

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO USFQ

Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales

Validación de indicadores de evaluación de efectividad de áreas protegidas. Caso de estudio: Parque Nacional Machalilla

María Paula Clavijo Jaramillo

Biología

Trabajo de fin de carrera presentado como requisito

para la obtención del título de

Bióloga

Quito, 12 de mayo de 2020

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO USFQ

Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales

**HOJA DE CALIFICACIÓN
DE TRABAJO DE FIN DE CARRERA**

Validación de indicadores de evaluación de efectividad de áreas protegidas. Caso de estudio: Parque Nacional Machalilla

María Paula Clavijo Jaramillo

Susana Cárdenas, PhD.	Instituto de Ecología Aplicada, ECOLAP-USFQ
Diego Cisneros-Heredia, PhD	Laboratorio de Zoología Terrestre, USFQ
Gunther Reck, PhD.	Instituto de Ecología Aplicada, ECOLAP-USFQ

Quito, 12 de mayo de 2020

DERECHOS DE AUTOR

Por medio del presente documento certifico que he leído todas las Políticas y Manuales de la Universidad San Francisco de Quito USFQ, incluyendo la Política de Propiedad Intelectual USFQ, y estoy de acuerdo con su contenido, por lo que los derechos de propiedad intelectual del presente trabajo quedan sujetos a lo dispuesto en esas Políticas.

Asimismo, autorizo a la USFQ para que realice la digitalización y publicación de este trabajo en el repositorio virtual, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Nombres y apellidos: María Paula Clavijo Jaramillo

Código: 00136852

Cédula de identidad: 1718561002

Lugar y fecha: Quito, mayo de 2020

ACLARACIÓN PARA PUBLICACIÓN

Nota: El presente trabajo, en su totalidad o cualquiera de sus partes, no debe ser considerado como una publicación, incluso a pesar de estar disponible sin restricciones a través de un repositorio institucional. Esta declaración se alinea con las prácticas y recomendaciones presentadas por el Committee on Publication Ethics COPE descritas por Barbour et al. (2017) Discussion document on best practice for issues around theses publishing, disponible en <http://bit.ly/COPETheses>.

UNPUBLISHED DOCUMENT

Note: The following capstone project is available through Universidad San Francisco de Quito USFQ institutional repository. Nonetheless, this project – in whole or in part – should not be considered a publication. This statement follows the recommendations presented by the Committee on Publication Ethics COPE described by Barbour et al. (2017) Discussion document on best practice for issues around theses publishing available on <http://bit.ly/COPETheses>.

AGRADECIMIENTOS

A mis papás y mi ñaño, por su amor y apoyo incondicional.

A Susana Cárdenas por su paciencia y enseñanza.

A Diego Cisneros-Heredia por sus enseñanzas y su ejemplo.

A Gunter Reck, por las oportunidades que puso en mi camino.

A Vlastimil Zak †, por creer en mí.

RESUMEN

Durante el último siglo, las áreas protegidas se han definido como la principal herramienta de conservación in situ a nivel global, mostrando un aumento exponencial en la última década. Ecuador también muestra esta tendencia y es así que, actualmente su Sistema Nacional de Áreas Protegidas cuenta con un total de 56 áreas protegidas, considerando que hasta el 2014 sólo había 46. Sin embargo, con el incremento de áreas protegidas, las dudas respecto a si éstas se encuentran cumpliendo sus objetivos de creación han aumentado. En este contexto, este trabajo de titulación realiza una evaluación piloto de distintos indicadores que permitan determinar la efectividad de áreas protegidas, en términos de conservación de biodiversidad y de manejo. Como caso de estudio se seleccionó al Parque Nacional Machalilla, una de las primeras áreas protegidas del país. Con el fin de determinar si el Parque Nacional está cumpliendo los fines para los que fue creado, se identificaron 3 indicadores de cambio temporal (i) la evaluación de efectividad de manejo del área protegida realizada por Conservación Internacional en el 2011 y 2019; (ii) los cambios de cobertura vegetal y uso de suelo dentro y fuera del AP en 1990, 2000 y 2016; (iii) la diversidad y composición funcional de avifauna dentro y fuera del PNM entre el 2000 y el 2020. Los resultados indicaron que el Parque Nacional Machalilla presentó una baja del 35.8% en su efectividad de manejo entre el 2011 y 2019. La cobertura vegetal ha sufrido presiones desde el año 1990 hasta el 2016, demostrando pérdidas de vegetación dentro y fuera del Parque Nacional. En relación a la composición funcional de avifauna entre los años analizados, y dentro y fuera del área protegida, a pesar de que no se identificaron diferencias estadísticamente significativas entre ambos años y zonas estudiados, se observó una disminución en el registro de aves que son susceptibles a cambios de hábitat. Es así que se pudo concluir que los 3 indicadores utilizados son buenas alternativas para realizar evaluaciones de efectividad de áreas protegidas, siempre y cuando la obtención de datos sea consistente y periódica en el largo plazo.

Palabras clave: áreas protegidas, efectividad de manejo, cobertura vegetal, uso de suelo, composición funcional, avifauna.

ABSTRACT

During the last century, protected areas have been considered the main tool for in situ conservation in a global scale, showing an exponential growth especially in the last decade. Ecuador also shows this pattern, and now a days its protected area system has a total of 56 protected areas, considering that until 2014 there were only 46. However, with the increase of protected areas, the doubts of whether they are accomplishing its goal are increasing too. In this context, this dissertation project is a pilot evaluation of different indicators that allow us to determine effectivity of protected areas, in terms of management and biodiversity. As a case study we chose Machalilla National Park, since it is one of the first protected areas of the country. In order to determine whether the National Park is accomplishing the objectives of its creation, we identified 3 indicator of temporal change: (i) the management effectiveness evaluation of the protected area conducted by “Conservación Internacional” on 2011 and 2019; (ii) the changes in vegetation coverage and soil usage inside and outside the National Park during 1990, 2000 and 2016; (iii) the general and functional diversity of birds inside and outside the protected area between 2000 and 2020. The results showed that the protected area had a decline of the 35.8% in its management effectiveness between 2011 and 2019. The vegetation coverage has suffered from several pressures since 1990 until 2016, leading to a loss of vegetation coverage inside and outside Machalilla National Park. Regarding the functional diversity in the years that were studied and inside and outside the protected area, even though non-significant statistical differences were found, we determined a decrease tendency of the register of species susceptible to habitat change. Consequently, we conclude that the 3 indicators are good alternatives to apply effectiveness evaluations of protected areas, as long as the data collection remains consistent and periodic in the long term.

Key words: protected areas, management effectiveness, vegetation coverage, soil usage, functional diversity, avian diversity.

TABLA DE CONTENIDO

Introducción.....	15
Capítulo 1.....	18
Introducción.....	19
Metodología.....	22
Resultados.....	27
Discusión.....	30
Capítulo 2.....	36
Introducción.....	37
Metodología.....	39
Resultados.....	42
Discusión.....	52
Capítulo 3.....	56
Introducción.....	57
Metodología.....	58
Resultados.....	64
Discusión.....	81
Conclusiones.....	87
Recomendaciones.....	89
Referencias.....	90

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Categorías de evaluación de efectividad de manejo y su respectivo número de preguntas.

Tabla 1.2. Escala de calificación y ponderación de evaluación de efectividad de manejo.

Tabla 2.1. Porcentajes de cambio en los años de estudio en base a las 4 categorías de cambio de cobertura vegetal.

Tabla 3.1. Comparación de la riqueza de aves obtenida en las cuatro zonas de muestreo en relación a los dos años de estudio.

Tabla 3.2. Medias obtenidas a partir de la riqueza de cada año de estudio en base a las categorías elegidas de los grupos funcionales planteados. A la vez la tabla contiene los valores P obtenidos a partir de la prueba estadística de Fisher que compara la riqueza de los años 2000 y 2020.

Tabla 3.3. Riqueza de especies compartidas en ambos años, específicas de cada año y resultados del índice de Jaccard de cada una de las categorías elegidas de los grupos funcionales planteados.

Tabla 3.4. Riqueza y resultados del índice de Shannon de diversidad alfa de cada una de las zonas de muestreo dividida en base a su ubicación en relación al Parque Nacional Machalilla.

Tabla 3.5. Riqueza de especies compartidas fuera y dentro del Parque Nacional específicas de cada zona y resultados del coeficiente de Jaccard.

Tabla 3.6. Tabla que indica las medias de riqueza de especies tanto dentro como fuera del área protegida e indica los valores P obtenidos en la prueba estadística de Fisher en base a las categorías elegidas de los grupos funcionales analizados.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Ubicación geográfica del Parque Nacional Machalilla.

Figura 1.2. Componentes de la evaluación de efectividad de manejo.

Figura 1.3. Resultados obtenidos en porcentaje dividido por ámbito de evaluación.

Figura 2.1. Mapa de la zona de estudio, con los poblados que rodean al Parque Nacional Machalilla (marcado en blanco).

Figura 2.2. Mapa de ecosistemas dentro del Parque Nacional Machalilla.

Figura 2.3. Mapas del Parque Nacional Machalilla en 4 años diferentes, que muestran gráficamente los resultados del NDVI. A) 1900, B) 2000, y C) 2016.

Figura 2.4. Mapas de cambio de cobertura vegetal basados en los resultados del NDVI del Parque Nacional Machalilla y zonas aledañas en 4 años diferentes. A) 1990-2000, B) 2000-2016, C) 1990-2016.

Figura 2.5. Porcentajes obtenidos a partir de la clasificación de de K-means durante los cuatro años de estudio.

Figura 2.6. Mapas resultantes de la clasificación de K-means del Parque Nacional Machalilla y zonas aledañas en 4 años diferentes. A) 1900, B) 2000, C) 2008 y D) 2016.

Figura 3.1. Mapa que muestra el contorno del Parque Nacional Machalilla en blanco, las 4 zonas de muestreo analizadas en el 2000 marcadas con puntos azules y las 6 zonas de muestreo realizadas en el 2020, marcadas con color rojo para las zonas dentro del PNM y amarillo para las zonas fuera de este.

Figura 3.2. Gráfico de dispersión que representa la acumulación estimada de especies realizada por medio de Chao1. Se pueden observar las seis zonas muestreadas en el

2020, al lado izquierdo las zonas fuera del PNM y a la derecha las zonas ubicadas dentro del mismo. Es así que Puerto López se encuentra marcado por A, La Playita con B, Puerto Cayo con C, La Tungurahua con D, Machalilla con E y Los Frailes con F.

Figura 3.3. Gráfico de barras que representa el grupo funcional de alimentación y cada uno de los 7 gremios definidos en ambos años de estudio. Cada color representa a una de las zonas de muestreo, es así que: La Tungurahua (LT) está en color azul, Puerto López (PL) en color anaranjado, La Playita (PY) en gris y Los Frailes (LF) en amarillo.

Figura 3.4. Gráfico de barras que representa el grupo funcional de cantidad de hábitats ocupados y la riqueza de cada uno de estos en ambos años de estudio. Cada color representa a una de las zonas de muestreo: La Tungurahua (LT) está en color azul, Puerto López (PL) en color anaranjado, La Playita (PY) en gris y Los Frailes (LF) en amarillo.

Figura 3.5. Gráfico de barras que representa el tipo de rango de las aves registradas y la riqueza que estos poseen en ambos años de estudio. Cada color representa a una de las zonas de muestreo, es así que: La Tungurahua (LT) está en color azul, Puerto López (PL) en color anaranjado, La Playita (PY) en gris y Los Frailes (LF) en amarillo.

Figura 3.6. Gráfico de barras que representa la cantidad de huevos colocados por puesta y la riqueza de estos en ambos años de estudio. Cada color representa a una de las zonas de muestreo, es así que: La Tungurahua (LT) está en color azul, Puerto López (PL) en color anaranjado, La Playita (PY) en gris y Los Frailes (LF) en amarillo.

Figura 3.7. Diagramas de caja del grupo funcional de alimentación que relacionan la riqueza de especies en ambos años analizados. El diagrama A representa riqueza, mínimos, máximos y medias de insectívoros, B de granívoros y C de omnívoros.

Figura 3.8. Diagramas de caja del grupo funcional de tipo de hábitat que compara la riqueza de especies que ocupan un solo hábitat ambos años analizados.

Figura 3.9. Diagramas de caja del grupo funcional de rango restringido que compara la riqueza de especies endémicas de la región Tumbesina en los dos años de estudio.

Figura 3.10. Diagramas de caja del grupo funcional de tamaño de las puestas que compara la riqueza de especies que colocan de dos a tres huevos (A) y más de cinco huevos (B).

Figura 3.11. Gráfico de barras que compara el tipo de alimentación en relación a la ubicación (dentro y fuera) del PNM. La zona sur graficada con color azul, representando a Puerto López y La Playita; la zona norte con color anaranjado siendo Puerto Cayo y La Tungurahua; y con color gris la zona central representando a Machalilla y Los Frailes.

Figura 3.12. Gráfico de barras que compara la cantidad de hábitats que ocupan las aves en relación a la ubicación (dentro y fuera) del PNM. La zona sur graficada con color azul, representando a Puerto López y La Playita; la zona norte con color anaranjado siendo Puerto Cayo y La Tungurahua; y con color gris la zona central representando a Machalilla y Los Frailes.

Figura 3.13. Gráfico de barras que compara las aves de rango restringido (o endémicas) y las no endémicas de la región Tumbesina (dentro y fuera) del PNM. La zona sur graficada con color azul, representando a Puerto López y La Playita; la zona norte con color anaranjado siendo Puerto Cayo y La Tungurahua; y con color gris la zona central representando a Machalilla y Los Frailes.

Figura 3.14. Gráfico de barras que compara el tamaño de las puestas de las aves dentro y fuera del PNM. La zona sur graficada con color azul, representando a Puerto López y

La Playita; la zona norte con color anaranjado siendo Puerto Cayo y La Tungurahua; y con color gris la zona central representando a Machalilla y Los Frailes.

Figura 3.15. Diagramas de caja del grupo funcional de alimentación que relacionan la riqueza de especies dentro y fuera del PNM. El diagrama A representa riqueza, mínimos, máximos y medias de insectívoros y B de granívoros.

Figura 3.16. Diagramas de caja de la riqueza de especies que solo habitan en un tipo de hábitat dentro y fuera del Parque Nacional.

Figura 3.17. Diagramas de caja de la riqueza de especies endémicas de la región Tumbesina dentro y fuera del Parque Nacional.

Figura 3.18. Diagramas de caja del grupo funcional de tamaño de las puestas que compara la riqueza de especies que colocan de dos a tres huevos (A) y más de cinco huevos (B).

Figura 3.19. Dendrograma elaborado en base al índice de Jaccard que compara las especies compartidas y únicas entre las zonas dentro y fuera del Parque Nacional Machalilla.

INTRODUCCIÓN

Las áreas protegidas (APs) han emergido en el último siglo como la principal herramienta de conservación in situ a nivel global, de tal manera que se las considera la primera línea de acción para la protección de biodiversidad y servicios ecosistémicos (Andrello, Jacobi, Manel, Thuiller, & Mouillot, 2015; Jenkins & Joppa, 2009). En efecto, de acuerdo con el Fondo Mundial de la Naturaleza (WWF), hasta el final de la década de los 90 existía un registro de 25.000 áreas protegidas en el mundo. Mientras que, hasta el 2016, según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y el Centro de Monitoreo de la Conservación Ambiental del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, existía un total de 202.467 áreas protegidas en el mundo.

Este aumento sin precedentes de áreas protegidas se generó de forma súbita a partir de la Convención de Diversidad Biológica realizada en el 2010, en la cual se propusieron metas específicas que detuviesen el decrecimiento mundial de biodiversidad (Venter et al., 2014; Visconti et al., 2019). Entre las metas adoptadas, la que potenció la creación de APs fue la meta 11 de Aichi. Esta proponía que:

Para 2020, al menos el 17% de las zonas terrestres y de las aguas interiores y el 10% de las zonas marinas y costeras, especialmente las que revisten particular importancia para la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas, se habrán conservado por medio de sistemas de áreas protegidas administrados de manera eficaz y equitativa, ecológicamente representativos y bien conectados, y de otras medidas de conservación eficaces basadas en áreas, y estas estarán integradas a los paisajes terrestres y marinos más amplios. (Estrat & Biol, 2020)(Naciones Unidas, 1992).

En base a la meta mencionada, finalmente en el 2019 (a un año de finalizar el periodo en el que se esperaba el cumplimiento de la meta 11) las porciones terrestres de áreas protegidas aumentaron en un 2.3%, y las oceánicas un 5.4%. De tal forma que se alcanzó una cobertura total global de APs terrestres y de marinas del 15% y 7% respectivamente (Visconti et al., 2019).

Aun cuando el aumento de cobertura por parte de las áreas protegidas globalmente ha sido prometedor, la biodiversidad continúa en un constante decrecimiento y la pérdida de hábitat ha incrementado desmesuradamente (Watson, Dudley, Segan, & Hockings, 2014). Esta inconsistencia ha traído consigo una serie de críticas dirigidas hacia la deficiencia de cobertura de las APs, los sesgos en su distribución e insuficiencia en su manejo y diseño, tanto por parte de investigadores como por parte de tomadores de decisiones (Greve & otros, 2011; Visconti & otros, 2019). Estas críticas, se deben a que el aumento de APs en los últimos 10 años ha estado enfocada principalmente en el incremento de su cobertura física, dejando de lado factores asociados a objetivos claves de conservación (Ervin, 2003). De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, un área protegida es “un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado... para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos...” (UICN, 1994).

Es así que en base a su definición, para cumplir de forma efectiva con su función de mantener y proteger la biodiversidad que comprenden, las áreas protegidas deben cumplir dos cometidos principales: captar un porcentaje representativo de biodiversidad dentro de sus límites y servir como medida de aislamiento de procesos que atenten contra la misma diversidad que abarcan (Gaston et al., 2006; Ervin, 2003).

Debido a su función clave en la conservación in situ, el evaluar su eficiencia ya sea en términos de representación o de mantenimiento de los grupos taxonómicos que

cubren (tanto incidentalmente como de especies objetivo) es un factor determinante para garantizar su correcta aplicación, función y prevalencia a futuro. A pesar de la importancia que los estudios de efectividad ecológica poseen, mundialmente existen muy pocos realizados (Duckworth & Africa, 2018; Gaston et al., 2006; Greve et al., 2011).

En Ecuador existe un total de 83 áreas protegidas a nivel nacional, de las cuales 56 son APs públicas pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Protegidas del país (Ministerio del Ambiente, 2018; Protected Planet, 2020). En relación a las APs del estado, se han realizado una serie de estudios sobre su efectividad, más estos no son de tipo holístico, centrándose principalmente en el manejo del área, dejando de lado factores cruciales para determinar efectividad en alcanzar objetivos de conservación, como cobertura de especies clave y protección ante deforestación.

Es así que el presente trabajo de titulación tiene como objetivo validar indicadores que permitan evaluar la efectividad de áreas protegidas de una forma más holística y comparable. Con el fin de evaluar no solo el manejo y gestión de áreas protegidas sino también su capacidad para conservar la biodiversidad que comprenden.

**CAPÍTULO 1. COMPARACIÓN DE EVALUACIONES DE EFECTIVIDAD DE
MANEJO DEL PARQUE NACIONAL MACHALILLA**

INTRODUCCIÓN

Una característica fundamental al momento de crear áreas protegidas es el asegurar su prevalencia de forma perpetua. A pesar de esto, evidencia reciente demuestra la decadencia de los sistemas de áreas protegidas mundialmente (Hockings & otros, 2000). Es así que en la actualidad, las APs a menudo carecen de personal y poseen insuficiencias en sus financiamientos, generando escasez de recursos, lo cual de forma conjunta las deja aún más vulnerables a amenazas externas. Por lo que el aumento de áreas protegidas debe ir de la mano con una gestión y manejo adecuados, para de que de esta forma se logren los resultados ambientales para los que fueron creadas (Kolahi, Sakai, Moriya, Makhdoum, & Koyama, 2013; Parr, Woinarski, & Pienaar, 2009).

Con el fin de monitorear la correcta implementación de áreas protegidas surgen las evaluaciones de efectividad de manejo (EEM). En el cuarto congreso internacional de parques organizado por la UICN, la comunidad de áreas protegidas sugirió la creación de un sistema de monitoreo de APs. De tal forma que estableció un marco de referencia de evaluaciones de efectividad de manejo que ha servido como base para una serie de otras valoraciones de esta índole en diversos países y organizaciones en el mundo (Kolahi et al., 2013).

La evaluación de efectividad de manejo consiste en realizar una valoración al esfuerzo, eficiencia y efectividad que posee un área protegida con el fin de mejorar la calidad de la misma en términos de manejo (Hockings & Phillips, 1999). Se centra en criterios predeterminados pero flexibles que permiten identificar los logros del AP en relación a las metas y objetivos establecidos previamente (CI & MAE, 2012). Cada EEM debe poseer la flexibilidad suficiente para poder adaptarse al contexto individual del área en la que está siendo realizada, pero debe responder a 3 cuestionamientos

principales que sirven como una base genérica que permitirá la posterior comparación entre distintas APs. Estos son: ¿Existen problemas de diseño del AP y cuáles son?, ¿Cuán apropiado es el manejo y los procesos internos del área protegida? y ¿Se han cumplido las metas impuestas? (Hockings & otros, 2009). En base a este marco de referencia, la EEM posee un amplio espectro de propósitos entre los que se destacan: promover el manejo adaptativo, mejorar la planificación de proyectos, fomentar la responsabilidad por medio de la rendición de cuentas, identificar prioridades de trabajo, documentar periódicamente el manejo del AP y conducir al uso efectivo de recursos (Hockings & otros, 2006).

De tal forma que en las últimas 2 décadas las EEM han recibido un incremento en la cantidad de actores que las utilizan como medio de evaluación de áreas protegidas, habiendo alrededor de 100 países que las aplican en la actualidad (WDPA, 2011). Una de las principales razones para que se dé un aumento en el número de naciones que utilizan esta herramienta, es que ayuda de forma efectiva a países ratificantes del Convenio de Diversidad Biológica a cumplir con sus obligaciones. Dado que el convenio mencionado requiere la mejora o el establecimiento de mecanismos de monitoreo, evaluación y reporte de efectividad de manejo de APs (Hockings & otros, 2006).

Ecuador, al ser un país que ratificó el Convenio previamente mencionado en 1993, posee una larga historia de protección al medio ambiente, en la que ha utilizado distintos medios con el fin de cumplir con los compromisos estipulados en el convenio, por medio de conservación in situ, ex situ y desde distintos enfoques como: económicos, por ejemplo en el caso de sanciones económicas a daños ambientales; y legislativos, a través del reconocimiento de los derechos de la naturaleza en la Constitución de la República del Ecuador en el 2008 (Simon, 2013). Dentro de la

conservación in situ, y para el caso concreto de establecimiento y manejo de APs, el país ha aplicado también varias estrategias para su diagnóstico de necesidades, seguimiento y evaluaciones periódicas. Es así que el Ministerio del Ambiente ecuatoriano en el 2005 publicó el primer Análisis de las Necesidades de Financiamiento para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP)(Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2014). Este documento marcó la línea base de metodología para la generación de evaluaciones de áreas protegidas a nivel nacional. Posteriormente, con el fin de mejorar la gestión de APs, comenzó con la aplicación de evaluaciones de efectividad de manejo, las cuales fueron elaboradas con la ayuda de distintas organizaciones no gubernamentales como la UICN, el Fondo Mundial para la Naturaleza y Conservación Internacional (CI) (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2007).

Dentro del país existen áreas protegidas que poseen una mayor recopilación de información en cuestión de las EEM debido a su trayectoria, éste es el caso del Parque Nacional Machalilla (PNM), que tiene 41 años de creación hasta la fecha. El PNM no solo es importante por su larga trayectoria en el país y por la biodiversidad que comprende sino también es un área protegida de alta relevancia a nivel económico debido a que es una de las áreas protegidas continentales que más turismo atrae en Ecuador, siendo una importante fuente de ingresos para el país (Torres, 2009). Su plan de manejo comprende tres ejes principales que son: la formulación de objetivos de manejo del área protegida; su zonificación; y sus programas de desarrollo, protección y uso sustentable de recursos. La actualización del plan de manejo del PNM fue realizada en el año 1998 y estuvo encabezada por el Instituto Forestal de Áreas Naturales y Vida Silvestre, con la ayuda de otras instituciones ambientales y personas naturales como la Unidad Técnica de Planificación del proyecto INEFAN-GEF, el servicio alemán de

cooperación social, el jefe del área protegida, consultores ambientales y distintos actores de las comunidades locales (INEFAN, 1998).

De tal manera que el objetivo del presente estudio es realizar una comparación del cambio temporal de dos evaluaciones de efectividad de manejo del Parque Nacional Machalilla, realizadas por Conservación Internacional en el 2011 y el 2019, con el fin de determinar diferencias en las amenazas, vulnerabilidades y fortalezas que ha presentado el área protegida en el periodo mencionado.

METODOLOGÍA

Área de estudio

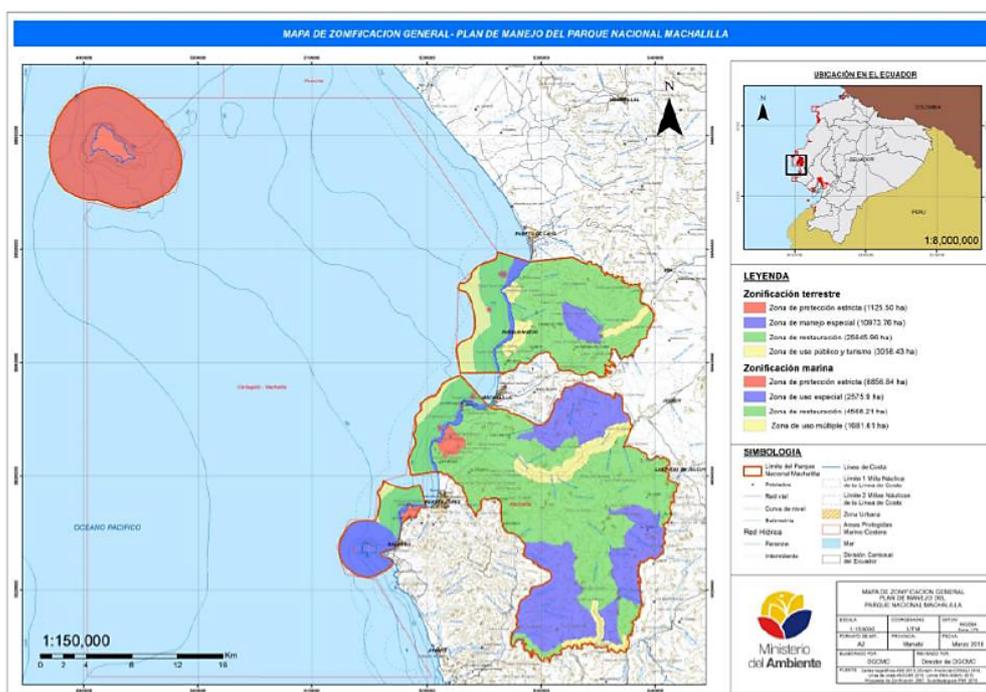


Figura 1.1 Ubicación geográfica del Parque Nacional Machalilla.

(Ministerio del Ambiente, 2016).

El área de estudio es el Parque Nacional Machalilla (1.4887° S, 80.7739° W). Se encuentra ubicado en el sur de la provincia de Manabí, Ecuador. El área protegida fue la tercera establecida en el país, en el año 1979. Cubre un total de 56.184 hectáreas, de las cuales 41.754 son terrestres. Dentro de esta zona se incluye el sistema hidrográfico

occidental de la cordillera de Chongón-Colonche. Mientras que también posee 14.430 hectáreas marinas, comprendiendo islas (Isla de la plata y Salango), islas menores e islotes. De tal forma que el AP cubre un rango altitudinal que va desde los 0 msm hasta los 840 msm (Ministerio del ambiente, 2007; Ministerio del ambiente, 2018). Es así que el PNM fue seleccionado para la aplicación de la evaluación de efectividad de manejo, debido a su larga trayectoria dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas y por ende por la alta presencia de la autoridad ambiental desde su creación.

Marco de referencia utilizado por CI

En un estudio realizado en el 2000 por Hockings y colegas en conjunto con un grupo de trabajo de la Comisión Mundial de Áreas Protegidas de la UICN, propusieron el “Marco de Referencia” como una guía destinada a los gerentes y actores sociales involucrados en una determinada área protegida para desarrollar evaluaciones de efectividad de manejo. Estas se basan en distintas preguntas sobre la gestión del área, centradas en 6 categorías que son: contexto, planificación, insumos, procesos, productos, resultados (Figura 1.2).



(Ulloa & Tamayo, 2012).

Figura 1.2. Componentes de la evaluación de efectividad de manejo.

Tabla de puntuación

La tabla de puntuación utilizada fue diseñada específicamente para la evaluación de áreas protegidas marino-costeras por Conservación Internacional. Como se puede observar en la Tabla 1.1, ésta consta de un total de 64 preguntas con 4 alternativas cada una, que van desde insatisfactorio (0 puntos) hasta muy satisfactorio (3 puntos). Las preguntas recaen en las 6 categorías estipuladas en el marco de referencia establecido por Hockings (2000), siendo una adaptación de la Herramienta de Seguimiento para Efectividad de Manejo (Management Effectiveness Tracking Tool- METT) desarrollada por el Banco Mundial y la WWF. El tipo de información recopilada se basa principalmente en información ya existente, como son: planes de manejo, literatura publicada sobre el área protegida y en las experiencias y criterios de todo el personal del área y evaluadores independientes. Su aplicación es rápida, fácil y de bajo costo, por lo

que cubre temas de forma muy general pero abordando situaciones cruciales sobre el manejo de AP.

Tabla 1.1. Categorías de evaluación y su respectivo número de preguntas

Categoría	Número de preguntas
Contexto	9
Planificación	10
Insumos	6
Procesos	11
Productos	16
Resultados	12
Total	64

Levantamiento de información

La recopilación de información fue realizada en el Parque Nacional Machalilla en dos ocasiones, la primera el 24 de junio del 2011 y la segunda el 29 de agosto del 2019, y fueron coordinadas por personal de Conservación Internacional. En ambas fechas se comenzó con una presentación del estado del área protegida por parte de su responsable. Tras esto se procedió a completar la matriz de evaluación por medio de un taller participativo, que tuvo una duración de 4 a 5 horas aproximadamente. En este taller se permitió a los asistentes debatir de forma conjunta las calificaciones que se le iba a otorgar a cada pregunta, con el fin de estandarizar las respuestas obtenidas.

Escala de calificación y ponderación

Conservación Internacional definió a la escala de Likert como base de la matriz de evaluación, esta contiene 4 categorías de calificación que van de 0 a 3, las cuales

están ponderadas a un porcentaje específico que está directamente relacionado con un significado cualitativo de evaluación (Tabla 1.2).

Tabla 1.2. Escala de calificación y ponderación

Calificación	Porcentaje	Significado	Descripción
0	≤25%	Insatisfactorio	Este nivel indica que el área protegida no cuenta con los medios básicos suficientes para su manejo, por lo que tanto su prevalencia a largo plazo como el cumplimiento de sus objetivos se ven seriamente comprometidos.
1	26-50%	Poco satisfactorio	Una puntuación de este tipo indica que el área protegida cuenta con los medios básicos para su manejo, pero carece de elementos que propicien la gestión adecuada. Por estas razones es altamente vulnerable a factores de presión tanto internos como externos, poniendo su prevalencia a largo plazo y el cumplimiento de ciertos objetivos primarios en duda.
2	51-75%	Satisfactorio	El área protegida posee los recursos mínimos para su manejo, pero aun así tiene deficiencias que impiden su manejo efectivo. Debido a esto, el cumplimiento de objetivos secundarios puede ser solo parcial.
3	76-100%	Muy satisfactorio	Este nivel implica que el área protegida ha generado los resultados esperados debido al manejo eficiente con el que cuenta. Por lo que su permanencia en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas y cumplimiento de objetivos están garantizados.

La calificación obtenida se puede interpretar de acuerdo a cuatro niveles definidos inicialmente por De Faria (1993), los cuales han sido utilizados en diversas EEM desarrolladas en América Latina (Tabla 1.2) (Corrales, 2004; Ferreira et al., 1999;

Fundación Natura, 2001; Hockings et al., 2004; INEFAN, 1999; Staub & Hatziolos, 2004).

RESULTADOS

Las respuestas obtenidas en las evaluaciones de Efectividad de Manejo realizadas por CI, fueron consensuadas por 19 participantes en el caso de la evaluación realizada en el 2011, y por 20 participantes en el 2019. Pese a que los participantes de las evaluaciones variaron entre los dos años de análisis, se estableció que los individuos fuesen representantes de instituciones estatales, ONGs y comunidades cercanas al PNM en ambos años.

El Parque Nacional Machalilla obtuvo una calificación promedio de 73.28% en el 2011 y de 37.99% en el 2019 (Figura 1.3), equivalentes a un manejo de tipo satisfactorio y poco satisfactorio respectivamente. Los ámbitos en los que se obtuvo un cambio mayor entre ambos años fueron planificación con una disminución de 44.87% y resultados con una del 39.47%.

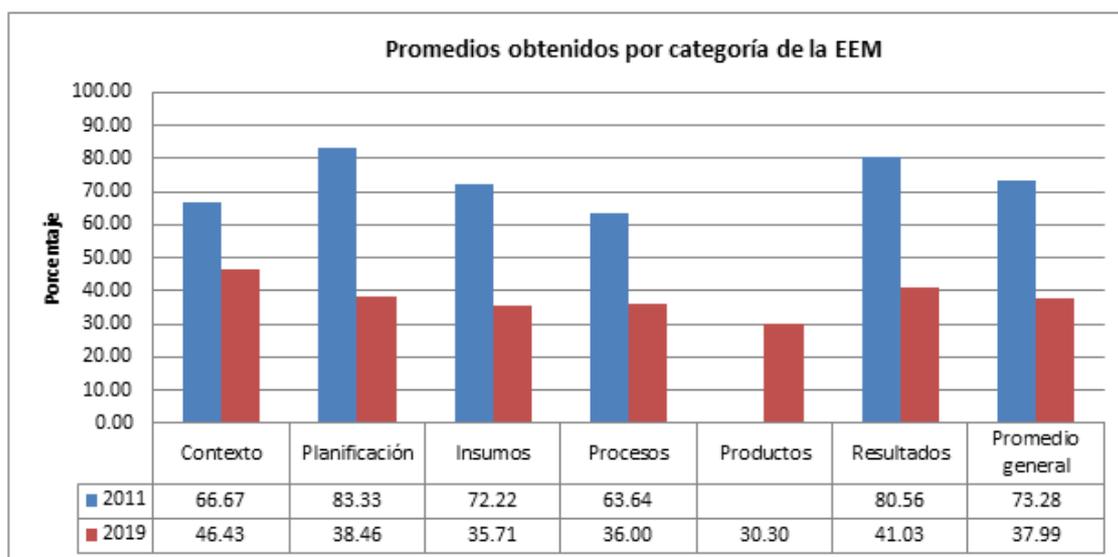


Figura 1.3. Resultados obtenidos en porcentaje dividido por ámbito de evaluación en cada una de las 6 categorías de la EEM. Las dos últimas columnas representan el

promedio general obtenido en los dos años de estudio. El 2011 se encuentra representado con color azul, mientras que el 2019 con rojo.

En relación al ámbito Contexto, en el año 2011 se realizaron 8 preguntas, de las cuales la calificación más baja obtenida de forma general fue de 1, en un total de dos preguntas. Estas preguntas se encontraban relacionadas con: la participación del PNM en una red de áreas protegidas marino costeras y el nivel de concientización por parte de los actores principales de gestión sobre las amenazas y recursos marino costeros.

Mientras que en el año 2019, se presentaron 7 preguntas, en las que se dieron calificaciones de 1 y 0 como las más bajas. Las preguntas que obtuvieron un valor de 1 se centraban en: el control de actividades no sostenibles dentro del área, las actividades de control y vigilancia por parte del personal, el nivel de conocimiento de los límites del área, la cantidad de información relevante para el manejo del AP, y el nivel de concientización por parte de los actores principales de gestión sobre las amenazas y recursos marino costeros (al igual que en el caso del 2011). Mientras que, la pregunta que obtuvo un valor de 0 en su calificación se encontraba relacionada con la existencia de un plan de manejo costero.

En el caso de la categoría de Planificación, en el año 2011 se evaluaron 10 criterios diferentes, en los que la calificación más baja obtenida fue de 1 en el caso de una pregunta; la cual se basaba en el establecimiento de una agenda para la actualización del plan de manejo. Por otro lado, en el 2019 se evaluaron tan solo dos criterios, en ambos, el AP obtuvo una calificación de 1. Los criterios se relacionaban a la implementación de los objetivos y plan de manejo del área. En el caso de este ámbito, en el 2019 el área protegida alcanzó un total de 3 puntos extra, los cuales estaban ligados a: la representación étnica dentro del parque, la existencia de un cronograma y la implementación de los resultados de monitoreo, investigación y evaluación en la planificación.

En cuanto al ámbito de Insumos, en el caso del 2011 se realizaron 6 preguntas, de las cuales ninguna obtuvo valores menores a 2. En el 2019 se realizaron 3 preguntas, en las que todas las calificaciones fueron de 1. Estas preguntas evaluaban: la aplicación de un programa de investigación, la cantidad de personal, y la cantidad de presupuesto. A la vez, en este año se implementaron puntos extras de los cuales obtuvieron 2, relacionados con la ayuda por parte de voluntarios y la falta de dependencia completa del presupuesto otorgado por el gobierno.

Dentro de Procesos, en el 2011 se incluyeron 11 criterios, en los que 3 obtuvieron una calificación de 1, siendo estos los más bajos de ésta categoría. Estos hablaban sobre: la participación y toma de decisiones de actores involucrados, el aporte al manejo por parte de comunidades locales y el monitoreo y evaluación de indicadores biofísicos, socio-económicos y de gobernanza. Durante la evaluación del 2019, se utilizaron 7 criterios, en los cuales 4 obtuvieron calificación de 1 y 1 de 0. Las correspondientes a la nota de 1 trataban acerca de: la comunicación entre actores relevantes y manejadores del AP, participación e involucramiento de actores relevantes, capacitación del personal, y cuán adecuadas son las instalaciones. Mientras que la pregunta que obtuvo 0, hablaba sobre el aporte en la toma de decisiones de manejo por parte de comunidades locales y personas externas al área. En este caso, no se obtuvo ningún punto extra.

La categoría de Productos tan solo fue incluida en la evaluación del 2019, por lo que no se pudo comparar con datos previos. Para esta categoría se realizaron 7 preguntas, de las cuales 2 obtuvieron valores de 1 y se enfocaban en: la aplicación de actividades de educación ambiental, y la disminución de presiones por medio del manejo. Mientras que la pregunta sobre la creación de mecanismos que aseguren la participación de tomadores de decisión una obtuvo una calificación de 0. Se obtuvieron

2 puntos extras, los cuales se otorgaron por la parcial mejora de regulaciones (tan solo en Isla de la Plata) y por el mejoramiento del inventario de recursos.

Finalmente en el ámbito de Resultados, en el 2011 se realizaron 12 criterios de evaluación, de los cuales 8 obtuvieron calificaciones de 3 y 4 fueron calificadas con 2. En los criterios que obtuvieron un valor de 3, se preguntó acerca de: la compatibilidad del área protegida con la cultura local, la equidad en la repartición de recursos, el aumento o mantenimiento de los beneficios no económicos que el AP otorga a la sociedad, y la contribución de ésta para el bienestar de la sociedad. En el 2019, se utilizaron 11 criterios, de los que 8 obtuvieron un valor de 1 y uno un valor de 0, mientras que los 2 restantes tuvieron calificaciones de 2 y 3. El criterio que obtuvo 0 fue sobre el apoyo a las regulaciones establecidas en el área protegida.

DISCUSIÓN

En base a la disminución significativa en la efectividad de manejo del Parque Nacional Machalilla, se identificaron cuatro ámbitos que fueron mencionados de forma reiterada dentro de las evaluaciones de efectividad de manejo de los dos periodos en cuestión. El primero hace referencia a la integración del área protegida a una red de áreas protegidas marino-costeras, el segundo se relaciona con la aplicación de normativas en el AP, el tercero a su plan de manejo y el cuarto al financiamiento del Parque Nacional.

Es así que el primer tema que se abordó en ambas evaluaciones de efectividad de manejo (2011 y 2019), fue la pertenencia a una red de áreas protegidas que abarquen el ecosistema marino de una forma más amplia e interconectada. El 7 de agosto del 2018, con base en el acuerdo ministerial 030, se inauguró la Red de Áreas Marino Costeras Protegidas de Ecuador Continental, con el fin de: asegurar la integración y conectividad

funcional entre ecosistemas, hábitats y paisajes marinos costeros; conservar la biodiversidad existente, permitiendo el desarrollo de actividades sustentables; y garantizar la gestión coordinada y conjunta de las AMPCs (Acuerdo Ministerial N° 30, 2017). La red comprende un total de 19 APs en 5 provincias del país que son: Esmeraldas, Manabí, Guayas, El Oro y Santa Elena. A la vez incluye a la Reserva Marina y Parque Nacional Galápagos, pero este posee consideraciones especiales ya que se rige a lo estipulado en la Ley Orgánica del Régimen Especial de la Provincia de Galápagos y su Reglamento (Bravo y otros, 2016).

A pesar de que el establecimiento de la Red de AMCP establece un buen comienzo para el manejo conjunto de estas áreas protegidas, los participantes que formaron parte de la evaluación de manejo indicaron que existen ciertos requerimientos que no se han cumplido por completo. Esto se puede observar en la falta de comunicación entre los encargados de cada una de las áreas protegidas, y en la carencia de un plan de manejo costero que integre a todas las AMCP. A la vez es necesario tomar en cuenta que desde 1986 se ha implementado en el país, el Proyecto de Manejo Costero Integrado (PMCI), a través del Programa de Manejo de Recursos Costeros. A partir de su actualización realizada en el 2014, busca implementar esquemas de ordenamiento territorial nuevos que posean un enfoque ecosistémico, establecer áreas marino costeras protegidas, y mantener un control de las pesquerías ubicadas en áreas marino costeras protegidas y apoyar a las concesiones de manglar. En el caso de Manabí, hasta la actualidad, el cantón Puerto López no forma parte del PMCI que se implementa en una serie de otros cantones costeros (Conservación Internacional, 2017). De tal forma que la integración costera aún cuenta con vacíos específicamente en el Parque Nacional Machalilla y las zonas que lo rodean.

Otro de los asuntos que mostró una fuerte influencia negativa en la calificación obtenida durante el 2019 en comparación a la del 2011, tuvo relación con los inconvenientes presentados en la aplicación de leyes y normativas dentro del área protegida. Esto puede estar relacionado con el cambio en la legislación ambiental de los últimos tres años. En el 2017 fue promulgado el nuevo Código Orgánico del Ambiente (COA), el cual entró en vigencia (después de una serie de modificaciones) el 12 de abril del 2018. Pese a la existencia de un nuevo código orgánico de carácter ambiental a partir del año mencionado, su ejecución no fue posible hasta el 12 de junio del 2019, fecha en la que el Reglamento al COA fue registrado oficialmente (Sarmiento, 2019). Esto pudo haber tenido una influencia directa en la aplicación de regulaciones y sanciones durante el año de transición, lo cual tiene relación con los comentarios proporcionados por los participantes de la EEM.

El tercer tema que fue mencionado varias veces y posee una gran influencia en la gestión del área protegida es el plan de manejo. De acuerdo con los resultados obtenidos, los ámbitos que están relacionados al plan de manejo (especialmente las categorías de planificación y resultados) obtuvieron puntuaciones bajas en general. Esto puede estar relacionado con el hecho de que el Parque Nacional Machalilla no ha actualizado su plan de manejo de forma en los últimos años. El Plan de manejo establecido en 1998 estuvo vigente hasta el 2008, tras lo cual se realizaron una serie de actualizaciones que nunca concluyeron con la aprobación de la Autoridad Ambiental, requerida para su oficialización. Posteriormente en el 2017 se realizó un proceso de actualización del mismo de nuevo, pero debido a los cambios en la legislación ambiental mencionados previamente, tampoco pudo ser concluido. La ausencia de un plan de manejo actualizado oficialmente puede tener una serie de consecuencias negativas en la gestión del área protegida. Las consecuencias pueden estar relacionadas

con ineficiencias en el cumplimiento de objetivos generales y específicos, en el ejercicio de políticas del parque, en la participación de actores involucrados, en la identificación de amenazas y oportunidades, en la zonificación y en todo tipo de implementación de acciones de conservación y desarrollo integral de los recursos del parque nacional (UICN, 1999; INEFAN, 1998).

Finalmente, uno de los temas que engloba la mayor cantidad de problemáticas presentadas durante el 2019 en términos de manejo, es el financiamiento del Parque Nacional Machalilla. En los últimos años el gobierno del Ecuador ha disminuido el presupuesto destinado al Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Tal es el caso que de acuerdo con el Plan Anual de Inversiones del MAE, en el 2019 se generó una reducción del 33% del presupuesto otorgado al SNAP en comparación al presupuesto del 2018, lo cual pudo observarse en una baja de USD \$6,733,557.23 a USD \$4,502,768.68 en un solo año, sin considerar reducciones realizadas en años previos (Ministerio de Economía y Finanzas, 2018; Ministerio de Economía y Finanzas, 2019). Ésta no fue la única reducción presupuestaria que el Sistema Nacional de Áreas Protegidas sufrió entre los años de estudio. El 12 de enero del 2012 mediante el acuerdo Ministerial 006, se decretó gratuidad de carácter obligatorio en todas las áreas protegidas del país con excepción del Parque Nacional y Reserva Marina de Galápagos (Acuerdo Ministerial N° 006, 2012). El decrecimiento en el financiamiento otorgado por parte del Estado hacia las áreas protegidas podría estar relacionado con la disminución en la evaluación de efectividad de manejo del Parque Nacional Machalilla.

En adición a este acceso al presupuesto del Estado, esta AP en específico cuenta con financiamiento de parte de organizaciones internacionales, las cuales mantienen el presupuesto proveniente de este sector relativamente estable, dándole un poco más de seguridad financiera al AP (Bravo y otros, 2016; Bovarnick y otros, 2010). Pese a esto,

existe una gran cantidad de proyectos y financiamientos destinados específicamente a la zona marina, dando un mayor interés a la Isla de la Plata. Lo cual, de acuerdo con los comentarios realizados por los participantes de la EEM, deja de lado a la porción terrestre del área protegida.

La reducción presupuestaria de los últimos años podría causar diversas limitaciones en una serie de ámbitos como: en el control y vigilancia, lo cual está ligado a falta de equipo y personal para estas actividades; en la cantidad de personal que es posible contratar, el AP cuenta con un total de 30 funcionarios, pero requiere un mínimo de 60 para poder cumplir con las actividades necesarias; en la capacitación del personal; y en la calidad de las instalaciones (Bravo y otros, 2016). Es así que la disminución del presupuesto de años recientes puede tener una gran influencia en la efectividad de manejo del área protegida.

Es así que en base a estas cuatro problemáticas que fueron identificadas se puede visualizar la importancia de no solo el establecimiento de la Red de Áreas Marino-Costeras Protegidas sino también la integración y comunicación entre las APs que la conforman, de tal forma que exista un manejo articulado y adecuado a la situación marino-costera del país. Al mismo tiempo un factor de alta importancia es el cambio en la normativa ambiental que se dio en el año en el que se realizó la EEM. Este cambio supone un proceso de transición compleja por parte de las personas que conforman el área protegida, de tal forma que una evaluación posterior a esta transición que permita un acoplamiento a la nueva ley por parte de los individuos que la aplican, posiblemente mejoraría de forma general la efectividad de manejo del AP. Por otro lado, la actualización del plan de manejo del PNM es de carácter prioritario con el fin de mejorar el cumplimiento de los objetivos generales y específicos del Parque Nacional. Por último, es necesario tomar en cuenta las necesidades presupuestarias del área

protegida para que ésta pueda cumplir con actividades básicas de mantenimiento y monitoreo. El cumplimiento de estas cuatro propuestas podría traer consigo mejoras significativas en la efectividad de manejo del Parque Nacional Machalilla en años posteriores.

CAPÍTULO 2. EVALUACIÓN DE COBERTURA VEGETAL

INTRODUCCIÓN

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) define a la deforestación como “la conversión de los bosques a otro tipo de uso de la tierra o la reducción permanente de la cubierta de dosel, por debajo del umbral mínimo del 10 por ciento” (FAO, 2012). De acuerdo la Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales (FRA) la tasa de deforestación a nivel global ha disminuido en un 1%, entre 1990 y el 2015, desde el 31.6% hasta el 30,6% respectivamente. Pese al claro decrecimiento porcentual de deforestación, la FRA determina que la disminución se ha ralentizado en los años más recientes (Graziano da Silva, 2018; Chazdon, 2008). Aun cuando la deforestación global decrece en tasas bajas, ciertos ecosistemas poseen presiones de pérdida de bosque mucho más altas en comparación a otros. Este es el caso de los bosques tropicales, los cuales se pierden en tasas de 7.6 millones de hectáreas por año a nivel global, siendo Sudamérica el continente con la mayor tasa de deforestación, representando 4.3 millones de hectáreas deforestadas en relación a la cifra mundial (Mosandl, Günter, Stimm, & Camp; Weber, 2008).

En el año 2006, de acuerdo con la FAO, dentro de Sudamérica, Ecuador era el país con la tasa de deforestación más alta del continente. La cobertura de bosque en el país hasta el 2005 correspondía al 39% de la porción terrestre, considerando que se asume que originalmente el 90% de la nación se encontraba cubierta por bosques (Wunder, 2000; Mosandl et al., 2008). A pesar de esto, la tasa de deforestación en el país cuenta con una tendencia de disminución en los últimos años (al igual que varios países en Sudamérica), de tal manera que entre el periodo 2000 a 2008 se deforestaron 77.647 ha/año, mientras que en el periodo 2008 y 2012 se deforestaron 65.880 ha/a, mostrando un disminución en la deforestación de 11.767 ha/a (Ministerio del Ambiente, 2013).

La implementación de áreas protegidas como estrategias especiales de tenencia de tierra, ha generado altas expectativas para la reducción de deforestación global. De acuerdo con una serie de estudios, se ha comprobado que de forma general que las APs poseen tasas de deforestación menores a las zonas no protegidas (Van der Hoek, 2017; Mas 2005; Andam et al. 2008; Joppa et al. 2008; Nagendra 2008; Gaveau et al. 2009; Leisher et al. 2013; Brun et al. 2015). Pese a la evidencia de disminución de deforestación dentro de áreas protegidas, no está claro si esto se debe a que la deforestación ha sido en realidad desplazada hacia zonas cercanas que cuentan con niveles bajos o nulos de protección. Por lo que, el determinar la tasa de deforestación dentro del AP y cerca de la misma es de suma importancia para garantizar la efectividad de áreas protegidas (Van der Hoek, 2017).

Dentro de Ecuador uno de los ecosistemas que se encuentra más amenazado por deforestación es el bosque seco, que se encuentra afectado principalmente por la expansión de agricultura, ganadería, y por ende el crecimiento de asentamientos humanos también. En el país existen alrededor de 41.000 hectáreas de bosque seco deciduo, de las cuales el 53.23% (21.000 ha) se encuentra dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2018). Una de las APs que cubre este ecosistema y el bosque tropical de hoja perenne (el cual es otro ecosistema altamente amenazado), es el Parque Nacional Machalilla (Cisneros- Heredia, 2006). Esta área protegida cubre 15.000 hectáreas de bosque seco, tomando en cuenta que el PNM en su totalidad posee 41.754 de hectáreas terrestres.

Los bosques secos ecuatoriales del occidente del país forman parte de la región Tumbesina, caracterizada por ser un punto caliente de riqueza y endemismo biológico; de tal forma que la región contiene 6300 especies de plantas, de las cuales 1290 son endémicas (Paladines, 2003). Por otro lado, la biomasa ubicada sobre el suelo de este

ecosistema cuenta con una alta influencia en el almacenamiento de carbono global (Portillo-Quintero & otros, 2015). Los bosques secos también juegan un papel esencial en la conservación de agua, ya que de acuerdo con un estudio realizado por Portillo-Quintero y colaboradores en el 2015, se identificó que al menos el 66% de reservorios de agua del neotrópico se ubican en estos ecosistemas. Por consiguiente, los bosques secos cumplen roles clave como cunas de biodiversidad y endemismo, en el almacenamiento de carbono y conservación de agua.

Es así que el objetivo de este capítulo es identificar los cambios que ha sufrido la cobertura vegetal dentro del Parque Nacional Machalilla y en zonas cercanas al área protegida, en los años 1990, 2000 y 2016 por medio del uso de sensores remotos.

METODOLOGÍA

La zona de estudio es el Parque Nacional Machalilla (1.4887° S, 80.7739° W) y las zonas aledañas a este, que engloban los poblados de Puerto Cayo en el norte, Salaite en el sur y Julcuy en el este como puede visualizarse en la Figura 2.1.

A través del portal del mapa interactivo del Ministerio del Ambiente de Ecuador, fue posible obtener los “shapefiles” de los ecosistemas pertenecientes al Parque Nacional Machalilla. Con estos archivos se utilizó el programa de acceso libre QGIS para realizar el mapa de ecosistemas de la zona de estudio (Figura 2.2)



Figura 2.1. Mapa de la zona de estudio, con los poblados que rodean al Parque Nacional Machalilla (marcado en blanco).

A través de la interfaz “Earth Explorer” se obtuvieron tres sets de datos de Landsat Thematic Mapper 5 y 7, pertenecientes a las fechas: 21 de febrero del 1990 (TM5), 23 de noviembre del 2000 (TM7), y 27 de noviembre del 2016 (TM7). Se determinaron tres criterios para la selección estandarizada de imágenes, el primero consistió en la época de estudio, con esta directriz se seleccionaron imágenes que correspondían a la época seca y épocas cercanas a esta, con el fin de mantener condiciones climáticas y atmosféricas similares entre todos los años; el segundo se basó en la cobertura de nubes con la que la imagen contaba, siendo los años con una menor cobertura de nubes en las zonas de estudio los seleccionados; finalmente se utilizó la plataforma de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) para determinar variantes o fenómenos climáticos dentro de los años de estudio, de tal forma

que las imágenes utilizadas no contaran con diferencias climáticas (como mayor cantidad de lluvia, sequía, y fenómenos del niño o de la niña) entre los años seleccionados que afectasen los resultados. Los datos provenientes de Landsat se encontraban georreferenciados en proyección UTM (Zona UTM 17 Sur) y datum WGS84.

Para el procesamiento de imágenes se utilizó el software ENVI versión 5.3. Es así que una vez obtenidos los sets de datos en formato GeoTiff, se realizó un proceso de “gap filling” en las imágenes pertenecientes a Landsat TM7. Esto fue necesario debido a un fallo en el instrumento que corrige las líneas escaneadas por el satélite, generando que todas las escenas adquiridas a partir del 14 de Julio de 2003 hayan sido obtenidas con la presencia de franjas con datos inválidos (gaps) (Galano & Morales, 2009). Para la corrección de datos inválidos se hizo un relleno de capas individuales, por medio de triangulación.

Una vez que las bandas estuvieron completas, y con el fin de reducir distorsiones topográficas y atmosféricas, que generan los sensores de los satélites; se procedió a realizar correcciones radiométricas, en las que cada una de las bandas fue convertida a valores de radianza (Young, et. al., 2017) (Chandler et. al., 2009). Una vez obtenidos estos valores se realizaron correcciones atmosféricas individuales por medio de la función *flaash* de ENVI.

En base a las capas corregidas, se construyeron máscaras con el fin de cubrir nubes, sombra de nubes y agua, de tal forma que sus valores correspondieran a 0 para poder ser utilizadas en cálculos posteriores. Para los enmascaramientos se elaboraron 3 diferentes ROIs basados en umbrales de color, los relacionados a nubes se realizaron en base a la banda 1; mientras que los que cubrían agua se obtuvieron a partir de la banda 6.

Posteriormente por medio del comando automático presente en ENVI 5.3 se calculó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés), el cual permite la identificación de actividad fotosintética, almacenamiento de carbono, estrés hídrico, y cantidad de vegetación (Gilabert, et. al., 1997). El índice se realiza por medio de la diferencia normalizada de dos bandas y arroja valores que se encuentran entre 1 y -1 (Gillespie, 2018). En este caso se utilizaron la banda 3 representado al rojo y la banda 4 al infra-rojo cercano.

En base a las capas resultantes del cálculo de NDVI, se realizó un mapa de distancias entre los años 1990-2000, 2000-2016 y 1990-2016 por medio de la función automática de detección de cambios de ENVI. El mapa de distancias dividió la cobertura vegetal en siete categorías, las marcadas con valores positivos implican aumento de vegetación, y mientras más grandes son los valores, mayor es el aumento; por otro lado, las categorías marcadas con valores negativos implican una pérdida de vegetación y conforme disminuye el valor, la pérdida de cobertura vegetal es mayor.

A la vez, con los valores obtenidos a partir del NDVI se definieron 4 categorías de uso de suelo (bosque, zona arbustiva, zona rural o agrícola y zona urbana). A partir de estas 4 categorías se realizó la agrupación de tipo no supervisada denominada “K-means”. Una vez obtenidos los grupos generados a partir de “K-means”, se utilizó la función de estadística por clases de ENVI, a partir de la cual se obtuvieron los valores porcentuales de cobertura vegetal en cada categoría definida inicialmente. Finalmente con estos valores se realizaron gráficos dinámicos de barras por medio de Excel 2013.

RESULTADOS

Cálculo de NDVI

Se estimaron los valores de NDVI para diferentes años dentro del Parque Nacional Machalilla (Figura 2.3), los cuales presentan una pérdida de vegetación desde 1990 hasta el 2016. Es así que se obtuvieron las medias de cada uno de los años estudiados, representando 0.66 para 1990, 0.50 para el 2000 y de 0.48 para el 2016 (Tabla 2.1).

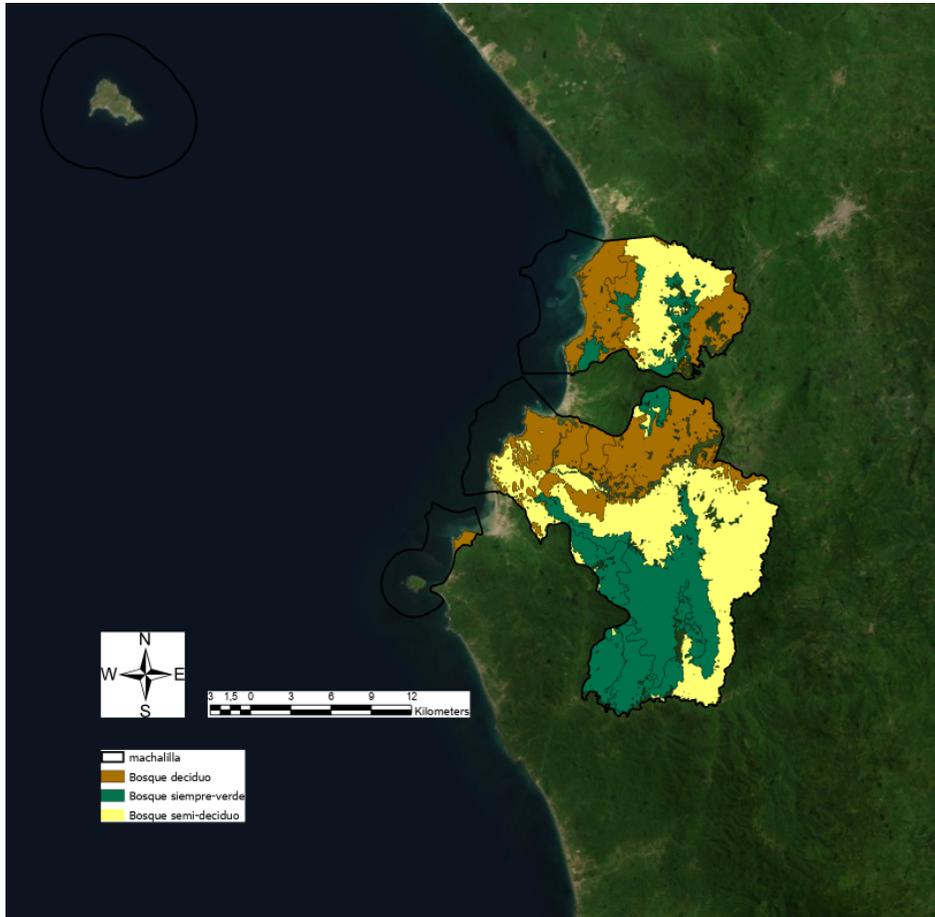
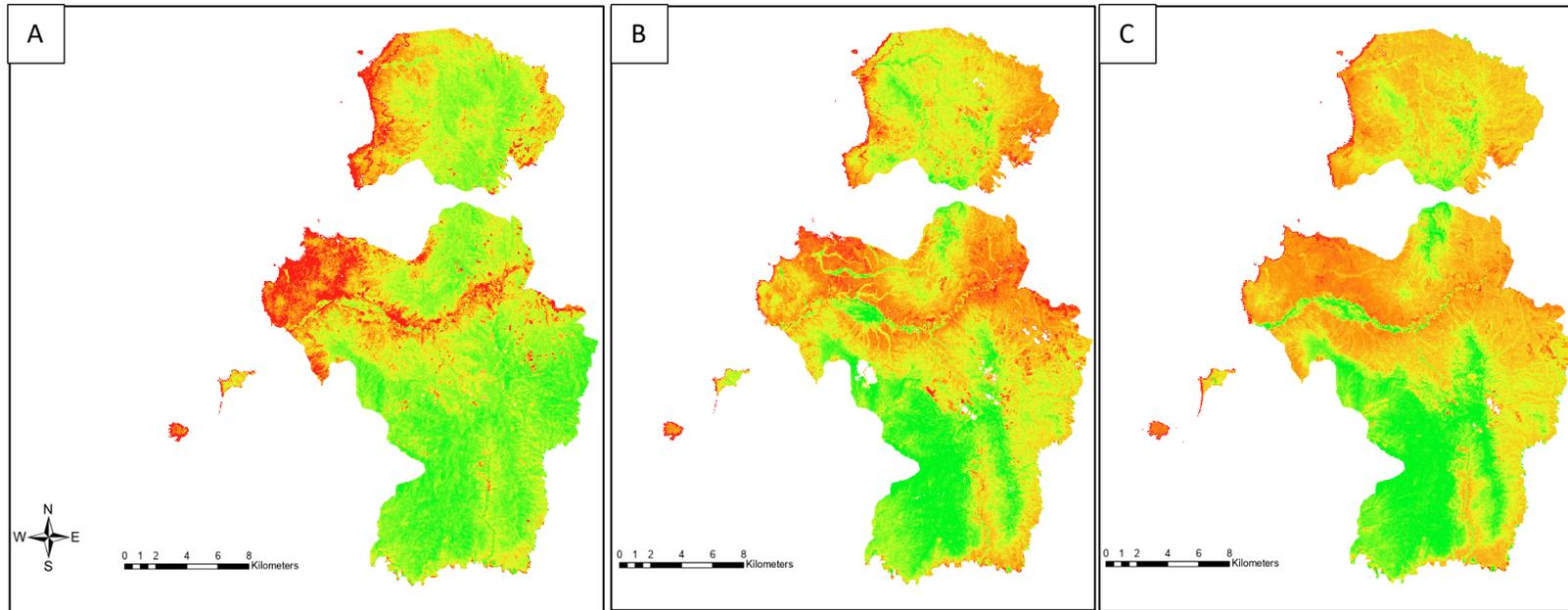


Figura 2.2. Mapa de ecosistemas dentro del Parque Nacional Machalilla.



Valores obtenidos de NDVI



Figura 2.3. Mapas del Parque Nacional Machalilla en 4 años diferentes, que muestran gráficamente los resultados del NDVI. A) 1900, B) 2000, y C) 2016.

Mapa de diferencias

Los valores obtenidos de disminución en el NDVI concuerdan con los mapas de cambio realizados. El cambio obtenido entre 1990 y el 2000 se caracteriza por la mayor abundancia de valores negativos, los cuales implican pérdida de vegetación, y representan un total de 90.49% del área de estudio, siendo este periodo el que cuenta con el cambio más grande de cobertura vegetal entre los dos periodos analizados. La pérdida de cobertura vegetal entre 1990 y el 2000 fue dividida en tres tipos de disminución de vegetación: -1, -2 y -3. Representados por porcentajes de 55,75%, 32.34% y 2.40% respectivamente (Tabla 2.1).

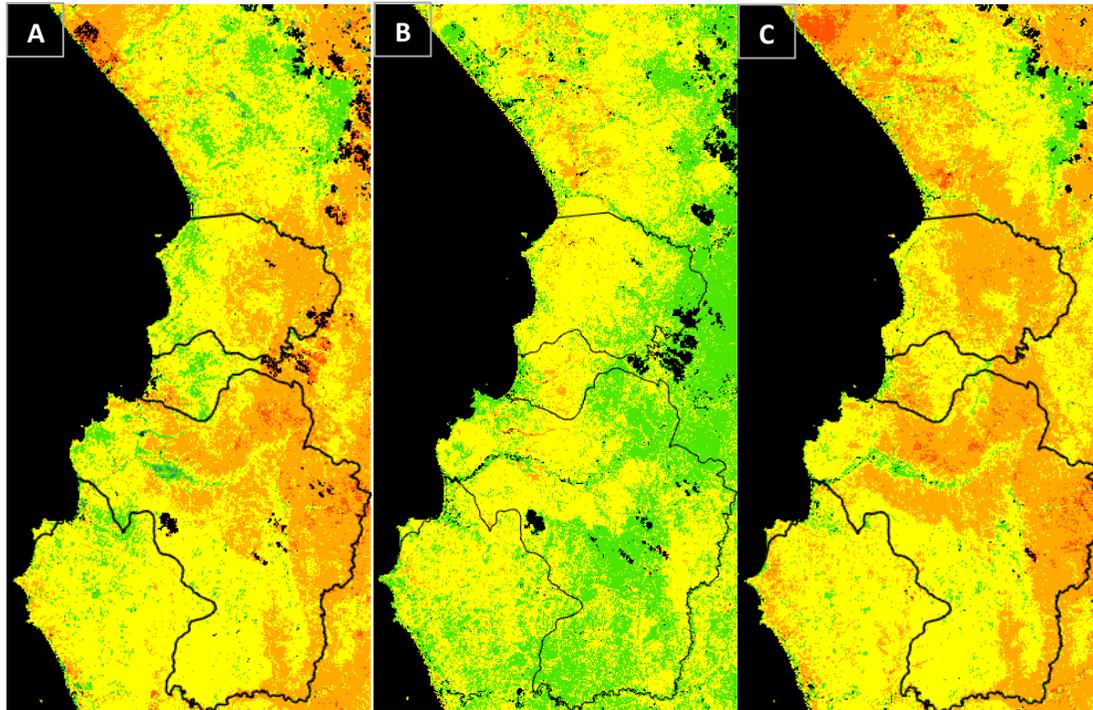
Por otro lado, el mapa de diferencias obtenidas entre el año 2000 y 2016 denotó un aumento de vegetación del 43.73% en la categoría +1, y mostró una disminución total de cobertura vegetal del 56.27% del área de estudio en las categorías -1 y -2, con 51.48% y 4.79% respectivamente. De tal forma que este periodo mostro diferencias menores en la cobertura vegetal en comparación al periodo previo.

Finalmente, en base al mapa de diferencias totales, obtenidas entre 1990 y 2016, los cálculos reflejaron una pérdida de cobertura vegetal del 94.67% del total del área de estudio. El decrecimiento de vegetación se vio representado por las categorías -1 (50.74%), -2 (41.24%) y -3 (2.69%). A la vez, se observó un crecimiento de cobertura vegetal del 5.33% en la categoría de +1, lo cual pudo observarse principalmente en la zona norte del mapa, fuera del PNM (Figura 2.4) (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Porcentajes de cambio en los años de estudio en base a las 4 categorías de cambio de cobertura vegetal. En valores positivos se encuentra representado el aumento de vegetación y disminución de ésta en negativos.

	+2	+1	-1	-2	-3
1990_2000	0.498	9.01	55.75	32.34	2.40

2000_2016	0	43.73	51.48	4.79	0
1990_2016	0	5.33	50.74	41.24	2.69



Nivel de cambio de cobertura vegetal

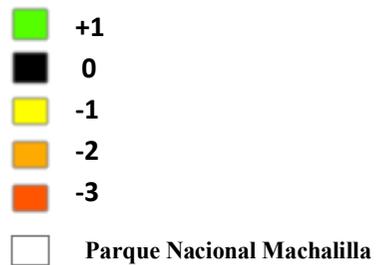


Figura 2.4. Mapas de cambio de cobertura vegetal basados en los resultados del NDVI del Parque Nacional Machalilla y zonas aledañas en 4 años diferentes. A) 1990-2000, B) 2000-2016, C) 1990-2016.

Uso de suelo

A través de la clasificación de cobertura por distancias no supervisadas de k-means, se puede observar una pérdida de bosque del 27.69% a lo largo de los 26 años de estudio, considerando que la pérdida más grande de bosque se dio entre 1990 y el 2000 (18.86%). En el caso del área arbustiva, se presentó un incremento progresivo en su proporción entre 1990 y el 2016 con un porcentaje de 17.3%. El área denominada rural o de cultivos incrementó en un 8.89% entre 1990 y el 2016, mostrando un crecimiento mayor entre 1990 y el 2000 (7.29%). Finalmente, el área urbana presenta un crecimiento de 1.76% dentro de todo el periodo de estudio (Figura 2.5) (Figura 2.6).

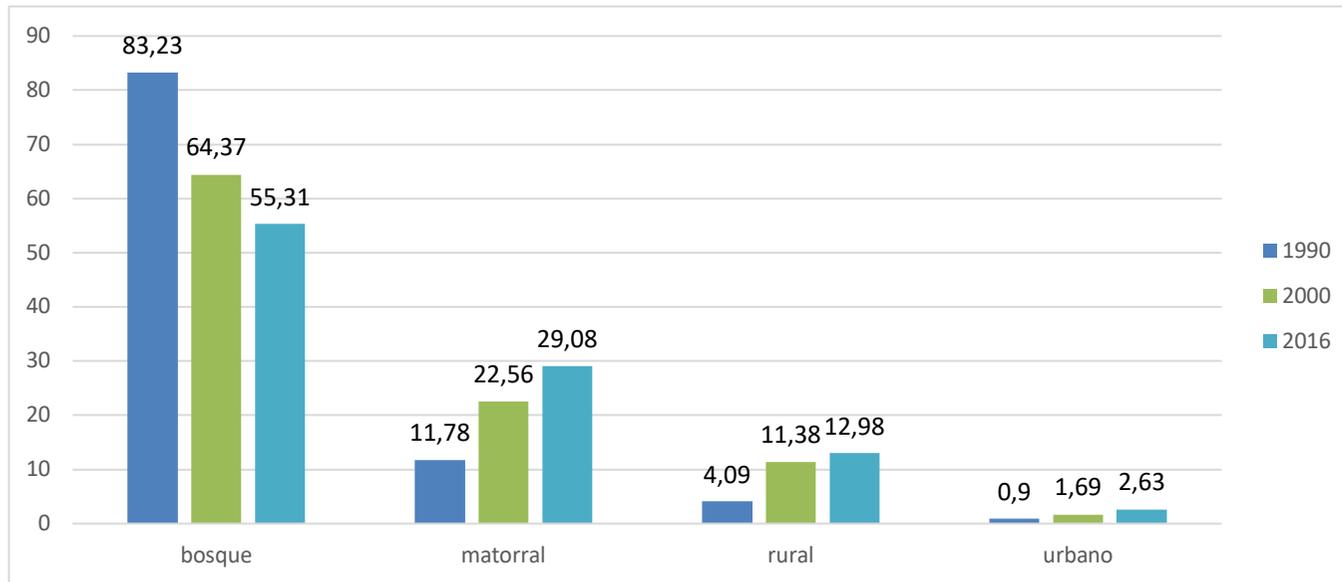


Figura 2.5. Porcentajes obtenidos a partir de la clasificación de de K-means durante los cuatro años de estudio.

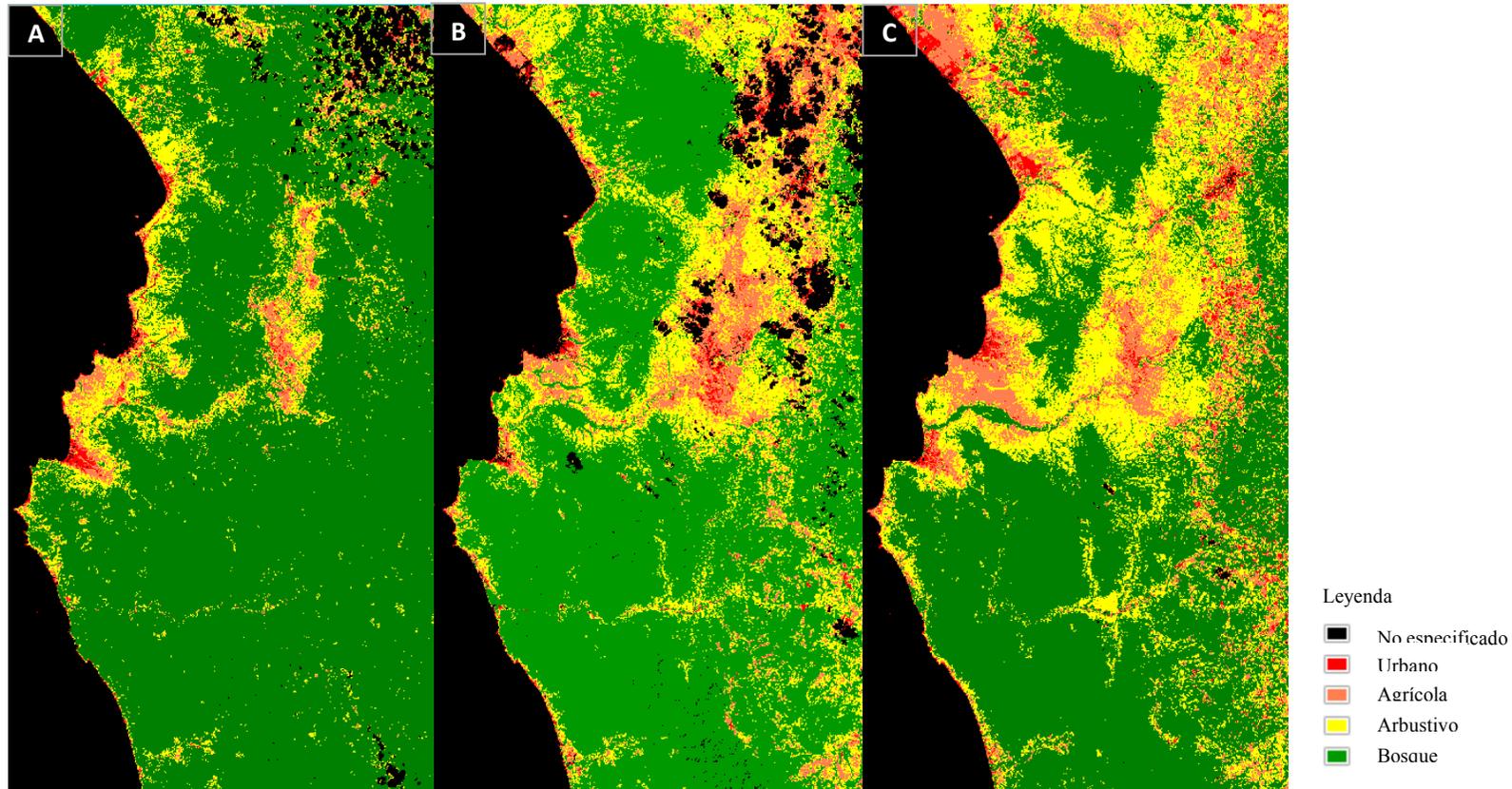


Figura 2.6. Mapas resultantes de la clasificación de K-means del Parque Nacional Machalilla y zonas aledañas en 4 años diferentes. A) 1900, B) 2000, C) 2008 y D) 2016.

DISCUSIÓN

Los valores de NDVI están directamente relacionados con la producción vegetal y la cantidad de agua disponible en un medio (Maselli, 2004). De tal forma que la disminución progresiva de un total de 0.18 puntos en los valores de NDVI, entre 1990 y 2016 implica una disminución en la tasa fotosintética del área de estudio, lo que se encuentra ligado a la pérdida en la densidad o calidad de la vegetación. (Folega y otros, 2014). Debido a la relación entre el índice diferencial de vegetación normalizado y la fotosíntesis, es necesario tomar en cuenta el tipo de ecosistema que está siendo analizado. El Parque Nacional Machalilla se encuentra cubierto por 3 tipos de ecosistemas principales que son: bosque deciduo, semi-deciduo y siempre-verde. De forma general la época de estudio tiene una fuerte influencia sobre la identificación de la capacidad fotosintética de la vegetación. Durante la época seca, la cual fue la estudiada, se esperarían valores de NDVI bajos, de entre 0.1 y 0.5 debido a la reducción en la presencia de hojas específicamente en los ecosistemas deciduo y semi-deciduo (Maselli, 2004; Folega y otros, 2014). Los resultados obtenidos reflejan una similitud entre los valores bajos de NDVI (Figura 2.3) y los dos ecosistemas previamente mencionados (Figura 2.1); mientras que valores identificados por colores verdes, coinciden con el ecosistema siempre-verde. A pesar de que se espera valores de NDVI bajos en ecosistemas deciduos y semi-deciduos, el hecho de que estos se reduzcan en el 2000 y 2016 en comparación a 1990, está directamente relacionado con la pérdida de cobertura vegetal dentro del área protegida (Pelkey y otros, 2003; Blanco y otros, 2008).

Es así que en los mapas de cambio de cobertura vegetal (Figura 2.4) se puede observar que el mayor cambio de vegetación se generó entre los años 1990 y 2000 con una pérdida de vegetación del 90.49%. El alto porcentaje de disminución de vegetación coincide con estudios realizados previamente, los cuales indican que la deforestación a

nivel nacional incrementó de manera acelerada durante de los años 90 (Tapia-Armijos, 2015; Jokisch, 2002).

Existen varios factores que tienen influencia en las tasas de deforestación, los principales son: la tasa de crecimiento poblacional, el desarrollo de zonas para agricultura, ganadería o actividades camaroneras en la zona costera, la presencia de especies útiles para la industria maderera y la distancia a carreteras o vías de acceso en general (Van der Hoek, 2017). De tal forma que el cambio de vegetación observado puede estar relacionado con el crecimiento poblacional que sufrió el país durante estos años, en el caso de la provincia de Manabí, la población en 1990 era de 1.031.927, en el 2001 de 1.186.025 y en el 2010 de 1.369.780 habitantes, lo cual implica una tasa de crecimiento poblacional de 1.43% en el periodo de estudio (INEC, 1990, 2001, 2010). Considerando que el Parque Nacional Machalilla cubre zonas habitadas, el aumento poblacional lo afectó de forma directa. El crecimiento de la población pudo traer consigo expansiones en los asentamientos humanos, lo cual coincide con la Figura 2.5, que indica un aumento del área urbana del 1.76% entre 1990 y el 2016. Adicionalmente, es necesario tomar en cuenta que durante 1990 comenzó la expansión del sistema de carreteras en el área continental de Ecuador, lo cual trae consigo un aumento de accesibilidad hacia zonas que previamente no habían sido exploradas (Tapia y otros, 2015).

Otro de los factores que pudo influenciar el cambio de vegetación generado durante los 26 años, es que los ecosistemas localizados en la zona costera de Ecuador poseen las mejores tierras y condiciones climáticas para cultivos en todo el país (Robadue, 1995). Esto desencadena no solo el cambio en el uso de suelo, sino también aumento de asentamientos humanos cercanos a las zonas de cultivo, generando así aún más deforestación. De acuerdo con la Figura 2.5 el aumento en las zonas de cultivo

desde 1990 hasta el 2016 ha sido un total de 8.89%. A pesar de esto, es necesario mencionar que el mayor incremento en zonas agrícolas se genera entre 1990 y el 2000, con un porcentaje de 7.29%. En base a datos del Ministerio de Agricultura y Ganadería, en el año 2016, las zonas agrícolas cubrían 1.612.796 de hectáreas en la provincia de Manabí, lo cual equivale al 85.15% de su superficie total, teniendo efectos directos en la reducción de bosque.

Es así que de forma general, el área de estudio ha sufrido de constantes procesos de pérdida de vegetación. Siendo una de las pérdidas más grandes la sucedida entre 1990 y el 2000. Este nivel de pérdida de vegetación, también puede estar relacionada con los eventos del Fenómeno de “El Niño” ocurridos entre 1997 y 1998, los cuales han sido los fenómenos climáticos más fuertes y arrasadores que ha sufrido la región del litoral en el último siglo. Este evento de “El Niño” se caracterizó por su duración (desde febrero de 1997 hasta agosto de 1998) y por generar excesos de precipitación que superaron el 40% y 130% en las provincias costeras (incluyendo a la zona de estudio). A la vez, es necesario tomar en cuenta que el Fenómeno del Niño posee una influencia en la fenología de las zonas de estudio, lo cual puede crear interferencias con los análisis de imágenes satelitales. Este tipo de interferencias puede contrarrestarse por medio de análisis en campo que ayuden a comprobar la precisión de las imágenes obtenidas.

Pese a las posibles interferencias, es necesario recalcar que dado el aumento de precipitación, el fenómeno climático trajo consigo daños en los cultivos, debido a inundaciones generadas, reduciendo así los valores obtenidos de NDVI (Corporación Andina de Fomento, 2000). A la vez, el fenómeno del niño puede tener importantes implicaciones en el crecimiento y aumento de plantas invasoras y ruderales, las cuales se pueden ver beneficiadas por cambios climáticos bruscos. Esto trae consigo

disminuciones en el área foliar disponible para realizar fotosíntesis, generando también disminuciones en los valores de NDVI resultantes (Richter, 2005).

Posiblemente por esta razón la deforestación entre el 2000 y 2016 mostró un cambio mucho menos drástico de pérdida de vegetación, la cual si se dio pero en porcentajes menores en comparación al mapa de cambio del periodo previo. Aun así, es necesario considerar que a pesar de que la tasa de deforestación disminuyó durante el segundo periodo, los niveles de degradación del bosque (pérdida de riqueza y equidad) pueden mantenerse en tasas altas afectando a la diversidad biológica del área protegida y de las zonas que la rodean (Lewis y otros, 2015; Van der Hoek, 2017).

Finalmente tomando como referencia la Figura 2.4, aunque el decrecimiento de bosque se ha dado de forma general en la zona de estudio durante los últimos 26 años analizados, el Parque Nacional Machalilla no muestra efectos de contención o disminución del avance desmesurado de deforestación en el AP en comparación a las zonas aledañas utilizadas para el estudio. En el caso de la Tabla 2.1 es posible visualizar altos porcentajes en las celdas representadas por valores negativos, que implican pérdida de vegetación tanto dentro como fuera del área protegida. Esto puede estar relacionado con problemas en la efectividad de manejo del Parque Nacional, lo cual está ligado con la cantidad de guardaparques existentes, capacitación de los mismos y los recursos para monitoreo dentro del AP (UICN, 1999). Generando así, inconsistencias acerca de los esfuerzos de conservación realizados por el Parque Nacional Machalilla.

CAPÍTULO 3. DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FUNCIONAL DE AVIFAUNA

INTRODUCCIÓN

El PNM se encuentra dentro de la región Tumbesina, una zona caracterizada por una gran diversidad y abundancia biológica, y altas tasas de endemismo (Knowlton & Graham, 2011). Al mismo tiempo, esta AP protege uno de los más grandes remanentes de un ecosistema de alta prioridad de conservación tanto nacional como internacionalmente, el bosque seco tropical, el cual se ve altamente afectado por el rápido progreso de actividades humanas no sostenibles (Cisneros-Heredia, 2006; Espinosa, Cabrera, Luzuriaga, & Escudero, 2011; Fiallo & Jacobson, 1995; Knowlton & Graham, 2011). Todas estas características vuelven al Parque Nacional Machalilla un área clave para la conservación de ecosistemas y especies.

Uno de los grupos taxonómicos más utilizados a nivel mundial para realizar evaluaciones de efectividad ecológica de áreas protegidas a lo largo de los años y que posee una mayor cantidad de información recopilada dentro de áreas protegidas de Ecuador han sido las aves. El uso de aves como indicadores de calidad ambiental es amplio debido a que son un grupo de avistamiento y monitoreo sencillos, ampliamente distribuidos en una gran variedad de ecosistemas, bastante estudiados, y que son capaces de ocupar diferentes y surtidos tipos de nichos (Duckworth & Africa, 2018).

Desde 1950, los bosques primarios del oeste del Ecuador han sufrido presiones antropogénicas, siendo así convertidos a pastizales y cultivos principalmente. En otros países del Neotrópico, esto se ha manifestado en declives poblacionales de aves, o cambios sus composiciones funcionales. El Parque Nacional Machalilla, al estar ubicado en la región Tumbesina, representa un punto caliente para la riqueza y endemismo de especies (Becker & Agreda, 2005). De acuerdo con Birdlife International

en la región existen 800 especies de aves, de las cuales 55 son endémicas. De tal forma que se encuentra clasificada como una región EBA “endemic bird area” lo cual implica que es una zona importante para la conservación de aves y sus respectivos hábitats debido a su rango restringido a la región (Paladines, 2003).

Es así que el objetivo de este capítulo es evaluar la diversidad y composición funcional de avifauna del Parque Nacional Machalilla de manera temporal y espacial mediante la comparación de dos años diferentes de estudio; y la comparación de zonas dentro y fuera del área protegida, debido a la característica particular del Parque Nacional de estar dividido en tres parches separados entre sí.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El área de estudio es el ecosistema de bosque seco del área continental del Parque Nacional Machalilla y las zonas aledañas que están localizadas fuera del área protegida. El estudio fue realizado en dos años diferentes, el 2000 y el 2020, con el fin de realizar comparaciones de avifauna. En el caso del 2000 se utilizaron cuatro zonas para el estudio: La Tungurahua (LT) ($1^{\circ}23'11''$ S y $80^{\circ}44'29''$ W), La Playita ($1^{\circ}34'10''$ S, $80^{\circ}49'58''$ W) (PY) y Los Frailes ($1^{\circ}29'38''$ S $80^{\circ}47'38''$ O) (LF), y toda la línea costera de Puerto López ($1^{\circ}33'43''$ S, $80^{\circ}49'00''$ W) (PL). Mientras que en el caso del 2020 se utilizaron un total de seis zonas de muestreo, tres zonas dentro del Parque Nacional y tres zonas fuera del mismo. De tal forma que las tres zonas dentro del área protegida coincidieron con las mismas zonas del 2000 LT, PY y LF. Por otro lado, las zonas definidas fuera del PNM son: un área en la parte sur de Puerto Cayo ($1^{\circ}22'07''$ S, $80^{\circ}43'57''$ W) (PC), la línea costera de Puerto López (al igual que en el 2000) (PL) y el barrio San Isidro en Machalilla ($1^{\circ}29'04''$ S, $80^{\circ}46'16''$ W) (MA).



Figura 3.1. Mapa que muestra el contorno del Parque Nacional Machalilla en blanco, las 4 zonas de muestreo analizadas en el 2000 marcadas con puntos azules y las 6 zonas de muestreo realizadas en el 2020, marcadas con color rojo para las zonas dentro del PNM y amarillo para las zonas fuera de este.

Muestreo

Los muestreos realizados durante el año 2000 tuvieron un total de tres a cuatro días por sitio, mientras que los realizados en el 2020 tuvieron dos días por sitio. Para el muestreo se utilizó la metodología de un sendero de cinturón variable, el cual implicó una caminata de 4 horas, por dos veces al día, una en la mañana desde las 6am hasta las 10h00 y otra en la tarde desde las 14h00 hasta las 18h00. Durante la caminata se registraron todas las especies de aves observadas, el número de individuos de la misma, la hora a la que se realizó la observación, el comportamiento de los individuos, la distancia aproximada al sendero (la cual fue considerada en rangos de entre 5 metros cada uno hasta un máximo de 20 metros). Para el muestreo solo se tomaron en cuenta

aves terrestres y debido a las horas en las que se realizó la caminata, las aves observadas principalmente fueron diurnas, a excepción de una especie nocturna que se observó que fue *Caprimulgus anthonyi* (Chotacabras de Anthony), la cual también fue contabilizada dentro del análisis de datos debido a que a pesar de que es una especie nocturna, puede ser avistada también durante el día. Se realizaron un total de 3 réplicas por zona de muestreo (contabilizando la mañana y tarde como réplicas diferentes), a excepción de La Tungurahua y Puerto Cayo, zonas en las que se realizaron 4 réplicas por zona en lugar de 3.

Análisis de datos

Riqueza y Diversidad.

Comparación anual.

Se realizó pruebas de normalidad por medio de un test de Shapiro. Una vez hecho esto, por medio del paquete “Vegan” de RStudio, se procedió a determinar la riqueza máxima (en relación a todas las réplicas) de cada una de las cuatro zonas de estudio en cada uno de los años analizados (Oksanen, 2019).

Comparación dentro y fuera

Luego de realizar las pruebas de normalidad mediante un test de Shapiro en el programa RStudio, se usó el paquete “Vegan”, para calcular la diversidad alfa (mediante el índice de Shannon) de cada una de las réplicas de las zonas de muestreo, tras lo cual se obtuvo un promedio de las diversidades obtenidas para generar un solo valor por zona.

En el caso de la diversidad beta, se realizó una matriz binaria de presencia y ausencia de especies, a partir de la que se determinó el índice de similitud de Jaccard

entre las zonas dentro y fuera del PNM. En base a la misma matriz binaria se realizó un dendrograma comparando las 6 zonas muestreadas en el 2020. Para la obtención de la riqueza se utilizaron dos diferentes aproximaciones. En la primera se utilizó el número máximo de especies avistadas entre todas las réplicas de cada una de las 6 zonas, obteniendo 6 un total de valores de riqueza diferentes. Mientras que en la segunda, con el fin de determinar el total de especies encontradas por ubicación, se utilizó el número máximo de especies avistadas en cada una de las dos ubicaciones (dentro y fuera) de manera general.

Grupos Funcionales.

Comparación 2000 y 2020.

Para determinar las diferencias en la composición de especies de aves entre ambos años se tomaron en cuenta cuatro tipos de grupos funcionales. El primero fue un grupo funcional de tipo alimenticio, en el que se asignaron 1 de 7 gremios de alimentación (nectarívoro, frugívoro, carnívoro, carroñero, granívoro, insectívoro u omnívoro) a cada especie, basados en la información de dieta obtenida a partir de “Birds of the World” del laboratorio de ornitología de la Universidad de Cornell (Cornell University, 2020). En base a esta categorización, se determinó la riqueza obtenida en cada una de las zonas de estudio en cada año. Una vez hecho esto, se seleccionaron dos grupos para el análisis, los cuales representaron una mayor diferencia entre los años estudiados y son grupos de interés en caso de alteraciones de hábitat de acuerdo con la literatura, estos fueron: insectívoros y granívoros. Es así que por medio de RStudio se determinó sus medias de riqueza para cada año de estudio, se realizó pruebas estadísticas de Fisher y en base a esto se realizaron diagramas de caja para cada año.

El segundo grupo funcional consistió en la identificación del número de hábitats que ocupan las especies registradas. Se identificaron cuatro categorías que fueron: un solo hábitat, dos hábitats, tres hábitats y cuatro o más hábitats. Se asignó a las aves en cada uno de estos grupos en base a la información proporcionada en la página web de la lista roja de especies amenazadas de la UICN (UICN, 2020). Para los análisis estadísticos se seleccionó a las aves que habitan en un solo hábitat, el cual corresponde a bosque específicamente, debido a que fue uno de los grupos que mayor cambio presentó y que de acuerdo con la literatura demuestra susceptibilidad en torno a modificaciones de hábitat. Posterior a la selección de aves que solo ocupan un hábitat, a través de RStudio se identificó la media de la riqueza obtenida por año, se realizó una prueba de Fisher y se ilustró un diagrama de caja para ambos años.

El tercer grupo funcional consistió en identificar a las aves que poseen un rango restringido a la región Tumbesina, para lo cual se realizó la asignación en base a la guía de Aves del Ecuador (Ridgely y otros, 2006). En este caso se consideraron solo las aves de rango restringido o endémicas de la zona para el análisis. El análisis consistió en obtener las medias de riqueza por año, realizar el análisis de Fisher y los diagramas de caja de los dos años.

El último grupo funcional fue la clasificación de las aves en base al tamaño de sus puestas, para lo cual se identificaron 5 categorías que fueron: de uno a dos huevos, de dos a tres huevos, de tres a cuatro huevos, de cuatro a cinco huevos y más de cinco huevos; la clasificación fue realizada en base a “Birds of the World” del laboratorio de ornitología de la Universidad de Cornell. (Cornell University, 2020). Los grupos que mostraron un mayor cambio entre ambos años fueron las aves con puestas de dos a tres huevos y de más de cinco huevos. Es así que se eligieron estos dos grupos para el

análisis. De tal forma que una vez clasificadas las aves, se realizó el mismo procedimiento mencionado en los grupos funcionales previos.

Al haber obtenido valores p de significancia estadística más altos que el valor alfa definido de 0.05, se realizó un análisis cualitativo de las tendencias obtenidas por cada año y a la vez se realizó un análisis del cambio de cada ave en relación los índices de Jaccard obtenidos en cada categoría seleccionada de los grupos funcionales.

Comparación dentro y fuera.

Para determinar las diferencias en la composición de especies de aves dentro y fuera del Parque Nacional Machalilla se tomaron en cuenta los mismos cuatro tipos de grupos funcionales analizados en la comparación anual. El primero fue el grupo funcional de tipo alimenticio. En base a este, se definió la riqueza para cada tipo de alimentación y se realizaron gráficos de barras que la representen por zona de estudio por medio de Excel. Es así que se seleccionaron los grupos que mostraron un cambio mayor en la comparación anual realizada (insectívoros y granívoros). En base a estos grupos elegidos, se obtuvo la media de la riqueza a través de RStudio, se realizó una prueba estadística de Fisher para comparar los grupos de forma individual dentro vs fuera y se realizaron diagramas de caja por medio del mismo programa estadístico.

El segundo grupo funcional consistió en el número de hábitats que ocupan las aves registradas. Una vez clasificadas las aves, se determinó la riqueza de las seis zonas analizadas y se realizaron gráficas de barras por medio de Excel. Se seleccionó el grupo que presentó un mayor cambio en la comparación anual, el cual consistió en aves que ocupan un solo hábitat (el cual correspondía a bosque), se obtuvo las medias de las zonas dentro y las zonas fuera, se realizó una prueba de Fisher y se hizo diagramas de caja a través de RStudio.

El tercer grupo funcional consistió en aves endémicas de la región Tumbesina. Es así que el proceso de análisis consistió en el determinar la riqueza de aves de rango restringido, o endémicas, en cada una de las zonas de estudio y su ilustración en barras por medio de Excel. Tras esto, se determinó las medias de las zonas dentro y fuera, se realizó una prueba de Fisher y se realizó diagramas de caja a través de RStudio.

Finalmente el último grupo funcional analizado consistió en el tamaño de las puestas de las aves. Para el proceso de análisis se identificó los dos grupos que mostraron mayor cambio en el 2000, los cuales fueron aves que poseen puestas de dos a tres huevos y de más de cinco huevos. Una vez identificados ambos grupos, se siguió el mismo proceso realizado en los otros grupos funcionales.

Tras determinar que valores p de significancia estadística obtenidos a través de las pruebas de Fisher fueron más altos que el alfa definido de 0.05, se realizó un análisis de tipo cualitativo de las tendencias mostradas entre las zonas estudiadas.

Curvas de acumulación de especies

En base a las zonas muestreadas en el año 2020 se realizaron curvas de acumulación con los datos obtenidos de abundancia de cada especie. Esto fue realizado por medio del programa EstimateS, a través del estimador Chao1. A la vez se calculó el esfuerzo de muestreo de cada una de las seis zonas de estudiadas con el fin de determinar sus respectivas eficiencias de muestreo y así sentar una línea base que permita el futuro uso del indicador de diversidad y composición funcional avifauna propuesto en este capítulo.

RESULTADOS

Dentro de los muestreos realizados en el año 2020, las curvas de acumulación de especies aún se encuentran en sus fases de crecimiento, es decir que no se ha llegado al número óptimo de muestreos requerido para cubrir la mayor cantidad de especies posibles, de forma que se llegue a la asíntota (Figura 3.1). Las zonas de estudio que contaron con la mayor efectividad de muestreo fueron las dos que tuvieron un total de 4 réplicas, las cuales fueron Puerto Cayo, que contó con un 85.38% de efectividad de muestreo seguido por La Tungurahua con un 71.33%. Mientras que la zona con el menor porcentaje de efectividad de muestreo fue La Playita con un 53.98%, la cual contó con un total de 3 réplicas. Por otro lado, Puerto López, Machalilla y Los Frailes, siendo todas zonas que tuvieron 3 réplicas, contaron con porcentajes de efectividad del 64.29% y 67.59% y 71.29% respectivamente.

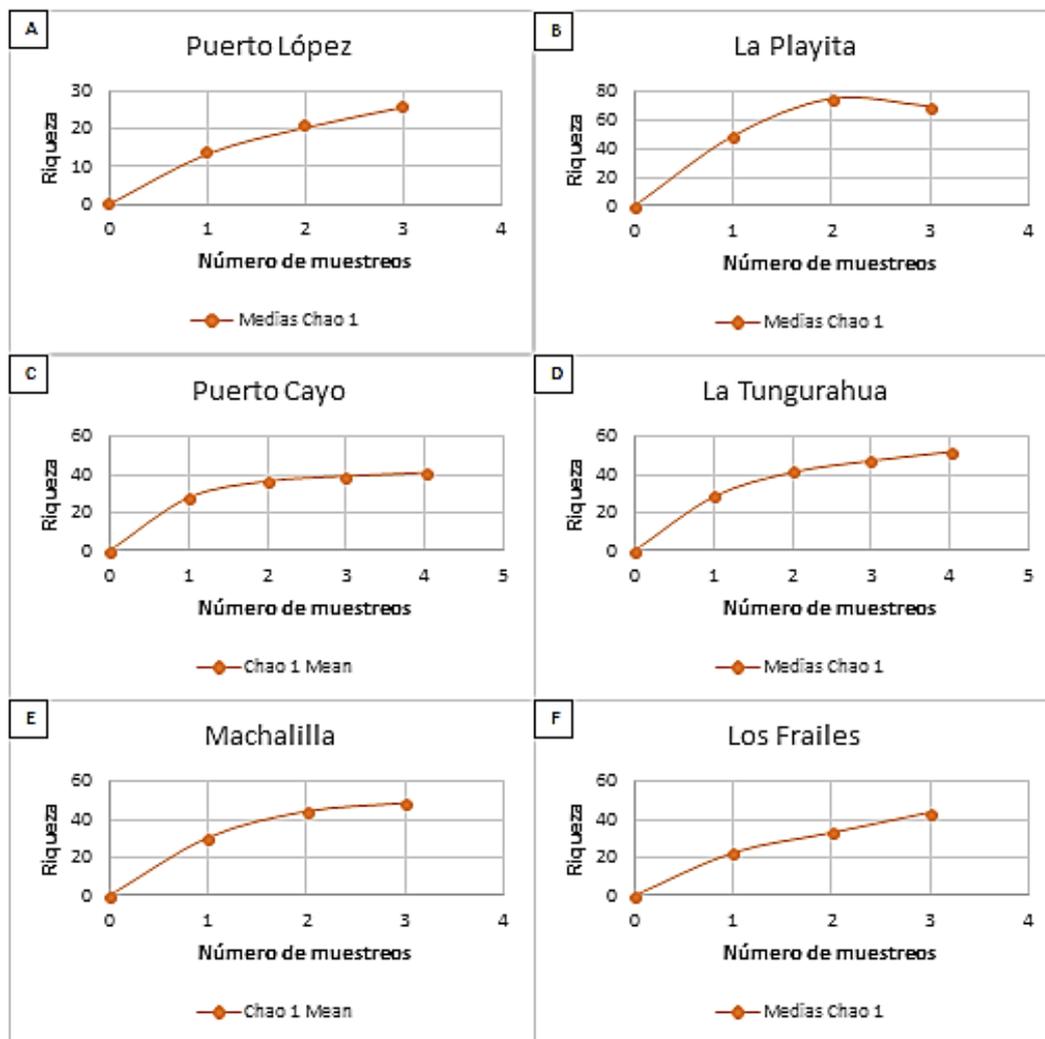


Figura 3.2. Gráfico de dispersión que representa la acumulación estimada de especies realizada por medio de Chao1. Se pueden observar las seis zonas muestreadas en el 2020, al lado izquierdo las zonas fuera del PNM y a la derecha las zonas ubicadas dentro del mismo. Es así que Puerto López se encuentra marcado por A, La Playita con B, Puerto Cayo con C, La Tungurahua con D, Machalilla con E y Los Frailes con F.

Comparación 2000-2020

La riqueza de especies se mostró mayor en el año 2000 en comparación al año 2020, siendo Puerto López y La Tungurahua las zonas de muestreo que contaron con un mayor decrecimiento en el número de especies entre ambos años (Tabla 3.1).

La composición funcional varió ampliamente entre ambos años, pero mostró tendencias de decrecimientos de forma general. De tal forma que en el grupo funcional de alimentación, la categoría de insectívoros fue la que denotó una tendencia de

diminución más clara en comparación a las demás categorías alimenticias, desde el 2000 hasta el 2020, en todas las zonas de estudio (Figura 3.2). La media perteneciente al 2000 fue de 26.75, mientras que la del 2020 fue de 17.75 (Tabla 3.2), a pesar de esto, los diagramas de caja mostraron valores mínimos y máximos que se alejaban de las medias del año contrario (Figura 3.6). Es así que se compararon las zonas por medio de una prueba de Fisher, la cual arrojó un valor p de 0.57 sobre un alfa de 0.05, lo que indica que no existieron diferencias significativas en la riqueza de insectívoros entre ambos años (Tabla 3.2).

De la misma forma, las aves granívoras tuvieron una clara disminución a partir del 2000 hasta el 2020 en todas las zonas muestreadas (Figura 3.2). La media de este grupo en el 2000 fue de 9.25, mientras que la del 2020 fue de 4, y los valores mínimos y máximos difirieron entre ambos años (Tabla 3.2). La prueba de Fisher realizada determinó un valor p de 0.61 con un alfa de 0.05, indicando que no existen diferencias significativas en la riqueza de granívoros de los dos años analizados (Tabla 3.2).

De forma contraria, las aves que presentan una dieta omnívora mostraron un ligero aumento en el 2020 en comparación al 2000 (Figura 3.2). La media obtenida en el 2000 fue de 7.5 mientras que la obtenida en el 2020 fue de 8.5 (Figura 3.6). Tras realizar la prueba estadística de Fisher se determinó que no existen diferencias significativas entre los dos años analizados, obteniendo un valor p de 0.53 (Tabla 3.2)

Por otro lado, en el grupo funcional que compara la cantidad de hábitats ocupados por las aves, Puerto López cuenta con las disminuciones de riqueza más marcadas en relación a otras zonas (Figura 3.3). De la misma manera, las aves que ocupan solo un tipo de hábitat cuentan con una tendencia de disminución de riqueza desde el 2000 (Figura 3.7). Esto se puede observar al comparar las medias de ambos

años, las cuales fueron de 3.5 en el 2000 y de 0.25 en el 2020 (Tabla 3.2). Al realizar la prueba de Fisher para comparar los dos años se obtuvo un valor p de 0.60, lo cual implica que no existen diferencias significativas entre ambos años (Tabla 3.2).

En el grupo funcional que compara los rangos de las aves, se observó una disminución de la riqueza de estas en el caso de las aves de rango restringido del 2000 al 2020, Puerto López y la Tungurahua mostraron una mayor disminución en el número de registros (Figura 3.4). La media de riqueza del 2000 equivale a 17, mientras que la del 2020 a 11 (Tabla 3.2). En base a estos datos, la prueba de Fisher arrojó un valor p de 0.86, lo cual indica que no hay diferencias significativas en la riqueza de aves de rango restringido entre el 2000 y el 2020 (Tabla 3.2).

De la misma manera, en el grupo funcional que relaciona el tamaño de las puestas de las aves con el año de estudio, se observaron dos disminuciones marcadas desde el 2000 al 2020, las cuales se dieron en el caso de las aves que ponen de dos a tres huevos y las que colocan más de cinco (Figura 3.5). Las primeras tuvieron una media de 25 en el 2000 y de 15.5 en el 2020, y obtuvieron un valor P de 0.15 en la prueba de Fisher. Mientras que las aves que ponen más de cinco huevos tuvieron medias de 4 y 1 en el 2000 y 2020 respectivamente, con un valor p de 0.40, de tal forma que ninguno de los dos casos mostró diferencias significativas estadísticamente entre ambos años (Tabla 3.2).

Finalmente, en base a los índices de Jaccard realizados se determinó que el tipo de grupo funcional que mayor cantidad especies compartidas entre ambos años tuvo fue el de especies que cuentan con un rango restringido, compartiendo un 70% de especies. Por otro lado, el grupo funcional que menos especies compartidas tuvo fue el de número

de hábitats que ocupan, específicamente las que ocupan un solo hábitat con un porcentaje del 14% al comparar ambos años.

Tabla 3.1. Comparación de la riqueza de aves obtenida en las cuatro zonas de muestreo en relación a los dos años de estudio.

Ubicación	Año	Riqueza
La Tungurahua	2000	75
	2020	41
La Playita	2000	50
	2020	48
Los Frailes	2000	46
	2020	36
Puerto López	2000	59
	2020	29

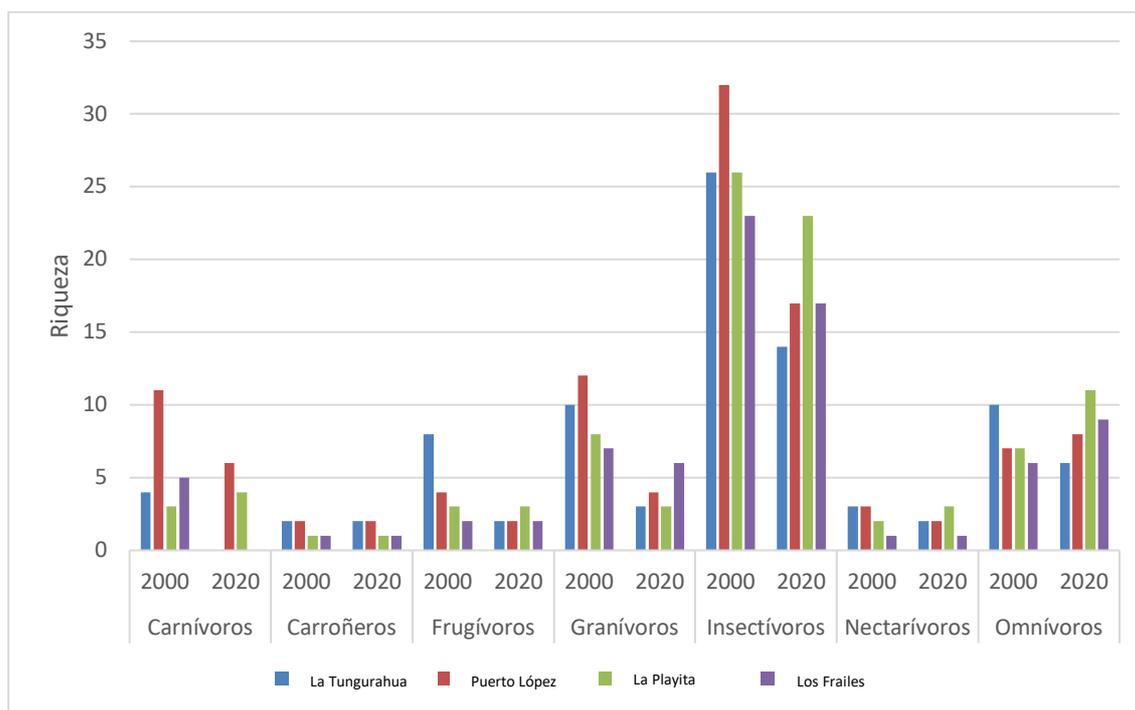


Figura 3.3. Gráfico de barras que representa el grupo funcional de alimentación y cada uno de los 7 gremios definidos en ambos años de estudio. Cada color representa a una de las zonas de muestreo, es así que: La Tungurahua está en color azul, Puerto López en color anaranjado, La Playita en gris y Los Frailes en amarillo.

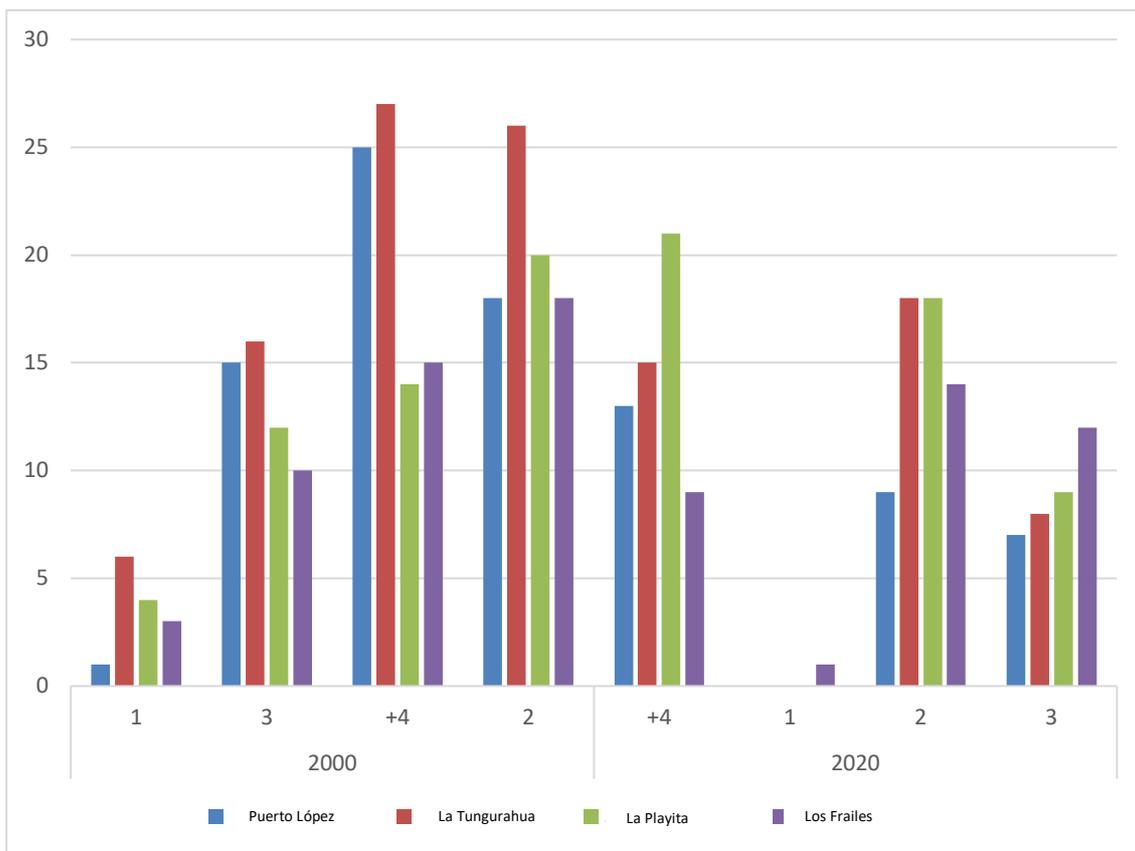


Figura 3.4. Gráfico de barras que representa el grupo funcional de cantidad de hábitats ocupados y la riqueza de cada uno de estos en ambos años de estudio. Cada color representa a una de las zonas de muestreo: La Tungurahua está en color azul, Puerto López en color anaranjado, La Playita en gris y Los Frailes en amarillo.

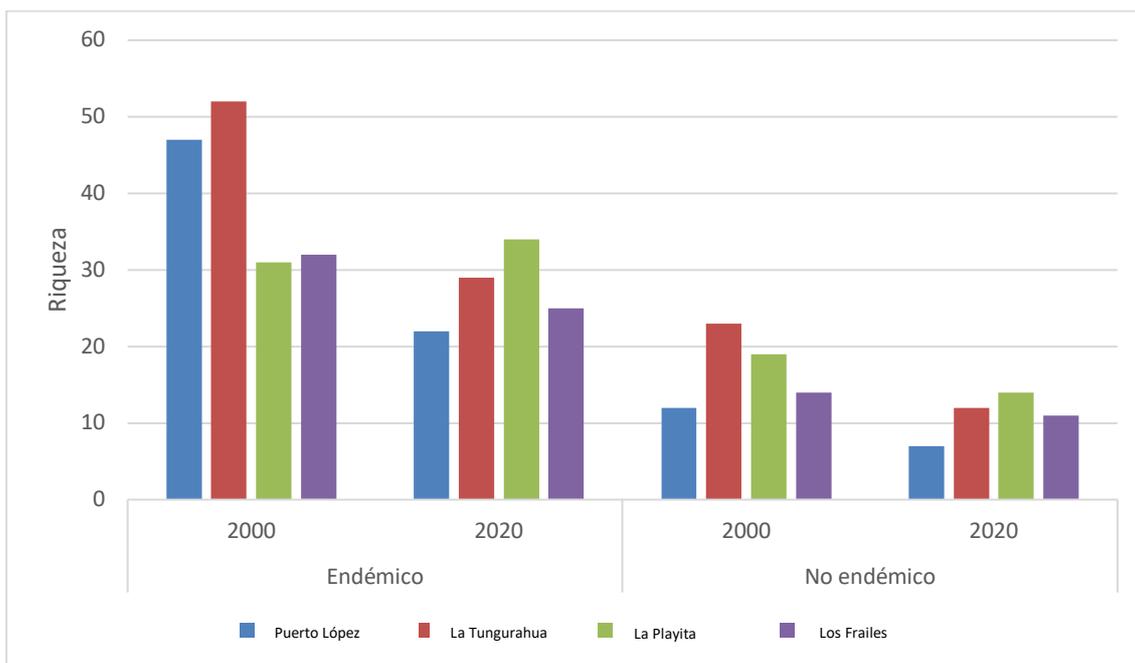


Figura 3.5. Gráfico de barras que representa el tipo de rango de las aves registradas y la riqueza que estos poseen en ambos años de estudio. Cada color representa a una de las zonas de muestreo, es así que: La Tungurahua está en color azul, Puerto López en color anaranjado, La Playita en gris y Los Frailes en amarillo.

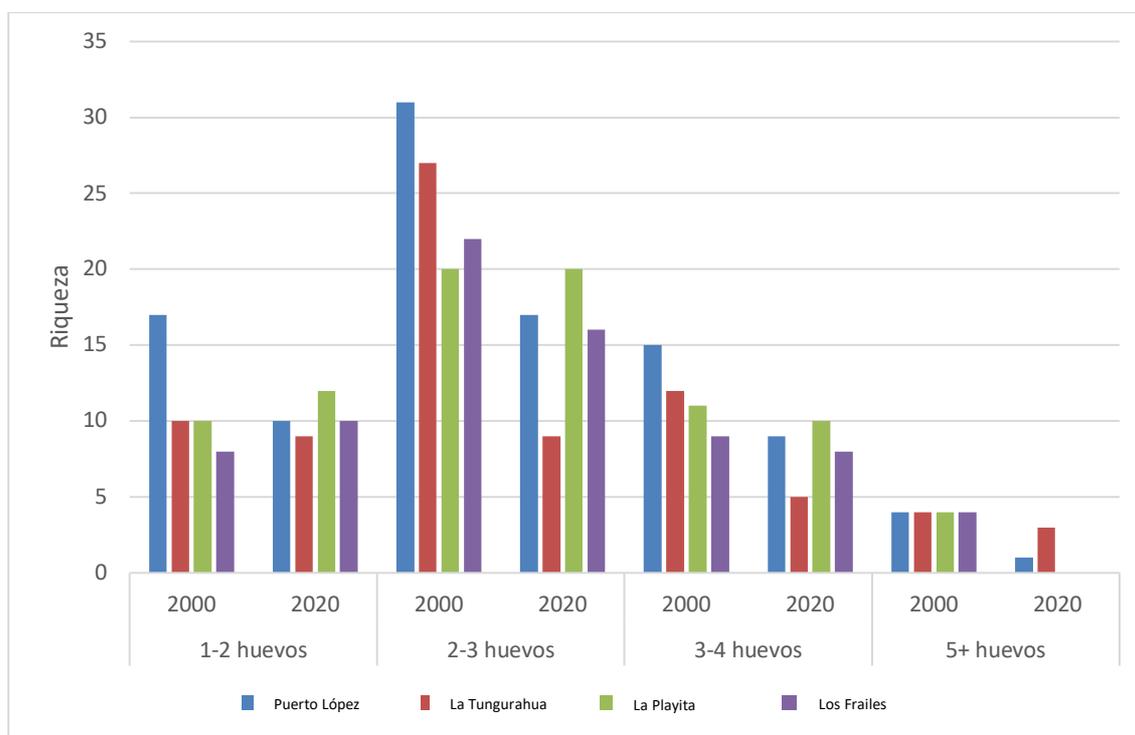


Figura 3.6. Gráfico de barras que representa la cantidad de huevos colocados por puesta y la riqueza de estos en ambos años de estudio. Cada color representa a una de las zonas de muestreo, es así que: La Tungurahua (LT) está en color azul, Puerto López (PL) en color anaranjado, La Playita (PY) en gris y Los Frailes (LF) en amarillo.

Tabla 3.2. Medias obtenidas a partir de la riqueza de cada año de estudio en base a las categorías elegidas de los grupos funcionales planteados. A la vez la tabla contiene los valores P obtenidos a partir de la prueba estadística de Fisher que compara la riqueza de los años 2000 y 2020.

Grupo funcional	Categoría	Media		Prueba de Fisher ($\alpha=0.05$)
		2000	2020	Valor P
Alimentación	Insectívoros	26.75	17.75	0.57
	Granívoros	9.25	4	0.61
	Omnívoros	7.5	8.5	0.53
Tipo de hábitat	Solo bosque	3.5	0.25	0.60
Rango de distribución	Endémicas	17	11	0.86
Tamaño de las puestas	De 2 a 3 huevos	25	15.5	0.15
	Más de 5 huevos	4	1	0.40

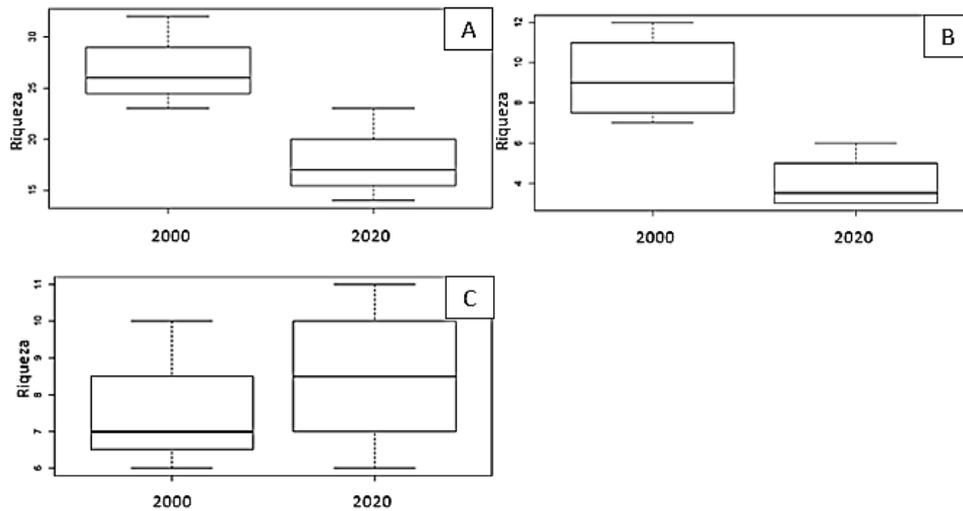


Figura 3.7. Diagramas de caja del grupo funcional de alimentación que relacionan la riqueza de especies en ambos años analizados. El diagrama A representa riqueza, mínimos, máximos y medias de insectívoros, B de granívoros y C de omnívoros.

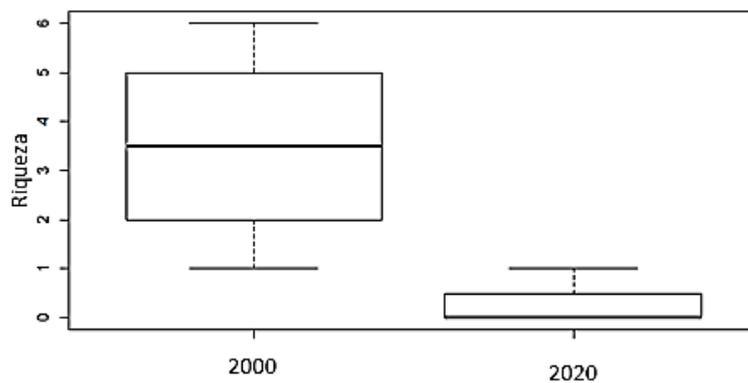


Figura 3.8. Diagramas de caja del grupo funcional de tipo de hábitat que compara la riqueza de especies que ocupan un solo hábitat ambos años analizados.

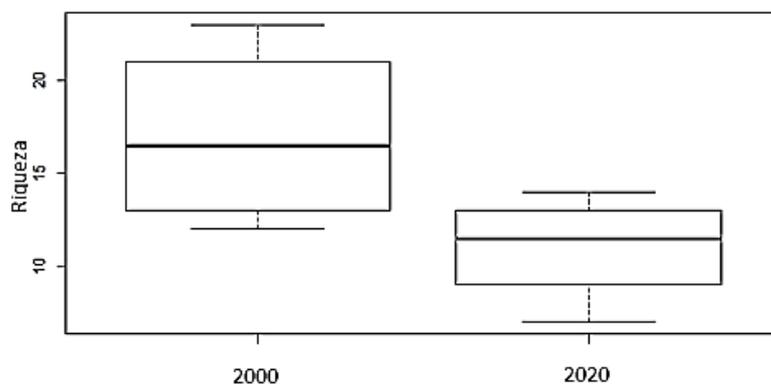


Figura 3.9. Diagramas de caja del grupo funcional de rango restringido que compara la riqueza de especies endémicas de la región Tumbesina en los dos años de estudio.

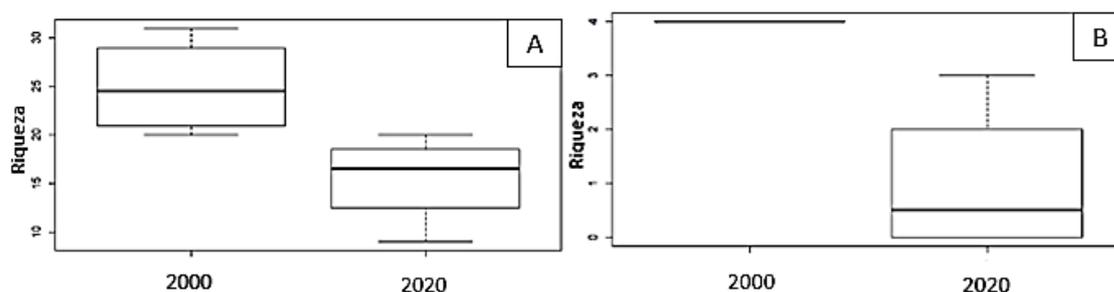


Figura 3.10. Diagramas de caja del grupo funcional de tamaño de las puestas que compara la riqueza de especies que colocan de dos a tres huevos (A) y más de cinco huevos (B).

Tabla 3.3. Riqueza de especies compartidas en ambos años, específicas de cada año y resultados del índice de Jaccard de cada una de las categorías elegidas de los grupos funcionales planteados.

Grupo funcional	Categoría	Solo avistadas en el 2000	Solo avistadas en el 2020	Compartidas en ambos años	Índice de Jaccard
Alimentación	Insectívoros	15	8	26	0,53
	Granívoros	7	2	7	0,44
Tipo de hábitat	Bosque	6	0	1	0,14
Tipo de rango	Endémicas	7	1	19	0,7
Tamaño de la puesta	Puesta de 2-3 huevos	17	8	24	0,49
	Puesta de más de 5 huevos	2	0	3	0,6

Comparación dentro versus fuera del área protegida (2020)

En la comparación de las zonas dentro y fuera del PNM, no se mostró un patrón de diferencias claro. De esta manera, en la comparación de la zona norte, La Tungurahua y Puerto Cayo tuvieron el mismo número de especies; en la zona central, Machalilla (fuera del AP) tuvo un mayor número de especies en comparación a Los Frailes (dentro); y dentro de la zona sur, Puerto López (fuera) tuvo menor riqueza que

La Playita (dentro) (Tabla 3.4). A la vez, se comparó el número de especies compartidas en ambas zonas y el número de especies avistadas únicamente dentro o fuera del AP, obteniendo un índice de Jaccard total de 0.58, que equivale a un 58% de especies compartidas (Tabla 3.5). En relación al dendrograma realizado en base a los índices de Jaccard obtenidos, se pudo observar una mayor similitud entre Puerto López y Los Frailes con un valor de Jaccard de 0.82. Mientras que las zonas de La playita y La Tungurahua (dentro del PNM) se agruparon con una similitud de 0.78, y Puerto Cayo y Machalilla (fuera del PNM) formaron otro grupo con un índice de 0.74 (Figura 3.19).

Primero se analizó el grupo funcional de alimentación y los grupos que mayor cambio presentaron entre ambas zonas fueron los insectívoros (Figura 3.10). Estos mostraron un decrecimiento en el número de registros de especies en las zonas fuera del parque, las medias obtenidas fueron de 8.33 fuera del área protegida y 12 dentro (Figura 3.14). Al realizar la prueba de Fisher para comparar ambas zonas se obtuvo un valor p de 1, lo cual implica que no existieron diferencias significativas entre ambas zonas (Tabla 3.6).

A la vez al analizar la cantidad de hábitats que ocupan las aves se observó el mismo número de aves tanto dentro como fuera del parque, siendo así la media de la riqueza de las dos zonas fue de un total de 1, demostrando que no existen diferencias en el número de registros realizados en ambas zonas de muestreo (Figura 3.15).

Por otro lado, en el grupo funcional de rango restringido, las aves que poseen los rangos limitados a la región Tumbesina mostraron un decrecimiento en las zonas norte y sur, siendo la riqueza mayor en las zonas dentro del PNM, mientras que en la zona central no existieron diferencias entre las zonas analizadas (Figura 3.12). Al realizar la

prueba de Fisher se determinó un valor p de 1, lo cual indica que no existen diferencias significativas entre las zonas dentro y fuera del Parque (Figura 3.16).

Finalmente, el grupo funcional que compara el tamaño de las puestas de las aves, mostró una disminución en la riqueza de las aves que ponen de dos a tres huevos, ya que la zona dentro del parque posee una media de 18 y la zona fuera de éste tiene una media de 12.33. Al realizar la prueba de Fisher el valor p fue de 1, indicando que no hay diferencias significativas entre las zonas (Tabla 3.6). En el caso de las aves que colocan más de cinco huevos se observó una mayor riqueza de aves en las zonas fuera del AP, con una media de 1.67, mientras que la zona dentro del Parque obtuvo una media de 1 (Figura 3.17). Las zonas que más diferencias mostraron fueron la central y la sur que no contaron con ningún registro de especies que tengan puestas de más de cinco huevos dentro del PNM. Al realizar la prueba de Fisher se obtuvo un valor P de 0.33 que indica que no hay diferencias significativas entre las zonas (Tabla 3.6).

Tabla 3.4. Riqueza y resultados del índice de Shannon de diversidad alfa de cada una de las zonas de muestreo dividida en base a su ubicación en relación al Parque Nacional Machalilla.

Ubicación	Zona de muestreo	Riqueza	Diversidad alfa
Dentro	La Playita	48	3,08
Fuera	Puerto López	29	2,41
Dentro	La Tungurahua	41	2,64
Fuera	Puerto Cayo	41	2,76
Dentro	Los Frailes	36	2,46
Fuera	Machalilla	39	2,64

Tabla 3.5. Riqueza de especies compartidas en tanto fuera como dentro del Parque Nacional, específicas de cada zona y resultados del coeficiente de Jaccard.

Riqueza		Índice de Jaccard
Especies solo avistadas fuera	12	0.58
Especies solo avistadas dentro	24	
Especies compartidas	50	

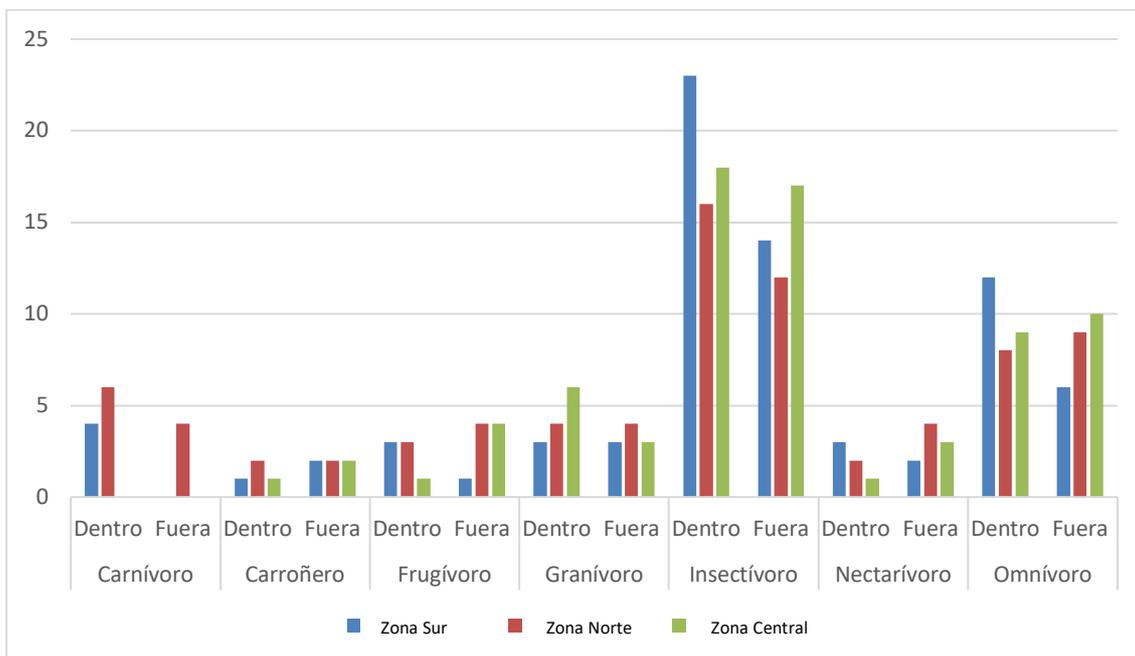


Figura 3.11. Gráfico de barras que compara el tipo de alimentación en relación a la ubicación (dentro y fuera) del PNM. La zona sur graficada con color azul, representando a Puerto López y La Playita; la zona norte con color anaranjado siendo Puerto Cayo y La Tungurahua; y con color gris la zona central representando a Machalilla y Los Frailes.

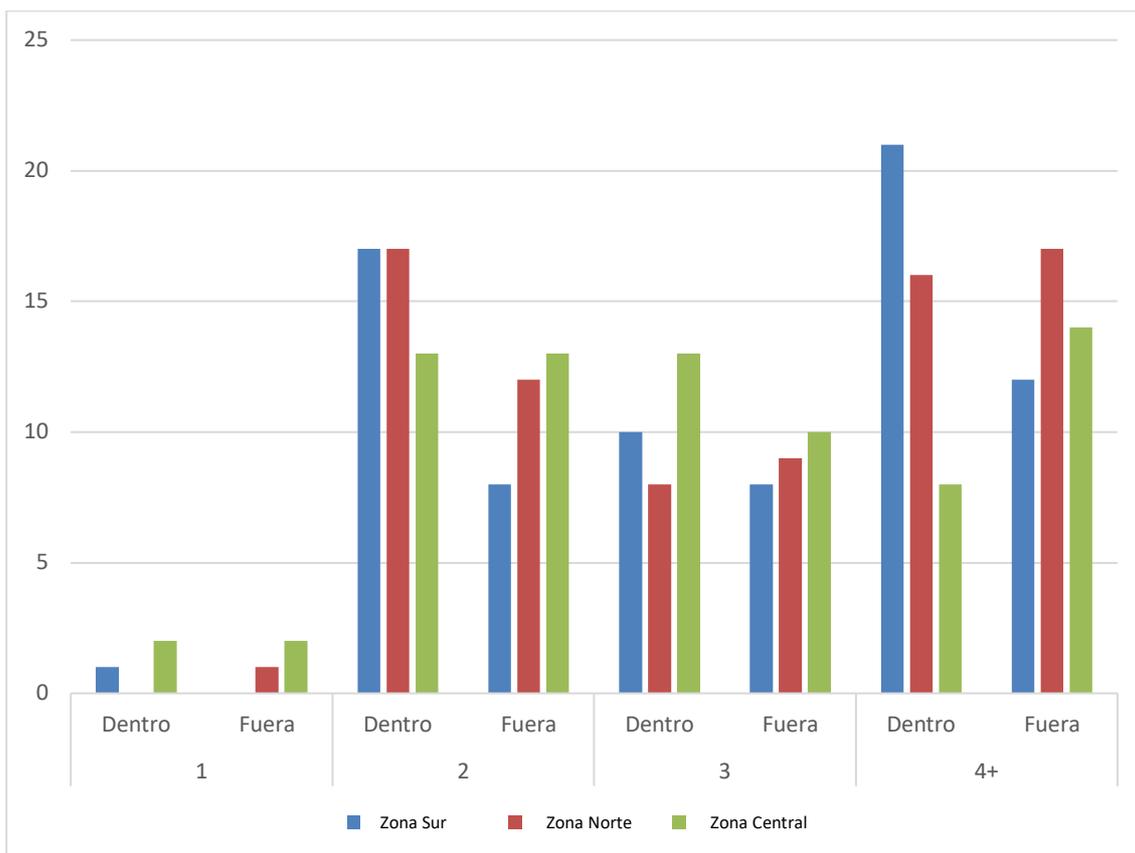


Figura 3.12. Gráfico de barras que compara la cantidad de hábitats que ocupan las aves en relación a la ubicación (dentro y fuera) del PNM. La zona sur graficada con color azul, representando a Puerto López y La Playita; la zona norte con color anaranjado siendo Puerto Cayo y La Tungurahua; y con color gris la zona central representando a Machalilla y Los Frailes.

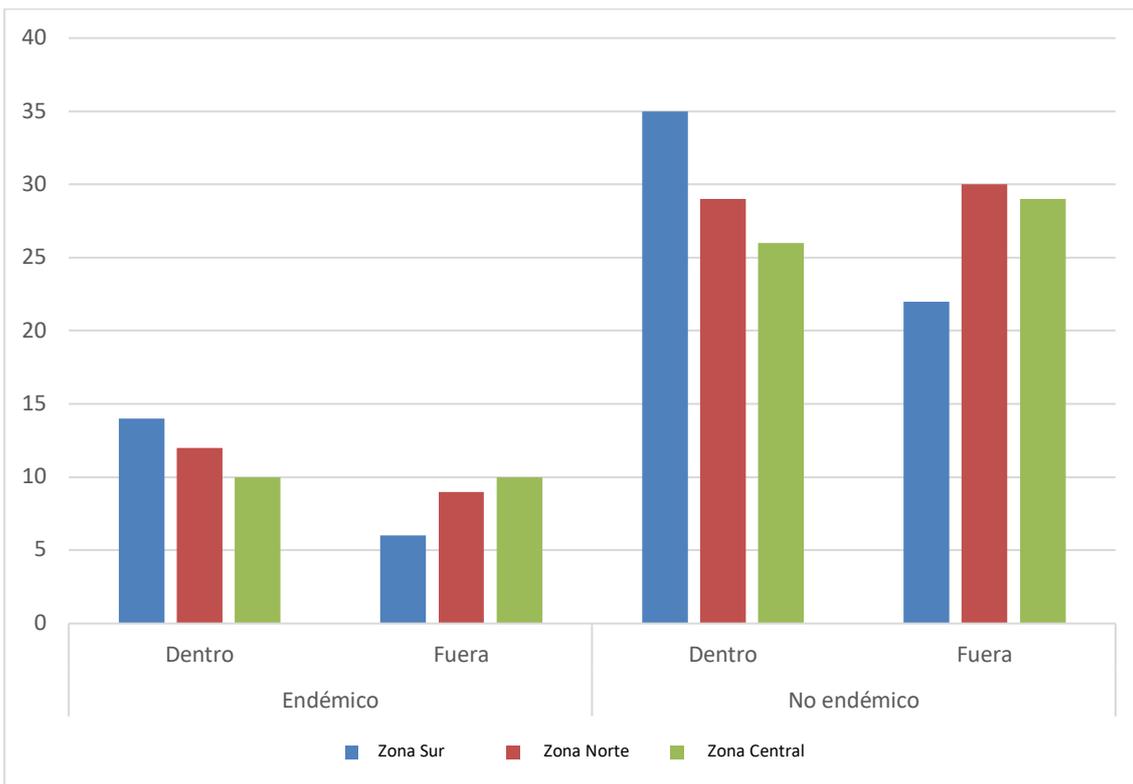


Figura 3.13. Gráfico de barras que compara las aves de rango restringido (o endémicas) y las no endémicas de la región Tumbesina (dentro y fuera) del PNM. La zona sur graficada con color azul, representando a Puerto López y La Playita; la zona norte con color anaranjado siendo Puerto Cayo y La Tungurahua; y con color gris la zona central representando a Machalilla y Los Frailes.

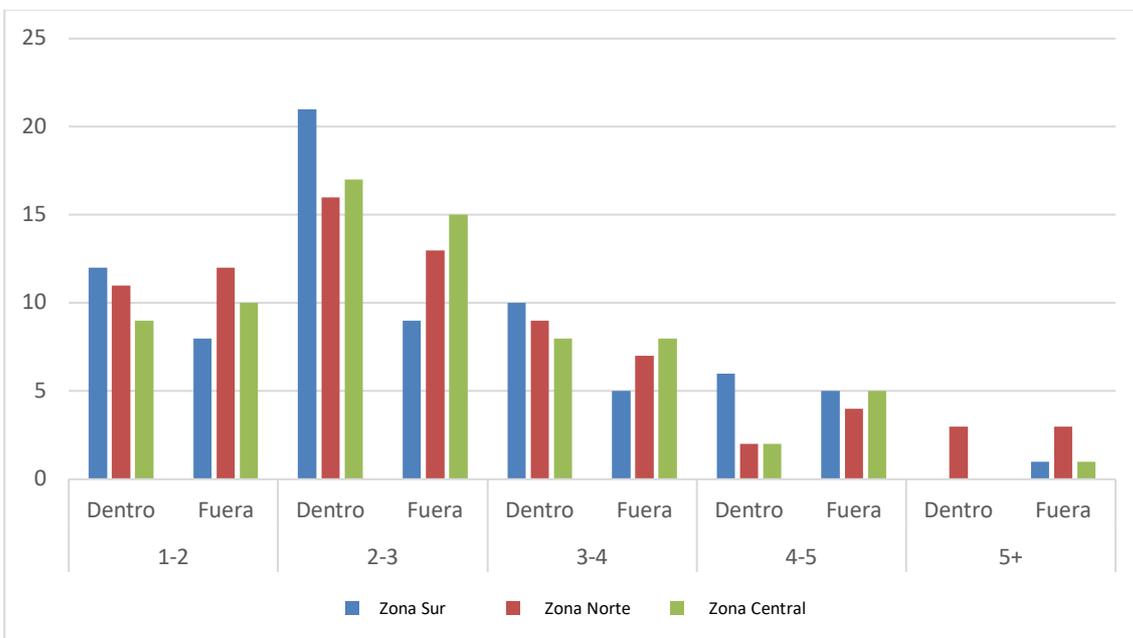


Figura 3.14. Gráfico de barras que compara el tamaño de las puestas de las aves dentro y fuera del PNM. La zona sur graficada con color azul, representando a Puerto López y

La Playita; la zona norte con color anaranjado siendo Puerto Cayo y La Tungurahua; y con color gris la zona central representando a Machalilla y Los Frailes.

Tabla 3.6. Tabla que indica las medias de riqueza de especies tanto dentro como fuera del área protegida e indica los valores P obtenidos en la prueba estadística de Fisher en base a las categorías elegidas de los grupos funcionales analizados.

Grupo funcional	Categoría	Media		Prueba de Fisher ($\alpha=0.05$)
		Fuera	Dentro	Valor P
Alimentación	Insectívoros	8.33	12	1
	Granívoros	3.33	4.33	1
Tipo de hábitat	Solo bosque	1	1	1
Rango de distribución	Endémicas	8.33	12	1
Tamaño de las puestas	De 2 a 3 huevos	12.33	18	1
	Más de 5 huevos	1.67	1	0.33

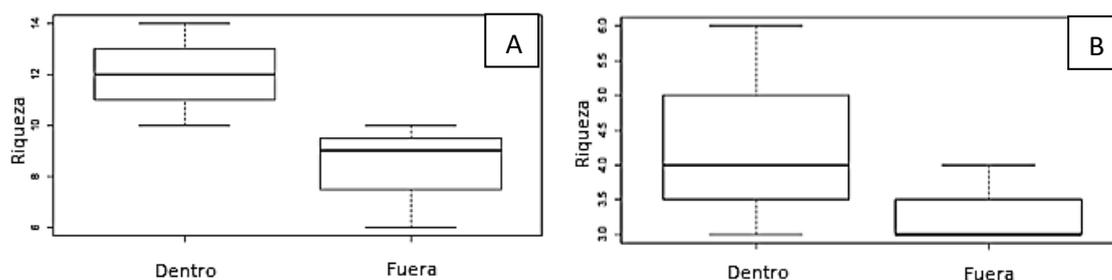


Figura 3.15. Diagramas de caja del grupo funcional de alimentación que relacionan la riqueza de especies dentro y fuera del PNM. El diagrama A representa riqueza, mínimos, máximos y medias de insectívoros y B de granívoros.

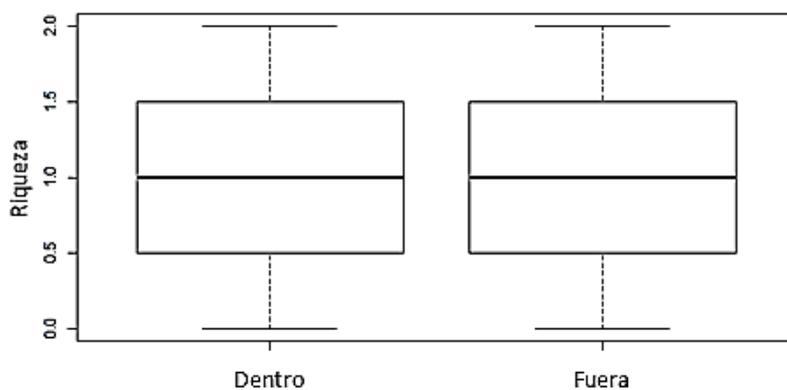


Figura 3.16. Diagramas de caja de la riqueza de especies que solo habitan en un tipo de hábitat dentro y fuera del Parque Nacional.

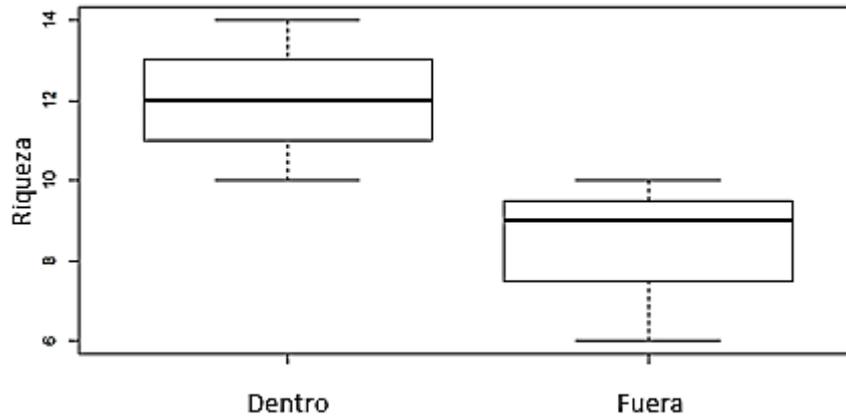


Figura 3.17. Diagramas de caja de la riqueza de especies endémicas de la región Tumbesina dentro y fuera del Parque Nacional.

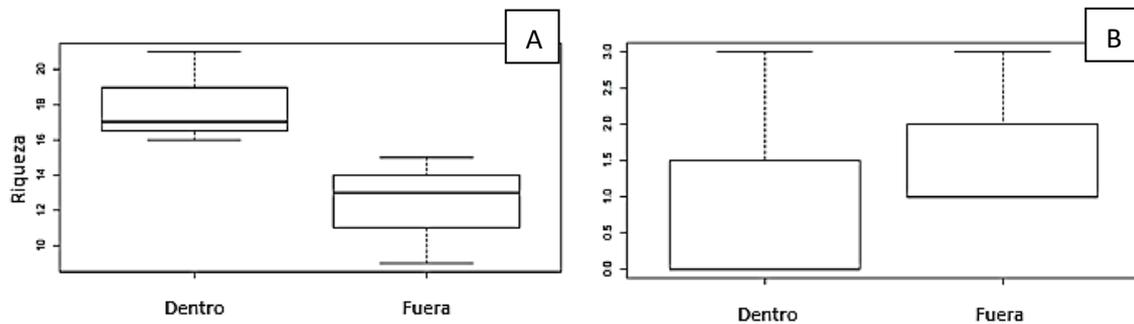


Figura 3.18. Diagramas de caja del grupo funcional de tamaño de las puestas que compara la riqueza de especies que colocan de dos a tres huevos (A) y más de cinco huevos (B).

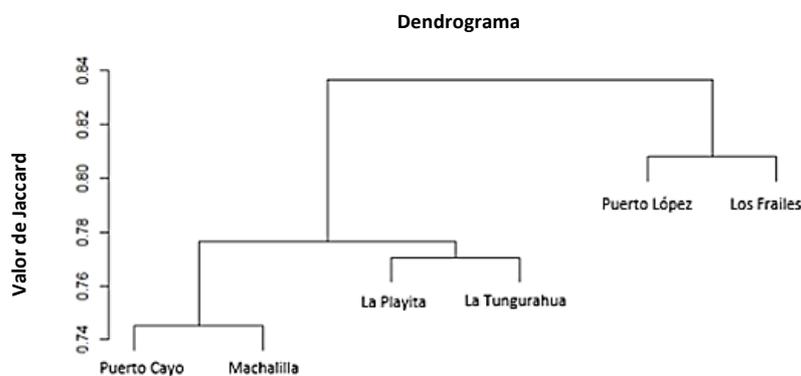


Figura 3.19. Dendrograma elaborado en base al índice de Jaccard que compara las especies compartidas y únicas entre las zonas dentro y fuera del Parque Nacional Machalilla.

DISCUSIÓN

El sistema actual de áreas protegidas ha presentado una serie de desafíos, los cuales han sido mencionados en los capítulos previos, dando paso a complicaciones al momento de cumplir sus objetivos de conservación. En este estudio hemos determinado un indicador de tipo biológico representado por la avifauna del Parque Nacional Machalilla que permite identificar su relación con cambios y degradación de hábitat en la zona de estudio. El análisis de avifauna dentro del PNM es esencial considerando que la región Tumbesina (que atraviesa tanto Ecuador como Perú), tiene la mayor riqueza de aves endémicas en comparación a cualquier otra EBA de América del Sur. Comprendiendo un total de 55 especies con rangos de distribución menores a 50.000 kilómetros cuadrados. De tal manera los cambios de hábitat tienen fuertes influencias en las poblaciones de estas aves (Best & Kessler, 1995). Debido a su limitación a la región, estas especies son mucho más vulnerables a cambios de hábitats, y por ende su estudio es fundamental para determinar efectividad de áreas protegidas y destinar esfuerzos de conservación (Becker & López-Lanus, 1997).

A pesar de la importancia de las aves de rangos restringidos, este estudio abarcó otro tipo de grupos funcionales debido a que las aves tienden a utilizarse como bioindicadores debido a su susceptibilidad ante cambios ambientales y sus roles ecológicos clave (en el caso de varias especies) (Temple & Wiens, 1989).

Es así que la fase inicial de este estudio se centró en la cantidad de muestreos necesaria para cubrir la mayor cantidad de especies posible. En base a los resultados obtenidos en las curvas de acumulación de especies, es necesario considerar que el número de muestreos no llegó a su cantidad óptima, lo cual tuvo una influencia en los valores *p* obtenidos al momento de los análisis estadísticos, ya que estos no

determinaron diferencias estadísticamente significativas. A la vez, es necesario tomar en cuenta que las diferencias entre los esfuerzos de muestreo del 2000 y del 2020 son un factor limitante al momento de comparar riqueza de los grupos funcionales. A pesar de esto, varias tendencias bastante claras pudieron ser identificadas de forma cualitativa mediante la comparación de medias, mínimos y máximos de las áreas analizadas dentro y fuera del Parque Nacional y en ambos años de estudio.

Una de las tendencias observadas tanto en la comparación anual como en las comparaciones dentro y fuera del área protegida, fue la disminución en la riqueza de insectívoros en las zonas externas al PNM en comparación a las zonas que se encontraban dentro de sus límites; y también un decrecimiento en la riqueza en las zonas de muestreo del 2020 en relación a las del 2000. La disminución de insectívoros se ha registrado previamente en áreas que han sufrido de presiones humanas (Greve & otros, 2011; Sekercioglu & otros, 2002). Las poblaciones de insectívoros tienden a deteriorarse conforme aumentan los cambios de hábitat, principalmente en zonas agrícolas, debido al incremento en el uso de pesticidas. Esto guarda relación con los resultados obtenidos en el capítulo de cobertura vegetal, ya que a partir del 2000 se ha generado un aumento de las zonas agrícolas dentro del área de estudio. Por otro lado, la diferencia obtenida en relación a las zonas internas y externas del Parque Nacional, mostró una riqueza mayor dentro de los límites del área protegida lo cual podría estar relacionado a una mejor calidad de hábitat debido a la protección y monitoreo que se realizan dentro del PNM (Greve & otros, 2011; Gray & otros, 2007; Fischer & otros, 2007). Es necesario tomar en cuenta que al hacer el análisis de insectívoros especie por especie, fue posible identificar que el 90.91% de especies que pudieron ser avistadas en ambos años de estudio fueron especies que tienen una alta tolerancia a cambios de

hábitat o incluso se benefician de hábitats con disturbios, prevalencia que se ha demostrado en estudios previos (Bonier y otros, 2007; O'Dea & Whittaker, 2006).

Otro grupo que presentó un patrón de disminución de riqueza, principalmente entre el 2000 y el 2020 fueron los granívoros. Entre ambos años se pudo identificar una disminución de la media de riqueza del grupo. A pesar de esto, la comparación realizada en las zonas dentro y fuera del PNM, mostró el mismo número de especies en las zonas Sur y Norte del estudio, mientras que la zona central mostró un decrecimiento en el número de registros realizados en las zonas fuera del AP en comparación a las zonas dentro de esta. Contrario a esto, de acuerdo con estudios realizados previamente, especies granívoras tienden a incrementar conforme las presiones antropogénicas aumentan, debido a su capacidad de adaptación hacia cambios de hábitat (Gray & otros, 2007; Fischer & otros, 2007).

En relación al grupo funcional que analizaba el número de hábitats que las aves ocupan, el grupo que mostró mayores diferencias entre el 2000 y el 2020 fue el de las aves que solo se encuentran en un tipo de hábitat, específicamente en hábitats de bosque. Entre los dos años se pudo observar una disminución en los registros de este tipo de aves. En el caso de la comparación realizada entre las zonas dentro y fuera del PNM, el máximo de aves observadas en ambas ubicaciones fue de 2, siendo así la media de la riqueza de 1. La disminución de aves que ocupan solo hábitats de bosque se encuentra directamente relacionada con la disminución de cobertura vegetal que ha sufrido la zona de estudio en los últimos años, dentro y fuera del área protegida (Sekercioglu, 2012; Tschardtke & otros, 2008; Oostra & otros, 2008). El identificar ésta relación entre la disminución de riqueza de avifauna y el decrecimiento de las zonas bosque, demuestra el papel trascendental que la conservación efectiva juega a través del establecimiento de áreas protegidas.

Al analizar el grupo funcional compuesto por las aves de rango restringido a la región Tumbesina, entre el 2000 y 2020 solo se identificaron disminuciones en dos localidades, que fueron la Tungurahua y Puerto López. Las otras dos zonas analizadas, es decir, La Playita y Los Frailes no mostraron un cambio en la riqueza de especies entre ambos años. En la comparación realizada entre las zonas dentro y las que se encuentran fuera del AP, se identificaron disminuciones en la riqueza de las zonas Sur y Norte analizadas, mientras que la central mantuvo el mismo número de especies entre las dos localidades. A pesar de esto, las zonas dentro del PNM mostraron un mayor número de especies de rango restringido en comparación a las zonas fuera de este. De acuerdo con la literatura, la disminución de especies de rango restringido se encuentra ligada a posibles cambios de hábitat y paisaje, dado que estas aves son altamente susceptibles a estas alteraciones. La disminución de riqueza en Puerto López y La Tungurahua (localidades que coinciden con las zonas Sur y Norte de la comparación realizada dentro y fuera del PNM) y en las zonas fuera del PNM puede encontrarse a los cambios de cobertura vegetal y el aumento de presiones antropogénicas que estas áreas han sufrido en los últimos años. Un menor número de registros de especies fuera del AP puede estar relacionado con la protección con la que esta cuenta en comparación a las zonas localizadas fuera de la misma (Sekercioglu, 2012; Trindade-Filho, 2012; Oostra & otros, 2008).

La categorización según el tamaño de las puestas de las aves fue otro de los grupos funcionales analizados. Los grupos que tuvieron una mayor disminución entre los años estudiados fueron los de las aves que ponen entre 2 y 3 huevos, y las que ponen más de cinco huevos. Esta tendencia no fue clara en el análisis de las zonas dentro vs las zonas fuera del PNM ya que las zonas Sur y Central mostraron un aumento en la riqueza en las zonas fuera del AP de las aves que ponían más de 5 huevos y una

disminución en las zonas fuera del AP de las que ponían entre 2 y 3 huevos. Este es un factor que podría ser considerado dentro del indicador pero requiere un mayor número de muestreos, con la finalidad de establecer patrones más claros de aumento o disminución de especies (Sekercioglu, 2012).

A lo largo de los 20 años de estudio, uno de las tendencias que se pudo determinar con mayor claridad, fue la observada en La Tungurahua y en Puerto López. Ambas localidades, mostraron la disminución más grande de riqueza general y funcional, específicamente de insectívoros y frugívoros, y de aves de rango restringido entre los dos años analizados. Estas disminuciones guardan una estrecha relación con observaciones realizadas en campo, las cuales determinan que las zonas con mayor daño y presión ambiental son las localidades mencionadas; lo cual a su vez, puede corroborarse por medio del análisis de cobertura vegetal y uso de suelo realizado a través de sensores remotos en el capítulo 2, el cual determinan presiones antropogénicas mayores en la zona norte del PNM y también en la zona sur, específicamente en el poblado de Puerto López. Se debe considerar que La Tungurahua se encuentra dentro del área protegida y al ser de las zonas más afectadas pone en duda la efectividad del área protegida de conservar biodiversidad, principalmente en su zona Norte.

El cambio en la riqueza en los grupos funcionales analizados, puede estar relacionado con cambios de hábitat, incremento de presiones antropogénicas e inclusive los cambios en el tipo de vegetación que han surgido en los 20 años de estudio, dentro y fuera del Parque Nacional Machalilla. Es así que tomar en cuenta factores como la ecología de las aves y su historia natural pueden ser esenciales al momento de determinar alteraciones de hábitat (Sekercioglu, 2012). En términos de conservación estos datos reflejan problemas en la efectividad del Parque Nacional Machalilla para proteger la diversidad y riqueza de la composición funcional de avifauna,

principalmente en la zona norte y sur del área protegida. Estas fueron las zonas que mostraron un mayor cambio negativo en riqueza tanto en las comparaciones temporales como en las espaciales (dentro y fuera del AP). La identificación de las zonas más afectadas es crucial para la destinación de mayores esfuerzos de conservación y monitoreo con el fin de proteger la diversidad y riqueza de aves en el PNM.

CONCLUSIONES

El presente trabajo de titulación propone tres indicadores que permitan determinar la efectividad de áreas protegidas. Estos son: manejo, cobertura vegetal y diversidad y composición funcional de avifauna. Utilizando como caso de estudio el Parque Nacional Machalilla en la provincia de Manabí, Ecuador.

Es así que este trabajo concluye que la efectividad del Parque Nacional Machalilla, en relación a la evaluación de manejo ha presentado disminuciones porcentuales en todas las categorías evaluadas desde el 2011 hasta el 2019. Igualmente, la evaluación de cobertura vegetal desde 1990 hasta el 2016 denotó una ineficiencia en la efectividad del área protegida para aminorar deforestación dentro de sus límites, al no demostrar diferencias de disminución en la deforestación en comparación a las zonas externas al Parque Nacional. Finalmente en la evaluación realizada sobre la avifauna del área protegida, se observó una disminución en la composición funcional del grupo estudiado entre los años 2000 y 2020, lo cual puede estar relacionado a una disminución en la efectividad del PNM o a la cantidad de muestreos realizados en el último año mencionado.

A su vez, en base a este estudio podemos concluir que el determinar la efectividad de áreas protegidas es de alta importancia debido a que estas son la primera línea de acción de protección de biodiversidad mundialmente, y el identificar su efectividad es una forma de rendición de cuentas y de recopilación de información para realizar mejoras en la conservación de la diversidad biológica a futuro.

El establecimiento de indicadores de tipo biológico, como son la cobertura vegetal y la diversidad y composición funcional de avifauna, es esencial para determinar la efectividad de áreas protegidas de una manera más completa y holística, considerando

que las áreas protegidas son creadas inicialmente con fines de conservación in situ de diversidad biológica.

El considerar costo-efectividad de los indicadores propuestos es trascendental para que su aplicación sea factible, principalmente debido a los recortes presupuestarios a los que las áreas protegidas han sido sometidas en los últimos años. Debido a que se necesita que se realicen de forma periódica y en diferentes áreas protegidas, la costo-efectividad ayudaría a garantizar la prevalencia de la aplicación de estos indicadores en el tiempo.

De esta manera el indicador de manejo es un indicador costo-efectivo, de aplicación rápida, da paso a un manejo de tipo adaptativo dentro del área protegida e identifica las prioridades de trabajo. Paralelamente, el indicador de cobertura vegetal demostró ser un indicador costo efectivo, debido a que los programas utilizados para el análisis son plataformas de acceso libre; es replicable, una vez que se establezca una metodología clara con la que trabajar; y permite analizar diferentes años y zonas de estudio, lo cual lo vuelve aplicable para diferentes áreas protegidas. Asimismo, el indicador de avifauna tiene potencial de ser costo efectivo siempre y cuando sea aplicado por personas locales del área que está siendo estudiada; es de fácil aplicación, debido a que las aves son un grupo de avistamiento sencillo y con amplia información en la literatura; y es altamente confiable una vez establecidos los protocolos para el muestreo.

RECOMENDACIONES

Este trabajo, tanto en su fase de análisis como en su fase de campo, ha permitido identificar recomendaciones esenciales para la potencial aplicación e incorporación de los indicadores biológicos a futuro en las Evaluaciones de Efectividad de Manejo del Parque Nacional Machalilla y otras áreas protegidas. De tal forma que las recomendaciones establecidas son las siguientes:

La adición de indicadores biológicos a las evaluaciones de efectividad es esencial con el fin de tener una comprensión más adecuada y completa de la realidad de la efectividad del área protegida.

El análisis de cobertura vegetal debe contar con un análisis de degradación de hábitat y no solo de deforestación, de tal forma que se tenga información más completa acerca de la calidad de la vegetación que se encuentra dentro del área protegida.

El análisis de riqueza y diversidad de avifauna requiere ser complementado con estudios de diversidad funcional de aves, con la finalidad de tener un entendimiento más claro del incremento o disminución de avifauna a lo largo del tiempo y su relación con la efectividad del AP. Por otro lado, los muestreos deben realizarse en zonas más cercanas al núcleo del área protegida de tal forma que se disminuyan posibles efectos de borde.

La toma de datos de todos los indicadores mencionados debe ser realizada de forma periódica y continua, de tal manera que se puedan realizar comparaciones y análisis de años de estudio previos para tener una mejor comprensión de la efectividad del área protegida.

REFERENCIAS

- Acuerdo Ministerial N° 006. *Gratuidad en áreas protegidas*. Registro Oficial de la República del Ecuador. Quito, Ecuador, 12 de septiembre de 2017.
- Acuerdo Ministerial N° 30. *Crea la red de áreas marinas y costeras protegidas del Ecuador*. Registro Oficial de la República de Ecuador 77, Quito, Ecuador, 12 de septiembre de 2017.
- Andam, K.S., Ferraro, P.J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G.A. Camp; Robalino, J.A. (2008) Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105,16089–16094. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800437105>
- Andrello, M., Jacobi, M. N., Manel, S., Thuiller, W., & Mouillot, D. (2015). Extending networks of protected areas to optimize connectivity and population growth rate. *Ecography*, 38(3), 273–282. <https://doi.org/10.1111/ecog.00975>
- Becker, C. D., & Ágreda, A. (2005). Bird community differences in mature and second growth garúa forest in Machalilla National Park, Ecuador. *Ornitología Neotropical*, 16, 297-319.
- Becker, C. D., & López-Lanús, B. (1997). Conservation value of a Garúa forest in the dry season: a bird survey in Reserva Ecológica de Loma Alta, Ecuador. *Cotinga*, 8, 66-74.
- Best, B., & Kessler, M. (1995). *Biodiversity and conservation in Tumbesian Ecuador and Peru* (Vol. 218, pp. 1940-0829). Cambridge, England: BirdLife International. Recuperado el 12 de mayo de 2020 desde: https://pavaaliblanca.weebly.com/uploads/5/0/3/0/50301069/best_kessler.pdf

- Blanco, L. J., Aguilera, M. O., Paruelo, J. M., & Biurrun, F. N. (2008). Grazing effect on NDVI across an aridity gradient in Argentina. *Journal of Arid Environments*, 72(5), 764–776. doi:10.1016/j.jaridenv.2007.10.003
- Bonier, F., Martin, P. R., & Wingfield, J. C. (2007). Urban birds have broader environmental tolerance. *Biology letters*, 3(6), 670-673.
<https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0349>
- Bovarnick, A., Fernandez-Baca, J., Galindo, J., & Negret, H. (2010). Financial sustainability of protected areas in Latin America and the Caribbean. *UNDP/TNC*.
- Bravo, M., Bigué, M., & Vinuesa, D. (2016). *Plan Nacional de Control y Vigilancia de Áreas Marino Costeras Protegidas de Ecuador Continental*. Programa Marino de WildAid, Ministerio del Ambiente MAE.
- Brun, C., Cook, A.R., Lee, J.S.H., Wich, S.A., Koh, L.P. & Carrasco, L.R. (2015) Analysis of deforestation and protected area effectiveness in Indonesia: a comparison of Bayesian spatial models. *Global Environmental Change*, 31, 285–295. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.02.004>
- Chander, G., Markham, B. L., & Helder, D. L. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote sensing of environment*, 113(5), 893-903.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320(5882), 1458–1460.
<https://doi.org/10.1126/science.1155365>

- Cisneros-Heredia, D. F. (2006). Amphibians, Machalilla National Park, province of Manabí, western Ecuador. *Check List*, 2(1), 45.
<https://doi.org/10.15560/2.1.45>
- Conservación Internacional, & Ministerio del Ambiente Ecuador. (2012). *Evaluación efectiva de manejo de cinco áreas protegidas marinas y costeras del Ecuador continental*. 45. Recuperado el 8 de abril del 2020 desde:
<http://conservation.org.ec/wp-content/uploads/2013/09/Evaluación-de-Efectividad-de-Manejo-de-cinco-APMC-to-PDF-FINAL-2011-2-1.pdf>
- Congress, W. P. (2003). Protected Area Assessments in Perspective. *BioScience*, 53(9), 819–822. [https://doi.org/10.1641/00063568\(2003\)053\[0819:PAAIP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/00063568(2003)053[0819:PAAIP]2.0.CO;2)
- Naciones Unidas. (1992). *Convenio sobre la diversidad biológica*. 1–34.
- Conservación Internacional. (2017). *Manejo integrado de espacios marinos y costeros de alto valor para la biodiversidad en el Ecuador continental*. Recuperado el 11 de abril del 2020 desde: <http://conservation.org.ec/wp-content/uploads/2017/09/GPGF-0013-Planes-de-Manejo-AMCP-1.pdf>
- Corporación Andina de Fomento. (2000). *El fenómeno el niño 1997-1998 Memoria, retos y soluciones*. Recuperado el 17 de abril del 2020 desde:
<http://dipecholac.net/docs/files/995-publicacion-caf-ecuador-nino-97-98.pdf>
- Duckworth, G. D., & Africa, S. (2018). Effectiveness of protected areas for bird conservation depends on guild. *Diversity and Conservation*, 1083–1091.
<https://doi.org/10.1111/ddi.12756>
- Ervin, J. (2003). Protected Area Assessments in Perspective. *BioScience*, 53(9), 819-822. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0819:PAAIP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0819:PAAIP]2.0.CO;2)

- Estrat, E. P., & Biol, D. (2020). *Aichi-Targets-ES*.
- FAO. (2012). FRA 2015. *Términos y Definiciones. Documento de Trabajo de La Evaluación de Los Recursos Forestales*, 180(180), 32. Recuperado el 2 de abril de 2020 desde: <http://www.fao.org/docrep/017/ap862s/ap862s00.pdf>
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B., Blomberg, S. P., Montague-Drake, R., Felton, A., & Stein, J. A. (2007). Functional richness and relative resilience of bird communities in regions with different land use intensities. *Ecosystems*, 10(6), 964-974. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9064-5>
- Folega, F., Zhang, C. Y., Zhao, X. H., Wala, K., Batawila, K., Huang, H. G., ... & Akpagana, K. (2014). Satellite monitoring of land-use and land-cover changes in northern Togo protected areas. *Journal of forestry, research*, 25(2), 385-392. [10.3390/sci1010009.v1](https://doi.org/10.3390/sci1010009.v1)
- Gaston, K. J., Charman, K., Jackson, S. F., Armsworth, P. R., Bonn, A., Briers, R. A., ... & Latham, J. (2006). The ecological effectiveness of protected areas: the United Kingdom. *Biological Conservation*, 132(1), 76-87. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.03.013>
- Gaveau, D.L., Epting, J., Lyne, O., Linkie, M., Kumara, I., Kanninen, M. Camp; Leader-Williams, N. (2009) Evaluating whether protected areas reduce tropical deforestation in Sumatra. *Journal of Biogeography* 36, 2165–2175. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02147.x>
- Gilabert, M. A., González-Piqueras, J., & García-Haro, J. (1997). Acerca de los índices de vegetación. *Revista de teledetección*, 8(1), 1-10.

- Gillespie, T. W., Ostermann-Kelm, S., Dong, C., Willis, K. S., Okin, G. S., & MacDonald, G. M. (2018). Monitoring changes of NDVI in protected areas of southern California. *Ecological Indicators*, 88, 485–494.
doi:10.1016/j.ecolind.2018.01.031
- Gray, M. A., Baldauf, S. L., Mayhew, P. J., & Hill, J. K. (2007). The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology*, 21(1), 133-141. [10.1111/j.1523-1739.2006.00557.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00557.x)
- Graziano da Silva, J. (2018). *Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible de los bosques del mundo-Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*. FAO.
Recuperado el 2 de abril de 2020 desde: <http://www.fao.org/publications/es>
- Greve, M. Ñ., Chown, S. L., Rensburg, B. J. Van, Dallimer, M., & Gaston, K. J. (2011). The ecological effectiveness of protected areas : a case study for South African birds. *Animal Conservation*, 14, 295–305. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00429.x>
- Hockings, M., & Phillips, A. (1999). How well are we doing?- some thoughts on the effectiveness of protected areas. *Parks*, 9(2), 5-14.
- Hockings, M., Stolton, S., & Dudley, N. (2000). Evaluating effectiveness. A Framework for Assessing the Management of Protected Areas. *Reihe: World Commission on Protected Areas (WCPA): Best Practice Protected Area Guidelines Series*, 6.
- Hockings, M., Stolton, S., & Leverington, F. (2006). *Evaluating effectiveness: a framework for assessing management effectiveness of protected areas*. IUCN.

Hockings, M., Stolton, S., Dudley, N., & James, R. (2009). *Data credibility: What are the “right” data for evaluating management effectiveness of protected areas?* *New Directions for Evaluation*, 2009(122), 53-63.

INEC. (1990). *Resultados Censo de Población y Vivienda 1990*. Ecuador en Cifras.

Recuperado el 16 de abril del 2020 desde:

<https://www.ecuadorencifras.gob.ec/censo-de-poblacion-y-vivienda/>

INEC. (2001). *Resultados Censo de Población y Vivienda 2001*. Ecuador en Cifras.

Recuperado el 16 de abril del 2020 desde:

<https://www.ecuadorencifras.gob.ec/censo-de-poblacion-y-vivienda/>

INEC. (2010). *Resultados Censo de Población y Vivienda 2010*. Ecuador en Cifras.

Recuperado el 16 de abril del 2020 desde:

<https://www.ecuadorencifras.gob.ec/censo-de-poblacion-y-vivienda/>

INEFAN. (1998). *Plan de manejo del Parque Nacional Machalilla*. Proyecto INEFAN-GEF. Recuperado el 11 de abril del 2020 desde:

http://suia.ambiente.gob.ec/documents/10179/242256/12+PLAN+MANEJO+MACHALILLA+0_Caratula.pdf/bdd2c8a8-c01c-4005-aea2-a33c95fa673c

Jenkins, C. N., & Joppa, L. (2009). Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*, 142(10), 2166–2174.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.016>

Jokisch, B. D., & Lair, B. M. (2002). One last stand? Forests and change on Ecuador's Eastern Cordillera. *Geographical Review*, 92(2), 235-256.

<https://doi.org/10.1111/j.1931-0846.2002.tb00006.x>

Joppa, L.N., Loarie, S.R. & Pimm, S.L. (2008) On the protection of “protected areas”.

Proceedings of the National Academy of Sciences 105: 6673–6678.

10.1073/pnas.0802471105

Kolahi, M., Sakai, T., Moriya, K., Makhdoum, M. F., & Koyama, L. (2013).

Assessment of the effectiveness of protected areas management in iran: Case study in khojir national park. *Environmental Management*, 52(2), 514–530.

<https://doi.org/10.1007/s00267-013-0061-5>

Leisher, C., Touval, J., Hess, S.M., Boucher, T.M. & Reymondin, L. (2013) Land and forest degradation inside protected areas in Latin America. *Diversity* 5, 779–

795. <https://doi.org/10.3390/d5040779>

Lewis, S. L., Edwards, D. P., & Galbraith, D. (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349(6250), 827–832. doi:10.1126/science.aaa9932

Maselli, F. (2004). Monitoring forest conditions in a protected Mediterranean coastal area by the analysis of multiyear NDVI data. *Remote sensing of*

environment, 89(4), 423-433. doi:10.1016/j.rse.2003.10.020

Mas, J.-F. (2005) Assessing protected area effectiveness using surrounding (buffer)

areas environmentally similar to the target area. *Environmental monitoring and assessment*. 105, 69–80. <https://doi.org/10.1007/s10661->

Mosandl, R., Günter, S., Stimm, B., & Weber, M. (2008). *Ecuador Suffers the Highest Deforestation Rate in South America*. FAO, 37–40.

https://doi.org/10.1007/978-3-540-73526-7_4

Ministerio de Agricultura y Ganadería. (2016). *Cifras agroproductivas*. Recuperado el 17 de abril del 2020 desde: <http://sipa.agricultura.gob.ec/index.php/cifras-agroproductivas>

Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2007). *Evaluación de Efectividad de Manejo del Parque Nacional Machalilla*. 1–40. Proyecto GEF. Recuperado el 1 de abril de 2020 desde: <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2012/07/Parque-Nacional-Machalilla.pdf>

Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2007). *Plan Gerencial del Parque Nacional Machalilla, 2008-2010*. Proyecto GEF: Ecuador Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP-GEF). Quito.

Ministerio del Ambiente (2012) *Línea Base de Deforestación del Ecuador Continental*. Quito, Ecuador: Ministerio del Ambiente. Recuperado el 1 de abril de 2020 desde: <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2015/07/CONTROL-FORESTAL.pdf>

Ministerio del Ambiente. (2013). *Proyecto: sistema nacional de control forestal. Presentado a la SENPLADES por el ministerio del ambiente para su actualización y priorización*. Recuperado el 11 de mayo de 2020 desde: <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2015/07/CONTROL-FORESTAL.pdf>

Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2014). *Evaluación de Efectividad de Manejo del Patrimonio de Áreas Naturales del Estado - Guía Metodológica*. 1–36. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.neurobiolaging.2013.06.016>

Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2016). *Administración del Parque*

Nacional Machalilla. Puerto López: MAE.

Ministerio del Ambiente. (2018). *Áreas protegidas*. MAE. Recuperado el 12 de abril de 2020 desde: <https://www.ambiente.gob.ec/areas-protegidas-3/>

Ministerio de Economía y Finanzas. (2018). *Proforma del presupuesto general del Estado*. Programa Anual de Inversiones Entidad CUP. Recuperado el 12 de abril de 2020 desde: <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/02/PLAN-ANUAL-DE-INVERSION-2018.pdf>

Ministerio de Economía y Finanzas. (2019). *Proforma del presupuesto general del Estado*. Programa Anual de Inversiones Entidad CUP. Recuperado el 12 de abril de 2020 desde: https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2019/02/Plan_Anual_de_Inversion_2019.pdf#

Nagendra, H. (2008) Do parks work? Impact of protected areas on land cover clearing. *BioOne*, 37, 330–337. <https://doi.org/10.1579/06-R-184.1>

O’Dea, N., & Whittaker, R. J. (2006). How resilient are Andean montane forest bird communities to habitat degradation?. *In Vertebrate Conservation and Biodiversity* , 305-333. Springer, Dordrecht.

Oksanen, F., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendere, P., McGlinn, D., Minchin, P., O’Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, H., Szoecs, E., Wagner, H. (2019). *Vegan: Community ecology package*. Versión del paquete de R 2.5-6. Recuperado el 12 de mayo de 2020 desde: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>

- Oostra, V., Gomes, L. G., & Nijman, V. (2008). Implications of deforestation for the abundance of restricted-range bird species in a Costa Rican cloud-forest. *Bird Conservation International*, 18(1), 11-19. [10.1017/S0959270908000038](https://doi.org/10.1017/S0959270908000038)
- Paladines, R. (2003). Propuesta de conservación del Bosque seco en el Sur de Ecuador. *Lyonia*, 4(2), 183-186.
- Parr, C. L., Woinarski, J. C. Z., & Pienaar, D. J. (2009). Cornerstones of biodiversity conservation? Comparing the management effectiveness of Kruger and Kakadu National Parks, two key savanna reserves. *Biodiversity and Conservation*, 18(13), 3643–3662. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9669-4>
- Pelkey, N. W., Stoner, C. J., & Caro, T. M. (2003). Assessing habitat protection regimes in Tanzania using AVHRR NDVI composites: Comparisons at different spatial and temporal scales. *International Journal of Remote Sensing*, 24(12), 2533–2558. doi:10.1080/01431160210155929
- Portillo-Quintero, C., Sanchez-Azofeifa, A., Calvo-Alvarado, J., Quesada, M., & do Espirito Santo, M. M. (2015). The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. *Regional Environmental Change*, 15(6), 1039-1049. [10.1007/s10113-014-0689-6](https://doi.org/10.1007/s10113-014-0689-6)
- Protected Planet. (2020). Ecuador, Latin America & Caribbean. UN, WCMC & UICN. Recuperado el 15 de marzo de 2020 desde: <https://www.protectedplanet.net/country/ECU#ref1>

- Richter, M. (2005). Vegetation development before, during, and after El Niño 1997/98 in northwestern Perú. *Lyonia* 8 (2) 2005-Dry Forest Biodiversity and Conservation 1: Biodiversity.
- Ridgely, R. S., Greenfield, P. J., Coopmans, P., & Kalil, G. (2006). *Aves del Ecuador: Guía de campo*. Fundación de Conservación Jocotoco.
- Robadue, D. D. (Ed.). (1995). *Eight years in Ecuador: the road to integrated coastal management* (No. 2088). Narragansett: Coastal Resources Center, University of Rhode Island.
- Sarmiento, M. R. (2019). *¿Es el Código Orgánico del Ambiente el nuevo driver contra la conservación de la biodiversidad?* USFQ Law Review, 6(1), 2020.
Recuperado el 12 de abril de 2020 desde:
<https://www.usfq.edu.ec/publicaciones/lawreview/Documents/lr-v6i1/lr.v6i1.1404.pdf>
- Şekercioglu, Ç. H., Ehrlich, P. R., Daily, G. C., Aygen, D., Goehring, D., & Sandí, R. F. (2002). Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(1), 263-267. <https://doi.org/10.1073/pnas.012616199>
- Sekercioglu, C. H. (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, 153(1), 153-161. [10.1007/s10336-012-0869-4](https://doi.org/10.1007/s10336-012-0869-4)
- Simon, F. (2013). *Derechos de la naturaleza: ¿Innovación trascendental, retórica jurídica o proyecto político?* USFQ. Recuperado el 10 de mayo de 2020 desde:

https://www.usfq.edu.ec/publicaciones/iurisDictio/archivo_de_contenidos/Documents/IurisDictio_15/iurisdicio_015_001.pdf

Tapia-Armijos, M. F., Homeier, J., Espinosa, C. I., Leuschner, C., & de la Cruz, M.

(2015). Deforestation and forest fragmentation in South Ecuador since the 1970s—losing a hotspot of biodiversity. *PloS one*, *10*(9).

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133701>

Temple, S. A., & Wiens, J. A. (1989). Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators. *American Birds*, *43*(2), 260-270.

Torres, P. (2019). Aplicación del cuadro de mando integral a la gestión de turismo en el Parque Nacional Machalilla. Escuela Politécnica Nacional. Recuperado el 12 de mayo de 2020 desde: <https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/8160/4/CD-2382.pdf>

Trindade-Filho, J., Sobral, F. L., Cianciaruso, M. V., & Loyola, R. D. (2012). Using indicator groups to represent bird phylogenetic and functional diversity. *Biological Conservation*, *146*(1), 155-162. [10.1016/j.biocon.2011.12.004](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.004)

Tscharntke, T., Sekercioglu, C. H., Dietsch, T. V., Sodhi, N. S., Hoehn, P., & Tylianakis, J. M. (2008). Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology*, *89*(4), 944–951. doi:10.1890/07-0455.1

UICN (1994). *Guidelines for protected area management categories*. Cambridge: IUCN and the World Conservation Monitoring Centre, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

- UICN. (1999). *¿Qué es un plan de manejo? El caso del Refugio Nacional de Vida Silvestre Caño Negro, Costa Rica*. Recuperado el 11 de abril de 2020 desde: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/1999-060.pdf>
- UICN. (2016). *El 15% de las tierras del planeta están protegidas, pero quedan excluidas áreas cruciales para la biodiversidad*. UICN. Recuperado el 11 de abril de 2020 desde: <https://www.iucn.org/es/news/secretariat/201609/el-15-de-las-tierras-del-planeta-est%C3%A1n-protegidas-pero-quedan-excluidas-%C3%A1reas-cruciales-para-la-biodiversidad>.
- UICN (2020). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1*. Recuperado el 19 de marzo de 2020 desde: <https://www.iucnredlist.org>.
- Ulloa, R., & Tamayo, D. (2012). *Evaluación de efectividad de manejo de cinco áreas protegidas marinas y costeras del Ecuador continental: Parque Nacional Machalilla, Reserva Marina Galera-San Francisco, Refugio de Vida Silvestre Manglares El Morro, Refugio de Vida Silvestre Marino Coste*. Ministerio del Ambiente del Ecuador y Conservación Internacional Ecuador, Guayaquil, Ecuador. URL. Ministerio del Ambiente del Ecuador y Conservación Internacional Ecuador. Guayaquil, Ecuador.
- Van der Hoek, Y. (2017). The potential of protected areas to halt deforestation in Ecuador. *Environmental Conservation*, 44(2), 124-130. <https://doi.org/10.1017/S037689291700011X>
- Venter, O., Fuller, R. A., Segan, D. B., Carwardine, J., Brooks, T., Butchart, S. Watson, J. (2014). Targeting Global Protected Area Expansion for Imperiled Biodiversity. *PLoS Biology*, 12(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001891>

- Visconti, P. Butchart, S. Brooks, T. Langhammer, P. Marnewick, D. Vergara, S. Yanosky, A. Watson, J. (2019). Protected areas target post: 2020. *Science*, 364(6437), 239-241. [10.1126/science.aav6886](https://doi.org/10.1126/science.aav6886)
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525), 67-73.
<https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Wunder, S. (2000). *The Economics of Deforestation: The Example of Ecuador*. Recuperado el 19 de abril de 2020 desde:
<https://www.palgrave.com/gp/book/9780333731468>
- Van der Hoek, Y. (2017). The potential of protected areas to halt deforestation in Ecuador. *Environmental Conservation*, 44(2), 124-130.
doi:10.1017/s037689291700011x
- Young, N. E., Anderson, R. S., Chignell, S. M., Vorster, A. G., Lawrence, R., & Evangelista, P. H. (2017). A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology*, 98(4), 920-932. [10.1002/ecy.1730](https://doi.org/10.1002/ecy.1730).