

Universidad de Costa Rica
Sistema de Estudios de Posgrado

Selección de hábitat y actividad diaria del chancho cariblanco (*Tayassu pecari*) en el Parque Nacional Corcovado: uso de trampas-cámara.

Tesis sometida a la consideración de la Comisión del Programa de Estudios de Posgrado Regional en Biología para optar al grado de Magister Scientiae.

Nereyda Estrada Andino

Ciudad Universitaria "Rodrigo Facio"
Costa Rica

2005

Dedicatoria

Al Dios de la vida que con ciencia y sabiduría creo los cielos y la tierra..

A Franklin Castañeda, mi esposo, amigo y colega, quien cada día impulsa mi vida con amor y apoyo incondicional

A mis padres por mostrarme un mundo de libertades y oportunidades, por su legado de lucha, perseverancia y patriotismo. A mi hermano por su cariñoso apoyo...

Agradecimientos

- A la Dra. Virginia Solís por su consejo, comprensión y apoyo desde el inicio y hasta el final durante estos años en el posgrado de Biología.
- Al Servicio de Intercambio Alemán (DAAD) y en especial a la Sra. Neddy Zamora por la beca que me permitió realizar esta maestría.
- A José Manuel Mora por su orientación y calidad humana durante mis estudios de maestría.
- A Eduardo Carrillo por permitirme participar en el Programa Jaguar, apoyar los intentos y finalmente la realización de esta tesis.
- A Jorge Lobo, por su disposición, tiempo y valiosa ayuda en el análisis de los datos, realmente estoy muy agradecida.
- Al Programa Jaguar del Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre – UNA, Wildlife Conservation Society (WCS) e Idea Wild por apoyar financieramente esta investigación.
- Al resto del equipo del Programa Jaguar: Joel Sáenz, Alfonso Chamorro, Roberto Salom, Carolina Orta y en especial a Rausel Sarmiento por su apoyo en el campo y en la oficina.
- Al personal de la Estación Biológica Sirena: Paulino, Martín, Placido y Eugenia. A Glori, Oscar, Jen, Charlie, Andrés y Nadin por compartir esos días en Sirena.
- A Gerardo Avalos, Federico Bolaños, Jorge Lobo e Ingo Werthman quienes aportaron de forma especial a mi formación durante la maestría.
- Rolando Mora de la Escuela Centroamericana de Geología- UCR, por realizar los análisis de suelo físico y gravimétrico.
- Instituto Meteorológico Nacional por facilitarnos los datos de precipitación mensual de las estaciones de medición ubicadas dentro y alrededor del PNC.
- J. McCranie y M. Tobler por sus valiosos comentarios.
- Mayori, Leo, Jeffrey, Lina y a la Familia Roberts por su incondicional amistad durante estos tres años, fuera de la patria.
- Franklin Castañeda, por su compañía y apoyo en el diario vivir desde el anteproyecto, en el campo, elaboración y hasta el final de esta etapa.
- A mi familia Estrada y Castañeda por su apoyo a la distancia.
- A la prodiga tierra en que nací, Honduras...
- Al pueblo costarricense por permitirme aprender con y de ellos..

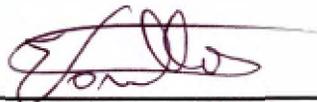
"Esta Tesis fue aceptada por la Comisión del Programa de Estudios de Posgrado en Biología de la Universidad de Costa Rica, como requisito parcial para optar al grado de Magíster Scientiae".



Alvaro Morales Ramírez, Ph.D.
Representante del Decano del Sistema de Estudios de Posgrado



José Manuel Mora Benavides, Ph.D.
Director de Tesis



Eduardo Carrillo Jiménez, Ph.D.
Asesor



Jorge Lobo Segura, Ph.D.
Asesor



Gustavo Gutiérrez Espeleta, Ph.D.
Representante del Director del Programa de Posgrado en Biología



Nereyda Estrada Andino
Candidata

Índice

| | <i>Página</i> |
|----------------------------------------------------------|---------------|
| Dedicatoria..... | ii |
| Agradecimientos..... | iii |
| Resumen..... | vi |
| Abstract..... | ix |
| Índice de Cuadros..... | xi |
| Índice de Figuras..... | xii |
| I. Introducción..... | 1 |
| <i>El Chanco Cariblanco (Tayassu pecari).....</i> | <i>4</i> |
| <i>Experiencia con trampas fotográficas remotas.....</i> | <i>6</i> |
| <i>Justificación.....</i> | <i>9</i> |
| II. Objetivos..... | 12 |
| III. Área de estudio..... | 13 |
| IV. Metodología..... | 16 |
| <i>Determinación de la Estación Seca y Lluviosa.....</i> | <i>16</i> |
| <i>Trampas-cámara.....</i> | <i>16</i> |
| <i>Macrohábitat.....</i> | <i>17</i> |
| <i>Microhábitat.....</i> | <i>20</i> |
| <i>Descripción y Uso de Bañaderos de Barro.....</i> | <i>23</i> |
| <i>Actividad Diaria.....</i> | <i>24</i> |
| V. Resultados..... | 25 |
| <i>Selección de Macrohábitats.....</i> | <i>27</i> |
| <i>Selección de Microhábitat.....</i> | <i>29</i> |
| <i>Descripción y Uso de Bañaderos de Barro.....</i> | <i>31</i> |
| <i>Actividad diaria.....</i> | <i>35</i> |
| VI. Discusión..... | 37 |
| VII. Bibliografía..... | 45 |
| VII. Anexos..... | 51 |

Resumen

Estrada Andino, Nereyda

Selección de hábitat y actividad diaria del chancho cariblanco (*Tayassu pecari*) en el Parque Nacional Corcovado: uso de trampas-cámara.

Tesis de Maestría en Biología. -San José, C.R.:

N. Estrada A., 2005.

63 h.:17 il.-72 refs.

El conocimiento de cómo las poblaciones animales seleccionan los recursos, permite inferir y predecir algunas tendencias en sus patrones de abundancia y distribución. En Costa Rica las poblaciones más importantes de chancho cariblanco se encuentran en el Parque Nacional Corcovado, en donde se ha evaluado la selección de hábitat del chancho cariblanco utilizando la técnica de telemetría. Actualmente el uso de cámaras remotas presentan ventajas sobre las técnicas tradicionales (ejm. la telemetría), permitiendo muestreos continuos en grandes áreas, reduciendo el personal de campo y la interferencia en la biología del animal. En este estudio se analizó la selección de microhábitat por el chancho cariblanco, además se evaluó el uso de las trampas-cámara en la detección de patrones de selección del macrohábitat y la actividad diaria. También se describió el uso de bañaderos de barro y la composición del suelo en estos sitios.

Se empleó 13 estaciones con trampas-cámara en un área de 84.7 km² del PNC, durante 15 meses. En esta área están representados cinco tipos de macrohábitats. Para describir el microhábitat se midió ocho variables en cada estación de muestreo. Estas variables se resumieron en dos factores y se relacionaron con la abundancia de chanchos durante la estación seca y lluviosa. El número de días

con fotografías de chanchos por mes se utilizó como medida de la abundancia de chanchos. Estos datos fueron analizados utilizando una regresión logística del grupo de los modelos lineales generalizados (GLM'z). Se registro el número de visitas de grupos de chanchos en dos bañaderos de 7:00 -5:00p.m. Se analizo tres muestras de barro de bañaderos y tres sitios control.

Los resultados sugieren que las trampas-cámara no detectaron patrones de selección del macrohábitat, a diferencia del estudio realizado anteriormente con la técnica de telemetría. En el caso de la selección a una escala micro, los chanchos se distribuyeron uniformemente en el espacio del microhábitat modelado por las variables. Probablemente esta escala de análisis no fue reconocida por los chanchos en el PNC. Por otro lado es posible que las variables medidas no modelaran con precisión la heterogeneidad del microhábitat. Al evaluar el conjunto de variables con la abundancia de chanchos cariblancos, se encontró que la obstrucción visual, número de árboles juveniles y cobertura del dosel influenciaron la probabilidad de obtener más registros de chanchos. Esto podría ser un indicativo de un comportamiento para seleccionar sitios que faciliten evadir la depredación. Se registro 12 visitas de grupos de chanchos a los bañaderos, de las cuales el 50% fueron entre las 8:00-10:00a.m. No se encontró diferencias entre las muestras de barro de los sitios control y los bañaderos. Sin embargo, se observó una tendencia en los bañaderos a ser sitios más húmedos con porcentajes importantes de partículas de tamaño mediano a fino. Los bañaderos podrían tener importantes funciones en el control de ectoparásitos, termorregulación y comportamiento social. Las trampas-cámara parecen ser una

técnica adecuada para evaluar la actividad diaria de los chanchos cariblanco, los cuales presentaron un patrón bimodal de actividad durante el día. En general, algunas de las cámaras remotas empleadas presentaron dificultades de manejo por la excesiva humedad y altas temperaturas ambientales del PNC.

Descriptores: macrohábitat, microhábitat, bañaderos de barro, modelos lineales generalizados, Costa Rica.

Abstract

The knowledge of how the animal population select the resources, allows us to infer and predict some trends in their patterns of abundance and distribution. The most important populations of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in Costa Rica are found in Corcovado National Park (CNP). Habitat selection of this species has been assessed in this protected area using radio telemetry. Radio telemetry is a very efficient methodology for these kinds of studies, but its use is intrusive, complicated, and expensive. Presently the use of remote cameras offers advantages over the traditional techniques (such as radio telemetry). Remote cameras permit the study of extensive areas with reduction in field personnel and a minimal interference on the biology of the study animals. In this study microhabitat selection by the white-lipped peccary was analyzed, and the use of remote cameras to determine macrohabitat selection and daily activity pattern was also assessed. Additionally, the use of wallowing sites by white-lipped peccaries and the soil composition of these sites were described.

Thirteen sampling stations (with two remote cameras per station) were located in a total area of 84.7 km² within the limits of CNP for a total of 15 months. Five categories of macrohabitats are represented in this area. Microhabitat was described through the measurement of eight variables for each sampling station. These variables were reduced to two factors that were related to the peccaries abundance during the rainy season and the dry season. The number of days with photographs of white-lipped peccaries per month was used as a measurement of

relative abundance. These data were analyzed using a logistic regression from the generalized linear models (GLM's) group.

The use of remote cameras did not detect any pattern of habitat selection, as has radio telemetry. Regarding microhabitat, the distribution of the peccaries was uniform in the microhabitat space modeled by the variables. It is possible that the scale of analysis used was not recognized by the peccaries in CNP. On the other hand, it is possible that the variables measured did not precisely model the microhabitat heterogeneity. Throughout the entire study period, visual obstruction, number of small trees, and canopy cover were related to the abundance of peccaries. This may be related to a behavior oriented to select sites that allowed the peccaries to avoid predation. Twelve visits of herds to the wallowing sites were registered, fifty percent of which occurred between 8:00–10:00 h. No differences were found in the mud sample from wallowing and those of the control sites. However, a tendency was observed for the former sites to be more humid. Also, high percentages of medium and thin-sized particles were found in the mud at the wallowing sites. Thus, wallows could have important functions in external parasite control, thermoregulation, and social behavior. Remote cameras seem to be a useful tool to study the daily activity pattern of white-lipped peccaries. This daily activity pattern was demonstrated to be bimodal. During this research, some remote cameras malfunctioned because of excessive humidity and high ambient temperatures in CNP.

Key words: macrohabitat, microhabitat, wallowing sites, generalized linear models, Costa Rica.

Índice de Cuadros

Página

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Cuadro 1. Número de días de trampas-cámara por estación en el PNC, 2002-2003..... | 26 |
| Cuadro 2. Área y esfuerzo de muestreo por macrohábitat según la clasificación de Naranjo (1995) en el Parque Nacional Corcovado, 2002-2003..... | 26 |
| Cuadro 3. Área y esfuerzo de muestreo por macrohábitat según la clasificación de Carrillo <i>et al.</i> (2002) en el PNC, 2002-2003..... | 27 |
| Cuadro 4. Pesos (loadings) de las variables del microhábitat en los componentes principales 1 y 2 del ACP..... | 29 |
| Cuadro 5. Descripción de la ubicación, tipo y evidencia de uso de bañaderos de barro por los chanchos cariblanco (<i>Tayassu pecan</i>) en el Parque Nacional Corcovado, 2003..... | 31 |

Índice de Figuras

Página

- Fig. 1.** Ubicación del Parque Nacional Corcovado (PNC), Puntarenas, Costa Rica.
(Fuente: Atlas Costa Rica 2000)..... 14
- Fig. 2.** Tipos de macrohábitat, área de estudio y ubicación de las trampas-cámara en el Parque Nacional Corcovado, 2002-2003. (Fuente: Naranjo 1995, Atlas Costa Rica 2000, Sarmiento 2004, Salom 2005).....18
- Fig. 3.** Esquema del diseño para las mediciones del microhábitat en cada estación de muestreo (Tomado de Litvaitis *et al.* 1994).....21
- Fig. 4.** Precipitación promedio mensual (\pm DS) durante el período de muestreo, Agosto 2002 - Noviembre 2003 (datos del Instituto Meteorológico Nacional 2004). 25
- Fig. 5.** Abundancia de chanchos cariblanco por estación y tipo de hábitat según la clasificación de Naranjo (1995).....28
- Fig. 6.** Abundancia de chanchos cariblanco por estación y tipo de hábitat según la clasificación de Carrillo *et al.* (2002)28
- Fig. 7.** Distribución de la trampa-cámara en el espacio multivariado del microhábitat definido por los factores retenidos del ACP, en el Parque Nacional Corcovado, 2003. (a) estación lluviosa, (b) estación seca. El

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| tamaño de los círculos representa la abundancia de chanchos en cada trampa-cámara..... | 30 |
| Fig. 8. Frecuencias del tamaño de los grupos de chancho cariblanco (<i>Tayassu pecan</i>) que visitaron dos bañaderos de barro en el Parque Nacional Corcovado, durante Enero-Febrero 2003..... | 32 |
| Fig. 9. Porcentaje de categorías de tamaño de partículas en las muestras de suelo de los bañaderos utilizados por el chancho cariblanco (<i>Tayassu pecan</i>) y los sitios control en el Parque Nacional Corcovado, 2003..... | 33 |
| Fig. 10. Promedios del análisis químico y la humedad (\pm ES) de las muestras de barro de los bañaderos utilizados por los chanchos cariblanco (<i>Tayassu pecan</i>) y de los sitios control, Parque Nacional Corcovado, 2003. | 34 |
| Fig. 11. Actividad diaria del chancho cariblanco (<i>Tayassu pecan</i>) en el Parque Nacional Corcovado, 2002-2003..... | 35 |
| Fig. 12. Actividad diaria del chancho cariblanco (<i>Tayassu pecan</i>) en la estación lluviosa y seca en el Parque Nacional Corcovado, 2002-2003..... | 36 |

Selección de hábitat y actividad diaria del chancho cariblanco (*Tayassu pecari*) en el Parque Nacional Corcovado: uso de trampas-cámara.

I. Introducción

La regla fundamental de la distribución de especies es que estas son más abundantes en ciertos hábitats que en otros (Morris 1987a). La abundancia y distribución de las poblaciones animales, varía en espacio y tiempo debido a la calidad del hábitat (Litvaitis *et al.* 1994). El hábitat determina la disponibilidad de recursos, sitios de refugio y anidamiento, pareja de reproducción, abundancia de competidores, riesgo de depredación, parasitismo, enfermedades y otros numerosos factores que influyen en el éxito reproductivo. Un individuo evolutivamente astuto evaluará las relaciones entre los costos y beneficios, y escogerá el hábitat en que es maximizado su éxito reproductivo (Morris 1987b). Entonces se dice que la selección de hábitat ocurre cuando un individuo escoge un área donde vivir de entre sitios que difieren en características que afectan su sobrevivencia, crecimiento y reproducción (Greene & Stamps 2001).

La selección de hábitat puede ocurrir en una variedad de niveles y escalas, que incluyen desde la distribución geográfica de una especie, el ámbito de hogar de un individuo, características generales dentro del ámbito de hogar, hasta la selección de elementos particulares dentro de estas características generales (Manly *et al.* 2002). Los hábitats pueden ser caracterizados a una escala de macrohábitat, cuando es posible distinguir una unidad que corresponda al área mínima dentro de

la cual un individuo promedio desempeña todas sus funciones biológicas (ámbito de hogar) durante un ciclo de actividad típico. Por otro lado se dice que el microhábitat puede ser cuantificado por variables físicas y químicas que influyen en como un individuo dentro de su ámbito de hogar, distribuye el tiempo y la energía (Morris 1987a). Dichas variables pueden tener un efecto directo en aspectos como la termorregulación y el costo energético de los organismos para movilizarse o escapar (Litvaitis *et al.* 1994).

La estructura de la vegetación y las condiciones ambientales pueden ser altamente variables dentro de una asociación de plantas o etapa seral. Por lo tanto, la calidad de un tipo general de vegetación o macrohábitat podría variar dentro de si misma. Por lo anterior, un animal puede responder a estructuras de vegetación específicas o a condiciones abióticas (microhábitat) en vez de al conjunto completo de estructuras asociadas con el macrohábitat en general (North & Reynolds 1996). No existe un único nivel o escala de estudio correcto, por lo que los estudios a multi-escala se han vuelto cada vez más comunes (Manly *et al.* 2002). Los estudios de selección de hábitat con frecuencia se restringen a solo una escala, sin embargo, un enfoque en ambas escalas puede proveer un mejor entendimiento de las relaciones animal-hábitat (Litvaitis *et al.* 1994).

Existe una considerable variedad de objetivos para conducir estudios de selección de recursos. Uno de estos es la necesidad de proveer información cuantitativa que sea indicativa de los requerimientos de recursos a largo plazo de una población, con el fin de evaluar si determinado hábitat es vital para la existencia de una

especie animal (Manly *et al* 2002). Cuando se conoce como las poblaciones animales seleccionan los recursos, se puede inferir y predecir algunas tendencias de los patrones de abundancia y distribución (Litvaitis *et al.* 1994). Otro uso de los estudios de selección de recursos es producir modelos y proyecciones del impacto que puedan generar los cambios del hábitat. Bajo ciertos supuestos, la relación entre la tasa de densidad animal y la tasa de recursos disponibles es proporcional. Esta relación se puede utilizar para definir curvas hipotéticas de la capacidad de carga de los hábitats bajo diversas condiciones. También se ha utilizado la selectividad de recursos para evaluar el efecto de los disturbios humanos sobre las poblaciones animales. Estos estudios con frecuencia proveen información base que ayuda a los manejadores a evaluar el impacto del hombre sobre los animales (Manly *et al.* 2002).

El proceso de selección natural puede ocurrir cuando la selección de recursos resulta en éxito (ej. reproducción) o fracaso de los individuos. Trabajos recientes en selección de hábitat se han asociado con ideas de especiación, teoría de nicho y ámbito de expansión. Se ha sugerido que la selección de alimentos y ovoposición juegan un papel importante en la evolución y especiación de algunas especies de insectos. Por otro lado, se demostró que existe un efecto de la selección de hábitat en la estructura genética en ranas. La transmisión de preferencia alimentaria entre individuos y a través de generaciones ha sido analizada en conejos. Además, se ha demostrado una asociación entre el éxito reproductivo y la selección de hábitat para reproducción en gaviotas (Manly *et al.* 2002).

El Chanco Cariblanco (Tayassu pecari)

El chanco cariblanco (*Tayassu pecari*) es una de las tres especies de pecaríes (Tayassuidae) que habitan América (Eisenberg 1989). Esta especie es el único ungulado neotropical que forma grandes manadas de más de 100 individuos (Sowls 1997). El cariblanco se distribuye principalmente en el bosque húmedo tropical desde el sur de México hasta el norte de Argentina, aunque también se encuentra en las sabanas de Venezuela y el Chaco Sudamericano (Mayer & Wetzel 1987, Sowls 1997). En Costa Rica esta especie habitó casi todo el país (Mora 2000), pero actualmente está casi extinto en la mayoría de las áreas silvestres (Wainwring 2002).

Hasta recientemente, la mayor parte del conocimiento sobre el chanco cariblanco provenía de estudios realizados en las poblaciones de Sudamérica, que describían aspectos de dieta, abundancia, patrones de movimiento, reproducción y productividad, ámbito de hogar y uso de hábitat (Kiltie 1981, Terborgh & Kiltie 1984, Bodmer 1990, Olmos 1993, Fragoso 1998,1999, Gottdenker & Bodmer 1998, Altrichter & Boaglio 2004, Keurohghian *et al.* 2004). En la actualidad se conocen más detalles de la biología y ecología de las poblaciones de chancos cariblanco en Centroamérica, específicamente en el Parque Nacional Corcovado (PNC), Costa Rica, donde se ha generado importante información sobre la dieta (Altrichter *et al.* 2000), abundancia relativa (Carrillo *et al.* 2000), depredación (Carrillo 2000), proporción de sexos (Altrichter *et al.* 2001), patrones de

movimiento (Carrillo *et al.* 2002), sobrevivencia (Fuller *et al.* 2002) y presupuesto de tiempo (Altrichter *et al.* 2002).

La dieta del cariblanco es principalmente frugívora (60-66%), pero se reportan porcentajes considerables de consumo de partes vegetativas (raíces y tallos) y en menor grado lombrices, insectos, ranas y reptiles (Kiltie 1981, Bodmer 1991, Mora 2000). En el Parque Nacional Corcovado se encontró que en las heces del chancho cariblanco los restos de frutos representaron un 61.6%, las partes vegetativas un 37.5 % y el 0.4% fue materia no identificada. Proporciones similares se reportaron al evaluar el tiempo de consumo de cada categoría (Altrichter *et al.* 2000). Se registró en la dieta del chancho, 57 especies vegetales, de las cuales 37 fueron frutos y semillas. Dichas especies pertenecen a 24 familias, donde Moraceae fue la más común para los frutos y Araceae para las partes vegetativas. Al evaluar la dieta del cariblanco se identificó algunos signos que podrían indicar que el chancho cariblanco presenta una dieta selectiva: a) en determinada estación los chanchos usaron un tipo de hábitat más que otro, b) mostraron preferencia por algunas especies para alimento y c) especificidad de las partes de cada especie que consumen (Altrichter *et al.* 2000, 2001).

Bodmer (1990), estudió la preferencia de hábitat del chancho cariblanco en Perú. Con información obtenida por la actividad de cacería, dicho autor encontró que los chanchos fueron cazados más frecuentemente en bosques de planicies inundables. Por otro lado, en Brasil, los chanchos cariblanco no mostraron diferencias estacionales en el uso del hábitat. Una de las manadas monitoreadas

en ese estudio utilizó más frecuentemente las sabanas inundadas y la vegetación ribereña y la otra manada utilizó las áreas de palmas inundadas. Por el contrario, la vegetación de *terra-firme* y de arbustos fueron menos usados por ambos grupos (Fragoso 1999).

Altrichter *et al.* (2001) presentaron una estimación preliminar del uso de hábitat del chancho cariblanco en el Parque Nacional Corcovado (PNC). Estos autores evaluaron la disponibilidad de frutos y el uso por los chanchos en cada hábitat. Se encontró una notable diferencia estacional en el uso del hábitat, durante la época seca, el chancho cariblanco utilizó más el bosque primario lo que coincidió con la mayor abundancia de frutos. Por otro lado, en la época lluviosa los chanchos utilizaron más el bosque costero y el bosque secundario. En general, los chanchos cariblanco usaron el bosque secundario más regularmente que otros hábitats durante el período de estudio. Carrillo y colaboradores (2002), encontraron esta misma tendencia en el PNC, sin embargo, en este estudio se reportó que durante los primeros meses de la época seca (oct. – ene.) los chanchos cariblanco utilizaron más el yolillal (pantanos con dominancia de palma *Raphia taedigera*). Por lo anterior, se sugiere que la variación en la abundancia de frutos parece conducir la selección de hábitat por el chancho cariblanco (Carrillo *et al.* 2002).

Experiencia con trampas fotográficas remotas

Las fotografías con cámaras remotas han sido utilizadas desde los inicios de los años 1900's. El desarrollo de nueva tecnología ha incrementado su uso en los

estudios de vida silvestre. Las trampas fotográficas remotas se han utilizado exitosamente para el estudio de presencia, comportamiento, patrones de actividad y parámetros poblacionales de las especies. El método consiste en cámaras que se activan con la presencia del animal (Wemmer *et al.* 1996). De acuerdo a su sistema de activación, el equipo para fotografías remotas ha sido clasificado en las siguientes categorías (Cutler & Swann 1999): 1) Activación por un rayo de luz infrarrojo (pasivo o activo), 2) activación mecánica y 3) activación por lapsos de tiempo previamente programados.

Con base en 107 artículos publicados en donde se utilizó fotografías remotas, se encontró que los objetivos de estudio más comunes fueron: depredación de nidos, ecología de la alimentación, anidamiento y evaluación del equipo. El estudio de patrones de actividad, parámetros poblacionales y presencia de especies fueron los menos comunes (Cutler & Swann 1999).

Pocos investigadores han utilizado cámaras remotas para evaluar la selección de hábitat. Los estudios más relacionados con la selección de hábitat, han utilizado esta tecnología para evaluar la abundancia de organismos y realizar comparaciones entre hábitats. Cowardin y Ashe, en 1965, probablemente fueron los primeros en emplear un sistema de cámara de activación por lapsos de tiempo programado para el cálculo de índices de abundancia de aves acuáticas en diferentes hábitats (Cutler & Swann 1999). Griffiths y van Schaik (1993) utilizaron cámaras de activación mecánica para comparar la abundancia y la diversidad de animales entre áreas con diferentes grados de impacto por tráfico humano.

Recientemente Silveria y colaboradores (2003) compararon 3 metodologías: trampeo con cámaras, censos visuales por transectos y conteo de huellas para evaluar la riqueza y abundancia de mamíferos en Brasil. Dichos autores encontraron que el conteo de huellas fue el método más rápido y eficiente en detectar riqueza y abundancia relativa de especies de mamíferos. Sin embargo, el trampeo con cámaras y el cálculo de tasas de captura fotográficas fue un método muy eficiente, libre de las desventajas y complicaciones ambientales y de logística que presentan otros índices. Las tasas fotográficas presentan ventajas sobre otros métodos de índices de abundancia, como conteo de huellas, madrigueras, excremento, etc. al eliminar el sesgo del observador y evitar el efecto de las condiciones del clima y del suelo sobre la detectabilidad de las huellas (Silveira *et al.* 2003).

Las trampas fotográficas remotas tienen varias ventajas sobre otros métodos tradicionales. El muestreo es continuo y simultáneo, cubren grandes áreas con menos personal de campo e interfieren menos en la biología del animal. Además, este método detecta animales crípticos y agresivos de difícil captura que usan senderos o lugares de alimentación ya establecidos (Wemmer *et al.* 1996). Dentro de las ventajas también se incluye la precisión en la identificación de las especies, la posibilidad de evaluar sexo, edad, estructura de la población y la densidad en áreas grandes (Silveria *et al.* 2003). Entre las desventajas de este método están el alto costo inicial del equipo y el riesgo de que este sea robado (Cutler & Swann 1999).

Justificación

Los ecólogos han identificado algunas categorías particulares de especies especialmente vulnerables a la extinción por influencia antropogénica. Así, el chancho cariblanco está incluido en tres de estas categorías: 1) especie de gran tamaño que requiere áreas extensas para sobrevivir, 2) especie con hábito gregario y 3) especie sujeta a cacería o cosecha (Primack *et al.* 2001). En toda su distribución, el chancho cariblanco es una de las presas preferidas como fuente de alimento por poblaciones indígenas y rurales (Redford & Robinson 1987, Vickers 1991, Bodmer 1995). Actualmente la sobrecacería y la destrucción del hábitat son las principales causas del declive y la extinción local de las poblaciones de esta especie. Como consecuencia, la subespecie presente en México y Centroamérica está considerada en serio peligro de extinción (March 1995).

En Costa Rica, las poblaciones de chancho cariblanco han desaparecido de la mayor parte del país y están restringidas a algunas áreas silvestres protegidas. El Parque Nacional Corcovado (PNC) es probablemente, el área con la población más grande de chanchos cariblanco en el país (Carrillo 2000). Durante 1990, 1992 y 1994 se observó un declive de la población de chancho cariblanco en PNC (Carrillo *et al.* 2000). Entre 1997 y 2001, a través de entrevistas a los pobladores en los alrededores del PNC, también se documentó la disminución de las poblaciones de chanchos y se identificó a la cacería como su principal amenaza (Altrichter & Almeida 2002).

Por otro lado, el chancho cariblanco representa el 55% de la dieta del jaguar (*Panthera onca*) en el Parque Nacional Corcovado (Chinchilla 1994). Esto ubica al chancho cariblanco en una posición importante en el mantenimiento de la red trófica y su existencia es de importancia vital para los depredadores mayores.

Reconociendo que la selección de hábitat en muchos casos es un concepto multidimensional (Edge *et al.* 1987), es importante conocer que otros aspectos, además de la disponibilidad de frutos, podrían afectar la selección del hábitat por el chancho cariblanco. Entre estos aspectos podrían estar: la disponibilidad de agua, bañaderos de barro, zonas de descanso y de escondrijo, entre otros, los cuales deben ser considerados para entender mejor las relaciones entre la calidad de hábitat y su uso (Altrichter *et al.* 2001).

Aun no se ha realizado una descripción cuantitativa de las características del microhábitat con que el chancho cariblanco puede estar asociado. Esta información es esencial para entender el papel de este ungulado en los bosques neotropicales, en aspectos tales como la regeneración, depredación de semillas, diversidad y estructura del bosque (e.g. Dirzo & Miranda 1990). En aspectos del manejo de vida silvestre y conservación, la información más fina sobre el uso de hábitat contribuye en la toma de decisiones sobre actividades que se pueden o no realizar en sitios específicos del hábitat general (Edge *et al.* 1987) con el fin de justificar la protección de áreas claves para la especie (Arthur *et al.* 1996).

El PNC ya cuenta con un estudio sobre selección de macrohábitat por los chanchos cariblancos obtenida con la técnica de radio telemetría (Carrillo *et al.* 2002). Por otro lado, el sistema de cámaras remotas ha demostrado ser una metodología con menos intrusión en comparación con los métodos tradicionales (como radio telemetría). Por lo anterior, es valioso evaluar la efectividad de las trampas-cámara para estudios de selección de hábitat al comparar estos resultados con los obtenidos con la técnica de radio telemetría.

II. Objetivos

- Analizar la selección de microhábitat por el chancho cariblanco en el Parque Nacional Corcovado (PNC).
- Validar el uso de trampas-cámara en el estudio de la selección de macrohábitat por el chancho cariblanco.
- Evaluar la actividad diaria de los chanchos cariblanco a través de trampas-cámara.
- Describir el uso y composición de los bañaderos de barro.

III. Área de estudio

Este estudio se realizó en el Parque Nacional Corcovado (PNC), localizado en la zona suroeste de Costa Rica en la Península de Osa, provincia de Puntarenas (Fig. 1). El PNC fue creado en 1975 y en conjunto con la Reserva Forestal Golfo Dulce es el área con mayor cobertura boscosa y diversidad biológica en el Pacífico Centroamericano (Vaughan 1994). El PNC limita al sur y al oeste con el Océano Pacífico, al norte y este con la Reserva Forestal Golfo Dulce. El Parque tiene una extensión de 424.6 Km² (Atlas Costa Rica 2000) con altitudes que van desde 0 msnm hasta 745 msnm (Herrera-MacBryde *et al.* 1997). Dentro del Parque drena la cuenca del Río Corcovado. La parte baja y plana de la cuenca se extiende de 2-10 km tierra adentro desde el Océano Pacífico y cubre 100 km². Después de esta planicie con dirección al noroeste y al sureste aparecen colinas que van incrementando en altura y en relieve irregular hasta alcanzar las zonas más altas del Parque (Herrera-MacBryde *et al.* 1997).

La precipitación promedio anual en la zona baja del PNC se estima en 3000-3800 mm, en las zonas altas en 4000-5000 mm y en los cerros más altos en 5500-6000 mm (Herrera-McBryde *et al.* 1997). En el área se dan dos estaciones, la lluviosa de mayo a noviembre y la estación seca de diciembre a abril. Los meses más lluviosos son octubre y noviembre con precipitaciones de más de 500mm mensuales y los más secos son enero, febrero y marzo con menos de 100 mm (Vaughan 1981). La temperatura promedio anual se reporta de 25 a 27 °C en la costa y de 21 a 23 °C en las partes altas (Herrera-McBryde *et al.* 1997).

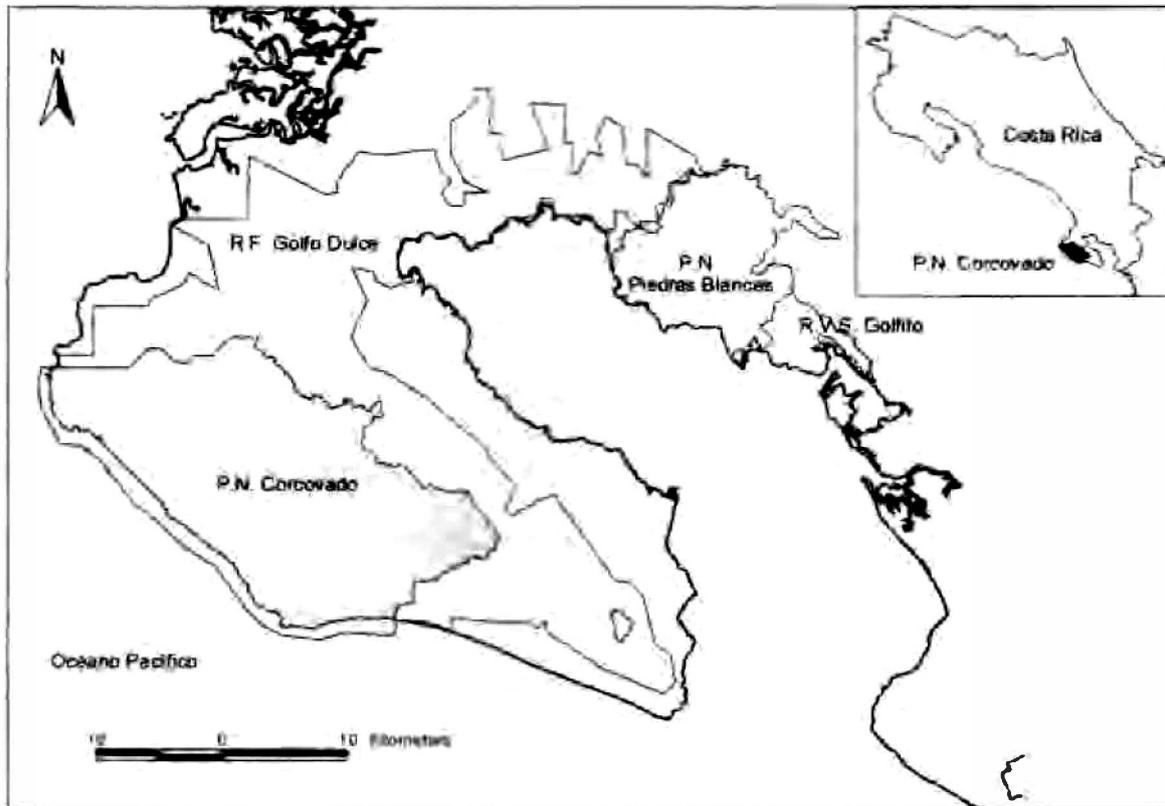


Fig. 1. Ubicación del Parque Nacional Corcovado (PNC), Puntarenas, Costa Rica.

(Fuente: Atlas Costa Rica 2000).

Según el sistema de zonas de vida de Holdridge, en el área se identifican tres zonas de vida: bosque húmedo tropical, bosque muy húmedo tropical y bosque húmedo tropical premontano. Además, existe la probabilidad de encontrar en los picos altos (e.j. Cerro Rincón) el bosque tropical muy húmedo premontano (Weissenhofer *et al.* 2001)

Naranjo (1995) definió seis tipos de vegetación en el PNC como producto de la agrupación de 32 categorías citadas por Phillips en 1993: 1) bosque primario

premontano: ubicado en sitios a más de 25 msnm, topografía accidentada, con altura promedio de dosel de más de 30 m y árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 100 cm. 2) bosque secundario premontano: con altitud y topografía similar al anterior, altura media del dosel no mayor a 30 m y árboles con DAP menor a 100 m. 3) bosque primario de bajura: altitud igual o inferior a 25 msnm, pendiente suave (0-10%), altura media del dosel mayor o igual a 30 m y árboles con DAP mayores a 100 cm 4) bosque secundario maduro de bajura: altitud y pendientes similares al anterior, altura media del dosel de 20-30 m y árboles con DAP entre 50-100 cm. 5) bosque secundario joven de bajura: altitud y pendiente similares al anterior, altura del dosel inferior o igual a 15 m y árboles con DAP menor a 50 cm. 6) yolillal y pantano herbáceo: altitud igual o inferior a 10 msnm, pendiente no mayor a 5%, altura media del dosel no mayor de 20 m y predominancia de yolillo (*Raphia taedigera*) o bien, hierbas y arbustos bajos de menos de 3 m de altura.

La ubicación del PNC es relativamente aislada y de difícil acceso, esto ha contribuido a conservar la vida silvestre. La mayoría de las especies de mamíferos reportadas para bosques muy húmedos en Costa Rica están presentes en el parque (Vaughan 1981).

IV. Metodología

Determinación de la Estación Seca y Lluviosa

La información de la precipitación mensual se obtuvo de las estaciones meteorológicas del Instituto Meteorológico Nacional (IMN), ubicadas en las cercanías y dentro del PNC. Se utilizó datos de las estaciones meteorológicas de Los Patos y Rincón para el año 2002 - 2003 y de las estaciones de San Pedrillo y la Leona del año 2003. Se calculó el promedio de precipitación de cada mes con la precipitación obtenida en cada estación y además se calculó la precipitación anual. Los meses con una precipitación menor a 150 mm se clasificaron como estación seca y los meses con valores mayores a 150 mm como estación lluviosa. Para el análisis de los datos, se sumaron los resultados de la estación lluviosa del 2002 y del 2003.

Trampas-cámara

Para estimar la abundancia relativa de chanchos cariblancos, se utilizó trampas con un sistema de cámaras remotas del modelo Cam Trakker® (Camtrak South, 1050 Industrial Drive, Watkinville, GA 30677, USA) y del modelo Crittergetter®. El sistema de cámaras remotas consiste en una cámara fotográfica automática de 35mm y un sensor de luz infrarroja pasiva que se activa al detectar calor. Todo el sistema funciona con baterías de 1.6 voltios y película ASA 200 y 400. Las trampas-cámara se programaron para estar activas cada 25 minutos y disparar

una fotografía si algún animal cruzara el campo de detección del sensor. Cada cámara se colocó en el fuste de árboles a una altura de 50 cm.

El área de muestreo constituyó una franja ubicada en la zona central del PNC, la cual partió del límite suroeste (Estación Biológica Sirena) hasta el límite noreste del parque (Estación Los Patos), por la ruta del sendero Pavo. Para definir los bordes del área de estudio en la determinación del uso de hábitat por un animal, se recomienda que el tamaño del área sea sustancialmente más grande que el ámbito de hogar del organismo (Litvaitis *et al.* 1994). El ámbito de hogar de los chanchos cariblancos en el Parque Nacional Corcovado se ha calculado entre 25 y 32 km² (Carrillo, *et al.* 2002). El área total de muestreo para este estudio fue de 84.7 km². Se utilizaron 13 estaciones con trampas-cámara de las cuales tres fueron cambiadas de sitio por razones logísticas y una solo funcionó los primeros cinco meses (trampa-cámara #13) (**Anexo 1, Fig. 2**).

Macrohábitat

Con base en el mapa de hábitats modificado de Naranjo (1995), se calculó las proporciones de las áreas de cada macrohábitat dentro del área de estudio, con el uso del programa ArcView 3.3. Las trampas-cámara se ubicaron de forma proporcional a las áreas de los macrohábitats muestreados. El área total de estudio no incluyó zonas con bosque secundario premontano. Además se excluyó del análisis las áreas de yolillo, las cuales no fueron muestreadas por la dificultad de acceso a estas zonas.

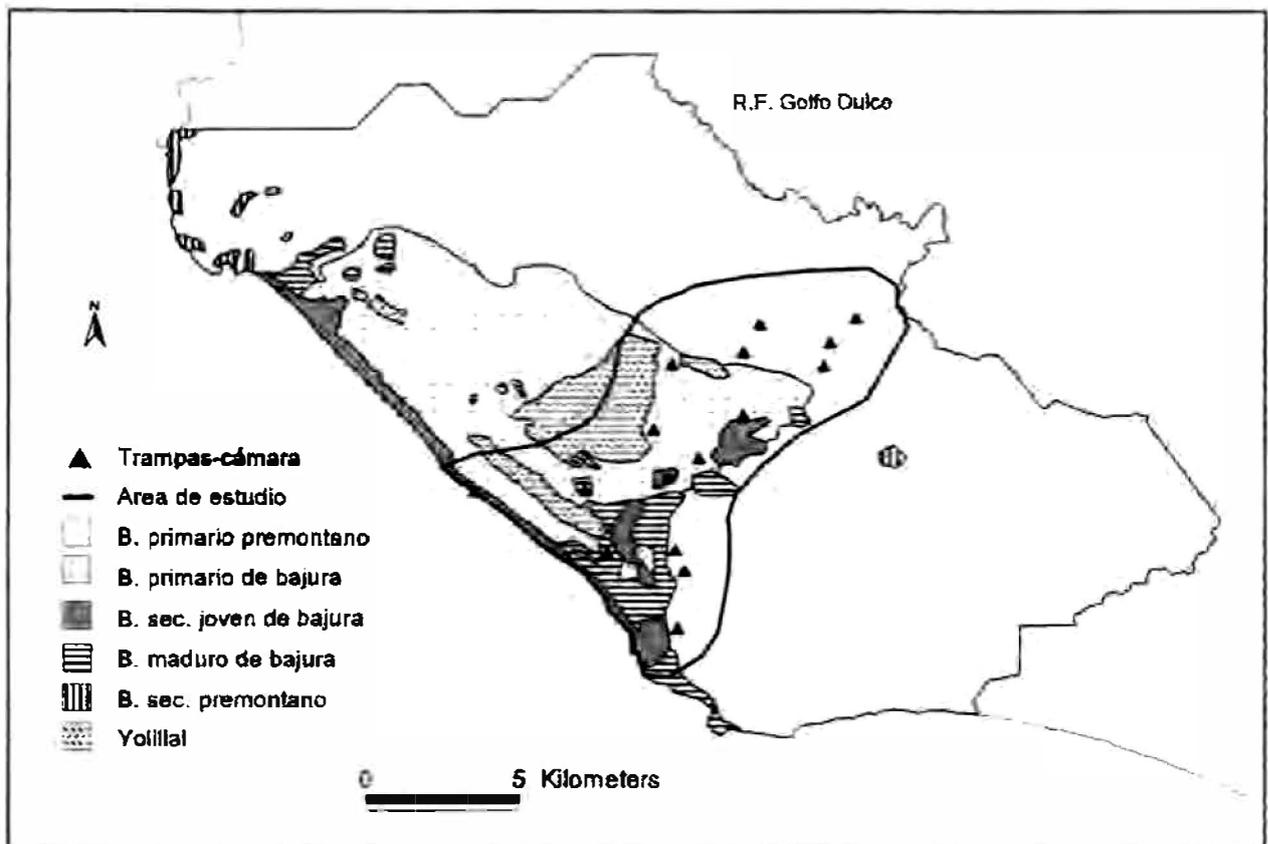


Fig. 2. Tipos de macrohábitat, área de estudio y ubicación de las trampas-cámara en el Parque Nacional Corcovado, 2002-2003. (Fuente: Naranjo 1995, Atlas Costa Rica 2000, Sarmiento 2004, Salom 2005).

El número de días con fotografías de chanchos obtenidas en cada tipo de macrohábitat y en cada estación se usó como un indicador de la abundancia de chanchos cariblanco. Para evaluar diferencias en la abundancia de chanchos entre los hábitats se empleó una regresión logística del grupo de los Modelos Lineales Generalizados (GLM's). Los GLM's constituyen la familia más flexible de los modelos de regresión, los cuales permiten que la variable respuesta o dependiente presente distribuciones diferentes a la normal (Guisan &

Zimmermann 2000). Estos modelos se utilizan cuando hay escasez de datos en algunas celdas y especialmente por la robustez del análisis (Labonne *et al.* 2003). El modelo se estructuró de la siguiente manera: para la variable dependiente o respuesta, el número de días con fotografías de chanchos cariblancos obtenidas en un mes por cada trampa-cámara. El número de días con fotografías se consideró como el éxito del evento de capturar o no chanchos. Por ejemplo: en el mes de enero una cámara estuvo activa por 20 días de los cuales en dos de éstos se obtuvo por lo menos una fotografía de chanchos, entonces decimos que 1 (éxito) = 2 días y 0 (fracaso) = 18 días. Por lo anterior el modelo se ajustó a una distribución binomial para la variable dependiente. Como variables independientes categóricas se empleó el hábitat y la estación. Para la función *link* se empleó *logit*, que es el logaritmo de $p/1-p$ esta función relaciona la variable respuesta con las variables predictoras de una forma no lineal. El modelo se ejecutó con el programa Statistica 6.0 (Stat Soft 2001).

Para validar el uso de las cámaras remotas en el análisis de uso de hábitat, se compararon los resultados obtenidos en este estudio con los resultados de Carrillo y colaboradores (2002), quienes utilizaron la técnica de radio telemetría. Para esto se agrupó las trampas-cámara de acuerdo a su ubicación en tres de los cuatro tipos de hábitat analizados por Carrillo *et al.* (2002).

Además se calculó la tasa fotográfica al dividir el número de fotografías de chanchos obtenidas en una trampa-cámara durante un mes por el número de días en que la cámara estuvo activa en el mismo mes (ej. Griffiths & Van Schaik 1993,

Silveria *et al.* 2003). Esto con la finalidad de realizar comparaciones ya sea con futuros monitoreos o entre sitios y evaluar las tendencias y cambios de la abundancia de los chanchos cariblanco.

Microhábitat

Para describir la estructura del microhábitat se midió ocho características o variables. La medición de estas variables fue realizada en el área de dos transectos de 60 x 2 m. colocados uno sobre otro formando una "X" (Fig. 3) y en el centro de este diseño la trampa-cámara (Litvaitis *et al.* 1994). Se asume que estas variables están relacionadas con factores importantes de la biología del chanco cariblanco.

Descripción de las variables:

- 1 Cobertura de sotobosque: Se colocó una cinta métrica extendida a lo largo del área de muestreo a 1 m de altura, sobre la cual se midió la distancia en centímetros que estaban cubiertos por vegetación. Esta distancia con cobertura se convirtió a porcentaje.
- 2 Área basal: es el área transversal en una sección del tronco a una altura de 1.3 m (a la altura del pecho).
3. Árboles juveniles: se contó el número de árboles juveniles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) menor a 10 cm.

4. Palmas: se contó el número de individuos de palmas encontrados en el área de la parcela.
5. Cobertura del dosel: se uso un densiómetro esférico modelo-C, se tomó una medida en cuatro puntos dentro de la parcela y luego se promedió.
6. Obstrucción visual: se utilizó una pantalla de nylon con 90 cm de largo por 30 cm de ancho, se dividió en 3 franjas con colores alternos cada 30 cm. Se colocó a una distancia de 15 metros del observador en una dirección al azar y se calculó el porcentaje de área visible de cada franja de la pantalla (Higgins *et al.* 1994)).
7. Troncos caídos: se contó el número de troncos caídos sobre el suelo, con DAP's mayores a 10 cm.
8. Distancia al cuerpo de agua más cercano: las distancias menores a 30m se les asignó la categoría 1 y a las distancias mayores a 30m como categoría 2.

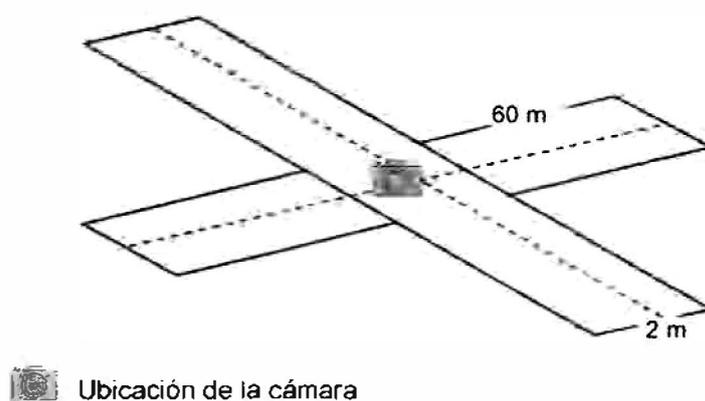


Fig. 3. Esquema del diseño para las mediciones del microhábitat en cada estación de muestreo (Tomado de Litvaitis *et al.* 1994).

Se utilizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para condensar las variables del microhábitat y generar nuevas variables o componentes principales que expliquen mejor la variabilidad del microhábitat. Para ajustar la distribución de las variables a una normal se transformaron de la siguiente manera: la raíz cuadrada del número de árboles juveniles, troncos caídos y palmas, el logaritmo natural (\ln) del área basal, el arcoseno de la raíz cuadrada del porcentaje de cobertura del dosel y la transformación de box-cox para el porcentaje de obstrucción visual. Para determinar en cuales variables basar la interpretación ecológica de los componentes principales se consideró aquellas con un peso (loading) de más de 0.5 y de menos de -0.5 (McGarigal *et al.* 2000). Se graficó las trampas-cámaras en el espacio multivariado del microhábitat definido por el componente principal 1 y 2 retenidos del ACP, para observar la distribución de las trampas-cámaras y la abundancia de chanchos en el microhábitat disponible (Lambert & Adler 2000). Para este análisis se empleo el programa Systat 10.

Para determinar la relación entre la abundancia de chanchos cariblancos y las variables resumidas del microhábitat producidas por el ACP se utilizó una regresión logística del grupo de los Modelos Lineales Generalizados (GLM'z). El modelo se estructuró de la siguiente manera: para la variable dependiente o respuesta, el número de días con fotos de chanchos cariblancos obtenidas en un mes por cada trampa-cámara. Como variables independientes continuas se emplearon las variables resumidas del microhábitat (CP1 y 2). El modelo se ajustó a una distribución binomial y como función *link* se utilizó *logit*. Con este mismo modelo se comparó las variables medidas del microhábitat con la abundancia total

de chanchos, para identificar alguna relación directa con estas variables. Para esto se excluyó la variable que mide la distancia al cuerpo de agua más cercano por falta de precisión.

Descripción y Uso de Bañaderos de Barro

Al sitio utilizado por los chanchos cariblanco para descansar y bañarse en el barro se le conoce como "bañadero de barro". Para caracterizar estos bañaderos, se describió la composición química (pH, azufre, porcentaje de materia orgánica) y física (porcentaje de humedad y granulometría) de muestras de barro de tres bañaderos y sitios control. El análisis químico lo realizó el Laboratorio de Suelos y Foliare del Centro de Investigaciones Agronómicas (CIA)-Universidad de Costa Rica y el análisis granulométrico el Laboratorio de Geotecnia de la Escuela Centroamericana de Geología-Universidad de Costa Rica. Los resultados fueron comparados con una prueba U de Mann-whitney (Zar 1999).

Para evaluar el uso de los bañaderos por los chanchos cariblanco, se monitoreo durante el mes de enero y febrero del 2003 dos bañaderos. Entre 7:00 a.m. y 5:00p.m. se registro la hora de llegada y el tamaño de los grupos de chanchos que utilizaron dichos bañaderos.

Actividad Diaria

Se programó cada trampa-cámara para imprimir el día y hora en que cada fotografía fue tomada. Se agrupó las fotografías de chanchos cariblancos obtenidas en lapsos de dos horas y se construyó un gráfico de frecuencia para la estación seca y lluviosa. Para evaluar si el patrón de actividad es independiente de la estación (seca y lluviosa), se empleó una prueba de Chi-cuadrado (X^2) con la frecuencia de fotografías.

V. Resultados

Se muestreó un periodo de 15 meses, desde Agosto 2002 hasta Noviembre 2003. Este periodo abarco una estación seca de Diciembre del 2002 a Abril del 2003 y dos estaciones lluviosas de Agosto a Noviembre 2002 y de Mayo a Noviembre del 2003 (**Fig. 4**). Se registró una precipitación anual en el 2002 de 3473.90 mm y en el 2003 de 4573.82 mm. El mes de mayor precipitación fue octubre para ambos años con 538.55 mm y 876.23 mm respectivamente. El mes con menor precipitación fue enero para **ambos** años con 26.4 mm y 13.15 mm respectivamente (datos del IMN 2004).

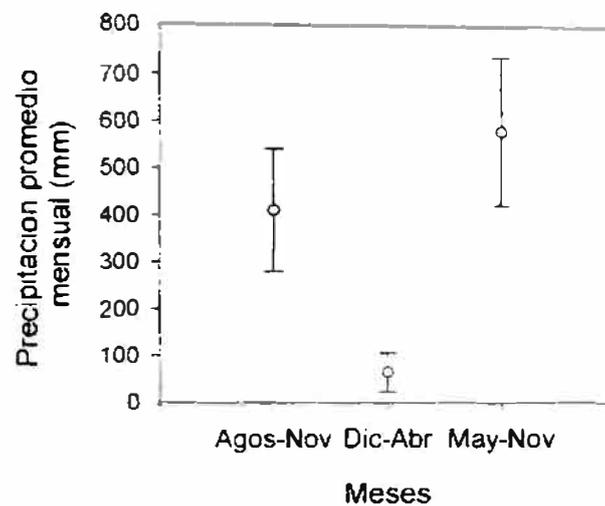


Fig. 4. Precipitación promedio mensual (\pm DS) durante el período de muestreo, Agosto 2002 - Noviembre 2003 (datos del Instituto Metereológico Nacional 2004).

Se acumuló un total de 2,244 días de trampas-cámara, con un promedio de días de muestreo por cada trampa-cámara de 140 ± 19.2 (ES) (**Cuadro 1, Anexo 1**). El área de muestreo incluyó 41 km² de bosque primario premontano, 26.2 km² de bosque primario de bajura, 9.7 km² de bosque secundario maduro de bajura, 7.8 km² de bosque secundario joven de bajura (**Cuadro 2 y 3**). La tasa fotográfica (número de fotografías de chanchos/días trampas-cámara) de chanchos cariblancos fue de 0.041 ± 0.014 (ES), en la estación lluviosa fue de 0.051 ± 0.015 (ES) y durante la estación seca fue de 0.026 ± 0.005 (ES).

Cuadro 1. Número de días de trampas –cámara por estación en el PNC, 2002-2003

| Meses | Estación | Días |
|----------------------------|----------|--------------|
| Agosto- Noviembre 2002 | Lluviosa | 312 |
| Diciembre 2002- Abril 2003 | Seca | 1,212 |
| Mayo- Noviembre 2003 | Lluviosa | 720 |
| Total | | 2,244 |

Cuadro 2. Área y esfuerzo de muestreo por macrohábitat según la clasificación de Naranjo (1995) en el PNC, 2002-2003.

| Macrohábitat | Área (Km ²) | Número de cámaras | Número de días |
|-----------------------------|-------------------------|-------------------|----------------|
| Primario premontano | 41 | 8 | 970 |
| Primario de bajura | 26.2 | 4 | 532 |
| Secundario maduro de bajura | 9.7 | 2 | 517 |
| Secundario joven de bajura | 7.8 | 2 | 225 |
| Total | 84.7 | 16 | 2244 |

Cuadro 3. Área y esfuerzo de muestreo por macrohábitat según la clasificación de Carrillo *et al.* (2002) en el PNC, 2002-2003.

| Macrohábitat | Área (Km²) | Número de cámaras | Número de días |
|---------------------|------------------------------|--------------------------|-----------------------|
| Bosque primario | 67.1 | 12 | 1428 |
| Bosque secundario | 13.9 | 3 | 657 |
| Bosque costero | 3.7 | 1 | 159 |
| Total | 84.7 | 16 | 2244 |

Selección de Macrohábitats

Siguiendo la clasificación de macrohábitat modificada por Naranjo (1995), no se encontró diferencias en la abundancia de chanchos al analizar la interacción del macrohábitat y la estación (Wald $X^2 = 4.57$, g.l. = 3, $p = 0.205$) (**Fig. 5**). De igual forma, en la clasificación usada por Carrillo *et al.* (2002), no se encontró diferencia en la abundancia de chanchos en la estación lluviosa (Wald $X^2 = 3.27$ g.l. = 2, $p = 0.194$) ni durante la estación seca (Wald $X^2 = 0.88$, g.l. = 1, $p = 0.346$) (**Fig. 6**). Se registro mayor abundancia de chanchos durante la estación lluviosa (Wald $X^2 = 5.03$ g.l. = 1, $p = 0.024$).

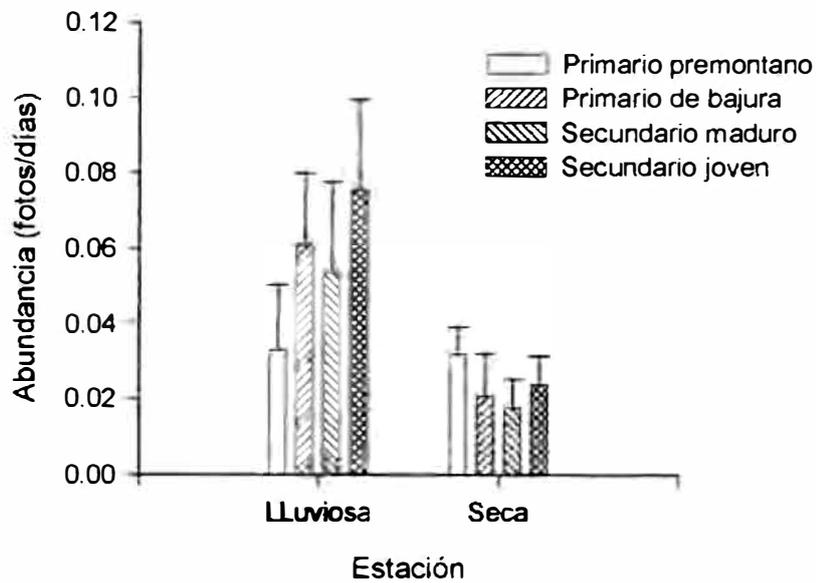


Fig. 5. Abundancia de chanchos cariblancos por estación y tipo de hábitat según la clasificación de Naranjo (1995).

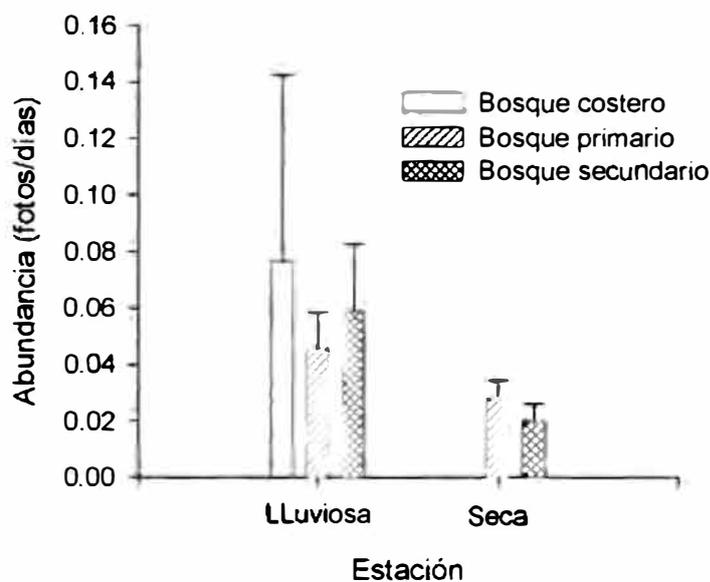


Fig. 6. Abundancia de chanchos cariblancos por estación y tipo de hábitat según la clasificación de Carrillo *et al.* (2002).

Selección de Microhábitat

Se retuvo los dos primeros componentes principales o factores de la estructura del análisis de componentes principales (ACP). El primer componente principal (CP 1) explicó la variabilidad en un 37.5 % y el segundo (CP2), en un 29.2 % (en total ambos explican un 66.7%). Cinco variables del microhábitat fueron importantes en el primer componente principal (CP1) y cuatro en el segundo (CP2). El CP1 representa un gradiente de vegetación de sitios con abundantes palmas a sitios dominados por árboles juveniles. En el CP2 se expresa un gradiente de sitios de baja obstrucción visual a sitios con troncos caídos y alta cobertura del dosel (**Cuadro 4**).

Cuadro 4. Pesos (loadings) de las variables del microhábitat en los componentes principales 1 y 2 del ACP, en el Parque Nacional Corcovado, 2003.

| Variable del microhábitat | CP 1 | CP 2 |
|----------------------------------|-------------|-------------|
| Número de árboles juveniles | 0.754 | 0.358 |
| Número de palmas | -0.836 | 0.410 |
| Número de troncos caídos | -0.228 | 0.853 |
| Obstrucción visual | 0.382 | -0.809 |
| Cobertura sotobosque | 0.424 | -0.044 |
| Cercanía a cuerpos de agua | 0.701 | 0.089 |
| Área basal | 0.576 | 0.385 |
| Cobertura dosel | 0.460 | 0.675 |

Al graficar las trampas-cámara en el espacio del microhábitat definido por el componente principal 1 (CP1) y el componente principal 2 (CP2) no se observó agrupaciones ni ninguna tendencia de distribución (**Fig. 7**). Durante la estación

lluviosa no se encontró relación entre la abundancia de chanchos y el CP1 (Wald $X^2 = 1.55$ g.l.=1 $p = 0.212$) y el CP2 (Wald $X^2 = 0.41$ g.l.=1 $p = 0.521$). De igual manera en la estación seca no se encontró relación entre la abundancia y el CP1 (Wald $X^2 = 0.49$ g.l.=1, $p = 0.481$) y el CP2 (Wald $X^2 = 3.06$ g.l.=1, $p = 0.07$). Al comparar las variables directamente con la abundancia de chanchos, se encontró que la obstrucción visual (Wald $X^2 = 5.12$, g.l.= 1, $p= 0.023$), el número de árboles juveniles (Wald $X^2 = 4.35$, g.l.= 1, $p= 0.036$) y la cobertura del dosel (Wald $X^2 = 8.09$, g.l.= 1, $p= 0.004$) influenciaron la probabilidad de obtener mas registros de chanchos cariblancos (**Anexo 2**).

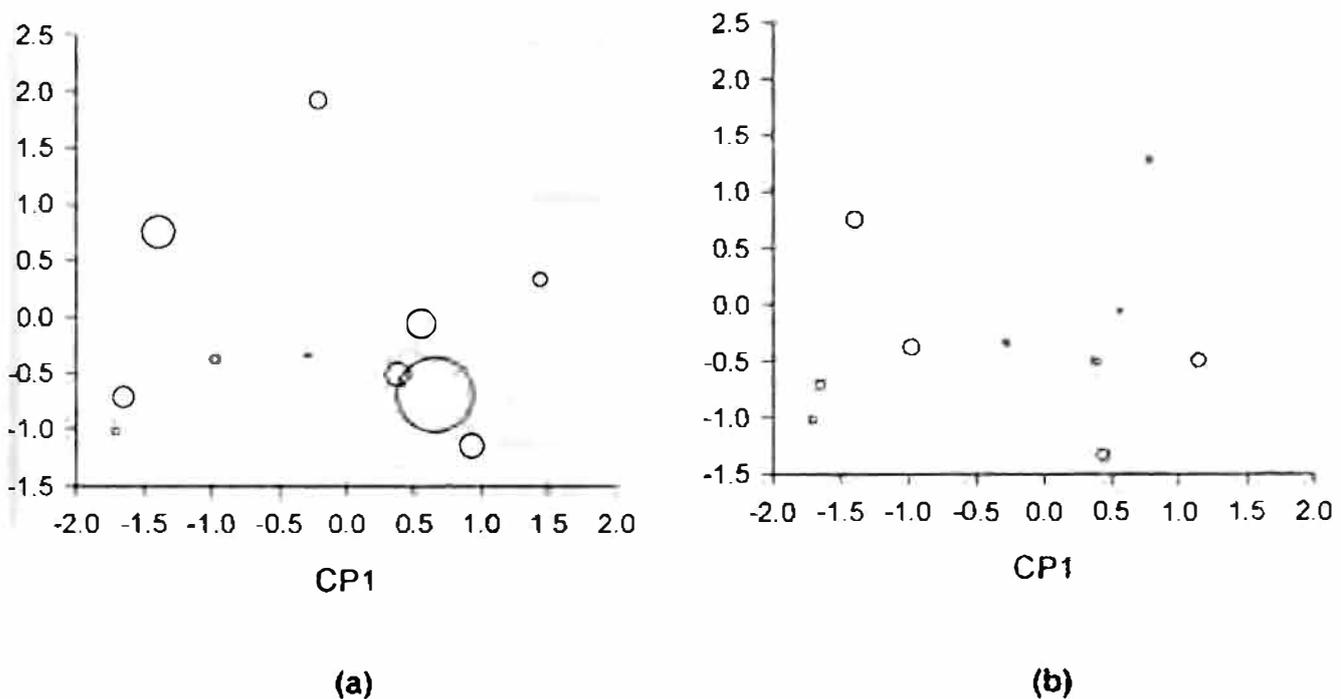


Fig. 7. Distribución de la trampas-cámara en el espacio multivariado del microhábitat definido por los factores retenidos del ACP, en el Parque Nacional Corcovado, 2003. (a) estación lluviosa, (b) estación seca. El tamaño de los círculos representa la abundancia de chanchos en cada trampa-cámara.

Descripción y Uso de Bañaderos de Barro

Durante enero y febrero del 2003, se identificó siete bañaderos, de los cuales seis estaban siendo utilizados por los chanchos cariblancos. El 42.9 % de los bañaderos estaban ubicados en lagunas intermitentes de invierno, el 28.6 % en quebradas de invierno y un 28.6 % estaban en tramos de ríos que se secan en verano (**Cuadro 5**).

Cuadro 5. Descripción de la ubicación, tipo y evidencia de uso de bañaderos de barro por los chanchos cariblancos (*Tayassu pecari*) en el Parque Nacional Corcovado, 2003.

| # | Ubicación | Coordenadas | Tipo | Evidencia de uso |
|---|---------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------|
| 1 | Sendero Mirador-Orero 675 | -- | Laguna de invierno | Observación directa |
| 2 | Sendero Espaveles 1140 | -- | Quebrada de invierno | Observación directa |
| 3 | Sendero Espaveles | 8° 29' 03.1" 83° 35' 18.3" | Tramos de río que se secan en verano | Observación directa |
| 4 | Danta primario 1677 | | Laguna invierno | Rastro |
| 5 | Sendero culebra | 8° 32' 8.4" 83° 35' 17.3" | Quebrada de invierno | Fotografías y rastro |
| 6 | Final del Sendero J | -- | Tramos de río que se secan en verano | Registro de años anteriores |
| 7 | Sendero La Ceiba (J9) | 8° 33' 34.8" 83° 33' 30.4" | Laguna de invierno | Fotografías y rastro |

Se registró la visita de 12 grupos de chanchos cariblanco utilizando dos bañaderos (Sendero Mirador-Orero 675 y Sendero Espaveles 1140) con un promedio de 35 ± 5.2 (ES) individuos por grupo. El tamaño de los grupos varió entre 8 y 65 individuos, donde los grupos de 20 a 30 individuos fueron los más frecuentes (**Fig. 8**). El 50% de los grupos se observaron entre 8:00 y 10:00 a.m., un 25 % entre 10:00 y 12:00 a. m. y el 25% restante entre 2:00 y 4:00 p.m..

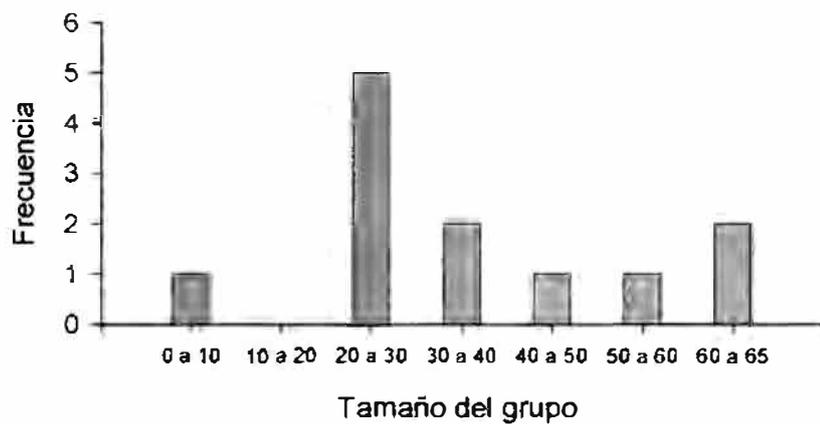


Fig. 8. Frecuencias del tamaño de los grupos de chanco cariblanco (*Tayassu pecan*) que visitaron dos bañaderos de barro en el Parque Nacional Corcovado, durante Enero-Febrero 2003.

Se analizó muestras de barro de tres bañaderos y tres sitios control. En el análisis gravimétrico no se encontró diferencias entre los porcentajes de partículas de las muestras de barro entre los bañaderos y los sitios control (Fig. 9). Así como en el pH ($U= 1$, $p= 0.12$), azufre ($U= 5$, $p= 0.82$), porcentaje de materia orgánica ($U= 7$, $p= 0.27$) y humedad ($U= 7$, $p= 0.27$) (Fig. 10).

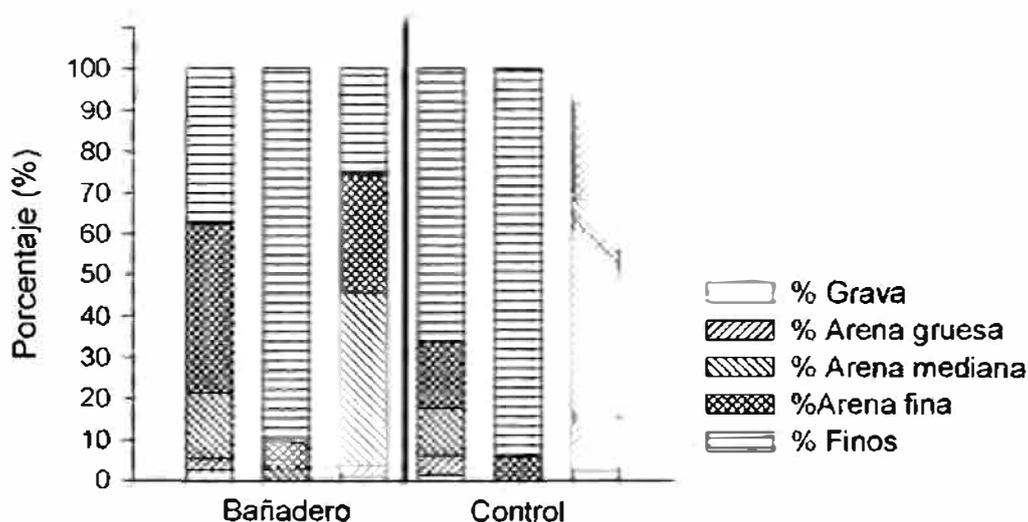


Fig. 9. Porcentaje de categorías de tamaño de partículas en las muestras de suelo de los bañaderos utilizados por el chancho cariblanco (*Tayassu pecan*) y los sitios control en el Parque Nacional Corcovado, 2003.

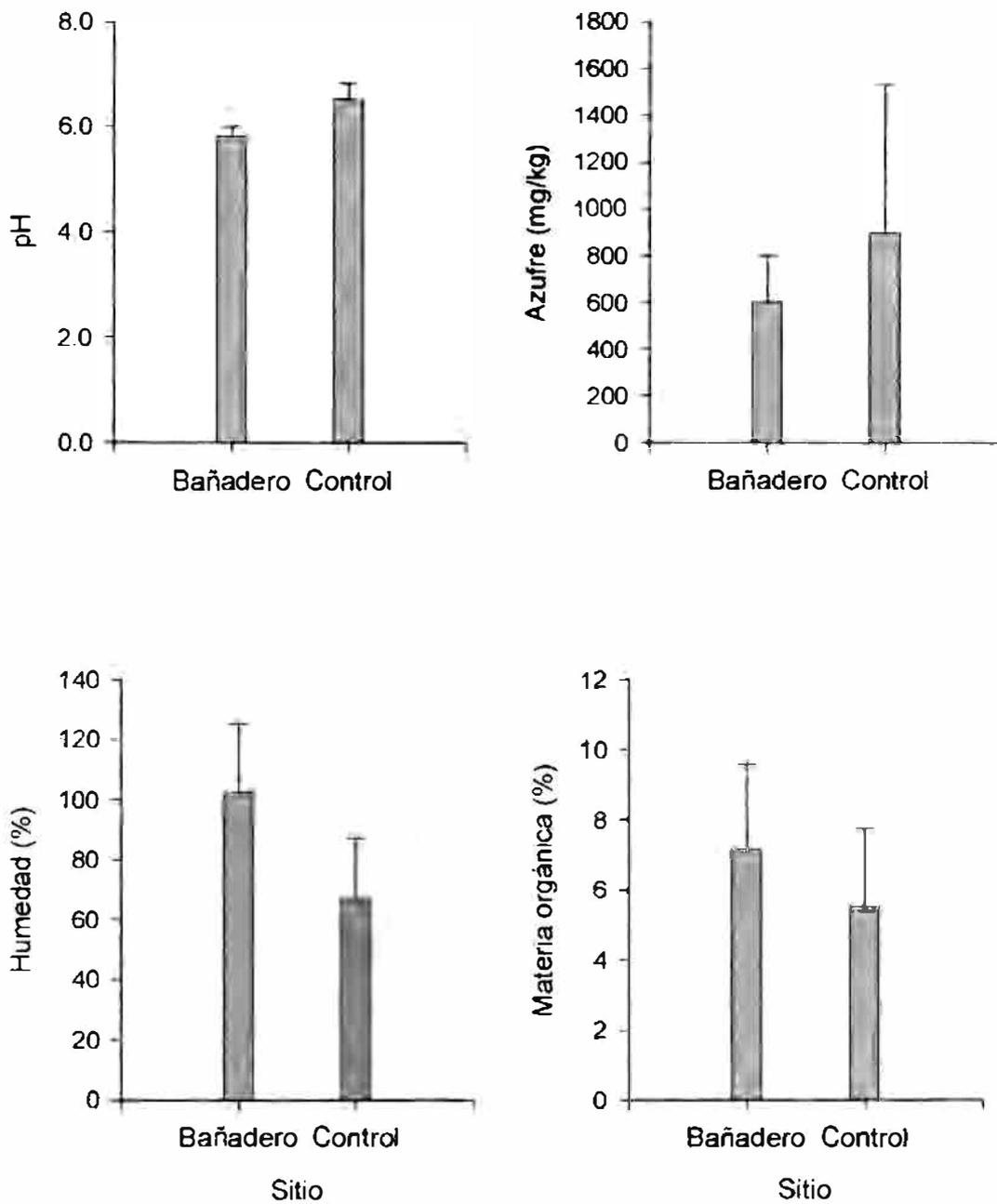


Fig. 10. Promedios del análisis químico y la humedad (\pm ES) de las muestras de suelo de los bañaderos utilizados por los chanchos cariblancos (*Tayassu pecari*) y sitios control. Parque Nacional Corcovado, 2003.

Actividad diaria

Se obtuvo un total de 76 fotografías de chanchos cariblanco con el registro de la fecha y hora en que fueron tomadas. La actividad diaria del chancho cariblanco fue principalmente diurna y mostró un patrón bimodal con picos de actividad en la mañana (07:00-09:00 h) y por la tarde (15:00-17:00 h) (Fig. 11). No se encontró diferencia en la frecuencia de fotografías entre la estación lluviosa y seca ($\chi^2=15.91$, g.l.= 10, $p = 0.102$) (Fig. 12).

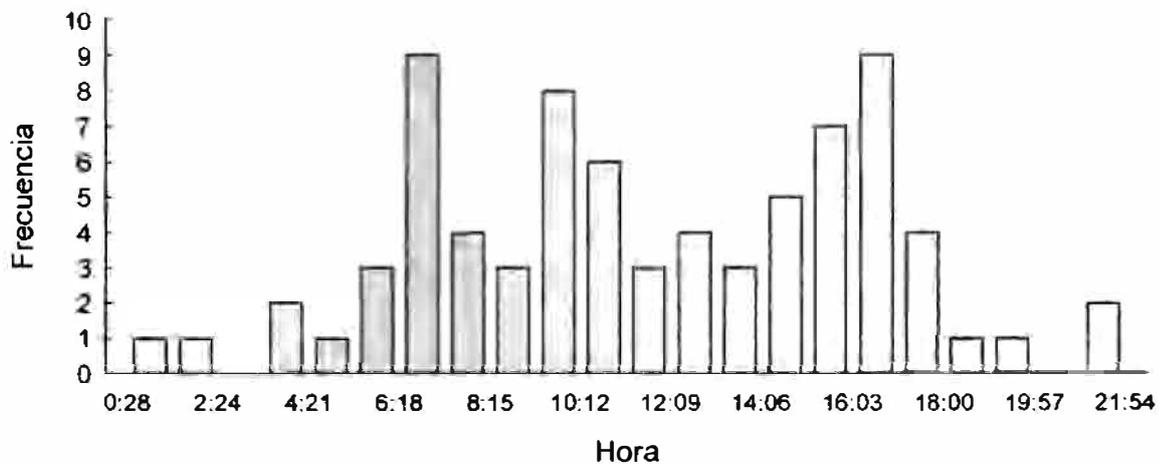


Fig. 11. Actividad diaria del chancho cariblanco (*Tayassu pecari*) en el Parque Nacional Corcovado, 2002-2003.

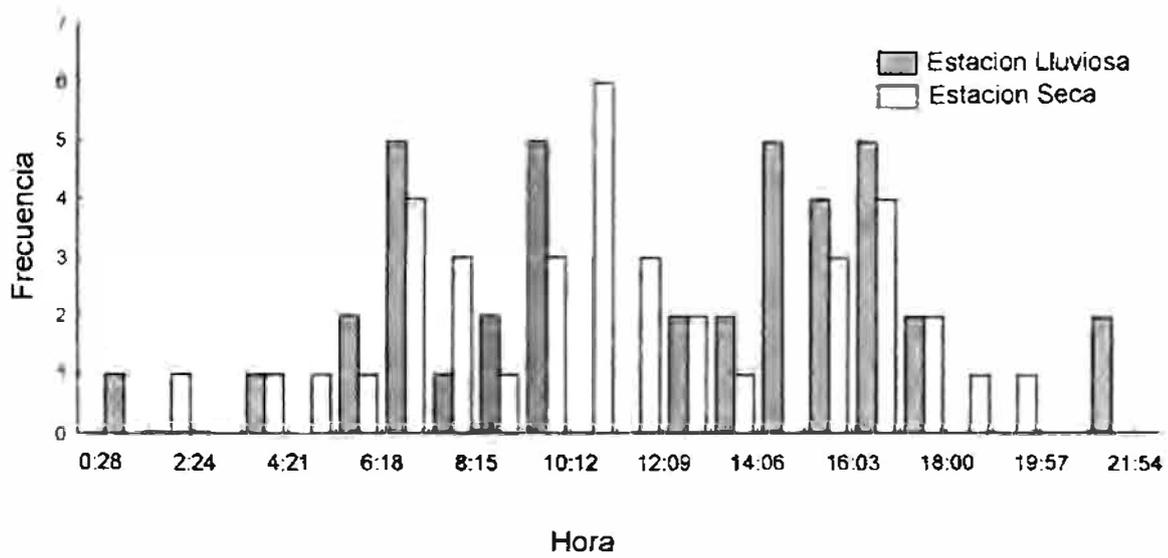


Fig. 12. Actividad diaria del chancho cariblanco (*Tayassu pecari*) en la estación lluviosa y seca en el Parque Nacional Corcovado, 2002-2003.

VI. Discusión

La metodología con trampas-cámaras ha sido empleada principalmente en especies que pueden ser individualmente identificadas (ejm. felinos), en donde se evalúa el tamaño de la población y otros aspectos de su ecología (Karanth & Nichols 1998). Sin embargo, estas especies objetivo representan un porcentaje muy bajo de la captura fotográfica total, por ejemplo, las fotografías de tigres representaron menos del 5% de las capturas totales de un estudio (Carbone *et al.* 2001). En el PNC el jaguar, manigordo, causel y el tigrillo son las especies con patrones de manchas que pueden ser usadas para diferenciar entre individuos. Durante esta investigación las fotografías de jaguares representaron menos del 2% del total de fotografías obtenidas en todo el periodo de estudio. Con el fin de aprovechar los datos de otras especies y maximizar la inversión de esta metodología, los índices de abundancia relativa como la tasa fotográfica son una alternativa para estudios comparativos de poblaciones de animales sin marcas individuales (ej. Griffiths y van Schaik 1993, Carbone *et al.* 2001, Maffei *et al.* 2002, Silveira *et al.* 2003). La tasa fotográfica de captura de chanchos cariblancos calculada en el PNC fue más alta que la tasa de 0.010 reportada en Brasil (Silveira *et al.* 2003) y en dos sitios en Bolivia de 0.002 y 0.008 (Maffei *et al.* 2002). Esta diferencia podría estar relacionada con los tipos de ecosistemas, los estudios de Brasil y Bolivia fueron realizados en sabanas de gramíneas y el ecotono chaco-chiquitania, respectivamente. Estas zonas, son menos húmedas y de bosques más abiertos en comparación a los del PNC.

La mayor abundancia de chanchos cariblanco en la estación lluviosa (**Fig. 5.**), podría estar relacionada con el cambio estacional de su ámbito de hogar durante los meses de junio a septiembre (Carrillo *et al.* 2002). En dicho estudio se reportó que durante la estación lluviosa el ámbito de hogar de los chanchos se redujo, esto pudo provocar que las trampas-cámaras registraran un mayor número de grupos de chanchos. Durante la estación seca el ámbito de hogar aumentó y se desplazó hacia el noroeste en donde los chanchos utilizaron más el hábitat de yolillal (Carrillo *et al.* 2002). Este hábitat no fue posible muestrearlo durante este estudio, lo cual podría explicar una menor abundancia de chanchos durante esta estación. Este movimiento estacional del ámbito de hogar de los chanchos cariblanco también fue reportado por Keuroghlian *et al.* (2004) en Brasil. Por otro lado, la mayor abundancia de chanchos cariblanco en la estación lluviosa, puede ser el efecto del grado de actividad de los grupos, es decir, probablemente fueron más activos en la estación lluviosa y menos activos en la estación seca. Lo anterior, se relaciona con lo reportado por Altrichter *et al.* (2002) en el PNC, donde durante la estación seca los chanchos dedicaron mayor proporción de tiempo a descansar que a otras actividades.

Con la metodología de trampas-cámaras no fue posible identificar diferencias en la abundancia de chanchos entre los hábitats y las estaciones (**Fig. 5 y 6**). Al emplear la clasificación usada por Carrillo *et al.* (2002) y comparar los resultados con este estudio y el realizado por Altrichter *et al.* 2001, se observó las mismas tendencias de las abundancias de chanchos en cada hábitat, sin embargo estas no fueron estadísticamente significativas. La ausencia de detección de patrones

de uso podría estar relacionada la alta variabilidad en los datos obtenidos por cada trampa-cámara dentro de un mismo macrohábitat. Esto podría ser un reflejo de la alta heterogeneidad dentro de los macrohábitat y la necesidad de ampliar el número de unidades de muestreo.

Por otro lado los chanchos se distribuyeron en todo el microhábitat disponible muestreado (**Fig. 7**). Durante la estación seca la distribución de la abundancia de chanchos fue más uniforme que durante la estación lluviosa donde se observa la abundancia concentrada en dos o tres trampas-cámara. Sin embargo, no se observa ningún patrón de uso estacional. Esto podría estar relacionado a la escala de análisis. Fragoso (1999) ha propuesto un modelo de percepción de escala en la selección de recursos de las especies de pecaríes (*T. pecari* y *T. tajacu*). Él encontró que estas especies pueden estar respondiendo a diferentes escalas espaciales de organización de la vegetación. Este modelo sugiere que los chanchos cariblancos utilizan una escala más gruesa al momento de seleccionar los recursos que utilizan, en comparación a los saínos (*T. tajacu*) quienes emplean una escala más fina de distinción del mosaico de la vegetación. Esto, probablemente apoya la idea de que la escala de microhábitat utilizada en este estudio pudo estar fuera de las escalas potenciales reconocidas por los grupos de chanchos cariblancos en el PNC. Otra explicación podría ser que las parcelas medidas fallaron en representar adecuadamente la variabilidad del microhábitat, es decir, las variables cuantificadas no lograron modelar las condiciones del microhábitat. Esto puede ser el reflejo de la alta variabilidad observada en la estructura vegetal dentro de varias parcelas.

En general y durante todo el muestreo se observó una relación entre la abundancia de chanchos y sitios con alta visibilidad (obstrucción visual baja a menos de 10 metros) que esta relacionado a bajas densidad de árboles juveniles y generalmente a un dosel bastante cerrado. Esta asociación podría estar relacionada al efecto de la depredación sobre los chanchos en el PNC, lo que favorece sitios con visibilidad y facilidad de escape. En las especies sujetas a alta depredación como el chancho cariblanco, que además de ser una de las presas más importantes en la dieta del jaguar (Chinchilla 1997) presenta una alta presión por cacería por los pobladores cercanos (Altrichter & Almeida 2002), los aspectos del comportamiento y de las relaciones interespecíficas podrían ser de mucha importancia al momento de evaluar sus patrones de selección. No es fácil medir la influencia de dichos factores sobre la selección de hábitat, sin embargo, Bleich *et al.* (1997) encontró que en las ovejas las estrategias anti-depredación jugaron el papel más determinante al momento de la selección del hábitat por las ovejas montañosas (*Ovis canadensis*). Por otro lado Frid (1997) encontró que las ovejas de Dall (*O. dalli*) seleccionaban sus áreas de uso con base a la distancia de escape y el tamaño de grupo. Para este tipo de estudio sería recomendable el seguimiento de los grupos para determinar que aspectos tanto ecológicos como de comportamiento influyen la actividad específica y su escogencia en cada sitio. El uso de trampas-cámaras para el análisis de microhábitats, podría ser efectivo si se estudian sitios o recursos claves para los chanchos, por ejemplo monitoreo de bañaderos de barro, fuentes de agua, entre otros (Maffei *et al.* 2002).

El patrón de actividad diaria obtenido con la frecuencia de fotografías, mostró dos picos de actividad durante el día (**Fig. 11**). Esto coincide con los resultados obtenidos por Carrillo *et al.* (2002) para el PNC, donde se mostró esta misma tendencia. La menor actividad registrada por las trampas-cámara puede ser el resultado de períodos de descanso. Al parecer los tiempos de descanso al mediodía podrían coincidir con períodos de uso de bañaderos en la estación seca (Carrillo *et al.* 2002). Sin embargo, con base en las observaciones de actividad de grupos de chanchos en los bañaderos (n = 12) durante enero y febrero, se encontró que estos fueron visitados durante casi todo el día (08:00h-16:00h) y por períodos muy cortos. Kiltie y Terborgh (1983) encontraron en Perú que no hubo ningún patrón en la visita de los chanchos a los bañaderos. Los chanchos aparentemente hacen uso de una variedad de microhábitats para combatir temperaturas extremas (Donkin 1985). Fragoso (1994) reporta que cerca de las 11:00h los chanchos se retiraron a las áreas de dormir o a sitios de vegetación densa para tomar una siesta bajo la sombra y reanudar las actividades de alimentación, baños de lodo, cópula y crianza a las 14:00h. Aunque la actividad del chancho fue principalmente diurna se registro cierta actividad en las primeras horas de la noche. Esto también fue reportado en el chaco boliviano, donde también se empleo trampas-cámara, para el estudio de los patrones de actividad de esta especie (Cuellar & Noss 2003). El uso de trampas-cámaras 24 horas al día parece ser un método muy efectivo para evaluar la actividad diaria de los chanchos cariblanco, en comparación con observaciones visuales oportunísticas o censos realizados en horas fijas del día (Maffei *et al.* 2002).

Las muestras barro de los bañaderos y los sitios control fueron muy similares. Esto puede ser producto de una muestra muy pequeña. Sin embargo se pueden observar algunas tendencias, como que el porcentaje de humedad de los bañaderos fue mayor que en los sitios control. El grado adecuado de humedad parece ser muy importante al momento de la selección de los chanchos por un sitio de bañadero. A finales de la estación seca, los bañaderos monitoreados empezaron a perder mucha humedad y los chanchos comenzaron a ausentarse, se añadió agua con cubetas para evitar que los chanchos prescindieran de su uso. Con lo anterior se logró que los chanchos visitaran los bañaderos por unos días más. En el caso del análisis gravimétrico se encontró que los porcentajes de partículas medianas a finas dominaron las muestras de barro. Esto coincide con lo esperado, pues las partículas medianas a finas podrían cumplir con una labor de abrasivo o como una pasta de fácil adherencia al cuerpo para el control de ectoparásitos. Se observó que fustes de árboles y troncos caídos alrededor de los bañaderos estaban cubiertos de barro y en dos ocasiones se observó a los chanchos frotarse después de enlodarse. Durante la estación lluviosa los bañaderos identificados en la estación seca desaparecen ya sea porque se convierten en quebradas de invierno o en pequeñas lagunas. Al parecer el uso de bañaderos en especies de suidos es fuertemente relacionado con la función de termorregulación (Kingdon 1979). Sin embargo, se obtuvo fotografías de chanchos cubiertos de barro durante la estación lluviosa también y se observó un sitio de bañadero en una zona alta. Como se mencionó antes los bañaderos podrían estar cumpliendo funciones no solo de termorregulación en la estación seca, sino como mecanismo de control de ectoparásitos y aun probablemente como sitio para un

comportamiento social (Sáenz y Carrillo *com.pers.*). Los bañaderos de barro al parecer son sitios de actividad importante para los chanchos, durante el año 2004 varios de estos sitios fueron reutilizados como bañaderos y durante años anteriores (Carrillo *com. pers.*). Se ha reportado que el cerdo verrugoso (*Phacochoerus aethiopicus*) en condiciones de cautiverio y privados de bañaderos de barro, desarrollaron grietas en la piel, por lo que esta actividad es necesaria para el mantenimiento de su salud (Kingdon 1979).

En general, las cámaras remotas empleadas, presentaron dificultades de manejo por la excesiva humedad y altas temperaturas ambientales, ambos factores afectaron el negativo del rollo de película durante el muestro y al momento de extraerlo de la cámara. Esto ocurrió a pesar de que se utilizó silica y tapones sanitarios dentro de la caja que contenía todo el sistema y cinta adhesiva en los bordes para controlar la humedad. También el mecanismo del sensor presentó complicaciones, se encontraron nidos de hormigas construidos en la cavidad del sensor lo que imposibilitó la recepción de calor y la activación del sistema. Por otro lado, las largas distancias recorridas para la revisión de las trampas-cámara dificultó mantener un monitoreo eficiente. Para revisar un grupo de trampas-cámara se recorría entre 20 y 25 km diarios desde la estación Sirena, esto afectó la detección rápida de problemas técnicos en el equipo. Aunque las trampas-cámara tienen aplicaciones importantes y diversas para estudios biológicos, se tiene que tomar en cuenta el costo elevado del método. El valor de una trampa-cámara es de \$US 300-400. El costo de suministros como baterías, película fotográfica y revelado aumenta el precio total considerablemente. Las trampas-

cámaras son equipos sensibles que necesitan mantenimiento profesional de forma frecuente. Por ese motivo hay que pensar cuidadosamente en los beneficios de su uso (Maffei *et al.* 2002, Silver *et al.* 2004).

A pesar de que se empleó un número considerable de trampas-cámara, probablemente sea necesario aumentarlo con el fin de obtener estimaciones más certeras en los patrones de selección de macrohábitat por los chanchos. En este estudio se identificó que un comportamiento anti-depredatorio podría estar influenciando entre otros aspectos la selección del microhábitat, sería interesante evaluar esto con mayor detalle a través de estudios que permitan el seguimiento de los grupos y su observación directa. El área analizada en este estudio representa la zona con mayor heterogeneidad de hábitats en el parque, se recomienda realizar replicas de este estudio en áreas más homogéneas, esto proveería de mayores elementos para entender e identificar los factores que están influenciando la selección de hábitat del chanco en el PNC. Se sugiere tomar en cuenta la ubicación de los bañaderos al momento de diseñar y adecuar los senderos turísticos dentro del parque, de tal forma que sean aprovechados para la observación de chanchos sin afectar su comportamiento y reducir el impacto del tráfico de turistas. Además sería recomendable incluir los bañaderos como sitios críticos para el patrullaje por el personal encargado del control de cazadores en el parque, especialmente durante la estación seca.

VII. Bibliografía

- Atlas Costa Rica. 2000. Laboratorio de sistemas de información geográfica. Escuela de ingeniería Forestal. Instituto tecnológico de Costa Rica. Cartago. CD.
- Altrichter, M., & R. Almeida. 2002. Exploitation of white lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) on the Osa peninsula, Costa Rica. *Oryx* 36 (2):126-132.
- Altrichter, M., C. Drews, J. Sáenz & E. Carrillo. 2001. Sex ratio and breeding of white lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) in a Costa Rican rainforest. *Rev. Biol. Trop.* 49(1): 381-387.
- Altrichter, M., C. Drews, J. Sáenz & E. Carrillo. 2002. Presupuesto de tiempo del chanco cariblanco (*Tayassu pecari*) en un bosque húmedo de Costa Rica. *Biotropica* 34(1):136-143.
- Altrichter, M., E. Carrillo, J. Sáenz & T. Fuller. 2001. White-lipped peccary (*Tayassu pecari*, Artiodactyla: Tayassuidae) diet and fruit availability in a Costa Rica rain forest. *Rev. Biol. Trop.* 49(3-4): 1183-1192.
- Altrichter, M., J. Sáenz, E. Carrillo & T. Fuller. 2000. Dieta estacional del *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) en el parque nacional Corcovado, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 48 (2-3): 689-702.
- Altrichter, M & G. Boaglio. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine chaco: associations with human factors. *Biol. Conser.* 116 (2): 217-225.
- Arthur, S., B. Manly, L. McDonald & G. Garner. 1996. Assessing habitat selection when availability changes. *Ecology* 77(1):215-227
- Bleich, V., R. Bowyer & J. Wehausen. 1997. Sexual segregation in mountain sheep: resources or predation?. *Wildl. Monogr.* 134. 50p.
- Bodmer, R. 1990. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. *J. Tropical Ecol.* 6 (2): 191-20.
- Bodmer, R. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23 (3):255-261

- Bodmer, R. 1995. Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecol. Applic.* 5(4):872-877.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J. R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D. W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D. J. L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson & W. N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conser.* 4(1): 75-79.
- Carrillo, E. 2000. Ecology and conservation of white-lipped peccaries and jaguars in Corcovado National Park, Costa Rica. Tesis de doctorado. Universidad de Massachusetts Amherst. 128p.
- Carrillo, E., G. Wong & A. Cuarón. 2000. Monitoring mammals populations in Costa Rica protected areas under different hunting restrictions. *Conser. Biol.* 14 (6): 1580-1591.
- Carrillo, E., J. Sáenz, & T. Fuller. 2002. Movements and activities of white-lipped peccaries in Corcovado National Park, Costa Rica. *Biol. Conser.* 108 (3): 317-324.
- Chinchilla, F. 1994. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*), el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora: felidae) y dos métodos de evaluación de su abundancia relativa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Tesis de maestría. Universidad Nacional. Heredia. 50p.
- Cutler, T. & D. Swann. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wild. Soc. Bull.* 27(3): 571-581.
- Cuellar E. & A. Noss. 2003. Mamíferos del chaco y la chiquitania de Santa Cruz, Bolivia. Fan. Santa Cruz de la Sierra. 202p.
- Donkin, R. 1985. The peccary with observations on the introduction of pigs to the new World. Philadelphia. American philosophical Society.
- Dirzo, R. & A. Miranda. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function and diversity, a sequel to John Terborgh. *Conser. Biol.* 4 (4):444-447.
- Edge, D., C. Les Marcus & S. Olson-Edge. 1987. Summer habitat selection by elk in western Montana: a multivariate approach. *J. Wildl. Manage.* 51(4):844-851.

- Eisenberg, J.H. 1989. *Mammals of the neotropic: the northern neotropics*. University of Chicago Press. Chicago. 600p.
- Fragoso, J. 1994. Large mammal and the community dynamic of an Amazonian rain forest. Tesis de doctorado. Univ. Florida. 223p.
- Fragoso, J. 1998. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30(3):458-469.
- Fragoso, J. 1999. Perception of scale and resource partitioning by peccaries: behavioral causes and ecological implications. *J. Mamm.* 80(3):993-1003
- Frid, A. 1997. Vigilance by female dall's sheep: interactions between predation risk factors. *Anim. Behavior.* 53 (4):799-808.
- Fuller, T., E. Carrillo-Jiménez & J. Saenz-Méndez. 2002. Survival of protected white-lipped peccaries in Costa Rica. *Can. Jour. Zool.* 80 (3):586-589.
- Gottdenker, N. & R. Bodmer. 1998. Reproduction and productivity of white-lipped and collared peccaries in the peruvian amazon. *J. Zool. Lond.* 245 (3): 423-430.
- Greene, C. & J. Stamps. 2001. Habitat selection at low population densities. *Ecology* 82 (8):2091–2100
- Griffiths, M. & C. Van Schaik. 1993. The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. *Conser. Biol.* 7(3):623-626
- Guisan, A. & N. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135(1):147–186
- Herrera-MacBryde, O. T. Maldonado, V. Jimenez & K. Thomsen. 1997. Osa peninsula and Corcovado national park, Costa Rica, p. 215-220. *En: S. Davis, V. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos, A. Hamilton (eds.): Centers of plant diversity. A guide and strategy for their conservation. Vol.3-WWF-IUCN*
- Higgins, K., J. Oldemeyer, K. Jenkins, G. Clamey & R. Harlow. 1994. Vegetation sampling and measurement, p. 567-591. *En: T. Bookhout (Ed.) Research and management techniques for wildlife and habitats. The Wildlife Society. Maryland.*
- Karanth, U. 1995. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Biol. Coserv.* 71 (3) :333-338

- Karanth K. U. & J. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79 (8):2852-2862.
- Keuroghlian, A., D. Eaton & W. Longland. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biol. Conserv.* 120 (3):411-425.
- Kiltie, R. 1981. Stomach contents of rain forest peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica* 13 (3):234-235.
- Kiltie, R. & J. Terborgh. 1983. Observations on the behavior of rain forest peccaries in Perú: why do peccaries form herds. *Z. Tierpsychol* 62:241- 255.
- Kingdon, J. 1979. East African mammals: an atlas of evolution in Africa. Universidad de Chicago. IIB. 435p.
- Krebs, C. 1999. Ecological methodology. Benjamin cummings. California. 620p.
- Lambert, T. & G. Adler. 2000. Microhabitat use by a tropical forest rodent, *Proechimys semispinosus*, in central Panama. *J. Mam.* 81(1): 70-76
- Labonne J , S. Allouche & P. Gaudin. 2003. Use of a generalised linear model to test habitat preferences: the example of *Zingel asper*, an endemic endangered percid of the River Rhône. *Freshwat. Biol.* 48(4): 687–697
- Litvaitis, J., K. Titus & E. Anderson. 1994. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats, p. 254-274. *En: T. Bookhout (Ed.) Research and management techniques for wildlife and habitats.* The Wildlife Society. Maryland.
- Maffei, L., E. Cuellar & A. Noss. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitania. *Rev. Bol. Ecol.* (11): 55 – 65.
- Manly, B., L. McDonald, D. Thomas, T. McDonald, W. Erickson. 2002. Resource selection by animals, statistical design and analysis for field studies. Dordrecht. Kluwer Academic publishers. 221p.
- March, I.J. 1995. The white lipped peccary (*Tayassu pecari*). *En: W.L.Oliver (Ed.) Pigs, peccaries and hippos: status survey and conservation plan.* UICN. Gland. 202p.
- Mayer, J. & M. Wetzel. 1987. *Tayassu pecari*. *Mammalian Species* 293:1-7.
- McGarigal, K., S. Cushman & S. Stafford. 2000. Multivariate statistics for wildlife and ecology research. Springer-Verlag. Nueva York. 283p.
- Mora, J. M. 2000. Mamíferos silvestres de Costa Rica. San José. EUNED. 240p.

- Morris, D. 1987a. Ecological scale and habitat use. *Ecology* 68 (2):362-369.
- Morris, D. 1987b. Test of density-dependent habitat selection in a patchy environment. *Ecol. Monog.* 57(4): 269-281.
- Naranjo, E. 1995. Abundancia y uso del hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en un bosque tropical húmedo de Costa Rica. *Vid. Silv. Neotrop.* 4(1):20-31.
- North, M. & J., Reynolds. 1996. Microhabitat analysis using radiotelemetry locations and polytomous logistic regression. *J. Wildl. Manage.* 60(3):639-653.
- Olmos, F. 1993. Diet of sympatric brazilian caatinga peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *J. Trop. Ecol.* 9(2): 255-258.
- Primak R., R. Roiz, P. Feinsinger, R. Dirzo & F. Massardo. 2001. Fundamentos de conservación biológica, perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica. México. 797 p.
- Redford, K. & J. Robinson. 1987. The game choice: patterns of indian and colonist hunting in the neotropics. *Amer. Antrop.* 89(3): 650-667.
- Salom, R. 2005. Ecología del jaguar (*Panthera onca*) y el manigordo (*Leopardus pardalis*) (Carnivora:Felidae), en el parque nacional Corcovado, Costa Rica. Tesis de maestría en biología. Universidad de Costa Rica. San José. 117p.
- Sarmiento, R. 2004. Métodos de estimación poblacional del jaguar (*Panthera onca*), parque nacional Corcovado, Costa Rica. Tesis de maestría. Universidad Nacional. Heredia. 63 p.
- Silveira, L., A. Jácomo & J. Diniz-Fiho. 2003. Camera trap, line census and track surveys: a comparative evaluation. *Biol. Conserv.* 114 (3):351-355
- Silver, S., L. Ostro, L. Marsh, L. Maffei, A. Noss, M. Kelly, R. Wallace, H. Gomez & G. Ayala. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38 (2):1-7
- Sowls, L. 1997. Javelinas and other peccaries, their biology, management and use. Texas A&M University. Texas. 325 p.
- StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6 www.statsoft.com.
- Terborgh, J. & R. Kiltie. 1984. Ecology and behavior of rainforest peccaries in southern Peru. National Geographic Society, Research Reports. 17:873-882.
- Thomas, D. & E. Taylor. 1990. Study designs and tests for comparing resource use and availability. *J. Wildl. Manage.* 54(2): 322-330

- Vaughan, C. 1981 Parque Nacional Corcovado. plan de manejo y desarrollo. EUNA. Heredia. 364p.
- Vaughan, C. 1994. Management of conservation units: The Costa Rican national system of conservation areas, p. 395-402. *En*: G.K. Meffe & C. R. Carroll (eds). Principles of conservation biology. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts.
- Vickers, W. 1991. Hunting yields and game composition over tens years in an Amazonian villages, p.53-81. *En*: J.G. Robinson and K.H. Redford (eds.). Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press.
- Wainwright, M. 2002. The natural history of Costa Rican mammals. Distribuidores zona tropical. Miami. 384 p.
- Weissehofer, A., W. Huber, N. Zamora, A. Weber & J. Gonzáles. 2001. A brief outline of the flora and vegetation of the Golfo Dulce region. In: A. Weber (ed), An introductory field guide to the flowering plants of the Golfo Dulce rainforest Costa Rica. Stapfia 78, Catalogue of oberoesterreichisches land es museum. Viena. 462 p.
- Wemmer, C., T. Kunz, G. Lundie-Jenkins & W. McShea. 1996. Mammalian signs, p.157-176. *En*: D.E. Wilson, F.R. Cole, J. Nichols, R. Rudran and M. Foster (eds.). Measuring and monitoring biological diversity, standard methods for mammals. Smithsonian. Washington.
- Zar, J. 1999. Biostatistical analysis. Prentice-Hall. London. 663 p.

Anexo 1

Número de días de muestreo y días con captura por trampa-cámara y su macrohábitat

| Trampa-cámara | Días de muestreo | Días con captura | Hábitat* | Hábitat** |
|---------------|------------------|------------------|-----------------------------|------------|
| 1 | 264 | 9 | Secundario maduro de bajura | Secundario |
| 2 | 253 | 5 | Secundario maduro de bajura | Secundario |
| 3 | 191 | 5 | Primario premontano | Primario |
| 4a | 31 | 4 | Primario premontano | Primario |
| 4b | 175 | 5 | Primario premontano | Primario |
| 5 | 140 | 4 | Secundario joven de bajura | Secundario |
| 6 | 168 | 16 | Primario de bajura | Primario |
| 7 | 138 | 3 | Primario de bajura | Primario |
| 8a | 208 | 4 | Primario de bajura | Primario |
| 8b | 85 | 7 | Secundario joven de bajura | Costero |
| 9 | 221 | 10 | Primario premontano | Primario |
| 10 | 115 | 4 | Primario premontano | Primario |
| 11 | 108 | 0 | Primario premontano | Primario |
| 12a | 37 | 0 | Primario premontano | Primario |
| 12b | 92 | 1 | Primario premontano | Primario |
| 13 | 18 | 1 | Primario de bajura | Primario |

*Clasificación según Naranjo (1995)

** Clasificación según Carrillo *et al.* (2002)

Anexo 2

Valores de la regresión logística entre las variables del microhábitat y la abundancia de chanchos cariblanco en el Parque Nacional Corcovado, 2002-2003

| Variables | Coefficiente de regresión | Error estándar | Test wald* | p |
|-----------------------------|----------------------------------|-----------------------|-------------------|----------|
| Intercepto | -12.1472 | 3.597227 | 11.40291 | 0.000733 |
| Número de árboles juveniles | -0.3277 | 0.157057 | 4.35319 | 0.036940 |
| Número de palmas | 0.1035 | 0.117885 | 0.77064 | 0.380018 |
| Número de troncos caídos | 0.1230 | 0.374618 | 0.10778 | 0.742687 |
| Obstrucción visual | 0.0265 | 0.011711 | 5.12084 | 0.023640 |
| Cobertura del sotobosque | -0.8536 | 1.579153 | 0.29222 | 0.588802 |
| Área basal | -0.0520 | 0.591550 | 0.00773 | 0.929950 |
| Cobertura del dosel | 8.0630 | 2.834132 | 8.09375 | 0.004442 |

* Equivale a un χ^2 con un grado de libertad (Statistica 6.0)