitamente, se modelaron cuatro variables que hipotéticamente podrían afectarla: (1) número de noches que la cámara estuvo activa por cada ocasión de muestreo; (2) modo de la cámara (fotografía / video); (3) época (lluviosa o seca; Instituto Meteorológico Nacional 2016) 4) *Tapir score*. Para modelar la selección de hábitat de la danta se tomaron en cuenta cinco variables de paisaje que hipotéticamente la pudieran afectar: 1) distancia a la Carretera Interamericana Ruta 2 (m); 2) pendiente (ASTER Global Digital Elevation Model (GDEM) v2 data); 3) distancia a ríos (m); 4) Parque Nacional: distancia al límite del parque nacional, tomando como cero el límite, esta variable fue negativa cuando se alejaba del límite hacia adentro del parque nacional, positiva cuando se alejaba hacia afuera. 5) elevación media (msnm). Cada variable se midió para cada una de las las 41 estaciones de muestreo activas. Todas las variables continuas fueron estandarizadas.

Para estimar el uso de hábitat para *T.bairdii* en el área de estudio tomando en cuenta detecciones imperfectas, se siguió un proceso en dos pasos para una especie y tasa de ocupación para una sola temporada de muestreo mediante el paquete 'unmarked' (Fiske y Chandler 2011) en R 3.3.2 (R Core Team 2016). Primero, la probabilidad de detección (p) se modeló donde el parámetro se asumió como constante o cuando era afectado por una o varias variables de manera aditiva, se corrieron modelos con todas las combinaciones de variables asociadas a la probabilidad de detección disponibles (MacKenzie 2006). Posteriormente, se evaluó la influencia de las variables de paisaje sobre el uso de hábitat (ψ), este se modeló con el parámetro constante o permitiendo que variara con variables de manera individual o aditiva, se corrieron modelos con las cinco variables de paisaje medidas, para este proceso se usó el modelo para probabilidad de detección mejor posicionado en el ranking del primer paso. Los modelos se clasificaron según el ranking dado utilizando el Criterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc; Anderson y Burnham 2002). Posteriormente se evaluó la influencia de las variables presentes en los modelos con $\Delta AICc < 2$ sobre el sistema.

Para evaluar la influencia de cada covariable en el sistema, se usó la sumatoria el pesaje de AICc ($wAICc$) de todos los modelos que contuvieran una determinada variable y para cada una de ellas. Se consideró como variables con alta influencia las que tuvieron una sumatoria de pesos ($wAIC$) mayor a 0,50 (Barbieri y Berger 2004, Kalies et al. 2012). Se calcularon valores

predichos y la tasa de ocupación para toda el área de estudio basados en mejor modelo del uso de hábitat basado en los modelos que contengan las combinaciones de variables con alta influencia.

Finalmente, los valores predichos por el mejor modelo de uso de hábitat (ψ) con las variables con alta influencia se usaron para generar un mapa con la intensidad de selección de hábitat a una escala de unidad de muestreo de 1,25 km². Este mapa se hizo tomando el valor predicho para cada centroide de unidad de muestreo dentro del área de estudio en el programa Quantum GIS 2.18.2 (Quantum GIS Development Team 2017).

RESULTADOS

Resultados generales

Debido a daños, robo o pérdida de equipo, el número efectivo de estaciones de muestreo se redujo a 41. Por condiciones topográficas y de acceso la distribución espacial de las estaciones con respecto a la carretera resultó de la siguiente manera (E1: 0 -1,5 km n= 17; E2: 1,5 – 3 km n=10 y E3: 3 – 4,5 km n=14; Figura 2). En total se detectaron 17 especies de mamíferos silvestres (Anexo 1) y tres de especies domésticas en 4875 noches de foto trapeo en el total de las estaciones de cámara trampa. De esta lista resaltan tres especies en peligro de extinción (*T.bairdii*, *Panthera onca*, *Leopardus tigrinus*) y una endémica (*Sylvilagus dicei*).

Detecciones de *Tapirus bairdii* y patrones de actividad

La especie con mayor número de detecciones fue *T. bairdii*. Esta se detectó al menos una vez en el 71% de las estaciones de cámara trampa. Adentro de área silvestre protegida, se registró danta en 27 estaciones de 30; mientras que afuera de parque nacional solamente en dos de 11. En total, obtuvo registro de dantas en 256 eventos independientes (separadas por una hora) en 4875 noches trampa, un índice de captura fotográfica de 52.7 capturas por cada 1000 fotos. Se detectaron parejas, posiblemente en cortejo (macho y hembra adulto) en 19 eventos, y la presencia de individuos jóvenes (<1 año, con patrones de manchas visibles o en lactancia, Reid 2009) en 5 eventos. Además, se registró al menos un macho y una hembra en una misma cámara trampa en 17 estaciones de muestreo.

El número de detecciones muestra una tendencia hacia el periodo central del muestreo, en los meses de marzo a mayo (Figura 3). No parece haber diferencia en el índice de captura entre la época seca (49 ind./1000 noches) y la lluviosa seca (56 ind./1000 noches) y se mantiene estable en la zona de transición entre épocas. Al final parece haber una disminución en el número de detecciones, sin embargo, esto puede ser debido a que ya para ese periodo se había comenzado el retiro de estaciones del campo.

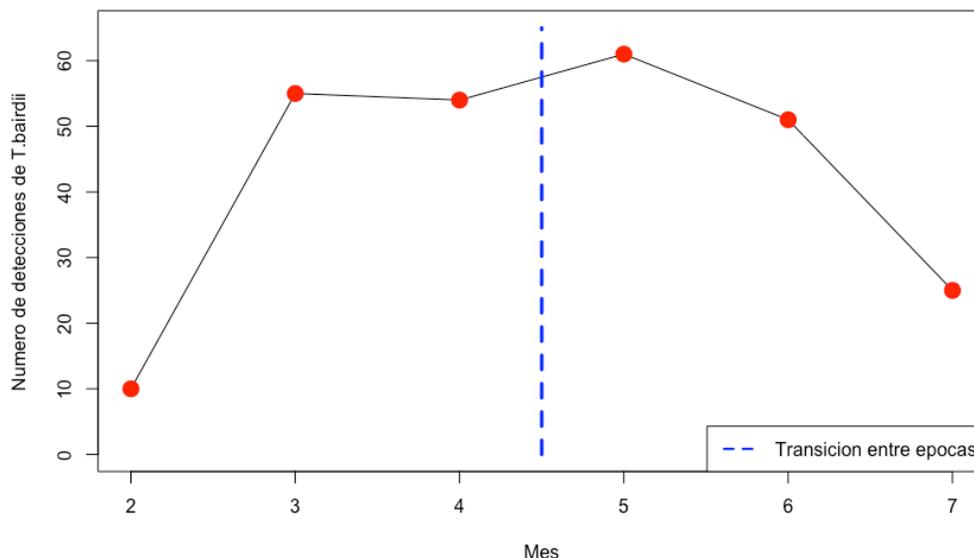


Figura 14. Número de detecciones de danta (*Tapirus bairdii*) por mes de muestreo. Se marca la época de transición entre épocas seca y lluviosa con una línea punteada. Basado en 256 detecciones de danta separadas por al menos 10 minutos en el área de estudio en el sector del Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca durante los meses de febrero a agosto del 2016.

Durante el tiempo de muestreo, la danta estuvo activa durante el 55% (IC95%= 43% - 65%) del día. La actividad diaria se concentró en un 80% en horas crepusculares y nocturnas, después de las 15h hasta las 2h, mostrando el pico máximo de actividad entre 18h - 20h. En la madrugada se notaron otros picos de actividad menores entre 0h y las 2h y uno menor entre 4h y 5h. Durante horas con alta luz del día, 8h - 17h, la actividad tiende a disminuir, con el valor mínimo a las 12h. (Figura 4)

Tasa de ocupación, uso y selección de hábitat

De las cuatro variables de muestreo medidas solo el modo de la cámara (fotografía o video) y el *tapir-score* tuvieron efecto sobre la probabilidad de captura (p) (Cuadro 1). Los modelos que contienen el modo y *Tapir-score* suman casi todo el peso acumulado de wAIC y ambas variables tienen un peso acumulado >0.50, por lo que fueron variables de alta influencia (Cuadro 2).

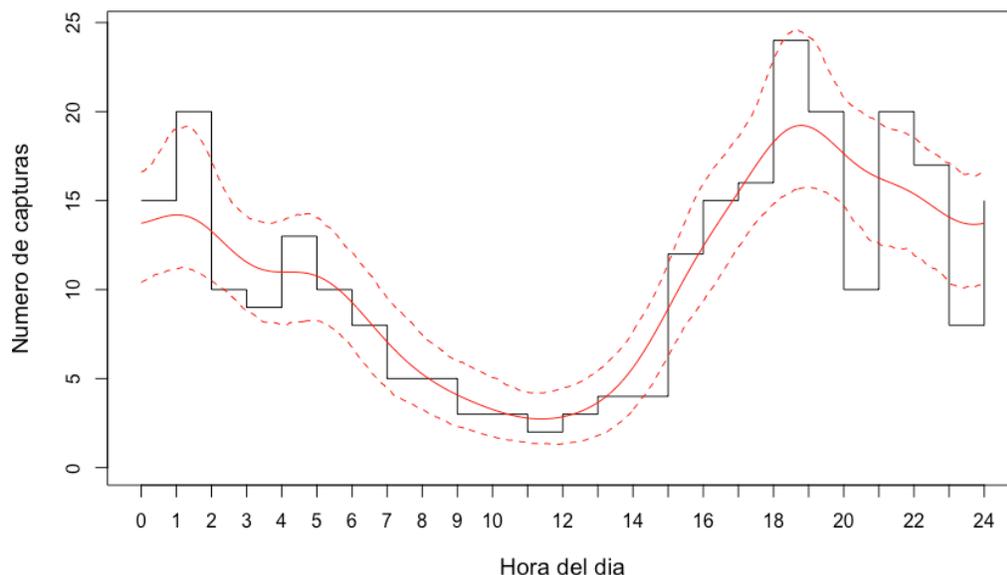


Figura 4. Número de detecciones de danta (*Tapirus bairdii*) por la hora del día. Se muestra la actividad promedio y los intervalos de confianza al 95%. Basado en 256 detecciones de danta separadas por al menos 10 minutos en el área de estudio en el sector del Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca durante los meses de febrero a agosto del 2016.

No se tomó en cuenta el número de noches por ocasión pese a que aparece en un modelo con $AICc < 2$ (Cuadro 1), ya que la sumatoria del peso modelos ($wAICc$) que contienen esta variable es menor a 0,50 (Cuadro 2). Tampoco se seleccionó la época, lluviosa o seca, al no estar en ningún modelo con una diferencia menor a 2 en el $AICc$ con respecto al mejor modelo (Cuadro 2).

Basado en el modelo seleccionado, se encontró que las cámaras en modo video en promedio mostraron una probabilidad de captura 0,11 ($IC95\% = 0,013$) mayor que las que estaban en fotografía (Figura 5). Además, las estaciones colocadas en un sitio con un *tapir-score* mayor, tuvieron una mayor probabilidad de captura (p) de danta; esto para ambos modos de cámara (Figura 5). Por cada unidad que aumentó el *Tapir-Score*, la probabilidad de captura (p) aumentó en promedio 0,037 ($IC95\%=0,011$) unidades cuando la cámara está en modo foto y 0,039 ($IC95\%=0,021$) cuando estuvo en video. Este modelo de probabilidad de captura fue el que se tomó en cuenta para modelar la selección de hábitat de la danta.

Cuadro 1. Modelos de probabilidad de detección (p) sobre el modelo nulo para uso de hábitat ψ (.). Basado en datos de 41 estaciones de foto trapeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016. Solo se muestran los modelos con $\Delta AIC_c < 2$. Los modelos mejor posicionados en el ranking se muestran en gris.

Modelos candidatos	AIC _c	ΔAIC_c	wAIC _c	k	-2 log likelihood
ψ (.), p (modo+score)	734,00	0,00	0,51	4	725,05
ψ (.), p (modo+score+noches)	734,81	0,89	0,34	5	723,06

Notas: ψ (.) = ψ (nulo); AIC_c = criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas; ΔAIC_c = diferencia del AIC_c del mejor modelo con cada uno de los otros; wAIC_c = pesaje del AIC_c, k = número de parámetros; -2 log likelihood = función de verosimilitud del modelo. Variables de muestreo incluidas en cada modelo: noches = número de noches que las cámaras estuvieron activas durante cada ocasión de muestreo; modo = modo de captura en la que estaba programada la cámara trampa (video o fotografía); época = época lluviosa o seca; score = tapir-score.

Cuadro 2. Sumatoria de los pesos (wAIC) de los modelos de probabilidad de detección (p) sobre el modelo nulo para uso de hábitat ψ (.). Basado en datos de 41 estaciones de foto trapeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016.

Covariable	Sumatoria de los pesos del modelo (wAIC _c)
<i>Tapir-Score</i>	1,00
<i>Modo</i>	0,98
<i>Noches</i>	0,40
<i>Época</i>	0,13

Notas: wAIC_c = pesaje del AIC_c. Covariables de muestreo incluidas en cada modelo: noches = número de noches que las cámaras estuvieron activas durante cada ocasión de muestreo. modo = modo de captura en la que estaba programada la cámara trampa (video o fotografía); época = época lluviosa o seca; score = tapir-score.

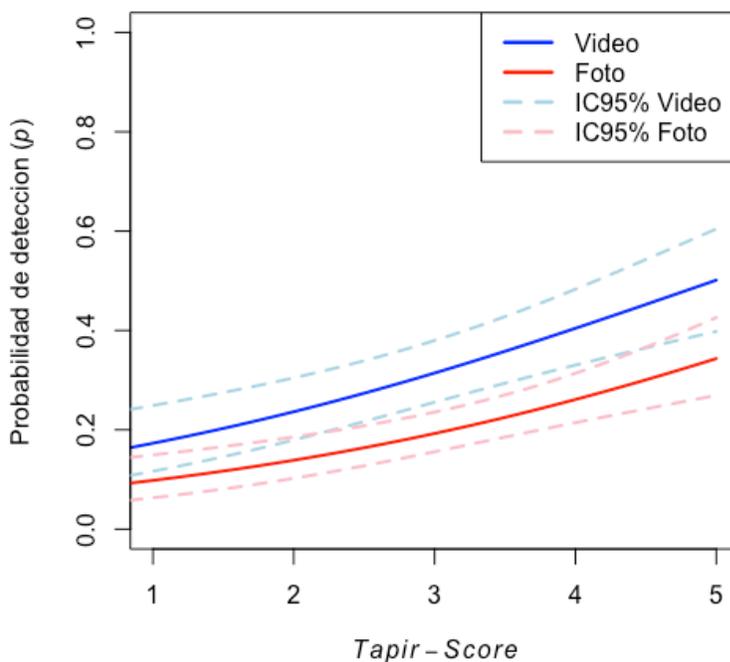


Figura 15. Relación entre la probabilidad de detección (p) de danta (*Tapirus bairdii*) y el Tapir-Score según el modo en que estaba operando la cámara (Video o Foto). Basado en los coeficientes β del modelo seleccionado para probabilidad de detección con datos de 41 estaciones de foto trampeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016. Se muestran los intervalos de confianza (IC95%) del promedio de los valores predichos.

El modelo que mejor explicó el uso de hábitat (ψ) de la danta en el área de estudio fue el que solo incluye a las variables Parque Nacional con la probabilidad de captura (p) modelada por el modo y *tapir-score* (Cuadro 3). Otros modelos que mantuvieron un $\Delta AICc < 2$, incluyeron las variables elevación y Ruta 2, sin embargo, el peso $wAICc$ de estas variables es $< 0,5$, no se tomaron en cuenta para las predicciones (Cuadro 4).

Cuadro 3. Modelos de ocupación que evalúan el efecto de cuatro covariables sobre el uso de hábitat (ψ) de la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*), y tres covariables de muestreo que afectan la probabilidad de detección (p). Basado en datos de 41 estaciones de foto trampeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016. Solo se muestran modelos candidatos con $\Delta AIC_c < 2$. El modelo mejor posicionado en el ranking se resalta en gris.

Modelos candidatos	AIC _c	ΔAIC_c	wAIC _c	k	-2 log likelihood
$\psi(\text{par.nac}), p(\text{modo+score})$	869,10	0,00	0,24	6	717,24
$\psi(\text{par.nac+pend}), p(\text{modo+score})$	869,88	0,78	0,16	8	711,52
$\psi(\text{par.nac+pend+elev}), p(\text{modo+score})$	870,17	1,08	0,14	7	715,74
$\psi(\text{par.nac+ruta2}), p(\text{modo+score})$	870,37	1,27	0,13	4	725,05

Notas: AIC_c = criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas; ΔAIC_c = diferencia del AIC_c del mejor modelo con cada uno de los otros; wAIC_c = pesaje del AIC_c, k = número de parámetros. -2 log likelihood = función de verosimilitud del modelo. Covariables de muestreo incluidas en cada modelo: noches = número de noches que las cámaras estuvieron activas durante cada ocasión de muestreo. modo = modo de captura en la que estaba programada la cámara trampa (video o fotografía); época = lluviosa o seca. Covariables incluidas en los modelos son: 1) ruta2 = distancia a la Carretera Interamericana Sur Ruta 2 (m); 2) par.nac = estación de cámara trampa adentro o afuera de parque nacional; 3) pend= pendiente (%); 4) elev = elevación (msnm); rio= distancia a río más cercano.

La selección de hábitat en las estaciones dentro de áreas protegida fue 0,68 (IC95% = 0,1) mayor que las que estaban en fuera de área protegida (Cuadro 5).

Cuando la celda se encuentra dentro de parque nacional la ocupación tiende a aumentar en promedio 0,08 (IC95%=0,05 – 0,11) por cada 200 metros hasta alcanzar un valor de 1 cercano a los 2000m dentro del parque nacional.

En las celdas del afuera del parque nacional sucede un efecto opuesto, la probabilidad de uso de hábitat disminuye 0,11 (IC%: 0,05 – 0,23) por cada 200 m que se aleja. Conforme se acerca al límite de parque nacional, hasta los 1500 m, donde debido al bajo número de estaciones de muestreo a esta distancia la incertidumbre es mayor. (Figura 6)

Cuadro 8. Sumatoria de los pesos (wAIC) de los modelos de probabilidad de detección (p) tomando en cuenta todas las variables de paisaje ψ (.) que posiblemente afecten el uso de hábitat de *T. bairdii*. Basado en datos de foto trampeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016. Las variables con mayor influencia se resaltan en gris.

Variable	Sumatoria de los pesos del modelo (wAICc)
Parque Nacional	0,99
Pendiente	0,32
Elevación	0,29
Ruta 2	0,27
Rio	0,20

Notas: wAIC_c = pesaje del AIC_c. 1) ruta2 = distancia a la Carretera Interamericana Sur Ruta 2 (m); 2) par.nac = Distancia al borde más cercano del Parque Nacional (se toma como 0 el borde); 3) pend= pendiente (%); 4) elev = elevación (msnm); ríos = distancia a fuente de agua más cercana (m).

En total se encontró una tasa de ocupación promedio mayor adentro de áreas protegidas y considerablemente menor afuera (Cuadro 5). Este patrón se ve reflejado en el mapa de la Figura 7.

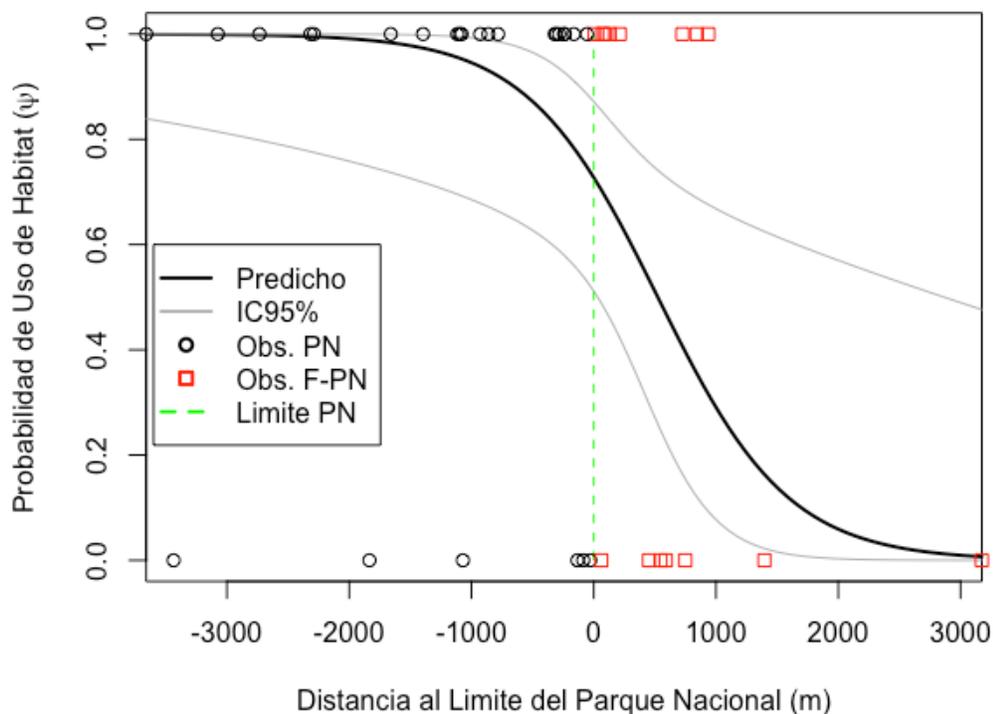


Figura 16. Relación entre la probabilidad de uso de hábitat predicha (ψ) de la danta (*Tapirus bairidii*) y la distancia al límite de parque nacional (Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Parque Nacional Quetzales, Reserva Biológica las Vueltas). Se toma como 0 el límite del parque nacional; los valores de distancia al límite del parque negativos representan que la celda estaba dentro del parque nacional, los valores positivos para las distancia al límite del parque representa celdas ubicadas fuera del parque nacional. Se muestran los valores observados de tasa de ocupación para las celdas muestreadas según si se encontraban adentro o afuera del parque nacional. Basado en los coeficientes β del modelo de uso de hábitat seleccionado a partir de detecciones de fototrampeo de 41 estaciones de foto trampeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016. Línea punteada: límite del parque, ahí la probabilidad de uso de hábitat promedio es de 0,79 (IC95%: 0,57 – 0,87).

Cuadro 5. Valores promedio de selección de hábitat de *Tapirus bairdii* observada en las 41 estaciones de cámara trampa y predicha con intervalos de confianza al 95% para 270 celdas en el área de estudio en el sector noroeste del Macizo de la Muerte. Se muestra el valor total para el área de estudio y según el tipo la categoría de protección (Adentro o afuera del límite de parque nacional (PN)). Basado en datos de 41 estaciones de foto trampeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016.

	Observada	Promedio	IC95% Inf.	IC95% Sup.
Total	0,70	0,61	0,44	0,82
Dentro del PN	0,90	0,98	0,76	1,00
Afuera PN	0,27	0,30	0,16	0,67

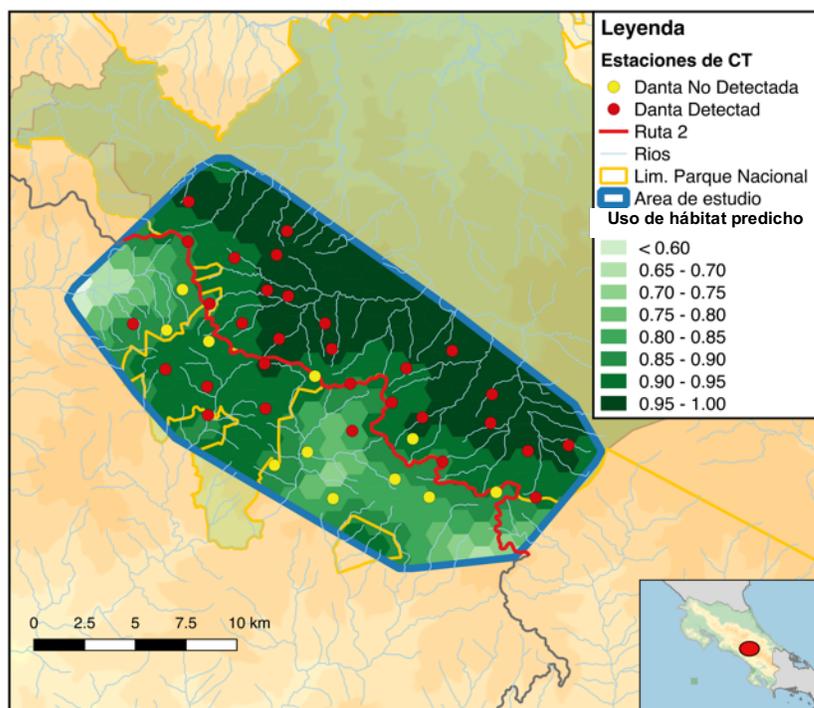


Figura 17. Mapa de la probabilidad de uso de hábitat predicha (ψ) de la danta (*Tapirus bairdii*) y las 41 estaciones de fototrampeo según la detección de danta. Se marca el límite al Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Parque Nacional Quetzales y Reserva Biológica las

Vueltas. Se muestran los valores observados de tasa de ocupación para las celdas muestreadas según si se encontraban adentro o afuera del parque nacional. Basado en los coeficientes β del modelo de uso de hábitat seleccionado (Cuadro 1) con datos de 41 estaciones de foto trapeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016.

DISCUSIÓN

El número de especies de mamíferos medianos y grandes que se observaron en el área de estudio resalta a la importancia de zonas altas de la Cordillera de Talamanca como un sitio clave para la conservación de la biodiversidad de mamíferos en Costa Rica. Se detectó la presencia del 100% de las especies de mamíferos grandes y medianos esperadas (Reid 2009). Entre estas, se destacan los grandes carnívoros como el jaguar (*Panthera onca*) y puma (*Puma concolor*), grandes herbívoros como la danta (*Tapirus bairdii*) y una especie endémica como el conejo oreja corta (*Sylvilagus diceii*). En el Anexo 2 se presenta la lista completa de especies detectadas.

El jaguar (*Panthera onca*) representa un caso especial ya que es rara en elevaciones arriba de los 2000 msnm (González-Maya et al. 2007). Las detecciones del jaguar se dieron adentro de áreas protegidas, a una distancia superior a 2000m del límite y a elevaciones de los 2700 – 2800m; esto es de esperar, debido a sus requerimientos de espacio y presas, depende más de grandes extensiones de bosque (Tobler y Powell 2013, Chinchilla 2015, González-Maya et al. 2015).

Contrastantemente, se detectó a el puma ampliamente distribuidas en el sitio de muestreo, esto debido el puma es una especie que se alimenta de presas más pequeñas (Chinchilla 2015) y muchas son beneficiadas por los ambientes alterados (Daily et al. 2003). Además de los grandes carnívoros se detectó a especies de herbívoros y omnívoros; tales como la danta (*Tapirus bairdii*), el cabrito de monte (*Mazama temama*), Tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y el saíno (*Pecari tajacu*), que por su dieta y comportamiento funcionan como modeladores del paisaje (Jorge et al. 2013, Bello et al. 2015, Newsome y Ripple 2015).

La alta diversidad de mamíferos encontrada en el sitio de estudio refleja la importancia de las áreas protegidas para el mantenimiento de la biodiversidad (Laurance et al. 2012, González-Maya et al. 2015). Desde 1980 todas las tierras sobre los 3000 msnm fueron declaradas patrimonio natural del Estado, favoreciendo la creación de reservas forestales como Rio Macho y Rio sombrero. Posteriormente también la creación de áreas protegidas como Parque Nacional los Quetzales y la expansión del Parque Nacional Tapantí hacia el sector del Macizo de la Muerte, para conformar desde el 2002 el Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte. Este tipo de acciones favorecen la conectividad entre vertientes Pacífico y Caribe, que pese al gran porcentaje de tierra protegida en Costa Rica, sigue siendo un reto (Sánchez-Azofeifa et al. 2003).

En el sector noroeste de la Cordillera de Talamanca la cacería de fauna silvestre era la única fuente de proteína para los habitantes, esto desde la década de 1960 que se establecieron los primeros poblados, (Janzen 1991, Schipper 2010). Además, el modelo de desarrollo de Costa Rica en las décadas de los sesentas a los ochentas impulsaban el corte de bosque para el establecimiento de potreros para ganado y la extracción de maderas para construcción o producción de carbón (Pacheco et al. 2006, Locatelli et al. 2013). En el Macizo de la Muerte, por varias décadas esta fue la principal actividad productiva, hasta que alrededor del año 2000 se comenzó a impulsar el turismo, principalmente basado en observación de aves como el quetzal (Garrigues y Dean 2014).

Lamentablemente no se cuenta con estudios o registros científicos del estado de la fauna durante las épocas de alta explotación de recursos forestales en la zona; sin embargo, algunos pobladores comentan la ausencia de avistamientos directos o de señas de animales grandes como la danta (*Tapirus bairdii*) en las últimas tres décadas del siglo XX a pesar de que fueron comunes a mediados de la centuria (Chacón com. pers.). En la actualidad se han reportado casos similares donde la cacería y actividades impactantes no han cesado (Daily et al. 2003, Sanchez-Nunez et al. 2007, McCann et al. 2012) o no se ha recuperado la conectividad del hábitat (Timm et al. 2009), impactando negativamente las poblaciones de mamíferos.

La danta fue la especie más detectada en las estaciones de foto trapeo, estuvo presente en el 71% de las estaciones de muestreo, con una tasa con una alta tasa captura fotográfica (55 capturas/1000 noches). Estas cifras son considerablemente mayores a las reportadas por González-Maya y colaboradores (2009) al sur de la Cordillera de Talamanca, donde en el Parque Internacional La Amistad (2400 a 2800 msnm) encontraron 35,65 capturas por cada mil noches de cámara trampa. En ese mismo sector suroeste de la cordillera, González-Maya y colaboradores (2012), encontraron la mayor densidad de tapires reportada mediante métodos de captura recaptura (Royle et al. 2013) Basado en estos resultados obtenidos, se podría esperar una alta densidad en el área de estudio, por lo que sería interesante estimar la densidad de tapires la zona noroeste de la Cordillera de Talamanca.

Aunque el índice de captura fotográfica (Jennelle et al. 2002) da una idea de la presencia de la especie, no es comparable con otros métodos. Por eso para mamíferos crípticos se ha usado la tasa de ocupación para monitorear sus poblaciones como un indicador que aproxima a la densidad (MacKenzie y Nichols 2004).

La alta tasa de ocupación encontrada en nuestro estudio muestra que las zonas altas de la Cordillera de Talamanca, arriba de los 2400m, funcionan como un refugio para la especie. Especialmente dentro de parques nacionales. Estos bosques montanos han sufrido menos

explotación y destrucción que los bosques a elevaciones menores (<1600m) en las vertientes Caribe y Pacífico de Cordillera de Talamanca. Además, la detección de individuos reproductivos (en parejas o con cría) evidencian la calidad del hábitat, incluso podrían ser una señal de la recuperación de las poblaciones de danta en la zona. Esto no sería de extrañar debido a la alta disponibilidad de alimento (Tobler 2002), aumento en la protección y baja en las prácticas de cacería (Schipper 2010).

No obstante la extracción maderera que inició en las zonas altas alrededor de 1970, generó alteraciones considerables en el hábitat natural e incluso aumentó la entrada de cazadores (Schipper 2010). Fue hasta la década de los 2000 que los registros de señas indirectas y avistamientos de *T.bairdii* en la Cordillera de Talamanca aumentaron (Tobler 2002, Schiper 2010, González-Maya 2012).

Aunque la danta no tiene depredadores conocidos y las actividades de cacería han disminuido en los últimos años, en el área de estudio la danta limita su actividad a solo 55% del día. En esas horas crepusculares y nocturnas se desplaza, alimenta y posiblemente interactúa con otros individuos. Este comportamiento limitado solo a horas de la noche puede ser debido al reciente periodo donde la cacería era intensiva (Schipper 2010). Contrasta con sitios como el Parque Nacional Corcovado, donde la danta es activa también durante el día (Foerster y Vaughan 2002) pese a la presencia humana, sin embargo las presiones por cacería están ausentes hace más de 40 años en el sector de Sirena.

Las detecciones constantes de danta a lo largo de todos los meses de muestreo que muestran los datos sugieren que las dantas tienen sus necesidades de alimentación cubiertas al menos en el primer semestre del año. La gran diversidad de plantas de las que se alimenta (Tobler 2002, Foerster y Vaughan 2015) le permite permanecer en la zona, tanto para época lluviosa como la seca. Estos patrones se han visto en la Cordillera Volcánica Central en Costa Rica, donde las dantas se limitan a zonas altas arriba de los 2000msnsm (Ahumada et al. 2013) durante todo el año.

Esta presencia constante durante todos los meses de muestreo también se notó al modelar la probabilidad de captura. El número de noches trampa ni la época de lluvias parece afectar la probabilidad de captura. La colocación de la estación de muestreo en cuando hay alto *Tapir-score*, es decir, un punto donde haya evidencia de presencia previa, afecta positivamente la probabilidad de captura. Esto refleja lo predecible que puede ser el movimiento de las dantas, que crean caminos que usan constantemente durante largos periodos y son aprovechados por otros individuos de danta y otras especies (Paulo Carbajal-Borges et al. 2014).

La probabilidad de detección también fue afectada por el modo de captura en que estaba programada, en video o foto, esto demuestra la importancia de estudiar bien el sistema y tomar en cuenta características técnicas dentro de los modelos de detección (Rowcliffe y Carbone 2008, Rovero et al. 2014, Burton et al. 2015). También es importante y tomarlo en cuenta como covariable a la hora de modelar la tasa de ocupación (MacKenzie y Royle 2005, Burton et al. 2015).

La variable que modeló mejor el uso de hábitat de la danta en el área de estudio fue la distancia al límite de parque nacional, llegando a 1 cuando se acerca al núcleo del parque y a 0 a distancias mayores a 3000m. Esto puede ser un reflejo de la gradiente de alteraciones históricas y actuales presentes.

En las afueras del límite del parque el uso de suelo cambia en las zonas de baja pendiente, se dan actividades de ganadería y cultivos. Aunque la danta hace uso de zonas en regeneración e incluso transita por pastizales (Tobler 2002, Waters y Ulloa 2007, Tejeda-Cruz et al. 2009, M. Cove et al. 2014), este hábitat no es apto para sostener poblaciones. Además, en las zonas fuera del parque nacional la calidad del hábitat en términos de disponibilidad de alimento y refugio es menor y la presencia de personas es mayor (Sánchez-Azofeifa et al. 2003, González-Maya et al. 2015). Estudios previos han encontrado que *T. bairdii* requiere de parches de bosque extensos con niveles altos de cobertura forestal y baja presencia humana (Sanchez-Nunez et al. 2011, Lira-Torres et al. 2014, M. V Cove et al. 2014).

Pese a que afuera de los límites del parque nacional existen zonas cubiertas de bosque y con disponibilidad de alimento, se encontró que la tasa de ocupación de la danta es menor que dentro de los mismos límites. Esto denota el impacto negativo que tienen actividades humanas sobre la selección de un sitio por parte de ungulados. Este impacto parece ser intensificado cuando ha habido historial de cacería previamente (Reyna-Hurtado y Tanner 2005, Mccann et al. 2012, Jordan y Urquhart 2013), como es el caso del área de estudio. Aunque la cacería ha disminuido, no se ha erradicado completamente y zonas más alejadas del parque o en los bordes siguen siendo las más visitadas por cazadores por la facilidad de acceso (Sánchez-Arguedas, com. pers.).

Aunque por mucho tiempo se hizo tala selectiva en las zonas que hoy son área silvestre protegida, la calidad del hábitat se mantuvo y el principal alimento de la danta, el bambú del género *Chusquea*, está presente en grandes cantidades (Tobler 2002). Hoy en día, el hábitat al lado de la carretera en y adentro de los límites de los parques nacionales en la zona son bosques secundarios maduros llegando a bosques primarios en las zonas más internadas. Además, desde la creación de los parques nacionales en la zona (PNQ: 2007 y PNTMdM:

2002) se ha incrementado el control y protección en la zona, además de un fortalecimiento en las leyes que ha moldeado el comportamiento de algunas personas que antes eran cazadoras. El mantenimiento del hábitat y la baja en la cacería ha regulado la presencia de personas en esta zona, lo cual parece favorecer la presencia de *T. bairdii*. Esta tendencia la se observó incluso al lado de la carretera, especialmente en puntos donde hay parque nacional a ambos lados y el uso de hábitat es alto. La carretera no afecta el uso que las dantas hacen del hábitat, haciéndolas víctimas de atropellos especialmente en los últimos 6 años. En el capítulo 2 se ahonda en el tema.

La cercanía a fuentes de agua no fue una variable de influencia en los modelos seleccionados, esto contrasta con otros estudios que lo señalan como la variable principal para explicar el uso de hábitat de la danta (Pérez-Cortez et al. 2012, Cove et al. 2013). Lo que muestran los resultados de nuestro estudio no descarta la influencia de las fuentes de agua como una variable de importancia biológica par las especies, no obstante, en el sector Macizo de la Muerte no es un factor determinante al estar presente en casi la totalidad del área de estudio. En la zona del presente estudio existe al menos un río dentro de cada rango de danta (Foerster y Vaughan 2002) por lo que se esconde el efecto que pueda tener como variable independiente y se añade como una característica favorable de las áreas protegidas con abundantes ríos como hábitat óptimo para la danta.

La pendiente fue la segunda variable en lista para explicar el uso de hábitat de la danta, sin embargo, no se consideró como variable de alta influencia. Es importante mencionar que en algunas celdas con alta pendiente se notó un valor levemente mayor a otras cercanas con menor pendiente, especialmente en zonas en la periferia de algún parque nacional. Esto se puede explicar por la prevalencia del hábitat y baja presencia humana en zonas inclinadas, debido al difícil acceso. La pendiente en el área de estudio es mayor en la vertiente Pacífico, principalmente en zonas no protegidas, es importante evaluar estas zonas pensando en mejorar la conectividad entre vertientes.

La elevación no tuvo mayor influencia sobre el sistema de este estudio. En el área de estudio solamente se tomó en cuenta un gradiente de 1000 msnm (2400 – 3400 msnm) y este coincide con el preferido por la danta en otros estudios (González-Maya et al. 2012, Ahumada et al. 2013) lo que limita ver los efectos de la variable.

Los datos muestran que el complejo de bosque que es seccionado por la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2), en el sector noroeste de la Cordillera de Talamanca parece tener las condiciones adecuadas para que sea habitada por *T. bairdii*, especialmente en zonas adentradas en el parque nacional. Esto se ve reflejado en la alta selección de hábitat y el mayor

número de índice de captura fotográfico reportado para la especie. Esta alta presencia de dantas asegura que una parte importante del mantenimiento del bosque se lleve a cabo con repercusiones positivas en la salud del ecosistema (O'Farrill et al. 2013, Bello et al. 2015). Es necesario evaluar otros indicadores como densidad y rango de hogar de las dantas en la zona y tener mejor entendimiento de los efectos demográficos de las amenazas como las muertes en carretera. Además, se debe asegurar la conservación y mejora de las áreas protegidas y los remanentes boscosos presentes en la zona para asegurar la prevalencia de la danta y otras especies detectadas en este estudio.

LITERATURA CITADA

- Ahumada, J. A., J. Hurtado, y D. Lizcano. 2013. Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLoS ONE* 8.
- Anderson, D. R., y K. P. Burnham. 2002. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods.pdf. *Journal of Wildlife Management* 66:912–918.
- Artavia, A. 2014. Diagnóstico de estudios con cámaras trampa en Costa Rica (1998-mayo 2015). Heredia, Costa Rica.
- Ashley, M. V, J. E. Norman, y L. Stross. 1996. Phylogenetic analysis of the perissodactylan family Tapiridae using mitochondrial cytochrome c oxidase (COII) sequences. *Journal of Mammalian Evolution* 3:315–326.
- Barbieri, M., y J. Berger. 2004. Optimal predictive model selection. *Annals of Statistics*.
- Barnosky, A., N. Matzke, S. Tomiya, G. O. U. Wogan, B. Swartz, T. Quental, C. Marshall, J. McGuire, E. L. Lindsey, K. Maguire, B. Mersey, y E. Ferrer. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471:51–57.
- Beier, P., D. R. Majka, y W. D. Spencer. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 22:836–51.
- Bello, C., M. Galetti, M. A. Pizo, L. F. S. Magnago, M. F. Rocha, R. A. F. Lima, C. A. Peres, O. Ovaskainen, y P. Jordano. 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances* 1:1–11.
- Bivand, R., T. Keitt, y B. Rowlingson. 2015. rgdal: Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library. R package version 1.0–7.
- Burton, A. C., E. Neilson, D. Moreira, A. Ladle, R. Steenweg, J. T. Fisher, E. Bayne, y S. Boutin. 2015. Wildlife camera trapping : a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52:675–685.
- Bushnell Outdoor Products. 2012. Trophy Camera HD - Instructions Manual. 1–36.
- Bushnell Outdoor Products. 2015. Trophy Cam Aggressor Instruction Manual.
- Carbonell-Torres, F., y I. Torrealba-Suárez. 2007. (Tapirus bairdii) en el Parque Internacional La Amistad, Costa Rica-Panamá. Conservation in intercultural and country border ecotones: the tapir (Tapirus bairdii) in Tapir Conservation.
- Chinchilla, F. 2015. La dieta del jaguar (Panthera onca), el puma (Felis concolor) y el manigordo (Felis pardalis)(Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa

- Rica. *Revista de Biología Tropical*.
- Clements, R. 2013. *The environmental and social impacts of roads in Southeast Asia*. James Cook University.
- Cove, M. V. 2011. *Occupancy Modeling of Medium and Large Mammal Diversity in a Central America Biological Corridor*.
- Cove, M. V., L. E. Pardo, J. C. de la Cruz, R. M. Spínola, V. L. Jackson, J. C. Saéñz, y O. Chassot. 2013. Factors influencing the occurrence of the Endangered Baird's tapir *Tapirus bairdii*: potential flagship species for a Costa Rican biological corridor. *Oryx* 1–8.
- Cove, M. V., L. E. Pardo Vargas, J. Camilo de la Cruz, R. Manuel Spínola, V. L. Jackson, J. C. Saenz, y O. Chassot. 2014. Factors influencing the occurrence of the Endangered Baird's tapir *Tapirus bairdii*: potential flagship species for a Costa Rican biological corridor. *Oryx* 48:402–409.
- Cove, M., L. Vargas, J. de la Cruz, y R. Spínola. 2014. Factors influencing the occurrence of the Endangered Baird's tapir *Tapirus bairdii*: potential flagship species for a Costa Rican biological corridor. *Oryx*.
- Cruz, E. 2001. Hábitos de alimentación e impacto de la actividad humana sobre el tapir (*Tapirus bairdii*) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura. Chiapas, México.
- Daily, G. C., G. Ceballos, J. Pacheco, G. Suzan, y A. Sanchez-Azofeifa. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: Conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17:1814–1826.
- Fiske, I., y R. Chandler. 2011. unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*.
- Foerster, C. R., y C. Vaughan. 2015. Diet and foraging behavior of a female Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in a Costa Rican lowland rainforest. 7:269–277.
- Foerster, C., y C. Vaughan. 2002. Home Range, Habitat Use, and Activity of Baird's Tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34:423–437.
- Fragoso, J. M., K. Silvius, y J. A. Correa. 2006. Long-distance Seed Dispersal By Tapirs Increases Seed Survival and Aggregates Tropical Trees. *Ecology* 84:1998–2006.
- Galetti, M., A. Keuroghlian, L. Hanada, y M. I. Morato. 2001. Frugivory and Seed Dispersal by the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil 1. *Biotropica*.
- Galetti, M., A. Keuroghlian, L. Hanada, y M. I. Morato. 2013. Frugivory and Seed Dispersal by the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil 1. 33:723–726.
- Galindo-González, J., G. Vázquez-Domínguez, R. a. Saldaña-Vázquez, y J. R. Hernández-Montero. 2009. A more efficient technique to collect seeds dispersed by bats. *Journal of*

- Tropical Ecology 25:205.
- Garrigues, R., y R. Dean. 2014. The birds of Costa Rica: A field guide. Zona Tropical, San Jose, Costa Rica.
- Gibson, L., T. Ming Lee, C. J. A. Bradshaw, W. F. Laurance, T. E. Lovejoy, y N. S. Sodhi. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 1–6. Nature Publishing Group.
- Gonçalves Da Silva, A., A. Campos-Arceiz, y M. S. Zavada. 2013. On tapir ecology, evolution and conservation: What we know and future perspectives-part II. *Integrative Zoology* 8:1–3.
- González-Maya, J. F., B. G. Finegan, J. Schipper, y F. Casanoves. 2007. Densidad absoluta y conservación del jaguar y sus presas en la región de Talamanca Pacífico, Costa Rica. TNC.
- González-Maya, J. F., y J. Schipper. 2009. Elevational distribution and abundance of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) at different protection areas in Talamanca region of Costa Rica. *Tapir*.
- González-Maya, J. F., J. Schipper, B. Polidoro, A. Hoepker, D. Zarrate-Charry, y J. L. Belant. 2012. Baird's tapir density in high elevation forests of the Talamanca region of Costa Rica. *Integrative Zoology* 7:381–388.
- González-Maya, J. F., L. R. Viquez-R, J. L. Belant, y G. Ceballos. 2015. Effectiveness of Protected Areas for Representing Species and Populations of Terrestrial Mammals in Costa Rica. *Plos One* 10:e0124480.
- Hijmans, R., y J. van Etten. 2014. raster: Geographic data analysis and modeling. R package version.
- Isaac, N. J. B., S. T. Turvey, B. Collen, C. Waterman, y J. E. M. Baillie. 2007. Mammals on the EDGE : Conservation Priorities Based on Threat and Phylogeny. *PLoS ONE* 2:e296.
- Janzen, D. H. 1991. *Historia Natural de Costa Rica*. Editorial de la Universidad de Costa Rica, San Jose, Costa Rica.
- Jennelle, C. S., M. C. Runge, y D. I. MacKenzie. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic animals: a comment on misleading conclusions. *Animal Conservation* 5:119–120.
- Jordan, C. a, y G. R. Urquhart. 2013. Baird's tapirs (*Tapirus bairdii*) in Nicaragua. *The Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group* 22:14–21.
- Jorge, M., M. Galetti, y M. Ribeiro. 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*.
- Kalies, E., B. Dickson, y C. Chambers. 2012. Community occupancy responses of small mammals to restoration treatments in ponderosa pine forests, northern Arizona, USA.

Ecological.

- Kappelle, M., L. van Omme, y M. E. Juarez. 2000. Lista de la flora vascular de la cuenca superior del Rio Savegre, San Gerardo de Dota, Costa Rica. *Acta Botanica Mexicana* 51:1–38.
- Kappelle, M., N. Zamora-Villalobos, y T. Flores-Díaz. 1990. Flora leñosa de la zona alta (2000-3819 m) de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. Woody flora in high-altitude zones in the Cordillera de Talamanca, Costa Rica. *Brenesia*.
- Kery, M., y J. A. Royle. 2016. *Applied Hierarchical Modeling in Ecology*.
- Kušta, T., Z. Keken, M. Ježek, M. Holá, y P. Šmíd. 2017. The effect of traffic intensity and animal activity on probability of ungulate-vehicle collisions in the Czech Republic. *Safety science*.
- Laurance, W. F., D. Carolina Useche, J. Rendeiro, M. Kalka, C. J. a. Bradshaw, S. P. Sloan, S. G. Laurance, M. Campbell, K. Abernethy, P. Alvarez, V. Arroyo-Rodriguez, P. Ashton, J. Benítez-Malvido, A. Blom, K. S. Bobo, C. H. Cannon, M. Cao, R. Carroll, C. Chapman, R. Coates, M. Cords, F. Danielsen, B. De Dijn, E. Dinerstein, M. a. Donnelly, D. Edwards, F. Edwards, N. Farwig, P. Fashing, P.-M. Forget, M. Foster, G. Gale, D. Harris, R. Harrison, J. Hart, S. Karpanty, W. John Kress, J. Krishnaswamy, W. Logsdon, J. Lovett, W. Magnusson, F. Maisels, A. R. Marshall, D. McClearn, D. Mudappa, M. R. Nielsen, R. Pearson, N. Pitman, J. van der Ploeg, A. Plumptre, J. Poulsen, M. Quesada, H. Rainey, D. Robinson, C. Roetgers, F. Rovero, F. Scatena, C. Schulze, D. Sheil, T. Struhsaker, J. Terborgh, D. Thomas, R. Timm, J. Nicolas Urbina-Cardona, K. Vasudevan, S. Joseph Wright, J. Carlos Arias-G., L. Arroyo, M. Ashton, P. Auzel, D. Babaasa, F. Babweteera, P. Baker, O. Banki, M. Bass, I. Bila-Isia, S. Blake, W. Brockelman, N. Brokaw, C. a. Brühl, S. Bunyavejchewin, J.-T. Chao, J. Chave, R. Chellam, C. J. Clark, J. Clavijo, R. Congdon, R. Corlett, H. S. Dattaraja, C. Dave, G. Davies, B. de Mello Beisiegel, R. de Nazaré Paes da Silva, A. Di Fiore, A. Diesmos, R. Dirzo, D. Doran-Sheehy, M. Eaton, L. Emmons, A. Estrada, C. Ewango, L. Fedigan, F. Feer, B. Fruth, J. Giacalone Willis, U. Goodale, S. Goodman, J. C. Guix, P. Guthiga, W. Haber, K. Hamer, I. Herbinger, J. Hill, Z. Huang, I. Fang Sun, K. Ickes, A. Itoh, N. Ivanauskas, B. Jackes, J. Janovec, D. Janzen, M. Jiangming, C. Jin, T. Jones, H. Justiniano, E. Kalko, A. Kasangaki, T. Killeen, H. King, E. Klop, C. Knott, I. Koné, E. Kudavidanage, J. Lahoz da Silva Ribeiro, J. Lattke, R. Laval, R. Lawton, M. Leal, M. Leighton, M. Lentino, C. Leonel, J. Lindsell, L. Ling-Ling, K. Eduard Linsenmair, E. Losos, A. Lugo, J. Lwanga, A. L. Mack, M. Martins, W. Scott McGraw, R. McNab, L. Montag, J. Myers Thompson, J. Nabe-Nielsen, M. Nakagawa, S. Nepal, M. Norconk, V. Novotny, S. O'Donnell, M. Opiang, P. Ouboter, K. Parker, N. Parthasarathy, K.

- Pisciotta, D. Prawiradilaga, C. Pringle, S. Rajathurai, U. Reichard, G. Reinartz, K. Renton, G. Reynolds, V. Reynolds, E. Riley, M.-O. Rödel, J. Rothman, P. Round, S. Sakai, T. Sanaiotti, T. Savini, G. Schaab, J. Seidensticker, A. Siaka, M. R. Silman, T. B. Smith, S. S. de Almeida, N. Sodhi, C. Stanford, K. Stewart, E. Stokes, K. E. Stoner, R. Sukumar, M. Surbeck, M. Tobler, T. Tschardtke, A. Turkalo, G. Umapathy, M. van Weerd, J. Vega Rivera, M. Venkataraman, L. Venn, C. Vereza, C. Volkmer de Castilho, M. Waltert, B. Wang, D. Watts, W. Weber, P. West, D. Whitacre, K. Whitney, D. Wilkie, S. Williams, D. D. Wright, P. Wright, L. Xiankai, P. Yonzon, y F. Zamzani. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489:290–294. Nature Publishing Group.
- Lindsey, P. A., G. Chapron, L. S. Petracca, D. Burnham, M. Hayward, P. Henschel, A. Hinks, S. Garnett, D. Macdonald, E. Macdonald, W. J. Ripple, K. Zander, y A. Dickman. 2017. Relative efforts of countries to conserve world's megafauna. *Global Ecology and Conservation* 10:243–252.
- Lizcano, D. J., y J. Cavelier. 2000. Daily and seasonal activity of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in the Central Andes of Colombia. *Journal of Zoology* 0:429–435.
- Locatelli, B., P. Imbach, y S. Wunder. 2013. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. *Environmental Conservation* 41:27–36.
- MacKenzie, D. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence.
- MacKenzie, D., y J. Nichols. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal biodiversity and conservation*.
- MacKenzie, D., J. Nichols, G. Lachman, y S. Droege. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*.
- MacKenzie, D., y J. Royle. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of applied Ecology*.
- Mccann, N. P., P. M. Wheeler, T. Coles, y M. W. Bruford. 2012. Rapid ongoing decline of Baird's tapir in Cusuco National Park, Honduras. *Integrative Zoology* 7:420–428.
- McCann, N. P., P. M. Wheeler, T. Coles, y M. W. Bruford. 2012. Rapid ongoing decline of Baird's tapir in Cusuco National Park, Honduras. *Integrative Zoology* 7:420–428.
- Naranjo-Piñera, E. 1995. Abundancia y uso de hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en un bosque tropical húmedo de Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical*.
- Naranjo, E. 2009. Ecology and conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science*.
- Newsome, T., y W. Ripple. 2015. Can we live without large herbivores? *Australasian Science*.

- Niedballa, J., R. Sollmann, y A. Courtiol. 2016. camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology*.
- O’Farrill, G., S. Calme, R. Sengupta, y A. Gonzalez. 2012. Effective dispersal of large seeds by Baird’s tapir: a large-scale field experiment. *Journal of Tropical Ecology* 28:119–122.
- O’Farrill, G., M. Galetti, y A. Campos-Arceiz. 2013. Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. *Integrative Zoology* 8:4–17.
- Pacheco, J., G. Ceballos, G. C. Daily, P. R. Ehrlich, G. Suzan, B. Rodriguez-Herrera, y E. Marce. 2006. Diversity, natural history and conservation of mammals from San Vito de Coto Brus, Costa Rica. *Revista De Biología Tropical* 54:219–240.
- Paulo Carbajal-Borges, J., O. Godinez-Gomez, y E. Mendoza. 2014. Density, abundance and activity patterns of the endangered *Tapirus bairdii* in one of its last strongholds in southern Mexico. *Tropical Conservation Science* 7:100–114.
- Pérez-Cortez, S., P. L. Enríquez, D. Sima-panti, R. Reyna-hurtado, y E. J. Naranjo. 2012. Influence of water availability in the presence and abundance of *Tapirus bairdii* in the Calakmul. *Revista Mexicana De Biodiversidad* 753–761.
- Reyna-Hurtado, R., y G. W. Tanner. 2005. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 37:676–685.
- Ripple, W., J. Estes, O. Schmitz, y V. Constant. 2016. What is a Trophic Cascade? *Trends in Ecology &*
- Ripple, W., T. Newsome, y C. Wolf. 2015. Collapse of the world’s largest herbivores. *Science*.
- Roger, E., y D. Ramp. 2009. Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. *Diversity and Distributions*.
- Rovero, F., F. Zimmermann, D. Berzi, y P. Meek. 2014. “Which camera trap type and how many do I need?” A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 24:148–156.
- Rowcliffe, J., R. Kays, y B. Kranstauber. 2014. Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods in Ecology*.
- Rowcliffe, J. M., y C. Carbone. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation*.
- Royle, J., R. Chandler, R. Sollmann, y B. Gardner. 2013. Spatial capture-recapture.
- Sánchez-Azofeifa, G., G. Daily, y A. Pfaff. 2003. Integrity and isolation of Costa Rica’s national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation*.
- Sanchez-Nunez, E., H. E. Ortiz Najera, y E. Arellano Nicolas. 2011. Abundance and habitat use

- of the tapir (*Tapirus bairdii*) in Frontera Corozal, Selva Lacandona, Chiapas, Mexico TT - Abundancia y uso de habitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en Frontera Corozal, Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Tapir Conservation* 20:25–29.
- Sanchez-Nunez, E., R. Samayoa-Valiente, S. Henrique-Ortiz, y V. Guzman-Serrano. 2007. About the possible return of Baird's tapir to El Salvador. *Tapir Conservation* 16:20–23.
- Schipper, J. 2010. Mammal diversity, threats and knowledge across spatial scales. University of Idaho.
- Tejeda-Cruz, C., E. J. Naranjo, A. D. Cuaron, H. Perales, y J. L. Cruz-Burguete. 2009. Habitat use of wild ungulates in fragmented landscapes of the Lacandon Forest, Southern Mexico. *Mammalia* 73:211–219.
- de Thoisy, B., A. G. da Silva, M. Ruiz-García, A. Tapia, O. Ramirez, M. Arana, V. Quse, C. Paz-y-Miño, M. Tobler, C. Pedraza, y A. Lavergne. 2010. Population history, phylogeography, and conservation genetics of the last Neotropical mega-herbivore, the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). *BMC evolutionary biology* 10:278.
- Timm, R. M., D. Lieberman, M. Lieberman, y D. McClearn. 2009. Mammals of Cabo Blanco: History, diversity, and conservation after 45 years of regrowth of a Costa Rican dry forest. *Forest Ecology and Management* 258:997–1013.
- Tobler, M. 2002. Habitat Use and Diet of Baird's Tapirs (*Tapirus bairdii*) in a Montane Cloud Forest of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica 1. *Biotropica*.
- Tobler, M. W., y G. V. N. Powell. 2013. Estimating jaguar densities with camera traps: Problems with current designs and recommendations for future studies. *Biological Conservation* 159:109–118.
- Waters, S. S., y O. Ulloa. 2007. Occurrence of Baird's tapir outside protected areas in Belize. *Tapir Conservation* 16:17–20.

COMUNICACIONES PERSONALES

Chacón, E. Residente fundador del pueblo de San Gerardo de Dota.

Sánchez-Arguedas, L. Director, Área de Conservación La Amistad Pacífico, Sistema de Áreas Protegidas, San José, Costa Rica (e-mail: l.sanchez@sinac.co.cr).

ANEXOS

Anexo 1. Especies de mamíferos medianos y grandes detectadas al menos una vez por alguna de las 41 estaciones de cámaras trampa activas durante 4875 noches durante los meses de febrero a agosto del 2016 en un complejo de bosques seccionado por una carretera (Ruta 2) en el sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Cota Rica. Se muestran las clasificaciones taxonómicas, nombre común y estado de conservación según la lista roja de las especies de la UICN (LC= Menor preocupación; VU= Vulnerable; EN= En peligro de extinción; DD= Información deficiente).

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Estado de conservación
Rodentia	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Tepezcuintle	LC
Rodentia	Herethizontidae	<i>Sphiggurus mexicanus</i>	Puerco espín	LC
Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus granatensis</i>	Ardilla	LC
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus dicei</i>	Conejo orejacorta	DD
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus floridanus</i>	Conejo común	LC
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Cusuco	LC
Perussodactyla	Tapiridae	<i>Tapirus bairdii</i>	Danta	EN
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama temama</i>	Cabrito de monte	DD
Artiodactyla	Tajassuridae	<i>Pecari tajacu</i>	Saíno	LC
Carnivora	Mustelidae	<i>Mustella frenata</i>	Comadreja	LC
Carnivora	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Tolomuco	LC
Carnivora	Proscionidae	<i>Nassua narica</i>	Pizote	LC
Carnivora	Proscionidae	<i>Bassariscus sumichrasti</i>	Cacomistle	LC
Carnivora	Proscionidae	<i>Herpailurus jagouaroundi</i>	León breñero	LC
Carnivora	Felidae	<i>Puma concolor</i>	Puma	LC
Carnivora	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Caucel	VU
Carnivora	Felidae	<i>Leopardus tigrinus</i>	Tigrillo	VU

Carnivora	Felidae	<i>Panthera onca</i>	Jaguar	EN
Carnivora	Canidae	<i>Canis latrans</i>	Coyote	LC

Anexo 2. Evidencia fotográfica de algunas especies de mamíferos medianos y grandes detectadas al menos una vez por alguna de las 41 estaciones de cámaras trampa activas durante 4875 noches durante los meses de febrero a agosto del 2016 en un complejo de bosques seccionado por una carretera (Ruta 2) en el sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica.



Sciurus granatensis



Sphiggurus mexicanus



Sylvilagus dicei



Tapirus bairdii



Mazama temama



Pecari tajacu



Nassua narica



Bassariscus sumichrasti



Puma concolor



Leopardus wiedii



Leopardus tigrinus



Panthera onca

Anexo 3. Parámetros utilizados en las cámaras trampa del estudio en el sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica.

Parámetro	Ajustes	Descripción
Modo	Cámara; Video	Modo de captura en el que trabajará la cámara
Tamaño de imagen	8MP	Calidad y tamaño de las fotografías
Formato de imagen	Pantalla completa	Relación de aspecto de las fotografías
Número de captura	3	Número de fotografías que captura cada activación
Control de LED	Medio;	Número de LEDs que se encienden al disparar.
Calidad del video	1280x720	Resolución del video a grabar
Duración del video	30s	Tiempo que graba video por cada activación
Nivel del sensor	Alto	Sensibilidad del sensor de calor y movimiento al detectar
Obturador de Visión Nocturna	Alto	Velocidad del obturador durante la toma en visión nocturna
Modo de cámara	24h	Periodo en el que la cámara estará activa

CAPÍTULO 2: FACTORES ASOCIADOS A LOS ATROPELLOS DE DANTA (TAPIRUS BAIRDII) SOBRE UN SEGMENTO DE 32 KM LA RUTA 2 QUE ATRAVIESAN ÁREAS PROTEGIDAS EN EL SECTOR NOROESTE DE LA CORDILLERA DE TALAMANCA.

INTRODUCCIÓN

Las carreteras son un componente de infraestructura indispensable para el desarrollo económico de un pueblo, es innegable que en el mundo actual su presencia se asocia a un mejor acceso a servicios básicos, salud, educación y fuentes de empleo. Para el 2050 se proyecta que existirán 25 millones de kilómetros de nuevas carreteras que vendrían a sumarse a los cientos de millones que existen actualmente, la mayoría por desarrollarse en zonas tropicales con cobertura boscosa (Clements et al. 2014, Laurance et al. 2014)

La expansión vial tiene grandes impactos en la vida silvestre (Lorusso et al. 2011, Roger et al. 2011), principalmente en zonas donde las carreteras atraviesan áreas protegidas o con remanentes de bosques conservados (Clements et al. 2014, Artavia et al. 2015). Las alteraciones en el ecosistema facilitan la entrada de patógenos y especies invasoras a áreas protegidas (Medici et al. 2014), intensifican la actividad de extracción y cacería (Andrews 1990, Laurance et al. 2009). Además de estos impactos, las carreteras generan que los animales eludan sitios, fragmentación del hábitat y mortalidad (van der Ree et al. 2011, Lesbarrères y Fahrig 2012).

La infraestructura vial genera la fragmentación y la modificación del paisaje (Muench 2006, Frair et al. 2008). Estos cambios suponen un bloqueo mecánico directo de la movilidad de la vida silvestre y efecto de borde, ya que las especies silvestres evolucionaron su comportamiento sin este tipo de barreras (Lesbarrères y Fahrig 2012, Grift et al. 2013).

Conforme aumenta el número y ancho de estas infraestructuras, el núcleo del bosque queda más descubierto y la penetrancia de la matriz disminuye (Coffin 2007). Ante estas condiciones se da el aislamiento poblacional de diversas especies y una tendencia a eludir zonas que antes frecuentaban (Fahrig y Rytwinski 2009, Rytwinski y Fahrig 2015). Como consecuencia de esto, el hábitat es interrumpido por una barrera de asfalto, luces y ruido (Teixeira et al. 2013, Ware et al. 2015). Sobre la fauna esto puede significar una limitante en busca refugio, alimento y

consecivos para reproducirse, esto podría tener implicaciones en el intercambio genético con otras poblaciones (Balkenhol y Waits 2009, Ripperger et al. 2013).

Entre los impactos más visibles se encuentran las muertes por atropello (Coffin 2007, Coelho et al. 2008, Ewen Eberhardt et al. 2013) llegando a ser la principal causa de mortalidad para algunas especies (Frair et al. 2008, Roger et al. 2011, Rytwinski y Fahrig 2015). Se estima que la cantidad de animales atropellados aumenta conforme la ubicación de la carreteras se aleja de los centros urbanos y se internan en zonas con bosques más conservados (Cai et al. 2013, Clements et al. 2014, Artavia et al. 2015), especialmente en áreas protegidas (Garriga et al. 2012, Bager y Fontoura 2013). La arquitectura de la carretera también define la intensidad con la que ocurren los atropellos, por ejemplo en carreteras con condiciones de alta velocidad y poca visibilidad tienen a ser más mortales para ungulados en el norte de América (Lagos et al. 2012, Markolt et al. 2012, Tanner et al. 2017).

Para disminuir la mortalidad y fragmentación que generan las carreteras se han desarrollado medidas de mitigación (Grift et al. 2013, Rytwinski et al. 2016). Entre las estas se encuentran pasos subterráneos (Beier et al. 2008), cercados y cunetas (Huijser et al. 2016), rotulación (Pomareda-García et al. 2014) y diseños de carreteras que evaden zonas con alta presencia de fauna (Laurance et al. 2014). Las medidas de mitigación requieren de una investigación previa para asegurar su éxito (Coffin 2007, Eberhardt et al. 2013). Casos como el de Malasia donde solo un porcentaje muy bajo de la fauna presente en el bosque utilizó los pasos de fauna (Clements 2013) y la baja eficiencia de algunos pasos de fauna basados en puntos calientes por atropello (Ewen Eberhardt et al. 2013) demuestran la necesidad de estudiar el sistema y determinar puntos de cruce previo a la colocación de medidas permanentes.

Los estudios para definir zonas de paso actualmente se han apoyado principalmente en registros de atropellos con los que se construyen puntos calientes (Gomes et al. 2009, Teixeira et al. 2013). Esto ha funcionado para especies con rango de hogar limitado como anfibios (Pfeifer-Coelho et al. 2012) y algunos mamíferos pequeños (Taylor y Goldingay 2010), sin embargo para especies de mayor tamaño y/o con rango de hogar mayor es un reto identificar puntos de cruce cuando existe gran cantidad de hábitat disponible circundante a la carretera (Eberhardt et al. 2013). Para resolver este problema, es necesario entender el uso que del hábitat que hacen las especies afectadas alrededor de la carretera (Roger y Ramp 2009), y evaluar en conjunto con variables asociadas a la carretera (Tanner et al. 2017) los puntos de atropellos los para ubicar las zonas donde exista mayor riesgo de que ocurra un evento

En Costa Rica la flota vehicular ha aumentado alrededor de 400% en los últimos 10 años (Pomareda-García et al. 2014), incluyendo tránsito pesado en la zona Sur y Norte del país

debido al aumento en la producción de cultivos de exportación como la piña (Estado de la Nación 2016). Esto ha tenido grandes implicaciones sobre la vida silvestre, donde se ha dado un incremento en los reportes de fauna atropellada a lo largo de todo el territorio, especialmente en zonas donde las carreteras convergen con áreas protegidas (Pomareda-García et al. 2014, Artavia et al. 2015)

En el sector noroeste de la Cordillera de Talamanca conocido como el Cerro de la Muerte, la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) biseca bosque de un complejo de áreas protegidas a lo largo de al menos 32k. En esta zona se ha reportado un importante aumento de muerte de fauna por atropellos, en donde destacan especies endémicas (*Sylvilagus diceii*) y amenazadas como la danta (*Tapirus bairdii*) (Pomareda-García et al. 2014).

La danta además de ser una especie amenazada, es el mamífero más grande del Neotrópico, llegando a pesar hasta 300kg (Garcia et al. 2016). Estas características hacen los atropellos es un riesgo no solo para una especie amenazada, sino que también para los conductores. En Brasil en el periodo del 2013 – 2016 fallecieron 18 personas y otras 20 quedaron gravemente heridas al colisionar con una especie más pequeña de danta (*T. terrestris*, 250kg; P. Medici, comunicación personal, 10 de octubre de 2017). Tomando en cuenta los severos impactos sobre la vida silvestre y la vida humana que tienen los atropellos de tapir, es necesario identificar puntos críticos donde el riesgo de atropello sea mayor para implementar medidas de mitigación efectivas.

En este capítulo se determina si existe relación entre los patrones de actividad, selección de hábitat de la danta y de atropello de *T. bairdii* en un bosque seccionado por una carretera en las zonas altas de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. Además, se recopilan y caracterizan los registros históricos de atropellos de *T. bairdii* con el fin de determinar las variables que definen espacial y temporalmente puntos de alta incidencia de dantas impactadas por vehículos.

OBJETIVO

- Determinar si existe relación entre los patrones de actividad, selección de hábitat de la danta y de atropello de *T. bairdii* en un bosque seccionado por una carretera en las zonas altas de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la zona conocida como Macizo de la Muerte, esta se ubica en las provincias de Cartago y San José en las partes altas de la Cordillera de Talamanca. Este sector es administrado por el Área de Conservación la Amistad – Pacífico (ACLA-P) y Área de Conservación Pacífico Central (ACOPAC) y abarca varias áreas protegidas: Reserva Forestal Rio Macho y Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte (ACLAP); Reserva Biológica las Vueltas y Parque Nacional los Quetzales (ACOPAC). En el Capítulo 1 se presenta una detallada descripción del área de estudio.

El estudio de atropellos se centró en 32 kilómetros de la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2), específicamente entre los kilómetros 66 – 98 que se ubican en el sector noreste en la Cordillera de Talamanca (Figura 8). Este tracto atraviesa un complejo de áreas protegidas y corresponden a los únicos donde se han reportado atropellos de danta en los últimos 6 años y cinco meses (diciembre 2010 – abril 2017) (L. Sánchez-Arguedas, comunicación personal, 12 de marzo de 2015). Esta sección de la carretera se dividió en segmentos de 100 metros para evaluar la presencia de atropellos y caracterizar variables ambientales.

El área de estudio contempló una extensión de 291km² circundantes al segmento de la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) mencionado anteriormente. El área de muestreo tuvo la Ruta 2 como centro y sus límites se marcaron a una distancia de 4,5km a cada lado de la carretera. Este diseño permitió evaluar el impacto de la carretera sobre las poblaciones de danta y observar el uso de hábitat y tasa de ocupación a lo largo de la gradiente de bosque con respecto a la carretera Interamericana Sur 2 (Beier et al. 2008, Clements 2013). Dentro de estos límites de esta área se generó una grilla con 270 celdas hexagonales con un área de 1,25 km² cada una (Figura 1). En el capítulo uno se brinda una descripción detallada del sistema de estudio.

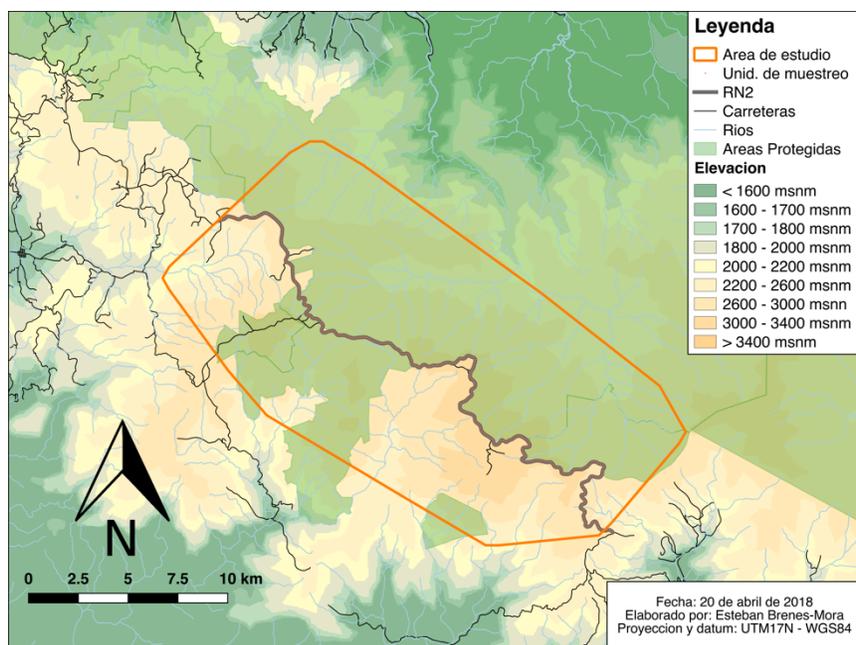


Figura 8. Área de estudio en el sector Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca Costa Rica. Se señalan las áreas presentes en el área con alguna categoría de manejo: Parque Nacional Los Quetzales (PNLQ), Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte (PNTMM), Reserva Forestal Río Macho (RFRM) y Reserva Biológica las Vueltas (RBLV). Se marca cada uno de los puntos de muestreo sobre la Ruta Interamericana Sur (RN2).

MÉTODOS

Registros de atropellos de *T.bairdii*

Se realizó una búsqueda de registros de eventos de atropello desde el 2010 hasta el 2015 en bitácoras del Área de Conservación La Amistad y Área de Conservación Central, con esto se construyó un historial temporal y espacial de atropellos. Durante el mes de abril del año 2015 y con apoyo de funcionarios del Área de Conservación la Amistad – Pacífico, se revisaron reportes y bitácoras para dar con reportes de atropellos de danta en el área de estudio. Para obtener la ubicación exacta de cada uno de los eventos se recorrió en carro sobre el tracto de la carretera dentro del área de estudio y se recopilaron las coordenadas e información del evento, esto se hizo acompañado de funcionarios del SINAC con conocimiento de los eventos. Los atropellos a partir de marzo del 2015 se registraron presencialmente en campo horas después de la alerta del evento. La lista completa se muestra en el Anexo 2.

En caso de que la información estuviera disponible en las bitácoras o se abordara el atropello en campo, se anotaba el sexo y se estimaba la categoría etaria del individuo entre adulto y subadulto. Para estimar la edad se revisaron los dientes, tamaño corporal y marcas en la piel del individuo; siguiendo el Manual de Veterinaria del Grupo de Especialistas de Tapires (Quse y Fernandes-Santos 2014).

Para determinar la presencia de puntos calientes de atropellos en la zona se realizó un buffer sobre la carretera con un radio de 200m de alrededor de cada evento de atropello. Donde traslapaban tres o más eventos (>10%) lo se consideró como punto caliente. Este análisis lo se realizó usando MMQGIS (Minn 2016) en el programa para sistemas de información geográfica Quantum GIS 2.18.2 (Quantum GIS Development Team 2017).

Uso de hábitat de *T.bairdii* alrededor de la carretera

Para evaluar si los 32 km de la Ruta 2 que atraviesan el área de estudio tienen un efecto sobre el uso de hábitat (ψ) de la danta sobre, se utilizaron los resultados de las predicciones de los modelos de tasa de ocupación (MacKenzie et al. 2002, Kery y Royle 2016) basados en el historial de detección de las 41 estaciones de cámaras usados en el Capítulo 1. Estos modelos los se realizaron sobre un marco de máxima-verosimilitud (MacKenzie et al. 2002, MacKenzie y Royle 2005, Kery y Royle 2016) en dos fases.

La primera para seleccionar cuales de las variables medidas (modo: video o foto; época: seca o lluviosa; tapir-score y número de noches activas) tuvieron un efecto sobre la probabilidad de captura de la danta (p), para esto utilizó el modelo nulo para uso de hábitat (Long et al. 2011). Posteriormente y usando el mejor set de variables para probabilidad de captura (p), se modeló el uso de hábitat con las variables de paisaje medidas (distancia mínima a: Ruta 2, límite del área protegida, río; pendiente (ASTER Global Digital Elevation Model (GDEM) v2 data) y elevación (msnm).

Se seleccionaron los modelos que mejor explican el uso de hábitat de la danta en el sitio y periodo de muestreo mediante la diferencia del Criterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas de cada modelo y el mejor posicionado ($\Delta AICc < 2$). Posteriormente se evaluó la influencia sobre el sistema de las variables presentes en los modelos con $\Delta AICc < 2$.

Para evaluar la influencia de cada covariable en el sistema, se utilizó la sumatoria el pesaje de $AICc$ ($wAICc$) de todos los modelos que contuvieran una determinada variable y para cada una de ellas. Se consideró variables con alta influencia las que tuvieron una sumatoria de pesos ($wAIC$) mayor a 0,50 (Barbieri y Berger 2004, Kalies et al. 2012). Se modeló el selección de hábitat basado en los modelos que contengan las combinaciones de variables con alta influencia.

Finalmente, se construyó un mapa predictivo del selección de hábitat de la danta (ψ) basado en el mejor modelo con las variables de alta influencia. Este mapa lo hicimos tomando el valor predicho para cada centroide de celda dentro del área de estudio. En este mapa se transpusieron los puntos calientes de atropellos en el programa para sistemas de información geográfica Quantum GIS 2.18.2 (Quantum GIS Development Team 2017). Para determinar si existe un efecto de la distancia a la carretera y el uso de hábitat predicho por el mejor modelo, se corrió un modelo lineal simple entre la distancia a la Ruta 2 y los valores predichos para celdas a menos de 2000m de la carretera.

Caracterización y aleatoriedad de los puntos de atropello

Para cada punto de atropello y para cada segmento de 100 m sobre los 32 km de Ruta 2 se midieron las siguientes variables: 1) Sinuosidad (grado de curvatura en la carretera), este puede ser usado como una aproximación de la velocidad de conducción; 2) elevación media sobre el nivel del mar (msnm); 3) pendiente (ASTER Global Digital Elevation Model (GDEM) v2

data); 4) Probabilidad de uso de hábitat (ψ) de la celda en que está contenido el segmento de la carretera o punto de atropello.

Para medir la sinuosidad se usó el agregado *River Metrics* en el programa Quantum GIS 2.18.2 (Quantum GIS Development Team 2017). Este paquete permite calcular la sinuosidad de la carretera, representada por un vector lineal que representa el largo del segmento en carretera y su relación con la línea recta que une la distancia más corta entre el punto inicial y final del vector. Para esto se tomaron segmentos de 500 m y se midió la sinuosidad en un punto cada 50m sobre la carretera. La sinuosidad es calculada al dividir la distancia sobre la carretera sobre el la distancia entre los puntos más cortos entre el inicio y final del segmento (Ecuación 2). La sinuosidad calculada (SI) se asignó al punto medio del segmento donde se realizó la medición (Clerici y Perego 2016) y en esos puntos también se estimaron las otras variables. Se siguió la clasificación convencional de sinuosidad (Mueller 1968): $SI < 1,05$: segmento recto; $1,05 \leq SI < 1,25$: serpenteante; $1,25 \leq SI < 1,50$: curvo; $1,50 \leq SI$: divagante.

$$SI = \frac{\textit{segmento de carretera}_{p0: pf}}{\textit{línea recta}_{p0: pf}}$$

Ecuación 2 Formula usada para calcular la sinuosidad (SI) de la Ruta 2 cada 50 m en trectos de 500m. El segmento de la carretera está definido por un punto inicial (p0) y un punto final (pf).

Con base en el mapa predictivo de uso de hábitat del mejor modelo, se extrajo el valor de probabilidad de uso de hábitat (ψ) de la celda que traslapaba con cada punto de muestreo sobre la carretera. Se usó esto como una aproximación del uso de hábitat de la danta en zonas que colindan o traslapan con la carretera, basado en que cada celda representa un rango de hogar de la especie (Foerster y Vaughan 2002).

Para determinar si los atropellos se dan en puntos aleatorios sobre la carretera o existe un patrón asociado a alguna de las variables medidas, se realizó una aleatorización de las variables sinuosidad, pendiente, uso de hábitat y elevación. La distribución se generó muestreando al azar la misma cantidad de puntos de atropellos ($n=23$) sobre la totalidad de puntos muestreados en la Ruta 2 ($n=771$). Este proceso se replicó 10000 veces y con los valores obtenidos se generó una distribución empírica acumulativa con los valores obtenidos para cada variable.

Posteriormente se calculó los valores de variables sinuosidad, pendiente, uso de hábitat y elevación para cada uno de los puntos de atropello. Para cada variable se calculó la mediana y

el intervalo de confianza asociado. Por último, se calculó la probabilidad de que el promedio observado para cada variable en los atropellos entrara o no aleatoriamente en la distribución generada. Se consideró que el valor observado era no aleatorio cuando la probabilidad de que este estuviera dentro del intervalo de confianza del 95% (IC95%) de la distribución generada fuera menor a 0,05.

Patrones de actividad de la danta alrededor de la carretera

Para los patrones de actividad estacional y diaria se tomó cada evento de detección separada por 10 minutos como independiente. Basado en el número de eventos de captura por hora del día en que se registraron, se estimó el porcentaje promedio de actividad durante el día (Rowcliffe et al. 2014) y se identificaron las horas pico de actividad durante un día (24h). Este análisis se realizó con 'activity' (Rowcliffe 2016) en R 3.3.2 (R Core Team 2016). Se categorizó como alto porcentaje de actividad las horas del día que presentaban porcentajes de la actividad diaria mayores a 4%, actividad moderada las horas del día que presentaron entre 2.5% y 4%, y actividad baja cuando el porcentaje era menor a 2.5%.

Flujo del tránsito vehicular en el área de estudio

Para caracterizar los patrones de flujo del tránsito vehicular en el área de estudio se promediaron los valores recopilados en el Anuario de Información de Tránsito 2017 (MOPT 2017). Los datos provienen de la estación Macho Gaff, que se encuentra al inicio del área de estudio sobre la Ruta 2 en el Kilómetro 63 y permanece activo las 24 horas del día 365 días al año.

Estos datos fueron recolectados por medio de contadores de tránsito electrónicos propiedad del Ministerio de Obras Públicas y Transportes de Costa Rica. Estos dispositivos utilizan una manguera de hule sintético EPDM (Etileno Propileno Dieno tipo M), tipo media luna que se coloca transversalmente encima del carril que interesa medir. Cuando los vehículos pasan encima envían impulsos de aire a través de él y accionan un dispositivo dentro de un contador electrónico. El equipo permite medir la intensidad del tránsito, así como la clasificación vehicular por ejes y la velocidad. Los datos colectados se llevan a un programa de computo que los procesa y permite su lectura. El tipo de contador utilizado por el MOPT es de la marca "Diamond Traffic", modelo "Apollo" (MOPT 2017).

Se categorizó como alto porcentajes de flujo de tránsito vehicular las horas del día que presentaban porcentajes de la actividad diaria mayores a 4%, actividad moderada las horas del día que presentaron entre 2.5% y 4%, y actividad baja cuando el porcentaje era menor a 2.5%.

RESULTADOS

Registros de atropellos de *Tapirus bairdii*

En total se registraron 23 atropellos en 32 kilómetros sobre la Ruta Interamericana Sur (Ruta 2) en el periodo entre diciembre del 2010 y abril del 2017 (Figura 9), previo a esto no se hallaron registros oficiales. Todos los atropellos ocurrieron durante la noche y madrugada, entre las 19h y las 5h. El año calendario (enero – diciembre) en que menos se registraron atropellos fue en el 2011 (n=1) y en el que se registraron más atropellos fue el 2015 (n=8, Figura 10a). Se registró al menos un atropello de danta durante 9 de los meses del año, los meses en los que más atropellos se registraron fue marzo y abril con cinco cada uno (Figura 10b). No se detectaron atropellos durante los meses de febrero, mayo ni octubre (Figura 10b). En total se encontraron 14 machos atropellados, seis adultos, seis subadultos y dos que no se se contó con información etaria; y cinco hembras, tres adultas y dos subadultas; y tres atropellos de los que no se encontró información ni de sexo ni edad (Figura 10c).

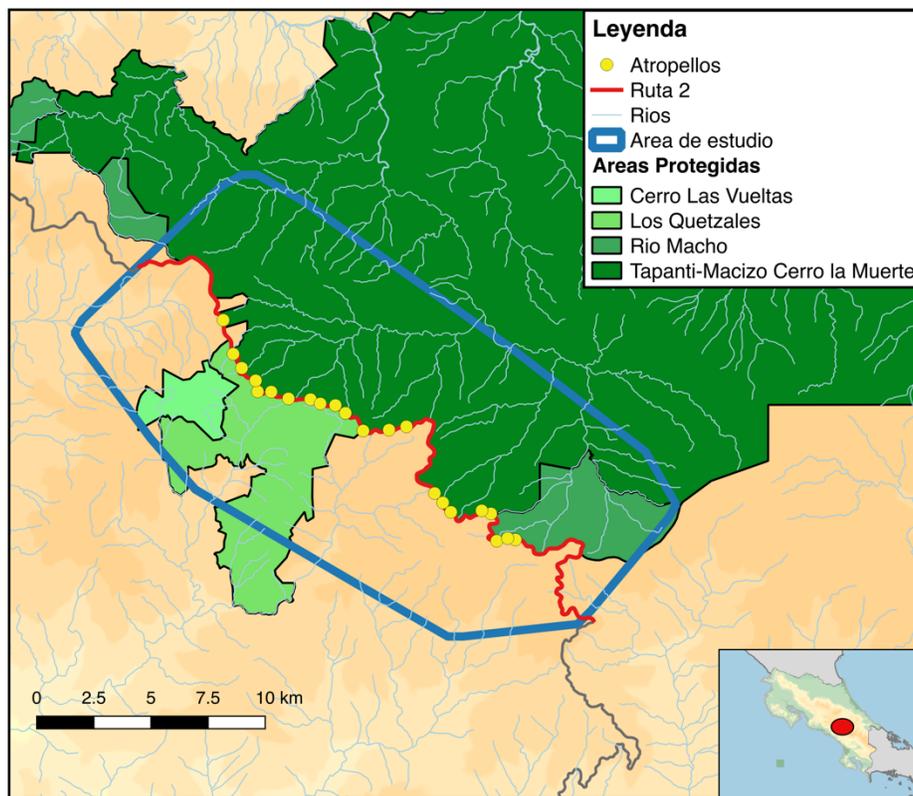


Figura 9. Puntos de atropello de *Tapirus bairdii* sobre los 32 km de la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) en área de estudio en el sector Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca Costa Rica durante el periodo 2010 - 2017. Se señalan las áreas presentes en el área con alguna categoría de manejo: Parque Nacional Los Quetzales (PNLQ), Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte (PNTMM), Reserva Biológica Cerro Vueltas (RBCV) y Reserva Forestal Río Macho (RFRM).

Uso de hábitat de la danta alrededor de la carretera

Según los datos, el modelo que mejor explicó la selección de hábitat de la danta en el área de estudio fue la distancia al borde de Parque Nacional (Cuadro 6). El uso de hábitat disminuyó cuando según se aleja del borde estando fuera del área protegida; teniendo el efecto opuesto cuando aleja del borde hacia dentro del parque nacional (Cuadro 6, Figura 11). Sin embargo, el promedio de la probabilidad de uso de hábitat sobre las celdas a un rango de hogar ($d=1,25\text{km}$) de la carretera con la carretera es alto (0,91; IC95%: 0,86 – 0,93), especialmente en zonas donde convergen áreas protegidas a ambos lados de la carretera.

La distancia a la Ruta 2 no aparece en la lista de modelos parsimoniosos (Cuadro 6), ni está entre las variables de alta influencia sobre el uso de hábitat de la danta en el área de estudio (Cuadro 7). Tampoco se encontró un efecto de la Ruta 2 sobre la probabilidad de uso de hábitat modelado con el modelo seleccionado para las celdas a menos de 2000m de la carretera (Figura 12).

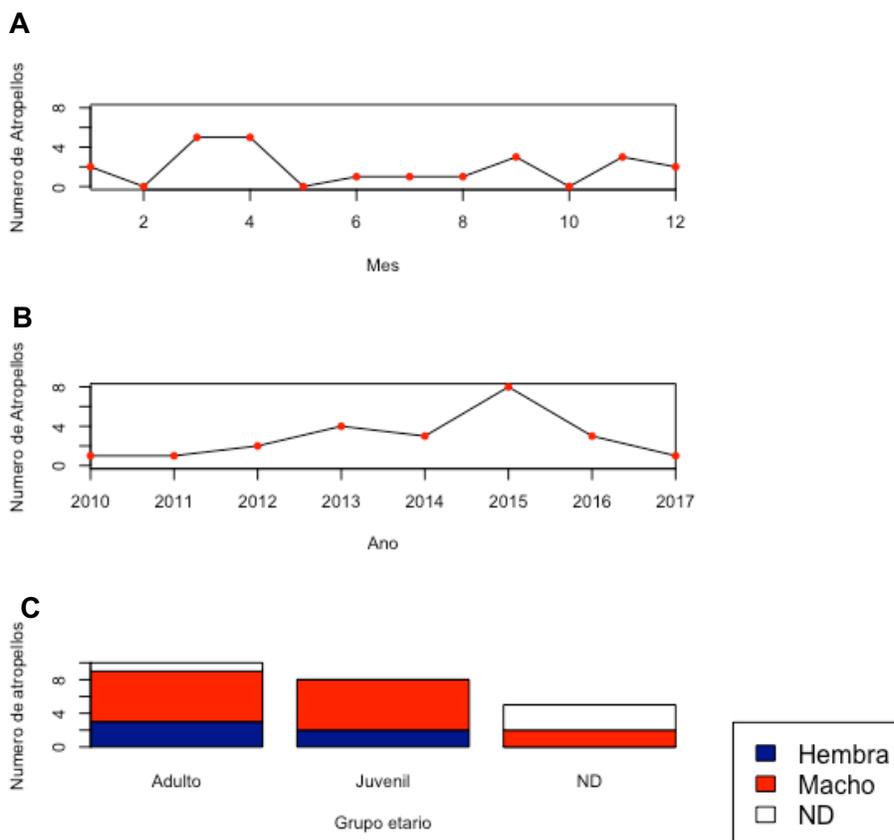


Figura 18. Número de atropellos registrados del 2010 al 2017 en 32km sobre la Ruta Interamericana Sur (Ruta 2) según: (A) año en que ocurrieron (B) mes en el que sucedieron y (C) sexo y grupo etario. Basado en registros de atropellos de danta (*Tapirus bairdii*) provenientes de bitácoras de funcionarios del Área de Conservación La Amistad – Pacífico y observaciones en campo.

Cuadro 6. Modelos de regresión logística que evalúan el efecto de cuatro covariables sobre el uso de hábitat (ψ) de la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*), y dos covariables de muestreo que afectan la probabilidad de detección (p). Basado en datos de foto trampeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016. Solo se muestran modelos candidatos con $\Delta AIC_c < 2$. El modelo mejor posicionado en el ranking se resalta en gris.

Modelos candidatos	AIC _c	ΔAIC_c	wAIC _c	k	-2 log likelihood
$\psi(\text{par.nac}), p(\text{modo}+\text{score})$	869,10	0,00	0,24	6	717,24
$\psi(\text{par.nac}+\text{pend}), p(\text{modo}+\text{score})$	869,88	0,78	0,16	8	711,52
$\psi(\text{par.nac}+\text{pend}+\text{elev}), p(\text{modo}+\text{score})$	870,17	1,08	0,14	7	715,74
$\psi(\text{par.nac}+\text{elev}), p(\text{modo}+\text{score})$	870,37	1,27	0,13	4	725,05

Notas: AIC_c = criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas; ΔAIC_c = diferencia del AIC_c del mejor modelo con cada uno de los otros; wAIC_c = pesaje del AIC_c, k = número de parámetros. -2 log likelihood = función de verosimilitud del modelo. Covariables de muestreo incluidas en cada modelo: noches = número de noches que las cámaras estuvieron activas durante cada ocasión de muestreo. modo = modo de captura en la que estaba programada la cámara trampa (video o fotografía); época = lluviosa o seca. Covariables incluidas en los modelos son: 1) ruta2 = distancia a la Carretera Interamericana Sur Ruta 2 (m); 2) par.nac = distancia al límite del Parque Nacional, este valor es negativo según se aleja hacia adentro del parque nacional, positivo cuando se aleja hacia afuera; 3) pend= pendiente (%); 4) elev = elevación (msnm).

Cuadro 9. Sumatoria de los pesos (wAIC) de los modelos de probabilidad de detección (p) tomando en cuenta todas las variables de paisaje ψ (.) que posiblemente afecten el uso de hábitat de *T.bairdii*. Basado en datos de foto trapeo a lo largo de 32 km sobre la carretera Interamericana Sur (RN2) durante los meses de febrero a agosto del 2016 .. Las variables con mayor influencia (wAICc > 0,50) se resaltan en gris.

Variable	Sumatoria de los pesos del modelo (wAICc)
Parque Nacional	0,99
Pendiente	0,32
Elevación	0,29
Ruta 2	0,27
Rio	0,20

Notas: wAIC_c = pesaje del AIC_c. 1) ruta2 = distancia a la Carretera Interamericana Sur Ruta 2 (m); 2) par.nac = Distancia al borde más cercano del Parque Nacional (se toma como 0 el borde); 3) pend= pendiente (%); 4) elev = elevación (msnm); ríos = distancia a fuente de agua más cercana (m).

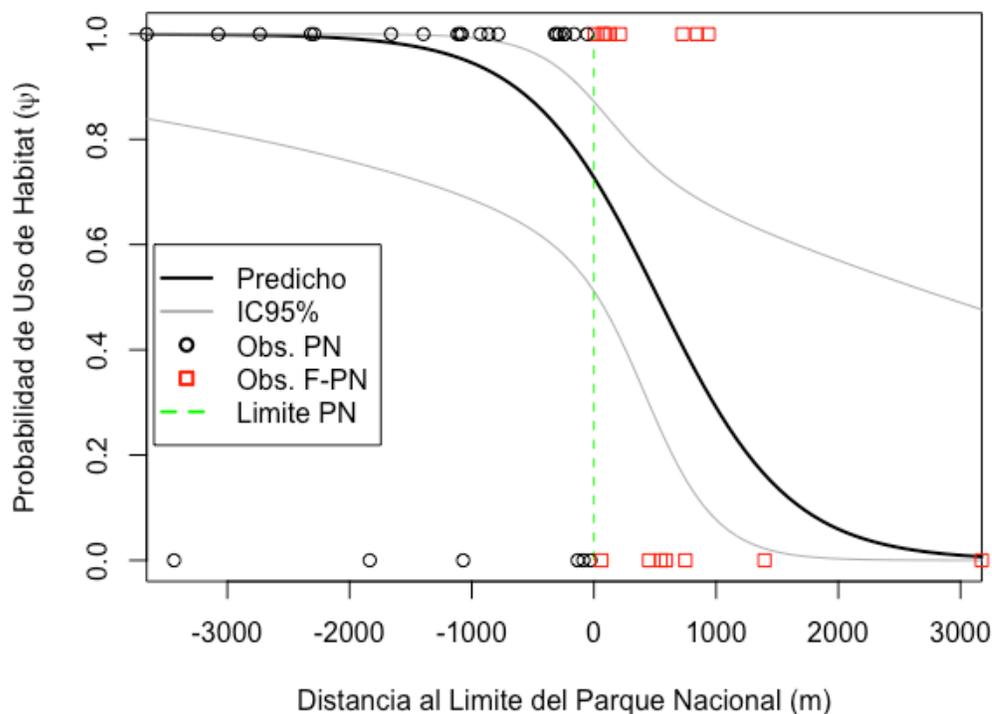


Figura 19. Relación entre la probabilidad de uso de hábitat predicha (ψ) de la danta (*Tapirus bairidii*) y la distancia al límite de parque nacional (Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Parque Nacional Quetzales, Reserva Biológica las Vueltas). Se toma como 0 el límite del parque nacional; los valores de distancia al límite del parque negativos representan que la celda estaba dentro del parque nacional, los valores positivos para las distancia al límite del parque representa celdas ubicadas fuera del parque nacional. Se muestran los valores observados de tasa de ocupación para las celdas muestreadas según si se encontraban adentro o afuera del parque nacional. Basado en los coeficientes β del modelo de uso de hábitat seleccionado (Cuadro 6). Línea punteada: límite del parque, ahí la probabilidad de uso de hábitat promedio es de 0,79 (IC95%: 0,57 – 0,87). Basado en datos de foto trampeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016.

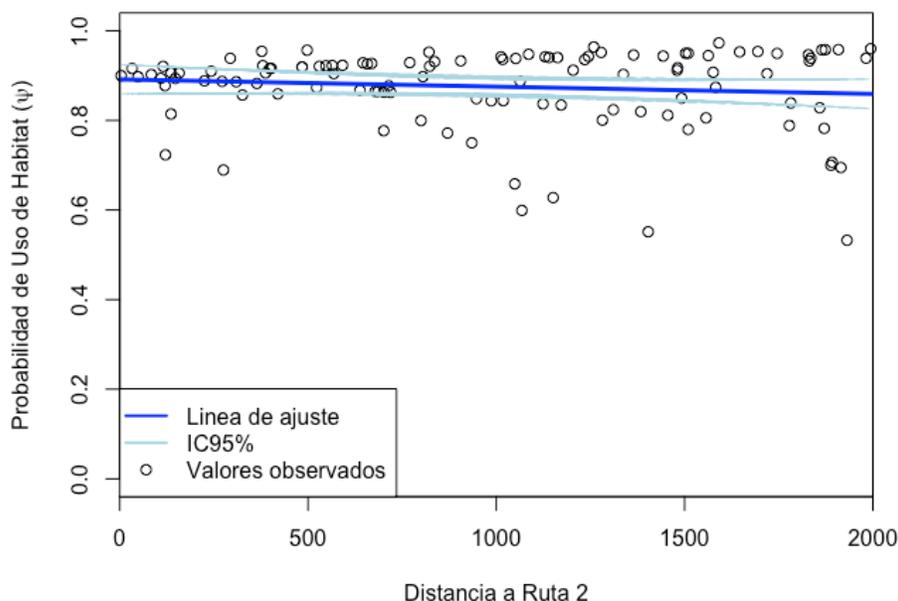


Figura 12. Relación entre la probabilidad de uso de hábitat predicha (ψ) la danta (*Tapirus bairidii*) y la distancia a la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) para celdas que estuvieron a no más de 2000m de la carretera. (La probabilidad de uso de hábitat promedio de las celdas que traslapan sobre la carretera es de 0,89 (IC95%: 0,87 – 0,91). Basado en datos de foto trampeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016.

Caracterización y aleatoriedad de los puntos de atropello

Los datos no muestran una tendencia significativa sobre los puntos de atropello en carretera para los valores centrales de las variables pendiente ($p=0,41$) y elevación ($p=0,7$). El promedio observado para sinuosidad y uso de hábitat predicho (ψ) en los puntos de atropello muestra una tendencia significativa $p=0,001$ y $p=0,0004$ respectivamente (Figura 13). Se encontró una baja sinuosidad promedio en los puntos de atropellos ($SI < 1,05$, Figura 14), lo que significa que se trató principalmente de puntos rectos de la carretera (Figura 15). Además, se encontró una alta probabilidad de selección de hábitat en los puntos donde ocurrieron los atropellos.

Los puntos de atropellos se encontraron en segmento rectos de la carretera adyacentes a puntos en el bosque donde la danta hace alto uso de hábitat. Los puntos de atropello en el

primer agrupamiento (sobre la carretera a un radio de 3km centrado en la Estación Ojo de Agua, Parque Nacional Los Quetzales) son sobre un punto tracto donde la carretera es bordeada por ambos lados por Parques Nacionales. (Figura 8). Basado en esto y los puntos agrupamientos de atropellos se determinaron los segmentos que presentan las características que favorecen la detección de eventos de atropello y se marcaron como puntos calientes (Figura 15).

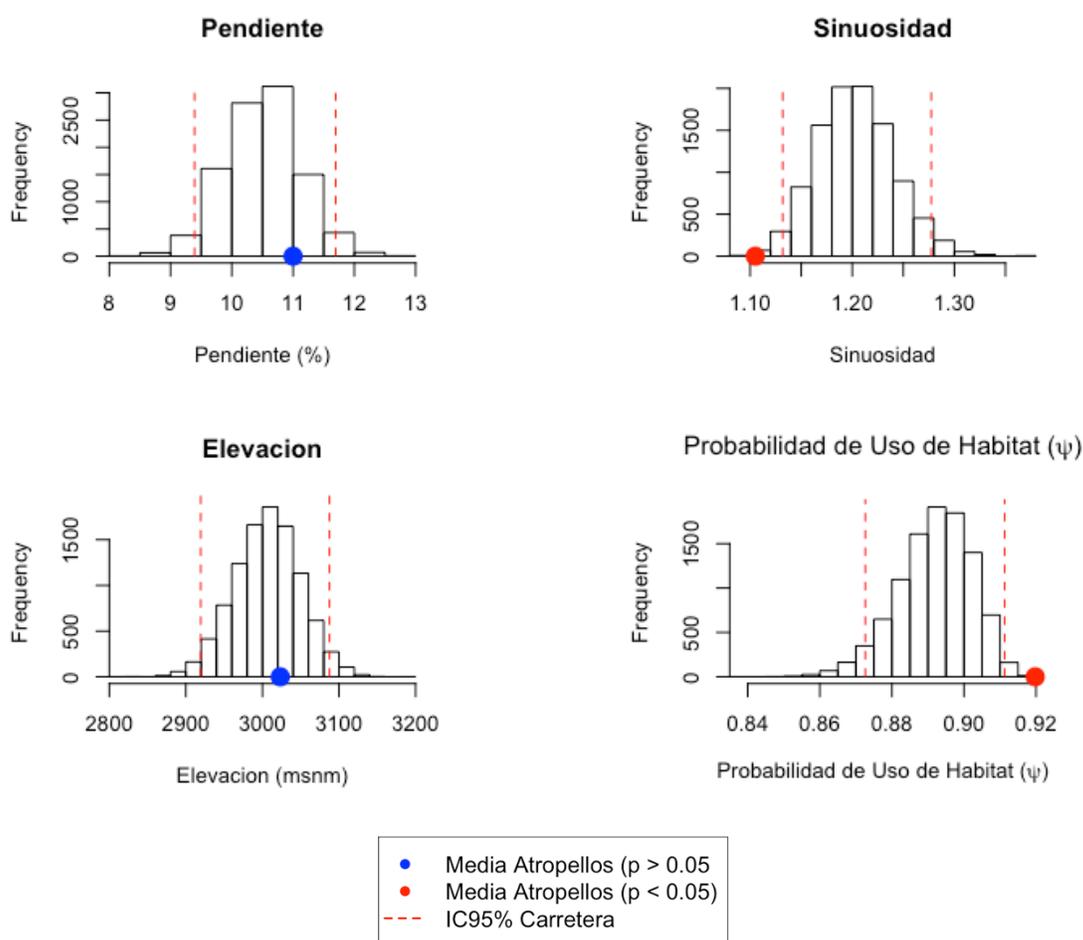


Figura 13. Histogramas de las distribuciones empíricas acumulativas de las variables: pendiente, sinuosidad, elevación media (msnm) y probabilidad de uso de hábitat (ψ) medidas para cada punto de atropello y punto de muestreo sobre la Ruta 2. Las distribuciones fueron generadas a partir de 10000 remuestreos del mismo número que los atropellos observados ($n=23$). Se muestran los intervalos de confianza al 95% para los valores medidos en carretera y la mediana calculada para los puntos de atropello. En azul se muestran los valores no significativos ($p>0,05$) y en rojo los significativo ($p<0,05$).

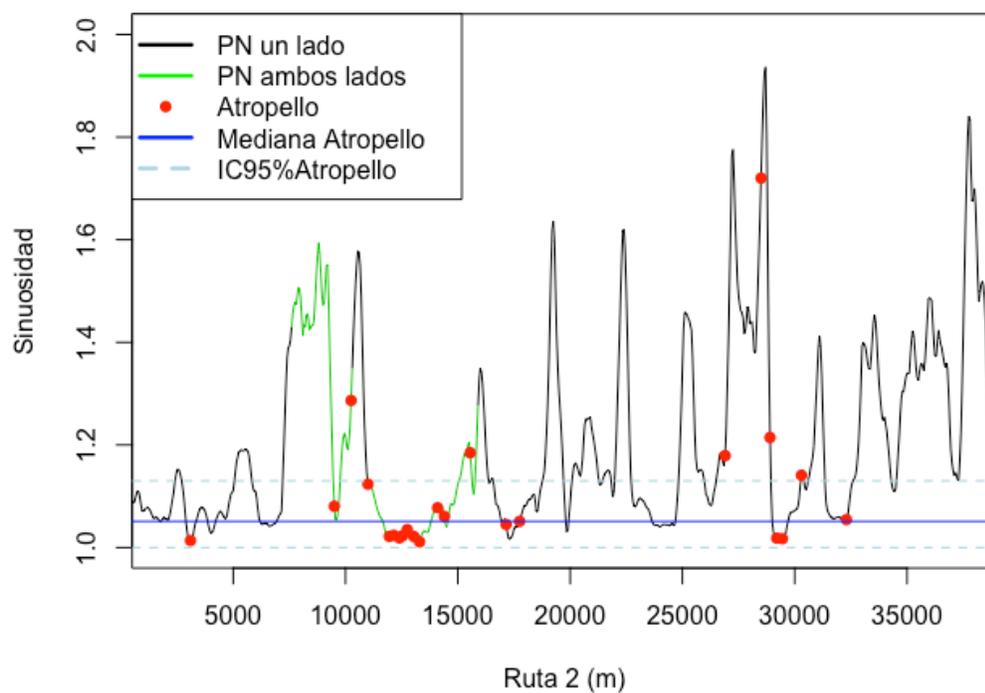


Figura 14. Valores de sinuosidad a lo largo del tracto de la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) en estudio. Se muestran los puntos de atropello *Tapirus bairdii* y la media (IC95%) del valor promedio de sinuosidad observado en estos puntos. Se ilustra los puntos donde la carretera atraviesa Parque Nacional a ambos lados o en uno. Basado en 23 atropellos de danta registrados sobre la Ruta Interamericana Sur (Ruta 2) durante el periodo 2010 – 2017.

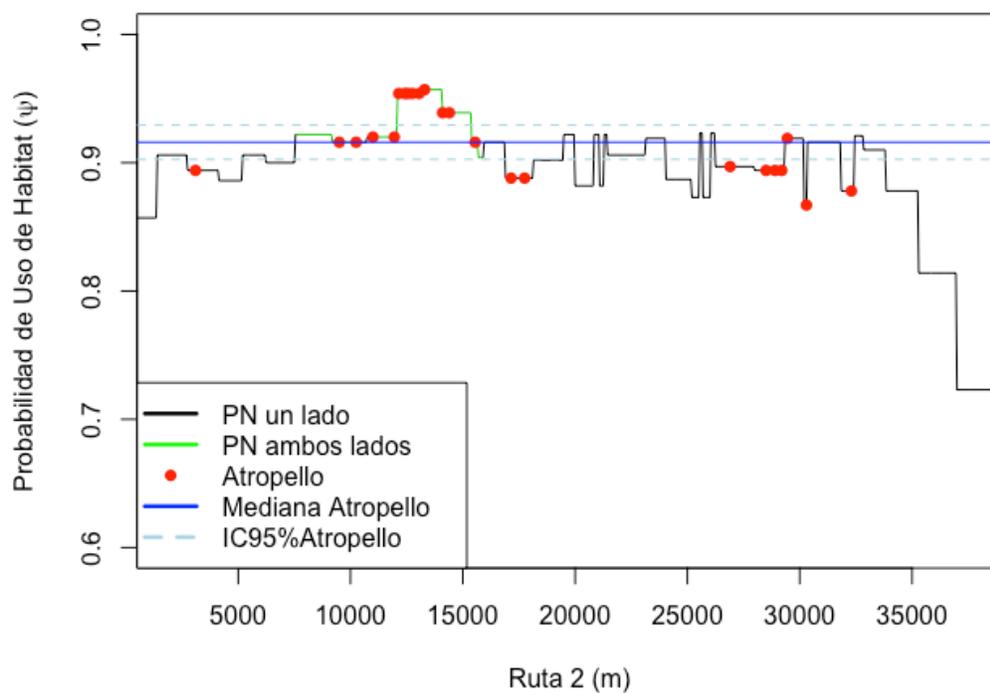


Figura 20. Valores de probabilidad de uso de hábitat (ψ) a lo largo del tracto de la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) en estudio. Se muestran los puntos de atropello de *Tapirus bairdii* y la media (IC95%) del valor promedio de probabilidad de uso de hábitat (ψ) observado en estos puntos. Se ilustra los puntos donde la carretera atraviesa Parque Nacional a ambos lados o en uno. Basado en datos de foto trampeo a lo largo de 32 km sobre la Carretera Interamericana Ruta 2, sector noroeste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica durante los meses de febrero a agosto del 2016.

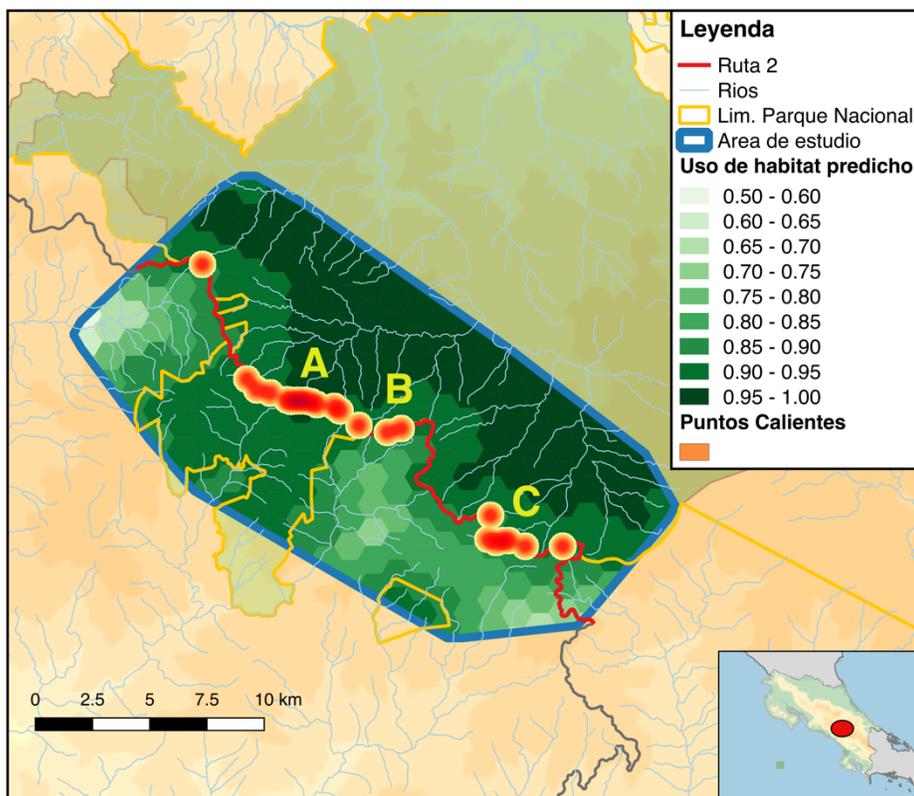


Figura 16. Mapa de la probabilidad de uso de hábitat predicha (ψ) de la danta (*Tapirus bairidii*) y los puntos calientes de atropello sobre la Ruta 2: A) KM74 – KM 79; B) KM 81 – 83; C) KM 93 – 96. Se marca el límite al Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Parque Nacional Quetzales y Reserva Biológica las Vueltas. Se muestran los valores observados de tasa de ocupación para las celdas muestreadas según si se encontraban adentro o afuera del parque nacional. Basado en los coeficientes β del modelo de uso de hábitat seleccionado (Cuadro 1).

Patrones de actividad de la danta y el tráfico vehicular

Durante el tiempo de muestreo, la danta estuvo activa durante el 55% (IC95%= 43% - 65%) del día. La actividad diaria se concentró en un 78% en horas crepusculares y nocturnas mostrando el pico máximo de actividad entre 18h - 20h. En la madrugada se notó otros picos de actividad menores entre 0h y las 2h y uno menor entre 4h y 5h. Durante horas con luz del día, 7h - 17h solo se registró un 22% de la actividad, con el valor mínimo a las 12h. (Figura 17) La Ruta Interamericana 2 en el sector del Macizo de la Muerte – Macho Gaff presenta un tráfico promedio diario anual de 2572. El tráfico tiene sus puntos máximos de actividad (79,6%) desde 6h hasta las 18h. Las horas del día donde se registra mayor flujo de vehículos es entre las 14h y las 17h (22%). En las horas donde la danta presenta mayor actividad (16h – 6h) se concentra el 38% de flujo vehicular. (Figura 17)

Se identificaron cuatro horas del día donde existe alto porcentaje de flujo vehicular que traslapa con un alto porcentaje de actividad de danta (Figura 18), estas horas corresponden al periodo entre las 16:00h y las 20:59h. Las horas del día con alta actividad de danta, pero que traslapan con flujo vehicular moderado o bajo son los periodos entre 1:00h – 2:59h; 22:00h – 23:59 y 5:00h-5:59h. En la hora contemplada desde las 21h y las 6h presenta actividad moderada Las horas con menor porcentaje de flujo de tránsito vehicular presentan una actividad moderada de la danta y corresponden a los periodos entre las 0:00 – 00:59 y 3:00h – 4:59h.

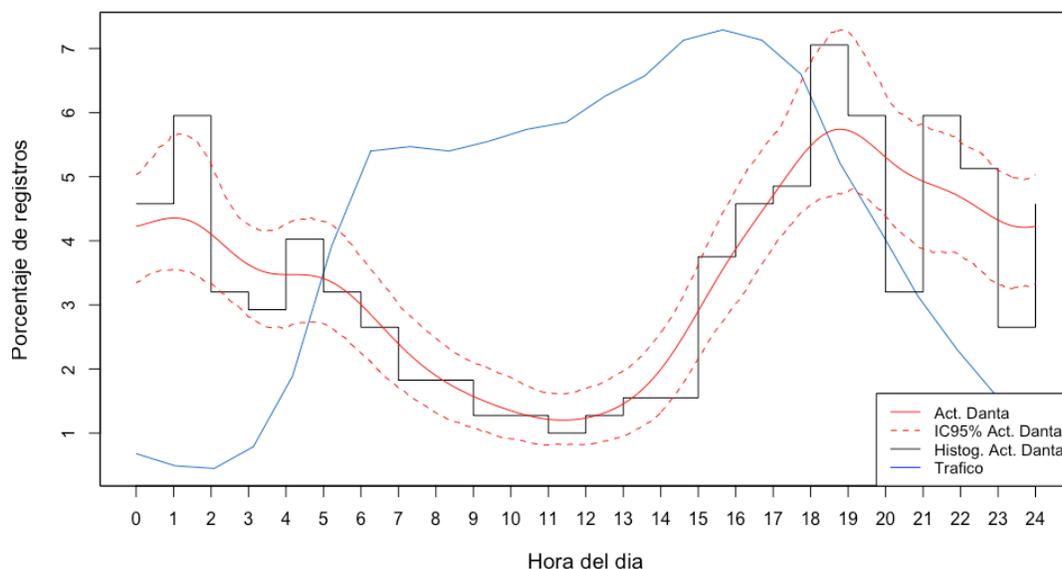


Figura 17. Porcentaje de detecciones de danta (*Tapirus bairdii*) y porcentaje del tráfico promedio diario según la hora del día. Se muestra la actividad promedio los intervalos de confianza al 95% y los histogramas para la danta. Basado en 256 detecciones de danta separadas por al menos 10 minutos en el área de estudio en el sector del Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca. Datos de tráfico provienen de la estación de conteo vehicular de manguera del MOPT ubicada en Macho Gaff sobre la Ruta 2.

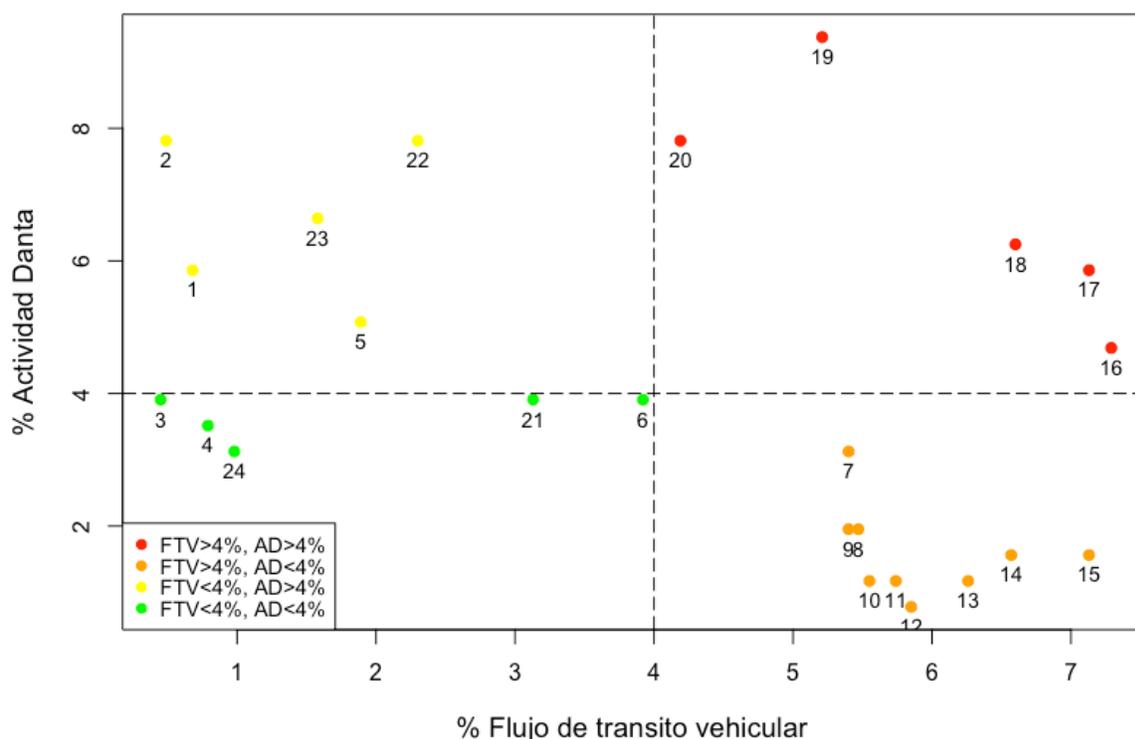


Figura 18. Porcentaje de actividad diaria de la danta (*Tapirus bairdii*) según el porcentaje del flujo de tránsito promedio diario. Se muestra la hora del día inicial a la que pertenece cada punto (cada punto representa una hora). Se muestran cuadrantes marcados por el 4% de actividad para ambas variables. Cada color representa la relación entre variables. FTV: Flujo de tránsito vehicular. AD: Actividad de la danta. Basado en 256 detecciones de danta separadas por al menos 10 minutos en el área de estudio en el sector del Macizo de la Muerte, Cordillera de Talamanca. Datos de tráfico provienen de la estación de conteo vehicular de manguera del MOPT ubicada en Macho Gaff sobre la Ruta 2.

DISCUSIÓN

El registro de atropellos de danta sobre la Ruta 2 en las zonas altas de la Cordillera de Talamanca aparece como una nueva causa de mortalidad para la especie en Costa Rica, la falta de registros antes del 2010 responde a la ausencia de eventos y no a falta de reportes según las autoridades del SINAC (com. pers. Luis Sánchez). Durante este periodo la tendencia parece ser fluctuante, alcanzando un pico en el año 2015 y bajando otra vez en el 2016. En algunos ungulados se ha visto que durante varias temporadas los atropellos tienen fluctuaciones anuales (Rowand 2016) posiblemente a disminución y estabilización de la población, sin embargo con la cantidad de años estudiados, es difícil definir patrones. Es necesario monitorear los eventos durante más tiempos para definir si existe una tendencia clara.

La información de atropellos de danta (*T. bairdii*) es escasa, se conocen reportes aislados de México (Contreras-Moreno et al. 2013); y el caso de Belice, donde la muerte en carretera es la principal causa de mortalidad (Belice Tapir Project 2016). Para abril del 2016 contabilizaban 22 muertes por atropello para *T. bairdii* desde el 2008, estos números corresponden a la sumatoria de todas las autopistas del país (Belize Tapir Project 2016). Pese a que los números de atropellos reportados son casi los mismos que se reportaron en este estudio, el caso de la Cordillera de Talamanca abarca solo 32 km sobre la Ruta 2 en Costa Rica, lo que lo convierte en el trayecto del mundo con mayor tasa de mortalidad por atropello de danta por kilómetro de carretera. Estos números podrían ser subestimados, debido a que se han reportado casos en donde son impactadas por vehículos y se adentran heridas al bosque a morir (L. Sánchez, comunicación personal, 11 de marzo de 2015).

Existen otros casos similares para otras especies de tapir alrededor del mundo, en Malasia con *T. indicus*, para el 2015 habían sido reportadas 28 dantas atropelladas en 5 años en toda la península, 14 solo en el 2014 (Malaysian Nature Society 2015). Ante la baja cacería que se da de la especie la pérdida de hábitat para plantar palma de aceite y las carreteras se han vuelto la principal amenaza.

En Brasil en los últimos 3 años se han reportado al menos 165 atropellos de *Tapirus terrestris*, esto solo para Mato Grosso del Sul (P. Medici, comunicación personal, 10 de octubre del 2018). En el estado de Pará en Brasil se reportaron 19 atropellos durante un año en solo 70km de carretera. Pese a lo elevado de los números de mortalidad en carretera, la especie *T. terrestris* habita en pastizales y zonas abiertas y por su amplio rango de distribución se considera como especie Vulnerable a estar en peligro de extinción según la UICN (Medici et al. 2015), por eso los impactos deben ser diferenciados de los de *T. bairdii*.

Debido a su tamaño y hábitos, *T. bairdii* requiere de grandes áreas para sobrevivir (García et al. 2012, Paulo Carbajal-Borges et al. 2014), lo que muy probablemente implica que se vean obligados a desplazarse y cruzar carreteras; esto aumenta el riesgo de colisiones con vehículos como sucede con otros herbívoros grandes en el norte (Lagos et al. 2012, Kušta et al. 2017).

Si se toma en cuenta la biología de la danta; madurez sexual a los tres años, partos de un individuo con una gestación de 13 y con un cuidado parental de alrededor de un año y medio en el que no reciben cópulas (Pukazhenthii et al. 2013, Quse y Fernandes-Santos 2014), la mortalidad en carretera puede afectar fuertemente a la población local. Especialmente debido a que probablemente se trate de una población que está reocupando la zona, y de la que solamente se tienen reportes solamente hace 15 años (Carbonell y González 2000, Tobler 2002), previo a eso según pobladores fue extirpada por actividades ilícitas desde la década de 1950 hasta los tempranos 2000 como en otros sitios de la Cordillera de Talamanca (Schipper 2010).

De los individuos atropellados se encontró que el 55% fueron machos, esto es esperable, dado que los machos tienden a tener un rango de hogar mayor y a moverse más que las hembras (Foerster y Vaughan 2002). De estos individuos machos, la mitad fueron sub adultos, de con alrededor de un año y medio o dos años de edad, es en ese momento que se separan de la madre (Foerster y Vaughan 2002, Quse y Fernandes-Santos 2014). Para la danta centroamericana, se ha observado que los machos jóvenes se dispersan para evitar cruces con otros machos adultos, especialmente cuando se han separado recientemente de su madre, mientras las hembras mantienen rangos de hogar más reducidos, haciendo desplazamientos cortos (Foerster y Vaughan 2002), esto se ve reflejado en el número de atropellos de hembras

en el área de estudio. Las hembras subadultas tienden a quedarse con la madre por hasta tres años, a veces formando grupos de cuidado parental de una nueva cría de la madre (Foerster y Vaughan 2015), restringiendo su rango de hogar y desplazamientos lo que puede explicar menor riesgo de atropello.

Al menos una tercera parte del total los individuos atropellados eran jóvenes que no habían alcanzado su madurez sexual, esto a largo plazo puede tener implicaciones en la genética de la población debido a un bloqueo mecánico del flujo de genes (Laurance et al. 2006, Rytwinski y Fahrig 2015). En ciertas especies de carnívoro, las carreteras han generado cuellos de botella amenazando gravemente la especie y bloqueando la reproducción de la misma (Ree et al. 2015). Es importante mencionar que dos de las hembras atropelladas mostraban evidencia de estar en alguna etapa reproductiva: una con cría en lactancia, otra recién copulada con semen en el canal vaginal.

El alto número de individuos jóvenes atropellados que se registraron podrían convertirse en un elemento que afecte la estabilidad poblacional de las dantas en este sector. Esto, especialmente por la alta mortalidad de individuos jóvenes que no han aportado su material genético a la población, dada el lento desarrollo de las especie (García et al. 2014) podría tener serias implicaciones en la variabilidad genética y estabilidad poblacional a largo plazo (Roger et al. 2011).

Pese a que se han reportado altas densidades en la Cordillera de Talamanca (Gonzalez-Maya et al. 2012) y los datos muestran una alta tasa de ocupación, no se tienen datos demográficos de las poblaciones de *T.bairdii* en la zona. Bajo este escenario es difícil evaluar cuantitativamente el impacto que tiene esta causa de mortalidad sobre la población, en Norteamérica se ha estimado que en carreteras con bajo flujo vehicular dentro de Parques Nacionales la mortalidad por atropello ha significado el entre el 1% y el 2% de las poblaciones estimadas para especies de mamíferos grandes (Lin 2016).

Para algunos casos la presencia de atropellos se relaciona a un aumento en la densidad poblacional de ungulados en Norteamérica (Eiler 2012) y mamíferos medianos en el Reino Unido (Wembridge et al. 2016). En caso de que para los tapires se cumpla lo mismo, podría ser un indicador indirecto de la recuperación de las poblaciones de la especie, sin embargo, hacen falta estudios demográficos para probar esta idea. Además, se ha encontrado para otras especies más comunes que una disminución en el número de atropellos, sin cambios en el tráfico, puede ser producto de un declive poblacional (Bright et al. 2014)

La alta tasa de ocupación de *T.bairdii* encontrada en este estudio muestra en los bosques que son bisecados por el segmento de 32km la Ruta 2 en estudio sugiere que el hábitat disponible

alrededor de la carretera está siendo utilizado por las dantas. Aunque a que existe una mayor probabilidad uso de hábitat en zonas hacia adentro desde el límite del parque nacional, se encontraron valores de hasta 0,92 en sitios donde traslapa con la carretera, especialmente cuando convergen hay áreas protegidas a ambos lados de la carretera. Esto podría ser un indicador de la recuperación de las poblaciones en la zona núcleo del Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte y su expansión hacia otros puntos nuevos puntos del área protegida, algo similar a lo que se ha visto en el sur de la Cordillera de Talamanca (González-Maya et al. 2009, Schiper 2010).

El manejo que se le ha dado históricamente a la vertiente pacífica del Macizo de la Muerte ha sido distinto al de la Caribe, existiendo mayor grado de alteraciones al paisaje natural en la primera (Janzen 1983). Pese a que en ambos sectores se dio extracción intensiva de madera durante las décadas de 1970 y 1980, la creación de las Reservas Forestales Río Macho, Río Sombrero y el Parque Nacional Tapantí resguardaron mucho del bosque, esto sumado a la topografía que dificulta el acceso.

La vertiente pacífica fue aprovechada extensivamente para ganado y cultivos como café, limitando los remanentes boscosos a zonas altas y márgenes de ríos con alta pendiente (Janzen 1983). Sin embargo, en el año 2007 se crea el Parque Nacional Los Quetzales, esto además de preservar le hábitat disponible, reforzó las actividades de control y protección haciendo que la fauna encontrara más espacios libres de presencia humana. Este nuevo bloque de hábitat pudo favorecer la dispersión de individuos del núcleo del Parque Nacional Tapantí - Macizo de la Muerte hacia la vertiente Pacífico, especialmente en el Parque Nacional los Quetzales y pequeños remanentes de bosque aledaños. Estos remanentes boscosos dentro de Parque Nacional que están al lado de la carretera fueron donde se registraron el mayor número de atropellos.

Aunque se comporta de manera elusiva y evade sitios con alta presencia humana, los cambios en el modo productivo, de industria maderera a turismo y la disminución de la cacería, y el fortalecimiento de protección en la zona, parece ser que la población del Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte está reocupando ampliamente el hábitat disponible, incluso el adyacente a la carretera y posiblemente expandiéndose hacia la vertiente Pacífica.

Aumentando el el chance de cruces en la carretera.

Para un mamífero grande como la danta, una banda asfáltica de menos de 15 metros de ancho no representa mayor obstáculo, especialmente cuando no existe gradiente que indique el cambio en el paisaje (Medici 2010). Adicionalmente, la distancia Ruta 2 no tiene un efecto sobre el uso de hábitat de la danta, por lo que el chance de cruce aumenta al no existir un

bloqueo mecánico o comportamiento elusivo con respecto a la carretera. Esto se ha visto en otras especies de danta como *T. indicus* en Malasia (Rayan et al. 2012, Clements 2013) Si bien *T. bairdii* no habita en sitios abiertos y prefiere sitios con amplia cobertura boscosa (García et al. 2012, Ahumada et al. 2013), usa ocasionalmente pastizales y zonas sin cobertura para desplazarse (Tobler 2002, Cove et al. 2014).

Los puntos de atropello fueron principalmente en sitios donde la carretera es recta, traslapan dos áreas protegidas y hay alta probabilidad de uso de hábitat. Estos puntos calzan con los tres principales puntos calientes de atropellos definidos sobre los 32km de carretera: el primero en los 8km donde traslapan el Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte y el Parque Nacional los Quetzales (Ruta 2 KM74 – KM 79; Figura 10a); un segundo punto en un kilómetro después de la entrada a San Gerardo de Dota, en las laderas del Cerro Jaboncillo (Ruta 2 KM 81 – 83; Figura 10b); un último punto sobre la zona recta de la Georgina (Ruta 2 KM 93 – 96; Figura 10c). Estos puntos cumplen las características que parecen explicar los atropellos y por tanto son puntos a los que se les deben aplicar medidas de mitigación para disminuir los impactos de autos con dantas como se ha hecho para ungulados en otros países (Bager y Fontoura 2013, Ree et al. 2015, Rytwinski et al. 2015).

En los tres puntos calientes que se identificaron destaca el factor humano como un elemento clave, ya que la sinuosidad se asocia a puntos donde se conduce a mayor velocidad y donde se dan la mayoría de distracciones, esto genera que haya menos capacidad de reacción (Saifuzzaman et al. 2015). Pese a que el límite de velocidad en todo el trayecto de 32km es de 50kmph; en los trayectos rectos de la carretera los vehículos transitan a velocidades entre los 80 y 100 kph (MOPT 2017). Este tipo de conducción temeraria aumenta el riesgo de atropello en los puntos calientes; ya que, aunque la visibilidad sea mejor en las rectas, ante la salida repentina de un animal a la carretera el tiempo de reacción es menor a altas velocidades. Además, ante la ausencia de un carril de ascenso, estos tres puntos representan las zonas de adelantamiento en sobre la carretera, por lo que la velocidad tiende a ser mayor. Dado este escenario es importante, además de las medidas de mitigación mecánicas, abordar el caso desde las dimensiones humanas para entender y buscar cambiar el comportamiento de los conductores (Michaels 2004).

La mayoría de los atropellos ocurrieron durante la noche (17h – 5h). Es precisamente en este horario donde se dan los picos de actividad de la danta. En otros estudios (Cove et al. 2014, González-Maya 2009, Foerster y Vaughan 2002) se observó el mismo patrón con actividad principalmente nocturna y crepuscular. Durante los altos periodos de actividad las dantas tienden a desplazarse hasta 9km del centro de su ámbito de hogar (Foerster y Vaughan 2002),

esto hace que sean más propensas a explorar terrenos desconocidos y a cruzar carreteras, como se ha observado en *T. terrestris* (Medici 2010).

Los puntos más altos de actividad de los animales está relacionada con la frecuencia en la que cruzan carreteras y ser impactadas en carretera (Teixeira et al. 2013), en el caso de este estudio estudio, el riesgo es inminente teniendo en cuenta que no evaden las carreteras. Para animales nocturnos como la danta, sus picos de actividad traslapan cuando el flujo de tránsito vehicular es menor en la Ruta 2, lo que puede significar que los conductores manejan a velocidades mayores.

La Ruta 2 tiene un flujo de tránsito vehicular diario promedio de menor a 3000 vehículos, esto se considera con tránsito moderado (May 1990). Existe evidencia que en estas condiciones de tráfico el riesgo de atropello aumenta (Machado et al. 2015, Lin 2016), en especial para especies como ungulados, que tienen comportamientos de evadir presas con movimientos rápidos poco direccionados (Jacobson et al. 2016).

En el caso de las dantas el traslape los picos de actividad con los vehículos es bajo, sin embargo, existen horas donde ambos picos convergen. En esas horas (16h – 21h) no se han registrado atropellos. Esto sugiere que a horas donde el tránsito es mayor, las dantas podrían estar evitando cruzar la carretera como se ve en otras especies (Seiler 2003). Este comportamiento se ha observado en ungulados y osos negros (Ditmer et al. 2018) en Norteamérica, donde la mayoría de los atropellos se dan en carreteras y horas donde el flujo es moderado.

En la Ruta 2 la mayoría de los atropellos de danta se han dado entre las 22h y las 4h donde solamente se acumula el 9% del total de vehículos que circulan al día. Pese a que bajo esas condiciones se esperaría una probabilidad de encuentro menor entre ambos componentes (Grilo et al. 2015), ante el bajo flujo de tránsito vehicular las velocidades de los autos tienen a ser mayores (Ngoduy 2015) y la capacidad de reacción de los conductores disminuye (Shevtsova et al. 2015, Stanisław Jurecki et al. 2017). Como se mencionó anteriormente, estas velocidades altas se dan principalmente en segmentos rectos de la carretera donde también se dan la mayoría de distracciones que generan accidentes (Saifuzzaman et al. 2015).

Durante las horas de la noche, las condiciones del tiempo se caracterizan por ser lluviosas, ventosas y con neblina (Janzen 1983), lo que dificulta la visibilidad. Este factor podría afectar considerablemente, tomando en cuenta que las dantas tienen un pelaje oscuro que las hace poco visibles (Garcia et al. 2016), sumado a su comportamiento para eludir depredadores y su sentido de visión limitado.

Los atropellos sobre los 32 kilómetros sobre la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) que traslapan y cortan el complejo de áreas protegidas del Noroeste de la Cordillera de Talamanca representa la principal causa de mortalidad reportada para la especie en el país. Las causas parecen ser la adición de factores como un alto uso de hábitat por parte de la danta en zonas adyacentes, la alta velocidad en zonas rectas en la carretera y el traslape de áreas protegidas con la carretera. Además, los eventos suceden durante la noche, en horas donde la visibilidad es menor, los tapires son más activos y el flujo de tránsito vehicular menor y se mueve más velozmente.

Este estudio brinda las herramientas técnicas necesarias para identificar puntos específicos para que se implementen medidas de mitigación; estas deben de ir colocadas en los límites y adentro de los puntos calientes y deben de alertar la alta presencia de la especie en la zona, así como el límite de velocidad. Adicionalmente se recomienda señalar adecuadamente la presencia de Parques Nacionales sobre la carretera y comunicar a los usuarios de la carretera la situación.

Pese a que no se conocen los impactos sobre la población, es importante buscar medidas como mitigarlo, ya que es una especie en peligro de extinción una colisión puede generar pérdidas humanas. Es necesario investigar la estructura genética de la población y estimar densidad para cuantificar los efectos de los atropellos sobre la población, especialmente en sitios como el Macizo de la Muerte donde es la principal causa de mortalidad conocida.

LITERATURA CITADA

- Ahumada, J. A., J. Hurtado, y D. Lizcano. 2013. Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLoS ONE* 8.
- Andrews, a. 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist* 26:130–141.
- Artavia, A., M. Jiménez, A. Martínez-Salinas, E. Pomareda, D. Araya-Gamboa, y E. Arévalo-Huezo. 2015. Registro de mamíferos silvestres en la sección de la ampliación de la Ruta 32, Limón, Costa Rica. *Brenesia* 8384:37–46.
- Bager, A., y V. Fontoura. 2013. Evaluation of the effectiveness of a wildlife roadkill mitigation system in wetland habitat. *Ecological Engineering* 53.
- Balkenhol, N., y L. P. Waits. 2009. Molecular road ecology: Exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology* 18:4151–4164.
- Barbieri, M., y J. Berger. 2004. Optimal predictive model selection. *Annals of Statistics*.
- Beier, P., D. R. Majka, y W. D. Spencer. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 22:836–51.
- Bright, P., Z. Balmforth, y J. Macpherson. 2014. The effect of changes in traffic flow on mammal road kill counts. *Journal of Applied Ecology and Environmental Research* 1:171–179.
- Cai, X., Z. Wu, y J. Cheng. 2013. Using kernel density estimation to assess the spatial pattern of road density and its impact on landscape fragmentation. *International Journal of Geographical Information Science* 27:222–230.
- Carbonell, F., y J. González. 2000. Análisis ecológico para la determinación del hábitat actual y potencial del tapir (*Tapirus bairdii*) en el Parque Nacional Volcán Tenorio y Zona Protectora. Arenal, Costa Rica, INBIO.
- Clements, G. R., A. J. Lynam, D. Gaveau, W. L. Yap, S. Lhota, M. Goosem, S. Laurance, y W. F. Laurance. 2014. Where and How Are Roads Endangering Mammals in Southeast Asia's Forests? *PLoS ONE* 9:e115376.
- Clements, R. 2013. The environmental and social impacts of roads in Southeast Asia. James Cook University.
- Clerici, A., y S. Perego. 2016. A Set of GRASS GIS-Based Shell Scripts for the Calculation and Graphical Display of the Main Morphometric Parameters of a River Channel. *International Journal of Geosciences*.

- Coelho, I. P., A. Kindel, y A. V. P. Coelho. 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 54:689–699.
- Coffin, A. W. 2007. From roadkill to road ecology : A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15:396–406.
- Contreras-Moreno, F. M., M. G. Hidalgo-Mihart, L. A. Perez-Solano, y Y. A. Vazquez-Maldonado. 2013. New road kill record of Baird's Tapir (*Tapirus bairdii*) in North Western Campeche, Mexico. TT - Nuevo registro de Tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) atropellado en el Noroeste del estado de Campeche, Mexico. *Tapir Conservation* 22:22–25.
- Cove, M. V, L. E. Pardo Vargas, J. Camilo de la Cruz, R. Manuel Spinola, V. L. Jackson, J. C. Saenz, y O. Chassot. 2014. Factors influencing the occurrence of the Endangered Baird's tapir *Tapirus bairdii*: potential flagship species for a Costa Rican biological corridor. *Oryx* 48:402–409.
- Ditmer, M. A., S. J. Rettler, J. R. Fieberg, P. A. Iazzo, T. G. Laske, K. V Noyce, y D. L. Garshelis. 2018. American black bears perceive the risks of crossing roads. *Behavioral Ecology* 0:1–9.
- Eberhardt, E., S. Mitchell, y L. Fahrig. 2013. Road kill hotspots do not effectively indicate mitigation locations when past road kill has depressed populations. *Journal of Wildlife Management* 77:1353–1359.
- Eberhardt, E., S. Mitchell, y L. Fahrig. 2013. Road kill hotspots do not effectively indicate mitigation locations when past road kill has depressed populations. *The Journal of Wildlife.*
- Eiler, S. 2012. LANDSCAPE FACTORS INFLUENCING ROE DEER ROADKILL FREQUENCIES ON THE M3 HIGHWAY OF HUNGARY Szent István University - Institute for Wildlife Conservation H- 2100 Gödöllő , 1 st Páter Károly str . University of Pécs - Faculty of Sciences - Earth Sciences Doct. 1:43–48.
- Fahrig, L., y T. Rytwinski. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and society*.
- Foerster, C. R., y C. Vaughan. 2015. Diet and foraging behavior of a female Baird ' s tapir (*Tapirus bairdii*) in a Costa Rican lowland rainforest. 7:269–277.
- Foerster, C., y C. Vaughan. 2002. Home Range, Habitat Use, and Activity of Baird's Tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34:423–437.
- Frair, J. L., E. H. Merrill, H. L. Beyer, y J. M. Morales. 2008. Thresholds in landscape connectivity and mortality risks in response to growing road networks. 1504–1513.

- García, M. J., E. P. Medici, E. J. Naranjo, W. Novarino, y R. S. Leonardo. 2012. Distribution, habitat and adaptability of the genus *tapirus*. *Integrative Zoology*. Volumen 7.
- García, M., C. Jordan, G. O’Farrill, C. Poot, N. Meyer, N. Estrada, R. Leonardo, E. Naranjo, A. Simons, A. Herrera, C. Urgiles, C. Schank, C. Boshoff, y M. Ruiz-Galeano. 2016. *Tapirus bairdii*. The IUCN Red List of Threatened Species e.T21471A4.
- Garriga, N., X. Santos, A. Montori, A. Richter-Boix, M. Franch, y G. A. Llorente. 2012. Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. *Biodiversity and Conservation* 21:2761–2774.
- Gomes, L., C. Grilo, C. Silva, y A. Mira. 2009. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological Research* 24:355–370.
- Gonzalez-Maya, J. F., J. Schipper, B. Polidoro, A. Hoepker, D. Z.- Charry, y J. L. Belant. 2012. Baird’s tapir density in high elevation forests of the Talamanca region of Costa Rica. 381–388.
- González-Maya, J. F., J. Schipper, y K. Rojas-Jimenez. 2009. Elevational Distribution and Abundance of Baird’s Tapir (*Tapirus Bairdii*) at Different Protection Areas in Talamanca Region of Costa Rica. *Tapir Conservation* 18:29–34.
- Griff, E. van der, R. van der Ree, y L. Fahrig. 2013. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and*.
- Grilo, C., F. Z. Ferreira, y E. Revilla. 2015. No evidence of a threshold in traffic volume affecting road-kill mortality at a large spatio-temporal scale. *Environmental Impact Assessment Review* 55.
- Huijser, M., E. Fairbank, y W. Camel-Means. 2016. sections of wildlife fencing and crossing structures along highways in reducing wildlife–vehicle collisions and providing safe crossing opportunities for large mammals. *Biological*.
- Jacobson, S. L., L. L. Bliss-Ketchum, C. E. De Rivera, y W. P. Smith. 2016. A behavior-based framework for assessing barrier effects to wildlife from vehicle traffic volume. *Ecosphere*. Volumen 7.
- Janzen, D. H. 1983. *Historia Natural de Costa Rica*.
- Kalies, E., B. Dickson, y C. Chambers. 2012. Community occupancy responses of small mammals to restoration treatments in ponderosa pine forests, northern Arizona, USA. *Ecological*.
- Kery, M., y J. A. Royle. 2016. *Applied Hierarchical Modeling in Ecology*.
- Kušta, T., Z. Keken, M. Ježek, M. Holá, y P. Šmíd. 2017. The effect of traffic intensity and

- animal activity on probability of ungulate-vehicle collisions in the Czech Republic. *Safety science*.
- Lagos, L., J. Picos, y E. Valero. 2012. Temporal pattern of wild ungulate-related traffic accidents in northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research* 58:661–668.
- Laurance, W., B. Croes, y L. Tchignoumba. 2006. Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. *Conservation*.
- Laurance, W. F., G. R. Clements, S. Sloan, C. S. O'Connell, N. D. Mueller, M. Goosem, O. Venter, D. P. Edwards, B. Phalan, A. Balmford, R. Van Der Ree, y I. B. Arrea. 2014. A global strategy for road building. *Nature* 513:229–232.
- Laurance, W., M. Goosem, y S. Laurance. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*.
- Lesbarrères, D., y L. Fahrig. 2012. Measures to reduce population fragmentation by roads: What has worked and how do we know? *Trends in Ecology and Evolution* 27:374–380.
- Lin, S.-C. 2016. Landscape and traffic factors affecting animal road mortality. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 24:10–20.
- Lorusso, V., R. P. Lia, F. Dantas-Torres, E. Mallia, S. Ravagnan, G. Capelli, y D. Otranto. 2011. Ixodid ticks of road-killed wildlife species in southern Italy: new tick-host associations and locality records. *Exp Appl Acarol* 55:293–300.
- Machado, F. S., M. A. L. Fontes, P. B. Mendes, A. S. Moura, y B. dos S. Romão. 2015. Roadkill on vertebrates in Brazil: Seasonal variation and road type comparison. *North-Western Journal of Zoology* 11:247–252.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, A. a. Royle, y C. a. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.
- MacKenzie, D., J. Nichols, G. Lachman, y S. Droege. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*.
- MacKenzie, D., y J. Royle. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of applied Ecology*.
- Markolt, F., A. Hervai, G. Havas, L. Szemethy, y M. Heltai. 2012. Landscape Factors Influencing Roe Deer Roadkill Frequencies on the M3 Highway of Hungary. *Review on Agriculture and Rural Development* 1:43–48.
- May, A. D. 1990. *Traffic flow fundamentals*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- Medici, E. P. 2010. *Assessing the Viability of Lowland Tapir Populations in a Fragmented Landscape*. University of Kent.

- Medici, E. P., P. R. Mangini, y R. C. Fernandes-Santos. 2014. Health Assessment of Wild Lowland Tapir (*Tapirus Terrestris*) Populations in the Atlantic Forest and Pantanal Biomes, Brazil (1996–2012). *Journal of Wildlife Diseases* 50:817–828.
- MOPT. 2017. Anuario de Informacion de Transito 2017.
- Mueller, J. 1968. An introduction to the hydraulic and topographic sinuosity indexes 1. *Annals of the Association of American Geographers*.
- Muench, C. 2006. Corredores de vegetación y conectividad de hábitat para el tapir (*Tapirus bairdii*) en la Selva Lacandona, Chiapas. MC Thesis. Centro de Investigaciones en Ecosistemas,.
- Ngoduy, D. 2015. Effect of the car-following combinations on the instability of heterogeneous traffic flow. *Transportmetrica B* 3:44–58.
- Paulo Carbajal-Borges, J., O. Godinez-Gomez, y E. Mendoza. 2014. Density, abundance and activity patterns of the endangered *Tapirus bairdii* in one of its last strongholds in southern Mexico. *Tropical Conservation Science* 7:100–114.
- Pfeifer-Coelho, I., F. Zimmerman-Teixeira, P. Colombo, A. Pfeifer-Coelho, y A. Kindel. 2012. Anuran road-kills neighboring a pen-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management* 112:16–26.
- Pomareda-García, E., D. Araya, Y. Ríos, E. Arévalo-Huezo, M. C. Aguilar-Ruiz, y R. Menacho. 2014. Guía Ambiental: Vías Amigables con la Vida Silvestre Environmental Guide: Wildlife Friendly Roads. Comité Científico de la Comisión Vías y Vida Silvestre., Costa Rica.
- Pukazhenthi, B., V. Quse, M. Hoyer, H. van E. Gastelaars, O. Sanjur, y J. L. Brown. 2013. A review of the reproductive biology and breeding management of tapirs. *Integrative Zoology* 8:18–34.
- Quse, V., y R. C. Fernandes-Santos. 2014. Tapir Veterinary Manual.
- Rayan, D. M., S. W. Mohamad, L. Dorward, S. A. Aziz, G. R. Clements, W. C. T. Christopher, C. Traeholt, y D. Magintan. 2012. Estimating the population density of the Asian tapir (*Tapirus indicus*) in a selectively logged forest in Peninsular Malaysia. *Integrative Zoology* 7:373–380.
- van der Ree, R., J. A. G. Jaeger, E. A. van der Grift, y A. P. Clevenger. 2011. Effects of Roads and Traffic on Wildlife Populations and Landscape Function: Road Ecology is Moving toward Larger Scales. *Ecology and Society* 16:48–57.
- Ree, R. van der, D. Smith, y C. Grilo. 2015. Handbook of road ecology.
- Ripperger, S. P., M. Tschapka, E. K. V. Kalko, B. Rodriguez-Herrera, y F. Mayer. 2013. Life in a mosaic landscape: anthropogenic habitat fragmentation affects genetic population structure

- in a frugivorous bat species. *Conservation Genetics* 14:925–934.
- Roger, E., S. Laffan, y D. Ramp. 2011. Road impacts a tipping point for wildlife populations in threatened landscapes. *Population Ecology*.
- Roger, E., y D. Ramp. 2009. Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. *Diversity and Distributions*.
- Rowand, K. 2016. Spatial Patterns of Deer Roadkill in Lucas County, Ohio.
- Rowcliffe, J., R. Kays, y B. Kranstauber. 2014. Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods in Ecology*.
- Rytwinski, T., y L. Fahrig. 2015. The impacts of roads and traffic on terrestrial animal populations. *Handbook of Road Ecology*.
- Rytwinski, T., R. Van Der Ree, y G. Cunningham. 2015. Experimental study designs to improve the evaluation of road mitigation measures for wildlife. *Journal of*.
- Rytwinski, T., K. Soanes, J. Jaeger, y L. Fahrig. 2016. How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. *PLoS one*.
- Saifuzzaman, M., M. M. Haque, Z. Zheng, y S. Washington. 2015. Impact of mobile phone use on car-following behaviour of young drivers. *Accident Analysis and Prevention* 82:10–19. Elsevier Ltd.
- Schipper, J. 2010. Mammal diversity, threats and knowledge across spatial scales. University of Idaho.
- Shevtsova, A., I. Novikov, y A. Borovskoy. 2015. Research of influence of time of reaction of the driver on the calculation of the capacity of the highway. *Transport Problems* 10.
- Stanisław Jurecki, R., T. Lech Stańczyk, y M. Jacek Jaśkiewicz. 2017. Driver's reaction time in a simulated, complex road incident. *Transport* 32:44–54.
- Tanner, A., S. Leroux, y P. Saunders. 2017. Road characteristics best predict the probability of vehicle collisions with a non-native ungulate. *Écoscience*.
- Taylor, B., y R. Goldingay. 2010. Roads and wildlife: impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research*.
- Teixeira, F. Z., I. P. Coelho, I. B. Esperandio, N. R. Oliveira, F. P. Peter, S. S. Dornelles, N. R. Delazeri, M. Tavares, M. B. Martins, y A. Kindel. 2013. Are Road-Kill Hotspots Coincident Among Different Vertebrate Groups? *Oecologia Australis* 17:36–47.
- Tobler, M. 2002. Habitat Use and Diet of Baird's Tapirs (*Tapirus bairdii*) in a Montane Cloud Forest of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica 1. *Biotropica*.
- Ware, H., C. McClure, y J. Carlisle. 2015. A phantom road experiment reveals traffic noise is an invisible source of habitat degradation. *Proceedings of the*.

Wembridge, D. E., M. R. Newman, P. W. Bright, y P. A. Morris. 2016. An estimate of the annual number of hedgehog (*Erinaceus europaeus*) road casualties in Great Britain. Mammal Communication 2:8–14.

COMUNICACIONES PERSONALES

Sánchez-Arguedas, L. Director, Área de Conservación La Amistad Pacífico, Sistema de Áreas Protegidas, San José, Costa Rica (e-mail: l.sanchez@sinac.co.cr).

Medici, P. Presidenta del Tapir Specialist Group de la UICN. Mato Grosso del Sul, Brasil. (epmedici@uol.com.br)

ANEXOS

Anexo 1. Atropellos de danta (*Tapirus bairdii*) registrados durante el periodo de diciembre 2010 a abril 2017 sobre los 32 kilómetros (KM66 – KM98) de la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2) que bisecan áreas protegidas en el sector noreste de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica, Basado en registros presentes en bitácoras del Área de Conservación la Amistad – Pacífico y observaciones de campo.

ID	Fecha	Sexo	Grupo etario	Reporte
1	10/07/2010	Macho	ND	SINAC
2	30/04/2011	Macho	ND	SINAC
3	21/04/2012	ND	ND	SINAC
4	04/12/2012	Macho	Adulto	SINAC
5	01/01/2013	Macho	Sub-Adulto	SINAC
6	21/03/2013	Macho	Adulto	SINAC
7	08/08/2013	Hembra	Adulto	SINAC
8	14/11/2013	Macho	Sub-Adulto	SINAC
9	17/03/2014	ND	Adulto	SINAC
10	21/03/2014	ND	ND	SINAC
11	04/04/2014	ND	ND	SINAC
12	01/01/2015	Hembra	Sub-Adulto	SINAC
13	09/03/2015	Macho	Sub-Adulto	Observación directa
14	10/03/2015	Macho	Adulto	Observación directa
15	10/04/2015	Macho	Adulto	Observación directa
16	10/06/2015	Hembra	Adulto	Observación directa
17	27/09/2015	Macho	Sub-Adulto	Observación directa
18	04/11/2015	Macho	Sub-Adulto	Observación directa
19	26/12/2015	Macho	Sub-Adulto	Observación directa
20	20/09/2016	Macho	Adulto	Observación directa
21	27/09/2016	Macho	Adulto	Observación directa
22	03/11/2016	Hembra	Adulto	Observación directa
23	22/04/2017	Hembra	Sub-Adulto	Observación directa

Notas: ND= Información no disponible. El sexo y grupo etario del individuo fue clasificado según Quose et al. (2015). Cuando el reporte fue brindado por personeros del Sistema Nacional de Áreas de Conservación, se anota como SINAC; reportes en campo fueron anotados como Observación directa.

Anexo 2. Datos de flujo de tránsito vehicular proveniente de la estación de conteo vehicular de manguera del MOPT ubicada en Macho Gaff sobre la Ruta 2. Fuente: Anuario de Información de Tránsito 2017, Ministerio de Obras Públicas y Transportes de Costa Rica

Hora del día	Número promedio de vehículos por hora	Porcentaje promedio de vehículos por hora
00:00 – 00:59	18	0,68
01:00 – 01:59	13	0,49
02:00 – 02:59	12	0,45
03:00 – 03:59	21	0,79
04:00 – 04:59	50	1,89
05:00 – 05:59	103	3,92
06:00 – 06:59	142	5,4
07:00 – 07:59	144	5,47
08:00 – 08:59	142	5,4
09:00 – 09:59	146	5,55
10:00 – 10:59	151	5,74
11:00 – 11:59	154	5,85
12:00 – 12:59	165	6,26
13:00 – 13:59	173	6,57
14:00 – 14:59	188	7,13
15:00 – 15:59	192	7,29
16:00 – 16:59	188	7,13
17:00 – 17:59	174	6,6
18:00 – 18:59	137	5,21
19:00 – 19:59	110	4,19
20:00 – 20:59	83	3,13
21:00 – 21:59	61	2,3
22:00 – 22:59	42	1,58
23:00 – 23:59	26	0,98

Anexo 3. Evidencia fotográfica de atropellos de danta. A) Individuo macho adulto de danta a punto de cruzar la Carretera Interamericana Sur (Ruta 2). B) Mismo individuo de danta atropellado una semana después del avistamiento en la misma zona.

A**B**

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El sector noroeste de la Cordillera de Talamanca representa una zona de gran importancia para la conservación de la danta y otras especies de mamíferos. El número de especies detectadas y la alta tasa de ocupación sugieren que, pese a las actividades destructivas del pasado, la creación de Parques Nacionales y posiblemente el cambio en actividades productivas el hábitat disponible se está repoblando de fauna silvestre. Es necesario continuar con el monitoreo para evaluar tendencias poblacionales a largo plazo y generar información de línea base como densidad, rango de hogar y otros datos demográficos. También se debe ahondar en evaluar el impacto de las amenazas sobre la población para priorizar acciones de conservación.

El presente estudio resalta la importancia de la creación del Parque Nacional Los Quetzales y la expansión del Parque Nacional Tapantí – Macizo de la Muerte y la necesidad de fortalecerlo con infraestructura y personal. La vida silvestre de la zona depende de las buenas condiciones de los parques nacionales y el trabajo de los guardaparques, por tanto, se recomienda un fortalecimiento al patrullaje y a las condiciones del programa de control y protección de los funcionarios del SINAC en la zona. Además, se recomienda explorar opciones de patrullajes sistematizados con rutas basadas en evidencia, esto se podría lograr mediante sistemas como SMART.

Se resalta la posible importancia económica de la especie para una zona, donde sus avistamientos y rastros son cada vez más comunes y podrían usarse como elemento de atracción de ecoturismo. Este tipo de actividades bien manejadas pueden fortalecer la conservación de los mamíferos de la zona y a la vez generar un medio de subsistencia para las poblaciones locales.

Pese a que muchas amenazas para la danta parecen haber disminuido en la zona, otras aparecen, como la carretera. Los atropellos representan la principal causa de mortalidad reportada para la especie en el país. Las causas de estos atropellos parecen ser una combinación de elementos biológicos y humanos, por tanto, deben de ser tratados por un equipo multidisciplinario.

Este trabajo brinda las herramientas técnicas necesarias para identificar puntos específicos para que se implementen medidas estructurales de mitigación; estas deben de ir colocadas en los límites y adentro de los puntos calientes y se debe de alertar la alta presencia de la especie en la zona, así como el límite de velocidad. Adicionalmente se recomienda señalar adecuadamente la presencia de Parques Nacionales sobre la carretera.

Paralelamente se debe explorar las dimensiones humanas del conflicto para desarrollar medidas educativas y comunicativas con conductores y otros actores legales. También se debe evaluar la implementación de sanciones para irrespetos del límite de velocidad y buscar formas de generar un ambiente en carretera, dentro de lo posible, favorable para la vida silvestre.

Durante la realización de este proyecto se consolidó iniciar un grupo de investigación y conservación con la danta como animal símbolo, Nai Conservation. Mediante este grupo se ha logrado comunicar sobre la especie, invitar a los conductores a tener un comportamiento respetuoso con la vida silvestre, incluir a la comunidad y establecer otros proyectos de investigación en la zona

Debido a su estado de conservación, amenazas actuales, servicios ecosistémicos que provee, potencial para favorecer la restauración y mantenimiento de los bosques y su aspecto carismático; la danta presenta todos los elementos para ser usada como especie bandera en la zona. Se sugiere utilizarla en las escuelas y sitios turísticos como especie emblema, esto favorecerá la normalización de la danta en la cotidianeidad de la población local, posiblemente impactando en su estado de conservación.