

UNIVERSIDAD PERUANA CAYETANO HEREDIA
FACULTAD DE CIENCIAS Y FILOSOFÍA “ALBERTO CAZORLA TALLERI”



**Utilizando estimaciones de ocupación para el monitoreo de la
biodiversidad en áreas naturales protegidas: el caso del Parque
Nacional Cordillera Azul**

Alejandra Pizarro Choy

Tesis para optar el título de Licenciada en Biología

Lima, Perú

2016

Resumen

La gestión del Parque Nacional Cordillera Azul (PNCAZ) busca establecer una metodología de monitoreo del estado de su biodiversidad que evalúe el impacto de su gestión para guiar las estrategias de conservación aplicadas. El monitoreo en el PNCAZ es realizado por los guardaparques, quienes registran rastros de presencia de fauna mientras realizan patrullajes en el área del parque y su zona de amortiguamiento (ZA).

El propósito de este estudio es evaluar el uso de modelos de ocupación como metodología de análisis de la información de monitoreo de fauna existente en la zona noroeste del PNCAZ y su ZA. Se evalúa la probabilidad de ocupación de 5 especies de mamíferos grandes, lo que nos permite evaluar si la metodología puede detectar cambios entre temporadas en el Parque. A la vez, se buscan relaciones entre la distribución de las especies con potenciales variables antrópicas que podrían afectar su distribución.

Se utilizaron todos los registros de fauna georreferenciados de 5 especies recopilados por los guardaparques entre el 2011 y el 2014. Las especies elegidas fueron: *Tapirus terrestris*, *Mazama americana*, *Tayassu pecari*, *Pecari tajacu* y *Panthera onca*. La información fue analizada utilizando el software PRESENCE 9.2, utilizando el modelo de una especie y una temporada. Para evaluar los modelos se utilizaron tres covariables: deforestación, distancia del PNCAZ y distancia del centro poblado más cercano. Luego, se analizó la probabilidad de que el muestreo utilizado pueda detectar una diferencia significativa en la ocupación entre dos temporadas.

El modelo que representa mejor los resultados es la distancia del PNCAZ, lo cual indica que se avistan más individuos a mayor cercanía del PNCAZ o dentro de él. La probabilidad de ocupación de las especies del estudio es de 0.5, lo que indica que éstas utilizan la mitad del espacio estudiado. La probabilidad de detección de las especies es menor a 0.25, lo que indica que la metodología de monitoreo actual no permite avistar a las especies la mayoría de veces. La metodología actual de monitoreo puede detectar diferencias significativas entre temporadas en el monitoreo de *T. terrestris* y *M. americana*, considerando el esfuerzo realizado en el 2014. Sin embargo, no podría detectar diferencias en el monitoreo de *P. tajacu*, *P. onca* y *T. pecari*. Para estas especies se debe buscar otras metodologías de monitoreo y análisis.

Abstract

The Cordillera Azul National Park's (PNCAZ) management seeks a methodology for monitoring biodiversity to assess the impact of management and to guide the conservation strategies applied. Monitoring at the PNCAZ is done by park rangers, who record the presence of wildlife while conducting patrols in the park area and its buffer zone.

The purpose of this study is to evaluate the use of occupancy models as a methodology for analyzing the wildlife monitoring data in the north-west area of the PNCAZ and its buffer zone. We evaluated the occupancy probability of 5 species of large mammals, which allows us to evaluate if the methodologies applied can be used to detect changes in the Park. At the same time, we evaluated the relation between the distribution of these species with potential anthropogenic variables that could affect their distribution.

We used all georeferenced records of the 5 species, collected by the rangers during 2011 to 2014. The selected species were: *Tapirus terrestris*, *Mazama americana*, *Tayassu pecari*, *Pecari tajacu* and *Panthera onca*. The information was analyzed using the software PRESENCE 9.2, using the one season one species model. Three covariates were used to evaluate the models: deforestation, distance from the PNCAZ and distance from the nearest population center. Then the probability that the sampling effort used was enough to detect a significant difference between seasons was analyzed.

The model that best represents the results is the distance from the PNCAZ, indicating that more individuals are sighted closer to the PNCAZ. The occupancy probability of the species of the study is 0.5, indicating that they use half of the space studied. The detection probability is less than 0.25, indicating that the species are not sighted even when present. The current monitoring methodology can detect significant differences between seasons in monitoring *T. terrestris* and *M. americana*, considering the effort achieved in 2014. However, it could not detect differences in monitoring *P. tajacu*, *P. onca* and *T. pecari*. For these species, other monitoring or analysis methodologies should be sought.

Índice

I.	Introducción.....	8
II.	Antecedentes	11
II.I.	Áreas Naturales Protegidas	11
II.II.	Parque Nacional Cordillera Azul.....	12
II.III.	Gestión.....	14
II.IV.	Monitoreo del estado de la biodiversidad en ANP.....	18
II.V.	Metodologías de monitoreo	19
II.VI.	Modelos de ocupación.....	23
III.	Hipótesis	25
IV.	Objetivos.....	25
V.	Materiales y métodos	26
V.I.	Área de estudio	26
V.II.	Registro de los datos:.....	28
V.II.I.	<i>Datos de Patrullaje</i>	28
V.II.II.	<i>Datos de Fauna:</i>	28
V.III.	Sistematización de la información	29
V.III.I.	<i>Base de datos:</i>	29
V.III.II.	<i>Mapas:</i>	30
V.III.III.	<i>Patrullajes</i>	30
V.IV.	Análisis de la información	32
V.IV.I.	<i>Ocupación</i>	33
V.IV.II.	<i>Modelos</i>	35
V.IV.III.	<i>Poder de análisis</i>	37
VI.	Resultados	39
VI.I.	Descripción de la información.....	39
VI.II.	Análisis de modelos, ocupación, detección y poder.....	49

VI.II.I. <i>Tapirus terrestris (sachavaca)</i>	49
VI.II.II. <i>Pecari tajacu (sajino)</i>	52
VI.II.III. <i>Panthera onca (otorongo)</i>	55
VI.II.IV. <i>Tayassu pecari (huangana)</i>	58
VI.II.V. <i>Mazama americana (venado rojo)</i>	61
VII. Discusión.....	65
VII.I. Información recolectada.....	65
VII.II. Modelos.....	68
VII.III. Ocupación y detección.....	72
VII.IV. Poder del análisis.....	74
VII.VI. Recomendaciones para el monitoreo de la gestión de las ANP	76
VIII. Conclusiones	80
IX. Referencias.....	81
Glosario de términos.....	91
Anexos	92

Lista de tablas

Tabla 1. Tipos de hábitat encontrados en el área de estudio.....	27
Tabla 2. Puestos de vigilancia considerados dentro del estudio.	27
Tabla 3. Número de patrullajes utilizados en el análisis, por temporada.	39
Tabla 4. Número de celdas visitadas y número máximo de visitas por temporada, por tamaño de celda en hectáreas, de las matrices “con ajustes”.....	40
Tabla 5. Número de registros utilizados para el análisis por especie y por temporada, y porcentaje que estos representan del total de registros en la base de datos para la especie en la temporada.	40
Tabla 6. Descripción de las matrices de detección “con ajustes” y “sin ajustes” de <i>T. terrestris</i> para la temporada 2014	49
Tabla 7. Resultados del análisis del modelo de una especie y una temporada de las matrices de detección de <i>T. terrestris</i> por temporada.....	50
Tabla 8. Estimados de las probabilidades de ocupación y detección de <i>T. terrestris</i> por temporadas.	50
Tabla 9. Probabilidad de detectar un cambio en la ocupación de <i>T. terrestris</i> , entre temporadas	51
Tabla 10. Descripción de las matrices de detección “con ajustes” y “sin ajustes” de <i>P. tajacu</i> para la temporada 2014.....	52
Tabla 11. Resultados del análisis del modelo de una especie y una temporada de las matrices de detección de <i>P. tajacu</i> por temporada	53
Tabla 12. Estimados de las probabilidades de ocupación y detección de <i>P. tajacu</i> por temporadas.	53
Tabla 13. Probabilidad de detectar un cambio en la ocupación de <i>P. tajacu</i> , entre temporadas	54
Tabla 14. Descripción de las matrices de detección “con ajustes” y “sin ajustes” de <i>P. onca</i> para la temporada 2014	55
Tabla 15. Resultados del análisis del modelo de una especie y una temporada de las matrices de detección “con ajustes” de <i>P. onca</i> por temporada	56

Tabla 16. Estimados de las probabilidades de ocupación y detección de <i>P. onca</i> por temporadas.....	57
Tabla 17. Probabilidad de detectar un cambio en la ocupación de <i>P. onca</i> , entre temporadas.....	57
Tabla 18. Descripción de las matrices de detección “con ajustes” y “sin ajustes” de <i>T. pecari</i> para la temporada 2014.....	58
Tabla 19. Resultados del análisis del modelo de una especie y una temporada de las matrices de detección “con ajustes” de <i>T. pecari</i> por temporada.....	59
Tabla 20. Estimados de las probabilidades de ocupación y detección de <i>T. pecari</i> por temporadas.....	60
Tabla 21. Probabilidad de detectar un cambio en la ocupación de <i>T. pecari</i> , entre temporadas.....	60
Tabla 22. Descripción de las matrices de detección “con ajustes” y “sin ajustes” de <i>M. americana</i> para la temporada 2014.....	61
Tabla 23. Resultados del análisis del modelo de una especie y una temporada de las matrices de detección “con ajustes” de <i>M. americana</i> por temporada.....	62
Tabla 24. Estimados de las probabilidades de ocupación y detección de <i>M. americana</i> por temporadas.....	63
Tabla 25. Probabilidad de detectar un cambio en la ocupación de <i>M. americana</i> , entre temporadas.....	63

Lista de figuras

Figura 1. Mapa del Parque Nacional Cordillera Azul	13
Figura 2. Organigrama de la gestión del PNCAZ.....	15
Figura 3. Flujo de información para la gestión en el PNCAZ	17
Figura 4. Mapa de la zona de estudio, incluyendo los puestos de vigilancia mencionados en la Tabla 2 y las rutas de patrullaje la temporada 2014.....	26
Figura 5. Diagrama de flujo de los pasos seguidos para el análisis de la información... 32	
Figura 6. Mapa del área de patrullaje del Refugio Piquiyacu.....	33
Figura 7. Relación entre la distancia del PNCAZ de los cuadrantes de 100 ha visitados y la cobertura vegetal durante el 2014	41
Figura 8. Relación entre la distancia del poblado más cercano de los cuadrantes de 100 ha visitados y la cobertura vegetal durante el 2014	42
Figura 9. Número de cuadrantes de 100 ha visitados durante el 2014, según distancia del borde del PNCAZ.	43
Figura 10. Mapa del esfuerzo de muestreo y registro de <i>T. terrestris</i> por temporadas ..	44
Figura 11. Mapa del esfuerzo de muestreo y registro de <i>P. tajacu</i> por temporadas.....	45
Figura 12. Mapa del esfuerzo de muestreo y registro de <i>P. onca</i> por temporadas	46
Figura 13. Mapa del esfuerzo de muestreo y registro de <i>T. pecari</i> por temporadas.....	47
Figura 14. Mapa del esfuerzo de muestreo y registro de <i>M. americana</i> por temporadas.	48
Figura 15. Diagrama de flujo de la selección y la metodología de análisis de la información recomendada.....	79

I. Introducción

La pérdida de hábitat y especies en los trópicos está incrementando a una tasa nunca antes vista en la historia, debido en gran medida al crecimiento poblacional y a la demanda por recursos naturales (Laurance, 1999; Bradshaw et al., 2009). La gravedad de esta pérdida se ve reflejada, por ejemplo, en el hecho que los bosques tropicales mantienen más de la mitad de las especies conocidas, pero solo representan el 7% de la superficie de la Tierra (Wilson, 1988). El impacto en la biodiversidad global al perder parte de estos ecosistemas es bastante alto.

En América del Sur, la tasa de conversión de bosques entre los años 1990 y 2010 fue de 0.45% anualmente (FAO, 2010) y en Perú, esta tasa ha sido de 0.2% entre 1990 y el 2015 (FAO, 2015). Los Andes Tropicales - ubicados en América del Sur y cubriendo gran parte del Perú - son una zona focal (“hotspot”) de diversidad importante, es decir, un área que presenta altos niveles de endemismo mientras que al mismo tiempo está bajo fuertes amenazas de pérdida de hábitat. Esta zona mantiene intacto solo el 25% de su vegetación original, pero alberga el 5.7% de las especies de vertebrados y el 6.7% de las especies de plantas conocidas en el mundo (Myers et al., 2000).

Los bosques de esta zona no solo mantienen gran parte de la biodiversidad del planeta, sino que son una importante fuente de alimentos y otros recursos para las poblaciones nativas y locales que habitan cerca o en su territorio (Peters et al., 1989; Balick y Mendelsohn, 1992). Además, proveen servicios ecosistémicos tales como la provisión de agua limpia, la prevención de la erosión, la regulación del clima, mitigación de inundaciones, entre otros (de Groot et al., 2002). Estos servicios son importantes para la vida humana, así como para el mantenimiento de los ecosistemas y los bienes que estos producen (Daily, 1997).

Frente a esta crisis ambiental, los gobiernos han designado esfuerzos hacia la conservación de estos espacios. Las estrategias de conservación son amplias: la educación ambiental, la promoción del manejo sostenible de los bosques, la estabilización del uso de los suelos o el ordenamiento territorial, entre otros. De entre estas alternativas, la estrategia probablemente más utilizada históricamente y con mayores indicios de efectividad, es la generación y mantenimiento de Áreas Naturales Protegidas (Rodrigues et al., 2004). Estas áreas son espacios dentro del territorio

designados a la conservación del medio ambiente y son protegidos y manejados con este propósito (Dudley, 2008).

En el Perú, el propósito es dual: por un lado se busca la protección de la biodiversidad y por el otro, el soporte al desarrollo sostenible del país (Ley de Áreas Naturales Protegidas, Ley N°26834). Sin embargo, su efectividad para la conservación ha sido disputada ampliamente y depende de la calidad de su gestión, la cual debe asegurar la protección del área y el manejo adecuado y sostenible de los recursos (McNeely et al, 1994; Bruner et al, 2001).

Las ANP en el Perú se encuentran bajo la dirección del Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado – SERNANP. Este organismo público tiene como parte de sus funciones la coordinación y la co-gestión de las ANP junto a los gobiernos regionales, locales, organizaciones privadas y otros actores involucrados directa o indirectamente en la gestión y conservación de estas áreas.

Es así que como ejemplo de co-gestión en Perú, el Parque Nacional Cordillera Azul y su entidad co-gestora, CIMA – Cordillera Azul, previene la deforestación de más de 1.3 millones de hectáreas y mitiga el impacto de las amenazas hacia la conservación del parque en su zona de amortiguamiento (SERNANP y CIMA, 2011b). Una parte fundamental entonces de la labor conjunta de estas dos entidades es evaluar y monitorear el impacto de su gestión para guiar las estrategias de conservación aplicadas hacia un mejor manejo de los recursos.

El monitoreo del impacto de la gestión del PNCAZ es realizado por el equipo de guardaparques, quienes realizan patrullajes en el área del parque y su zona de amortiguamiento para identificar y detener amenazas (SERNANP y CIMA, 2011a). Durante éstos, los guardaparques registran avistamientos o rastros de fauna, y esta información es utilizada para el monitoreo de la riqueza y la presencia de especies dentro de los sectores de patrullaje. Sin embargo, la información sola no es suficiente. Es necesario que la información sea suficiente y adecuada para generalizar –a través de diversos análisis- información representativa estas especies y así obtener evidencia de un impacto de la gestión. Hasta el momento, no se ha evaluado la efectividad de esta información para el monitoreo.

El propósito de este estudio es evaluar el uso de modelos de ocupación como metodología de análisis de la información de monitoreo de fauna existente en cuatro sectores del Parque Nacional Cordillera Azul. De esta manera, se evalúa el estado de conservación de 5 especies de mamíferos grandes del PNCAZ: *Tapirus terrestris*, *Mazama americana*, *Tayassu pecari*, *Pecari tajacu* y *Panthera onca*; lo que nos podría dar indicios sobre el estado de la biodiversidad en el Parque al tratarse de 5 especies sombrilla. De garantizarse la conservación de estas 5 especies, las especies que se encuentren asociadas a éstas (presas, hábitat, etc), también estarían conservadas.

A la vez, se buscan relaciones entre la detección de las especies seleccionadas con potenciales variables antrópicas que podrían afectar su distribución, tales como la cercanía a poblados y a zonas deforestadas. Esta información puede ser utilizada para determinar el impacto de estas variables en la conservación de la biodiversidad y así tomar decisiones dirigidas a mitigarlas.

En este estudio evaluamos si el análisis de ocupación –como metodología estadística de análisis- puede ser utilizado para examinar los registros de monitoreo realizados por los guardaparques. De esta manera, los resultados del monitoreo podrían apoyar la toma de decisiones en la gestión del área, pudiéndose detectar cambios en el entorno a tiempo para guiar las actividades de conservación de manera adecuada. Esta información puede también ser utilizada para generar reportes hacia las entidades nacionales encargadas de las Áreas Naturales Protegidas, así como para mejorar la toma de decisiones de la gestión con más información.

II. Antecedentes

II.I. Áreas Naturales Protegidas

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son la estrategia más utilizada mundialmente para la conservación de la biodiversidad (Rodrigues et al., 2004). Un Área Natural Protegida es definida por la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) como un “espacio geográfico definido, reconocido y manejado por métodos legales u otros, para lograr la conservación de la naturaleza y sus servicios ecosistémicos y valor cultural asociados” (Dudley, 2008). Estos espacios se protegen de manera que mantengan ecosistemas funcionales, sirvan como refugios para las especies y garanticen procesos ecológicos que no podrían mantenerse en sistemas degradados. Así, protegen el 14.6% de la tierra y el 2.8% del océano (IUCN, 2015), y guardan aproximadamente el 15% del carbono del mundo (Kapos et al., 2008).

La UICN describe seis categorías de manejo de ANP (Anexo 1), las cuales clasifican a las áreas protegidas según los objetivos de su gestión (Dudley, 2008). Estas categorías son reconocidas por organismos internacionales y, cada vez más, por los gobiernos dentro de su legislación. El establecimiento de estas categorías tiene como objetivo la facilitación del planeamiento, el mejoramiento del manejo de la información y la regulación de actividades dentro de las ANP.

En la legislación peruana, la Ley de Áreas Naturales Protegidas define a las ANP como “espacios continentales y/o marinos del territorio nacional, expresamente reconocidos y declarados como tales, incluyendo sus categorías y zonificaciones, para conservar la diversidad biológica y demás valores asociados de interés cultural, paisajístico y científico, así como por su contribución al desarrollo sostenible del país” (Ley N°26834).

Las ANP son parte del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado – SINANPE, sistema bajo el rectorado del Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado – SERNANP. A su vez, el SERNANP es un Organismo Público Técnico Especializado adscrito al Ministerio del Ambiente – MINAM, y es el organismo encargado de la gestión de éstas.

El SINANPE establece nueve categorías de manejo, que corresponden a las categorías II a VI reconocidas por la UICN (Anexo 2). Además de estas áreas, clasificadas como áreas de administración nacional según su nivel de administración, también se pueden establecer Áreas de Conservación Regional y Áreas de Conservación Privadas, por los gobiernos regionales y por comunidades locales o propietarios individuales, respectivamente. Es así que en el Perú hay un total de 183 ANP y, a través de ellas, el 17,22% del territorio nacional se encuentra protegido bajo alguna categoría de conservación (MINAM, 2016).

II.II. Parque Nacional Cordillera Azul

El Parque Nacional Cordillera Azul (PNCAZ) abarca parte de las regiones de San Martín, Loreto, Huánuco y Ucayali (Anexo 3). Es la ANP con la extensión más grande de bosques montanos del país comprendiendo más de 1.3 millones de hectáreas¹ de áreas estrictamente protegidas y más de 2 millones de hectáreas² en la zona de amortiguamiento (ZA) (Figura 1) (SERNANP y CIMA, 2011b). En este trabajo entendemos el PNCAZ como toda el área de influencia manejada por la gestión, tanto el área intangible del Parque como su ZA.

El PNCAZ se creó en el año 1963 al establecerse el Bosque Nacional Biabo - Cordillera Azul, y fue declarado Parque Nacional el 21 de mayo de 2001 mediante el Decreto Supremo N° 031-AG-2001, después de la realización del inventario biológico rápido en las cuencas de los ríos Pisqui y Pauya por las instituciones The Field Museum of Natural History, la Asociación Peruana para la Conservación y la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. En julio de 2007 se le adjudica al Centro de Conservación, Investigación y Manejo de Áreas Naturales – CIMA Cordillera Azul, el contrato de administración total del parque por un periodo de 20 años (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011b).

¹ 1 353 190.85 ha.

² 2 061 259.79 ha.

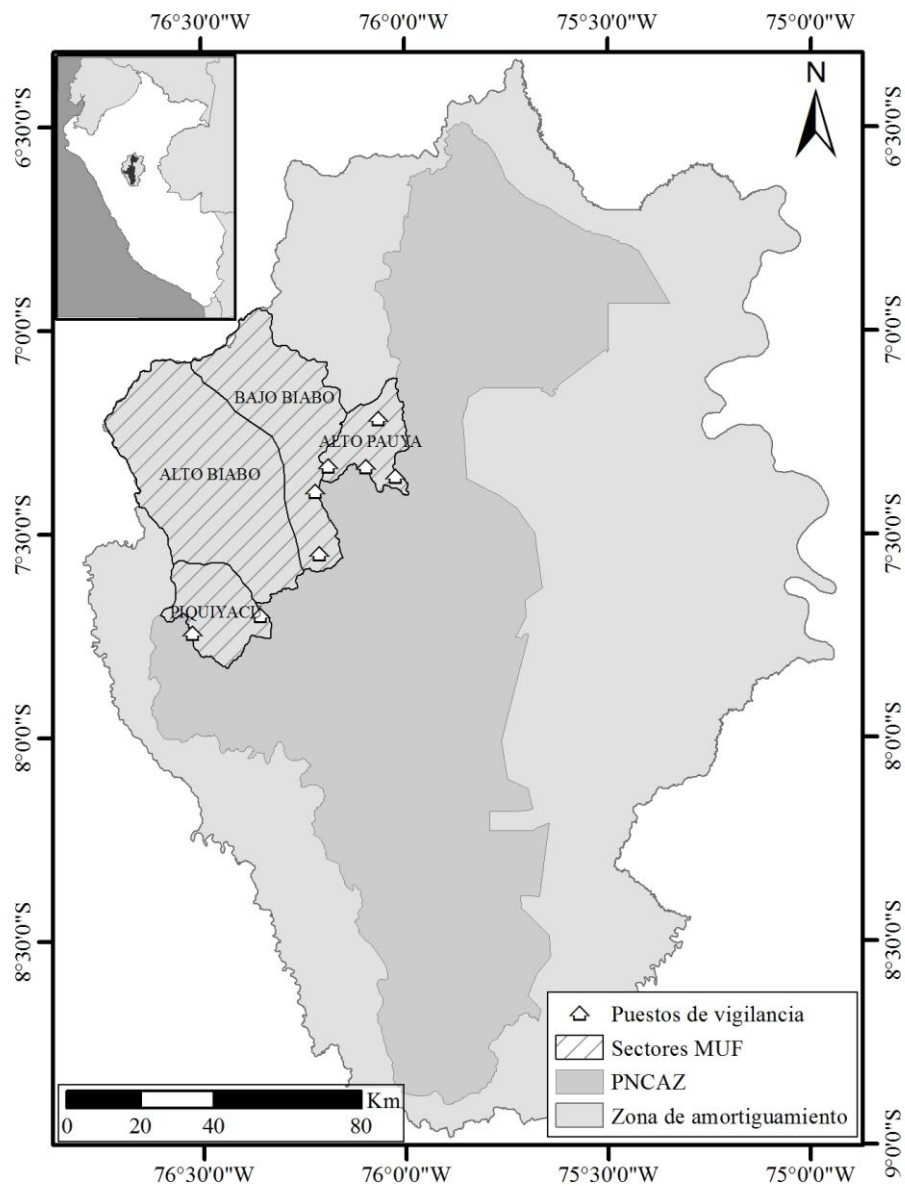


Figura 1. Mapa del Parque Nacional Cordillera Azul, incluyendo la zona de estudio.

Como figura en el portafolio de creación, uno de los objetivos del proceso fue: “Proteger una serie única de especies, comunidades biológicas y formaciones geológicas, propias de los bosques montanos y pre-montanos del complejo de la Cordillera Azul” (Pequeño, 2007). El parque presenta una gradiente altitudinal que va desde los 100 hasta los 2400 msnm y, debido a las formaciones geológicas conocidas como Formaciones Vivian, genera una serie de 20 hábitats estructurales y ecosistemas

diversos que mantienen una amplia gama de flora y fauna (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011a).

Durante el inventario biológico rápido realizado en el año 2000 en la zona del Biabo, se encontraron 71 especies de mamíferos, 375 especies de aves, 31 especies de anfibios, 11 especies de reptiles, 93 especies de peces y aproximadamente 1616 especies de plantas solo en 3 semanas en campo. Para el total del PNCAZ y su ZA, se estiman unas 120 especies de mamíferos, entre 600 y 800 especies de aves, 210 anfibios y reptiles, 200 de peces y entre 4000 y 6000 especies de plantas (Alverson et al., 2001).

Si bien el área del parque es intangible, el área de la ZA es habitada por muchas comunidades que mantienen actividades agropecuarias y forestales (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011a). Además, algunas zonas del PNCAZ son usadas para la caza de subsistencia de los pobladores locales, bajo la supervisión de los guardaparques. El área intangible es protegida por acciones de control y vigilancia lideradas desde 21 infraestructuras de control y vigilancia (puestos de vigilancia) a cargo de 45 guardaparques.

El PNCAZ se encuentra en el área focal de diversidad (“hotspot”: un área que presenta altos niveles de endemismo y que está bajo fuertes amenazas de pérdida de hábitat) denominada Andes Tropicales de América del Sur (Myers et al., 2000), abarcando parte de un Área de Endemismo de Aves y otras áreas de interés para la conservación (Bradshaw et al., 2009). Además, protege extensas áreas de bosque montano, un tipo de bosque poco representado y protegido por las ANP en el mundo (Rodrigues et al., 2004) y representados en un 5% de su extensión por las ANP en el Perú (MINAM, 2016).

II.III. Gestión

La gestión del PNCAZ se lleva a cabo bajo un modelo de co-manejo entre el Centro de Conservación, Investigación y Manejo de Áreas Naturales – CIMA Cordillera Azul, el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado – SERNANP y el Comité de Gestión del PNCAZ (Figura 2).

Dentro de este modelo, estas instituciones cumplen diferentes roles en la gestión del parque. SERNANP representa al Estado Peruano en el ámbito del PNCAZ y, a través de la Jefatura del PNCAZ y los Guardaparques, realiza la supervisión del Contrato de Administración, y las acciones de control, vigilancia y sanción de actividades ilícitas. CIMA Cordillera Azul, al cumplir su rol de Ejecutor del Contrato de Administración, es responsable de implementar el Plan Maestro, administrar los recursos económicos, promover la participación de la población local y desarrollar programas de promoción del PNCAZ, entre otras labores de gestión. El Comité de Gestión es un espacio de participación voluntaria conformado por instituciones estatales y privadas que apoyan la gestión y administración del PNCAZ, manifestando sus intereses y canalizándolos en apoyo a la gestión (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011b).

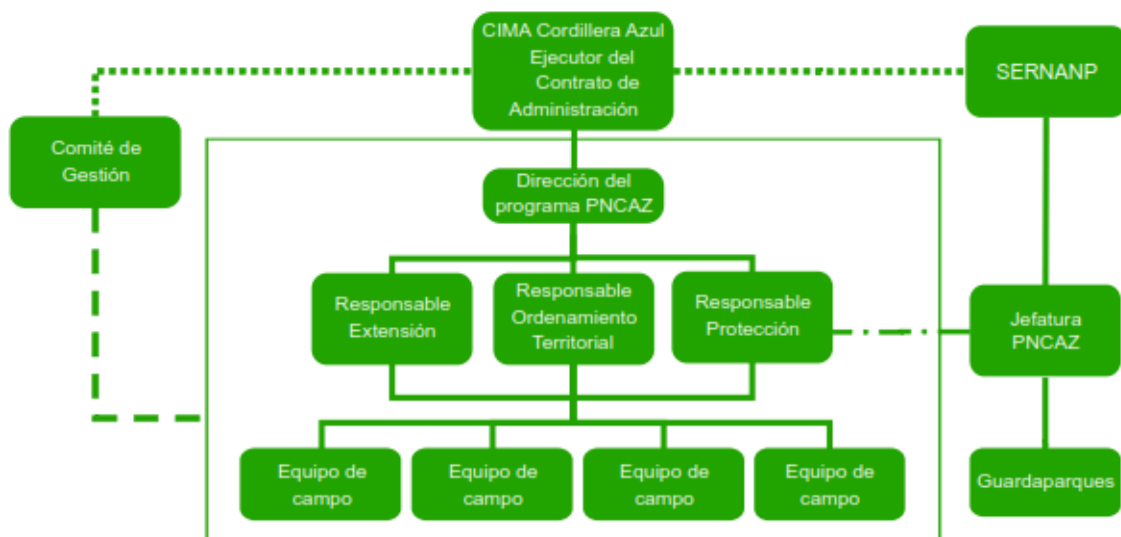


Figura 2. Organigrama de la gestión del PNCAZ (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011b).

CIMA, como entidad co-gestora del parque, tiene el compromiso de mantener la integridad del PNCAZ. A través de su trabajo, el PNCAZ actualmente mantiene una tasa de deforestación anual antrópica cercana a cero (0.09% anual), comparada con el 0.2% anual en Perú entre 1990 y el 2015 (FAO, 2015), y el 0.45% anualmente en América del Sur entre los años 1990 y 2010 (FAO, 2010). Esto es debido a que (i) no hay poblaciones asentadas dentro del área del PNCAZ y (ii) se mantienen medidas de

protección y sensibilización de la población alrededor del parque (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011a).

La gestión del PNCAZ trabaja para asegurar la conservación del parque de dos maneras: el área del parque se protege con carácter intangible a través de medidas legales de manera que nadie ingrese a atentar contra su integridad, y se trabaja con las poblaciones más cercanas al parque – de las casi 450 comunidades – en la zona de amortiguamiento (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011a).

CIMA-Cordillera Azul, como entidad administradora del PNCAZ, maneja procesos de sensibilización de la población y estabilización del uso del suelo con las poblaciones prioritarias asentadas en la ZA (aquellas poblaciones más cercanas al límite del PNCAZ y las que presentan actividades que pudieran generar conflictos con el parque) (Rodríguez-Izquierdo et al., 2010). Así, se asume que si se controlan las amenazas en la ZA, se podrá detener su impacto en el área del PNCAZ. Estos procesos se realizan de manera que las poblaciones se vean incluidas en la conservación del parque, con el objetivo que su conservación sea sostenible en el tiempo (Llactayo et al., 2008).

Sin embargo, a pesar que las ANP son ampliamente utilizadas como mecanismos de conservación, éstas son de poca ayuda en la conservación de la biodiversidad si no son manejadas efectivamente (Dearden y Bennett, 2005;). La efectividad que tengan para la conservación depende de la calidad de la protección y la gestión de sus espacios (McNeely et al, 1994; Bruner et al, 2001). Además, la gestión de estas áreas debe incluir a todos los actores relacionados, desde los gobiernos hasta las comunidades locales (Hayes, 2006), de manera que las actividades realizadas sean transparentes, realistas y sostenibles en el tiempo a largo plazo (Wilkie et al., 2011).

En el PNCAZ, CIMA utiliza un modelo de gestión participativa, involucrando a actores y autoridades locales en la toma de decisiones y como apoyo en las diferentes actividades que realizan en el área del proyecto. Además, la gestión utiliza un marco de manejo adaptativo para guiar su modelo de co-gestión y su intervención en el manejo del PNCAZ (Figura 3).

El manejo adaptativo es un modelo de gestión utilizado para tomar decisiones en un marco de cambio constante e incertidumbre: se asume que las intervenciones de manejo realizadas generan impactos en los recursos y a la vez pueden generar resultados

diferentes a los esperados. En el caso de manejo de recursos naturales, se enfoca en “aprender haciendo y adaptando las intervenciones de acuerdo a lo aprendido” (Walters y Holling, 1990).

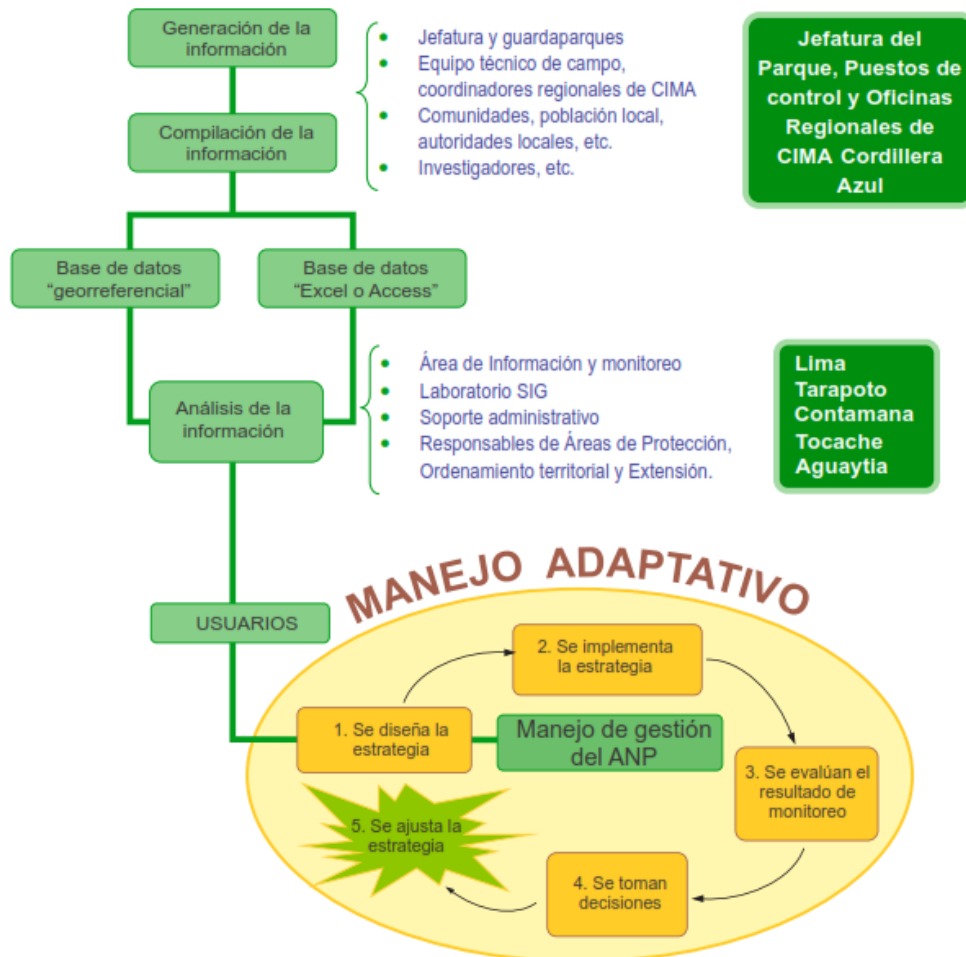


Figura 3. Flujo de información para la gestión en el PNCAZ, desde donde se implementa la gestión, hacia las sedes donde se centraliza dicha información (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011b).

Se considera que el manejo adaptativo tiene dos fases: la fase de instalación y la repetitiva. La fase de instalación reúne a los actores involucrados en el planteamiento de objetivos y la elección de las acciones de manejo que se llevarán a cabo, tomando en cuenta los indicadores de éxito que se considerarán durante el proyecto y los protocolos

de monitoreo que se utilizarán para medir los impactos. Por otro lado, la fase repetitiva es un ciclo que contempla la toma de decisiones, el monitoreo de los impactos, la evaluación de la efectividad del manejo y la retroalimentación del aprendizaje para mejorar las acciones de manejo. Además, se incluye una fase de aprendizaje institucional, en la que se toman las lecciones aprendidas durante la fase repetitiva del manejo adaptativo y se replantean los elementos de la fase de instalación para ajustar la estrategia de manera que produzca los resultados deseados (Williams y Brown, 2012).

La gestión del PNCAZ se encuentra actualmente en la fase repetitiva del ciclo de manejo adaptativo, aplicando estrategias de conservación en el Parque y su ZA y realizando un monitoreo permanente de sus impactos (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011a). La fase de aprendizaje institucional se fomenta en los procesos de actualización del Plan Maestro (cada 5 años), el cual es el principal documento que guía el trabajo de la gestión del PNCAZ.

II.IV. Monitoreo del estado de la biodiversidad en ANP

El monitoreo de estado es considerado como el “registro intermitente de la condición de una característica de interés para detectar o medir un cambio según un estándar predeterminado” (Hellowell, 1991). Para la gestión adecuada de las ANP, el monitoreo del estado de los objetos de conservación (ecosistemas o especies de interés prioritario para la conservación) resulta ser una pieza importante, debido a que permite reconocer cuando el sistema se está alejando del estado deseado, medir la utilidad de las estrategias de conservación y detectar los efectos de perturbaciones (Legg et Nagy, 2006). Sin embargo, hay pocas metodologías que permiten evaluar áreas grandes en periodos cortos de tiempo, en especial considerando los límites de personal capacitado y de financiamiento.

Además, es necesario que, en especial cuando los recursos sean limitados, el monitoreo permita que la gestión del ANP detecte los efectos de las amenazas sobre los objetivos y prioridades trazadas, de manera que pueda responder de manera efectiva y así controlar o mitigar las posibles consecuencias (Sheil, 2001).

El monitoreo del estado de la biodiversidad es, sin duda, una actividad importante dentro del marco de un manejo adaptativo como herramienta para la toma de decisiones en la gestión de las ANP (Yoccoz et al., 2001). Sin embargo, no hay muchas publicaciones al respecto que den luz sobre la manera en la que este monitoreo se está llevando a cabo.

Este monitoreo debe establecer objetivos de gestión que deben ser formulados de manera clara, identificando las variables que se necesitan monitorear para responder a ellos y usando indicadores medibles que se puedan contrastar en el tiempo (Noss, 1999). En especial en el monitoreo para la gestión, es importante que estas variables sirvan para detectar cambios causados por las actividades de manejo o la falta de ellas (Yoccoz et al., 2001).

Como parte de la visión estratégica del PNCAZ, uno de los tres objetivos estratégicos generales es el de “proteger la biodiversidad y recuperar las áreas deforestadas dentro del PNCAZ, asegurando que el uso de los recursos sea sostenible” (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011b). Para asegurar que las acciones de conservación tomadas tengan los resultados esperados de protección y recuperación, se monitorea el impacto de la gestión en la integridad de los ecosistemas del parque.

II.V. Metodologías de monitoreo

El uso de imágenes satelitales para el monitoreo remoto de los cambios de cobertura de bosque y los cambios de uso de suelos a través del tiempo es una metodología utilizada ampliamente para el monitoreo para la conservación (Leimgruber et al., 2005). Sin embargo, aunque es útil para evaluar la efectividad de la gestión en relación al cambio del uso de suelo (Naughton-Treves et al., 2005), esta metodología no siempre es idónea para el monitoreo del estado de conservación de la biodiversidad debido a que no da cuenta de presiones antropogénicas, tales como la caza, que degradan el entorno sin causar pérdida de hábitat (Wilkie et al., 2011). Tampoco puede distinguir eficazmente aún entre bosques nativos y plantaciones, lo que puede sobreestimar el área de bosque saludable; y no puede detectar degradación de hábitat a escalas más pequeñas, tal como la degradación por tala selectiva (DeFries et al., 2005; Kinnard et al., 2003).

El resultado de estas amenazas no contabilizadas por el sensoramiento remoto puede llegar a generar un “bosque vacío” o “defaunado”, en el que la cobertura vegetal se ve intacta, pero el bosque no mantiene sus poblaciones originales de fauna por diversas razones (Redford, 1992). Esto causa la pérdida de la función del ecosistema, resultando en la pérdida de los servicios ecosistémicos (Bradshaw et al., 2009). Es por esto que para que el monitoreo tenga resultados que realmente apoyen a la gestión, es necesario también monitorear el estado de las poblaciones de flora y fauna del bosque y no solo la proporción de área cubierta por vegetación (Kinnaird et al., 2003).

Una metodología utilizada ampliamente para el monitoreo de fauna en los trópicos es la metodología de censos de especies particulares a través de transectos (Mourthé, 2013). Sin embargo, no siempre es factible llevar a cabo esta metodología, pues no solo no es posible contar e identificar a cada individuo de una especie en un área tan extensa, sino que resulta costoso y se pierde representatividad al extrapolar los resultados (MacKenzie et al., 2006). En especial en los bosques tropicales, que son áreas de baja densidad de mamíferos grandes, el esfuerzo necesario para tener resultados robustos en relación a estas especies, es muy grande y muchas veces sobrepasa la capacidad de financiamiento (Mourthé, 2013).

De la misma manera, las estimaciones de abundancia, densidad y diversidad no se pueden extrapolar a áreas grandes debido a la heterogeneidad del paisaje y a las diferentes amenazas y sus diferencias de impacto. Este el caso del PNCAZ, que incluye alrededor de 20 tipos diferentes de hábitats estructurales determinados (INRENA, 2004).

Las estimaciones de riqueza indican el número de especies que habitan un área y la incapacidad de detectar ciertas especies que solían ser comunes en la zona podría indicar perturbación del área (Lawton et al., 1998). Sin embargo, esperar a no detectar una especie particular para tomar acción podría resultar muy tarde tanto para acciones de mitigación como de manejo (ten Brink, 2000). Sin duda, el parámetro de riqueza es información importante para la gestión de un ANP, pero podría no permitir tener información a tiempo para tomar decisiones de conservación (Fidler et al., 2006).

En las ANP, las estrategias de monitoreo son diversas en cuanto a métodos y objetivos, aunque la mayoría de las investigaciones publicadas responden más a objetivos de

investigación que a objetivos de monitoreo como parte de una aproximación de manejo adaptativo.

Las especies elegidas para el monitoreo suelen ser mamíferos medianos o grandes, como las utilizadas en este estudio (Carrillo et al., 2000; Danielsen et al., 2000; Jiménez et al., 2010; Martins et al., 2007; Silveira et al., 2003). Además, otras especies de interés son las aves y los artrópodos (Martins et al., 2007; Lawton et al., 1998). En general, se suelen utilizar especies sensibles, o especies representativas de los ecosistemas (sombrija/paraguas o bandera).

Las especies elegidas en este estudio han sido investigadas ampliamente, aunque no en hábitats similares al del PNCAZ y su ZA. La mayor parte de investigaciones realizadas sobre estas especies en el Perú se han llevado a cabo en los bosques tropicales de tierras bajas de la Amazonía, en especial en las regiones de Loreto y Madre de Dios (Tobler et al., 2008; Tobler et al., 2009).

Los estudios de monitoreo en su mayoría son llevados a cabo por parte de investigadores, ocasionalmente apoyados o acompañados por guías locales. También se evalúa el uso de datos recolectados por voluntarios entrenados, pero no he encontrado estudios realizados con datos recolectados por guardaparques. Sin embargo, Danielsen et al. (2000) proponen una metodología de monitoreo que puede ser utilizada por el equipo de trabajo del ANP, los guardaparques y la población local, de manera que esta aproveche los recursos y los conocimientos locales.

Las metodologías de muestreo más utilizadas son los transectos (Barlow et al., 2007; Danielsen et al., 2000; Silveira et al., 2003; Carrillo et al., 2000) y las cámaras trampa (Ahumada et al., 2011; Cove et al., 2013; Jiménez et al., 2010; Martins et al., 2007; Silveira et al., 2003). A menudo también se realizan encuestas y grupos focales con la población local (Danielsen et al., 2000; Fragoso, 2004).

Los estudios buscan determinar índices de riqueza (Barlow et al., 2007; Silveira et al., 2003), abundancia (Carrillo et al., 2000; Silveira et al., 2003) o densidades (Martins et al., 2007). Gran parte de los estudios realizados en ANP son de investigación ecológica, para determinar listas de especies y patrones de actividad (Jiménez et al., 2010).

Cabe destacar el monitoreo a largo plazo realizado por el programa TEAM (Tropical Ecology Assessment and Monitoring program), el cual cuenta con información de monitoreo estandarizada de 16 estaciones en Asia, África y América del Sur (Martins et al., 2007). En el Perú trabajan en 2 estaciones de monitoreo (en el Parque Nacional Yanachaga Chemillén y en el Parque Nacional Manu) y en el resto de América del Sur, en otras 6. Estas estaciones realizan un monitoreo permanente de mamíferos grandes utilizando cámaras trampa y utilizan la información para determinar estimados de densidad relativa y estimados de ocupación (Ahumada et al., 2011). Sin embargo, sus propósitos son más ligados a la investigación que al monitoreo para apoyar la gestión de las ANP.

Hay pocos estudios realizados en bosques montanos tropicales, muy pocos realizados en Perú (Jiménez et al., 2010), y ninguno utilizando análisis de ocupación. Es por esto que no hay mucha información disponible que se pueda comparar con los resultados de esta investigación.

Los análisis de modelos de ocupación son utilizados poco en el monitoreo, en parte porque es una metodología de análisis relativamente nueva (MacKenzie et al., 2002) que sigue siendo puesta a prueba y mejorada. La ocupación puede ligarse con abundancia (MacKenzie et al., 2006), pero a menudo los investigadores buscan indicadores de salud poblacional que la ocupación no puede proporcionar. La mayoría de investigaciones de modelos de ocupación en ANP utilizan cámaras trampa como método de recolección de datos (Ahumada et al., 2011; Cove et al., 2013; Licona et al., 2011; Linkie et al., 2007; Sasidhran et al., 2016).

El uso de modelos de ocupación es una herramienta útil en el monitoreo de mamíferos grandes en los Neotrópicos al contar con la metodología adecuada (Cove et al., 2013). Esta metodología debe apuntar a la mayor probabilidad de detección posible, de manera que la información resultante sea confiable y se necesiten menos visitas para poder tener un resultado preciso (Rovero et al., 2013b).

Los sistemas de monitoreo utilizados actualmente en el PNCAZ incluyen: (i) el análisis del avance de la deforestación y perturbación del bosque; (ii) el monitoreo de caza y pesca; y (iii) el monitoreo de fauna mediante el registro de avistamiento de especies durante los patrullajes (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011b). A través de los registros de

fauna, es posible elaborar una lista de especies avistadas con sus respectivos datos de georreferenciación. Estos datos han sido registrados en el PNCAZ desde hace varios años; sin embargo, no han sido analizados estadísticamente (Pequeño 2015, pers. comm.). El análisis correcto de esta información podría mejorar la metodología de monitoreo existente en el PNCAZ, por lo que se debe evaluar si el uso de estos datos y de las especies que se registran es útil para monitorear el impacto de la gestión.

El escenario ideal implicaría el desarrollo de una metodología de monitoreo que, aprovechando las capacidades del equipo del PNCAZ, pueda generar suficiente información como para detectar cambios tempranos en la biodiversidad causados por presiones humanas y permitir la toma de decisiones como parte de la gestión en el marco de manejo adaptativo en el que se maneja.

II.VI. Modelos de ocupación

Los modelos de ocupación son creados como una metodología alternativa para el análisis de información de monitoreo de fauna a gran escala (MacKenzie et al., 2002). Esta metodología evalúa los datos de presencia o ausencia de especies seleccionadas en diferentes espacios geográficos definidos (llamados “sitios”) a través de varias evaluaciones, llamadas visitas. De esta manera, esta información puede ser recolectada intermitentemente y por diferentes personas, mientras que se visiten los mismos espacios. Además, se puede correlacionar con diferentes variables que pueden explicar esta diferencia de uso del espacio (MacKenzie et al., 2006).

El parámetro utilizado para este análisis es la probabilidad de ocupación (ψ), que se define como la probabilidad de que un espacio elegido al azar esté siendo ocupado por una especie específica.

Siendo “x” el número de sitios ocupados por la especie y “s” el número total de sitios, la probabilidad de ocupación se definiría como:

$$\psi = \frac{x}{s}$$

Esta sería considerada la probabilidad de ocupación “naive” o “simple”, e incluye la proporción de sitios en los que se registró la especie sobre el total de sitios evaluados en el estudio. Sin embargo, el número real de sitios ocupados por la especie no siempre se conoce de manera exacta, ya que al realizar el muestreo es posible que no se haya detectado la especie en el área a pesar de que esta sí se encuentre presente. A esto se le denomina “detección imperfecta” y, para solucionar este problema, se define la probabilidad de detección (p) como la probabilidad de detectar a la especie mientras se muestrea el espacio. Este parámetro puede variar dependiendo de la visibilidad de la especie (o facilidad para observarla), de la capacidad del suelo de permitir la identificación de huellas o rastros, o de la habilidad del observador (MacKenzie et al., 2006). La probabilidad de ocupación real es la que incluye la detección imperfecta en el análisis.

Los análisis de ocupación asumen que: (i) los sitios no tienen cambios de ocupación durante el tiempo de muestreo, (ii) las especies nunca son detectadas cuando están ausentes (no hay falsos positivos), (iii) las especies pueden ser detectadas o pueden no ser detectadas cuando están presentes (pueden haber falsos negativos), y (iv) la detección de la especie en un sitio es independiente de la detección de la especie en los demás sitios (MacKenzie et al, 2002).

Si bien esta metodología de análisis no da indicios de parámetros poblacionales tales como la abundancia de las especies, es útil para la gestión debido a que da información sobre el uso del espacio por parte de estas. Una de las ventajas de utilizar esta metodología para el monitoreo del estado de conservación en el PNCAZ es que no se necesita de grupos grandes o especializados para registrar los datos de presencia/ausencia. La metodología solo necesita que se visite varias veces el sitio escogido y se busque indicios la presencia del animal o al animal mismo, por lo que se puede utilizar cualquier registro georreferenciado de la presencia del animal en el área, ya sea huellas, nidos o heces; y esto lo pueden realizar los guardaparques. Además, debido a que el análisis puede modelar otros factores en la forma de co-variables, se puede tomar en cuenta variables de interés que puedan afectar la distribución de las especies elegidas en el estudio (MacKenzie et al, 2002).

III. Hipótesis

Los modelos de ocupación pueden ser utilizados para analizar los registros de patrullaje recogidos por los guardaparques, con el fin de evaluar el estado de conservación de la biodiversidad para el monitoreo del impacto de la gestión de un área protegida (tanto el ANP como su ZA).

IV. Objetivos

General

- Probar los modelos de ocupación como metodología de análisis para los registros de fauna generados por los guardaparques en el noroeste del Parque Nacional Cordillera Azul.

Específicos

- Evaluar la probabilidad de ocupación de 5 especies del PNCAZ: *Tapirus terrestris*, *Mazama americana*, *Tayassu pecari*, *Pecari tajacu* y *Panthera onca*.
- Estudiar qué variables antrópicas, tales como la cercanía a poblados y deforestación, explican de mejor manera la probabilidad de ocupación de las especies.
- Evaluar el poder del análisis para detectar un cambio entre temporadas.
- Explorar recomendaciones para mejorar la metodología de muestreo llevada a cabo por los guardaparques, de manera que permita la utilización de los registros de fauna para el monitoreo de gestión.

V. Materiales y métodos

V.I. Área de estudio

Este estudio se basa en la zona noroeste del PNCAZ entre las regiones de Loreto y San Martín, en los sectores MUF (sectores creados para la facilitación del trabajo participativo con las comunidades) Alto Pauya, Alto Biabo, Bajo Biabo y Piquiyacu (Figura 4). Estos sectores dan hogar a más de 1200 familias y tienen una alta presión de actividades antropogénicas debido a procesos de migración guiados por las abundantes rutas de acceso desde el oeste. En el ámbito de patrullaje de los puestos de vigilancia de esta zona hay 23 centros poblados.

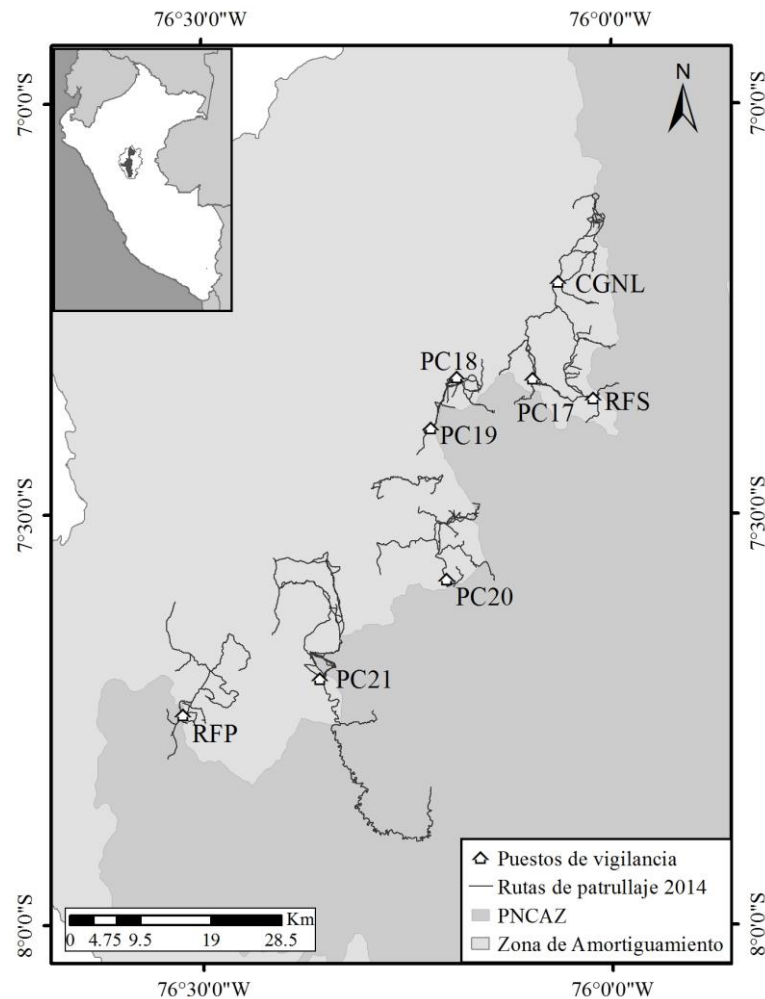


Figura 4. Mapa de la zona de estudio, incluyendo los puestos de vigilancia mencionados en la Tabla 2 y las rutas de patrullaje la temporada 2014.

La mayor parte del área comprendida en el estudio se encuentra entre los 200 y los 800 msnm, con algunas zonas llegando hasta los 1800 msnm. La precipitación en esta zona se encuentra entre los 3200 y 4700 ml anuales (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011a).

De los 20 tipos de hábitat estructurales descritos en el PNCAZ, el área de estudio presenta 6 (Tabla 1) (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011a).

Tabla 1. Tipos de hábitat encontrados en el área de estudio.

Tipos de hábitat	
Bosque de colina	Bosque de montaña de altura intermedia
Bosque aluvial mal drenado	Bosque de terraza
Bosque nuboso de estrato bajo	Bosque en formaciones Vivian y mesetas

Se utilizó la información de todos los informes de guardaparques de los puestos de control, centros de guardaparques y refugios de estos sectores (Tabla 2).

Tabla 2. Puestos de vigilancia considerados dentro del estudio.

Categoría	Código	Nombre
Centro de Guardaparques	CGNL	Nuevo Loreto
Puesto de Control	PC17	Ipururo
Puesto de Control	PC18	Cedro Sisa
Puesto de Control	PC19	Tornillal
Puesto de Control	PC20	Mojarra
Puesto de Control	PC21	Cacha Tigre
Refugio	RFP	Piquiyacu
Refugio	RFS	Shanshuico

V.II. Registro de los datos:

V.II.I. Datos de Patrullaje

Los guardaparques del PNCAZ realizan, según su plan de patrullaje mensual, patrullajes rutinarios y especiales, los cuales sirven para monitorear el área del PNCAZ y su ZA y mitigar el avance de amenazas hacia el parque (CIMA, 2012).

Los datos de estos patrullajes se reportan en informes de patrullaje, los cuales son mensuales y están dirigidos a la Jefatura del PNCAZ para el monitoreo de actividades. En éstos, los guardaparques detallan aspectos del patrullaje tales como la fecha, los materiales y el medio de transporte. Además, describen las actividades realizadas durante el patrullaje y registran las coordenadas UTM de puntos importantes tales como amenazas, parcelas de agricultura o centros poblados, así como de datos de fauna.

Debido a que el motivo principal de estos patrullajes es el monitoreo del avance de amenazas hacia el PNCAZ, estos se realizan en mayor medida cerca al borde del PNCAZ y en la ZA (Anexo 4).

V.II.II. Datos de Fauna:

Los registros de presencia de fauna son recopilados por los guardaparques de los puestos de control durante los patrullajes que realizan en su sector de patrullaje. Ellos han sido entrenados en la identificación de la fauna y flora local, y realizan estas observaciones siguiendo el Protocolo de Monitoreo de la Diversidad Biológica (CIMA, 2012). Muchos de ellos tienen hasta 10 años de experiencia como guardaparques y han recibido cursos y capacitaciones en el reconocimiento de fauna, además de que algunos han sido cazadores anteriormente y por lo tanto son experimentados en el reconocimiento de rastros de fauna.

Los datos de fauna registrados tienen información georreferenciada en coordenadas UTM o, en el caso de no tener coordenadas, tienen referencias al paisaje (quebradas, collpas o saladeros, sectores, etc.) o un croquis del recorrido (CIMA, 2012).

Al observar fauna silvestre o rastros de ella, los guardaparques transcriben la información en un formato de registro que lleva el nombre del animal, la cantidad de

individuos observados, la fecha y hora en la que se observaron, el tipo de evidencia de la presencia del individuo (visualización, vocalización, huellas, etc.), las coordenadas de GPS (georreferenciación), el tipo de hábitat en el que se encontró y otros comentarios o referencias adicionales (Anexo 5).

V.III. Sistematización de la información

V.III.1. Base de datos:

La información de los reportes de guardaparques fue sistematizada en bases de datos anuales en Microsoft Excel (Microsoft Corporation, 2010) que contienen la información de todos los registros de fauna realizados en los patrullajes de todos los puestos de control durante el año. Se revisó los informes de guardaparques de los 8 puestos de control, centros de guardaparques y refugios del área de estudio. Para este estudio se incluyeron todos los registros georreferenciados con coordenadas UTM de los años 2011 hasta el 2014 que hayan sido tomados en patrullajes reportados con coordenadas en los informes de guardaparques.

Se filtró la información de las bases de datos para mostrar los registros de las 5 especies del estudio: *Tapirus terrestris* (sachavaca), *Pecari tajacu* (sajino), *Panthera onca* (otorongo), *Tayassu pecari* (huangana) y *Mazama americana* (venado rojo).

Estas especies fueron elegidas de entre los objetos de conservación del PNCAZ y sus registros son claves para el monitoreo del impacto de la gestión en aspectos biológicos (SERNANP y CIMA, 2011a). Además, son consideradas “especies sombrilla”, es decir que se considera que al conservar sus requerimientos dentro del ambiente, se conservan los requerimientos de muchas otras especies (Lambeck, 1997). Estas especies son de amplia distribución, se encuentran en los hábitats de la zona de estudio (es decir, su probabilidad de detección es mayor a 0), y son fácilmente identificables por parte de los guardaparques, evitando errores en su identificación.

Todas las especies estudiadas son parte de CITES I y CITES II, por lo que su extracción se encuentra protegida y regulada (CITES, 2016). La caza comercial de las 5 especies está prohibida por el Estado peruano (Decreto Supremo N°004-2014-MINAGRI); sin embargo, son presas habituales de los cazadores en la zona para autoconsumo o pieles (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011a), por lo que su monitoreo da información sobre la

presión de caza en la zona. La caza dentro del PNCAZ se encuentra prohibida por ser un área intangible según la ley (Ley N°26834), de acuerdo a la zonificación dada en la creación del parque (SERNANP y CIMA, 2011b).

Las especies fueron elegidas ya que representan la biodiversidad del área y cumplen funciones ecológicas importantes en el ecosistema, por lo que se asume que mientras se encuentren en el área de manera saludable, el sistema es funcional. *T. terrestris*, *M. americana*, *P. tajacu* y *T. pecari* son especies que contribuyen a la regeneración del bosque (Fragoso y Huffman, 2000). Por otro lado, la presencia de *P. onca* indica la disponibilidad de presas (Rabinowitz y Nottingham, 1986; Weckel et al., 2006), por lo que el sistema de presas sería saludable.

V.III.II. Mapas:

Las coordenadas de fauna por especie y por año fueron insertadas en los mapas del PNCAZ y su ZA en el programa ArcGIS (Esri, 2014).

Los mapas de deforestación anuales fueron generados internamente en CIMA, utilizando imágenes satelitales LANDSAT 5. Estas imágenes satélite fueron ingresadas en el programa ArcGIS para colocar sobre ellas los mapas de deforestación siguiendo el Protocolo para el Procesamiento Digital de Imágenes de Satélite en el Monitoreo de la Deforestación (CIMA, 2013). Estos mapas clasifican la cobertura en tres clases: bosque, no bosque y datos insuficientes (Anexo 6). Las zonas clasificadas como “no bosque” pueden incluir cuerpos de agua o áreas arenosas naturales, mientras que las zonas clasificadas como “datos insuficientes” pueden deberse a la presencia de nubes (CIMA, 2013).

V.III.III. Patrullajes

Debido a que el esfuerzo de muestreo realizado por los guardaparques en sus patrullajes es muy variable, es necesario tomarlo en cuenta para el análisis. Los guardaparques no registran exactamente la cantidad de kilómetros que recorren ni en cuánto tiempo lo hacen, de manera que el esfuerzo de muestreo realizado se desconoce. Para este estudio

solo se tomaron en cuenta las rutas que identifican las áreas de observación por parte de los guardaparques.

Se utilizaron las coordenadas geográficas registradas y los croquis dibujados en los informes mensuales de guardaparques para generar las rutas recorridas en cada patrullaje sobre un mapa del PNCAZ y su ZA. Las coordenadas geográficas podían ser de posibles amenazas, puntos visitados durante el patrullaje o fauna avistada. Solo se utilizaron los registros y patrullajes con coordenadas geográficas debido a la necesidad de precisión. De esta manera, se tiene como resultado las rutas por las que los guardaparques de estos puestos de control han caminado durante estos años, conociéndose así qué áreas han sido muestreadas durante el año y cuántas veces.

Para realizar estas rutas, se ingresaron las coordenadas por patrullaje en el programa ArcGIS determinándose la localización de los puntos de referencia. Estos puntos fueron exportados (formato “.kml”) al programa Google Earth (Google, 2013). En este programa se trazaron las rutas de cada patrullaje, uniendo los puntos de referencia de la manera más parsimoniosa posible, es decir, utilizando como guía las rutas ya conocidas y añadiendo las rutas por los sectores más sencillos de caminar, teniendo como referencia vías, rutas existentes, las curvas de nivel y cursos de quebradas. Estas rutas fueron consideradas independientes por patrullaje, de manera que fueran lo más representativas posible y tomen todos los registros de fauna posibles. Posteriormente, las rutas dibujadas en Google Earth fueron transformadas para poder ser utilizadas en ArcGIS nuevamente.

Se utilizó todos los patrullajes desde el 2011 hasta el 2014 de los puestos de vigilancia elegidos que cuenten con las coordenadas geográficas necesarias para trazar la ruta de patrullaje y en los que se hubiese registrado fauna. Sin embargo, en el la temporada 2011 solo se analizaron los datos de 6 de los 8 puestos de control, centros de guardaparques y refugios, los cuales son: PC 17 Ipururo, PC 18 Cedro Sisa, PC 19 Tornillal, PC 20 Mojarra, Refugio Piquiyacu y Refugio Shanshuico. Esto es porque los 2 puestos de control restantes (CG Nuevo Loreto y PC 21 Cacha Tigre) no registraron las coordenadas necesarias para el análisis durante esa temporada. Para la temporada 2013, no se analizó los datos del CG Nuevo Loreto por la misma razón.

V.IV. Análisis de la información

Los pasos que se siguieron para analizar la información obtenida se detallan en la Figura 5.

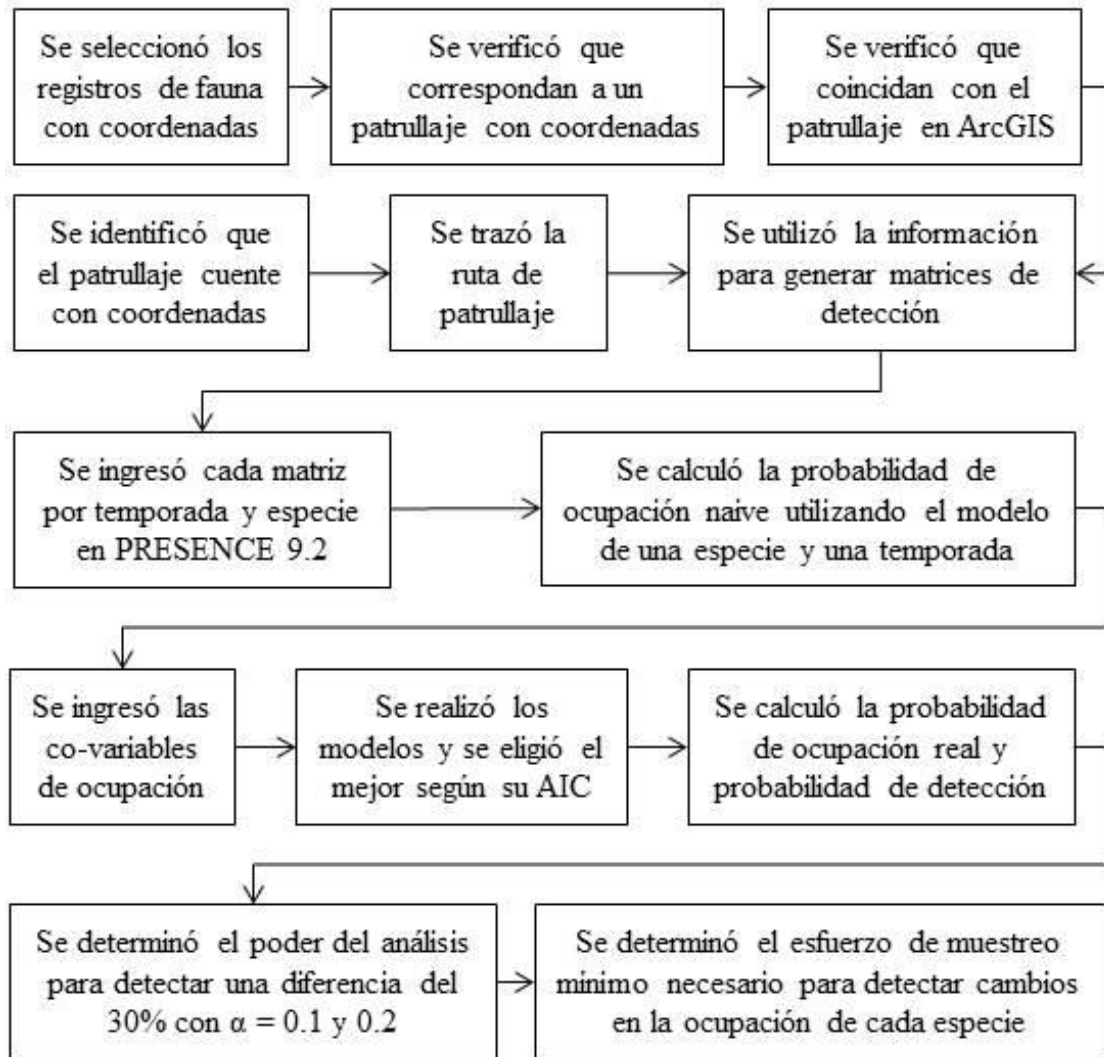


Figura 5. Diagrama de flujo de los pasos seguidos para el análisis de la información.

En las siguientes sub-secciones se detallan los pasos realizados para el análisis de la información de este estudio.

V.IV.I. Ocupación

Para evaluar la probabilidad de ocupación de las especies, se generaron cuadrantes aleatoriamente sobre el mapa del PNCAZ y su ZA utilizando la herramienta de cartografía en el programa ArcGIS (Figura 6).

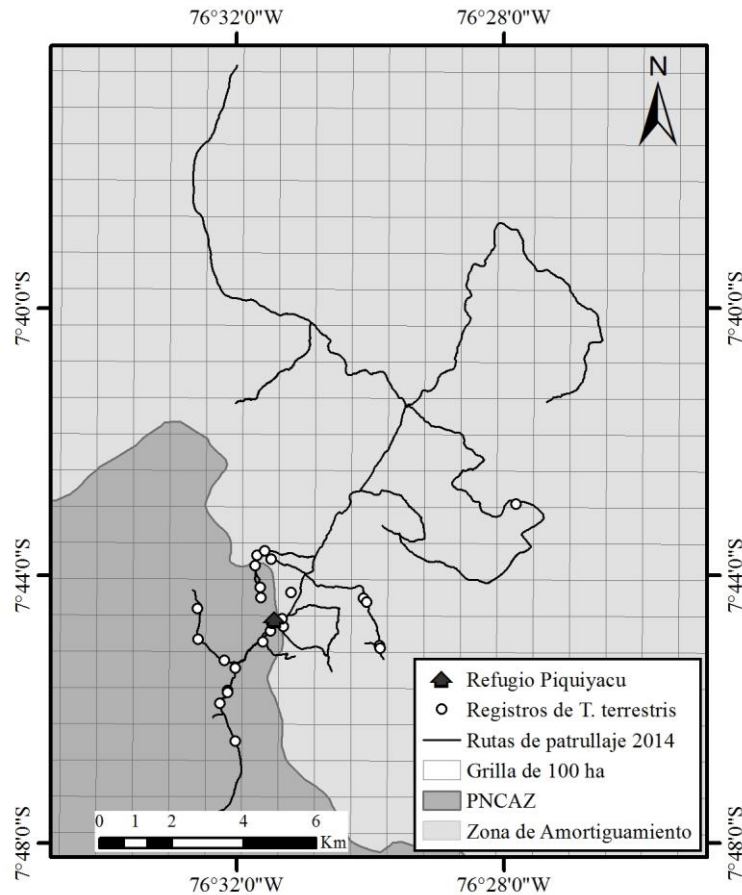


Figura 6. Mapa del área de patrullaje del Refugio Piquiyacu con cuadrantes de 100 ha.

En función al área de vida mínima reportada para cada especie, los cuadrantes fueron generados de diferente tamaño para lograr mantener cierta independencia estadística entre las unidades (Petraçca et al., 2013), correspondiendo a los supuestos de los análisis de ocupación (MacKenzie et al., 2006). Para *Tapirus terrestris* (Tobler, 2008) y *Pecari tajacu* (Judas y Henry, 1999; Ellisor y Harwell, 1969), el área del cuadrante establecido fue de 100 ha; para *Panthera onca* (Maffei et al., 2004; Rabinowitz y Nottingham, 1986) y *Tayassu pecari* (Almeida et al., 2013; Fragoso, 1998; Keuroghlian

et al., 2004), el área fue de 1600 ha; y para *Mazama americana* (Maffei y Taber, 2003) de 64 ha.

Las probabilidades de ocupación y detección se calculan por visitas, que están definidas como una evaluación de un cuadrante. Se cuenta como una visita cuando un patrullaje pasa por un cuadrante. Se realizó una matriz de ingreso de datos por especie donde se encuentran los cuadrantes, las visitas y los registros por visita de cada temporada. Una temporada se considera un año calendario de informes de patrullaje. Durante cada visita, la especie se considera presente en el cuadrante (“1”) cuando los guardaparques registraron su detección de manera directa o indirecta (avistamientos, rastros, huellas, etc) o se considera ausente (“0”) cuando la especie no fue detectada por el guardaparques. Se utilizaron todos los cuadrantes por los que pasaron las rutas de patrullaje diseñadas en ArcGIS.

Se realizaron matrices de detección anuales para cada especie. Estas matrices incluyen todos los cuadrantes visitados durante la temporada y la historia de detección de cada uno de los cuadrantes. Es decir, la cantidad de visitas que se realizaron a cada cuadrante y el resultado de la observación. Debido a que las evaluaciones a los cuadrantes se realizan en diferentes fechas según el puesto de vigilancia, al sintetizar la información de esta manera se uniformizan las visitas y así se reduce la cantidad de información faltante para el análisis, evaluándose de manera más precisa los datos existentes.

Las matrices de detección fueron ingresadas en el programa PRESENCE 9.2 (Hines, 2015) y los modelos de ocupación fueron realizados utilizando el modelo de una especie y una temporada para analizar independientemente la ocupación de cada especie por año. Estos modelos son sencillos de manera que se describan datos preliminares que puedan luego ser utilizados en investigaciones futuras.

El programa PRESENCE estima la probabilidad de ocupación de parches y otros parámetros relacionados según los modelos presentados por MacKenzie et al. (2002). Esto lo hace estimando, en primer lugar, la proporción del área ocupada por la especie (probabilidad de ocupación naive) y, a través de varias visitas, estimando la probabilidad de detección de la especie, lo que se utiliza para estimar la probabilidad de ocupación real.

Los análisis de la temporada 2014 se realizaron en primer lugar “sin ajustes”, es decir utilizando las matrices de detección anuales completas. Luego se procedió a realizar los

análisis “con ajustes”, es decir utilizando las mismas matrices, pero eliminando los cuadrantes que solo fueron visitados una vez. La metodología de ocupación elabora el estimado de probabilidad de detección a través de varias visitas diferentes, por lo que los cuadrantes que solo han sido visitados una vez no proporcionan una medida precisa (MacKenzie et al., 2006). Todos los análisis posteriores se realizaron utilizando las matrices “con ajustes” debido a que proporcionaron resultados más precisos de la probabilidad de detección.

V.IV.II. Modelos

Para mejorar el ajuste de los modelos para estimar la probabilidad de ocupación, se utilizaron tres co-variables relacionadas a la gestión del área: (i) deforestación, (ii) distancia del PNCAZ y (iii) distancia al centro poblado más cercano.

Estas co-variables fueron elegidas porque dan información de cada cuadrante como unidad de muestreo y son fácilmente calculables con la información disponible para la gestión, además que son consideradas información vital para la toma de decisiones de la gestión (Nichols y Williams, 2006). Estos modelos incorporan la detección imperfecta en el modelamiento de los datos y permiten evaluar el ajuste logístico de la información a distintas co-variables. Además, se realizó un modelo “nulo”, el cual también incorpora la detección imperfecta en el modelamiento de los datos, pero ninguna otra co-variable.

La deforestación fue medida como el porcentaje de cobertura de bosque del cuadrante según los análisis de cobertura realizados internamente en CIMA (por el área SIG) y fue calculada utilizando la herramienta de cálculo de área de ArcGIS. La distancia del PNCAZ fue medida en metros desde el punto central del cuadrante hasta el punto más cercano del polígono del PNCAZ. De esta manera, todos los cuadrantes cuyo punto central se encuentra dentro del PNCAZ fueron considerados “0”, mientras que la distancia va creciendo mientras los cuadrantes se encuentren más alejados del PNCAZ. La distancia al centro poblado fue medida en metros desde el punto central del cuadrante hasta el centro poblado más cercano. Ambas distancias fueron calculadas con la herramienta de proximidad de ArcGIS, calculando la distancia lineal más corta.

Estas variables se eligieron para identificar los efectos de la deforestación, la intangibilidad del área del PNCAZ y la presión antropogénica, respectivamente, en el

uso del espacio por parte de las especies elegidas y determinar las variables que afectan a estas especies en mayor medida para identificar las medidas necesarias para mitigar sus efectos. El porcentaje de cobertura vegetal da indicios del alcance de la deforestación y su efecto en la distribución de las especies elegidas, mientras la distancia del centro poblado más cercano da información sobre la presión antropogénica y la perturbación de parte de las poblaciones locales. La distancia del PNCAZ da indicios sobre el estado de la ZA en comparación con el PNCAZ y sobre el efecto de las presiones antropogénicas en la ZA. Además, el uso de modelos incrementa la precisión de los cálculos de las probabilidades de detección y ocupación (MacKenzie et al., 2006).

No se evaluaron variables de tipo de hábitat, vegetación o elevación, a pesar de que pueden ser útiles para el análisis, debido a que o no se contaba con la información necesaria, esta no era lo suficientemente precisa o esta información no se podía generalizar a todo el cuadrante estudiado. Además, se priorizaron las variables de importancia para la gestión.

Se evaluó el ajuste de cada modelo utilizando las diferencias entre el criterio de información de Akaike (AIC), como indica el programa PRESENCE; y evaluando el estimado del coeficiente beta de la ocupación reportado por el programa para estimar el ajuste de los modelos candidatos (Burnham et al., 2011). El AIC valora los modelos según la cantidad de información que pierden y agrega una penalidad para fomentar la parsimonia (Bozdogan, 1987). Las diferencias entre los AIC de los modelos dan idea de cuál modelo pierde menos información y, por lo tanto, indican el que representa de mejor manera la variabilidad de los datos (Burnham et al., 2011).

Posteriormente, se utilizó los estimados de los coeficientes beta de las probabilidades de ocupación y detección, resultantes del análisis de modelos, para estimar tanto la probabilidad de ocupación real como la probabilidad de detección, utilizando la fórmula de la proporción de probabilidades de la función “logit”:

$$\psi \text{ o } p = \frac{e^b}{1 + e^b}$$

En donde el coeficiente beta resultante en el modelo es “b”. El error estándar para cada parámetro se determinó utilizando el método delta, según las ecuaciones:

$$Var(\psi) = (\psi(1 - \psi))^2 \times Var(b)$$

$$ES(\psi) = \sqrt{Var(\psi)}$$

V.IV.III. Poder de análisis

Se evaluó el poder del análisis, representado como la probabilidad de detectar una diferencia significativa en la ocupación de las especies entre una temporada y la siguiente, utilizando las ecuaciones de Guillera-Arroita y Lahoz-Monfort (2012). Estas ecuaciones se basan en una modificación de la ecuación de la prueba de Wald, de manera que se comparan dos mediciones de ocupación y se determina si se rechaza la hipótesis nula de que no hay diferencia entre las dos muestra. Así, se determina si los resultados del esfuerzo del muestreo y el análisis de dos temporadas seguidas permitían detectar una diferencia estadística que apoye el monitoreo de las especies.

El análisis se configuró para detectar una diferencia proporcional de ocupación de 30% entre temporadas, considerando el esfuerzo de muestreo y los parámetros resultantes. Se utilizó esta diferencia según la capacidad de la gestión tanto de realizar un monitoreo a gran escala como de responder a las presiones humanas, debido a que es un porcentaje de cambio lo suficientemente alto para que no se necesiten esfuerzos infinitos para detectarlo (Mourao et al., 2000), pero lo suficientemente bajo para que se pueda actuar para solucionarlo (Beier y Cunningham, 1996). Si la diferencia que buscáramos detectar fuera menor a 30%, se necesitaría evaluar un mayor número de cuadrantes con un mayor número de visitas para tener suficiente información para el análisis. Si, en cambio, quisiéramos detectar una diferencia mayor al 30%, necesitaríamos menos esfuerzo para realizar el análisis, pero ya habríamos perdido una mayor calidad del ambiente y necesitaríamos más esfuerzos para solucionarlo a través de acciones de conservación.

Debido a que la temporada 2014 fue la última con información suficiente para el estudio, los resultados del esfuerzo de muestreo y el análisis de esa temporada se replicaron para compararlos entre sí y así simular una temporada 2015 en la que se

realice el mismo esfuerzo de muestreo, pero con una disminución en la probabilidad de ocupación. De esta manera, se puede determinar si el esfuerzo realizado en el 2014 es el esfuerzo mínimo que se necesita para determinar diferencias y puede ser el esfuerzo base que se utilice en el monitoreo durante los siguientes años (Sewell et al., 2012).

Para los análisis de poder se utilizó tanto el número máximo de visitas en la temporada como el número promedio de visitas. Ya que la metodología utilizada para el registro de datos no es consistente a través de todos los cuadrantes visitados, algunos cuadrantes son visitados una mayor cantidad de veces que otros y el número de visitas máximo no representa el esfuerzo real realizado durante la temporada.

Además, se evaluó si el esfuerzo de muestreo y los datos eran suficientes para detectar una diferencia entre temporadas con una significancia de 80% y de 90%. Se utilizaron estas significancias debido a que se necesita menos recursos y esfuerzo para poder detectar una diferencia con una seguridad del 80%, a diferencia de una significancia de 95%-99% como es lo usual. Sin embargo, el tener una seguridad del 80% de que el estado del área está siendo degradado es suficiente para que la gestión decida invertir recursos en medidas de conservación (Harcum y Dressing, 2015).

VI. Resultados

VI.I. Descripción de la información

Tomando en cuenta los 4 años de datos, se evaluó un total de 866 registros de las especies elegidas, de los cuales se utilizaron 542 para este estudio (Tabla 4). Además, se evaluó un total de 233 patrullajes (Tabla 3).

Tabla 3. Número de patrullajes utilizados en el análisis, por temporada.

Temporada			
2011	2012	2013	2014
27	55	51	100

La intensidad del muestreo mostró un incremento por temporada, siendo el 2014 la temporada con más patrullajes realizados (Tabla 3), más parcelas visitadas y que cuenta con el cuadrante visitado más veces, con 24 visitas (Tabla 4). Este número de parcelas visitadas equivale al análisis de entre 18 752 y 86 400 hectáreas (dependiendo del tamaño del cuadrante), en comparación con 5 890 a 30 400 hectáreas en la temporada 2011; aunque es importante tomar en cuenta que cada visita realizada normalmente recorre distintas zonas del cuadrante y no siempre se evalúa la misma cantidad de kilómetros en todos los cuadrantes, ni en todas las visitas. Además, el número máximo de visitas solo representa al cuadrante visitado más veces. En el 2014, en promedio, cada cuadrante de 100 ha fue visitado unas 3.9 veces. De igual manera, los cuadrantes de 100 ha visitados entre 2 y 3 veces durante el 2014, representan el 60% del total de los cuadrantes. Los otros tamaños de cuadrante en las diferentes temporadas también presentaron diferencias similares.

Tabla 4. Número de celdas visitadas y número máximo de visitas por temporada, por tamaño de celda en hectáreas, de las matrices “con ajustes”.

Tamaño	2011		2012		2013		2014	
	Celdas	Visitas	Celdas	Visitas	Celdas	Visitas	Celdas	Visitas
100	76	12	118	17	137	23	237	24
1600	19	12	29	18	36	23	54	24
62	95	8	145	17	162	23	293	24

* Los cuadrantes de 100 ha corresponden a *T. tapirus* y *P. tajacu*, los de 1600 ha a *P. onca* y *T. pecari* y los de 64 ha *M. americana*.

Aproximadamente el 37.4% de todos los registros de fauna de las especies seleccionadas durante las 4 temporadas, no pudo ser utilizado para el análisis de ocupación debido a que no contaban con coordenadas geográficas, las coordenadas geográficas se encontraban mal registradas o no venían acompañados de un informe de patrullaje que permitiera determinar la ruta recorrida por el guardaparque al momento del registro (Tabla 5).

Tabla 5. Número de registros utilizados para el análisis por especie y por temporada, y porcentaje que estos representan del total de registros en la base de datos para la especie en la temporada.

Especie	2011		2012		2013		2014	
	N°	%	N°	%	N°	%	N°	%
<i>T. terrestris</i>	21	50	62	69.7	44	57.9	98	73.7
<i>P. tajacu</i>	4	36.4	15	51.7	14	51.9	29	63
<i>P. onca</i>	5	38.5	15	79	10	45.5	24	58.5
<i>T. pecari</i>	3	37.5	8	36.4	11	68.8	16	76.2
<i>M. americana</i>	14	60.9	41	74.6	45	63.4	63	61.8

Hay una gran diferencia en el esfuerzo de muestreo entre las diferentes temporadas que se refleja tanto en el número de patrullajes realizados y celdas visitadas como en el total de registros de fauna por temporada, siendo 97 el número total de registros de las especies seleccionadas en el 2011 mientras que en el 2014 el número total de registros fue de 343. A su vez, se muestra que las especies que presentan el mayor número de registros en todas las temporadas son *T. terrestris*, seguido por *M. americana*, mientras que las especies que presentaron el menor número de registros en la mayoría de las temporadas fueron *P. onca* y *T. pecari*.

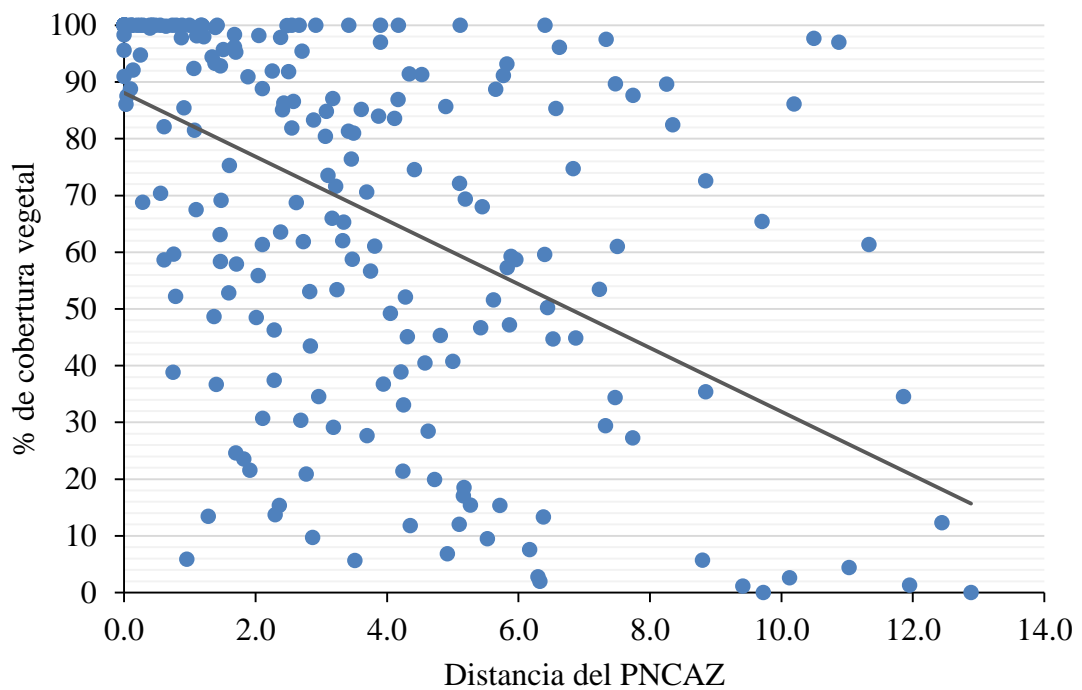


Figura 7. Relación entre la distancia del PNCAZ de los cuadrantes de 100 ha visitados y la cobertura vegetal durante el 2014. $R^2=0.28$.

Se encontró una relación lineal débil entre la distancia del cuadrante del PNCAZ con el porcentaje de cobertura vegetal durante el 2014 ($R^2=0.28$, $p<0.05$), indicando que mientras más cerca del límite del PNCAZ las parcelas se encuentran con mayor cobertura de vegetación (Figura 7). De la misma manera, se encontró una relación lineal débil entre la distancia de la parcela al poblado más cercano con el porcentaje de

cobertura vegetal ($R^2=0.38$, $p<0.05$), indicando que mientras más cerca al poblado se encuentran parcelas con menor cobertura de vegetación (Figura 8). Al realizar este análisis en los cuadrantes de otras temporadas, los resultados fueron similares.

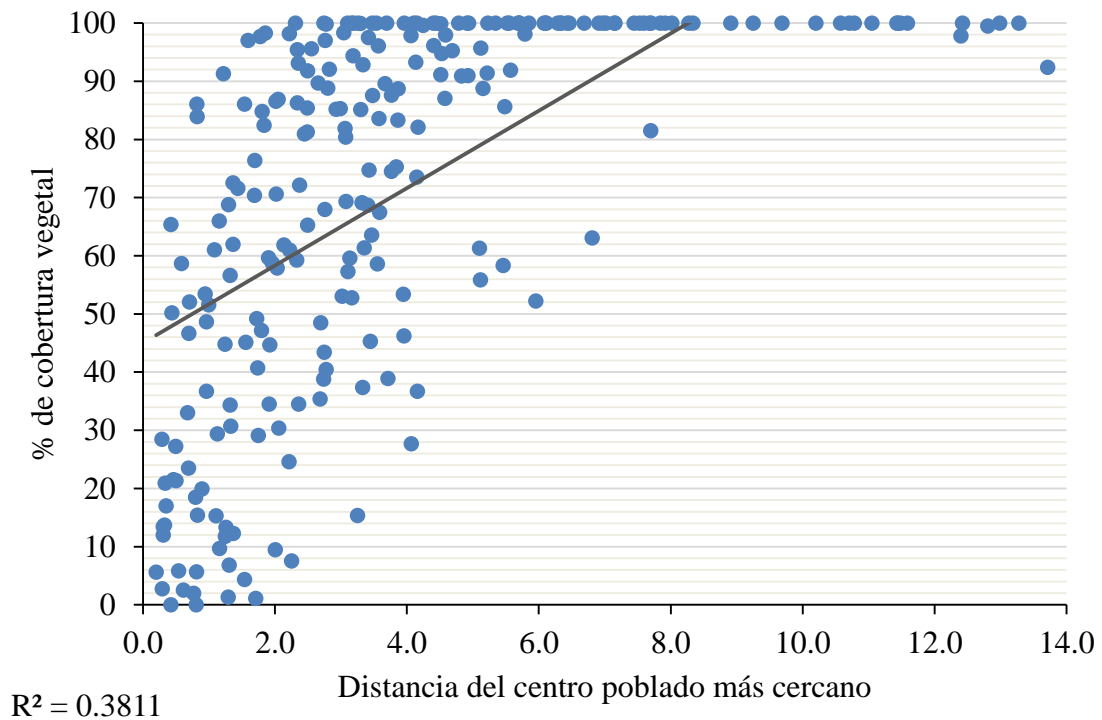


Figura 8. Relación entre la distancia del poblado más cercano de los cuadrantes de 100 ha visitados y la cobertura vegetal durante el 2014. $R^2=0.38$.

La mayor parte de los patrullajes se realizó en cuadrantes cercanos al borde entre la ZA y el PNCAZ; aproximadamente el 51% de los cuadrantes visitados se encuentran a menos de 5 km del borde del PNCAZ (Figura 9); 23% de los cuadrantes visitados se encuentran dentro o en el borde entre la ZA y el PNCAZ y 26% se encuentran a más de 5 km del borde. Además, todos los patrullajes realizados se encuentran dentro de 13 kilómetros desde el borde del PNCAZ. Estos resultados son similares al realizar el análisis en los cuadrantes de 1600 ha y los de 64 ha de la misma temporada, y en las demás temporadas (datos no mostrados).

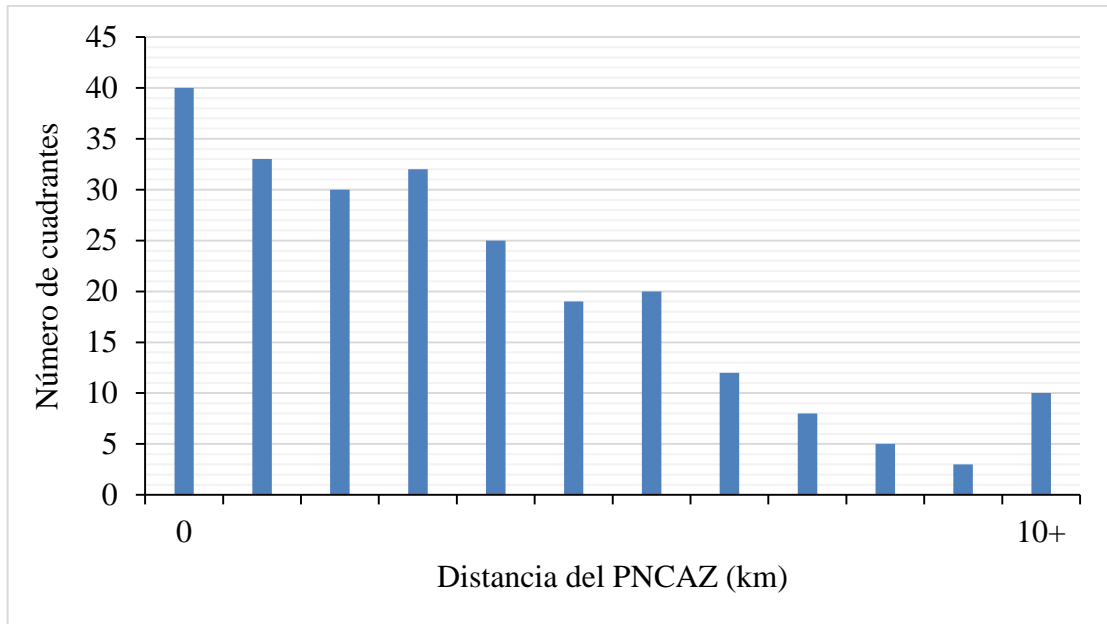


Figura 9. Número de cuadrantes de 100 ha visitados durante el 2014, según distancia del borde del PNCAZ.

Hay muchas diferencias entre el área que fue evaluada cada temporada (Figuras 10-14). Los mismos cuadrantes no son evaluados consistentemente, habiendo grandes variaciones entre los cuadrantes visitados durante los patrullajes de cada temporada y la cantidad de cuadrantes visitados cada temporada. A su vez, la mayor parte de los cuadrantes en los que se registraron las especies elegidas se encuentran cerca del límite entre el PNCAZ y su ZA.

Al ver los mapas se observa que hay especies que han sido registradas en muy pocos cuadrantes, tales como *P. tajacu* (Figura 11), *P. onca* (Figura 12) y *T. pecari* (Figura 13).

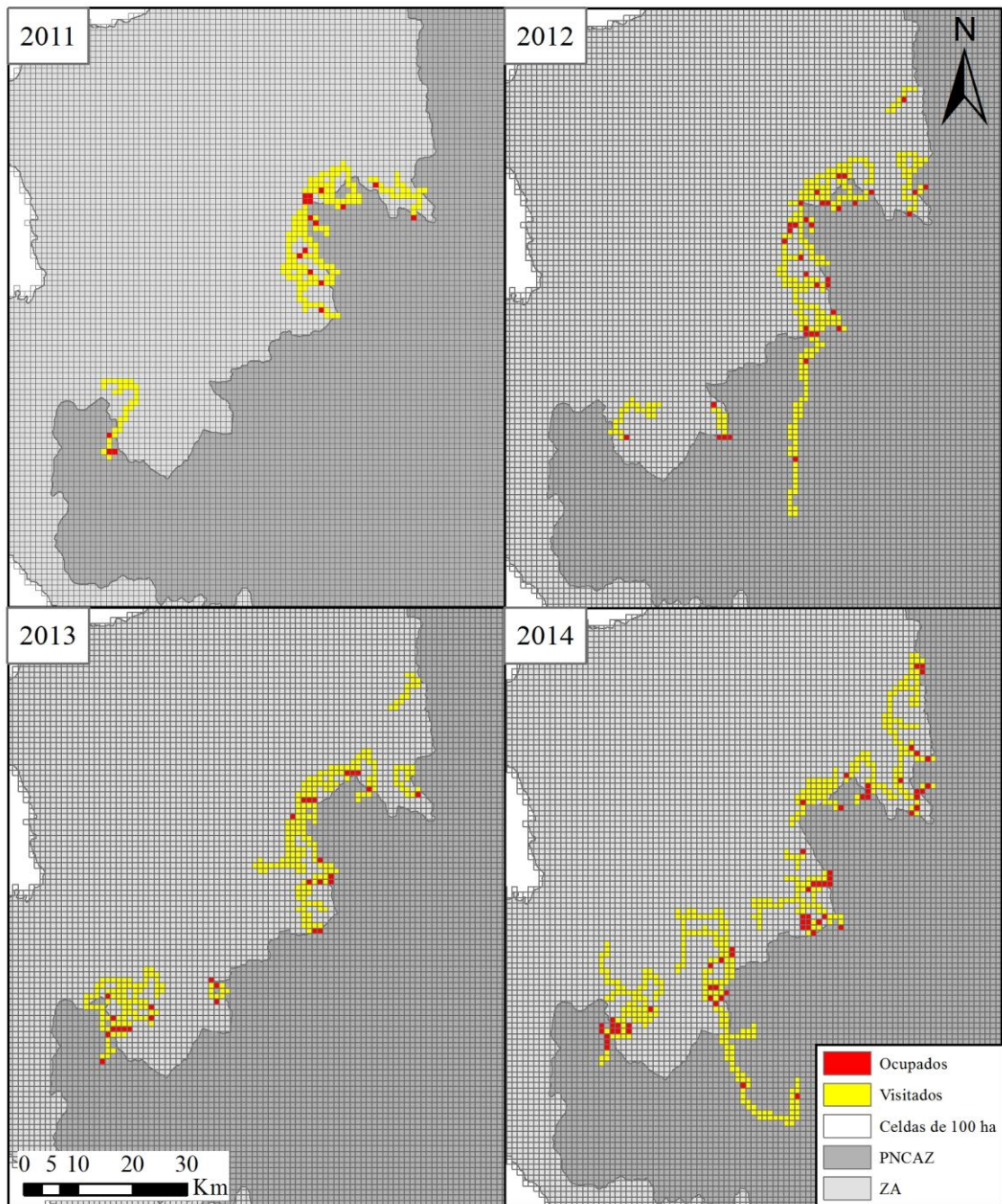


Figura 10. Mapa del esfuerzo de muestreo y registro de *T. terrestris* por temporadas. Los cuadrantes son de 100 ha, los cuadrantes amarillos son aquellos que fueron visitados durante la temporada, los cuadrantes rojos son en los que se registró *T. terrestris*. El área representada refleja el área de estudio, ver figura 4.

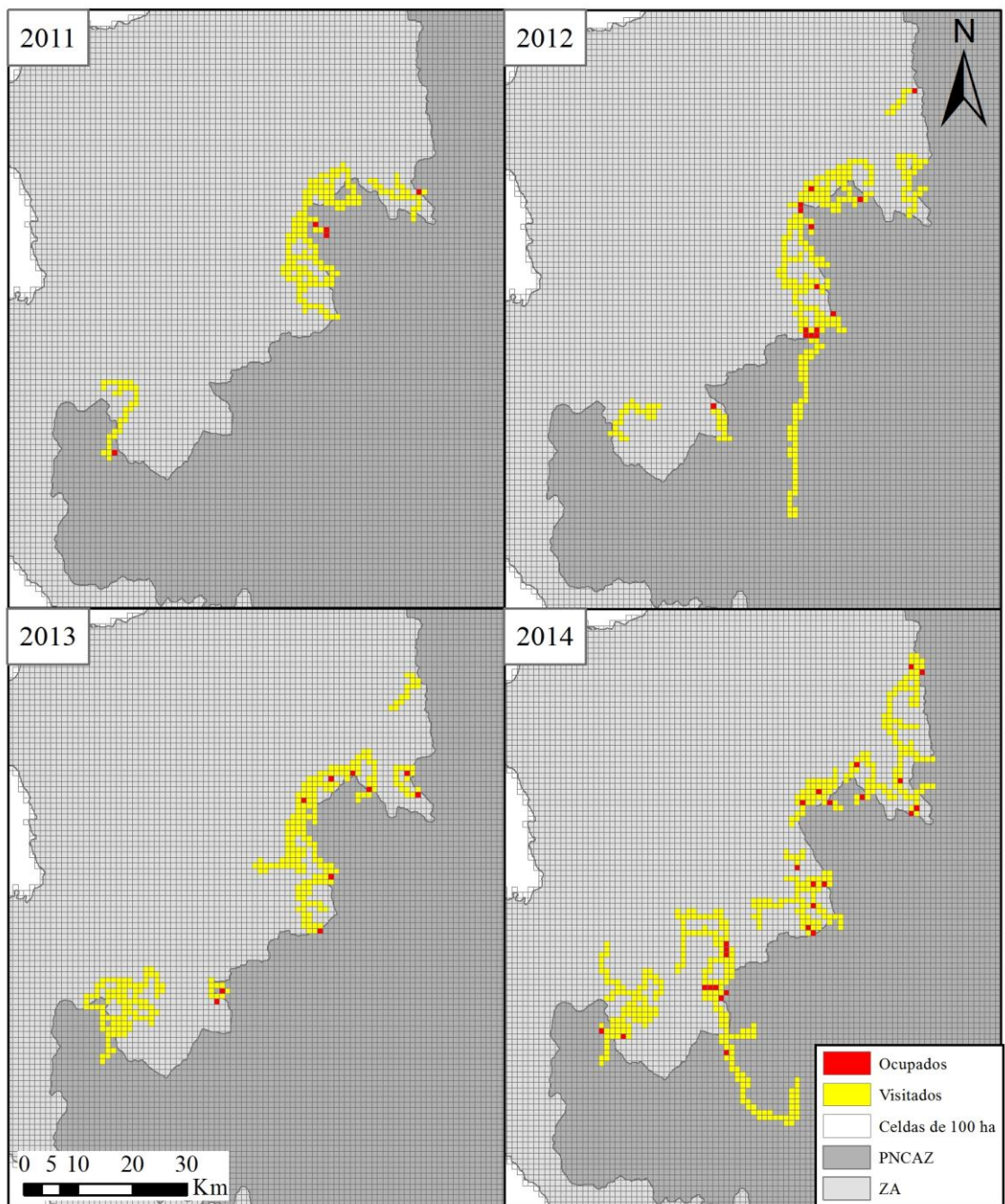


Figura 11. Mapa del esfuerzo de muestreo y registro de *P. tajacu* por temporadas. Los cuadrantes son de 100 ha, los cuadrantes amarillos son aquellos que fueron visitados durante la temporada, los cuadrantes rojos son en los que se registró *P. tajacu*. El área representada refleja el área de estudio, ver figura 4.

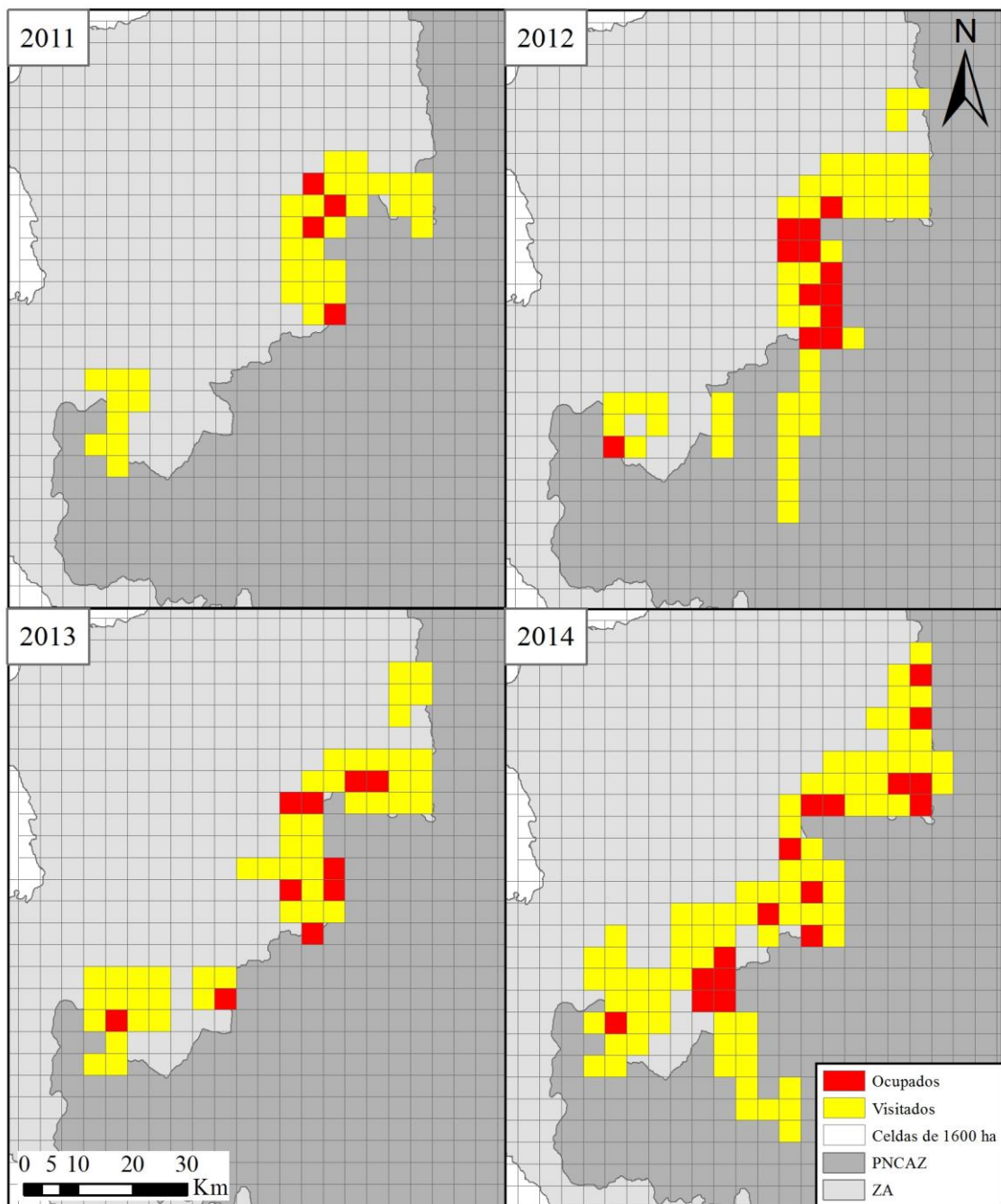


Figura 12. Mapa del esfuerzo de muestreo y registro de *P. onca* por temporadas. Los cuadrantes son de 1600 ha, los cuadrantes amarillos son aquellos que fueron visitados durante la temporada, los cuadrantes rojos son en los que se registró *P. onca*. El área representada refleja el área de estudio, ver figura 4.

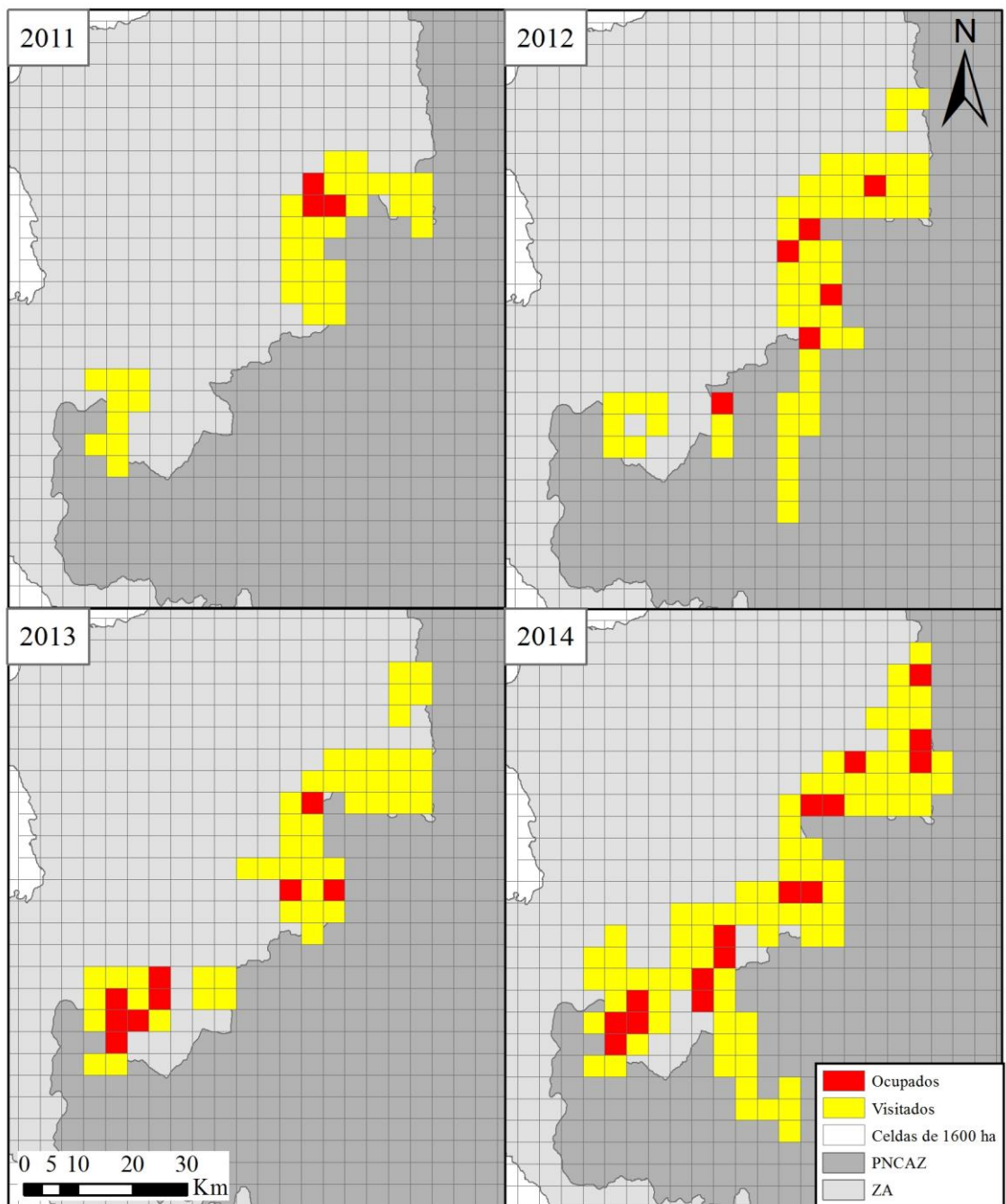


Figura 13. Mapa del esfuerzo de muestreo y registro de *T. pecari* por temporadas. Los cuadrantes son de 1600 ha, los cuadrantes amarillos son aquellos que fueron visitados durante la temporada, los cuadrantes rojos son en los que se registró *T. pecari*. El área representada refleja el área de estudio, ver figura 4.

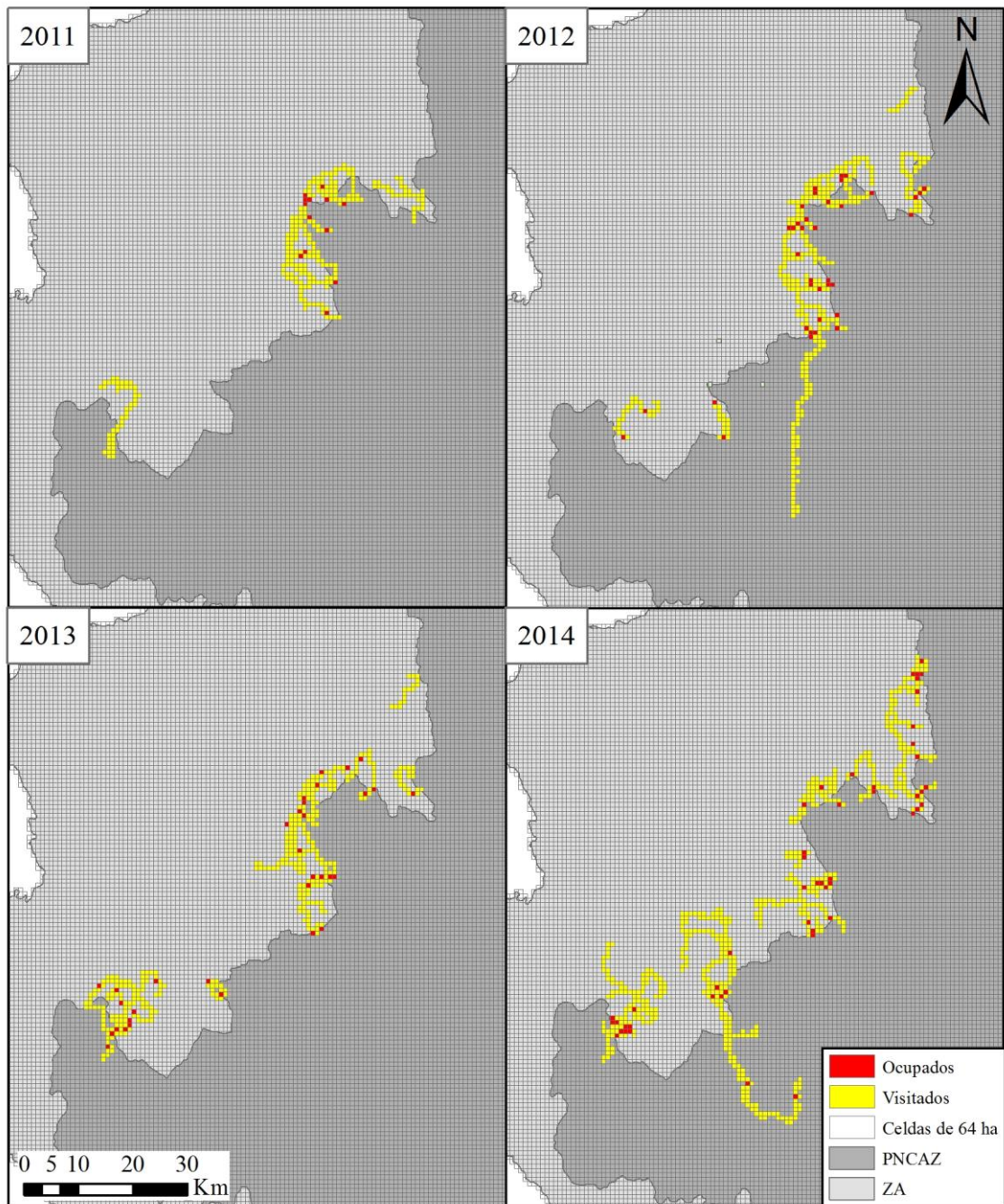


Figura 14. Mapa del esfuerzo de muestreo y registro de *M. americana* por temporadas. Los cuadrantes son de 1600 ha, los cuadrantes amarillos son aquellos que fueron visitados durante la temporada, los cuadrantes rojos son en los que se registró *M. americana*. El área representada refleja el área de estudio, ver figura 4.

VI.II. Análisis de modelos, ocupación, detección y poder

Los análisis de los modelos permiten determinar cuál de las co-variables representa de mejor manera la distribución de los datos. En la mayor parte de las especies y temporadas, el modelo que representa mejor los datos del estudio es que incluye la distancia del PNCAZ. Además, el análisis de modelos permite la estimación de la probabilidad de ocupación y detección y del poder del análisis.

VI.II.I. *Tapirus terrestris (sachavaca)*

Tabla 6. Descripción de las matrices de detección “con ajustes” y “sin ajustes” de *T. terrestris* para la temporada 2014. El número máximo de visitas a los cuadrantes para todas las especies fue de 24.

Matriz	# Cuadrantes	# Observaciones vacías	Ocupación naïve
Sin ajuste	409	8762	0.1456
Con ajuste	237	4779	0.2185

Al realizar el ajuste eliminando los cuadrantes con solo una visita durante la temporada, disminuyó el número de cuadrantes registrados para *T. terrestris* en un 42% y las observaciones vacías en un 45.5% (Tabla 6). Esto incrementó la probabilidad de ocupación naïve 1.5 veces.

El análisis de la matriz “con ajustes” de *T. terrestris* para el año 2014 solo se diferencia de la matriz “sin ajustes” en el coeficiente beta del estimado de la probabilidad de detección y su error estándar, mas no en el coeficiente de la probabilidad de ocupación (Tabla 7). Al realizar los cálculos de las probabilidades de ocupación y detección, se encuentra que la probabilidad de ocupación se mantiene igual entre las matrices “sin ajustes” y “con ajustes”. Sin embargo, la probabilidad de detección incrementa al utilizar las matrices “con ajustes”.

Tabla 7. Resultados del análisis del modelo de una especie y una temporada de las matrices de detección de *T. terrestris* por temporada. Se presentan los resultados de los análisis de las matrices “sin ajustes” (“SA”) y “con ajustes” (“CA”) del 2014. Se muestran los estimados de los coeficientes beta de los modelos mejor puntuados según su AIC.

Temporada	Modelo	Ocupación (ψ)		Detección (p)	
		Estimado	Error std	Estimado	Error std
2014 “SA”	DistPNCAZ	-0.0005	0.0004	-1.1755	0.1462
2014 “CA”	DistPNCAZ	-0.0005	0.0004	-1.1080	0.1569
2013	DistPNCAZ	-0.0011	0.0012	-1.1167	0.4249
2012	DistPNCAZ	-0.0013	0.0012	-0.3131	0.4306
2011	DistPNCAZ	-0.0008	0.0011	-0.8643	0.4508

El modelo que mejor representa la información de *T. terrestris* en todas las temporadas es el que incluye la distancia del PNCAZ (Tabla 7). Estos muestran signos negativos en su estimado del coeficiente beta de la ocupación, lo que indica que la probabilidad de ocupación sería mayor en los cuadrantes que se encuentran más cercanos al borde del parque o dentro de este. Sin embargo, el error estándar de su coeficiente beta es muy alto para los coeficientes beta de la probabilidad de ocupación durante todas las temporadas y para los coeficientes beta de la probabilidad de detección durante las temporadas 2011 y 2012.

Tabla 8. Estimados de las probabilidades de ocupación y detección de *T. terrestris* por temporadas.

Ψ	Temporadas							
	2011		2012		2013		2014	
	p	ES	p	ES	p	ES	p	ES
<i>Occ naive</i>	0.1711		0.1356		0.1439		0.2185	
<i>Occ real</i>	0.4998	0.0003	0.4997	0.0003	0.4997	0.0003	0.4999	0.0001
<i>Detección</i>	0.2964	0.0940	0.4224	0.1050	0.2466	0.0790	0.2482	0.0293

La mayor probabilidad de ocupación naive de *T. terrestris* fue estimada para la temporada 2014, mientras que la menor fue estimada para el 2012 (Tabla 8). Sin embargo, la probabilidad de ocupación real estimada tras el análisis de modelos es cercana a 0.5, lo cual es hasta 3.6 veces mayor a la probabilidad de ocupación naive.

Por otro lado, la mayor probabilidad de detección fue estimada en la temporada 2012, mientras que la menor fue estimada para la temporada 2013 (Tabla 8). *T. terrestris* es la especie del estudio que presenta una mayor probabilidad de detección. Sin embargo, el error estándar para la temporada 2012 es alto, mientras que el error estándar más bajo fue estimado para la temporada 2014.

Tabla 9. Probabilidad de detectar un cambio en la ocupación de *T. terrestris*, entre temporadas. Se muestran los parámetros utilizados para el análisis. Del 2014 al 2015 se calculó considerando un esfuerzo de muestreo y parámetros para el 2015 iguales al 2014.

Occ	Visitas	α	Poder			
			2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015
<i>Naive</i>	Max	0.2	0.3901	0.4040	0.4759	0.7127
<i>Real</i>	Prom	0.2	0.4381	0.6716	0.6279	0.7069
<i>Real</i>	Max	0.2	0.7808	0.8762	0.9401	0.9801*
<i>Real</i>	Max	0.1	0.6593	0.7860	0.8835	0.9548*

* $p < 0.05$

Al realizar el análisis utilizando la probabilidad de ocupación naive, se tiene como resultado que no se pueden detectar diferencias significativas entre temporadas (Tabla 9). Esto es porque la probabilidad de ocupación naive es muy baja ya que subestima la probabilidad de ocupación real.

Además, siendo el número de visitas promedio por cuadrante mucho menor que el número de visitas máximo anual, el esfuerzo de muestreo realizado es insuficiente para detectar un cambio en la ocupación entre temporadas (Tabla 9).

Al realizar los cálculos con una significancia del 80% y el número de visitas máximo, se podría determinar una diferencia significativa entre temporadas con el esfuerzo de muestreo realizado en el 2014 (Tabla 9).

Al utilizar el número de visitas máximo por temporada, el análisis asume que todos los cuadrantes fueron visitados el número máximo de veces. Esto sobreestima el esfuerzo realizado durante la temporada, ya que en el 2014 el número de visitas máximo fue 6 veces mayor que el número de visitas promedio.

Al realizar los cálculos con una mayor significancia (del 90%), se podría determinar una diferencia significativa entre temporadas según el esfuerzo de muestreo del 2014 (Tabla 9). Este incremento de la significancia equivale a una mayor seguridad en los datos obtenidos.

VI.II.II. *Pecari tajacu (sajino)*

Tabla 10. Descripción de las matrices de detección “con ajustes” y “sin ajustes” de *P. tajacu* para la temporada 2014. El número máximo de visitas a los cuadrantes para todas las especies fue de 24.

Matriz	# Cuadrantes	# Observaciones vacías	Ocupación naive
Sin ajuste	409	8781	0.0583
Con ajuste	237	4779	0.0840

Al igual que para *T. terrestris*, al realizar el ajuste a las matrices disminuyó el número de cuadrantes registrados para *P. tajacu* en un 42% y las observaciones vacías en un 45.5% (Tabla 10). Esto incrementó la probabilidad de ocupación naive 1.4 veces.

El análisis de la matriz “con ajustes” de *P. tajacu* para el año 2014 se diferencia de la matriz “sin ajustes” en el error estándar del coeficiente beta de la probabilidad de ocupación y en el coeficiente beta del estimado de la probabilidad de detección y su error estándar (Tabla 11).

Tabla 11. Resultados del análisis del modelo de una especie y una temporada de las matrices de detección de *P. tajacu* por temporada. Se presentan los resultados de los análisis de las matrices “sin ajustes” (“SA”) y “con ajustes” (“CA”) del 2014. Se muestran los estimados de los coeficientes beta de los modelos mejor puntuados según su AIC.

Temporada	Modelo	Ocupación (ψ)		Detección (p)	
		Estimado	Error std	Estimado	Error std
2014 “SA”	DistPNCAZ	-0.0005	0.0006	-2.2186	0.2673
2014 “CA”	DistPNCAZ	-0.0005	0.0007	-2.1214	0.3220
2013	DistPNCAZ	-0.0011	0.0031	-2.5253	1.1851
2012	DistPNCAZ	-0.0009	0.0015	-2.0311	0.4706
2011	DistPNCAZ	-39648.0978	10.0000	-2.3387	0.7918

El modelo que mejor representa la distribución de los registros de *P. tajacu* en todas las temporadas es el que incluye la distancia del PNCAZ (Tabla 11), con signo negativo en su estimado del coeficiente beta de la ocupación, lo que indica que la probabilidad de ocupación sería mayor en los cuadrantes que se encuentran más cercanos al borde del parque o dentro de este. Sin embargo, el error estándar del coeficiente beta de la probabilidad de ocupación es muy alto, así como el del coeficiente beta de la probabilidad de detección durante la temporada 2013.

Tabla 12. Estimados de las probabilidades de ocupación y detección de *P. tajacu* por temporadas.

ψ	Temporadas							
	2011		2012		2013		2014	
	p	ES	p	ES	p	ES	p	ES
<i>Occ naive</i>	0.0263		0.0847		0.0504		0.0840	
<i>Occ real</i>	0.0000	0.0000	0.4998	0.0004	0.4997	0.0008	0.4999	0.0002
<i>Detección</i>	0.0880	0.0635	0.1160	0.0483	0.0741	0.0813	0.1070	0.0308

La mayor probabilidad de ocupación naive de *P. tajacu* fue estimada para la temporada 2012, mientras que la menor fue estimada para el 2014 (Tabla 12). Sin embargo, la probabilidad de ocupación real estimada tras el análisis de modelos es cercana a 0.5, lo cual es hasta 19 veces mayor a la probabilidad de ocupación naive. *P. tajacu* es la especie del estudio que presenta una menor probabilidad de ocupación.

La probabilidad de ocupación real fue estimada como 0 para el 2011, pero eso puede ser debido al limitado número de registros utilizados para el análisis (Tabla 5).

Por otro lado, la mayor probabilidad de detección fue estimada en la temporada 2012, mientras que la menor fue estimada para la temporada 2013 (Tabla 12). *P. tajacu* es la especie del estudio que presenta una menor probabilidad de detección. Sin embargo, los errores estándar de los estimados son altos, mientras que el error estándar más bajo fue estimado para la temporada 2014.

Tabla 13. Probabilidad de detectar un cambio en la ocupación de *P. tajacu*, entre temporadas. Se muestran los parámetros utilizados para el análisis. Del 2014 al 2015 se calculó considerando un esfuerzo de muestreo y parámetros para el 2015 iguales al 2014.

Occ	Visitas	α	Poder			
			2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015
<i>Naive</i>	Max	0.2	0.2151	0.3016	0.2786	0.4071
<i>Real</i>	Prom	0.2	Error	0.2481	0.2495	0.3108
<i>Real</i>	Max	0.2	Error	0.7718	0.8544	0.9659*
<i>Real</i>	Max	0.1	Error	0.6481	0.7554	0.9278

* $p < 0.05$

Al igual que en el análisis de *T. terrestris*, al realizar el análisis utilizando la probabilidad de ocupación naive no se pueden detectar diferencias significativas entre temporadas para *P. tajacu* (Tabla 13). Además, al utilizar el número de visitas promedio para realizar el análisis de poder, el esfuerzo de muestreo realizado es insuficiente para detectar un cambio en la ocupación entre temporadas (Tabla 13).

Por otro lado, al realizar los cálculos con una significancia del 80% y el número de visitas máximo, se podría determinar una diferencia significativa entre temporadas con el esfuerzo de muestreo realizado en el 2014 (Tabla 13).

Al realizar los cálculos con una mayor significancia (del 90%), no se podría determinar una diferencia significativa entre temporadas según el esfuerzo de muestreo del 2014 (Tabla 13). Al utilizar el mismo análisis para replicar los datos, se necesitaría incrementar el número de visitas a 40 para que el poder del análisis de *P. tajacu* sea significativo ($p < 0.05$).

VI.II.III. *Panthera onca* (otorongo)

Tabla 14. Descripción de las matrices de detección “con ajustes” y “sin ajustes” de *P. onca* para la temporada 2014. El número máximo de visitas a los cuadrantes para todas las especies fue de 24.

Matriz	# Cuadrantes	# Observaciones vacías	Ocupación naive
Sin ajuste	83	1662	0.2048
Con ajuste	54	996	0.2963

Al realizar el ajuste a las matrices disminuyó el número de cuadrantes registrados para *P. onca* en un 35% y las observaciones vacías en un 40% (Tabla 14). Esto incrementó la probabilidad de ocupación naive 1.4 veces.

El análisis de la matriz “con ajustes” de *P. onca* para el año 2014 solo se diferencia de la matriz “sin ajustes” en el coeficiente beta del estimado de la probabilidad de detección y su error estándar (Tabla 15).

Tabla 15. Resultados del análisis del modelo de una especie y una temporada de las matrices de detección “con ajustes” de *P. onca* por temporada. Se presentan los resultados de los análisis de las matrices “sin ajustes” (“SA”) y “con ajustes” (“CA”) del 2014. Se muestran los estimados de los coeficientes beta de los modelos mejor puntuados según su AIC.

Temporada	Modelo	Ocupación (ψ)		Detección (p)	
		Estimado	Error std	Estimado	Error std
2014 “SA”	DistPob	0.0003	0.0003	-2.2749	0.2334
2014 “CA”	DistPob	0.0003	0.0003	-2.1952	0.2425
2013	DistPNCAZ	-0.0010	0.0020	-1.7591	0.4123
2012	DistPNCAZ	-0.0004	0.0013	-1.2855	0.3542
2011	Nulo	24.1610	237545.5113	-3.1641	0.5894

El modelo que mejor representa la distribución de los registros de *P. onca* no es consistente a través de las temporadas (Tabla 15). Para el 2014, el modelo que mejor representa la información es el que incluye la distancia al centro poblado más cercano. Su estimado del coeficiente beta de la probabilidad de ocupación tiene signo positivo indicando que la probabilidad de ocupación sería mayor en los cuadrantes más alejados de los centros poblados. Para el 2013 y 2012, el modelo elegido fue el que incluye la distancia del PNCAZ con signo negativo indicando que la probabilidad de ocupación sería mayor en los cuadrantes más cercanos al PNCAZ. Para el 2011, el modelo que mejor representa los datos es el modelo nulo que no incluye covariables.

Sin embargo, los errores estándar de los coeficientes beta de la probabilidad de ocupación son muy altos para todas las temporadas.

La mayor probabilidad de ocupación naive de *P. onca* fue estimada para la temporada 2012, mientras que la menor fue estimada para el 2011 (Tabla 16). Sin embargo, la probabilidad de ocupación real estimada tras el análisis de modelos es cercana a 0.5, lo cual es hasta 3 veces mayor a la probabilidad de ocupación naive. *P. onca* es la especie del estudio que presenta una mayor probabilidad de ocupación.

Tabla 16. Estimados de las probabilidades de ocupación y detección de *P. onca* por temporadas.

ψ	Temporadas							
	2011		2012		2013		2014	
	p	ES	p	ES	p	ES	p	ES
<i>Occ naive</i>	0.1579		0.3103		0.2222		0.2963	
<i>Occ real</i>	1.0000	0.0000	0.4999	0.0003	0.4998	0.0005	0.5001	0.0001
<i>Detección</i>	0.0405	0.0229	0.2166	0.0601	0.1469	0.0517	0.1002	0.0219

La probabilidad de ocupación real fue estimada como 1 para el 2011, pero eso puede ser debido al limitado número de registros utilizados para el análisis (Tabla 5).

Por otro lado, la mayor probabilidad de detección fue estimada en la temporada 2012, mientras que la menor fue estimada para la temporada 2011 (Tabla 16).

Tabla 17. Probabilidad de detectar un cambio en la ocupación de *P. onca*, entre temporadas. Se muestran los parámetros utilizados para el análisis. Del 2014 al 2015 se calculó considerando un esfuerzo de muestreo y parámetros para el 2015 iguales al 2014.

Occ	Visitas	α	Poder			
			2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015
<i>Naive</i>	Max	0.2	0.2070	0.3448	0.3209	0.3993
<i>Real</i>	Prom	0.2	Error	0.2851	0.2608	0.2519
<i>Real</i>	Max	0.2	Error	0.4764	0.5324	0.5727
<i>Real</i>	Max	0.1	Error	0.3326	0.3863	0.4264

*p<0.05

Al igual que en los análisis anteriores, al realizar el análisis utilizando la probabilidad de ocupación naive no se pueden detectar diferencias significativas entre temporadas (Tabla 17). Además, al utilizar el número de visitas promedio para realizar el análisis de

poder, el esfuerzo de muestreo realizado también es insuficiente para detectar un cambio en la ocupación entre temporadas (Tabla 17).

A la vez, al realizar los cálculos con el número de visitas máximo y una significancia del 80% y 90%, tampoco se podría determinar diferencias significativas entre temporadas con ningún esfuerzo de muestreo realizado (Tabla 17).

Al replicar el análisis para encontrar el esfuerzo de muestreo mínimo para esta especie, los resultados del análisis de *P. onca* no permiten la detección de una diferencia significativa entre temporadas a una significancia de más del 80%, incluso al incrementar el número de visitas. Sin embargo, se puede determinar una diferencia significativa con los parámetros resultantes en esta tesis si se incrementa el número de cuadrantes a 220 con 24 visitas cada uno. Esto significaría la evaluación de 352 000 hectáreas del PNCAZ. Si se incrementa la probabilidad de detección a 0.5, se podría detectar una diferencia significativa entre temporadas si se evaluara un total de 190 cuadrantes con 24 visitas cada uno. Esto equivaldría a 304 000 hectáreas.

VI.II.IV. *Tayassu pecari* (huangana)

Tabla 18. Descripción de las matrices de detección “con ajustes” y “sin ajustes” de *T. pecari* para la temporada 2014. El número máximo de visitas a los cuadrantes para todas las especies fue de 24.

Matriz	# Cuadrantes	# Observaciones vacías	Ocupación naive
Sin ajuste	83	1662	0.1325
Con ajuste	54	996	0.1852

Al igual que para *P. onca*, al realizar el ajuste a las matrices disminuyó el número de cuadrantes registrados para *T. pecari* en un 35% y las observaciones vacías en un 40% (Tabla 18). Esto incrementó la probabilidad de ocupación naive 1.4 veces.

Al realizar el ajuste de los cuadrantes, el modelo que mejor representa los registros de *T. pecari* cambió de la distancia al centro poblado más cercano, a la distancia del PNCAZ (Tabla 19). Además, los resultados del análisis se diferencian en que incrementó el error estándar del estimado del coeficiente beta de la probabilidad de ocupación e

incrementaron tanto el estimado como el error estándar del coeficiente beta de la probabilidad de detección.

Tabla 19. Resultados del análisis del modelo de una especie y una temporada de las matrices de detección “con ajustes” de *T. pecari* por temporada. Se presentan los resultados de los análisis de las matrices “sin ajustes” (“SA”) y “con ajustes” (“CA”) del 2014. Se muestran los estimados de los coeficientes beta de los modelos mejor puntuados según su AIC.

Temporada	Modelo	Ocupación (ψ)		Detección (p)	
		Estimado	Error std	Estimado	Error std
2014 “SA”	DistPob	-0.0001	0.0004	-1.9935	0.3278
2014 “CA”	DistPNCAZ	-0.0001	0.0006	-1.9916	0.3403
2013	Nulo	-0.7581	0.6520	-1.6714	0.4862
2012	DistPNCAZ	-0.0006	0.0018	-1.1603	0.6303
2011	Nulo	27.2736	885314.3830	-3.1641	0.5894

Al igual que para *P. onca*, el modelo que mejor representa la distribución de los registros de *T. pecari* no es consistente a través de las temporadas (Tabla 19). Para las temporadas 2014 y 2012, el modelo que mejor representa la información es el que incluye la distancia del PNCAZ. Su estimado del coeficiente beta de la probabilidad de ocupación tiene signo negativo indicando que la probabilidad de ocupación sería mayor en los cuadrantes más cercanos al PNCAZ. Para el 2013 y 2011, el modelo que mejor representa los datos es el modelo nulo que no incluye co-variables. Asimismo, los errores estándar de los coeficientes beta de la probabilidad de ocupación son muy altos para todas las temporadas.

Tabla 20. Estimados de las probabilidades de ocupación y detección de *T. pecari* por temporadas.

ψ	Temporadas							
	2011		2012		2013		2014	
	p	ES	p	ES	p	ES	p	ES
<i>Occ naive</i>	0.1579		0.1379		0.1667		0.1852	
<i>Occ real</i>	1.0000	0.0000	0.4998	0.0004	0.3191	0.1416	0.5000	0.0001
<i>Detección</i>	0.0405	0.0229	0.2386	0.1145	0.1582	0.0648	0.1201	0.0360

La mayor probabilidad de ocupación naive de *T. pecari* fue estimada para la temporada 2014, mientras que la menor fue estimada para la temporada 2012 (Tabla 20). Sin embargo, la probabilidad de ocupación real estimada tras el análisis de modelos es cercana a 0.5, lo cual es hasta 3.6 veces mayor a la probabilidad de ocupación naive. La probabilidad de ocupación real fue estimada como 1 para el 2011, pero eso puede ser debido al limitado número de registros utilizados para el análisis (Tabla 5).

Por otro lado, la mayor probabilidad de detección fue estimada en la temporada 2012, mientras que la menor fue estimada para la temporada 2011 (Tabla 20). No obstante, los errores estándar de los estimados para esas temporadas son altos.

Tabla 21. Probabilidad de detectar un cambio en la ocupación de *T. pecari*, entre temporadas. Se muestran los parámetros utilizados para el análisis. Del 2014 al 2015 se calculó considerando un esfuerzo de muestreo y parámetros para el 2015 iguales al 2014.

Occ	Visitas	α	Poder			
			2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015
<i>Naive</i>	Max	0.2	0.2070	0.2565	0.2894	0.3242
<i>Real</i>	Prom	0.2	Error	0.2995	0.2474	0.2754
<i>Real</i>	Max	0.2	Error	0.4790	0.3907	0.5963
<i>Real</i>	Max	0.1	Error	0.3351	0.2551	0.4506

* $p < 0.05$

Al igual que en los análisis anteriores, al utilizar la probabilidad de ocupación naive para el análisis no se pueden detectar diferencias significativas entre temporadas (Tabla 21). De la misma forma, al utilizar el número de visitas promedio, el esfuerzo de muestreo realizado también es insuficiente (Tabla 21).

Similar a los análisis realizados para *P. onca*, al realizar los cálculos con el número de visitas máximo y una significancia del 80% y 90%, tampoco se podría determinar diferencias significativas entre temporadas con ningún esfuerzo de muestreo realizado durante estas temporadas (Tabla 21).

Al replicar el análisis para encontrar el esfuerzo de muestreo mínimo para esta especie, los resultados del análisis de *T. pecari* no permiten la detección de una diferencia significativa entre temporadas a una significancia de más del 80%, incluso al incrementar el número de visitas. Sin embargo, se puede determinar una diferencia significativa con los parámetros resultantes en esta tesis si se incrementa el número de cuadrantes a 200 con 24 visitas cada uno. Esto significaría la evaluación de 320 000 hectáreas del PNCAZ. Si se incrementa la probabilidad de detección a 0.5, se podría detectar una diferencia significativa entre temporadas si se evaluara un total de 180 cuadrantes con 24 visitas cada uno. Esto equivaldría a 288 000 hectáreas.

VI.II.V. *Mazama americana* (venado rojo)

Tabla 22. Descripción de las matrices de detección “con ajustes” y “sin ajustes” de *M. americana* para la temporada 2014. El número máximo de visitas a los cuadrantes para todas las especies fue de 24.

Matriz	# Cuadrantes	# Observaciones vacías	Ocupación naive
Sin ajuste	513	11007	0.0916
Con ajuste	293	5947	0.1365

Al realizar el ajuste a las matrices disminuyó el número de cuadrantes registrados para *M. americana* en un 42.8% y las observaciones vacías en un 46% (Tabla 22). Esto incrementó la probabilidad de ocupación naive 1.5 veces.

Tabla 23. Resultados del análisis del modelo de una especie y una temporada de las matrices de detección “con ajustes” de *M. americana* por temporada. Se presentan los resultados de los análisis de las matrices “sin ajustes” (“SA”) y “con ajustes” (“CA”) del 2014. Se muestran los estimados de los coeficientes beta de los modelos mejor puntuados según su AIC.

Temporada	Modelo	Ocupación (ψ)		Detección (p)	
		Estimado	Error std	Estimado	Error std
2014 “SA”	DistPNCAZ	-0.0006	0.0005	-1.4096	0.2112
2014 “CA”	DistPNCAZ	-0.0006	0.0006	-1.2453	0.2597
2013	DistPNCAZ	-0.0005	0.0007	-1.6747	0.3226
2012	DistPNCAZ	-0.0006	0.0007	-1.4772	0.2912
2011	DistPNCAZ	-0.0008	0.0013	-1.8678	0.4541

El análisis de la matriz “con ajustes” de *M. americana* para el año 2014 se diferencia de la matriz “sin ajustes” en el error estándar del coeficiente beta de la probabilidad de ocupación y en el coeficiente beta del estimado de la probabilidad de detección y su error estándar (Tabla 23).

El modelo que mejor representa la distribución de los registros de *M. americana* en todas las temporadas es el que incluye la distancia del PNCAZ (Tabla 23). Su estimado del coeficiente beta de la probabilidad de ocupación tiene signo negativo indicando que la probabilidad de ocupación sería mayor en los cuadrantes más cercanos al PNCAZ. Sin embargo, el error estándar del coeficiente beta de la probabilidad de ocupación es muy alto.

La mayor probabilidad de ocupación naive de *M. americana* fue estimada para la temporada 2012, mientras que la menor fue estimada para la temporada 2011 (Tabla 24). Sin embargo, la probabilidad de ocupación real estimada tras el análisis de modelos es cercana a 0.5, lo cual es hasta 6 veces mayor a la probabilidad de ocupación naive.

Por otro lado, la mayor probabilidad de detección fue estimada en la temporada 2014, mientras que la menor fue estimada para la temporada 2011 (Tabla 24).

Tabla 24. Estimados de las probabilidades de ocupación y detección de *M. americana* por temporadas.

ψ	Temporadas							
	2011		2012		2013		2014	
	p	ES	p	ES	p	ES	p	ES
<i>Occ naïve</i>	0.0842		0.1517		0.1056		0.1365	
<i>Occ real</i>	0.4998	0.0003	0.4999	0.0002	0.4999	0.0002	0.4998	0.0001
<i>Detección</i>	0.1338	0.0526	0.1858	0.0441	0.1578	0.0429	0.2235	0.0451

Las probabilidades de ocupación de todas las especies oscilan entre las temporadas, por lo que no se muestra ninguna tendencia clara (Tablas 8, 12, 16, 20 y 24). Sin embargo, todas las especies incrementaron su probabilidad de ocupación de 2013 a 2014, incrementando hasta 11,1% (*T. pecari*) y 66,7% (*P. tajacu*) entre esas temporadas.

La temporada en el que la mayor parte de las especies obtuvo su probabilidad de detección más alta fue 2012, mientras la temporada en el que la mayor parte de las especies obtuvo su probabilidad de detección más baja fue 2011 (Tablas 8, 12, 16, 20 y 24).

Tabla 25. Probabilidad de detectar un cambio en la ocupación de *M. americana*, entre temporadas. Se muestran los parámetros utilizados para el análisis. Del 2014 al 2015 se calculó considerando un esfuerzo de muestreo y parámetros para el 2015 iguales al 2014.

Occ	Visitas	α	Poder			
			2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015
<i>Naïve</i>	Max	0.2	0.2639	0.4610	0.4362	0.6077
<i>Real</i>	Prom	0.2	0.2556	0.3913	0.4363	0.6703
<i>Real</i>	Max	0.2	0.5887	0.9083	0.9630*	0.9924*
<i>Real</i>	Max	0.1	0.4428	0.8332	0.9227	0.9804*

* $p < 0.05$

De la misma forma que para las demás especies, al realizar el análisis utilizando la probabilidad de ocupación naive no se pueden detectar diferencias significativas entre temporadas (Tabla 25). Igualmente, utilizando el número de visitas promedio el esfuerzo de muestreo realizado es insuficiente.

Al realizar los cálculos con una significancia del 80% y el número de visitas máximo, se podría determinar una diferencia significativa entre temporadas con el esfuerzo de muestreo realizado en las temporadas 2013 y 2014 (Tabla 25).

Al realizar los cálculos con una significancia del 90%, se podría determinar una diferencia significativa entre temporadas utilizando el esfuerzo de muestreo realizado en la temporada 2014 (Tabla 25).

VII. Discusión

VII.I. Información recolectada

El monitoreo de fauna realizado por los guardaparques en el área del proyecto del PNCAZ genera una gran cantidad de información útil que podría ser aprovechada de una manera más eficiente por la gestión del área. Estos esfuerzos son importantes y dan información sobre la riqueza de especies y su localización. Sin embargo, la metodología a través de la cual se levantan estos datos podría mejorarse.

Los principales problemas que se encontraron al revisar las bases de datos fueron los siguientes: (i) un gran número de registros de fauna no cuentan con un informe de patrullaje correspondiente, (ii) un gran número de informes de patrullaje no cuentan con registros de fauna, (iii) un alto número de registros de fauna sin coordenadas geográficas o coordenadas mal registradas, y (iv) una gran diferencia de esfuerzo de patrullaje (duración, recorrido, etc) entre temporadas. Esto se debe muy probablemente a que la información - utilizada en este estudio - no ha sido recabada utilizando una metodología estandarizada de levantamiento de información.

Un tema importante a tomar en cuenta cuando no se cuenta con metodologías estandarizadas de levantamiento de información, como en este caso, es que no es posible afirmar con exactitud que todos los cuadrantes visitados fueron evaluados con el mismo esfuerzo de muestreo y, por lo tanto, si los registros son comparables entre puestos de vigilancia, especies y temporadas. Los recorridos realizados dentro de los cuadrantes durante cada visita y las cantidades de visitas son diferentes entre temporadas. Además, las diferencias existentes entre los cuadrantes visitados por temporada, introducen una variabilidad considerable en el estudio (Figuras 10-14). Estas diferencias se traducen en un sesgo de esfuerzo que afecta el análisis.

Sin embargo, el sesgo del esfuerzo de muestreo entre temporadas y puestos de vigilancia se puede reducir al utilizar modelos de ocupación como metodología de análisis de los datos de monitoreo pues este enfoque no utiliza esfuerzo de “patrullajes” como unidad de análisis, sino “visitas a un cuadrante”. Debido a que la manera en la que se conducen los patrullajes es altamente variable, el análisis por cuadrantes y visitas necesario para determinar la ocupación es una opción más fiable. Sin embargo, los

análisis de presencia/ausencia necesitan un número de muestreos (N) más alto para determinar resultados significativos, lo que incluye un mayor esfuerzo de muestreo.

En general, la temporada 2014 fue la que presentó un esfuerzo mayor de muestreo, tanto en número de patrullajes, cuadrantes, visitas y registros (Tablas 3-5). Considerando que el PNCAZ y su ZA suman 3 414 450 hectáreas protegidas, el esfuerzo realizado en el área de estudio en el 2014 en el mejor caso representa un 2.5% de esto. Por otro lado, el esfuerzo realizado en el 2011 representa un 0.89% del área. Al utilizar los patrullajes de los demás puestos de vigilancia del PNCAZ para el análisis, este porcentaje incrementaría.

En cuanto a los patrullajes, se realizan pocos dentro del parque debido a que es difícil acceder a estas zonas y a menudo se requieren días de caminata para ingresar al área del PNCAZ (Figura 9). Además, para la gestión del PNCAZ, los patrullajes deben ser más intensivos en la ZA debido a que la mayor parte de amenazas hacia el parque se dan en esta zona, mayormente en la forma de presiones hacia el borde del PNCAZ. Es por esto que el muestreo realizado por los guardaparques no es representativo de toda el área del parque y su ZA, sino mayormente del área de la ZA dentro de 13 kilómetros de distancia desde el borde del PNCAZ y del área en el borde del PNCAZ.

Es importante entender que la mayoría de las amenazas se encuentran en la ZA del PNCAZ y no directamente en el PNCAZ. Es decir, el área del PNCAZ se encuentra bajo protección estricta y no está bajo influencia de actividades humanas. Esto implicaría que no sería necesario monitorear el área dentro del PNCAZ permanentemente para determinar el impacto antropogénico. Si bien el impacto de actividades antropogénicas podría afectar zonas alejadas del PNCAZ, los resultados de este estudio indican que las zonas más cercanas al PNCAZ se encuentran mejor conservadas (Figura 7), por lo que sería más efectivo invertir recursos en el monitoreo de las áreas de la ZA que se encuentran en mayor medida bajo influencia humana.

A pesar que el bosque dentro del PNCAZ se mantiene, es común que las ANP tiendan a volverse aisladas con el tiempo mientras que la deforestación va avanzando hacia sus bordes, lo que produce una pérdida de la capacidad de mantener los ecosistemas y el espacio de vida suficiente para las especies que buscan proteger (DeFries et al., 2005;

Kinnaird et al., 2003). Es por esto que es importante el monitoreo constante del avance de amenazas desde la ZA.

El incremento en el número de registros de fauna en el 2014 se puede deber a que en setiembre del 2013 se realizó una capacitación para los guardaparques de los distintos puestos de control (Tabla 5). Aun así, a menudo los guardaparques no toman nota de sus registros durante sus patrullajes, ni buscan activamente los rastros de fauna, posiblemente porque no lo consideran una actividad prioritaria (la actividad prioritaria es el monitoreo de actividades antropogénicas). Es posible que se pudieran registrar más datos de presencia de fauna si hubiera un mayor esfuerzo de muestreo por parte de los guardaparques o si el registro durante los patrullajes fuera más minucioso.

Por otro lado, el sistema de registro de fauna debe mejorar de manera que se pueda utilizar un mayor porcentaje de la información, pues los números bajos de registros causan una pérdida de información importante que influye en que la precisión del análisis sea baja, tal como se ve con los resultados de la temporada 2011 (Tablas 5, 7, 11, 15, 19 y 23). Por el momento, el número de registros que no se pueden utilizar para el análisis es cercano al 40%, pero se debería mejorar este rubro para disminuir el número de registros inutilizables al 10% del total de registros, como máximo.

En el área de estudio, se encontraron relaciones lineales débiles entre la distancia del PNCAZ y el porcentaje de cobertura vegetal, y entre la distancia de la parcela al poblado más cercano y el porcentaje de cobertura vegetal. Esto podría indicar que el avance de la deforestación en la ZA hacia el borde del PNCAZ no es pronunciado y que los centros poblados cercanos al PNCAZ no afectan la presencia de deforestación por actividad antropogénica. Además, como se dijo anteriormente, ésto podría no estar reflejando la realidad, debido a que las imágenes satelitales no pueden diferenciar entre áreas de bosque silvestre y áreas de agricultura (DeFries et al., 2005), por lo que considerar la cobertura vegetal como una medida de la salud del bosque no basta necesariamente.

El uso de las matrices de detección con ajustes ayuda a tener un análisis más preciso de los datos pues elimina los cuadrantes visitados solo una vez, los cuales suelen ser visitados recorriendo solo espacios pequeños y sus evaluaciones mayormente resultan

en registros “ausentes”. Además, su análisis no contribuye a la estimación de la probabilidad de detección debido a que esta no se puede calcular con una sola visita.

VII.II. Modelos

Las diferencias entre el análisis de las matrices sin ajustes (utilizando los cuadrantes visitados solo una vez durante la temporada) y las matrices con ajustes (eliminando los cuadrantes visitados solo una vez durante la temporada) del 2014 demostró que el modelo más representativo de los datos de *T. pecari* cambia, una especie que presenta bajos registros (Tabla 19). Además, no hay diferencias entre los cálculos de la probabilidad de ocupación entre las matrices, pero sí en el cálculo de la probabilidad de detección. En temporadas en las que hay menos datos y menos esfuerzo de muestreo, las diferencias son mayores, de manera que el uso de las matrices con ajustes produce resultados más precisos.

Por otro lado, es importante tomar en cuenta que los modelos de co-variables son elaborados de manera imprecisa cuando la muestra utilizada es baja, como en el caso de *T. pecari* y *P. onca*. Esto se hace evidente al evaluar los errores estándar determinados por los modelos y al analizar el poder de la metodología. Estas especies tienen el número de registros y cuadrantes más bajos y, en las temporadas en las que el esfuerzo de muestreo es bajo, el modelo que mejor representa los datos es el modelo nulo (Tablas 15 y 19). Esto puede ser porque, al haber tan poca información, los datos no pueden ajustarse correctamente a las co-variables (Nichols et al., 2008). Así mismo, la información recabada durante la temporada 2014 dio el ajuste más preciso a los modelos, lo que probablemente se deba a que contaba con un mayor esfuerzo de muestreo.

Es posible que el uso de otras co-variables pudiera mejorar la precisión del estudio y el ajuste de la información. Por ejemplo, sería posible utilizar altitud y tipo de hábitat como co-variables al modelar los datos, en especial en un espacio tan heterogéneo como el PNCAZ. Este tipo de co-variables podría disminuir los sesgos por preferencia de hábitats de las especies. Rovero et al. (2013a) utilizaron el tipo de hábitat y la pendiente como co-variables para analizar sus modelos de ocupación en el este de

África y recomiendan también utilizar el tipo de vegetación. Sin embargo, es importante tomar en cuenta que (i) las especies del estudio no presentan una preferencia por alguno de los hábitats o tipos de vegetación en la zona, es decir son generalistas en cuanto al uso de hábitat, y (ii) la escala del análisis (cuadrantes) probablemente no permita una diferenciación muy buena en cuanto a altitud (se generarían promedios) o tipos de vegetación.

De las co-variables analizadas en el estudio, el modelo que mejor representa la distribución de la mayoría de los registros en la mayoría de las temporadas fue la distancia del PNCAZ (Tablas 7, 11, 15, 19 y 23). En todos los casos, estos modelos mostraron un estimado negativo del coeficiente beta de ocupación, lo que indica que se estima una mayor ocupación de las especies en los cuadrantes más cercanos al PNCAZ. Esto podría estar señalando que el área más cercana al parque es utilizada en mayor manera por estas especies, por lo que se podría decir que el parque cumple con su objetivo de protegerlas en la zona de estudio.

El PNCAZ podría ser considerado como la fuente en un modelo de fuente-sumidero, ya que la probabilidad de ocupación de los cuadrantes está mejor correlacionada con la distancia del borde. El PNCAZ es la fuente, una zona con hábitat de buena calidad debido a que su integridad se mantiene casi por completo y no tiene perturbaciones antropogénicas; mientras que la ZA es el sumidero, un hábitat de menor calidad debido a la deforestación y la presencia humana (Dias, 1996). Las especies utilizarían en mayor densidad el hábitat íntegro del PNCAZ y sus zonas aledañas, creando un gradiente hacia las áreas menos óptimas de la ZA donde el ambiente se encuentra más degradado. Para comprobar esto, se necesitaría realizar estudios de dinámicas poblacionales en el futuro, tomando en cuenta tanto el interior del PNCAZ como la ZA.

Por otro lado, es posible que el porcentaje de cobertura vegetal no afecte la probabilidad de ocupación debido a que el bosque alrededor del PNCAZ se mantiene por varios kilómetros pasado el borde en muchas de las áreas estudiadas, por lo que no se forma un patrón claro (Figuras 7 y 8). Sin embargo, debido a que las imágenes satelitales no son capaces de diferenciar entre cobertura vegetal de plantaciones y cobertura vegetal de bosque silvestre (DeFries et al., 2005), esta medida puede ser imprecisa. El modelo estaría considerando toda la cobertura vegetal como si fuera hábitat de la misma calidad, cuando los cultivos podrían ser negativos para la distribución de las especies.

Además, la incapacidad de diferenciar entre plantaciones y bosque podría afectar en la medición del impacto de borde debido a que solo la deforestación no es suficiente para explicar este fenómeno. Un estudio realizado por Kinnaird y sus colaboradores en Indonesia (2003), indica que los mamíferos grandes prefieren mantenerse en el interior del bosque y son observados en mayor medida en distancias alejadas por lo menos 2 kilómetros del borde del bosque. Es por esto que es posible que la medida de degradación de bosque utilizada por el PNCAZ no sea la mejor para este análisis.

Aunque el porcentaje de cobertura vegetal no es la variable que mejor explica los resultados, la fragmentación del bosque podría afectar la distribución de las especies. La fragmentación de bosque se entiende como: “el proceso por el cual un hábitat continuo se transforma en parches más pequeños de una menor área total, aislados unos de los otros” (Fahrig, 2003). Sin embargo, esta es una variable difícil de medir y que a menudo se confunde con la pérdida de hábitat (Fahrig, 1997).

La fragmentación relacionada con la agricultura puede tener diferentes consecuencias en la distribución de las especies. En un estudio realizado en la zona de Chaco, en Argentina, se demostró que de las 5 especies estudiadas en esta investigación solo *P. tajacu* utiliza espacios de bosques fragmentados por agricultura, mientras que los otros prefieren ocupar espacios de bosques continuos (Núñez-Regueiro et al., 2015). Sin embargo, esto podría depender del cultivo que se encuentre y si este presenta una fuente de alimento para las especies elegidas, pues entonces éstas podrían utilizar los fragmentos para acceder a los cultivos (Barlow et al., 2010).

El modelo de distancia del centro poblado más cercano es el modelo con mejor ajuste solo para *P. onca* en el 2014 (Tabla 15). Esto indica que la distancia desde los centros poblados describe de mejor manera la distribución de las observaciones de *P. onca*, de manera que esta especie ocupa en mayor manera los cuadrantes más alejados de los centros poblados. Esto puede ser porque el impacto de los centros poblados, ya sea por la caza, la presencia y tránsito humano, o la agricultura, influyen de manera que los individuos de *Pantera onca* prefieren no utilizar las zonas más cercanas a los poblados.

Sunquist y Sunquist (1989) mencionan que la disponibilidad de presas es una variable importante en la distribución de los felinos grandes como el otorongo. La ganadería cerca a los poblados podría ser una fuente de presas para *P. onca*, pero es posible que

las poblaciones de sus presas se encuentren saludables en zonas más alejadas y por eso no utiliza las zonas más cercanas a los centros poblados (Tabla 15). Sin embargo, Garla y colaboradores (Garla et al., 2001) encontraron que los otorongos sí utilizaban las zonas cercanas a las áreas ganaderas (evidenciado por rastros y heces) sin consumir el ganado. Es decir, *P. onca* podría utilizar el área cercana a los centros poblados sin importar su consumo de ganado, por lo que es probable que en este estudio se encuentre más a menudo en las zonas más alejadas de los poblados debido al impacto humano.

Por otro lado, es posible que la co-variable de distancia del poblado más cercano no afecte la probabilidad de ocupación porque no hay comunidades nativas en la zona, por lo que no mantienen la “carne de monte” en su dieta (Gavin y Anderson, 2007). La mayor parte de familias de las comunidades no caza o, si lo hace, es caza para autoconsumo (SERNANP PERÚ y CIMA, 2011a). Además, se encuentra prohibido cazar tapir y otorongo, entre otras especies, regla que los guardaparques se encargan de comunicar.

Debido a que CIMA trabaja permanentemente con las poblaciones más cercanas al PNCAZ, esto también influye en las actitudes de los pobladores en relación al cuidado del bosque, de manera que tienen un sentido de responsabilidad hacia la conservación del PNCAZ y no toman acciones que deforesten o vayan en contra de la conservación (Rodríguez-Izquierdo et al., 2010). Así, esto podría resultar en que el impacto de las comunidades más cercanas al PNCAZ en la distribución de las especies elegidas no sea considerable.

Es importante tomar en cuenta que la distancia de los centros poblados podría no ser la mejor manera de medir la presión antropogénica. En la investigación realizada por Licona et al. (2011) en la Reserva Nacional Tambopata, se evaluó la presión de la población en el sitio de estudio en forma de accesibilidad, utilizando como co-variable el tiempo que se tardaba para llegar desde el centro poblado al sitio, en vez de la distancia por sí sola. Sin embargo, en este estudio se utilizaron cámaras trampa y no cuadrantes, por lo que la accesibilidad se calcula en el punto de la cámara trampa y no se generaliza a un cuadrante. Otra manera de medir la presión antropogénica podría ser cuantificando la presión de caza en los cuadrantes. Peres (1997) hizo esto a través de entrevistas con los pobladores y contando el número de viviendas en el centro poblado más cercano durante los últimos 20 años y los disparos escuchados durante los censos.

Estas diferencias pueden dar mejores resultados en el modelamiento de la influencia humana.

Por otro lado, el PNCAZ podría ser un ANP *de facto*, pues la población aledaña preferiría no utilizar el terreno debido a que se encuentra en un espacio remoto, con topografía accidentada y con gran elevación en donde sería difícil asentarse (Scott et al., 2001). De esta manera, este se podría mantener aislado al impedir que los grandes proyectos de infraestructura tales como las carreteras lleguen hasta él. Sin embargo, Joppa y colaboradores (2008) mencionan que esto sería muy difícil pues la migración avanza paulatinamente hacia su borde de todas maneras.

VII.III. Ocupación y detección

Debido a que la probabilidad de ocupación naive o simple no considera la detección imperfecta de la presencia de las especies, ésta subestima la probabilidad de ocupación real. Al comparar ambos parámetros en el estudio, se ve que la probabilidad calculada es hasta 6 veces mayor que la naive (Tablas 8, 12, 16, 20 y 24). Esto muestra la importancia de incluir la detección imperfecta en el análisis y la necesidad de mejorar la detección de las especies al realizar el muestreo.

La probabilidad de ocupación calculada de las especies, tomando en cuenta los ajustes de modelo y la detección imperfecta, se determina en un 0.49-0.50 para la mayoría de especies en los años estudiados (Tablas 8, 12, 16, 20 y 24), excepto los cálculos que presentaron errores en la temporada 2011 y *T. pecari* en el 2013. Esto indica que hay una probabilidad del 50% que las especies ocupen los cuadrantes del área estudiada.

Los cálculos de la probabilidad de ocupación real que presentaron errores en la temporada 2011 se deben a que tanto el número de registros de presencia de las especies, como el número de cuadrantes y visitas fue muy bajo para realizar inferencias precisas (Nichols et al., 2008).

T. pecari es la especie con menos registros de presencia (Tabla 5), y la única que muestra una probabilidad de ocupación real diferente (Tabla 20). Esto puede ser porque la población de *T. pecari* en un área puede ser afectada por la destrucción de su hábitat

o la caza de individuos en zonas alejadas (Redford, 1992). Debido a que se mueven en manadas de hasta más de 200 individuos, el encuentro de cazadores con una manada de *T. pecari* puede significar la caza de docenas de estos (Peres, 1996). Adicionalmente, esta especie es propensa a extinciones locales y no se reporta en zonas de caza intensa o moderada, e incluso se registra muy poco en zonas de caza leve (Peres, 1996). Además, esta especie muestra tendencias migratorias (Bodmer, 1990), por lo que es posible no encontrar a la especie (manadas) en la misma zona en diferentes años.

Tobler et al. (2009) encontraron probabilidades de ocupación mucho más altas (0.56-0.98) para los cuatro ungulados de este estudio en bosques de tierra firme y bosques inundables en Madre de Dios. Esto podría indicar que la presencia de estas especies de ungulados en Madre de Dios es mejor que el estado de conservación de las especies en el área del proyecto del PNCAZ, aunque también es posible que estas especies sean más comunes en esos hábitats. Además, el uso de cámaras trampa puede haber influido en las diferencias debido a que el esfuerzo de captura de una serie de cámaras trampa no solo puede que sea mayor, sino que probablemente varía menos que los registros por guardaparques. No se han encontrado investigaciones realizadas en hábitats similares al PNCAZ y su ZA con las que se pueda contrastar los resultados de la probabilidad de ocupación de las especies.

Las probabilidades de detección de las especies fueron de 0.04-0.42 durante las temporadas de estudio (Tablas 8, 12, 16, 20 y 24). Esto es un índice bajo, indica que es más probable que al visitar un cuadrante no se detecte la especie a pesar que esta sí esté presente. Esto conduce a un menor número de observaciones de individuos, lo cual a su vez conduce a una menor precisión del análisis (Linkie et al., 2007).

Las probabilidades de detección de las especies fueron mayores en la temporada 2012 para la mayor parte de las especies, excepto para *M. americana*, cuya temporada de mayor probabilidad de detección fue 2014 (Tabla 24). Esto indica que durante el 2012 los guardaparques detectaron a las especies la mayor cantidad de veces en las que estas estuvieron presentes. Esto puede ser porque, aunque se muestreó menos cuadrantes y se realizó menos visitas que en otras temporadas, se realizó un esfuerzo mayor en la búsqueda de indicios de la presencia de las especies, permitiendo detectarlas mejor.

En un estudio realizado en Costa Rica por Cove y colaboradores (2013), se determinó una probabilidad de detección similar a la determinada en este estudio ($p = 0.12$) para *P. onca* y *T. pecari* (Tablas 16 y 20). Sin embargo, la probabilidad de detección de *P. tajacu* y la de *M. americana* fue mucho mayor a las resultantes de este estudio (0.4 y 0.75, respectivamente) (Tablas 12 y 24). Para esta investigación se utilizó cámaras trampa, como para muchos otros estudios de ocupación (Sasidhran et al., 2016; Ahumada et al., 2011; Linkie et al., 2007; Licona et al., 2011; Núñez-Regueiro et al., 2015), por lo cual este método puede tener una detectabilidad diferente a la resultante al realizar el muestreo de rastros y observaciones.

VII.IV. Poder del análisis

Debido a que la ocupación naive subestima la ocupación real de las especies, ésta asume que las especies son más difíciles de encontrar en un área específica, de lo que realmente pueden ser. Por esto, al determinar el poder de la metodología se necesita un mayor esfuerzo de muestreo para recabar la información necesaria para detectar una diferencia significativa y las probabilidades de detectar una diferencia son menores (Tablas 9, 13, 17, 21 y 25). Incluso *T. terrestris*, la especie que tiene más información para el análisis, solo tiene una probabilidad de 0.7 de detectar diferencias con una significancia de 0.2. Esto demuestra la necesidad de realizar los análisis de ocupación real a través del uso de modelos.

Los análisis realizados con el número de visitas promedio no logran tener un poder de análisis suficiente para detectar cambios, para ninguna de las especies (Tablas 9, 13, 17, 21 y 25). Sin embargo, los análisis realizados considerando el número de visitas máximo por temporada logran tener el poder de detectar diferencias entre temporadas en algunas de las especies (Tablas 9, 13 y 25). Si bien esto indica que el esfuerzo de muestreo realizado y los datos obtenidos son suficientes para detectar una diferencia, se sobreestima el muestreo realizado. Es necesario incentivar un mayor número de visitas a los cuadrantes y que el número de visitas sea más homogéneo entre cuadrantes, además de una búsqueda de rastros más intensiva para mejorar la detección de las especies.

Para determinar diferencias significativas con una significancia de 0.1 se necesita más esfuerzo que para determinar diferencias con una significancia de 0.2 (Tablas 9, 13, 17, 21 y 25) (Sewell et al., 2012). Sin embargo, debido a su alto número de registros y a la gran cantidad de cuadrantes evaluados, los resultados indican que la información recabada con la metodología de muestreo en la temporada 2014 es suficiente para determinar diferencias significativas para *T. terrestris* y *M. americana* para ambos niveles de significancia (Tablas 9 y 25). La información recabada para *P. tajacu* es suficiente para determinar una diferencia significativa a un nivel de significancia de 0.2 para la temporada 2014 (Tabla 13), pero para determinar una diferencia a un nivel de significancia de 0.1 se necesitaría realizar el doble de visitas. Para *P. onca* y *T. pecari*, el esfuerzo realizado no es suficiente para determinar diferencias significativas bajo los dos niveles de significancia escogidos (Tablas 17 y 21).

El poder de la metodología para detectar una diferencia de ocupación entre temporadas es bajo. Esta metodología podría dar resultados en el monitoreo de *T. terrestris* y *M. americana* considerando el esfuerzo realizado durante la temporada 2014, pero resulta insuficiente para *P. tajacu* y, en especial, para las especies menos conspicuas como *P. onca* y *T. pecari*.

La metodología de muestreo utilizada actualmente es oportunista, es decir que registra la presencia del animal cuando – durante el patrullaje - el guardaparques se encuentra con el animal, huella o el rastro, en vez de buscar activamente los rastros. Si se mejora la búsqueda de rastros para incrementar la probabilidad de detección, se podría mejorar el esfuerzo mínimo necesario para obtener resultados precisos a partir de esta metodología (Sewell et al., 2012). Si bien esta metodología parece ser útil para dos especies, debe ser repetida de manera igual o similar en los próximos años para mantener el poder de análisis. Esto implicaría realizar un número similar de patrullajes que evalúen un número similar de cuadrantes la misma cantidad de veces, con un énfasis en la búsqueda de avistamientos y rastros de las especies elegidas.

VII.VI. Recomendaciones para el monitoreo de la gestión de las ANP

En el caso del PNCAZ, es necesario apuntar a una metodología de monitoreo de la gestión que utilice el trabajo y conocimiento del personal guardaparque y otros recursos locales para que sea sostenible en el tiempo (Danielsen et al., 2000). Además, se necesita sustento técnico para tomar decisiones de protección dentro del ámbito del parque y de gestión en su zona de amortiguamiento.

Para disminuir el sesgo de muestreo entre puestos de vigilancia, se propone elegir un número de cuadrantes con diferentes características de interés (a diferentes distancias del PNCAZ y de poblados, con diferentes porcentajes de cobertura vegetal) que se encuentren cerca o en las zonas comunes de patrullaje de los guardaparques para que sean de fácil acceso y no requieran de mucho esfuerzo separado de sus actividades diarias (Danielsen et al., 2000). De esta manera, estos cuadrantes deben ser evaluados repetidas veces durante el año, utilizando una metodología consistente y comparable. En caso esto no sea posible, es importante que al generar las matrices de detección no se consideren los cuadrantes visitados solo una vez durante el año.

Esta metodología puede incluir el uso de transectos de 50 metros que contarán como una evaluación o visita del cuadrante, a través de los cuales se buscará activamente la presencia de las especies de interés. Los guardaparques deben evaluar los cuadrantes cada vez que puedan, con un mínimo de 20 transectos realizados durante el año para cada cuadrante.

De esta manera se asegura que se evalúen los mismos cuadrantes a través de las temporadas, con el mismo esfuerzo de muestreo mínimo por cuadrante para disminuir el sesgo de muestreo y que así los datos sean comparables. Además, se puede incluir una distancia de 50 metros entre transectos y diferencias entre la dirección en la que estos se realizan, de manera que se cubra más espacio y la evaluación considere un mayor porcentaje del cuadrante.

El uso de registros indirectos, tales como las huellas es una metodología eficiente para el monitoreo de fauna debido a que dan información sobre la presencia de las especies, considerando que el personal se encuentra capacitado para identificarlas (Silveira et al.,

2003). Este es un aspecto que se debe mantener en el PNCAZ y posiblemente ampliar con capacitaciones y el uso de herramientas tales como el GPS.

La información de los guardaparques puede ser complementada con otras fuentes de registro, tales como las cámaras trampa. Los modelos de ocupación son utilizados para el análisis de registros de presencia/ausencia registrados a través del uso de diferentes metodologías, lo que permite una mayor gama de información útil para el monitoreo (Nichols et al., 2008). El uso de cámaras trampa para la estimación de la ocupación de mamíferos grandes y especies raras ha sido utilizado ampliamente en los trópicos y está demostrado que puede generar información extra para el monitoreo de estas especies (Rovero et al., 2014). Sin embargo, aunque los datos obtenidos son útiles, el uso de cámaras trampa encarece el monitoreo, lo cual puede ser inviable considerando las limitaciones de recursos en el PNCAZ. Por esto, se pueden considerar otros métodos de levantamiento de registros.

Otra alternativa de levantamiento de información puede ser el involucramiento de las comunidades vecinas en esta metodología de monitoreo, asignando algunos cuadrantes a las comunidades para su evaluación y capacitando a los pobladores en la metodología utilizada. De esta manera, el monitoreo se amplía y se vuelve participativo, reforzando la presencia de las comunidades locales en la gestión del parque (Danielsen et al., 2000). Debido a que la gestión del PNCAZ trabaja de manera constante con las comunidades vecinas al Parque, esta podría ser una opción viable dentro de los acuerdos de conservación que se hacen con las poblaciones.

Este tipo de estudios son importantes en el manejo de un ANP debido a que se deben evaluar las metodologías de monitoreo y análisis, ya que son piezas importantes dentro de la toma de decisiones para la conservación. Además, las especies elegidas cumplen roles definidos en el mantenimiento del bosque y se debe monitorear el impacto de la gestión en la presencia de estos animales para que el bosque protegido se mantenga y se renueve. Estas especies son ideales para el monitoreo por parte del equipo del PNCAZ debido a que sus rastros son reconocidos sin necesidad de mucho entrenamiento, de manera que su detección es precisa, haciendo el monitoreo fiable.

Los mamíferos herbívoros grandes, tales como el tapir y el venado, cumplen el rol ecológico de dispersores de semillas (Fragoso y Huffman, 2000). Su ausencia o

reducción en el bosque puede ocasionar que ciertas especies de flora no se vean sustituidas a nivel de población por organismos más jóvenes, causando su reducción o hasta extinción en el futuro (Brodie et al., 2009).

En especial en bosques donde la mayor parte de la diversidad de árboles depende de mamíferos grandes como dispersores de semillas, como en los bosques tropicales de las Américas y África, la ausencia de estas especies resulta en un cambio en la composición del bosque que representa una pérdida de la capacidad de almacenamiento de carbono comparable con años de deforestación (Osuri et al., 2016). Es por esto que, para mantener la composición y el rol ecológico del bosque y sus beneficios para el clima global en el largo plazo, es necesario que estas especies continúen utilizando el espacio. Se asume, entonces, que la presencia de poblaciones saludables de estas especies beneficia al bosque en general, contribuyendo a la conservación del ANP.

La figura 15 sintetiza un proceso de toma de decisiones que podría ser recomendable para el análisis de datos de guardaparques en el monitoreo del impacto de la gestión de ANP.

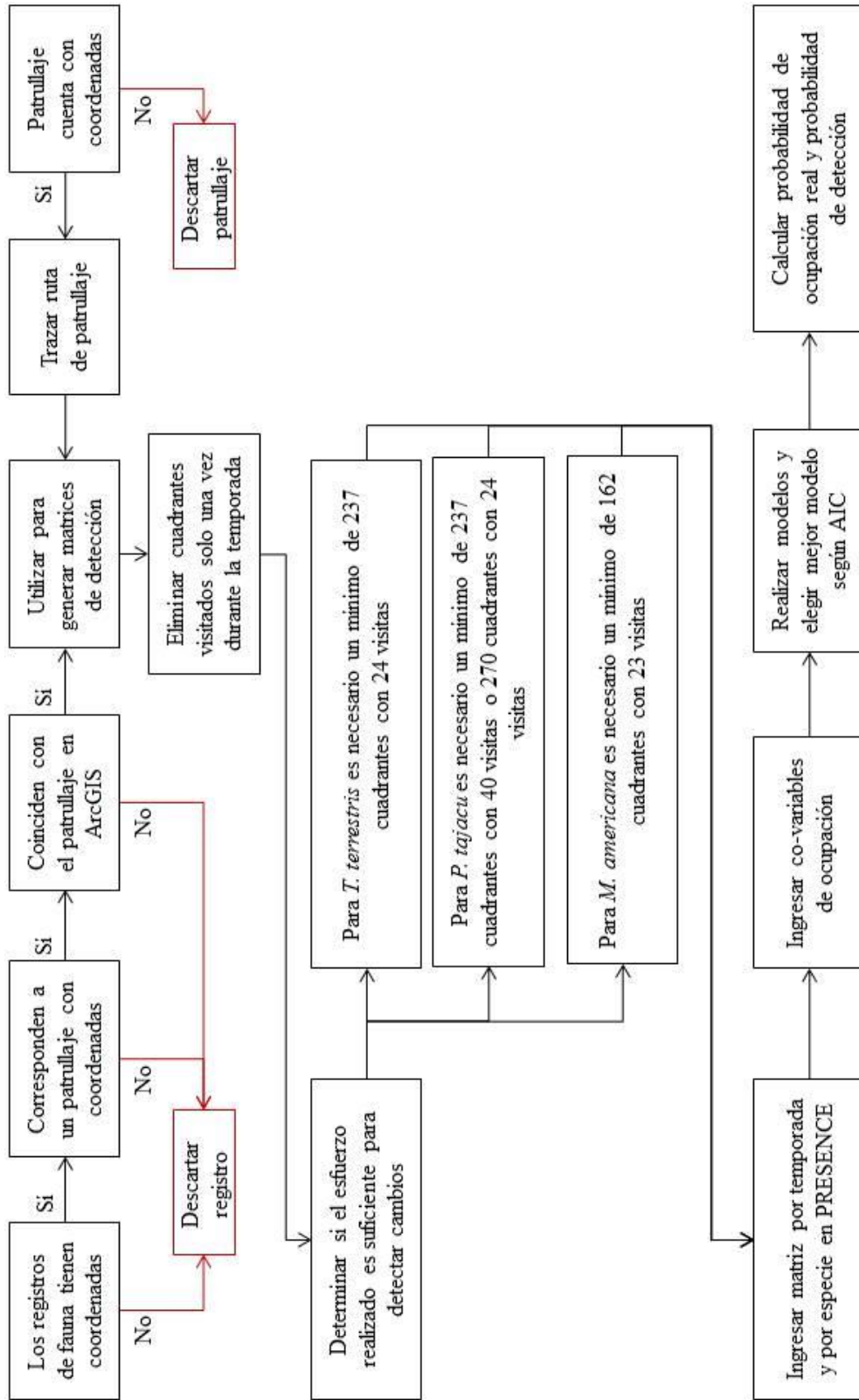


Figura 15. Diagrama de flujo de la selección y la metodología de análisis de la información recomendada

VIII. Conclusiones

- Es recomendable reducir los datos inutilizables para el análisis al 10% de los datos totales. Los datos inutilizables para el análisis suman hasta el 37.4% de los datos totales, lo que genera una menor precisión en los resultados. Es necesario tomar medidas para mejorar el registro, tales como asegurar que todos los guardaparques cuenten con GPS durante sus patrullajes y capacitarlos en su uso y en el correcto registro de la información.
- La distancia del PNCAZ es la variable que mejor explica la distribución de los registros de las especies, indicando que se avistan más individuos a mayor cercanía del PNCAZ o dentro de este. Esto puede indicar que el Parque cumple su objetivo de proteger a las especies en la zona estudiada.
- La probabilidad de ocupación de todas las especies del estudio para la temporada 2014 es de 0.5, lo que indica que éstas utilizan la mitad del espacio estudiado.
- Es necesario ser más meticulosos en la búsqueda de rastros de la presencia de las especies debido a que la probabilidad de detección es menor a 0.25 en todos los casos, lo que indica que las especies no son avistadas por los guardaparques la mayor parte de veces, incluso cuando están presentes.
- La metodología actual de monitoreo, analizada a través de modelos de ocupación, puede detectar diferencias significativas entre temporadas al ser utilizada para el monitoreo de *T. terrestris* y *M. americana*, considerando el esfuerzo realizado en el 2014. Si esto se repite en los próximos años, la metodología de monitoreo se puede mantener.
- La metodología actual de monitoreo, analizada a través de modelos de ocupación, podría detectar diferencias significativas entre temporadas al ser utilizada para el monitoreo de *P. tajacu* si se incrementara la probabilidad de detección de esta especie y el número de visitas realizadas a los cuadrantes.
- La metodología actual de monitoreo no da información suficiente para detectar diferencias significativas entre temporadas para el monitoreo de la ocupación de *P. onca* y *T. pecari*. Para estas especies se debe buscar otras metodologías de monitoreo.

IX. Referencias

- Ahumada J, Silva C, Gajapersad K, Hallam C, Hurtado J, Martin E, McWilliam A, et al. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 2011; 366: 2703–2711.
- Almeida A, Malzoni M, Kayo C, Marinho-Filho J, Sollmann R, Mundim N y Silveira L. White-lipped peccary home-range size in a protected area and farmland in the central Brazilian grasslands. *Journal of Mammalogy.* 2013; 94(1):137–145.
- Alverson W, Rodríguez L, Moskovits D. (Editores). Perú: Biabo Cordillera Azul. Rapid Biological Inventories Report 2. Chicago, IL: The Field Museum. 2001.
- Balick M y Mendelsohn R. Assessing the Economic Value of Traditional Medicines from Tropical Rainforests. *Conservation Biology.* 1992; 6(1): 128-130.
- Barlow J, Gardner T, Araujo I, Ávila-Pires T, Bonaldo A, Costa J, Esposito M, et al. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *PNAS.* 2007. 104 (47): 18555–18560.
- Barlow J, Louzada J, Parry L, Hernández M, Hawes J, Peres C, Vaz-de-Mello F y Gardner T. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. *Journal of Applied Ecology.* 2010; 47: 779–788.
- Beier P y Cunningham S. Power of track surveys to detect changes in cougar populations. *Wildlife Society Bulletin.* 1996; 24(3): 540-546.
- Bodmer R. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. *Journal of Tropical Ecology.* 1990; 6: 191-20.
- Bozdogan H. Model Selection and Akaike's Information Criterion (AIC): The General Theory and its analytical Extensions. *Psychometrika.* 1987; 52(3): 345-370.
- Bradshaw C, Sodhi N, Brook B. Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. *Front Ecol Environ.* 2009; 7(2): 79–87.
- Alverson W, Rodríguez L, Moskovits D. (Editores). Perú: Biabo Cordillera Azul. Rapid Biological Inventories Report 2. Chicago, IL: The Field Museum. 2001.

- ten Brink, B. Biodiversity indicators for the OECD environmental outlook and strategy, A feasibility study. Países Bajos: RIVM. 2000.
- Brodie J, Helmy O, Brockelman W y Maron J. Bushmeat poaching reduces the seed dispersal and population growth rate of a mammal-dispersed tree. *Ecological Applications*. 2009; 19(4): 854–863.
- Bruner A, Gullison R, Rice R y da Fonseca G. Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science*. 2001; 291: 125-127.
- Burnham K, Anderson D y Huyvaert K. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behav Ecol Sociobiol*. 2011; 65:23–35.
- Carrillo E, Wong G y Cuarón A. Monitoring Mammal Populations in Costa Rican Protected Areas under Different Hunting Restrictions. *Conservation Biology*. 2000; 14 (6): 1580–1591.
- CIMA - Cordillera Azul. Protocolo de Monitoreo de la Diversidad Biológica. Perú: CIMA - Cordillera Azul. 2012 [Documento interno].
- CIMA - Cordillera Azul. Protocolo para el Procesamiento Digital de Imágenes de Satélite en el Monitoreo de la Deforestación. Perú: CIMA - Cordillera Azul. 2013 [Documento interno].
- CITES. Appendices I, II and III. Suiza: CITES. 2016. Disponible en: <https://cites.org/eng/app/appendices.php>
- Cove M, Spínola M, Jackson V, Sáenz J y Chassot O. Integrating occupancy modeling and camera-trap data to estimate medium and large mammal detection and richness in a Central American biological corridor. *Tropical Conservation Science*. 2013; 6(6):781—795.
- Daily, G. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Estados Unidos: Island Press. 1997.
- Danielsen F, Baete D, Poulsen M, Enghoff M, Nozawa C y Jensen A. A simple system for monitoring biodiversity in protected areas of a developing country. *Biodiversity and Conservation*. 2000; 9: 1671–1705.

- Dearden P y Bennett M. Trends in Protected Area Governance, 1992-2002. *Environmental Management*. 2005; 36(1):89-100.
- Defries R, Hansen A, Newton A y Hansen M. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications*. 2005; 15(1): 19–26.
- De Groot R, Wilson M y Boumans R. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*. 2002; 41: 393–408.
- Dias P. Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology & Evolution*. 1996; 11(8): 326-330.
- Dudley, N. (Editor). *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. Suiza: IUCN. 2008.
- Ellisor JE y Harwell WF. Mobility and Home Range of Collared Peccary in Southern Texas. *The Journal of Wildlife Management*. 1969; 33(2): 425-427.
- Esri. ArcGIS 10.2.2. Estados Unidos: Esri. 2014.
- FAO. *Global Forest Resources Assessment 2010: Main Report*. Roma, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2010.
- FAO. *Global Forest Resources Assessment 2015: Desk reference*. Roma, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2015.
- Fahrig L. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management*. 1997; 61: 603–610.
- Fahrig L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2003; 34: 487–515.
- Fidler F, Burgman M, Cumming G, Buttrose R y Thomason N. Impact of Criticism of Null-Hypothesis Significance Testing on Statistical Reporting Practices in Conservation Biology. *Conservation Biology*. 2006; 20(5): 1539–1544.
- Fragoso J. Home Range and Movement Patterns of White-lipped Peccary (*Tayassu pecari*) Herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica*. 1998; 30(3): 458-469.

- Fragoso J y Huffman J. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology*. 2000; 16: 369-385.
- Fragoso J. A long-term study of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) population fluctuations in northern Amazonia—anthropogenic versus “natural” causes. In Silvius K, Bodmer R and Fragoso J (eds.). *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, USA. 2004.
- Garla R, Setz E y Gobbi N. Jaguar (*Panthera onca*) Food Habits in Atlantic Rain Forest of Southeastern Brazil. *Biotropica*. 2001; 33(4): 691–696.
- Gavin M y Anderson G. Socioeconomic predictors of forest use values in the Peruvian Amazon: A potential tool for biodiversity conservation. *Ecological Economics*. 2007; 60(4): 752-762.
- Google. Google Earth 7.1.2.2041. Estados Unidos: Google. 2013.
- Guillera-Arroita G y Lahoz-Monfort J. Designing studies to detect differences in species occupancy: power analysis under imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution*. 2012; 3: 860-869.
- Hayes T. Parks, People, and Forest Protection: An Institutional Assessment of the Effectiveness of Protected Areas. *World Development*. 2006; 34(12): 2064–2075.
- Harcum J y Dressing S. Technical Memorandum #3: Minimum Detectable Change and Power Analysis. Virginia, U.S. Environmental Protection Agency. 2015. Available online at www.epa.gov/xxx/tech_memos.htm.
- Hellawell JM. Development of a rationale for monitoring. In: Goldsmith FB (editor). *Monitoring for Conservation and Ecology*. London: Chapman and Hall; 1991. p: 1–14.
- Hines J. PRESCENCE 9.2. United States of America: USGS; 2015. Disponible en: <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>
- INRENA. Plan maestro Parque Nacional Cordillera Azul 2004 – 2009. Perú: CIMA - Cordillera Azul. 2004 [Documento interno].
- IUCN. What are Protected Areas? [Internet]. [Se desconoce el lugar]: IUCN; [se desconoce la fecha] [citado 7 de diciembre 2015]. Disponible en: http://worldparkcongress.org/about/what_are_protected_areas.html

- Jiménez C, Quintana H, Pacheco V, Melton D, Torrealva J y Tello G. Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. *Rev. peru. biol.* 2010; 17(2): 191 – 196.
- Joppa L, Loarie S y Pimm S. On the protection of “protected areas”. *PNAS.* 2008; 105(18): 6673-6678.
- Judas J y Henry O. Seasonal Variation of Home Range of Collared Peccary in Tropical Rain Forests of French Guiana. *Journal of Wildlife Management.* 1999; 63(2): 546-552.
- Kapos V, Ravilious C, Campbell A, Dickson B, Gibbs HK, Hansen MC, et al. Carbon and biodiversity: a demonstration atlas. UK: United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, UNEP-WCMC; 2008.
- Keuroghlian A, Eaton D, y Longland W. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation.* 2004; 120: 411–425.
- Kinnaird M, Sanderson E, O’Brien T, Wibisono H y Woolmer G. Deforestation Trends in a Tropical Landscape and Implications for Endangered Large Mammals. *Conservation Biology.* 2003; 17(1): 245–257.
- Lambeck R. Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology.* 1997; 11 (4): 849-856.
- Laurance W. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation.* 1999; 91: 109-117
- Lawton J, Bignell D, Bolton B, Bloemers G, Eggleton P, Hammond P, et al. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature.* 1998; 391: 72-75.
- Legg C y Nagy L. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management.* 2006; 78:194–199.
- Leimgruber P, Christen C y Laborderie A. The Impact Of Landsat Satellite Monitoring On Conservation Biology. *Environmental Monitoring and Assessment.* 2005; 106: 81–101.

- Licona M, McCleery R, Collier B, Brightsmith D y Lopez R. Using ungulate occurrence to evaluate community-based conservation within a biosphere reserve model. *Animal Conservation*. 2011; 14: 206–214.
- Linkie M, Dinata Y, Nugroho A y Achmad I. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: Sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biological Conservation*. 2007; 137: 20-27.
- Llactayo W, Reategui A y Ozambela M. Mechanisms of territorial management with communities neighboring Cordillera Azul National Park. En: *Implementation of the CBD Programme of Work on Protected Areas: Progress and Perspectives*. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity; 2008. p. 63-67.
- MacKenzie D, Nichols J, Lachman G, Droege S, Royle A, Langtimm C. Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One. *Ecology*. 2002; 83(8): 2248–2255.
- MacKenzie D, Nichols J, Royle J, Pollock K, Bailey L y Hines J. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. United States of America: Elsevier. 2006.
- Maffei L, Cuéllar E y Noss A. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *J. Zool., Lond.* 2004; 262: 295–304.
- Maffei L y Taber A. Area de acción de *Mazama americana* (Cervidae) en un bosque seco de Bolivia. *Ecología en Bolivia*. 2003; 38(2): 179-180.
- Martins S, Sanderson J y Silva-Junior J. Monitoring mammals in the Caxiuana National Forest, Brazil – First results from the Tropical Ecology, Assessment and Monitoring (TEAM) program. *Biodivers Conserv.* 2007; 16: 857–870.
- McNeely JA, Harrison J y Dingwall P. *Protecting nature: Regional views of protected areas*. UK: IUCN. 1994.
- Microsoft Corporation. Microsoft Excel 14.0.7166.5000 (64 bits). Estados Unidos: Microsoft Corporation. 2010.
- Ministerio del Ambiente. *Áreas Naturales Protegidas del Perú (2011-2015): Conservación para el desarrollo sostenible*. Perú: MINAM. 2016.

- Mouaro G, Coutinho M, Mauro R, Campos Z, Tomas W y Magnusson W. Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal Wetland of Brazil. *Biological Conservation*. 2000; 92: 175-183.
- Mourthé I. How much effort should be employed for surveying a low-diversity Amazonian mammal assemblage using line-transects? *Zoologia*. 2013; 30 (1): 119–124.
- Myers N, Mittermeier R, Mittermeier C, da Fonseca G y Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 2000; 403: 853-858.
- Naughton-Treves L, Buck M y Brandon K. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 2005; 30: 219–252.
- Nichols J, Bailey L, O’Connell A, Talancy N, Campbell E, Gilbert A, Annand E, et al. Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. *Journal of Applied Ecology*. 2008; 45: 1321–1329.
- Nichols J y Williams B. Monitoring for conservation. *TRENDS in Ecology and Evolution*. 2006; 21(12): 668-673.
- Noss R. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*. 1999; 115: 135-146.
- Núñez-Regueiro M, Branch L, Fletcher R, Marás G, Derlindati E y Tálamo A. Spatial patterns of mammal occurrence in forest strips surrounded by agricultural crops of the Chaco region, Argentina. *Biological Conservation*. 2015;187: 19–26.
- Osuri A, Ratnam J, Varma V, Alvarez-Loayza P, Hurtado J, Bradfors M, et al. Contrasting effects of defaunation on aboveground carbon storage across the global tropics. *Nat Commun*. 2016; 25(7):11351.
- Pequeño T. Camino a un monitoreo integral en el Parque Nacional Cordillera Azul y su zona de amortiguamiento. Perú: CIMA. 2007.
- Peres C. Effects of Habitat Quality and Hunting Pressure on Arboreal Folivore Densities in Neotropical Forests: A Case Study of Howler Monkey (*Alouatta* spp.). *Folia Primatologica*. 1997; 68: 199-222.

- Peres C. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation*. 1996; 77: 115-123.
- Peters C, Gentry A y Mendelsohn R. Valuation of an Amazonian Rainforest. *Nature*. 1989; 339: 655-656.
- Petracca L, Ramirez-Bravo E y Hernández-Santín L. Occupancy estimation of jaguar *Panthera onca* to assess the value of east-central Mexico as a jaguar corridor. *Oryx*. 2013; 48(1):133-140.
- Rabinowitz A y Nottingham B. Ecology and behaviour of the Jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *J. Zool., Lond.* 1986; 210: 149-159.
- Redford K. The Empty Forest. *BioScience*, 1992; 42(6): 412-422.
- Rodrigues A, Andelman S, Bakarr M, Boitani L, Brooks T, Cowling R, et al. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*. 2004; 428: 640–643.
- Rodríguez-Izquierdo E, Gavin M y Macedo-Bravo M. Barriers and triggers to community participation across different stages of conservation management. *Environmental Conservation*. 2010; 37(3): 239–249.
- Rovero F, Collett L, Ricci S, Martin E y Spitale D. Distribution, occupancy, and habitat associations of the gray-faced sengi (*Rhynchocyon udzungwensis*) as revealed by camera traps. *Journal of Mammalogy*. 2013a; 94(4):792–800.
- Rovero F, Zimmermann F, Berzi D y Meek P. “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*. 2013b; 24 (2): 148–156.
- Rovero F, Martin E, Rosa M, Ahumada JA y Spitale D. Estimating Species Richness and Modelling Habitat Preferences of Tropical Forest Mammals from Camera Trap Data. *PLoS ONE*. 2014; 9(7): e103300.
- Sasidhran S, Adila N, Saifulnizam Hamdan M, Samantha L, Aziz N, Kamarudin N, Leong Puan C, et al. Habitat occupancy patterns and activity rate of native mammals in

tropical fragmented peat swamp reserves in Peninsular Malaysia. *Forest Ecology and Management*. 2016; 363: 140–148.

Scott M, Davis F, McGhie G, Wright G, Groves C y Estes J. Nature Reserves: Do They Capture The Full Range Of America's Biological Diversity? *Ecological Applications*. 2001; 11(4): 999–1007.

SERNANP Perú y CIMA - Cordillera Azul. Diagnóstico del Proceso de Actualización: Plan maestro Parque Nacional Cordillera Azul 2011 – 2016. Perú: CIMA - Cordillera Azul. 2011a.

SERNANP Perú y CIMA - Cordillera Azul. Plan maestro Parque Nacional Cordillera Azul 2011 – 2016. Perú: CIMA - Cordillera Azul. 2011b.

Sewell D, Guillera-Aroita G, Griffiths R y Beebee T. When Is a Species Declining? Optimizing Survey Effort to Detect Population Changes in Reptiles. *PLoS ONE*. 2012; 7 (8): e43387.

Sheil, D. Conservation and Biodiversity Monitoring in the Tropics: Realities, Priorities, and Distractions. *Conservation Biology*. 2001; 15 (4): 1179-1182.

Silveira L, Jácomo A y Diniz-Filho J. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*. 2003; 114: 351–355.

Sunquist M y Sunquist F. Ecological constraints on predation by large felids en Carnivore behavior, ecology, and evolution (J. L. Gittleman, ed.). Estados Unidos; Cornell University Press. 1989.

Tobler M. The ecology of the lowland tapir in Madre de Dios, Peru: using new technologies to study large rainforest mammals. (PhD dissertation). Texas A&M University, College Station, TX. 2008.

Tobler M, Carrillo-Percegué S, Leite R, Mares R y Powell G. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*. 2008; 11: 169–178.

Tobler M, Carrillo-Percegué S y Powell G. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*. 2009; 25: 261–270.

Walters C y Holling C. Large-scale Management Experiments and Learning by Doing. *Ecology*. 1990; 71(6): 2060-2068.

Weckel M, Giuliano W y Silver S. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*. 2006; 270: 25–30.

Wilkie D, Bennett E, Peres C y Cunningham A. The empty forest revisited. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 2011; 1223: 120–128.

Williams B y Brown E. Adaptive Management: The U.S. Department of the Interior Applications Guide. Estados Unidos; Adaptive Management Working Group, U.S. Department of the Interior. 2012.

Wilson E. (Editor). Biodiversity. Estados Unidos; National Academy of Sciences/Smithsonian Institution. 1988.

Glosario de términos

Detección: Registrar la presencia de un individuo de la especie de interés a través de un avistamiento o algún rastro o seña que indique su presencia en el área.

Detección imperfecta: Individuos que no han sido registrados al realizar una evaluación debido a las limitaciones en su detección.

Objeto de conservación: Ecosistemas o especies de interés prioritario para la conservación.

Poder de análisis: Probabilidad de detectar una diferencia significativa en la ocupación de las especies entre una temporada y la siguiente.

Probabilidad de detección: Probabilidad de detectar a un individuo de la especie de interés al momento de realizar una evaluación.

Probabilidad de ocupación naive: Probabilidad de que un espacio elegido al azar esté siendo ocupado por una especie específica, sin considerar la detección imperfecta de la especie (considerando que la probabilidad de detección es igual a 1).

Probabilidad de ocupación real: Probabilidad de que un espacio elegido al azar esté siendo ocupado por una especie específica, considerando la detección imperfecta de la especie.

Visita: Una evaluación realizada en una unidad de muestreo.

Anexos

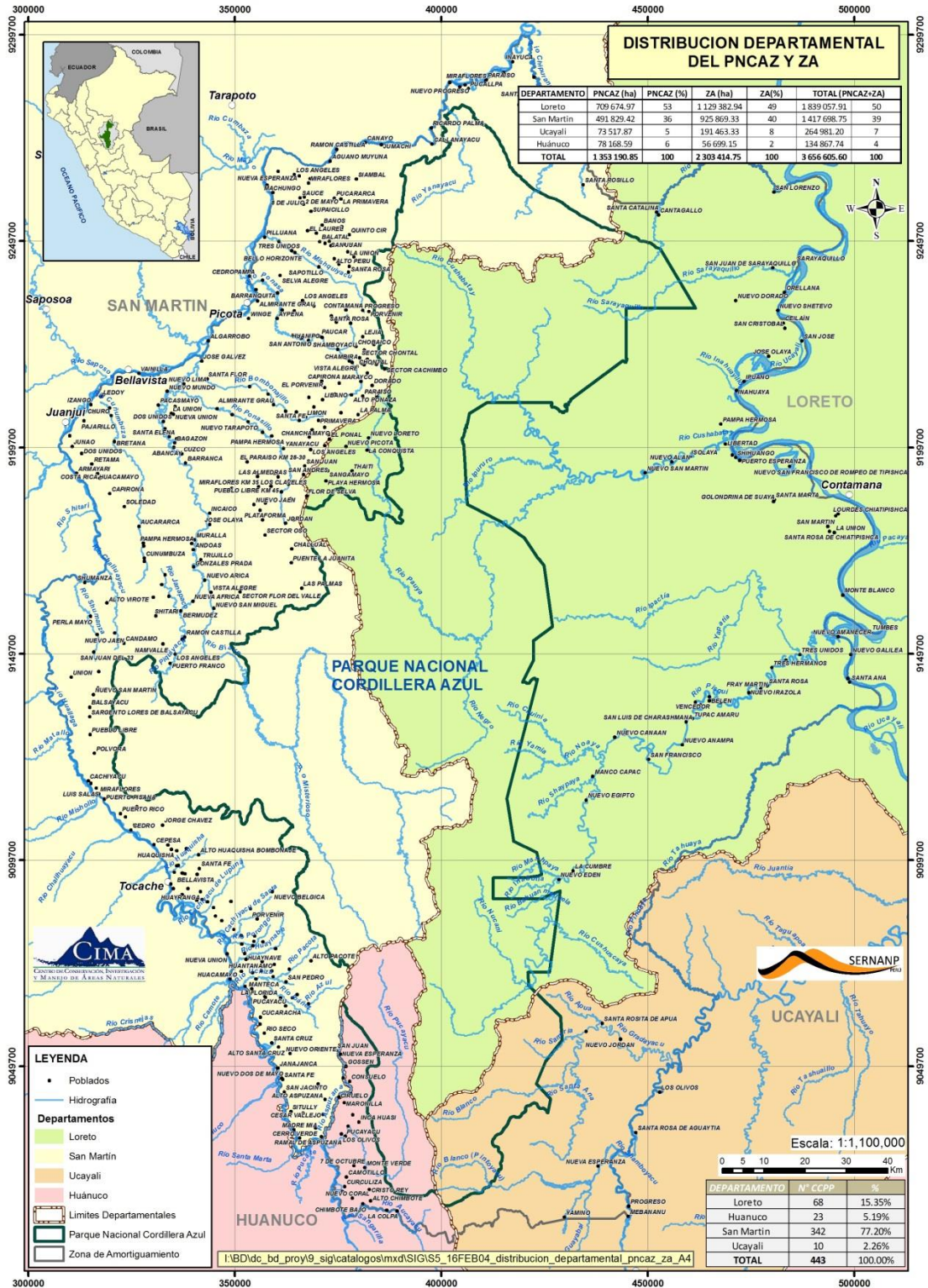
Anexo 1. Categorías de Áreas Naturales Protegidas reconocidas por la IUCN.

- Categoría I: Protección Estricta.
 - Ia: Reserva Natural Estricta.
 - Ib: Área Natural Silvestre.
- Categoría II: Conservación y protección del ecosistema.
 - Parque Nacional.
- Categoría III: Conservación de los rasgos naturales.
 - Monumento natural.
- Categoría IV: Conservación mediante manejo activo.
 - Área de manejo de hábitats o Área de manejo de especies.
- Categoría V: Conservación de paisajes terrestres y marinos y recreación.
 - Paisaje terrestre protegido y Paisaje marino protegido.
- Categoría VI: Uso sostenible de los recursos naturales.
 - Área protegida manejada.

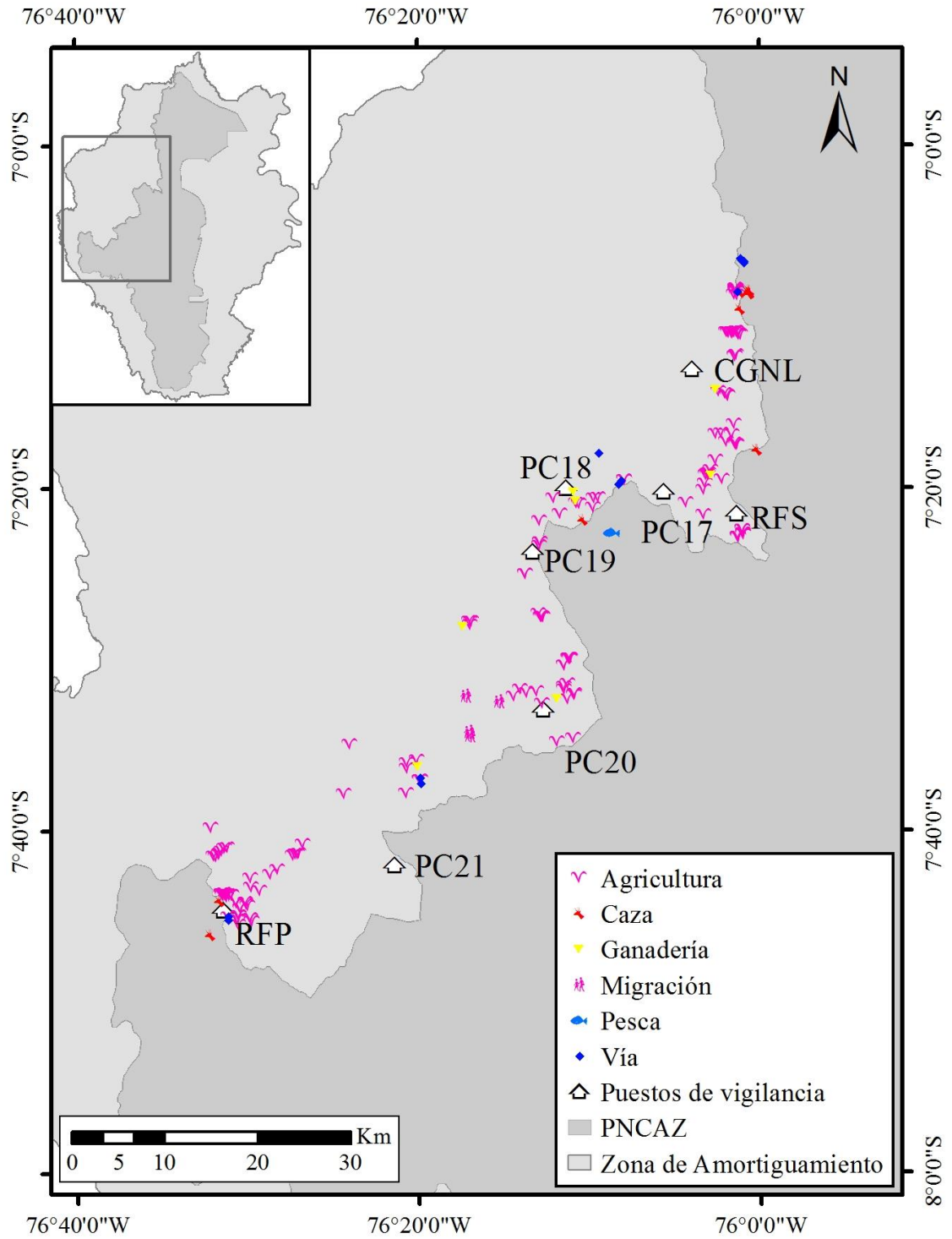
Anexo 2. Categorías contempladas por el SINANPE, de acuerdo a la Ley N° 26834.

Categoría	Descripción
Parque Nacional	Alberga muestras de la diversidad natural del país. Su integridad ecológica y su flora y fauna silvestre se protegen con carácter intangible, además de otras características paisajísticas y culturales.
Santuario Nacional	Protege con carácter intangible el hábitat de una especie o una comunidad de flora o fauna, así como formaciones naturales de interés científico y paisajístico.
Santuario Histórico	Protege con carácter intangible espacios que contienen valor natural y son sitios de significación nacional, debido a que contienen muestras del patrimonio monumental y arqueológico.
Reserva Paisajística	Protege ambientes cuya integridad geográfica muestra una relación armoniosa entre el hombre y la naturaleza, albergando importantes valores naturales, estéticos y culturales.
Refugio de Vida Silvestre	Áreas que requieren intervenciones de manejo para garantizar el mantenimiento de los hábitats, así como satisfacer las necesidades de ciertas especies.
Reserva Nacional	Áreas destinadas a la conservación de la diversidad biológica y el uso sostenible de los recursos de flora y fauna silvestre. Se permite el aprovechamiento comercial de los recursos naturales bajo planes de manejo controlados por la autoridad nacional competente.
Reserva Comunal	Destinada a la conservación de flora y fauna silvestre en beneficio de las poblaciones vecinas. El uso de recursos será bajo planes de manejo supervisados por la autoridad y conducidos por los beneficiarios.
Bosque de Protección	Protegen cuencas altas o colectoras y otros cursos de agua en general, para controlar la erosión de tierras frágiles. Se permite el uso de recursos y desarrollo de actividades que no pongan en riesgo la cobertura vegetal.
Coto de caza	Áreas destinadas a la práctica regulada de la caza deportiva.

Anexo 3. Mapa de la distribución departamental del PNCAZ.



Anexo 4. Mapa de amenazas reportadas para el área de estudio en el año 2014.



Anexo 5. Formato de registro de fauna silvestre de los informes mensuales de guardaparques.

PERÚ		Ministerio del Ambiente		Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado			Parque Nacional Cordillera Azul				
FORMATO N° 06. REGISTRO DE FAUNA SILVESTRE											
Puesto de Control / Centro de Guardaparques: _____						MES: _____		AÑO: _____			
N°	Especie	Cantidad	Señas	Hora	Fecha	Coordenadas		Hábitat	Clima	Observaciones	Nombre de Observador
						Este	Norte				
1											
2											
3											
4											
5											
6											
7											
8											
9											
10											
11											
12											
13											
14											
15											
16											
17											
18											
19											
20											
21											
22											
23											
24											
25											

Señas: 1=Visual, 2=Vocalización, 3=Heces, 4=Análizos, 5=Nidos o madrigueras 6=Otros (especifique)

Hábitat: C=Cotopas, B3=Bosque Secundario, BP=Bosque Primario, BR=Bosque Riberfio, P=Pantanos, A=Aguajal

Clima: 3= Soleado, N= Nublado, LL= Lluvioso

Observador: Indicar antes del nombre completo, si es Guardaparque Oficial (GpO) o Guardaparque Voluntario (GpV)

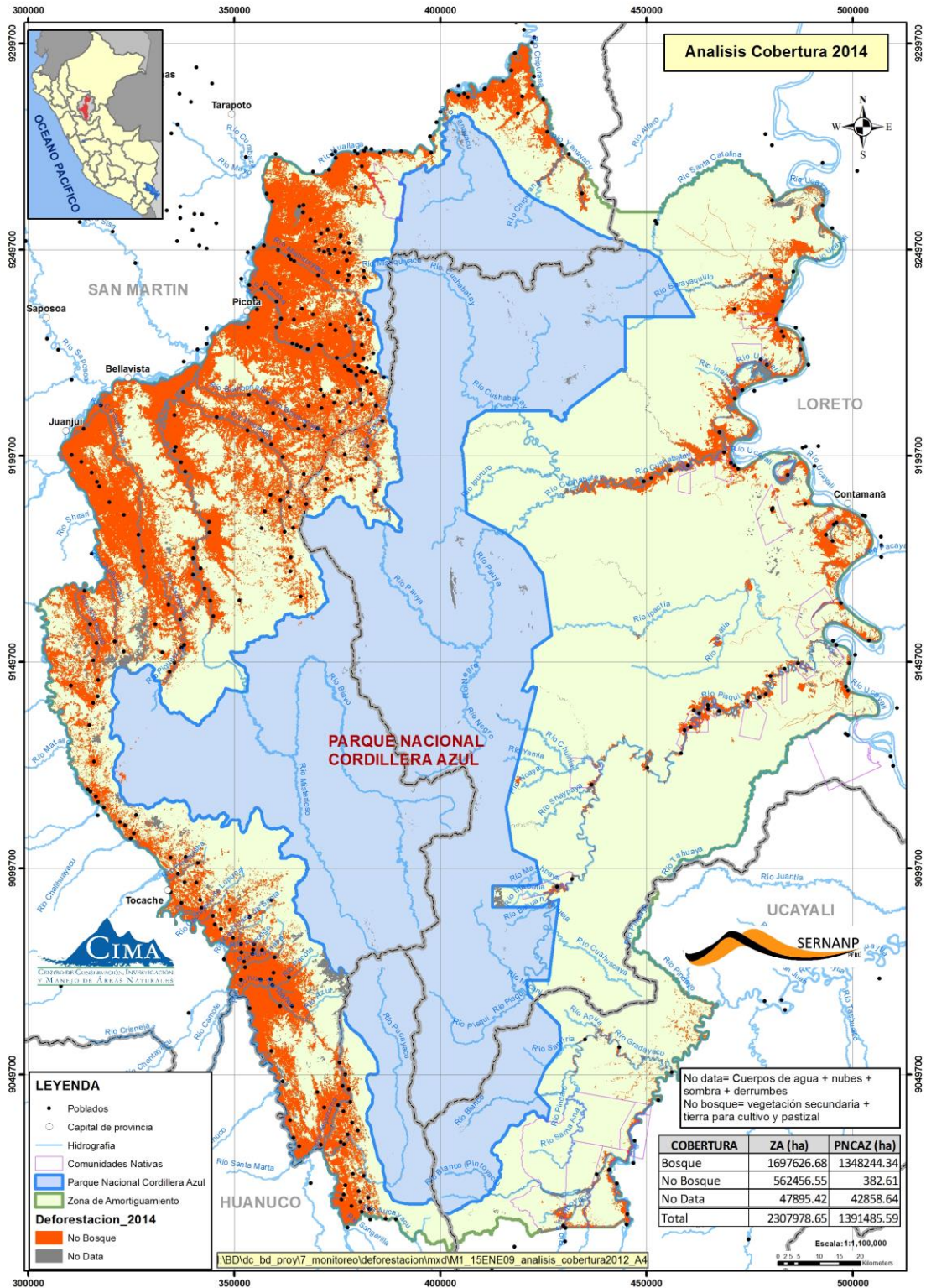
*Observaciones: Si fuese necesario, utilice el reverso de la hoja

Observaciones:

.....

.....

Anexo 6. Mapa de deforestación del PNCAZ y su ZA del año 2014.



Anexo 7. Resultados del análisis de modelos de las 5 especies para la temporada 2014.

Análisis de modelos de *T. terrestris* de la temporada 2014 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	509.26	0.00	0.9974	1.0000
Dist Pob	523.00	13.74	0.0010	0.0010
Nulo	523.41	14.15	0.0008	0.0008
Cobertura	523.64	14.38	0.0008	0.0008

Análisis de modelos de *P. tajacu* de la temporada 2014 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	190.42	0.00	0.9517	1.0000
Nulo	197.64	7.22	0.0257	0.0271
Dist Pob	198.56	8.14	0.0163	0.0171
Cobertura	200.47	10.05	0.0063	0.0066

Análisis de modelos de *P. onca* de la temporada 2014 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist Pob	156.37	0.00	0.5730	1.0000
Cobertura	158.14	1.77	0.2365	0.4127
Dist PNCAZ	159.48	3.11	0.1210	0.2112
Nulo	160.59	4.22	0.0695	0.1212

Análisis de modelos de *T. pecari* de la temporada 2014 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	111.55	0.00	0.3071	1.0000
Dist Pob	111.87	0.32	0.2617	0.8521
Nulo	112.15	0.60	0.2275	0.7408
Cobertura	112.37	0.82	0.2038	0.6637

Análisis de modelos de *M. americana* de la temporada 2014 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	366.83	0.00	1.0000	1.0000
Nulo	400.69	33.86	0.0000	0.0000
Cobertura	408.58	41.75	0.0000	0.0000
Dist Pob	408.98	42.15	0.0000	0.0000

Anexo 8. Resultados del análisis de modelos de las 5 especies para la temporada 2013.

Análisis de modelos de *T. terrestris* de la temporada 2013 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	184.94	0.00	1.0000	1.0000
Nulo	214.54	29.60	0.0000	0.0000
Dist Pob	217.71	32.77	0.0000	0.0000
Cobertura	220.52	35.58	0.0000	0.0000

Análisis de modelos de *P. tajacu* de la temporada 2013 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	124.57	0.00	0.9955	0.9955
Dist Pob	136.56	11.99	0.0025	0.0025
Nulo	137.70	13.13	0.0014	0.0014
Cobertura	139.49	14.92	0.0006	0.0006

Análisis de modelos de *P. onca* de la temporada 2013 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	75.00	0.00	0.8126	1.0000
Dist Pob	78.84	3.84	0.1191	0.1466
Cobertura	80.86	5.86	0.0434	0.0534
Nulo	81.97	6.97	0.0249	0.0307

Análisis de modelos de *T. pecari* de la temporada 2013 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Nulo	76.71	0.00	0.3382	1.0000
Dist PNCAZ	77.38	0.67	0.2419	0.7153
Cobertura	77.59	0.88	0.2178	0.6440
Dist Pob	77.74	1.03	0.2021	0.5975

Análisis de modelos de *M. americana* de la temporada 2013 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	186.88	0.00	0.8150	1.0000
Nulo	189.96	3.08	0.1747	0.2144
Cobertura	196.51	9.63	0.0066	0.0081
Dist Pob	197.69	10.81	0.0037	0.0045

Anexo 9. Resultados del análisis de modelos de las 5 especies para la temporada 2012.

Análisis de modelos de *T. terrestris* de la temporada 2012 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	163.31	0.00	1.0000	1.0000
Nulo	183.15	19.84	0.0000	0.0000
Cobertura	193.88	30.57	0.0000	0.0000
Dist Pob	198.31	35.00	0.0000	0.0000

Análisis de modelos de *P. tajacu* de la temporada 2012 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	101.54	0.00	0.9815	1.0000
Dist Pob	111.11	9.57	0.0082	0.0084
Cobertura	111.74	10.20	0.0060	0.0061
Nulo	112.37	10.83	0.0044	0.0044

Análisis de modelos de *P. onca* de la temporada 2012 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	84.96	0.00	0.4112	1.0000
Dist Pob	85.61	0.65	0.2971	0.7225
Cobertura	86.88	1.92	0.1575	0.3829
Nulo	87.20	2.24	0.1342	0.3263

Análisis de modelos de *T. pecari* de la temporada 2012 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	53.7	0.00	0.3671	1.0000
Nulo	53.42	0.35	0.3082	0.8395
Cobertura	54.35	1.28	0.1936	0.5273
Dist Pob	55.13	2.06	0.1311	0.3570

Análisis de modelos de *M. americana* de la temporada 2012 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	198.37	0.00	0.9967	1.0000
Nulo	211.19	12.82	0.0016	0.0016
Dist Pob	212.42	14.05	0.0009	0.0009
Cobertura	212.79	14.42	0.0007	0.0007

Anexo 10. Resultados del análisis de modelos de las 5 especies para la temporada 2011.

Análisis de modelos de *T. terrestris* de la temporada 2011 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	109.39	0.00	0.9453	1.0000
Nulo	116.27	6.88	0.0303	0.0321
Cobertura	117.89	8.50	0.0135	0.0143
Dist Pob	118.31	8.92	0.0109	0.0116

Análisis de modelos de *P. tajacu* de la temporada 2011 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	20.57	0.00	0.8668	1.0000
Dist Pob	26.10	5.53	0.0546	0.0630
Cobertura	26.67	6.10	0.0411	0.0474
Nulo	26.85	6.28	0.0375	0.0433

Análisis de modelos de *P. onca* de la temporada 2011 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Nulo	29.11	0.00	0.2793	1.0000
Cobertura	29.11	0.00	0.2793	1.0000
Dist Pob	29.11	0.00	0.2793	1.0000
Dist PNCAZ	30.20	1.09	0.1620	0.5798

Análisis de modelos de *T. pecari* de la temporada 2011 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	29.11	0.00	0.2846	1.0000
Nulo	29.11	0.00	0.2846	1.0000
Cobertura	29.11	0.00	0.2846	1.0000
Dist Pob	30.44	1.33	0.1463	0.5143

Análisis de modelos de *M. americana* de la temporada 2011 de las matrices “con ajustes”.

Modelo	AIC	ΔAIC	AICwgt	Model likelihood
Dist PNCAZ	82.63	0.00	0.7641	1.0000
Nulo	86.57	3.94	0.1066	0.1395
Dist Pob	87.48	4.85	0.0676	0.0885
Cobertura	87.66	5.03	0.0618	0.0809