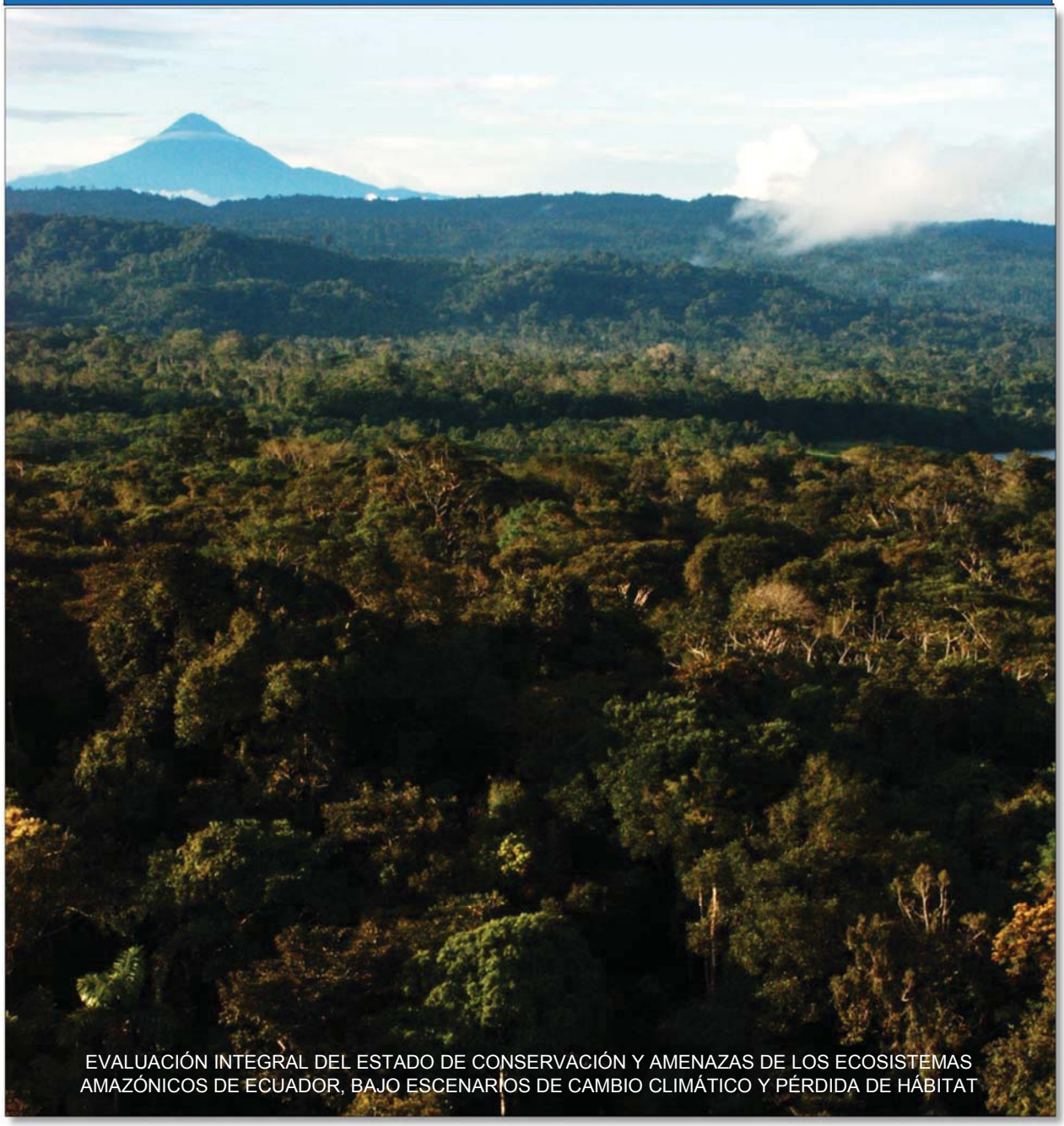
Propuesta metodológica para la evaluación integral del estado de conservación y amenazas de los ecosistemas amazónicos de Ecuador



Propuesta Metodológica para la evaluación integral del estado de conservación y amenazas de los ecosistemas Amazónicos de Ecuador

Karima López[1,2], Paulina Romero-Barreto[1,3], Paola Pulupa-Salguero[1,4], Andrea Shugulí-Díaz[1,5], Silvia Salgado[1,6], Esteban Guevara[1,7], Pablo Moreno[1,8], José Luis Aragón[1,9] y H. Mauricio Ortega-Andrade[1,10].

[1]Fundación EcoCiencia, Proyecto para la Conservación de los Ecosistemas Amenazados del Ecuador (PCEAE). Pasaje Estocolmo E2-166 y Amazonas, Quito, Pichincha, Ecuador.

[2]karimachuka@gmail.com; [3]p_gromero@hotmail.com; [4]pao_abyss@hotmail.com; [5]axsd_12@hotmail.com; [6]sil.salgado22@gmail.com; [7]eguevara@avesconservacion.org; [8]pabmore78@yahoo.com; [9]jose_luis_aragon_ec@yahoo.com.mx; [10]biomauro@hotmail.com

Octubre de 2015

Este documento fue desarrollado íntegramente por los autores, discutido y analizado por el equipo técnico del proyecto, en la reunión de trabajo del 1 de octubre de 2015, en las oficinas de la Fundación EcoCiencia, Quito, Ecuador.

Se sugiere la cita: López, K., Romero-Barreto, P., Pulupa-Salguero, P., Shugulí-Díaz, P., Salgado, S., Guevara, E., Moreno, P., Aragón, J. L., y H. M. Ortega-Andrade. 2015. Propuesta Metodológica para la evaluación integral del estado de conservación y amenazas de los ecosistemas Amazónicos de Ecuador. Fundación EcoCiencia. Quito, Ecuador. 128 p.

© EcoCiencia 2015.

Agradecimientos

Esta ha sido producida para la revisión de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional / Iniciativa para la Conservación en la Amazonía Andina- ICAA, por la Fundación EcoCiencia.

En especial, a nuestros colaboradores: Álvaro Pérez, Arturo Mora, Carlos Gasco, Carlos Morales, Carmen Ulloa, Carolina Reyes Puig, César Garzón, Cristian Vallejos, Danilo Granja, Diana Fernández, Efraín Freire, Esteban Guevara, Gabriela Viteri, Ibeth Alarcón, Janeth Lessman, Janeth Santiana, Jorge Brito, Juan Freile, Juan Guevara, Juan Manuel Guayasamin, Luis Carrasco, Luis Coloma, Mario H. Yánez-Muñoz, Mónica Ortíz, Néstor Acosta, Nigel Pitman, Octavio Rojas-Soto, Patricia Bejarano, Patricio Mena-Valenzuela, Rafaella Ansaloni, Raquel Betancourt, Rossana Manosalvas, Rosario Landgrave, Silvia Benalcázar, Silvia Salgado, Tatiana Santander, Tina Oliveira, Ximena Herrera y Zhofre Aguirre. A nuestros aliados estratégicos a nivel regional, el Ministerio del Ambiente del Ecuador, Universidad Tecnológica Indoamérica, Instituto de Ciencias Biológicas de la Escuela Escuela Politécnica Nacional, Instituto Nacional de Biodiversidad / Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, Universidad del Azuay, Global Biodiversity Information Facility database (GBIF; www.gbif.org), Herbario del Azuay, Herbario de Loja, Missouri Botanical Garden (MOBOT), International Union for Conservation of Nature (IUCN), Aves & Conservación, eBird (ebird.org/), Tropical Herping (www.tropicalherping.com) y al Instituto de Ecología, A.C.

Tabla de contenido

INTRODUCCIÓN 6
MATERIALES Y MÉTODOS 8
Área de Estudio 8
Los Ecosistemas Amazónicos 10
Grupos focales de análisis y sus amenazas 11
Protocolo metodológico 15
Modelado de Nicho Ecológico 15
Datos de ocurrencia 15
Selección de especies a modelar. 17
Selección de las variables ambientales 17
Calibración 18
Mapa de Riqueza de Especies. 21
Modelos de especies clave 22
Proyecciones del nicho ecológico a escenarios de cambio climático futuros. 25
Modelo de Amenazas y Presiones 28
Modelo de pérdida de hábitat 30
Mapa Potencial de la Amazonía ecuatoriana 30
Evaluación categorías de amenaza de los ecosistemas Amazónicos. 33
Categorías de Amenaza de los ecosistemas. 33
Criterios para evaluar las categorías de amenaza de los ecosistemas 34
Aplicación de los criterios A y B en los ecosistemas Amazónicos de Ecuador. 36
Modelo de Áreas prioritarias para la conservación en la Cuenca Amazónica 38
RESULTADOS 42
Bases de datos. 42
Modelos de nicho ecológico de especies clave e indicadores. 46
Zonas identificadas como vulnerables al cambio climático. 56
Contracciones ambientales. 56
Expansiones ambientales. 57
Áreas de contracciones y expansiones simultáneas. 58
Modelo de Amenazas y Presiones 59
Modelo de pérdida de cobertura vegetal 61
Lista de Ecosistemas Amenazados de la Amazonía de Ecuador. 65

Ecosistemas Críticamente Amenazados (CR) *65*
Ecosistemas En Peligro (EN): *66*
Ecosistemas Vulnerables (VU): *67*
Ecosistemas Casi Amenazados (NT): *69*
Ecosistemas de Preocupación Menor (LC) *69*
Ecosistemas Con Datos Insuficientes (DD) *70*
Modelo de Áreas prioritarias para la conservación en la Cuenca Amazónica 70
DISCUSIÓN 73
Cambios en los patrones de distribución de nichos ecológicos frente a Cambio Climático 73
Modelo de amenaza. *74*
Modelo de pérdida de cobertura vegetal *74*
Categorías de amenaza de los ecosistemas amazónicos de Ecuador según la UICN. *75*
Modelo de áreas prioritarias. *76*
Consideraciones finales 77
Literatura citada 78
Anexos 85
Apéndices 92

INTRODUCCIÓN

La Amazonía constituye una región muy importante a nivel mundial, debido a que aporta extensas áreas de bosques y ríos que representan una quinta parte del agua dulce en el planeta, además de poseer la mayor biodiversidad de especies. La destrucción y pérdida de los bosques en la Amazonía se debe a varios factores, incluyendo el uso directo de los suelos para procesos agrícolas y ganaderos, el uso de materia prima (madera) legal e ilegal, la explotación minera y la construcción de represas hidroeléctricas, entre otros. Particularmente en Ecuador, el descubrimiento del petróleo marcó una división entre los períodos de la historia, ya que antes de la explotación petrolera los paisajes del norte de la Amazonía se encontraban en estado casi prístino y no existían actividades antrópicas significativas. En la segunda etapa, la industria petrolera fue abriendo campos laborales y perforando pozos petroleros, se abrieron vías y se vivió procesos de colonización hacia las zonas boscosas. Por ello se generaron servicios e infraestructuras locales, generando necesidades y fomentando así la expansión de la frontera agrícola (Bilsborrow 2003), que desembocaron en otros problemas socio-ambientales, como la extracción de madera, los monocultivos, problemas de legalización de las tierras y deforestación (FAO 2000).

El Ecuador se encuentra experimentando procesos de rápida transformación social y económica, para lo cual dedica gran parte de sus recursos al desarrollo de obras de infraestructura y aprovechamiento del patrimonio estratégico. El Plan Nacional del Buen Vivir, en su estrategia de "Sostenibilidad, conservación, conocimiento del patrimonio natural y fomento del turismo comunitario" plantea como base considerar el patrimonio natural en su conjunto; la conservación y un manejo efectivo y coherente de los espacios naturales, especialmente de las áreas protegidas, valorando su altísima biodiversidad. La generación de información biogeográfica confiable y actualizada que permita la planificación y gestión del uso del territorio a escala nacional, regional y local es fundamental, especialmente en áreas consideradas prioritarias para la conservación de la biodiversidad, como es la cuenca Amazónica.

Como parte de este proceso, varias instituciones gubernamentales y no gubernamentales trabajan para generar información espacial actualizada de los ecosistemas y procesos de cambio en la cobertura vegetal, dentro de un marco de planificación y ordenamiento territorial que prioriza la seguridad alimentaria, la mitigación del cambio climático, la captura de carbono, y la conservación de la biodiversidad. El Ecuador ha dado grandes pasos al publicar oficialmente un aproximado de la tasa de deforestación actual, determinar el contenido de carbono por estratos y definir una clasificación para los ecosistemas terrestres del Ecuador continental. Sin embargo, se requiere profundizar aún más las líneas de investigación aplicada orientadas a la descripción, comprensión y monitoreo de los ecosistemas dentro del marco señalado (MAE 2013).

Si bien el Ministerio del Ambiente de Ecuador (MAE) ha generado información valiosa para aportar a la planificación general del territorio nacional con una visión ambiental, poco se ha avanzado en el desarrollo de herramientas concretas basadas en información espacial y

ecológica que permitan la identificación y evaluación de las amenazas sobre la biodiversidad en un contexto de cambio climático y reducción del hábitat. Como consecuencia, la conservación se lleva a cabo desde un punto de vista individual (en el caso de especies bajo algún grado de amenaza), administrativo (en el caso de las áreas protegidas) o político (según las prioridades definidas de manera interna por el MAE). No existe un mecanismo adaptado a la Amazonía andina que permita identificar prioridades de conservación sobre la base de indicadores ecológicos medibles y relacionados con criterios espaciales.

El objetivo de este proyecto busca "complementar el análisis del estado de conservación y amenazas sobre los ecosistemas amazónicos de Ecuador, incorporando la fauna como indicador, dados los patrones de distribución espacial actual de las especies en escenarios de cambio climático y pérdida de hábitat por conversión de ecosistemas originales en la cuenca amazónica de Ecuador". Para esto, a) se generarán datos que incorporen el componente fauna como un factor de diagnóstico, caracterización y evaluación del estado de conservación de los ecosistemas Amazónicos del Ecuador, y b) se identificarán y valorarán los impactos de las amenazas de los ecosistemas bajo escenarios de cambio climático y tendencias de deforestación detectadas a partir del año 2000. Con estos insumos, esperamos aportar con información técnica que aporte a la categorización del estado de conservación de los ecosistemas Amazónicos Ecuatorianos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

La cuenca Amazónica representa una tercera parte de la superficie de América del Sur. Se distribuye a lo largo de nueve países como Brasil (60%), Colombia (36%), Ecuador (45%), Bolivia y Perú (75%), Venezuela, Guyana, Surinam y la Guayana Francesa, en una superficie aproximada de 7,8 millones de km^2 (AVINA 2012). La región Oriental o Amazónica del Ecuador cuenta con aproximadamente 82.120 km^2, representando cerca del 30% del territorio nacional y aproximadamente el 1,6% de la cuenca Amazónica (MAE 2013). Está conformada por planicies de inundación de los ríos de origen andino y de origen amazónico, sus interfluvios, así como las cordilleras amazónicas que se levantan hacia el sur. Su rango altitudinal varía desde los 150 m.s.n.m., en la parte más baja de la llanura amazónica, hasta los 3100 m.s.n.m. en las cumbres de las cordilleras amazónicas. Su morfología se caracteriza por presentar llanuras y penillanuras conformadas por una serie de colinas, valles y mesetas en donde se desarrolla principalmente vegetación heterogénea, cuya composición y abundancia dentro de las comunidades de árboles pueden cambiar drásticamente en distancias muy cortas a medida que se aleja de la base de los Andes hacia el este, norte y sur de la Amazonía ecuatoriana (Guevara 2006, Vriesendorp *et al.* 2008).

La región Andina se ubica entre los 11°N y los 23°S, a partir de altitudes superiores los 2.000 m de altitud, pero en algunos casos puede alcanzar menores altitudes definiendo límites fitogeográficos. (Cuesta *et al.* 2009).

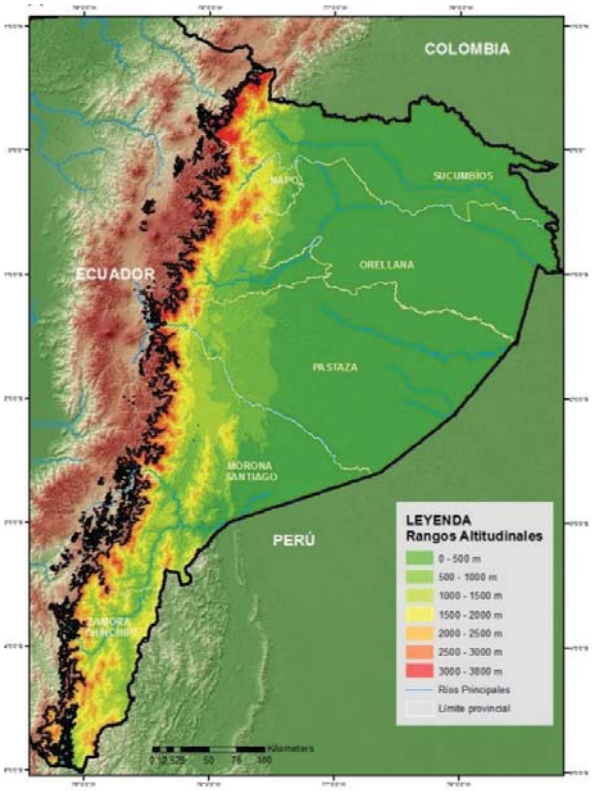


Figura 1. Área de estudio en la Cuenca Amazónica de Ecuador.

El área seleccionada para el desarrollo de este estudio se extiende desde las estribaciones de la Cordillera Oriental de los Andes (3800 m.s.n.m), denominada como Amazonía andina (excepto los páramos orientales), hasta la Amazonía baja (158 m.s.n.m) (Fig.1), dentro de la cual se distribuyen 35 ecosistemas como lo propone el MAE (2013). En las estribaciones de la Cordillera Oriental de los Andes se distinguen 13 ecosistemas distribuidos dentro de tres sectores biogeográficos y en la Amazonía baja se distribuyen 22 ecosistemas dentro de cinco sectores. Cabe mencionar que incluye un solo ecosistema de páramo que se encuentra en la cumbre del volcán Sumaco, en las cordilleras amazónicas. En el Anexo 1 se presentan los ecosistemas propuestos por el Ministerio del Ambiente (2013) y que son considerados para este estudio .

A lo largo de la Cordillera se distinguen diversos tipos de paisajes, desde páramos, punas, bosques nublados, hasta bosques secos en los valles interandinos y desiertos de altura. En cuanto a los bosques nublados, éstos se ubican desde el piedemonte hasta la línea de bosque en la parte más alta, la misma que varía según la latitud (Lauer 1989, Cuesta *et al.* 2009).

En este contexto, se incluyen los bosques de estribaciones orientales de los Andes y las cordilleras Amazónicas de Ecuador, los cuales son parte del Piedemonte del Napo (Pitman 2000), el mismo que forma parte de las provincias biogeográficas de Loreto (Rivas-Martínez y Navarro 2000) y Napo (Morrone 2004), e incluye también las áreas de Iquitos y del medio Caquetá en la Amazonía peruana y colombiana respectivamente. Los sectores biogeográficos presentan características particulares, como géneros diagnósticos o incluso endémicos de vegetación, características bioclimáticas, fisiográficas y geomorfológicas, asociaciones vegetales, series, geoseries y cliseries altitudinales propias. (MAE 2013).

Clima

La Amazonía juega un importante papel en el clima a nivel mundial respecto al ciclo del agua, energía y carbono. Sobre ella se encuentra la segunda mayor fuente de calor diabático que circula sobre los trópicos, y principalmente en el hemisferio occidental. El río Amazonas descarga el 18% de agua dulce al océano Atlántico, una cantidad de descarga mayor a la suma de los ocho ríos más grandes del mundo (de Avila Fernandes 2009).

Las precipitaciones aportan alrededor del 15% mundial y se encuentra estrechamente relacionada con la variabilidad global del CO_2. Como referencia, la variabilidad de precipitación interanual en la Amazonía está relacionada con el momento de inicio de la estación, la cual es controlada por procesos locales y globales a nivel de la superficie de la tierra. A nivel regional influye mucho la aparición de las lluvias ocasionadas por el choque entre los vientos del norte con los ecuatoriales, lo que reduce el flujo solar en la superficie y estabiliza las precipitaciones (de Avila Fernandes 2009). La aparición tardía de la estación húmeda puede también estar relacionada con los episodios del fenómeno de El Niño, cuando la corriente subtropical alcanza el Pacífico Sur y América del Sur es más fuerte, previniendo frentes fríos hacia el sur de la Amazonía (de Avila Fernandes 2009).

Entre los factores que definen la distribución de los ecosistemas se identifican a la temperatura, la precipitación total anual, y la variación mensual o estacional de ambas variables (Melo *et al.* 2012, MAE 2013).

Los Ecosistemas Amazónicos

Un ecosistema es definido como un grupo de comunidades de vegetación a escala local que tienden a coexistir dentro de paisajes con variables biofísicas, gradientes ambientales y procesos dinámicos similares (Comer *et al.* 2003).

El Sistema de Clasificación de Ecosistemas del Ecuador Continental publicado por el MAE (2013) reunió experiencias de clasificaciones anteriores y se basó en un conjunto de factores diagnósticos. Dichos factores fueron elaborados a partir de información temática de flora, clima, relieve e imágenes satelitales. En base a metodologías validadas y construidas mediante sistemas de información geográfica, los ecosistemas se representaron cartográficamente en un mapa a escala 1:100.000 con una unidad mínima de mapeo menor a 25 ha.

Dicho sistema distingue 91 ecosistemas para el Ecuador Continental, analizados de acuerdo a cada región biogeográfica. En el Litoral reportaron 24 ecosistemas, en los Andes 45 y en la Amazonía 22, esta última incluye cordilleras del Cóndor, Kutukú y Galeras. Cabe mencionar que dichos ecosistemas corresponden al estado actual de las unidades de vegetación en cuanto a su composición, estructura y extensión, y no reflejan los procesos de cambio a través del tiempo a los que se han visto sometidos por perturbaciones, tanto naturales como de origen antrópico.

La UICN, por otro lado, define un ecosistema como la composición y procesos únicos, que involucran la biota y el ambiente en un espacio delimitado. Puede estar organizado en escalas espaciales, variando en extensión como en el tamaño (delimitados física y funcionalmente); escalas temporales, que el ecosistema pueda desarrollarse, persistir y cambiar a lo largo del tiempo, así como seguir alguna tendencia o fluctuar bajo otras; y escalas temáticas, referida a la semejanza de las características dentro y entre ecosistemas, su grado de unicidad en la composición y sus procesos, que pueden ser ilustrados jerárquicamente (Whittaker 1972, Jax *et al.* 1998).

Biodiversidad

El Ecuador se considera el primer país con el mayor número de especies de vertebrados por cada 1.000 km^2 de superficie en el mundo, y el segundo al hacer la misma relación de especies de vertebrados endémicos (MAE 2008).

La región amazónica del Ecuador representa casi el 50% del territorio nacional y es el tercer país con mayor número de especies de anfibios, el cuarto en aves y reptiles, el quinto en monos, plantas con flores y mamíferos de la cuenca. Las tierras altas de la región han sido consideradas como *Hot Spot,* es decir un área de gran biodiversidad y endemismo a escala global (Amazonía 2011).

Se han propuesto varias hipótesis para explicar la gran diversidad encontrada en los bosques tropicales de la Amazonía baja, como por ejemplo el efecto barrera de los ríos, los bosques refugios durante las glaciaciones del Pleistoceno, la alta heterogeneidad ecológica entre los hábitats amazónicos y su proximidad a la cordillera de los Andes, pudiendo aumentar la diversidad local de algunos grupos(Zeisset y Beebee 2008, Hoorn y Wesselingh 2011). Otra razón para la enorme diversidad local del bosque tropical es la existencia de la compleja

estructura tridimensional del dosel, que brinda oportunidades para la diversificación de nichos y la estratificación vertical. Ésta estructura corresponde a uno de los hábitats menos investigados, del cual se conoce que el 10% de las plantas vasculares son epífitas, además de que el 25% de invertebrados son de distribución restringida en éste (Dangles 2010).

En general, los bosques lluviosos de la Amazonía están considerados como uno de los ecosistemas más biodiversos del mundo. Sin embargo, un aspecto a resaltar es que ésta impresionante diversidad no está repartida de manera uniforme en toda la región. La porción ecuatoriana, que equivale apenas al 1,6% de toda la Amazonía, posee la mayor concentración de especies de toda la cuenca Amazónica (García *et al.* 2014), por lo que ha sido catalogada como una de las regiones más diversas a nivel mundial. Varios estudios han sugerido que el oeste de la cuenca Amazónica, incluyendo la Amazonía ecuatoriana, es sin duda el bioma más rico de la tierra (Dangles 2010).

Grupos focales de análisis y sus amenazas

Según el World Resources Institute existen dos factores principales para la pérdida de la biodiversidad en la región amazónica: la fragmentación de vegetación remanente y la tasa anual de pérdida de bosque por deforestación (Amazonía 2011).

Los bosques tropicales cada vez aumentan su fragmentación por las intensas actividades ocasionadas por el hombre, quedando como remanentes dispersos en hábitats deforestados. De esta manera se forman parches que sirven de refugio a otras especies dependientes del bosque (Hill *et al.* 2011). Como ya se ha mencionado, estos bosques contienen una gran diversidad y a nivel de flora, al menos el 12% de todas las plantas con flores se encuentran dentro de la Amazonía (Gentry 1992). Por lo tanto, las amenazas a los bosques amazónicos se traducen en amenazas a la biodiversidad en general, por lo que es fundamental comprender los impactos de la fragmentación de los bosques en estas áreas y llegar a conservarlos (Hill *et al.* 2011).

El cambio climático ha sido propuesto como una de las principales amenazas contra la biodiversidad. Se espera que el cambio climático influya sobre la distribución de especies hacia mayores altitudes y latitudes, lo que llevaría a la extinción local de ciertas especies, cuyo futuro espacio habitable llega a ser demasiado pequeño o aislado dentro de sus rangos geográficos actuales debido limitantes ambientales (Thomas *et al.* 2004, Wilson *et al.* 2005, Duarte *et al.* 2012).

Anfibios

La fauna de anfibios del Ecuador es la tercera más diversa en el mundo con un total de 550 especies formalmente descritas (Ron *et al.* 2014). La diversidad local (diversidad alfa) de anfibios alcanza su valor más alto en el Bosque Húmedo Tropical Amazónico de Ecuador. (Ron *et al.* 2014) en relación a las regiones naturales del Ecuador dentro del área de estudio, son las siguientes: en el Bosque Montano Oriental se pueden encontrar aproximadamente 189 especies de anfibios, en el Bosque Piemontano Oriental 114 y en el Bosque Húmedo Tropical Amazónico, 173 especies (Ron *et al.* 2014).

La diversidad de anfibios es sensible a un número de características ambientales, como la composición de las especies o la riqueza de comunidades de anfibios de las zonas templadas o tropicales que cambian con los gradientes en precipitación, humedad el suelo, altitud, tipo de bosque y estructura del bosque (Pearman 1997). Además, la permeabilidad de su piel y tipo de reproducción sugieren otro tipo de limitaciones fisiológicas, como la composición y abundancia de presas que está relacionada con la composición de los bosques. Todas estas características sugieren que los anfibios son sensibles a cambios en el ambiente y pueden ser afectados de una manera negativa por la alteración de su hábitat y paisajes (Pearman 1997).

La aparente vulnerabilidad de anfibios puede ser debido a un conjunto de factores, incluyendo: (1) vagilidad relativamente baja, lo que amplifica los efectos de la fragmentación del hábitat, (2) una alta vulnerabilidad cuando se mueve a través de caminos y por un terreno inhóspito, que deprime tasas de crecimiento de la población, (3) a menudo tolerancias estrechas de hábitat, lo que agrava los efectos de la pérdida de hábitat, la degradación y los efectos de borde, y (4) una alta vulnerabilidad a los patógenos, las especies invasoras, el cambio climático, el aumento de la exposición ultravioleta-B y la contaminación ambiental (Cushman 2006); sin embargo los disturbios antropogénicos son uno de los mayores factores que han dado como resultado la pérdida o disminución la calidad del hábitat de los anfibios.

En las regiones tropicales la fragmentación del bosque es una importante consecuencia de la actividad humana y puede estar influenciando la agrupación de anfibios a través de efectos de borde en los parámetros ambientales (Pearman 1997). El efecto negativo directo más importante de los humanos sobre las poblaciones de anfibios son la modificación y destrucción de su hábitat (Kolozsvary y Swihart 1999).

En la actualidad existe evidencia de que el cambio climático reciente, como las alteraciones de la precipitación y la temperatura, han afectado a una amplia gama de organismos en diversas áreas geográficas (Walther *et al.* 2002). Un ejemplo claro de estos efectos es la alteración de la fenología reproductiva de algunas (pero no todas) las poblaciones de anfibios, respondiendo al cambio climático mediante una reproducción temprana (Blaustein y Kiesecker 2002).

Aves

La región amazónica en Ecuador es de suma importancia ornitológica, ya que en ella se encuentra alrededor del 30% de la diversidad total de aves para el país (Freile y Santander 2005). Esto es tomando en cuenta la diversidad encontrada por debajo de los 1.300 m. de elevación, aunque si se consideran las estribaciones de la vertiente oriental de los Andes de Ecuador, ubicadas sobre los 1.300 m., ésta cifra podría aumentar significativamente. Freile y Santander (2005) han identificado en la región amazónica al menos 14 Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (IBAs, por sus siglas en inglés). Estos son sitios de importancia global, identificados en base al cumplimiento de los siguientes criterios estandarizados: 1) presencia de especies amenazadas, 2) presencia de especies endémicas o de distribución restringida, 3) presencia de especies restringidas a un bioma y 4) presencia de especies congregatorias. Las IBAs de la Amazonía ecuatoriana se han determinado en base a los tres primeros criterios. De esta manera se contabilizan 15 especies clasificadas dentro de alguna categoría de amenaza (UICN 2012) y 23 especies que pertenecen a una zona de

endemismo o EBA (Endemic Bird Area, Stattersfield *et al.* (1998). Cabe indicar que aunque el endemismo a nivel nacional es bajo, en la Amazonía es importante considerar a las especies que están dentro de la zona de endemismo de los Andes Orientales de Ecuador y Perú.

La agricultura a gran escala con fines de exportación es la principal amenaza para la avifauna de Ecuador continental, estimándose que un 15% de la avifauna del país sufre de esta presión (Freile *et al.* 2011). La conversión del uso de suelo para fines agrícolas se mantiene en base a una dinámica insostenible de aprovechamiento en los territorios amazónicos. Por ejemplo, Santander *et al.* (2012) describen el ciclo del uso de suelo en la parte baja del Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras, donde en un principio la extracción selectiva del madera altera la composición estructural de los hábitats forestales, restando nichos de forrajeo para aves insectívoras y frugívoras. A continuación el desbroce completo de la vegetación da paso a cultivos de ciclo corto como la naranjilla (*Solanum quitoense*). En pocos años la escorrentía superficial lixivia los nutrientes de los suelos tornándolos no aptos para el cultivo. Las áreas de cultivo son entonces reemplazados por pastizales para ganado y nuevas áreas de bosque deberán ser convertidas para mantener los niveles de producción. Este ciclo del uso de suelo, es depredatorio e insostenible, generando la pérdida de hábitat clave para un número indeterminado de aves en la Amazonía de Ecuador.

Por otro lado las actividades con fines extractivos representan también un problema. Los efectos de la actividad petrolera sobre aves insectívoras-terrestres han sido documentados (Canaday 1997b). La apertura de vías para establecer pozos de extracción fragmenta el hábitat y aísla a poblaciones de aves con capacidad limitada de dispersión al tiempo que afecta la cantidad de recursos y nichos de forrajeo (Canaday 1997b). La minería a cielo abierto es una forma de intervención que cambia completamente la configuración del paisaje a gran escala, provocando la pérdida completa de hábitat.

La cacería recreativa y de subsistencia afecta a especies de aves de mayor tamaño corporal que por lo general tienen densidades poblacionales más bajas y ciclos reproductivos más largos (e.g. tucanes, pavas). Los efectos de la cacería se observan no solamente sobre las especies de aves sino también en los procesos ecológicos que las involucran. Por ejemplo, Holbrook y Loiselle (2009) encontraron que en dos áreas con diferentes niveles de presión de cacería la densidad de frugívoros grandes fue más baja y que la habilidad de dispersión de un *Virola flexuosa* fue reducida en un 89% en áreas con mayor presión de cacería.

Mamíferos

Los mamíferos de la llanura amazónica han pasado por una etapa glaciar a finales del Pleistoceno, hace aproximadamente 40.000 años, donde el clima fue más frío y seco que el actual, refugiándose en pequeños remanentes boscosos donde las condiciones climáticas fueron óptimas para la preservación de las especies actuales (Haffer 1974, Prance 1982). Sin embargo, la Amazonía ecuatoriana alberga una gran cantidad de especies de mamíferos debido a las condiciones de humedad y temperatura que presenta a lo largo de todo el año, lo que ha ayudado al desarrollo de una importante cantidad de especies de flora y la proliferación también especies de fauna (Mares y Genoways 1981).

La diversidad de mamíferos en la región Amazónica del Ecuador está compuesta por 216 especies de mamíferos (Albuja 2014), lo cual representa el 52% de la diversidad total (417 especies) de Ecuador (Tirira 2014). A su vez, representa aproximadamente la tercera parte (34%) del total de especies de mamíferos amazónicos que son 627 especies (Bass *et al.* 2010), siendo la Amazonía ecuatoriana el lugar céntrico de la mayor diversidad de aves, mamíferos, anfibios y plantas de Sudamérica (Bass *et al.* 2010).

Las principales amenazas para los mamíferos amazónicos son obviamente la deforestación, la colonización, las actividades agropecuarias no sustentables y las actividades petroleras y mineras. Pero sobre todo la cacería masiva indiscriminada es motivo para que este tipo de fauna se movilice hacia otros entornos en busca de refugio o simplemente se extingan localmente. Dependiendo del tipo de distribución que tenga un mamífero y de su especificidad en el requerimiento de hábitat se podría determinar el grado de afectación por la alteración de su entorno natural (Primack *et al.* 2001). En este sentido, los mamíferos con mayores rangos de distribución son menos susceptibles de extinguirse y debido a una mejor capacidad de dispersión y colonización de otros sitios, mientras que las especies de distribución restringida y con un requerimiento de hábitat más específico son más vulnerables de desaparecer, posterior a un evento de modificación de su hábitat.

Flora

La Amazonía ecuatoriana forma parte de la Amazonía occidental, es una de las 20 regiones en el mundo que tiene más de 3.000 especies por cada 10.000 km^2 con altos niveles en la riqueza de árboles, epífitas y lianas (Guevara *et al.* 2009). Los bosques amazónicos ecuatorianos se caracterizan por una alta diversidad de plantas y animales, así como climas similares (Valencia *et al.* 1994, Duivenvoorden 1996, Pitman 2000, Guevara *et al.* 2009, Melo *et al.* 2012). Esta diversidad resulta en más de 5.000 especies de plantas vasculares, equivalente al 35% de la riqueza total de especies descritas para el país. En los últimos años estas cifras han ido en aumento debido a que se han sumado colecciones de especies nuevas no registradas para la Amazonía ecuatoriana (Guevara 2006).

Varios autores proponen que las comunidades de plantas de los bosques amazónicos están dominadas por un grupo de especies ecológicamente superiores y menos sensibles a los cambios del ambiente, formando como una oligarquía de especies que pueden cubrir extensas áreas (Pitman *et al.* 2001, Macia y Svenning 2005). El estudio realizado por Pitman *et al.* (2001) en los bosques del Parque Nacional Yasuní y en Manú en el Perú, ubicados cerca de la base de los Andes, indica que existe dicha oligarquía y que en el Ecuador constituye únicamente el 15% de todas las especies registradas.. Adicionalmente, se ha propuesto que las comunidades se ensamblan de acuerdo a diferencias ecológicas que determinarían la existencia de asociaciones en hábitats con tipos de suelo y topografía específicos, lo cual provocaría una diferencia en la composición y abundancia de especies (Gentry 1992, Duivenvoorden 1996, Guevara *et al.* 2009).

En la Amazonía se distinguen cuatro grandes tipos de vegetación: los bosques de tierra firme, incluyendo Cordilleras Amazónicas; los bosques inundables por ríos de origen amazónico y andino; los bosques inundados localmente llamados moretales y los bosques en sistemas lacustres-riparios de aguas negras (MAE 2013). efecto del fuego, pues los incendios forestales

están muy relacionadas con la fragmentación de hábitats, y el fenómeno de El Niño con el efecto de las sequías (Case 2014).

Protocolo metodológico

Nuestra propuesta metodológica se basó en las metodologías, modificadas, de Guisan (2014) y Rodríguez et al. (2011). El protocolo general aplicado se detalla en la Figura 2.

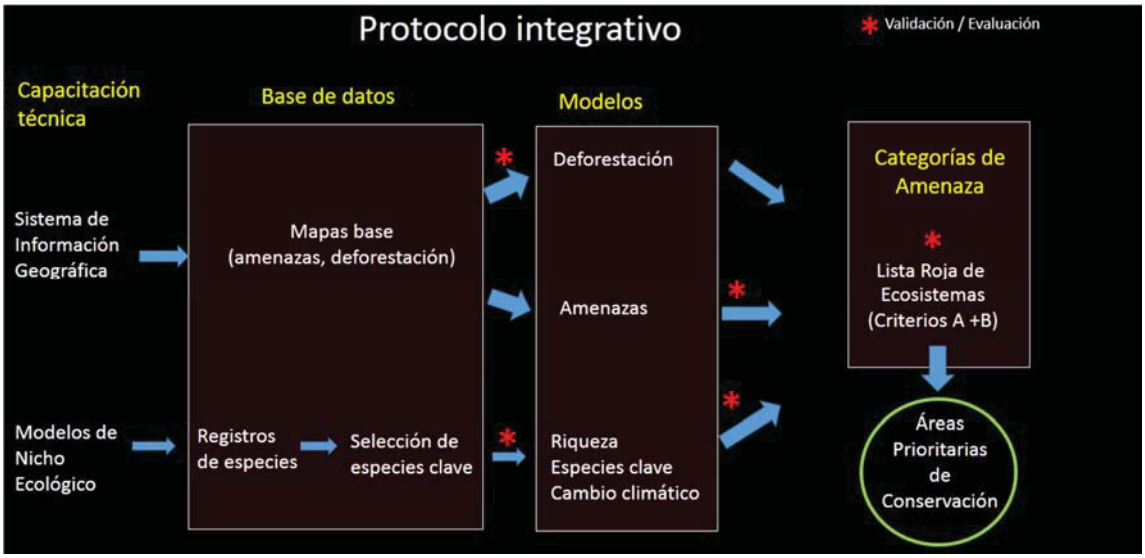


Figura 2. Protocolo general de análisis para categorizar el estado de conservación de los ecosistemas Amazónicos. Las reuniones de validación y evaluación se representan en el proceso como asteriscos.

Modelado de Nicho Ecológico

Nuestro análisis sigue la propuesta del diagrama BAM para delimitar las áreas de ocupación y de distribución potencial de las especies (Soberón y Peterson 2005, Peterson *et al.* 2011). En este modelo simplificado, se consideran interactuantes a los factores bióticos (B), factores abióticos (A) y el área de movilidad (M). Debido a la escala regional de nuestro análisis, se considerarán a los factores scenopoéticos (abióticos) y a las áreas de movilidad ("M") como insumos básicos para generar los modelos. En este sentido, los factores bióticos, que son preponderantes a escalas más locales, son considerados de manera intrínseca del proceso de modelación, pero no como insumos informativos del mismo (Peterson *et al.* 2011). El protocolo de análisis se desarrolla y ejemplifica en la (Fig. 3).

Datos de ocurrencia

Para el primer paso que fue la creación de la base de datos se obtuvieron registros de ocurrencia de las siguientes fuentes: 1) Registros de colecciones científicas de Ecuador (Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, Museo de Zoología de la Escuela Politécnica Nacional, de

la base de datos botánica del Ministerio del Ambiente del Ecuador, museo de herpetología de la Universidad Técnica Indoamerica y base de datos del centro Jambatu); 2) bases en línea de libre acceso como: Global Biodiversity Information Facility database (GBIF; www.gbif.org) y VERTNET (www.vertnet.org) 3) Fuentes biogeográficas especializadas para aves (e-birds.org), y de flora Tropicos del Missouri Botanical Garden (http://www.tropicos.org/Home.aspx) y 4) Base de datos de EcoCiencia. Tomando en cuenta o incluyendo puntos de registros que potencialmente se ubiquen fuera de nuestra área de estudio, y que incluya a Perú, Colombia y Brasil.

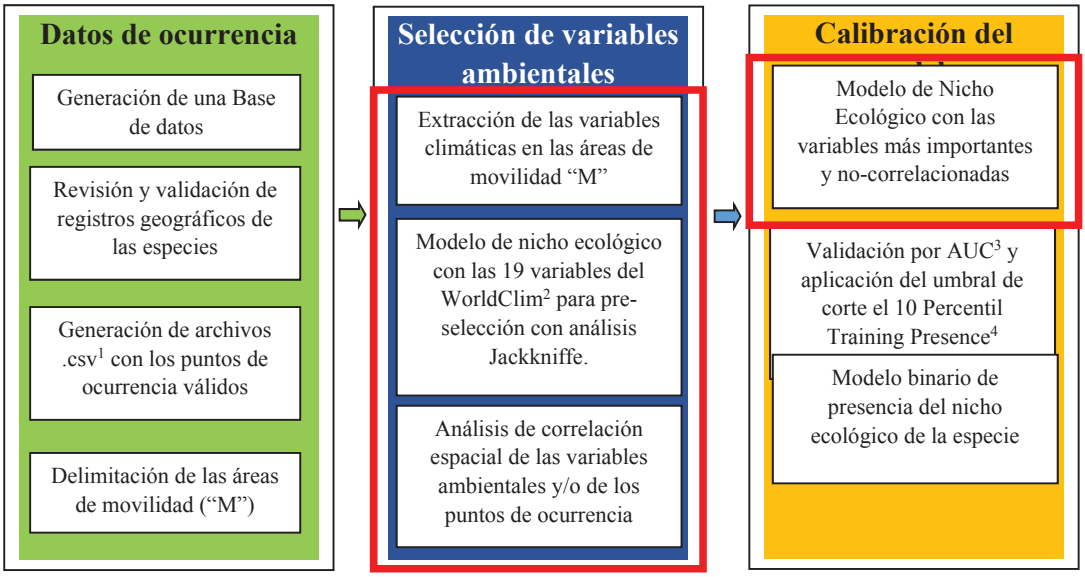


Figura 3. Protocolo estandarizado para generar los modelos de nicho ecológico con el software MaxEnt. [1]Archivo de texto delimitado por comas requerido por Maxent, que contienen los puntos de georreferencia validados para las especies; [2]Capas bioclimáticas propuestas por Hijmans *et al.* (2006). [3]AUC= Área Bajo la Curva (del inglés), refiere al estadístico que valida el modelo. [4]Este umbral es restrictivo, pues excluye el 10 percentil del número de localidades predichas por el modelo. Los recuadros rojos corresponden a procesos de automatización de análisis computacionales.

La recolección de datos permitió obtener una primera base de datos cruda con todos los registros de las especies que se encuentran en el área de estudio, para lo cual fue necesario crear un protocolo estandarizado para que la base de datos incluya como mínimo los siguientes campos: Reino, Clase, Orden, Familia, Género, Especie, Autoridad (descriptor y año de descripción), Categoría Lista Roja UICN, Categoría de amenaza nacional (de existir), Endemismo, País, Provincia, Localidad, coordenada X, Coordenada Y, Altitud, colector, Año de colección. Además de estandarizar las coordenadas en grados decimales, basados en el sistema de datum WGS84.

Como parte del proceso de limpieza se eliminaron aquellos registros que no contenían información relevante, especies con problemas taxonómicos, registros no confirmados o

dudosos y especímenes con localidades repetidas. Luego se verificó la ubicación geográfica de cada uno de los registros proyectándolos en ArcMap 10.2 con el objetivo de corregir las coordenadas geográficas de sitios imprecisos y eliminar cualquier inconsistencia. La validación de registros fue realizada por los especialistas en cada uno de los grupos de trabajo y validada por medio de talleres junto con otros expertos de cada grupo taxonómico.

Una vez terminarda la fase de depuración de la base de datos, se obtuvo un archivo con formato de texto delimitado por comas (csv) que contenga tres campos: nombre clave de la especie, latitud y longitud.

Finalmente, como tercer paso, se determinó el área de movilidad ("M"), la implícitamente se refiere a las regiones que han sido accesibles por las especies a lo largo de un periodo de tiempo determinado (Peterson *et al.* 2011). Dado que las áreas de movilidad se delimitan en el espacio geográfico, tienen implicaciones fundamentales en la calibración de los modelos (Barve *et al.* 2011) y son indispensables para establecer el área donde éstos se generan. Las "M" fueron definidas para cada especie 1) según la experiencia de los especialistas, 2) utilizando las Provincias Biogeográficas del Neotrópico (Löwenberg-Neto 2014, Morrone 2014) y en el caso específico de anfibios 3) una capa altitudinal.

Selección de especies a modelar.

Los criterios que se tomaron en cuenta para seleccionar las especies clave se basaron en aspectos generales como los mencionados a continuación:

- Que las especies clave se conozcan en profundidad.
- Que haya información accesible a colecciones.
- Que las revisiones taxonómicas sean lo más recientes posible.
- Que se conozca su categoría de conservación.
- Que se encuentren distribuidos en la región amazónica.
- Que presenten endemismo o sean de distribución restringida.
- Que presenten algún grado de amenaza de acuerdo a los criterios definidos por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Granizo *et al.* 2002, IUCN 2014) y/o a nivel nacional.

Una vez determinados los criterios de preselección de las especies clave para los cuatro grupos (anfibios, mamíferos, aves y plantas), se procedió a la selección de las mismas en función de las preguntas de investigación que se pretende dilucidar. En este contexto, los criterios de selección a nivel de pérdida de hábitat y de cambio climático deben ser descriptivos y orientativos respecto a aquellas especies bioindicadoras.

Selección de las variables ambientales

No existe un método único para seleccionar las variables ambientales que deben ser utilizadas para generar los modelos ecológicos. Sin embargo, debe primar el sentido biológico que representa cada variable ambiental en el contexto de la distribución de la especie, para lo cual principalmente nos basamos en dos criterios estadísticos: 1) Prueba de Jackknife generada en

MaxEnt version 3.3.3k (Phillips *et al.* 2006, Elith *et al.* 2011), y 2) selección de variables correlacionadas.

Como paso inicial, se realizó una primera corrida en Maxent con el 100% de los puntos de ocurrencia y las 19 variables ambientales de Worldclim (Hijmans *et al.* 2006), un máximo de 5000 iteraciones, sin extrapolación. Esto último, con la idea de evitar extrapolaciones artificiales en los extremos de las variables ambientales que genera MaxEnt, y porque ambos parámetros están sesgados, tanto para los puntos de ocurrencia como para el entorno bioclimático, y no para el entorno ambiental de los puntos de ocurrencia por si solos (Stohlgren *et al.* 2011). Los demás parámetros en MaxEnt fueron mantenidos con la configuración por defecto (Fig. 4).

La selección de variables se basó en dos criterios, la prueba de Jackknife, que es parte de los resultados de un análisis con MaxEnt, y en base a un análisis de correlación. La primera prueba representa los porcentajes de contribución con que cada variable aporta para que el modelo se genere (Phillips *et al.* 2006). El segundo paso para la selección de variables tomó en cuenta aquellas variables no-correlacionadas entre sí ($r<0.8$). Los valores de las variables ambientales se extraen a partir de los puntos de ocurrencia de las especies. La combinación de criterios estadísticos permiten reducir el sobreajuste de las variables que serán utilizadas para generar los modelos de nicho ecológico (Bedia *et al.* 2013).

Con la ayuda del script desarrollado en lenguaje de programación Python, ambos pasos fueron hechos de manera fácil, rápida y automatizada, a través de: 1) el establecimiento de las rutas de acceso de los archivos con los resultados de la primera corrida de Maxent, donde se obtienen los aportes de todas las variables ambientales, 2) las rutas y carpetas donde los resultados de cada especie serán guardados por el programa, con las variables seleccionadas no correlacionadas y con alta contribución según Jackknife.

Como paso adicional y para poder verificar que el programa funcionó correctamente se realizó una Correlación de Pearson (obtenida por medio del programa PAST3) con algunos datos aleatorios de algunas especies dando como resultado las mismas variables seleccionadas manualmente que las arrojadas por el programa Python.

Calibración

Una vez seleccionadas las capas ambientales que aportan al modelo, y que además no presentan una correlación alta (sección 4.2), se procedió a calibrar el modelo siguiendo tres pasos: 1) Realizar un nuevo análisis en MaxEnt con las variables seleccionadas, 2) Validar el modelo a través de los estadísticos representados por el Área Bajo la Curva (AUC, del inglés), y 3) la aplicación de un umbral de corte 10 percentile training presence, el cual considera una incertidumbre en los datos de ocurrencia utilizados para generar el modelo binario.

Procedimiento:

Se utilizaron las variables seleccionadas para generar los modelos del presente y su proyección a escenarios futuros de cambio climático (Fig. 5).

1) Se separaron un 80% de los puntos de ocurrencia (datos de entrenamiento) y un 20% para la validación del modelo (datos de prueba) en la configuración básica de MaxEnt

(Fig. 5B). En adición, se configura un total de 5 réplicas con 5,000 iteraciones cada una, con clamping, sin extrapolaciones, y con un muestreo del entorno (background) de 10000 puntos aleatorios en el área de movilidad. Las demás métricas fueron dejadas por defecto (Fig. 5B).

2) A priori, se aplicó el umbral de corte *10 Percentil Training Presence* (Fig. 5C). En este caso, el umbral emplea un valor probabilístico logístico en el cual se asume una mayor incertidumbre sobre la veracidad de los datos, por lo cual aceptamos una omisión del 10 percentil de los puntos de ocurrencia que quedan fuera del modelo. El aplicar un umbral de certidumbre implica delimitar las áreas del modelo que corresponden a la ausencia de las condiciones ambientales de la especie (valores de 0) y aquellas áreas que son idóneas ambientalmente para que la especie esté presente (valores de 1).
3) El *rendimiento* del modelo se basa en la comparación de los valores estimados para las 5 réplicas según los datos probabilísticos del Área Bajo la Curva (AUC), usando como parámetro AUC < 0.7 como una mala predicción de modelos, y AUC >0.7 como una buena predicción del modelo. De las 5 réplicas, se seleccionó el mejor modelo en base a la mayor AUC calculada.

Para poder hacer estos pasos de una manera eficiente y continua se aplicó un script desarrollado en Python que contenía los parámetros previamente establecidos y explicados en esta sección (Fig. 3).

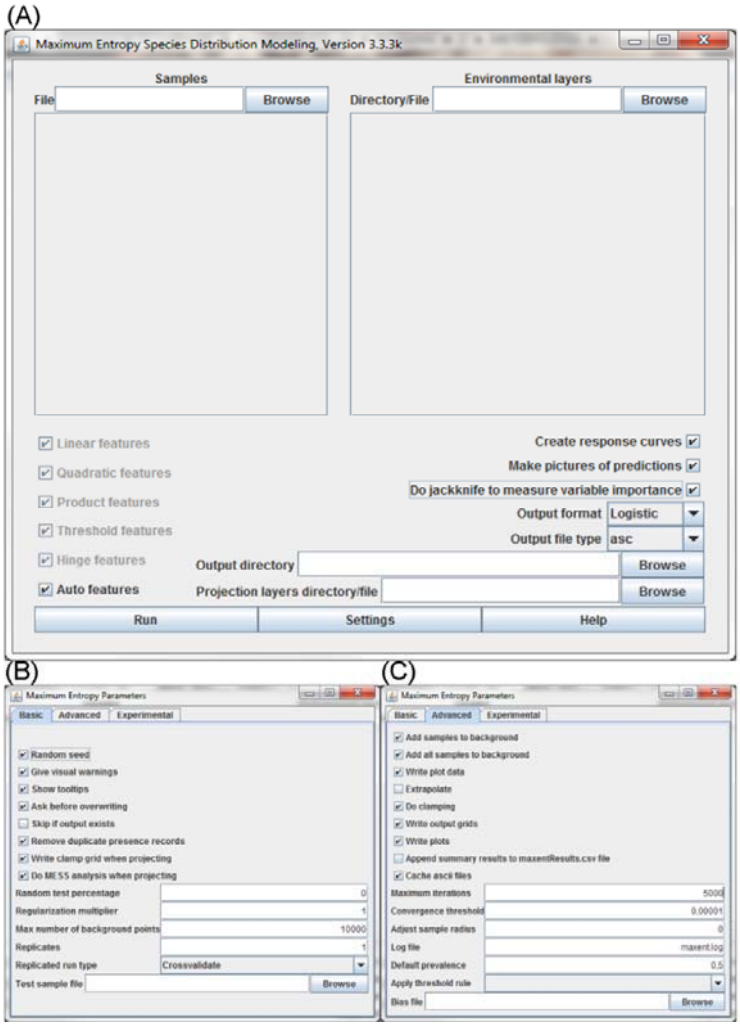


Figura 4. Configuración estandarizada de un análisis generado con MaxEnt para (A) datos de entrada y salida, (B) configuración básica y (C) configuración avanzada para ejecutar un análisis de Jackknife.

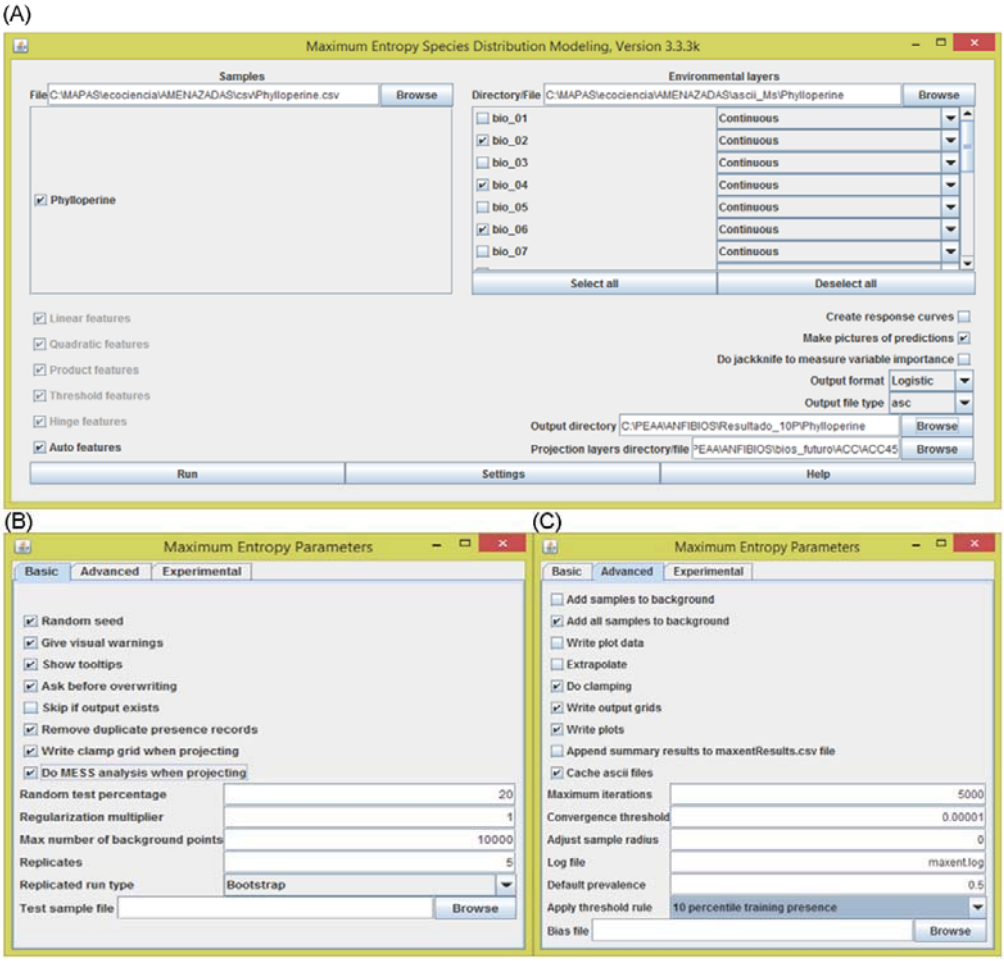


Figura 5. Configuración estandarizada de un análisis generado con MaxEnt para (A) datos de entrada y salida, (B) configuración básica y (C) configuración avanzada para ejecutar un análisis de modelo de nicho con las variables más importantes y no-correlacionadas.

Mapa de Riqueza de Especies.

Los modelos predictivos de nicho ecológico se han convertido en una herramienta con diversas aplicaciones (ver sección 4.3) como la creación de mapas de riqueza que aportan información para la investigación en campos como la macroecología, biogeografía y el planeamiento de la conservación (Graham y Hijmans 2006, Delgado 2008).

El método que se utilizó para la determinación de los mapas de riqueza corresponde aquel que usa los modelos acumulados de los nichos ecológicos de las especies. En esta aproximación se utilizaron los datos de ocurrencia junto a capas de variables climáticas para inferir los requerimientos ecológicos de las especies, prediciendo las áreas geográficas con idoneidad ambiental ecológica. Las áreas con sobrepredicciones interna sobre las áreas de movilidad fueron corregidas adecuadamente bajo los criterios de los especialistas al validar los modelos, y corresponden a zonas donde las interacciones interespecíficas o limitaciones ecológicas en la capacidad de dispersión son determinantes a escalas locales (Soberón y Peterson 2005).

Para generar el mapa de riqueza con los modelos de especies, se utilizó la herramienta Sum Raster-Any Extent by folder, del paquete SDMtools (Brown 2014), que consiste en una suma de rasters de modelos de distribución binarios de presencia-ausencia de las condiciones ambientales idóneas para cada especie (Fig. 6).

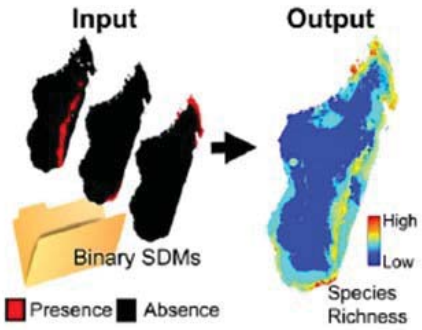


Figura 6. Representación gráfica de los valores de entrada (input) como modelos de distribución de especies (SDMs) binarios (presencia/ausencia) o puntos de ocurrencia de las especies (occurrence points); los resultados (output) se muestran tanto en forma de raster como vectores cuadriculados o en forma de hexágonos.

Modelos de especies clave

4.5.1. Modelos de Anfibios

1) *Especies endémicas*: El endemismo es altamente relevante para la priorización de los esfuerzos mundiales de conservación, sin embargo se ha mantenido relativamente descuidado (Kier *et al.* 2009). Un enfoque prometedor que abarca estos criterios es la identificación de zonas con concentraciones abundantes de especies endémicas y que experimentan una pérdida abrupta de hábitat denominados “puntos calientes". En este criterio nos centramos en las especies, en lugar de las poblaciones, como la forma más prominente y fácilmente reconocible de la biodiversidad (Myers *et al.* 2000).

2) *Especies amenazadas*: La identificación de las especies objetivo para la conservación se lleva a cabo mediante el desarrollo de listas de especies amenazadas (Cofré y Marquet 1999). Por ello evaluamos este criterio para el establecimiento de prioridades inmediatas para la conservación y en el futuro cercano. Definimos a las especies amenazadas de acuerdo a la Lista Roja de la UICN (UICN 2012) y la Lista roja de los anfibios de Ecuador (Ron *et al.* 2014).

3) *Riqueza*: Ecuador alberga las comunidades de anfibios más diversas a nivel global. La cual alcanza su valor más alto en el Bosque Húmedo Tropical Amazónico de Ecuador (Ron et al. 2011). Los anfibios son especialmente propensos a ser vulnerables al cambio climático debido a que sus funciones fisiológicas básicas como la locomoción, crecimiento y reproducción están fuertemente influenciadas por la temperatura ambiental (Bernardo et al. 2006). El rango de temperaturas del cuerpo que experimentan los anfibios parece estar determinado en gran medida

por la interacción entre las preferencias de los microhábitats dependiendo de la cobertura vegetal, y la hora del día en que la actividad se lleva a cabo (Navas 1996).

4) *Singularidad taxonómica*: Hay criterios que deben ser considerados para la selección de las especies, como que sean taxonómicamente inusuales o especies monotípicas. Estas especies deben ser consideradas dentro de estos mecanismos ya que en el caso de su desaparición se perdería toda la fuente genética y la riqueza completa de ese grupo taxonómico (Myers *et al.* 2000).

5) *Especies de bosque primario*: La deforestación y la tala legal e ilegal de los bosques tropicales ha dado lugar a un mosaico de vegetación nativa entre una matriz bajo diferentes tipos de uso humano, como los pastizales y zonas de cultivo. Varios factores influyen en la riqueza, la distribución y abundancia de las especies dentro de los fragmentos de vegetación nativa, incluyendo la luz incidente, la temperatura y la humedad relativa. En respuesta a las altas temperaturas y el clima seco, los anfibios sufren cambios en su tasa de crecimiento individual, área de distribución, los patrones de actividad, uso de hábitat, la capacidad de reproducirse y la duración del período reproductivo (Cardona *et al.* 2006).

4.5.2 Modelos de Aves

1) Especies endémicas o de distribución restringida: Freile y Santander (2005) han identificado Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (IBAs por sus siglas en inglés) en Ecuador, comentando que las especies endémicas (al igual que las especies amenazadas) son sensibles a la pérdida de hábitat por su área de distribución limitada.

2) *Especies amenazadas*: Se define esta lista de acuerdo a los criterios a nivel internacional por la UICN (UICN 2012) y a nivel nacional según el Libro Rojo de las Aves del Ecuador (Granizo *et al.* 2002). Evaluar las especies que estén listadas dentro de alguna categoría de amenaza nos permitirá evaluar los ecosistemas que presentan el mayor número de especies amenazadas e identificar los factores que limitan las poblaciones de estas especies. Para que una especie sea clasificada dentro de alguna categoría de amenaza, sus parámetros poblacionales (distribución y/o tamaño poblacional) deben estar por debajo de umbrales definidos (UICN 2012). Las especies con áreas de distribución pequeñas o bajas densidades poblacionales son por definición más sensibles a cambios bruscos en las condiciones ambientales (Ebenman *et al.* 1995).

3) *Riqueza*: Para la mayoría de taxones de aves la riqueza de especies es un buen indicador tanto de cambios en el uso de suelo (Schulze *et al.* 004) como de los efectos de cambio climático (Lemoine y Böhning-Gaese 2002). En términos generales se espera que el cambio climático conduzca a una disminución en la riqueza de especies (Thomas *et al.* 2004), sin embargo la dirección en la que esta variable responde a este cambio puede ser diferente de acuerdo a los ecosistemas que se consideren (Menéndez *et al.* 2006). Por ejemplo, la respuesta diferencial de la riqueza de especies viene dada por las condiciones ambientales, es así que en ambientes fríos que experimenten incrementos de temperatura y en ambientes secos donde se observe incremento en la humedad disponible se predice también un incremento en el número de especies (Hawkins *et al.* 2003).

4) *Especies insectívoras terrestres*.- De acuerdo a Canaday (2007) las especies insectívoras terrestres son especialmente sensibles a la pérdida del hábitat por su poca habilidad de dispersión, lo que las hace vulnerables al aislamiento debido a que los recursos de los que

dependen desaparecen aceleradamente con el cambio en el uso de suelo. Las especies insectívoras son propensas a declinar una vez que eventos de fragmentación ocurren siendo la pérdida de la habilidad para dispersarse entre fragmentos de bosque el principal factor responsable de estas declinaciones (Stouffer y Bierregaard 1995, Sekercioglu *et al.* 2002)

4.5.3 Modelos de Mamíferos

1) *Especies endémicas o de distribución restringida*: Las especies endémicas de la zona de estudio serán utilizadas como indicadoras de cambio climático, debido a que son especies que tienen hábitats muy restringidos y , con requerimientos ecológicos muy específicos tanto de las zonas amazónicas y de las estribaciones de los Andes orientales. Estas especies tienen esta distribución limitada debido a motivos de aislamiento geográfico o situaciones ecológicas espaciales (Albuja 2014).

2) *Especies amenazadas*: Se tomarán en cuenta las especies grandes de mamíferos que se encuentren en las tres categorías de amenaza propuestos por la UICN (2012) y a nivel nacional el Libro Rojo de Mamíferos del Ecuador (Tirira 2014).

3) *Especies CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres)*. Se consideraron aquellas especies listadas en el apéndice I de las categorías de la Convención de Comercio Internacional de Especies de Flora y Fauna (CITES y UNEP 2014). Las especies consideradas amenazadas tienen requerimientos específicos en tamaño y calidad de hábitat (Kricher 1997); por lo que determinados factores antrópicos, como la pérdida de hábitat, representan limitantes en su supervivencia. Un caso particular corresponde a las especies que se distribuyen en las estribaciones Andinas orientales, las cuales naturalmente tienen un hábitat restringido, por lo cual, las presiones que modifiquen su hábitat tendrán mayores repercusiones en sus tamaños poblacionales (Díaz et al. 2014).

4) *Riqueza*: El número de especies será utilizada para evaluar los lugares con mayor concentración de mamíferos clave en la zona de la Amazonía y las estribaciones orientales. Según el modelamiento, también se puede estimar las áreas más sensibles en escenarios futuros de cambio climático y pérdida de cobertura vegetal. También si existen zonas de conexión o corredores para que estas especies puedan colonizar otros sitios o si quedarían aislados dentro de sus hábitats con la posibilidad de su inminente extinción (Pimm et al. 1995).

Debido a los escasos registros de las especies endémicas, de las categorías de amenaza de la IUCN, y del MammaliaWebEcuador, así como los mencionados en los apéndices I y II del CITES, se procedió a escoger a las especies con 10 registros en adelante para poder modelar con las suficientes especies.

4.5.4 Modelos de Flora

1) *Especies amenazadas*. Se evaluó a las especies que se encuentran en las listas dentro de las categorías de amenaza según los criterios de riesgo de extinción global y nacional de acuerdo a los tres criterios definidos por la UICN (2012) son: vulnerable (VU), en peligro (EN), en peligro crítico (CR). Esta variable permite evaluar el criterio de cambio climático y deforestación sobre especies con algún grado de vulnerabilidad como insumo en la selección de las áreas prioritarias de conservación.

2) *Especies endémicas o de distribución restringida*: Estas especies también se las relaciona con bajas abundancias. Se las evaluará tanto en el Libro Rojo de las Plantas Endémicas (León-Yánez *et al.* 2011) como en la página del Missouri Botanical Garden (www. tropicos.org), pues esta información se encuentra actualizada. En general, el *pool* genético de las poblaciones de especies con distribución restringida no está en contacto con otras y seguramente a futuro tendrá menos probabilidad de sostenerse en el tiempo (Guevara, J. E. com. pers.). Por esta razón, es un buen indicador de la vulnerabilidad frente al cambio climático.

3) *Especies comerciales.* Parte de las existencias, que consiste en especies consideradas como efectiva o potencialmente comerciales bajo las actuales condiciones del mercado, con arreglo al diámetro de referencia notificado (DAP). Su volumen puede ser idéntico al del total de existencias, pero puede ser muy inferior en caso de que sólo sean comercializables algunas especies, o superior, en caso de que el bosque disponible para el suministro de madera consista únicamente en los rodales de gran volumen. Incluyen las especies que actualmente no se exportan, pero que son potencialmente comerciales si se cuenta con el nivel tecnológico apropiado; incluyen también las especies destinadas al mercado local (Keith *et al.* 2015).

Las especies comerciales representa el número de especies vegetales de un ecosistema que son aprovechadas o comercializadas. En este caso se incluyeron las especies como *Ceroxylon vogelianum, Cinchona parabólica, Clusia mocoensis, Lonchocarpus utilis, Maytenus macrocarpa, Pholidostachys synanthera, Phytelephas tenuicaulis, Virola theiodora.*

El cambio global y la competencia por el uso del suelo amenazan la prevalencia de los ecosistemas existentes. La Lista Roja de Especies Amenazadas de UICN y sus aplicaciones a nivel nacional permite alertar el estado de la biodiversidad considerando las mejores opciones para la conservación de las especies (IUCN 2015).

4) *Especies forestales*: Actividades humanas productivas como la extracción descontrolada de la madera son la principal fuente de fragmentación de los hábitats y debido a esto, muchas especies de esta región se encuentran amenazadas y en serio peligro de extinción. Por lo tanto, esa variable permite evaluar el criterio de la pérdida de cobertura vegetal o de hábitat.

Proyecciones del nicho ecológico a escenarios de cambio climático futuros.

Los análisis de cambio climático tuvieron un enfoque exploratorio para lograr determinar las áreas de expansión y contracción ambiental climática representada en la geográfica, cuando comparamos dos escenarios, uno presente versus uno futuro. La ganancia de áreas geográficas con condiciones ambientales idóneas (expansiones) se cuantifica por la sumatoria de condiciones ambientales de las especies que no se encontraban en el presente, pero aparecen en escenarios futuros. Por otro lado, se cuantifica la pérdida de éstas condiciones ambientales (contracciones) de las especies por medio de la sumatoria de modelos en un escenario presente, pero desaparecen en los modelos futuros (Cuesta *et al.* 2015).

A pesar de los problemas potenciales asociados con el uso de escenarios de cambio climático a escalas locales (Heikkinen *et al.* 2006, Bedia *et al.* 2013), éstos son útiles en demostrar las tendencias potenciales y amenazas futuras para las especies y la biodiversidad (Thuiller *et al.* 2005, Pearson 2006, Forero-Medina *et al.* 2011, IPCC 2013, Menéndez-Guerrero y Graham

2013). Los Modelos Climáticos Globales (GCMs, pos sus siglas en inglés) describen escenarios futuros considerando varios componentes radioactivos para modelar el clima y la química atmosférica, como por ejemplo la emisión de gases invernadero, contaminantes del aire y uso del suelo.

El efecto del cambio climático fue evaluado a través del *Representative Concentration Pathway scenario*, RCP 8.5 (Fig. 6) desarrollado por el laboratorio *Hadley Centre ESM* (HadGEM2-ES). Los GCMs fueron descargados del *WorldClim website* (http://www.worldclim.org/cmip5_30s) como capas digitales raster, y corresponden a las mismas variables bioclimáticas seleccionadas del escenario presente, para generar los modelos de nicho calibrados en las proyecciones.

En un contexto general, el escenario RCP 8.5 representa un modelo con mayor emisión de gases invernadero comparado con el resto de escenarios (RCP 2.5, 4.5, 6.5; IPCC 2013), además asume un incremento diferencial de la población humana, una baja tasa de ingreso económico, modestos adelantos en tecnología e intensidad energética, un incremento hacia la demanda energética y el incremento de la emisión de gases invernadero a largo plazo debido a la ausencia de políticas para mitigar los efectos del cambio climático (Riahi *et al.* 2011, Vuuren *et al.* 2011). Los análisis se enfocaron en un horizonte al año 2050, debido a los problemas de conservación de la biodiversidad al corto y mediano plazo, además de los problemas de incertidumbre hacia escenarios proyectados al largo plazo.

Las zonas de vulnerabilidad al cambio climático, en este proyecto, se representan por las modificaciones en la extensión histórica (mapa cero) y el área actual de los ecosistemas, tanto por contracciones y/o expansiones de las condiciones ambientales, respecto al área de proyectada en escenarios de cambio climático futuro. Metodológicamente, para cuantificar las áreas de expansión y contracción ambiental, se utilizó el sistema *Equal área cylindrical*, como base de proyección geográfica. Utilizamos la herramienta *Distribution Changes* between binary SDMs, para obtener los patrones de cambios en la distribución de los nichos potenciales de las especies (contracciones y expansiones) entre un escenario presente y futuro. Este modelo se representa en una capa raster con 4 valores que representan: -1= expansión ambiental en el escenario futuro, 0= ausencia de la especie en ambos escenarios, 1= sin cambio en escenario futuro, 2= contracción ambiental (Fig. 7).

Para determinar las áreas de mayor concentración de modelos con expansión y contracción, las aislamos aplicando los siguientes parámetros de reclasificación para las contracciones (-1 a 0; 0 a 0; 1 a 0; 2 a 1) y para las áreas de expansión (-1 a 1; 0 a 0; 1 a 0; 2 a 0). Una vez obtenidos los rasters de estos eventos aislados por especie, se procedió a sumarlos con la herramienta *sum raster-any extent (folder)* obteniendo las contracciones y expansiones acumuladas de todas las especies en un solo raster.

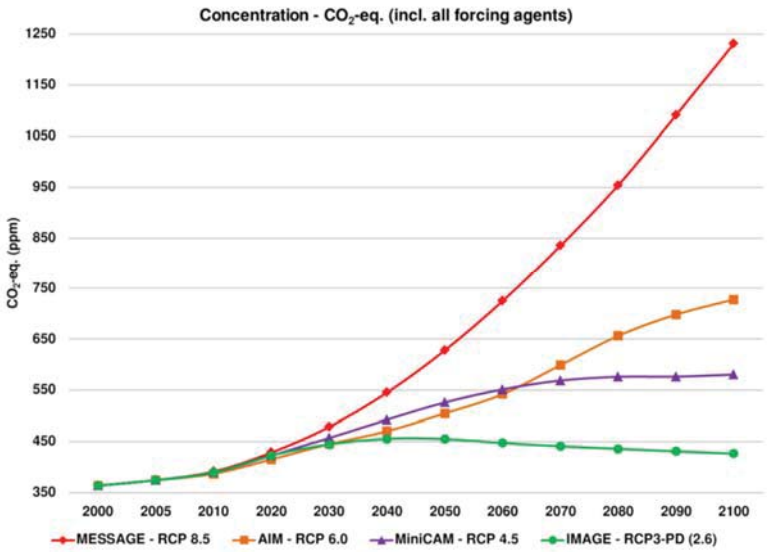


Figura 6. Los cuatro escenarios RCP (Representative Concentration Pathways) que considera el IPCC (2013), que representan la las trayectorias en la concentración (no sus emisiones) de gases de invernadero. En nuestro análisis, empleamos un escenario "pesimista" (RCP 8.5)

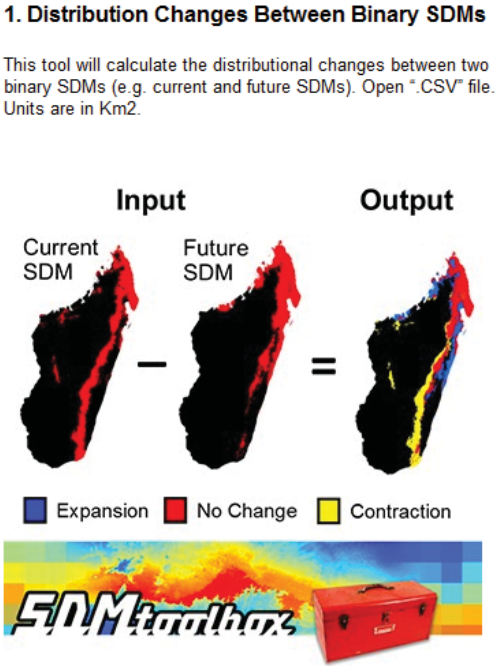


Figura 7. Herramienta de SDMtoolbox, para establecer las áreas de expansión, contracción y conservadas climáticamente entre la comparación de dos escenarios. Los atributos de esta grid corresponde a expansión (valor -1, azul), ausencia de la especie en ambos escenarios (valor 0, negro), sin cambio en escenario futuro (valor 1, rojo) y contracción ambiental (valor 2, amarillo).

Modelo de Amenazas y Presiones

Entendemos como amenaza, a la probabilidad de suceso de un acontecimiento potencialmente desastroso o presión potencial presente o futura, durante cierto período de tiempo en un lugar dado. Sin embargo, el concepto de presión conlleva el impacto potencial ocurrido, presente o permanente sobre la naturaleza (López *et al.* 2013). Este concepto supone un punto de referencia esencial al concepto de riesgo, entendido como el grado de pérdidas esperadas o cualquier factor identificado por especialistas que conlleve una influencia negativa para el óptimo desarrollo de las entidades de conservación, como hábitats críticos o especies clave (McPherson 2008).

Una forma de estimar las amenazas y riesgos que repercuten en el área de estudio, es mediante el análisis de las relaciones espaciales entre los elementos de riesgo y los rasgos de biodiversidad. Este procedimiento se efectúa mediante el diseño de mapas de riesgos ambientales (ERS, *Environmental Risk Surfaces,* por sus siglas en inglés). Los modelos ERS se diseñaron para identificar espacialmente hábitats con bajas (intactas) o altas (amenazadas o intervenidas) áreas de riesgo, basadas en la interacción espacial de elementos de riesgo próximos (McPherson 2008).

El primer paso para la creación de los modelos de riesgos ambientales conlleva la evaluación de los elementos de riesgo y las potenciales amenazas que impactan en el área de estudio, que junto con la consulta con expertos y la clasificación jerárquica de amenazas que realizó la IUCN-CMP (World Conservation Union - Conservation Measures Partnership) (Salafsky *et al.* 2008), lleva a la definición de un total de cinco amenazas generales, jerarquizadas de mayor a menor impacto:

1. *Desarrollo residencial*: centros poblados y densidad poblacional humana.
2. *Agricultura y ganadería*: plantaciones, pastos.
3. *Producción energética y minería*: concesiones mineras, bloques, pozos y campos petroleros.
4. *Transporte*: vías, aeropuertos, gasoductos, oleoductos y poliductos.
5. *Modificaciones del sistema natural*: hidroeléctricas.

Una vez determinados los elementos de riesgo, se recopilaron los insumos base para el modelamiento, conllevando la revisión y actualización de información geográfica que reflejó espacialmente los elementos de riesgo que impactaron o potencialmente impactaron dentro del área de estudio. Estos elementos fueron espacialmente mapeados en el paisaje como líneas, puntos, polígonos o raster para su debido procesamiento en el software *Protected Area Tools* (PAT) de ArcGIS 10.2 (http://maps.usm.edu/pat/)(McPherson et al., 2008).

El segundo paso consistió en la revisión, clasificación y ponderación de los subsecuentes elementos de riesgo, con la finalidad de evaluar el grado en el que se considera una amenaza para el ecosistema o especies en cuestión. Para tal efecto, se asignó a cada elemento de riesgo una distancia de influencia y un valor de intensidad, basado en factores como la reversibilidad, severidad y grado de impacto.

La *distancia de influencia* refleja la extensión espacial o huella de la actividad sobre el paisaje, representando la distancia máxima en la que el elemento tiene un impacto negativo sobre la biodiversidad (Araújo 2002). Conforme aumenta la distancia de influencia o buffer desde el centro del elemento de riesgo, los valores de intensidad de las celdas disminuyen

progresivamente hasta una distancia máxima de influencia. A partir de este valor, se consideró que el elemento de riesgo no supone un riesgo para los elementos de la biodiversidad (Fig. 8).

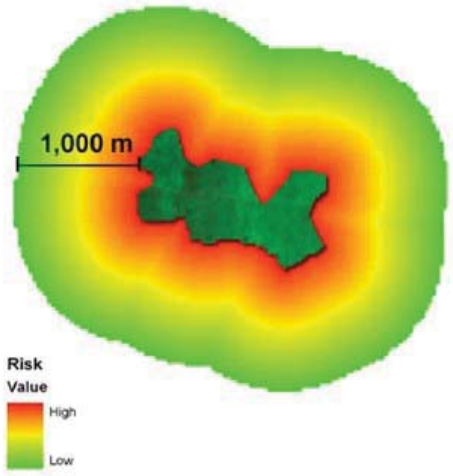


Figura 8. Representación gráfica de la distancia de influencia de los elementos de riesgo (rojo-verde) y de la distancia máxima de influencia (1000 m. en el ejemplo) (McPherson 2008).

El *valor de intensidad o factor de influencia*, refleja el nivel relativo que el elemento de riesgo representa para la especie. Es decir, el grado relativo en el que la especie presenta menor probabilidad de supervivencia sobre el elemento de riesgo, comparado con otro lugar ausente de éste. Estos valores se asignaron diferencialmente en función de la relatividad de impacto de forma jerárquica en clases y subclases, reflejados como multiplicadores numéricos relativos de cero a uno, siendo uno la influencia máxima de la amenaza, y cero la ausencia de efecto.

Tanto la aproximación de la distancia de influencia, como del valor de intensidad, se fundamentaron en la opinión de especialistas y de profusa revisión bibliográfica, con el fin de evitar los sesgos de tal subjetividad (Guevara 2015, Moreno 2015, Romero 2015, Salgado 2015).

Una vez asignados los valores de distancia de influencia y valor de intensidad, se procedió a la creación de los modelos *ERS*. P se calculó la distancia Euclidiana (*Euclidean distance*) o distancia en línea recta (*Straight line*) para cada elemento de riesgo, con el fin de obtener un raster en el que cada celda contuviese un valor relativo a la distancia de las amenazas en cuestión. En segundo lugar, se procedió a equiparar la escala de las distintas distancias de las amenazas para poder ser comparables entre sí a modo de escalación; siendo el valor de la celda máximo donde la amenaza está presente (valor 100) y gradualmente disminuir hasta alcanzar la distancia máxima (valor cero) desde la amenaza. De esta forma, fuera del radio de influencia todas las celdas presentaron valores de cero. En último lugar, cada capa de las distintas amenazas se multiplicó por los valores adscritos de intensidad, y se sumaron entre sí con el fin de obtener un mapa final que congregase y reflejase espacialmente todos los elementos de riesgo presentes en la zona de estudio (McPherson 2008).

La finalidad de la creación del mapa final de riesgos ambientales (ERS), es la obtención codificada y graficada de una superficie de costo o impacto ambiental, representada como un

raster en el que cada celda representa un valor integrado de los distintos elementos de riesgo. Esta superficie de costo posteriormente se utilizó como insumo para el cálculo ponderado de las áreas prioritarias de conservación, considerándose un elemento que supone un costo o un impedimento para al desarrollo óptimo de la biota.

Modelo de pérdida de hábitat

Entendemos como pérdida de hábitat, de cobertura vegetal, o deforestación, a las áreas de pérdida de bosque recientes (con exposición del suelo) o tardías (con evidencias de regeneración con vegetación herbácea o pionera). Según la RAE, la deforestación es un proceso de transformación de uso del suelo promovido por factores institucionales y mercantiles que supeditan la respuesta de un agente económico a la pobreza rural y provocan la pérdida de bosques amazónicos (López *et al.* 2013).

Particularmente en Ecuador, la extracción de los recursos naturales y la desorganizada ocupación del territorio lo posicionan en el tercer lugar de deforestación de todos los países amazónicos (Santos 2013). Es por ello, que es de vital importancia la realización de un análisis comparativo de deforestación histórica o pérdida de cobertura vegetal que nos muestre las tendencias de deforestación en las últimas décadas y poder así, realizar proyecciones en escenarios futuros. De esta forma, tener una visión integrada acerca del grado de intervención antrópica presente y poner en conocimiento las consecuencias que pueden tener en el futuro los actos de hoy día.

Mapa Potencial de la Amazonía ecuatoriana

Para tal efecto, en una primera instancia se utilizó un mapa potencial o prístino de la vegetación de Ecuador, el cual indica la probable distribución original de los ecosistemas sin intervención. En base al Mapa de Ecosistemas para el Ecuador Continental del Ministerio del Ambiente MAE (2013) se infirieron las zonas intervenidas con los supuestos ecosistemas que predominarían si no hubiese intervención antrópica. Esto es, con el fin de construir un escenario histórico de deforestación de forma espacialmente explícita para cuatro períodos temporales: del mapa de ecosistemas sin intervención (potencial) al 1990, de 1990 a 2000, de 2000 a 2008, y de 2008 a 2014.

Para generar el mapa potencial, se analizaron cada uno de los fragmentos de áreas intervenidas dentro del área de estudio, desde el Norte hasta el Sur del país incluyendo la cordillera oriental de los Andes, las cordilleras amazónicas y tierras bajas detalladas en el Mapa de Ecosistemas para el Ecuador Continental (MAE 2013). En las zonas de las cordilleras, fueron contrastadas con las variables de piso altitudinal y termotipo de cada ecosistema colindante. En las partes bajas, los fragmentos de intervención fueron contrastados con variables de geoforma e inundabilidad. Cuando estas variables no fueron lo suficientemente específicas para asignar los fragmentos a cada ecosistema, se consideró la altitud y distancia hacia el ecosistema más cercano. Por ejemplo, si se encontraba embebido y presentaba las mismas variables abióticas, se lo clasificó como parte del ecosistema circundante. El caso contrario, cuando las áreas intervenidas se encontraban colindantes con varios ecosistemas, se procedió al análisis y consultas a expertos en las áreas de estudio y se marcó el límite de la distribución potencial (Fig. 9). Una vez diseñado el Mapa de Ecosistemas sin intervención, se realizaron análisis comparativos de las áreas deforestadas en las ventanas temporales 1999, 2000, 2008 y 2014.

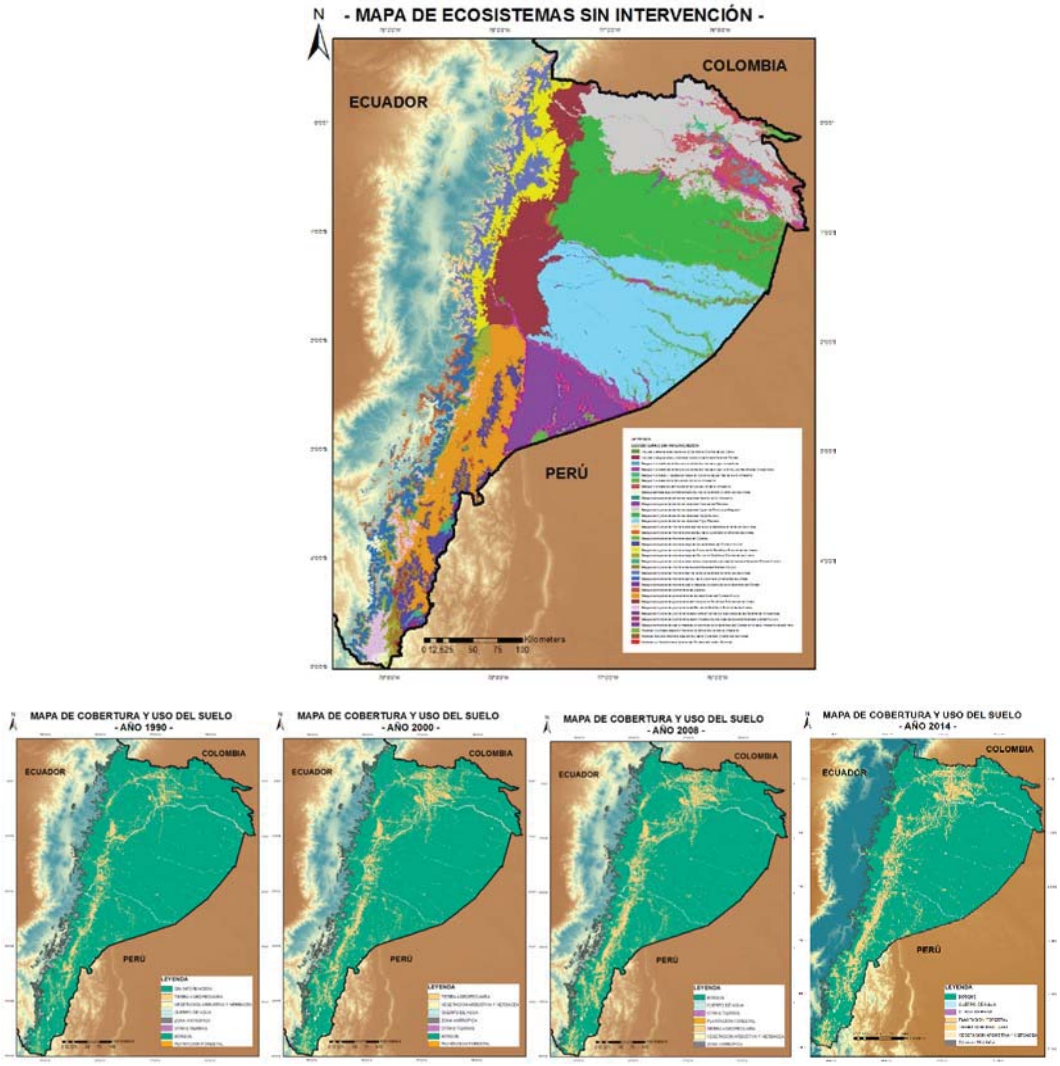


Figura 9. Modelo cero de ecosistemas (superior), de cobertura y uso del Suelo en los años 1990, 2000, 2008 y 2014 (de izquierda a derecha, inferior).

La evaluación de las tendencias de perturbación se basó en el procesamiento y análisis de la conversión de las áreas con bosques hacia áreas perturbadas, basándose en los Mapas de Deforestación o Mapas de Cobertura y Uso del Suelo de diferentes períodos temporales (Peralvo 2010, MAE 2012a). En un primer paso, se diferenciaron las áreas de bosque natural prístino y las áreas perturbadas, a partir de las categorías identificadas en los Mapas de Deforestación (Tabla 1). Como segundo paso, se realizó una reclasificación de éstas categorías a partir de los mapas de deforestación histórica para los años 1990, 2000, 2008 y 2014 de forma que al bosque natural no intervenido, así como a la vegetación arbustiva y herbácea se le asignó un valor 1, y a las áreas perturbadas (zonas antrópicas, tierras agropecuarias y plantaciones forestales) un valor de 10 (Fig. 9, Tabla 1).

Tabla 1. Definiciones y valores asignados de reclasificación para las categorías de análisis de la conversión de las áreas boscosas hacia áreas perturbadas en la Cuenca Amazónica de Ecuador. *Categorías según el Ministerio del Ambiente del Ecuador.

Categoría*	Definición	Tipología	Reclasificación
Bosque	Comunidad vegetal de por lo menos una hectárea, con árboles de 5 m. de altura y con un mínimo de 30% de cobertura del dosel o capa aérea vegetal. Incluye a las áreas cubiertas de bambú y palmas nativas, siempre que éstas alcancen el límite mínimo establecido en cuanto a altura y cubierta de copas. Excluye a las formaciones de árboles utilizadas en sistemas de producción agrícola, por ejemplo plantaciones frutales, plantaciones de palma africana y sistemas agroforestales, árboles que crecen en parques y jardines urbanos.	Área con bosque natural	VALOR 1
Vegetación arbustiva y herbácea	Áreas cubiertas por arbustos y vegetación herbácea producto de un proceso biológico natural, que no incluye áreas agropecuarias.		
Zona antrópica	Asentamiento humano y la infraestructura que lo complementa.	Área perturbada	VALOR 10
Tierra agropecuaria	Esta categoría incluye áreas con cultivos agrícolas y pastos plantados, o que se encuentran dentro de una rotación entre éstos.		
Plantaciones forestales	Áreas forestales establecidas mediante la plantación y/o siembra en el proceso de forestación o reforestación. Son especies introducidas (en todas las plantaciones) o áreas manejadas de forma intensiva de especies autóctonas, que cumplen con los siguientes requisitos: una o dos especies en plantación, de la misma edad y espaciamiento regular.		
Cuerpo de agua	Área que se encuentra cubierta o saturada de agua estática o en movimiento, natural o artificial que reposa sobre la superficie terrestre por todo o una parte del año	Otros	NO DATA
Otras tierras	Áreas con poca o ninguna vegetación, afloramientos rocosos, glaciares y otras clases que no estén incluidas en ninguna de las otras categorías		

Finalmente, se calculó el área de bosque remanente para cada uno de los 34 ecosistemas, de acuerdo a los cuatro períodos temporales. En contraparte, estos insumos sirvieron como base de análisis de diversos cálculos (Tabla 1):

- Área deforestada relativa de cada ecosistema entre el mapa cero, modelos 1990, 2000, 2008 y comparadas con el modelo más reciente, a 2014.

- Porcentaje respecto al área total deforestada hasta el presente (2014): calculada dividiendo el área de bosque remanente en cada ecosistema particular entre el área total de bosque remanente en el presente (2014), y multiplicando por 100.

- Importancia ecosistémica relativa (REI): calculada dividiendo el área de cada ecosistema control entre el área control de todos los ecosistemas. Estos valores oscilaron entre cero y uno, tendiendo a uno cuando el área total disponible es igual al área control de cada ecosistema particular (Ortega-Andrade *et al.* 2015).

- Porcentaje de ecosistema deforestado: calculada multiplicando el área deforestada de cada ecosistema hasta el 2014 por 100, y dividiéndola por el área del ecosistema control en particular.

- Porcentaje de ecosistema prístino: calculado realizando la diferencia de 100 y el porcentaje de ecosistema deforestado.

La tasa de conversión de ecosistemas fue explorada, en un primer paso, a través de modelos lineales. Sin embargo, es necesario aplicar modelos mixtos, dado el anidamiento temporal existente entre los distintos mapas de cobertura vegetal. La proyección de la tendencia de conversión de bosques hacia el año 2040 fue calculada de acuerdo a las ecuaciones de regresión que mejor se ajustaron a cada modelo. Los análisis estadísticos se desarrollaron con la paquetería estadística SPSS (PASW Statistics, http://www.spss.com.hk/statistics/). Los análisis espaciales y álgebra de mapas fueron realizados con ArcTool Box de ArcMap 10.2. La resolución de las celdas, o tamaño de pixel, fue de 0.0083 grados, que corresponden a ~1 km2 en cada celda raster.

Evaluación categorías de amenaza de los ecosistemas Amazónicos.

Este estudio se basó en la metodología propuesta por la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), la cual propone un mecanismo estandarizado de análisis y evaluación, que es comparativo a nivel global (Keith *et al.* 2015). Esta propuesta se basa en la experiencia en el desarrollo de las listas rojas de especies alrededor del mundo desde 1950 (Rodríguez *et al.* 2011). Los criterios y subcriterios aplicados se detallan en el Apéndice 2.

La importancia de utilizar esta metodología radica en que es consistente y complementaria a las Categorías y Criterios de Lista Roja de Especies de UICN, por lo que permite medir riesgos de extinción (Rodríguez *et al.* 2011). Se caracteriza por ser transparente, objetiva y científicamente rigurosa, aprovechando tanto datos históricos como informaciones recientes. La forma de evaluar es de fácil comprensión por el público y es de fácil aplicación por los gestores de políticas públicas, por ser explícita y clara sobre cómo las evaluaciones de riesgo pueden apoyar las decisiones de conservación, uso de la tierra y prioridades de inversión. También se puede aplicar a sistemas terrestres, marinos, dulceacuícolas y subterráneos, a diferentes escalas desde local hasta global, y resoluciones espaciales desde fina hasta gruesa. Adicionalmente, se pueden reflejar niveles crecientes de riesgo y pérdida de función de fácil cuantificación y monitorización, ya que es un método estandarizado para comparar ecosistemas (CGE-UICN-Provita 2014).

Categorías de Amenaza de los ecosistemas.

Para evaluar a un ecosistema se necesita la aplicación de criterios que consideren medidas de su función ecológica y tomen en cuenta al menos tres características de las causas de amenazas: inmediatez, alcance y severidad del disturbio (Master *et al.* 2009). Los indicadores de la pérdida de función ecológica pueden estar relacionados con medidas asociadas a amenazas específicas como especies exóticas invasivas, a medidas de estructura como cambios en riqueza de especies, o medidas de función como cambios de ciclaje de nutrientes, flujo energético, entre otras (Rodríguez *et al.* 2010).

Keith *et al.* (2013) presentan ocho categorías de riesgo aplicables a nivel mundial y sus respectivos criterios (Figs. 10-11, Apéndice 2):

Colapso, Eliminado o Extinto (EL): corresponde a aquellos ecosistemas que han experimentado una transformación abrupta y no es posible distinguir los elementos fundamentales de su composición o estructura. La eliminación ocurre con una sustitución absoluta de la cobertura o por la pérdida de una o más funciones ecológicas clave dentro de su distribución. Esta categoría es análoga a extinto (EX) para especies (IUCN 2014).

Las categorías **En Peligro Crítico (CR)**, **En Peligro (EN)** y **Vulnerables (VU)** son asignadas sobre la base de umbrales cuantitativos diseñados para reflejar diferentes grados de riesgo de eliminación y forman parte del grupo de ecosistemas amenazados.

Casi Amenazado (NT), se aplica a casos que no se califican como amenazados en el presente, pero que están muy cerca de los valores umbrales y se podrían calificar en el futuro cercano. Los ecosistemas no satisfacen los criterios cuantitativos de las tres categorías de amenaza antes citadas.

Preocupación Menor (LC), se debe asignar a ecosistemas que no se califiquen (ni estén cerca de calificarse) como amenazados o casi amenazados.

Datos Insuficientes (DD), se asigna esta categoría en casos donde no se dispone de suficiente información como para hacer una evaluación confiable del riesgo de eliminación. Antes de clasificar un ecosistema como Datos Insuficientes, la UICN recomienda agotar todas las fuentes de información existentes y aprovechar cualquier dato del que se disponga, para evitar que ecosistemas realmente amenazados sean eliminados, ignorados o subestimados al momento de definir acciones de conservación.

No Evaluado (NE) se refiere a ecosistemas cuya valoración no ha sido contrastada con los criterios.

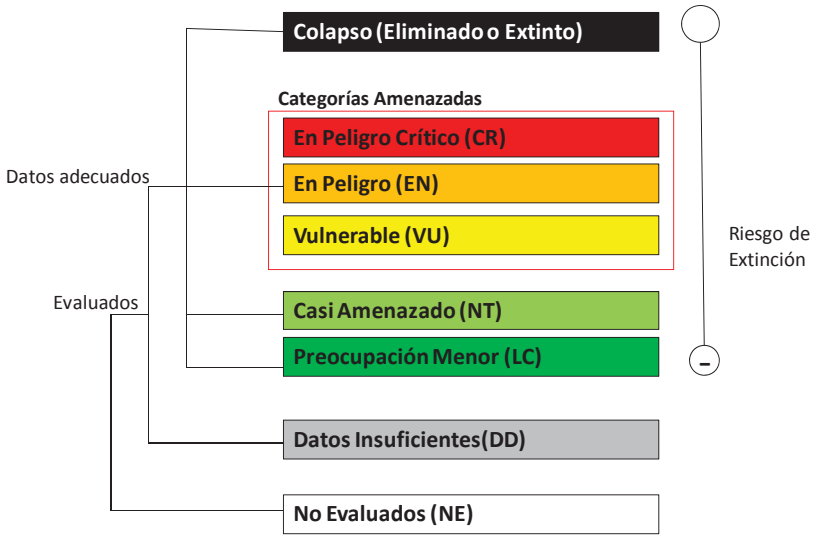


Figura 10. Lista Sistema de Categorías y Criterios para Ecosistemas Amenazados (Rodríguez *et al.* 2011).

Criterios para evaluar las categorías de amenaza de los ecosistemas.

Cinco son los criterios propuestos para evaluar los ecosistemas amenazados propuestos por Keith *et al.* (2013). El criterio **A** se relaciona con la declinación en distribución, el **B** relacionado con aquellos ecosistemas con distribución restringida, el **C** que refiere a degradación abiótica del ambiente, el **D** sobre la alteración en los procesos bióticos y las interacciones, y el **E** que refiere a aquellos análisis cuantitativos sobre el riesgo de colapso. Dada la naturaleza de los datos y la información disponible, aplicamos los criterios A y B, que refieren principalmente a las tasas de deforestación evaluadas en ventanas temporales y a la extensión de los ecosistemas con distribución restringida, respectivamente (Rodríguez *et al.* 2015).

Criterio A

El criterio A identifica las modalidades ecosistémicas que presentan una declinación en su extensión espacial en el presente, o en un futuro cercano. Los cambios en la distribución espacial pueden ser inferidos mediante mapas en diferentes periodos temporales (Fig. 11). También se ha de tener en cuenta la naturaleza de los patrones de cambio (incremento, constante o decremento), así como estimaciones de las tasas de pérdida en periodos de 50 años.

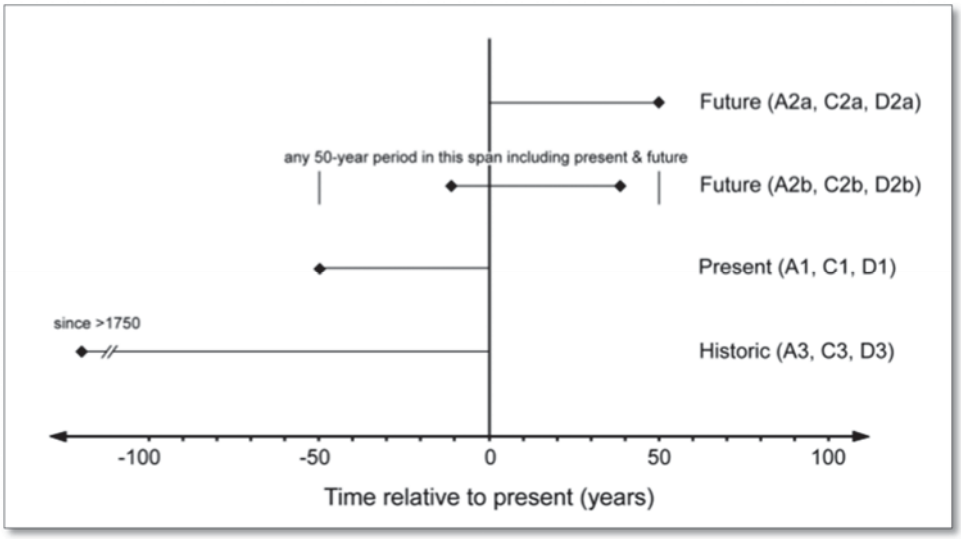


Figura 11: Criterios y subcriterios que son aplicados, según los intervalos temporales de evaluación (Keith *et al.* 2013).

Según la información disponible para los ecosistemas amazónicos de Ecuador, únicamente se pudo aplicar el criterio **A2b**, que hace referencia a un periodo temporal de 50 años incluyendo el pasado y el futuro (desde 1990 y con proyecciones al 2040), y el criterio **A3** tomando como referencia el mapa potencial de ecosistemas sin intervención (Keith *et al.* 2013) (Fig. 11). Los criterios A1 y A2a no se pudieron aplicar por no contar con información suficiente relativa a periodos de 50 años hacia el futuro, ni hacia el pasado (únicamente se cuenta con información desde 1990).

Para aplicar las subsecuentes categorías de amenaza respecto al criterio **A2b**, se realizaron regresiones lineales desde 1990 hasta el presente (2014) y se proyectaron al 2040 para obtener estimaciones del área en ese momento futuro. Posteriormente, se calculó el porcentaje de reducción del ecosistema proyectado al 2040, obteniendo así los porcentajes para aplicar en los umbrales establecidos en las categorías de la UICN (Rodríguez *et al.* 2015).

En el caso del criterio **A3**, se realizó un cálculo del porcentaje del área perdida del ecosistema, comparando los remanentes prístinos en la actualidad con el mapa potencial de ecosistemas sin intervención. Posteriormente, se aplicaron las categorías de amenaza en base a los porcentajes mencionados.

Criterio B

El criterio B se enfoca en ecosistemas de distribución restringida en el presente (<50.000 km²), con declinación evidente en el futuro, procesos interventivos o pocas localizaciones en el espacio geográfico. Para aplicar este criterio, es necesario realizar dos tipos de cálculos métricos del área de los remanentes prístinos existentes en la actualidad. Por un lado, el cálculo de la

Extensión de Ocurrencia (EOO), medida como el área contenida dentro de un polígono que abarque a todos los fragmentos del ecosistema en cuestión. Por otro, el cálculo del Área de Ocupación (AOO), medida mediante el conteo del número de celdas de 10 x 10 km² que contienen un mínimo de 1 km² de remanentes prístinos del ecosistema en cuestión.

Una vez realizados los cálculos métricos, se procedió a la aplicación de los subcriterios requeridos para poder aplicar las categorías de amenaza.

Para aplicar el criterio **B1**, es necesaria la información aportada por el cálculo de la Extensión de Ocurrencia, así como que el ecosistema evaluado cumpla con al menos uno de los tres subcriterios:

> (a) Que se observe o infiera una declinación continua de ***i.*** la medida de extensión apropiada para el ecosistema, o ***ii***. la medida de calidad ambiental apropiada para las características de la biota, o ***iii.*** la medida de la disrupción de interacciones bióticas apropiadas para las características de la biota del ecosistema.
>
> (b) Si se observan procesos interventivos que son probables causas de declinaciones continuas en la distribución geográfica, de la calidad ambiental o interacciones bióticas en los próximos 20 años.
>
> (c) Subcriterio relacionado con el número de localidades en las que el ecosistema esté afectado, relacionado con las diferentes amenazas a las que esté expuesto en toda su distribución geográfica (Keith *et al.* 2013, Keith *et al.* 2015).

Para aplicar el criterio **B2**, se asignó mediante conteo del número de celdas en las que el ecosistema esté presente (AOO), y la asignación de al menos un criterio de los tres comentados en la aplicación del criterio B1.

Aplicación de los criterios A y B en los ecosistemas Amazónicos de Ecuador.

Nuestra propuesta integró información relacionada con modelos de tasas de deforestación (Criterio A) y ecosistemas con distribución restringida (Criterio B), en base a datos numéricos e indicadores de los modelos de amenazas, cambio climático y especies clave. La aplicación de los criterios y subcriterios en base a los indicadores generados fueron desarrollados con el asesoramiento de los especialistas mediante talleres de trabajo, donde se evaluaron las categorías de amenaza para los 35 ecosistemas de la Amazonía de Ecuador.

La evaluación fue individual por cada ecosistema, con el uso de fichas técnicas que incluyeron los siguientes datos e indicadores: **1)** Código del ecosistema en los mapas y resultados**, 2)** nombre del ecosistema, **3)** Categoría de Amenaza, **4)** Ubicación geográfica en la Amazonía de Ecuador, **5)** imagen del ecosistema, **6)** tendencia de la tasa de deforestación entre modelos 1990-2014, **7)** tendencia de la tasa de deforestación entre modelo prístino (cero/histórico) - 2014, **8-11)** indicadores de los modelos de flora, aves, anfibios y mamíferos para el ecosistema, **12)** modelo de amenazas, **13)** modelo de cambio climático donde se representan las expansiones y contracciónes climáticas en la geografía del ecosistema, **14)** porcentajes relativos al área del ecosistema con expansiones y contracciones climáticas, **15)** Efecto del cambio climático en el ecosistema, **16)** fecha de la evaluación de la categoría de amenaza, **17)** comentarios varios sobre el estado de conservación y categoría de amenaza del ecosistema. En este caso, para evaluar el criterio A se utilizaron los literales 6 y 7, mientras que para aplicar el criterio B se emplearos los demás indicadores (Fig. 12).

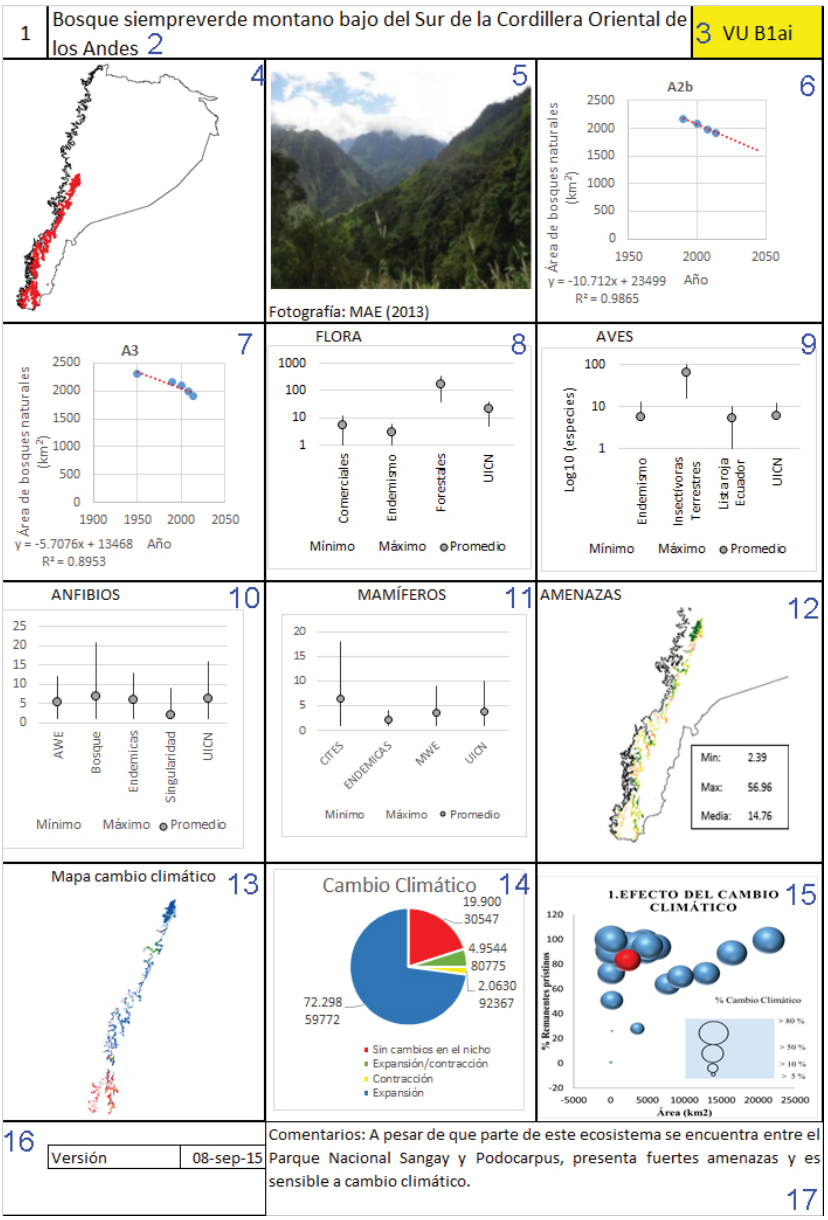


Figura 12. Ejemplo de la ficha de indicadores utilizada para aplicar los Criterios A y B de la lista roja de Ecosistemas de la UICN (Keith *et al.* 2013). Los números corresponden a los detallados en el texto: **1)** Código del ecosistema en los mapas y resultados**, 2)** nombre del ecosistema, **3)** Categoría de Amenaza, **4)** Ubicación geográfica en la Amazonía de Ecuador, **5)** imagen del ecosistema, **6)** tendencia de la tasa de deforestación entre modelos 1990-2014, **7)** tendencia de la tasa de deforestación entre modelo prístino (cero/histórico) - 2014, **8-11)** indicadores de los modelos de flora, aves, anfibios y mamíferos para el ecosistema, **12)** modelo de amenazas, **13)** modelo de cambio climático donde se representan las expansiones y contracciónes climáticas en la geografía del ecosistema, **14)** porcentajes relativos al área del ecosistema con expansiones y contracciones climáticas, **15)** Efecto del cambio climático en el ecosistema, **16)** fecha de la evaluación de la categoría de amenaza, **17)** comentarios varios sobre el estado de conservación y categoría de amenaza del ecosistema.

Modelo de Áreas prioritarias para la conservación en la Cuenca Amazónica

Las áreas prioritarias de conservación suponen la identificación de huellas geográficas en una determinada área considerando un marco conceptual preestablecido, para su combinación jerárquica mediante la aplicación de estrategias de ponderación, y la subsecuente suma acumulativa (Sáenz y Martínez 2005).

En este contexto, el marco conceptual preestablecido para el área de estudio comprende tres niveles de datos no jerárquicos:

- Nivel 1 de Condiciones biofísicas del sistema natural (Mapa Biofísico):
    - Funcionalidad → Mapa de remanentes forestales
    - Composición y estructura →Mapa de Ecosistemas amenazados, Mapa de Especies Amenazadas, Mapa de Riqueza de especies y Mapa de Criterios de selección de especies.
- Nivel 2 de Estrategias e intereses
    - Zonas de interés → Mapa de SNAP y Bosques protectores.
- Nivel 3 de Factores de Cambio del sistema natural:
    - Superficie de Riesgo Ambiental (ERS) → Mapa de Amenazas

El Nivel 1, comprende la consideración de las condiciones biofísicas del sistema natural, englobando por un lado la funcionalidad, y por otro la composición y estructura. La funcionalidad se reflejó mediante la creación de una capa con unidades de planificación estandarizadas a modo de hexágonos de 5km² en todo el área de estudio, los cuales sirvieron como moldes para la intersección con la capa de deforestación del más reciente (año 2014), y la subsecuente determinación del área de bosque contenida en cada unidad de planificación.

De esta forma, se desestimaron de los siguientes análisis todos aquellos hexágonos con una superficie de bosque menor al 35% de la superficie del hexágono; esto es, menor de 1.75 km² por unidad de análisis. Este criterio se aplicó para asegurar un mínimo de cobertura vegetal a los procesos de conectividad y para propiciar la compactación de las áreas, evitando así que la selección de áreas prioritarias se enfoque a fragmentos dispersos o de reducido tamaño con gran efecto borde (Sáenz y Martínez 2005). De esta forma, se conservaron las unidades de planificación con más del 35% de su superficie cubierta por bosque para posteriores análisis.

Por otro lado, respecto al análisis de composición y estructura, se tuvieron en cuenta los mapas producto de los modelos de nicho ecológico. La agrupación diferencial de los modelos de nicho ecológico de flora y fauna en función las categorías o criterios, resultó en la obtención de los mapas de especies amenazadas, mapa de riqueza de especies y mapa de criterios de selección de especies (especies endémicas, de bosque, con singularidad taxonómica, CITES, insectívoras terrestres, comerciales y forestales).

Para la obtención del mapa de riqueza, se agruparon los modelos de nicho ecológico resultantes de todas las especies consideradas en la presente investigación (Tabla 2). A fin de poder implementar categorías de ponderación, a dicho mapa resultante de la compilación de especies se le aplicó el método de Cortes Naturales de Jenks, método que minimiza la variabilidad interna de las clases y maximiza las diferencias entre las mismas; es decir, busca reducir la varianza dentro de las clases y maximizar la varianza entre las mismas (Tabla 3; Jenks 1967).

Tabla 2. Ponderación de importancia aplicada al modelo de riqueza.

Número de modelos acumulados de especies	**Valoración**
80 – 360	1
360 – 594	2
594 – 825	3
825 – 1040	4
1040 - 1247	5

En el caso de las especies amenazadas, se agruparon y sumaron entre todos los componentes, con el objetivo de aplicar los criterios de ponderación diferenciales (Tabla 3):

Tabla 3. Ponderación de importancia aplicada a los modelos de especies amenazadas.

Categoría de Amenaza	**Valoración**
CASI AMENAZADA (NT)	1
VULNERABLE (VU)	3
EN PELIGRO (EN)	4
CRÍTICA (CR)	5

Los modelos de indicadores comunes entre grupos bióticos (p.ej. endemismo, especies amenazadas) y aquellos indicadores únicos por grupos (p.ej. especies de bosque, con singularidad taxonómica, CITES, comerciales, forestales e insectívoras terrestres), fueron compilados en un mapa único. A los indicadores únicos se les asignó un valor unitario, mientras que a los indicadores específicos se les atribuyó una contribución relativa de ¼ de valor. Posteriormente, el mapa final se subdividió en rangos como el mapa de riqueza, mediante los cortes naturales de Jenks (Tabla 4; Jenks 1967):

Tabla 4. Ponderación aplicada a los modelos de indicadores de los componentes bióticos.

Número de modelos acumulados de especies	**Valoración**
5 – 28	1
28 – 46	2
46 – 61	3
61 – 75	4
75 - 89	5

Por último, se consideró el mapa de ecosistemas amenazados como indicador en la composición y estructura del sistema natural. Este mapa fue revisado y supervisado por un comité científico

y profesional, en cuyo caso se asignó a cada ecosistema un peso diferencial de acuerdo a cada categoría de amenaza (Tabla 5):

Tabla 5. Ponderación aplicada a las especies para la determinación del mapa de ecosistemas amenazados.

Categoría de Amenaza de los ecosistemas	Valoración
Zonas intervenidas, Otras áreas, Sin información	0
Casi Amenazado (NT)	1
Vulnerable (VU)	2
En Peligro (EN)	3
En Peligro Crítico (CR)	4

Una vez ya obtenidos los mapas que conforman el Nivel 1, se compilaron en un mapa único (Mapa Biofísico) atribuyendo un valor unitario a los mapas de riqueza de especies y criterios de selección de especies, y el doble de peso a los criterios de amenaza, como el mapa de especies y ecosistemas amenazados.

El **Nivel 2** consideró las categorías de manejo y ubicación de cada área protegida. Así, las zonas intangibles, Parques Nacionales, Reservas Ecológicas, Reservas Biológicas y Refugios de Vida Silvestre fueron excluidas del análisis mediante la imposición de una valoración de cero. A las zonas sin protección se le asignó una valoración de dos, Bosques protectores de tres y por último, a las Reservas de Producción Faunística, Reserva Geobotánica y Zonas de amortiguamiento se le asignó la mayor valoración, de 5 (Tabla 6).

Tabla 6. Ponderación de importancia aplicada a las áreas protegidas según el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) y sin protección, para la determinación del modelo de áreas prioritarias de conservación.

Categoría de manejo del SNAP	Valoración
Zonas intangibles, Parques Nacionales, Reservas Ecológicas, Reservas Biológicas y Refugios de Vida Silvestre	0
Zonas sin protección	2
Bosques protectores	3
Reservas de Producción Faunística, Reserva Geobotánica y Zonas de amortiguamiento	5

Por último, el **Nivel 3** de Factores de Cambio del sistema natural se consideró contemplando el análisis de la superficie de riesgo ambiental (ERS, *Environmental Risk Surfaces*), en base al modelo de amenazas y presiones. Los valores compilados del modelo de amenazas se reclasificaron según el criterio de ponderación en cinco valores, según el método de cortes naturales de Jenks (Jenks 1967), detallados a continuación (Tabla 7):

Tabla 7. Ponderación de importancia a los índices del modelo de amenazas antropogénicas, para la determinación del mapa áreas prioritarias de conservación.

Valor acumulativo de las Amenazas	**Valoración**
0 – 12.87	5
12.87 – 26.31	4
26.31 – 43.66	3
43.66 – 66.62	2
66.62 – 142.76	1

Finalmente, para obtener el mapa final de Áreas prioritarias para la conservación, se compilaron cada una de las valoraciones expresadas en cada huella geográfica. Primero, se realizó una superposición algebraica de cada nivel, modificando el nivel de importancia de cada uno para evaluar las combinaciones más estables. Posteriormente, se seleccionó el modelo final expresado mediante la fórmula (Sáenz y Martínez 2005):

$$I = \frac{BF + 0.25\,EI + 0.75\,FC}{2}$$

Siendo,

I = valor de importancia

BF = Condiciones Biofísicas del sistema natural

EI = Estrategias e intereses

FC = Factores de cambio del sistema natural

RESULTADOS

Bases de datos.

Flora. La base de datos de flora cruda tuvo un total de 1'211.413 registros correspondientes a tres países: Colombia, Ecuador y Perú. Una vez depurada, se obtuvo una base de datos unificada de los tres países conformados por 317,640 registros pertenecientes a 15,086 especies la cual incluyó los diferentes hábitos. Posteriormente, se seleccionaron árboles y arbustos hasta obtener una base en la cual se pudo considerar como "cruda" o la original, conformada por 86,012 registros pertenecientes a 5,748 especies. El siguiente paso fue seleccionar solamente los registros de árboles, se eliminaron duplicados de localidades y sitios sin coordenadas geográficas, por lo cual se obtuvo una base de 72,318 registros que incluyó a 4.203 especies. A partir de esta base de datos se realizó un análisis de las especies que presentaban más de 10 registros para modelar, y se obtuvo 72,065 registros de 1,664 especies. Se escogieron las especies que presentaban nombres aceptados taxonómicamente, dando así una base final compuesta por un total de 57,382 registros correspondientes a 1,351 especies. No se escogieron especies para el modelado, cuya distribución y taxonomía eran dudosas.
De esta manera, se emplearon 35,283 registros (61%) correspondientes a 613 especies clave (50%) para generar los modelos (Figs. 13 y 14).

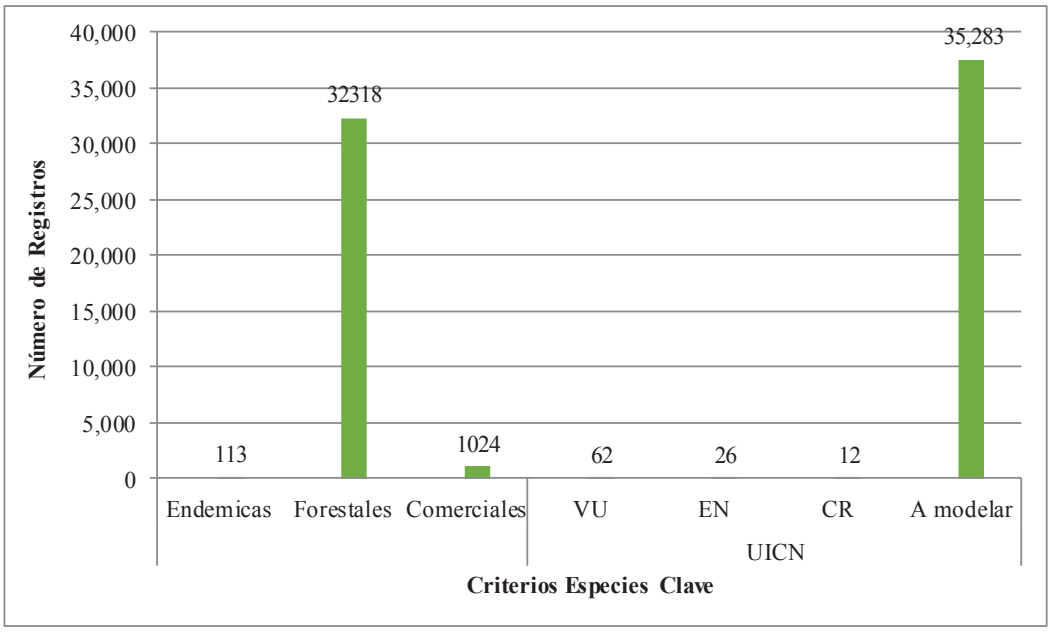


Figura 13. Número de registros de la base de datos de árboles correspondientes a 613 especies de árboles, distribuidos en los criterios de especies clave a modelar.

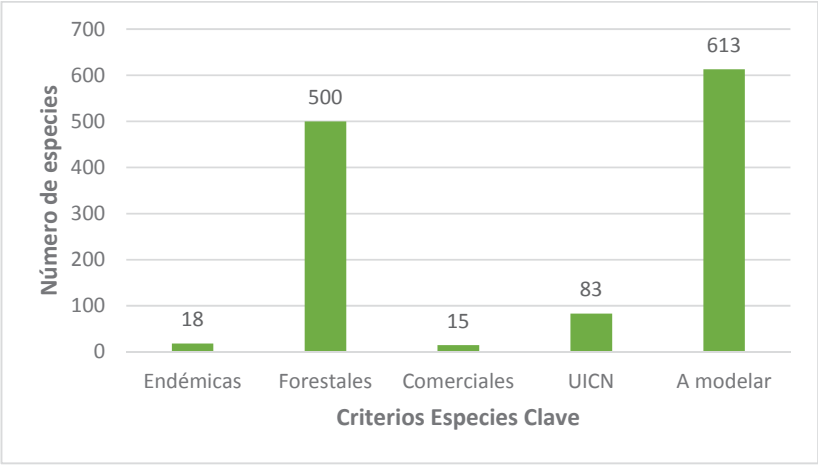


Figura 14. Distribución de las 613 especies clave de acuerdo los criterios de selección para los modelos de flora.

Aves. La base de datos de aves constó con un total de 354 019 registros geo-referenciados, correspondientes a 258 especies. Es éstas, 30 especies son endémicas (*sensu* Stattersfield *et al.* 1998), 39 especies están clasificadas dentro de alguna categoría de amenaza a escala nacional (Granizo *et al.* 2002), 66 especies están amenazadas a escala global (BirdLife 2015) y 191 especies pertenecen a la superfamilia Furnarioidea de insectívoros terrestres (Canaday 1997); especificaciones que corresponden a los criterios seleccionados para este grupo. Las Figuras 15 y 16 ilustran el número de especies y el número de registros por criterio que se encuentran en la base de datos.

De la lista de 258 especies pre-seleccionadas según los criterios de priorización, 252 (97.7 %) cuentan con más de diez registros y son aquellas que fueron modeladas. En total, la base de datos de especies a modelar cuenta con 601,87 registros validados (Figs. 15 y 16).

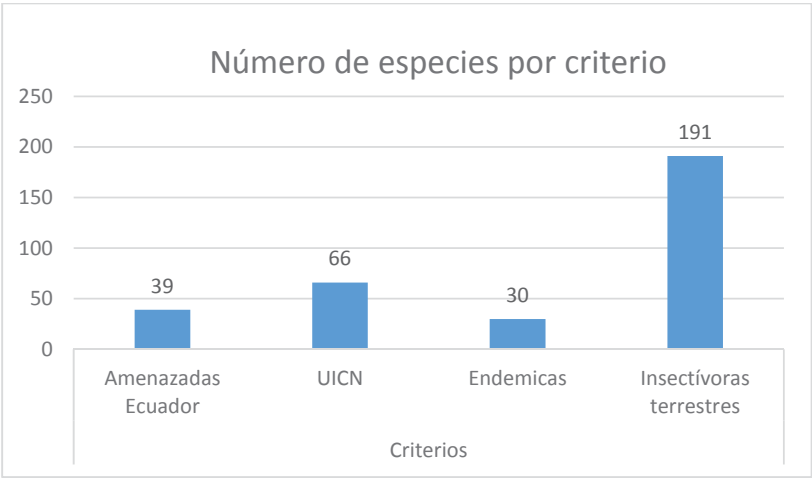


Figura 15. Número de especies por criterio de selección incluidas en la base de datos de aves.

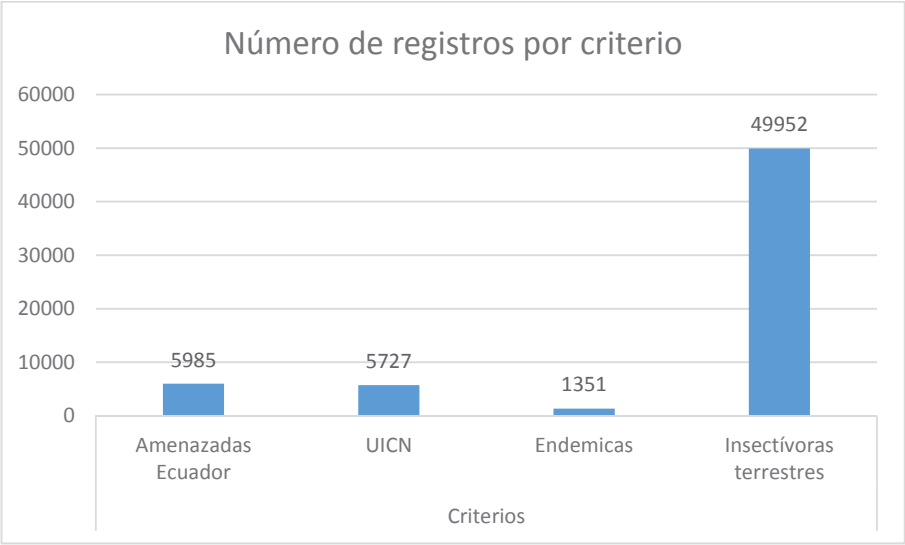


Figura 16. Número de registros por criterio de selección incluidos en la base de datos de aves.

Mamíferos. Se reporta un total de 6308 de registros de 237 especies que pertenecen a la región amazónica y vertientes orientales andinas de Sudamérica de 11 países. De éstas, 191 especies (80.59%) cuentan con más de 10 registros (un total de 6077), las cuales fueron modeladas; mientras que las 46 especies (19%) restantes tienen 9 registros o menos.

De las 191 especies modeladas, 6 especies fueron endémicas (Pinto y Nicolalde 2015), 14 clasificadas dentro de las categoría de amenaza de En Peligro (EN) y Vulnerable (VU) a nivel mundial (www.iucnredlist.org) y 12 especies en las categorías de Vulnerable (VU), En Peligro (EN), en Peligro Crítico (CR) y extintas (EX) a nivel nacional (Pinto et al. 2015). Un total de 32 especies se encuentran en los Apéndices I y II del CITES (CITES y UNEP 2014; Figs. 17 y 18).

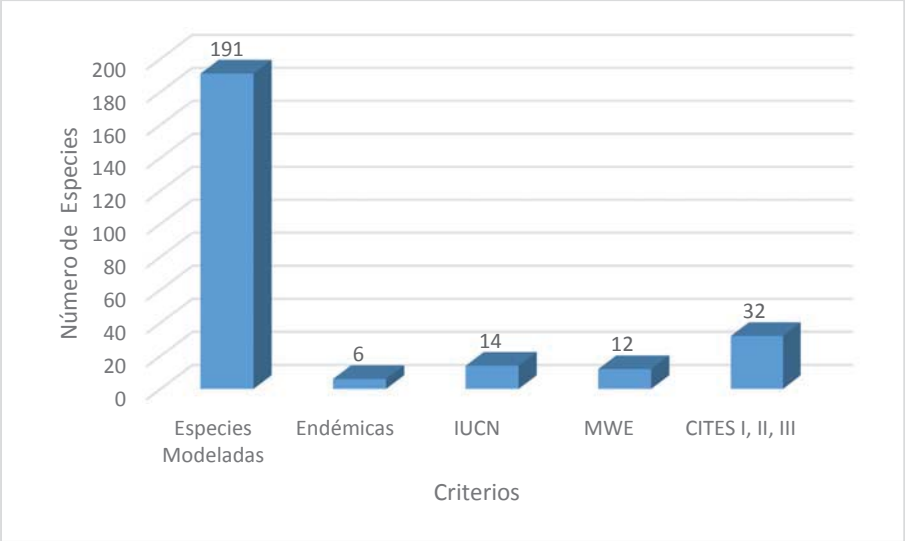


Figura 17. Registros de mamíferos amazónicos y de estribaciones orientales andinas para modelar.

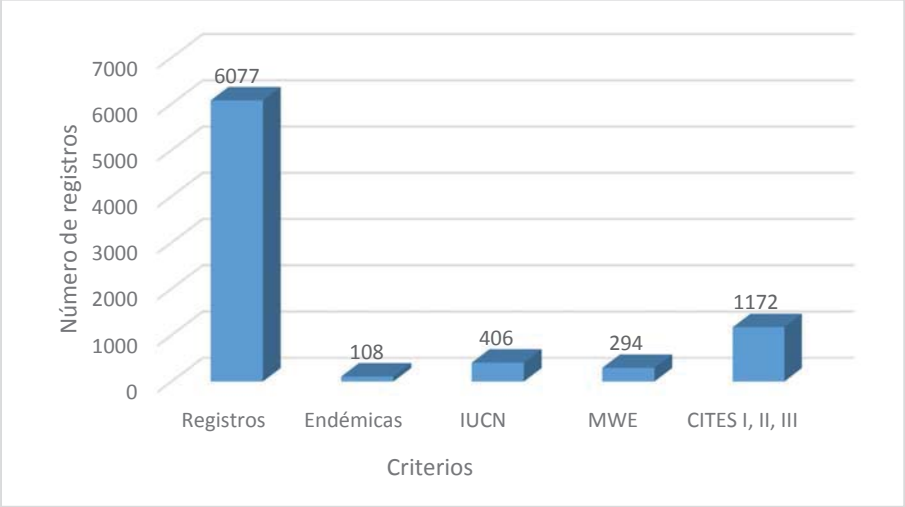


Figura 18. Número de registros por cada criterio seleccionado para mamíferos.

Durante el taller con expertos se analizaron los registros de 27 especies cuyos datos de ocurrencia facilitaron la resolución de problemas en la delimitación de las M's.

Anfibios. Dentro de la lista de las especies presentes en el área de estudio se consideran a los órdenes Anura, Gymnophiona y Caudata, de los cuales validaron datos georreferenciados de 286 especies, con un total de 7625 registros dentro de la base cruda. Después de revisar los registros y haber pasado por el filtro de los criterios clave, se determinaron un total de 109 especies que poseen 10 o más registros (total de 2558 registros) distribuidas en cinco criterios clave (Figs. 19 y 20).

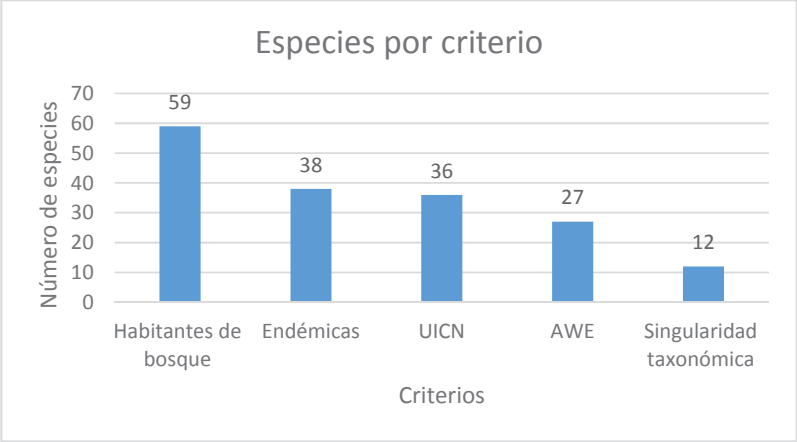


Figura 19. Número de especies por criterio seleccionado para realizar los modelos de nicho de anfibios.

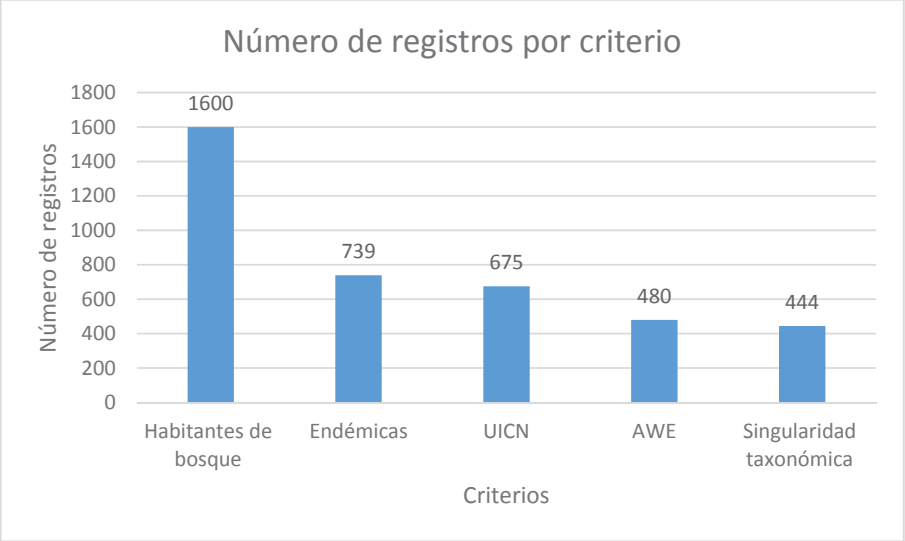


Figura 20. Número de registros por criterio establecido para anfibios en la base de datos final

Durante el taller de validación de la base de datos se revisaron un total de 30 especies conflictivas, excluyendo aquellas especies comunes que pertenecen a complejos de especies y que no han sido separadas taxonómicamente, además de remover localidades que no coindicen con la distribución conocida de las especies.

Modelos de nicho ecológico de especies clave e indicadores.

Riqueza. Los ecosistemas que albergan mayor riqueza corresponden a las tierras bajas de la Amazonía ecuatoriana (identificador numérico, entre paréntesis, representado en el Anexo 1), específicamente: (21) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza, (4) Bosque Siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía, (10) Bosque Siempreverde Piemontano de Galeras, (20) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray, (12) Bosque Siempreverde Piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, (25) Bosque Siempreverde montano bajo de Galeras, (28) Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras y (29) Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonía (Fig. 21).

Por el contrario, los ecosistemas con la menor riqueza especies registrada corresponden a bosques (7) Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (22) Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, (23) Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco, (24) Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (33) Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes y (34) Arbustal siempreverde y Herbazal montano de la cordillera del Cóndor (Fig. 21; Anexos 1-2).

Endemismo. Los ecosistemas que albergan mayor endemismo corresponden a las estribaciones del norte y a las cordilleras sur orientales, específicamente los bosques: (25) Bosque

Siempreverde montano bajo de Galeras, (10) Bosque Siempreverde Piemontano de Galeras, (26) Bosque Siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutukú, (14) Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de roca caliza de las Cordilleras Amazónicas, (12) Bosque Siempreverde Piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, (31) Bosque Siempreverde montano bajo del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes y (2) Bosque Siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú (Fig. 22; Anexos 1, 3).

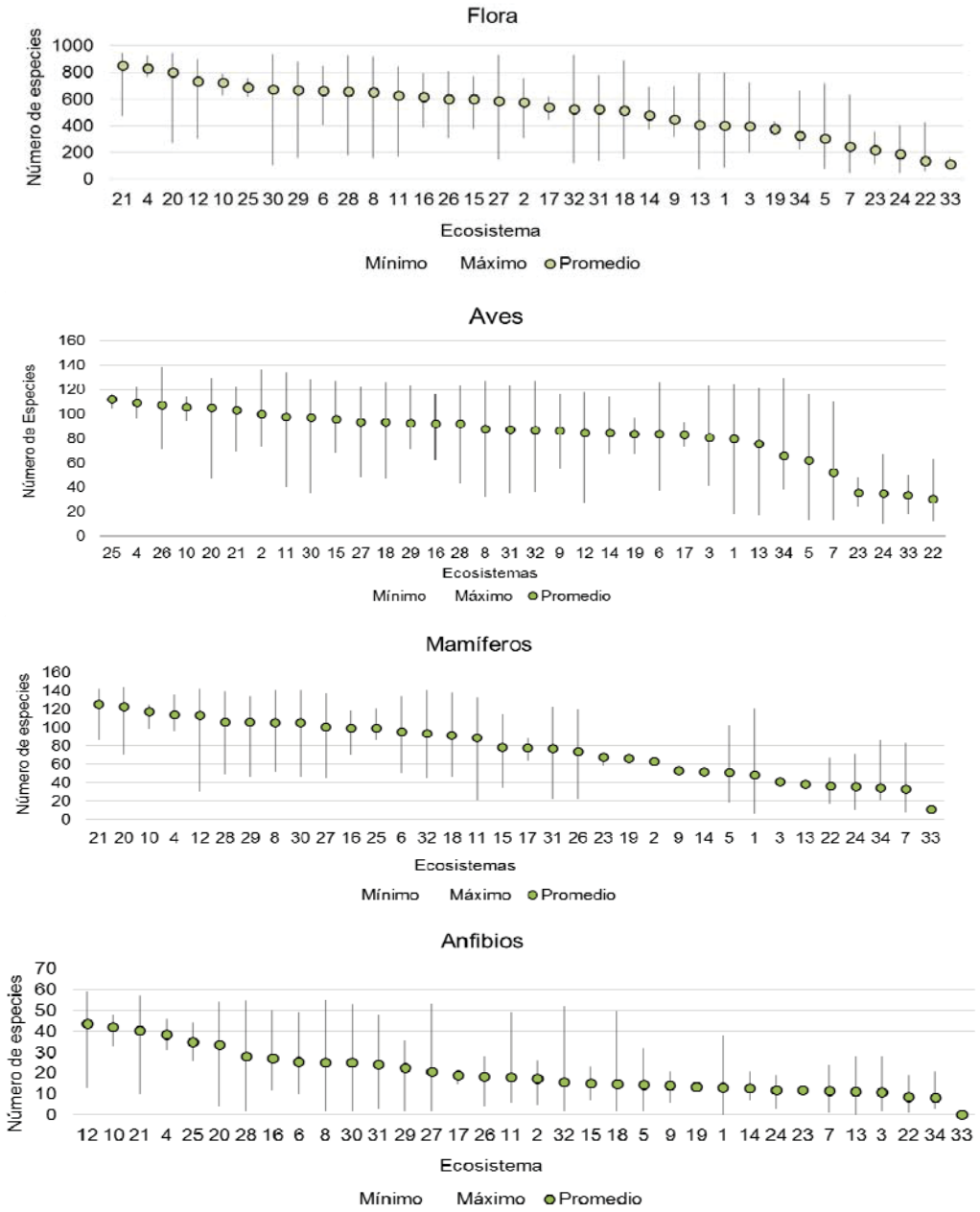


Figura 21. Riqueza relativa de las especies clave seleccionadas por grupo taxonómico. Se representan los valores máximos, mínimos y promedio de modelos de especies de flora, aves,

mamíferos y anfibios representados para cada ecosistema de la Amazonía ecuatoriana, ordenados descendentemente (Anexo 1, para identificadores numéricos).

Especies amenazadas a nivel mundial. Los ecosistemas que albergan mayor número de especies amenazadas según la UICN corresponden a las estribaciones del norte y sur de la cordillera oriental y tierras bajas de la Amazonía específicamente los bosques: 25) Bosque siempreverde montano bajo de Galeras, (10) Bosque siempreverde piemontano de Galeras, (11) Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú, (21) Bosque siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza, (4) Bosque Siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía, (2) Bosque Siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú y (12) Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes (Fig. 23, Anexos 1, 4).

Especies amenazadas según Lista Roja de Ecuador. Los ecosistemas que albergan mayor número de especies amenazadas según la lista roja de Ecuador corresponden a la cordillera oriental de los Andes norte y sur y bosques Piemontano del norte, específicamente los ecosistemas: (10) Bosque siempreverde piemontano de Galeras, (25) Bosque siempreverde montano bajo de Galeras, (4) Bosque Siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía y (26) Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutukú y (31) Bosque siempreverde montano bajo del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes (Fig. 24, Anexos 1, 5).

Flora-Especies Comerciales. Según el indicador de especies comerciales, los ecosistemas con mayor concentración de modelos de nicho ecológico corresponden a las tierras bajas de la Amazonía ecuatoriana; específicamente en el: (21) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza, (20) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray, (4) Bosque Siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía, (12) Bosque Siempreverde Piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, (6) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza, (28) Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas, (11) Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú y (16) Arbustal siempreverde ripario de la Cordillera Oriental de los Andes (Fig. 25, Anexos 1, 6).

A nivel general, los ecosistemas con el menor número de modelos de especies corresponden al: (22) Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, (24) Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (23) Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco y (33) Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes (Fig. 25, Anexos 1, 6).

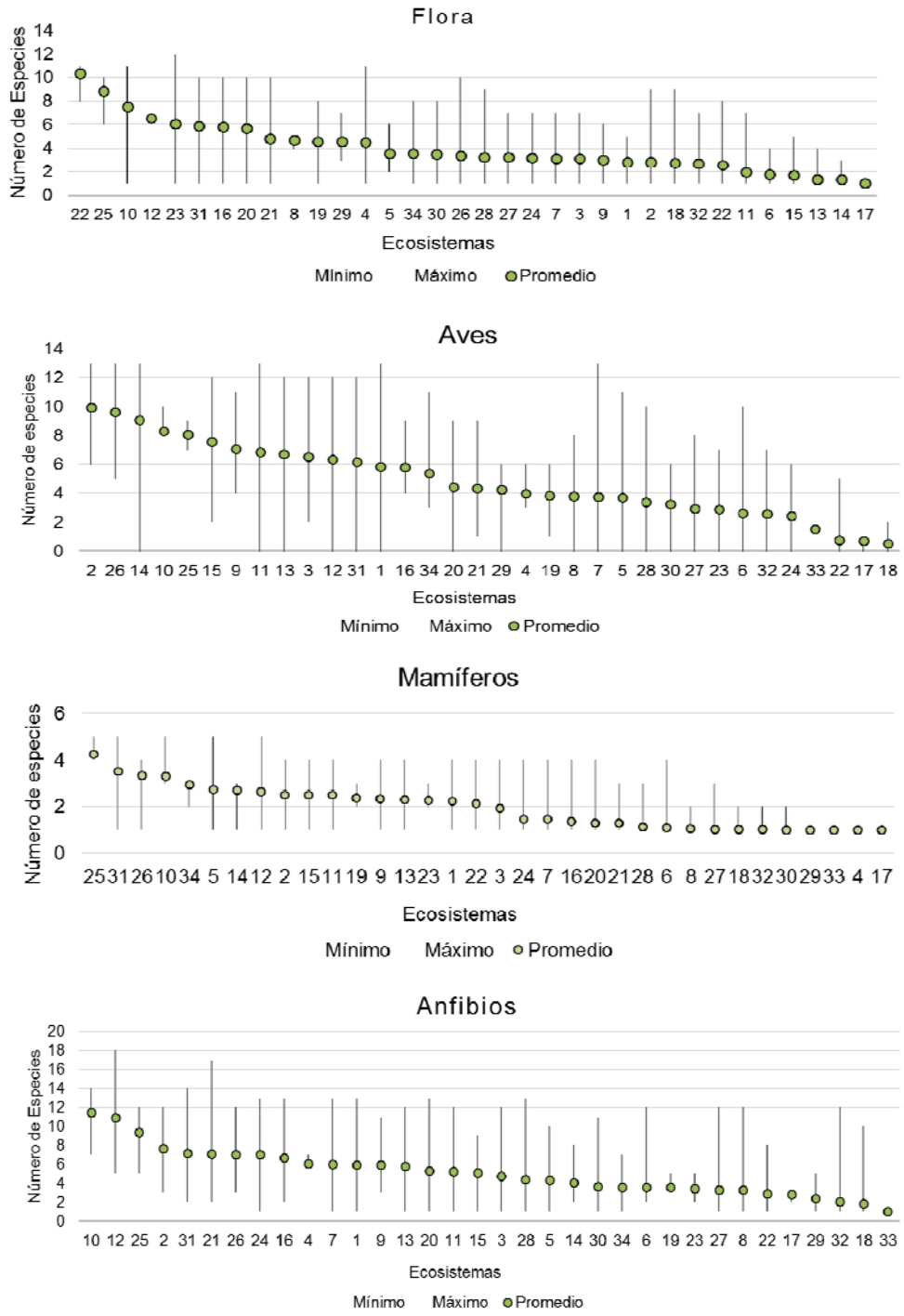


Figura grupo taxonómico. Se representan los valores máximos, mínimos y promedio de modelos de especies de flora, aves, mamíferos y anfibios endémicos representados para cada ecosistema de la Amazonía ecuatoriana, ordenados descendentemente. (Anexo 1, para identificadores numéricos).

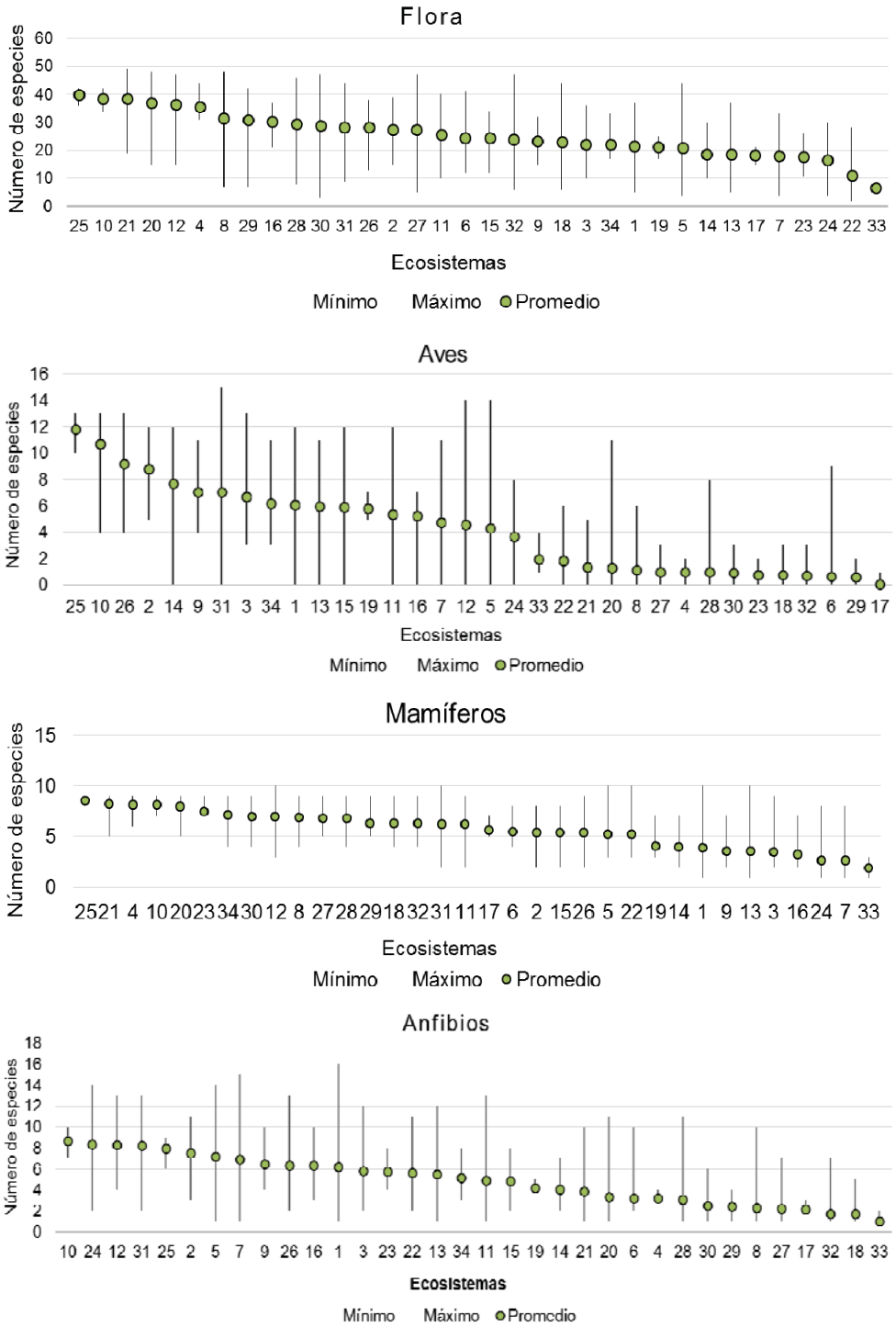
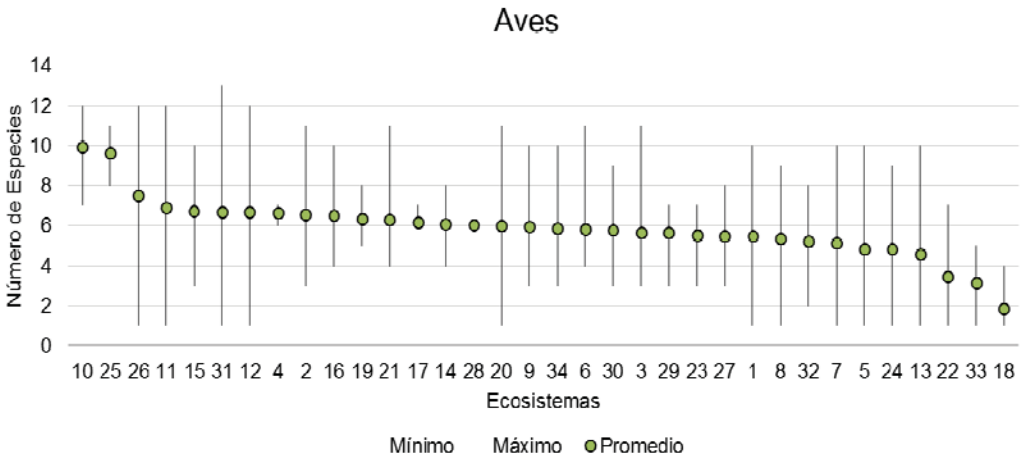
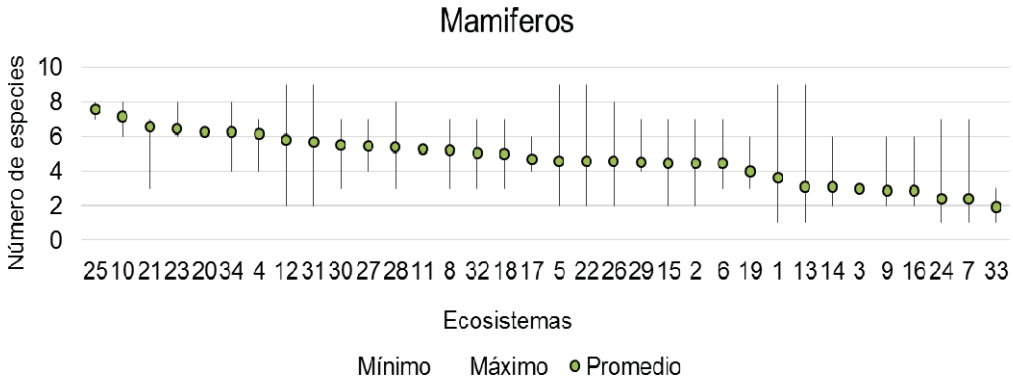
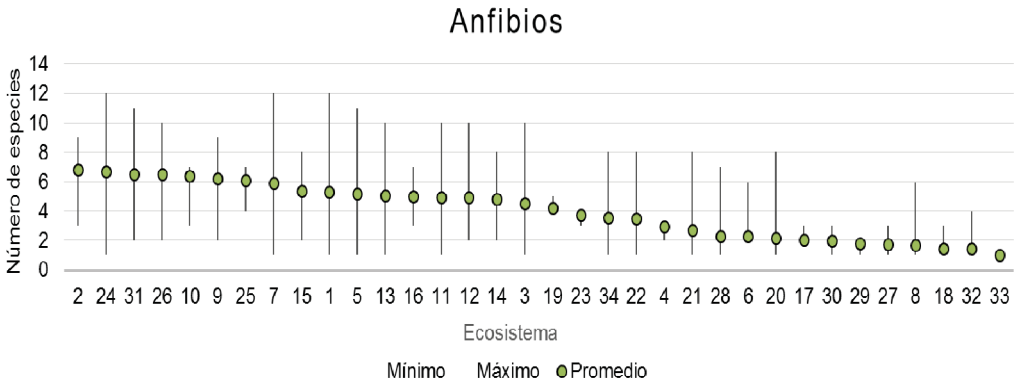


Figura 23. Modelos de especies amenazadas seleccionadas por grupo taxonómico. Se representan los valores máximos, mínimos y promedio de modelos de especies de flora, aves, mamíferos y anfibios en alguna de las categorías de amenaza de la UICN (2012) representados para cada ecosistema de la Amazonía ecuatoriana, ordenados descendentemente (Anexo 1, para identificadores numéricos).







r grupo especies en alguna de las categorías de amenaza de la Lista Roja de Ecuador de aves (Granizo *et al.* 2002), mamíferos (Tirira 2014) y anfibios (Ron *et al.* 2014) representados para cada ecosistema de la Amazonía ecuatoriana, ordenados descendentemente (Anexo 1, para identificadores numéricos).

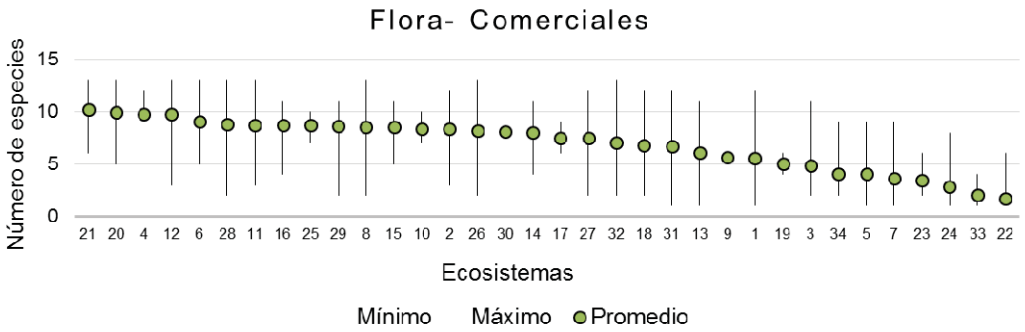


Figura 25. Valores máximos, mínimos y promedio de modelos de especies comerciales de flora representada para cada ecosistema de la Amazonía ecuatoriana, ordenados descendentemente (Anexo 1, para identificadores numéricos).

Flora-Especies Forestales. Los ecosistemas con el mayor número de modelos que representan a especies forestales fueron las tierras bajas de la Amazonía ecuatoriana, específicamente en el: (33) Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (21) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza, (4) Bosque Siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía, (20) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray, (12) Bosque Siempreverde Piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, (30) Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía, (29) Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonía y (6) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza (Fig. 26, Anexos 1, 6).

A nivel general los ecosistemas con el menor valor de especies registradas corresponden a bosques: (7) Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (23) Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco, (24) Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes y (33) Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes (Fig. 26, Anexo 1, 6).

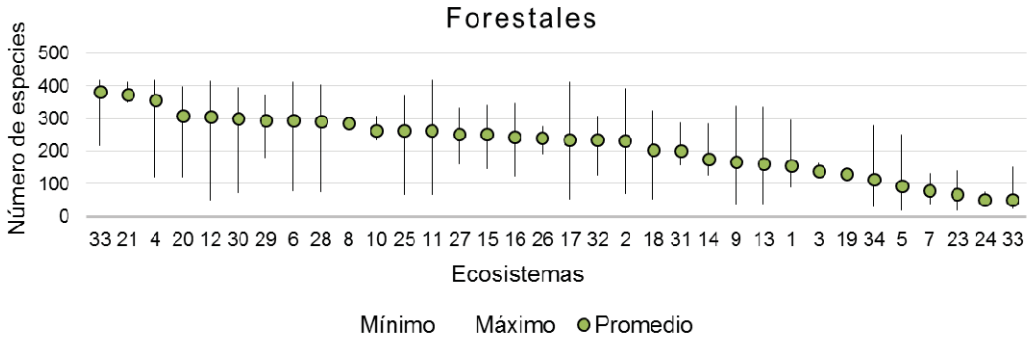


Figura 26. Valores máximos, mínimos y promedio de modelos de especies forestales representados para cada ecosistema de la Amazonía ecuatoriana, ordenados descendentemente (Anexo 1, para identificadores numéricos).

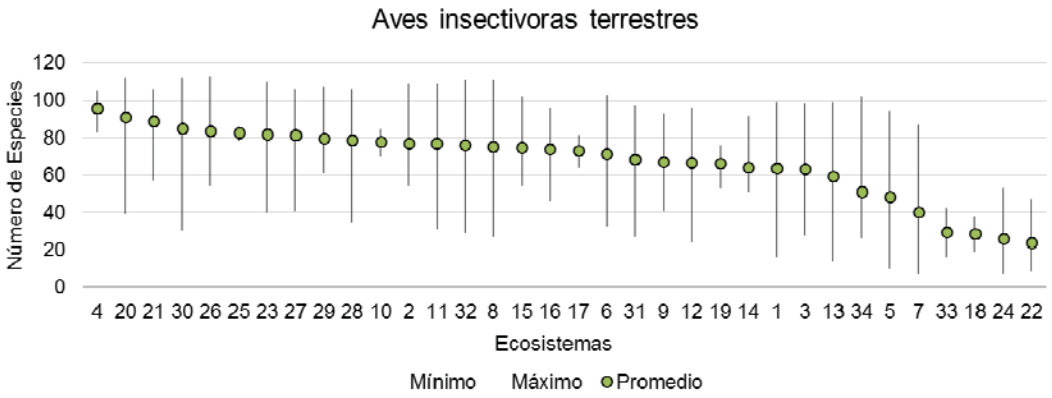


Figura 27. Valores máximos, mínimos y promedio de modelos de especies de aves insectívoras terrestres representados para cada ecosistema de la Amazonía ecuatoriana, ordenados descendentemente (Anexo 1, para identificadores numéricos).

Aves-Especies Insectívoras Terrestres. De acuerdo a Canaday (1997a), las especies insectívoras terrestres son especialmente sensibles a la pérdida del hábitat por su poca habilidad de dispersión, lo que las hace vulnerables al aislamiento debido a que los recursos de los que dependen desaparecen aceleradamente con el cambio en el uso de suelo.

Los ecosistemas con el mayor número de modelos que representan a especies insectívoras-terrestres fueron las tierras bajas de la Amazonía ecuatoriana, específicamente en el: (4) Bosque Siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía, (20) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray, (21) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza, y el (30) Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía (Fig. 27).

A nivel general los ecosistemas con el menor valor de especies registradas corresponden a bosques: (33) Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (18) Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonía, (24) Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes y (22) Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes (Fig. 27, Anexos 1, 6).

Mamíferos-Según el criterio CITES. Según el indicador de especies según el criterio CITES, los ecosistemas con mayor número de modelos se encuentran agrupadas en las tierras bajas de la Amazonía, específicamente en el: (21) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza, (4) Bosque Siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía, (20) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray, (30) Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía, (28) Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas, (8) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá, (6) Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza y (29) Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonía (Fig. 28, Anexos 1, 6).

A nivel general los ecosistemas con el menor número de modelos de especies registradas corresponden a: (13) Bosque siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los

Andes, (7) Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (24) Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes y (33) Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes (Fig. 28, Anexos 1, 6).

Anfibios-Habitantes del Bosque. Varios factores influyen en la riqueza, la distribución y abundancia de las especies dentro de los fragmentos de vegetación nativa, incluyendo la luz incidente, la temperatura y la humedad relativa. En respuesta a las altas temperaturas y el clima seco, los anfibios sufren cambios en su tasa de crecimiento individual, área de distribución, los patrones de actividad, uso de hábitat, la capacidad de reproducirse y la duración del período reproductivo (Cardona *et al.* 2006).

Según el indicador de especies habitantes de bosque, los ecosistemas con mayor número de modelos se localizan en las tierras bajas de la Amazonía, específicamente en el: (21) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza, (4) Bosque Siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía, (12) Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, (20) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray, (10) Bosque siempreverde piemontano de Galeras, (28) Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas, (6) Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza y (8) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá (Fig. 29, Anexos 1, 6).

A nivel general los ecosistemas con el menor valor de especies registradas corresponden a bosques: (23) Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco, (7) Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes (22) Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes y (33) Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes (Fig. 29, Anexos 1, 6).

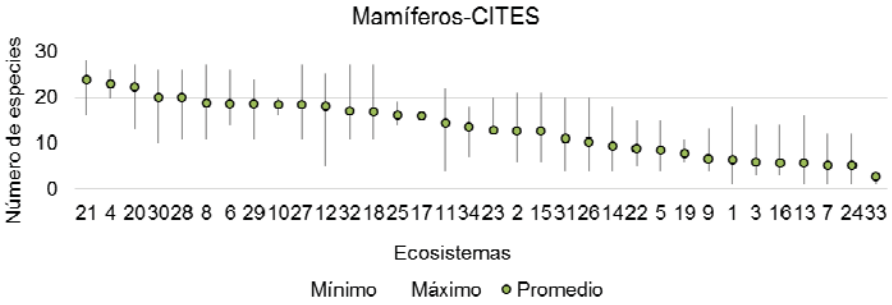


Figura 28. Valores máximos, mínimos y promedio de modelos de especies de mamíferos en categorías CITES representados para cada ecosistema de la Amazonía ecuatoriana, en orden descendente (Anexo 1, para identificadores numéricos).

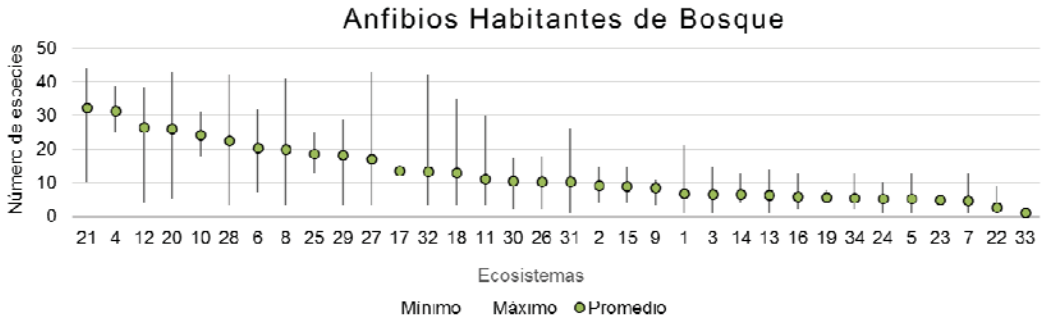


Figura 29. Valores máximos, mínimos y promedio de especies de anfibios habitantes de bosque representado para cada ecosistema de la Amazonía ecuatoriana (Anexo 1, para identificadores numéricos).

Anfibios-Singularidad taxonómica. Hay criterios que deben ser considerados para la selección de las especies, como que sean taxonómicamente inusuales o especies monotípicas. Estas especies deben ser consideradas dentro de estos mecanismos ya que en el caso de su desaparición se perdería toda la fuente genética y la riqueza completa de ese grupo taxonómico (Myers *et al.* 2000).

Según el indicador de especies singularidad taxonómica los ecosistemas con mayor número de modelos se encuentran agrupadas en las tierras bajas de la Amazonía, específicamente en el: (30) Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía, (4) Bosque Siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía, (21) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza, (20) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray, (6) Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza ,(28) Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas, (12) Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, y (8) Bosque Siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá (Fig. 30).

A nivel general los ecosistemas con el menor valor de especies registradas corresponden a bosques: (23) Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco, (24) Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (22) Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes y (33) Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes (Fig. 30, Anexos 1, 6).

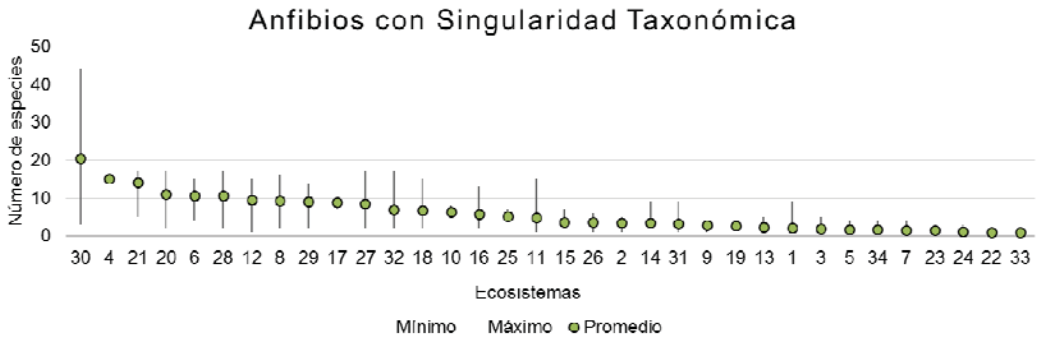


Figura 30. Valores máximos, mínimos y promedio de modelos de especies de anfibios con singularidad taxonómica de bosque representados para cada ecosistema de la Amazonía ecuatoriana, ordenados descendentemente (Anexo 1, para identificadores numéricos).

Zonas identificadas como vulnerables al cambio climático.

Contracciones ambientales.

Los ecosistemas que podrían presentar contracciones climáticas en al menos un 50% de su área, corresponden en su mayoría a tierras bajas de la Amazonía ecuatoriana, específicamente al (4) Bosque siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía con un porcentaje del 97%, mientras que se obtienen cambios ambientales entre el 50% al 70% de la extensión de los ecosistemas en el (29) Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonía, (30) Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía, (20) Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray y (21) Bosque siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza (Fig. 31, Anexo 7).

Se reportan contracciones ambientales menores al 5% en los bosques piemontanos, específicamente en 9 ecosistemas: (17) Bosque siempreverde sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor en la baja Amazonía ecuatoriana, (23) Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco, (26) Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutukú, (1) Bosque siempreverde montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (12) Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, (29) Bosque siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú, (3) Bosque siempreverde montano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú, (14) Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de roca caliza de las Cordilleras Amazónicas y (15) Bosque siempreverde piemontano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú

Los ecosistemas que no poseen contracciones de los nichos ecológicos corresponden en su mayoría estribaciones de cordillera oriental de los Andes y Cóndor-Kutukú, específicamente el (9) Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor, (11) Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú (33) Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes (22) Bosque

siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes (5) Bosque siempreverde montano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes (7) Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes (Fig. 31, Anexo 7).

Expansiones ambientales.

Los ecosistemas que podrían presentar expansiones climáticas en escenarios de cambio climático corresponden en su mayoría a tierras bajas de la Amazonía ecuatoriana; específicamente el (19) Herbazal lacustre montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes y (23) Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco que poseen el 100% de cambios en su área (Figuras 11-12).

Un total de 15 ecosistemas presentan cambios climáticos como expansiones del nicho ecológico en al menos el 50% de su extensión: (25) Bosque siempreverde montano bajo de Galeras, (31) Bosque siempreverde montano bajo del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, (5) Bosque siempreverde montano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, (16) Arbustal siempreverde ripario de la Cordillera Oriental de los Andes, (34) Arbustal siempreverde y Herbazal montano de la cordillera del Cóndor, (9) Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor, (7) Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (2) Bosque siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú, (10) Bosque siempreverde piemontano de Galeras, (29) Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonía, (14) Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de roca caliza de las Cordilleras Amazónicas, (1) Bosque siempreverde montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (13) Bosque siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, (24) Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes y (11) Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú.

Un total de 7 ecosistemas presentan expansiones menores al 5% de su extensión, y corresponden a los bosques inundables e inundados de las tierras bajas de la Amazonía ecuatoriana, específicamente el (18) Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonía, (6) Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza, (28) Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas, (30) Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía, (27) Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen amazónico, (33) Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes y (20) Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray.

Solamente el (21) Bosque siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza no presentó expansiones ambientales en escenarios de cambio climático futuro (Fig. 31).

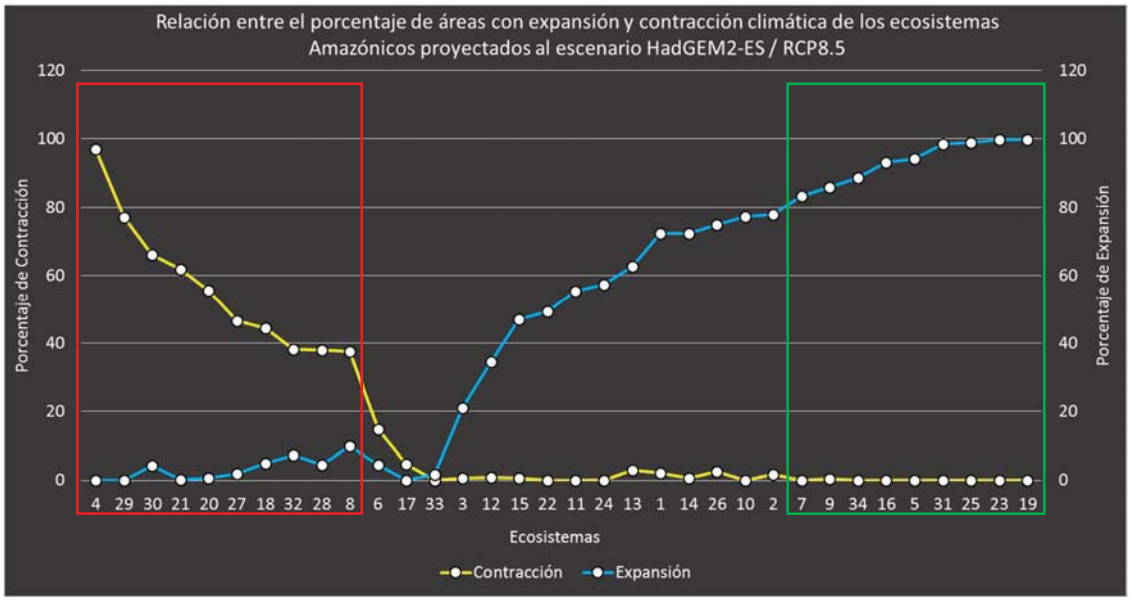


Figura 31: Ecosistemas amazónicos con mayor vulnerabilidad al cambio climático, ordenados por el porcentaje de contracción y expansión, se destacan las agrupaciones de ecosistemas Amazónicos del lado izquierdo del gráfico (cuadro rojo) y Altoandinos en la parte derecha (cuadro verde).

Áreas de contracciones y expansiones simultáneas.

Los ecosistemas que podrían presentar simultáneamente eventos de contracción y expansión ambiental, en al menos un 50% de su área, corresponden 7 ecosistemas localizados en las tierras bajas de la Amazonía ecuatoriana; específicamente el (17) Bosque siempreverde sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor en la baja Amazonía ecuatoriana, (6) Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza, (12) Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, (28) Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas, (32) Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía, (15) Bosque siempreverde piemontano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú y (8) Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá.

Dos ecosistemas presentan cambios menores en cuanto a su extensión debido al efecto del cambio climático, siendo el (33) Bosque Semideciduo Piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes el que mayormente, en un 96%, mantiene su área sin modificación alguna. Como segundo caso, el (3) Bosque siempreverde montano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú mantiene un 76% de su extensión sin cambio respecto a la proyección en un escenario de cambio climático (Fig. 32).

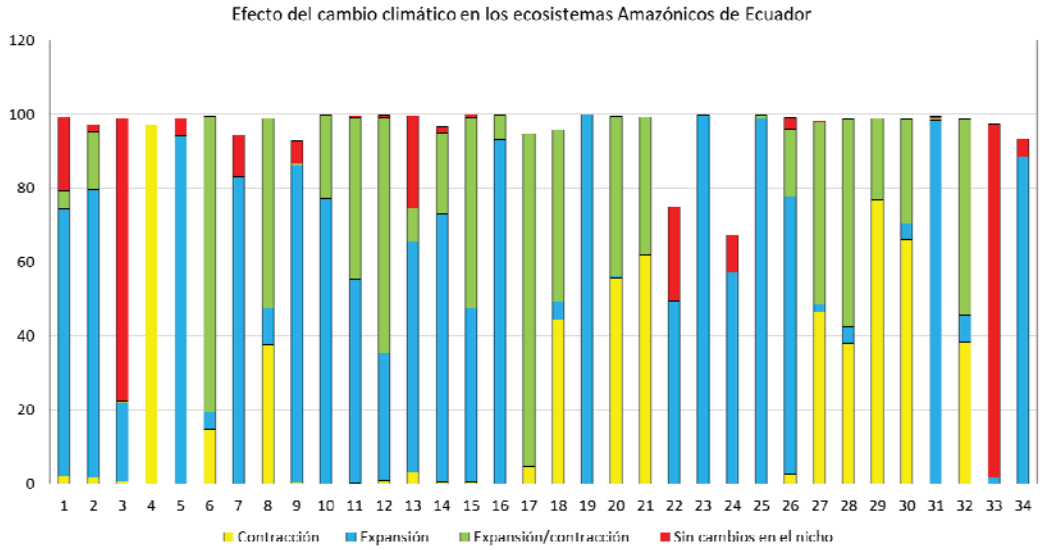


Figura 32. Eventos de expansión y/o contracción ambiental en escenarios de cambio climático por cada ecosistema Amazónico.

Modelo de Amenazas y Presiones

El modelo de Amenazas y Presiones resultó de la compilación de los mapas de amenazas de cada uno de los componentes (flora, anfibios, aves y mamíferos); ya que cada componente consideró una distancia de influencia e intensidad diferente en función de la sensibilidad reflejada al impacto de los riesgos contemplados en el área de estudio. De esta forma, se obtuvieron cuatro mapas que reflejaron una diferente composición de la superficie de riesgo ambiental; siendo los valores máximos para el componente mamíferos de 41.51, posteriormente flora con valor máximo de 40.25, aves 36.11 y anfibios de 26.54. Una vez compilados los cuatro componentes, el mapa final reflejó un valor máximo por solapamiento de la superficie de riesgo ambiental de 142.76. Este mapa e escaló de 0 a 1 con la finalidad de obtener valores proporcionales, deducibles y de fácil comprensión y representación (Fig. 33)

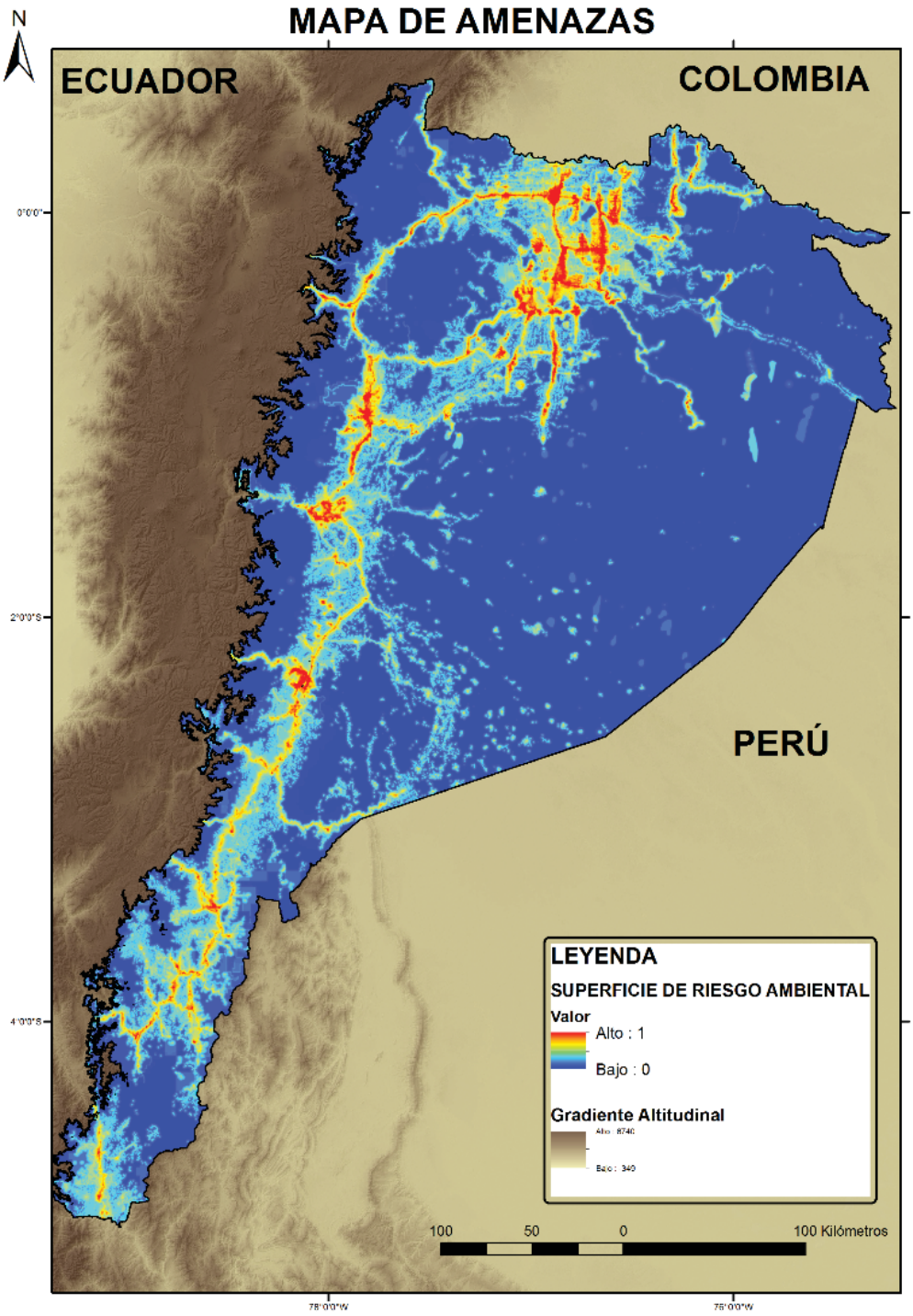


Figura 33: Modelo de amenazas compilado con los mapas de los 4 componentes y escalado de cero a uno según el menor o mayor grado de intervenciones antropogénicas presentes en el área.

Modelo de pérdida de cobertura vegetal

El análisis espacial de la conversión de áreas forestales a perturbadas nos mostró que alrededor del 93% del área de estudio mantiene vegetación remanente original al año 2014 (Fig. 34, Tabla 8). El ecosistema de Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco es el ecosistema con mayor pérdida de hábitat, con una reducción del 99.3% del área original. Le siguen los ecosistemas del Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes y el Bosque siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes con una reducción del 74 y 72.1%, respectivamente. Posteriormente, el Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonía con una reducción del 49.3% y el Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú con una pérdida de hábitat del 36.2%. A continuación, el Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes con una reducción del 30.2% y el Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá del 27.6% y el Arbustal siempreverde ripario de la Cordillera Oriental de los Andes del 27%. El resto de ecosistemas presentaron una reducción menor del 25% (Fig. 35).

Cabe denotar que los ecosistemas que han sufrido mayores procesos interventivos se ubican principalmente en las estribaciones occidentales de los Andes. Englobando a herbazales, arbustales y bosques piemontanos en mayor medida, y siendo el Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá el único ecosistema de tierras bajas con más de un 25% de pérdida de hábitat (27.6%).

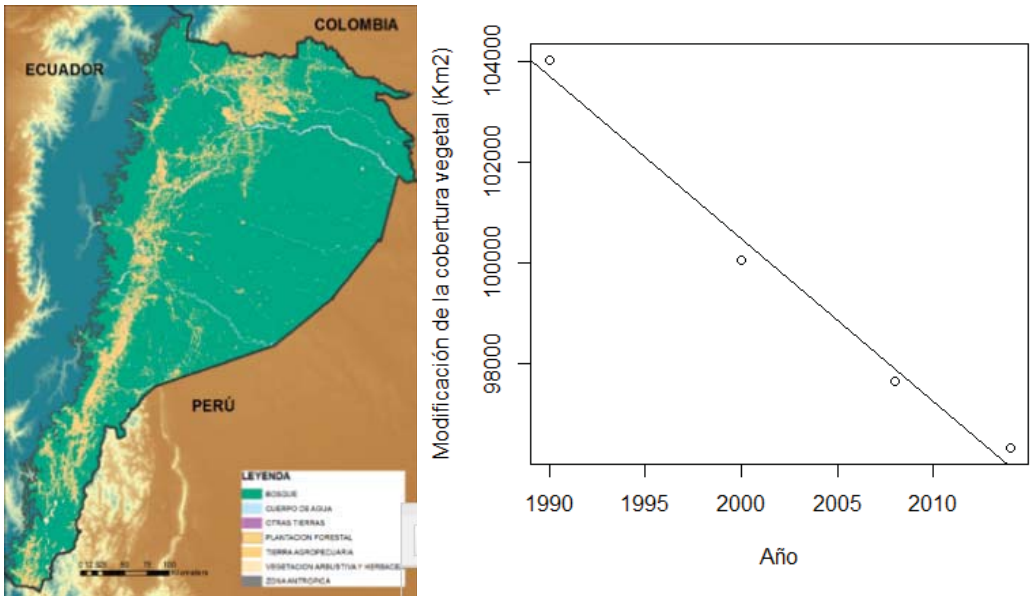


Figura 34. Tendencia de deforestación en el área de estudio entre 1990 y 2014, según fuentes del Ministerio del Ambiente (MAE 2012b, 2013).

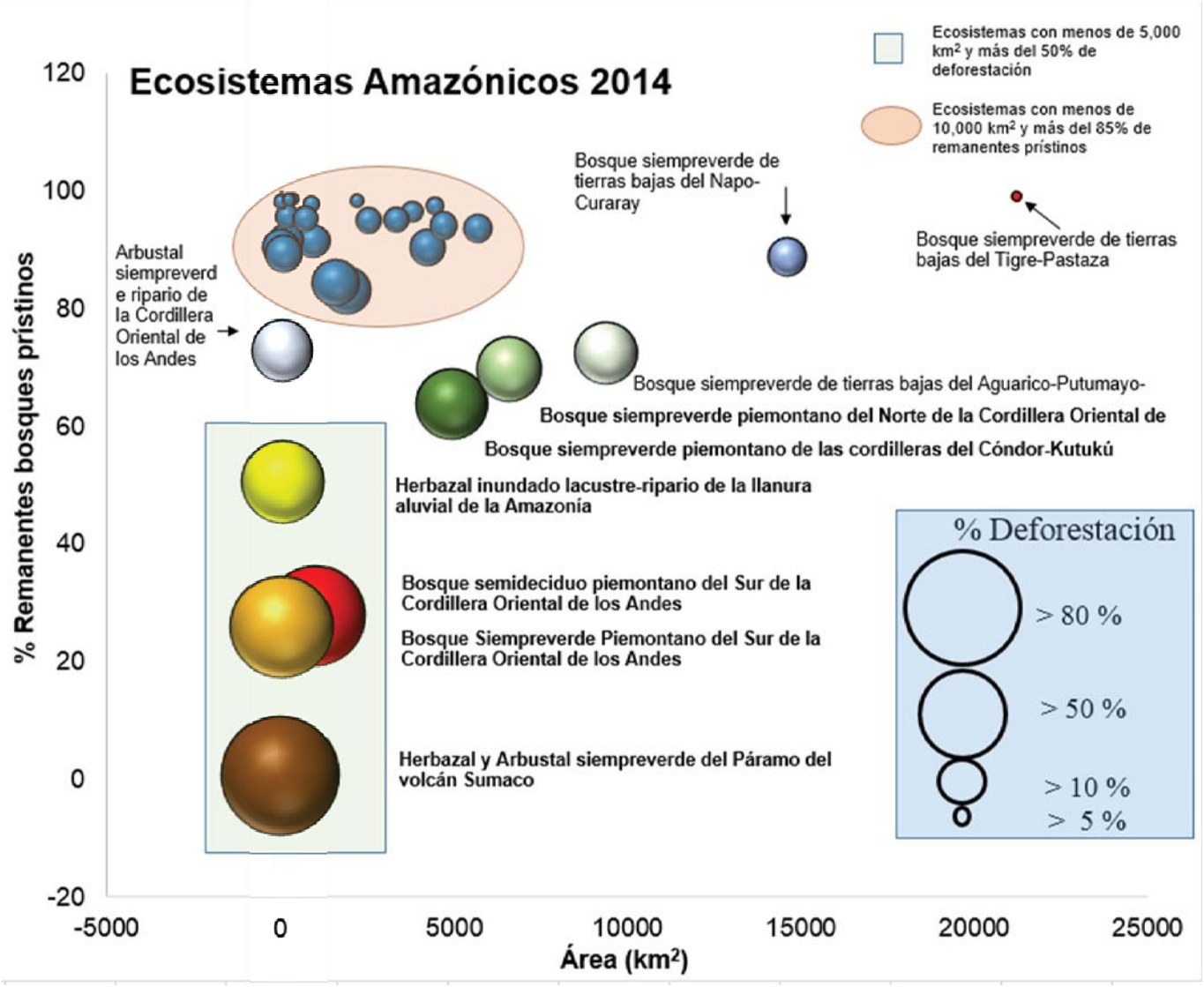


Figura 35. Efecto de la deforestación sobre los ecosistemas amazónicos de Ecuador. Nótese que cuatro ecosistemas tienen tamaños reducidos y con altos valores de deforestación al año 2014 (recuadro verde, izquierda).

Tabla 8. Ecosistemas, identificador clave (ID) y datos cuantitativos de la superficie cada ecosistema evaluado en el Mapa potencial, año 1990, 2000, 2008, 2014, área deforestada hasta 2014 y en porcentaje, Importancia Ecosistémica Relativa (REI) y porcentaje deforestado y prístino.

ECOSISTEMA	Arbustal siempreverde ripario de la Cordillera Oriental de los Andes	Arbustal siempreverde y Herbazal montano de la cordillera del Cóndor	Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen amazónico	Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas	Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonía	Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía	Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía	Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía	Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza	Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá	Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray	Bosque siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza	Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano bajo de Galeras	Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutukú
ID	16	34	27	28	29	30	32	33	4	6	8	20	21	22	24	25	26
Mapa Potencial (km²)	88	240	748	1885	113	3496	4988	146	24	6065	12952	16430	21401	2224	909	28	2652
1990 (km²)	74	239	723	1698	101	3414	4829	112	24	5873	11268	15810	21332	2196	892	27	2625
2000 (km²)	67	239	722	1671	101	3375	4744	80	24	5747	9924	15047	21331	2195	892	28	2580
2008 (km²)	69	238	721	1619	101	3349	4714	59	24	5743	9711	14782	21269	2183	886	28	2542
2014 (km²)	64	237	713	1593	101	3328	4701	38	24	5682	9379	14599	21216	2190	890	28	2521
Área deforestada hasta 2014 (km²)	24	3	35	293	12	168	286	108	0	383	3573	1831	185	34	18	0	130
Deforestado hasta el 2014 (%)	0.1	0.2	0.7	1.7	0.1	3.5	4.9	0.0	0.0	5.9	9.7	15.2	22.0	2.3	0.9	0.0	2.6
REI	0.001	0.002	0.007	0.017	0.001	0.031	0.044	0.001	0.000	0.054	0.115	0.145	0.189	0.020	0.008	0.000	0.023
Deforestado (%)	27	1	5	16	10	5	6	74	0	6	28	11	1	2	2	0	5
Prístino (%)	73	99	95	84	90	95	94	26	100	94	72	89	99	98	98	100	95

ECOSISTEMA	Bosque siempreverde montano bajo del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	Bosque siempreverde montano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	Bosque siempreverde montano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor	Bosque siempreverde piemontano de Galeras	Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de roca caliza de las Cordilleras Amazónicas	Bosque siempreverde piemontano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	Bosque siempreverde sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor en la baja Amazonía ecuatoriana	Herbazal inundado lacustre-riparío de la llanura aluvial de la Amazonía	Herbazal lacustre montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Herbazal y Arbustal siemprever de del Páramo del volcán Sumaco	Bosque bajo siempreverde del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes
ID	31	1	2	3	5	7	9	10	11	12	13	14	15	17	18	19	23	35
Mapa Potencial (km²)	4672	2307	386	1020	4539	3927	250	84	7728	9448	3596	196	194	12	169	17	4	DD
1990 (km²)	4383	2172	385	1018	4455	3844	247	83	6097	7579	2022	193	192	12	95	16		DD
2000 (km²)	4314	2094	385	1015	4455	3814	247	84	5732	7136	1522	189	191	12	94	16	1	DD
2008 (km²)	4252	1988	384	1010	4442	3786	247	84	5176	6719	1046	186	188	12	90	16	1	DD
2014 (km²)	4229	1919	381	935	4430	3795	247	84	4931	6586	1003	180	186	12	85	16	0	DD
Área deforestada hasta 2014 (km²)	443	389	4	86	109	132	4	0	2797	2862	2593	16	8	0	83	2	4	DD
Deforestado hasta el 2014 (%)	4.4	2.0	0.4	1.0	4.6	3.9	0.3	0.1	5.1	6.8	1.0	0.2	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0	DD
REI	0.041	0.020	0.003	0.009	0.040	0.035	0.002	0.001	0.068	0.084	0.032	0.002	0.002	0.000	0.001	0.000	0.000	DD
Deforestado (%)	9	17	1	8	2	3	1	0	36	30	72	8	4	2	49	9	99	DD
Prístino (%)	91	83	99	92	98	97	99	100	64	70	28	92	96	98	51	91	1	DD

Lista de Ecosistemas Amenazados de la Amazonía de Ecuador.

El 74% de los 34 ecosistemas evaluados se consideran como amenazados, cinco de ellos considerados como Peligro Crítico (CR, 14.28%) nueve ecosistemas EN Peligro (EN, 25.71%) y 12 ecosistemas como Vulnerables (VU, 34.28%); representando así, un 74.27% de los ecosistemas amazónicos bajo la categoría de amenazados. Los ecosistemas no amenazados representaron un 25.73%, con tres ecosistemas Casi Amenazados (NT, 8.57%), cinco en Preocupación menor (LC, 14.28%) y uno con Datos Insuficientes (DD, 2.85%; Fig. 36, Apéndice 3).

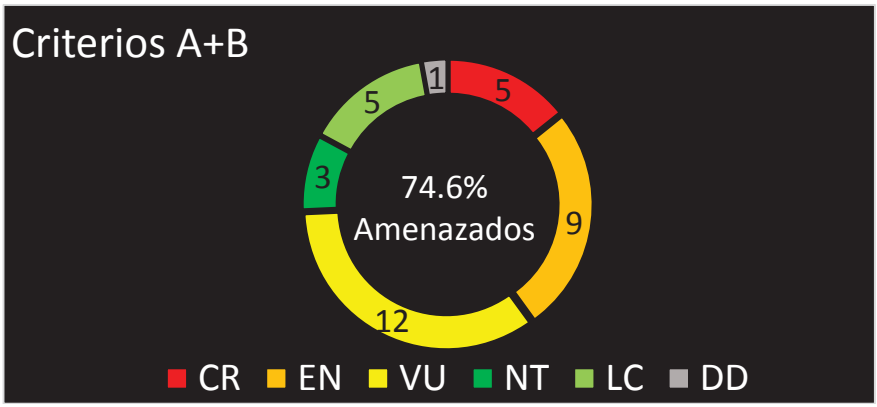


Figura 36: número de ecosistemas en cada categoría establecida por la UICN (Keith *et al.* 2013) evaluados bajo los Criterios A y B; siendo CR (Críticamente Amenazado), EN (En Peligro), VU (Vulnerable), NT (Casi Amenazado), LC (Preocupación Menor) y DD (Datos Insuficientes).

Una vez evaluados los ecosistemas mediante los criterios establecidos por la UICN, e incluida la información complementaria relacionada con modelos de riqueza, modelos de amenazas, cambio climático y modelos de nicho ecológico, se establecieron las siguientes categorías de amenaza [identificador clave en el Anexo 1, Apéndice 4]:

Ecosistemas Críticamente Amenazados (CR)

a) [33] Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes: tanto el criterio A2b y A3 como B1ai apoyan a la categorización de este ecosistema como Críticamente Amenazado (CR). Presenta una reducción proyectada del remanente al 2014 del 204% para A2b (CR), y un porcentaje de deforestación respecto al mapa potencial del 74% (EN, no aplica). Respecto a B1ai presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 236 km² y cumple el subcriterio relativo a una declinación continua de (i) la medida en la extensión espacial por su alta fragmentación y aislamiento frente a otros ecosistemas circundantes.
b) [10] Bosque siempreverde piemontano de Galeras: únicamente el criterio B1aii apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 136 km² y cumple el subcriterio relativo a declinación en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por cambio climático (contracción en un 60%), actividades antrópicas cercanas y por su reducida extensión. Además, caracterizado por una fauna flora y fauna típica del ecosistema.

c) [13] Bosque siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes: únicamente el criterio A2b y A3 apoyan a la categorización de este ecosistema como críticamente amenazado. Presenta una reducción proyectada del remanente al 2014 del 127% para A2b (CR), está críticamente amenazado por deforestación y actividades antrópicas locales.
d) [17] Bosque siempreverde sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor en la baja Amazonía ecuatoriana: únicamente el criterio B1 apoya esta categoría, pero cumple dos subcriterios. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 19 km² y cumple el subcriterio relativo a la declinación en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por ser un ecosistema único y con extensión restringida, así como (iii) la medida de la disrupción de interacciones bióticas apropiadas para las características de la biota del ecosistema, con más de 17 especies nuevas de flora únicamente en esta meseta.
e) [23] Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco: este ecosistema se categorizó únicamente con el criterio B1, ya que existieron conflictos con el mapeado y representación de la declinación espacial en diferentes periodos temporales así como los indicadores, para aplicar el A2b. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 5 km² y cumple el subcriterio relativo a la declinación en (i) la medida de extensión apropiada para el ecosistema. Presenta especies únicas del volcán, y amenaza natural de fenómenos volcánicos.

Ecosistemas En Peligro (EN):

a) [16] Arbustal siempreverde ripario de la Cordillera Oriental de los Andes: tanto el criterio B1aii como el B2 apoyan a la categorización de este ecosistema como En Peligro de Extinción (EN). Respecto a B1aii presenta una Extensión de Ocupación (EOO) de 1155 km² y cumple el subcriterio relativo a una declinación en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por ser un ecosistema amenazado por procesos de deforestación y potenciales efectos del cambio climático. El criterio B2 se aplicó por presentar un Área de Ocupación (AOO) por conteo de celdas con ecosistema presente en más de un 1% de 8 celdas (EN), y cumplir el subcriterio (ii) comentado anteriormente.
b) [29] Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonía: tanto el criterio B1aii como el B2 apoyan a la categorización de este ecosistema como En Peligro de Extinción (EN). Respecto a B1aii presenta una Extensión de Ocupación (EOO) de 7000 km² y cumple el subcriterio relativo a una declinación en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por ser un ecosistema de distribución restringida, y muy vulnerable a potenciales derrames petroleros, con efectos drásticos en las funciones ecológicas y con especies únicas del ecosistema. El criterio B2 se aplicó por presentar un Área de Ocupación (AOO) por conteo de celdas con ecosistema presente en más de un 1% de 10 celdas (EN), y cumplir el subcriterio (ii) comentado anteriormente.
c) [25] Bosque siempreverde montano bajo de Galeras: únicamente el criterio B1aii apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 39 km², pero se le bajó la categoría de Críticamente Amenazado (CR) a En Peligro (EN) por no presentar amenazas de origen antrópico. Cumple el subcriterio relativo a declinación en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por cambio climático (fenómenos de contracción y expansión en el 100%), y presenta alto grado de endemismo de anfibios.

d) [2] Bosque siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú: únicamente el criterio B1aii apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 5838 km² y cumple el subcriterio relativo a declinación en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por presentar características únicas como ecosistema, además de presentar amenazas al corto y mediano plazo.
e) [9] Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor: tanto el criterio B1aii como el B2 apoyan a la categorización de este ecosistema como En Peligro de Extinción (EN). Respecto a B1aii presenta una Extensión de Ocupación (EOO) de 7250 km² y cumple el subcriterio relativo a una declinación en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por presentar características únicas en su biota así como amenazas al corto y mediano plazo. El criterio B2 se aplicó por presentar un Área de Ocupación (AOO) por conteo de celdas con ecosistema presente en más de un 1% de 17 celdas (EN), y cumplir el subcriterio (ii) comentado anteriormente.
f) [11] Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú: únicamente el criterio B1 apoya esta categoría, pero cumple dos subcriterios. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 17792 km² y cumple el subcriterio relativo a la declinación en (i) la medida de extensión apropiada para el ecosistema, así como (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por ser un ecosistema único con características de piso florístico piemontano.
g) [12] Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes: únicamente el criterio B1 apoya esta categoría, pero cumple dos subcriterios. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 18298 km² y cumple el subcriterio relativo a la declinación en (i) la medida de extensión apropiada para el ecosistema, así como (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por ser un ecosistema único con características de piso florístico piemontano.
h) [14] Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de roca caliza de las Cordilleras Amazónicas: tanto el criterio B1aii como el B2 apoyan a la categorización de este ecosistema como En Peligro de Extinción (EN). Respecto a B1aii presenta una Extensión de Ocupación (EOO) de 6534 km² y cumple el subcriterio relativo a una declinación continua en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por las características únicas del sustrato como los afloramientos de roca caliza. El criterio B2 se aplicó por presentar un Área de Ocupación (AOO) por conteo de celdas con ecosistema presente en más de un 1% de 15 celdas (EN), y cumplir el subcriterio (ii) comentado anteriormente.
i) [15] Bosque siempreverde piemontano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú: únicamente el criterio B1aii apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 12350 km² y cumple el subcriterio relativo a declinación en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por la presencia de mesetas de arenisca con especies únicas que las caracterizan.

Ecosistemas Vulnerables (VU):

a) [34] Arbustal siempreverde y Herbazal montano de la cordillera del Cóndor: únicamente el criterio B1aii apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 39 km², pero se le bajó la categoría de En Peligro (EN) a Vulnerable (VU) por presentar baja accesibilidad y reducidas amenazas de origen antrópico. Cumple el subcriterio

relativo a declinación en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por cambio climático (fenómenos de expansión en un 88%).

b) [6] Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza: únicamente el criterio B1b apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 8843 km², pero se le bajó la categoría de En Peligro (EN) a Vulnerable (VU) por ser un ecosistema aislado y poco intervenido hasta el momento, así como no se aplicó el criterio A por no presentar declinación geográfica muy acusada. De esta forma, se le categorizó como B1b, porque se espera una reducción en la distribución geográfica dentro de los siguientes 20 años por las amenazas antrópicas en expansión.

c) [8] Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá: únicamente el criterio B1 apoya esta categoría, pero cumple dos subcriterios. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 23807 km² y cumple el subcriterio relativo a la declinación continua en (i) la medida de extensión apropiada para el ecosistema (B1ai), así como el subcriterio B1b porque se espera una reducción en la distribución geográfica dentro de los siguientes 20 años por ser considerado un centro de tala y deforestación. Se recomienda una próxima evaluación y potencial recategorización del estado de amenaza a corto plazo.

d) [20] Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray: únicamente el criterio B1b apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 25144 km², y cumple el subcriterio relativo a una reducción en la distribución geográfica dentro de los siguientes 20 años por la intensa actividad antropogénica en esta zona, especialmente hacia la parte occidental del ecosistema. Particularmente, la deforestación e indicios del efecto del cambio climático pueden ser determinantes en un futuro cercano.

e) [22] Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes: únicamente el criterio B1aii apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 15729 km² y cumple el subcriterio relativo a declinación continua en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por presentar alto grado de endemismo y diversidad, así como ser un ecosistema de transición entre los bosques montanos y el páramo. Se le bajó la categoría de En Peligro (EN) a Vulnerable (VU) por ser un ecosistema con bajo índice de amenaza, pero ser un ecosistema que puede sufrir fenómenos de expansión de cambio climático en un 48%.

f) [24] Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes: únicamente el criterio B1aii apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 12205 km² y cumple el subcriterio relativo a declinación continua en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por ser vulnerable a los efectos de cambio climático en su área de distribución, que es restringida. De esta forma, se le bajó la categoría de En Peligro (EN) a Vulnerable (VU) por ser un ecosistema con bajo índice de amenaza, pero ser un ecosistema que puede sufrir fenómenos de expansión de cambio climático en un 56%.

g) [26] Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutu: kú únicamente el criterio B1b apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 18350 km², y cumple el subcriterio relativo a una reducción en la distribución geográfica dentro de los siguientes 20 años por la presencia de concesiones mineras, carreteras y aumento en la fragmentación. El cambio climático puede ser una amenaza en un futuro cercano (expansión en 73%).

h) [31] Bosque siempreverde montano bajo del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes: únicamente el criterio B1aii apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 15018 km² y cumple el subcriterio relativo a declinación continua en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por presentar altos niveles de diversidad y endemismo. Se le bajó la categoría de En

Peligro (EN) a Vulnerable (VU) por sus altos niveles de conservación, aunque presenta evidencia de procesos leves de deforestación y fragmentación de la matriz forestal.

i) [1] Bosque siempreverde montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes: únicamente el criterio B1ai apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 21900 km² y cumple el subcriterio relativo a declinación continua en (i) la medida de extensión apropiada para el ecosistema. A pesar de que parte de este ecosistema se encuentra entre el Parque Nacional Sangay y Parque Nacional Podocarpus, presenta fuertes amenazas y es sensible a cambio climático.
j) [3] Bosque siempreverde montano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú: únicamente el criterio B1 apoya esta categoría, pero cumple dos subcriterios. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 15600 km² y cumple el subcriterio relativo a la declinación continua en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por estar sometido a diversos proyectos de minería, así como dentro del subcriterio B1b porque se espera una reducción en la distribución geográfica dentro de los siguientes 20 años por ser considerado un centro estratégico para proyectos mineros.
k) [5] Bosque siempreverde montano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes: únicamente el criterio B1aii apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 17926 km² y cumple el subcriterio relativo a declinación continua en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por presentar eventos de fragmentación, alto endemismo y ser una zona de transición de fauna, con tres formaciones vegetales diferentes.
l) [7] Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes: únicamente el criterio B1aii apoya esta categoría. Presenta una Extensión de Ocurrencia (EOO) de 16105 km² y cumple el subcriterio relativo a declinación continua en (ii) la medida de la calidad ambiental apropiada para las características de la biota por presentarse amenazas dentro del ecosistema pero todavía con alta calidad de hábitat. Se encuentra una alta composición de especies y diversos endemismos.

Por otro lado, los ecosistemas categorizados como no amenazados fueron los siguientes:

Ecosistemas Casi Amenazados (NT):

a) [21] Bosque siempreverde del Tigre-Pastaza
b) [18] Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonía
c) [19] Herbazal lacustre montano bajo de la Cordillera Oriental de los Andes

Ecosistemas de Preocupación Menor (LC)

a) [27]Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen amazónico
b) [28] Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas
c) [30] Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía
d) [32] Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía
e) [4] Bosque siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía

Ecosistemas Con Datos Insuficientes (DD)

a) [35] Bosque bajo siempreverde del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes. A pesar de realizar la evaluación de este ecosistema, existe una deficiencia en la información disponible, desde su delimitación geográfica hasta vacíos de información de líneas base de inventarios botánicos y faunísticos; por lo que se le asignó la categoría de datos insuficientes hasta poder recopilar información fidedigna y validada para poder llevar a buen término su categorización.

Modelo de Áreas prioritarias para la conservación en la Cuenca Amazónica

El modelo de áreas prioritarias de conservación mostró ocho áreas donde se propone fortalecer las estrategias de conservación y manejo, pues presentan áreas de bosque con remanentes forestales en buen estado de conservación, ecosistemas y especies amenazadas, alta riqueza en especies y especies con criterios de selección por considerarse características especiales (especies endémicas, de bosque, con singularidad taxonómica, CITES, insectívoras terrestres, comerciales y forestales); así como ser zonas no protegidas según el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) y con bajo nivel de amenazas antrópicas.

Las zonas seleccionadas fueron fundamentalmente zonas de amortiguamiento, corredores entre áreas protegidas, cuencas y cordilleras sin ninguna categoría de protección. Desde el norte hacia el sur del área de estudio, se relatan las ocho áreas prioritarias de conservación (Fig. 37):

1) Zona de Amortiguamiento de la Reserva de Producción Faunística Cuyabeno: zona de muy alta prioridad de conservación, ubicada al noroccidente de la reserva, colindando con la frontera con Colombia.
2) Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras: este Parque Nacional se encuentra dividido en dos áreas, una de mayor tamaño ubicado al norte, y otro de menor tamaño al sur. El del norte presenta zonas de muy alta prioridad alrededor del parque, donde podría ampliarse considerablemente hacia el oriente y el sur; y el área del sur podría ampliarse hacia occidente de forma notoria, y reducida hacia el oriente.
3) Zona intangible Parque Nacional Yasuní: Espacialmente, este parque tiene forma de herradura, por lo que proponemos la conexión entre sus dos extremos por presentar zonas de alta prioridad de conservación fuera de las zonas ya protegidas.
4) Cuenca Alta del Pastaza: la cuenca alta del río Pastaza presenta zonas de muy alta prioridad de conservación, una zona en la parte occidental del área de estudio con alta conservación, y otra más oriental hacia tierras bajas, no tan bien conservada.
5) Cordillera del Cóndor-Kutukú: la cordillera del Cóndor-Kutukú presenta buen estado de conservación y está fuertemente amenazado; sin embargo, todavía presenta extensas áreas de bosque bien conservado y con características únicas que la hacen una de las áreas con mayor importancia de conservación. Se identifica como una franja extensa que se extiende de norte a sur de muy alta prioridad de conservación, conectando con el área de muy alta prioridad propuesta de la parte occidental de la cuenca del Pastaza.
6) Corredor entre la Reserva Biológica el Cóndor y la Cordillera del Cóndor: se propone propiciar la conectividad mediante la implantación de un corredor entre la Reserva Biológica del Cóndor y la Cordillera del Cóndor por presentar zonas de alta y muy alta prioridad de conservación; promoviendo así procesos conectivos entre éstas dos áreas.
7) Corredor entre el Refugio de Vida Silvestre el Zarza y la Reserva Biológica El Quimi: Ambas reservas presentan superficies muy reducidas y por tanto, un gran efecto de borde que pone en duda su persistencia a largo plazo. Por tanto, se propone favorecer la conectividad mediante la implantación de un corredor entre éstas dos áreas; ya que se

presentan zonas de muy alta y alta prioridad de conservación que podrían asegurar el mantenimiento de su biota.

8) Corredor entre el Parque Nacional Podocarpus y la Reserva Biológica Cerro Plateado: se propone la implantación de un corredor que favorezca procesos de conectividad entre el Parque Nacional Podocarpus y la Reserva Biológica Cerro Plateado; ya que se presentan áreas de alta prioridad de conservación que podrían favorecer procesos conectivos que aseguren la preservación de su biota característica, así como flujo génico entre poblaciones de la dos áreas.

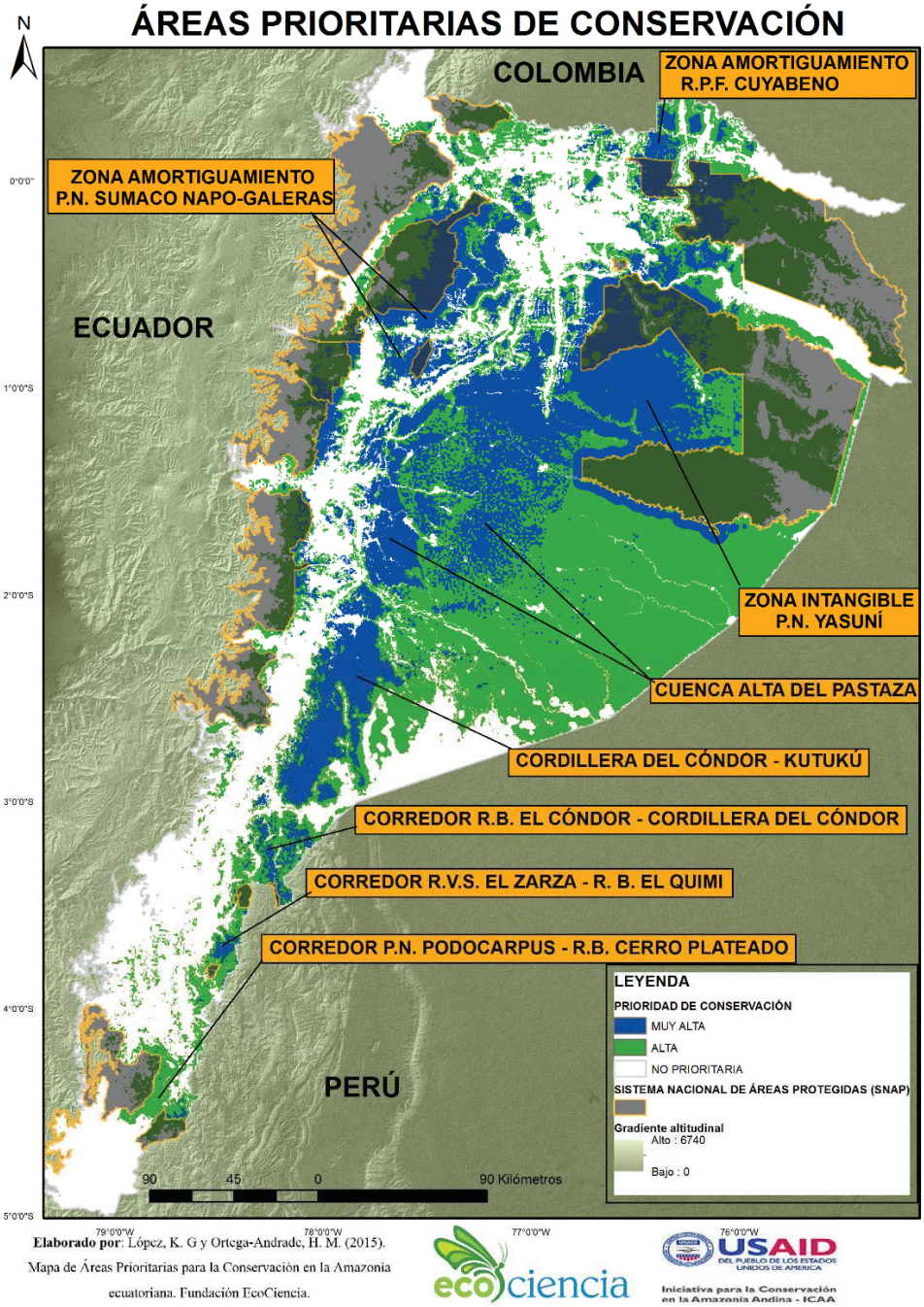


Figura 37. Áreas prioritarias de conservación propuestas en la región amazónica y estribaciones orientales de los Andes. Se muestran las zonas de muy alta (azul), alta (verde) y no prioritarias (blanco).

DISCUSIÓN

Ecuador enfrenta diversos desafíos para evaluar de forma integral el estado de conservación de los ecosistemas, debido a los limitados recursos enfocados para tales fines, la escasa información biológica disponible y liberada y la enorme biodiversidad que presenta, principalmente en la región amazónica. La Amazonía ecuatoriana, comparada con los Andes o la Costa, es la región biogeográfica que presenta menor impacto ambiental y deforestación. Sin embargo, se observa una alta vulnerabilidad al cambio climático y pérdida de hábitats, esta última condicionada a la continua expansión de la industria extractivista petrolera en el centro y norte (65% territorio dividido en bloques petroleros según Finner et al., 2008) y minera en el sur (Janeth, 2014). El uso integrativo de los análisis implementados en la presente investigación proporcionan una herramienta valiosa para evaluar el estado de conservación y amenazas sobre los ecosistemas amazónicos, mediante la aplicación de modelos de nicho ecológico, modelos de cambio climático, modelos de amenazas y modelos de pérdida de hábitat que sirvieron para generar una propuesta de áreas prioritarias para la conservación en la región.

Se utilizaron Modelos de Nicho Ecológico para representar rangos geográficos de las condiciones ambientales idóneas modeladas para especies clave de grupos de flora y fauna. Así por ejemplo, es evidente que las tierras bajas de la Amazonía representan zonas con alta diversidad alfa, mientras que las estribaciones de los Andes se ven representadas por especies endémicas y amenazadas, comúnmente con distribución restringida. Los modelos dependen en buena medida de la calidad y número de datos con los que son generados, por lo que sirvieron como base fundamental para evaluar la riqueza relativa, endemismo, especies amenazadas, cambio climático y grupos indicadores (especies con singularidad taxonómica, de bosque, comerciales, forestales, insectívoras terrestres y CITES). En este sentido, se representan áreas ecológicamente modeladas con variables netamente climáticas, pero limitadas en el área de extensión de acuerdo a criterios biogeográficos de movilidad de las especies, con lo que intentamos minimizar sobrepredicciones de nichos ecológicos hacia zonas donde los procesos ecológicos locales, como interacciones y dinámicas poblacionales, al igual que las barreras geográficas, toman relevancia (Carvalho, 2010).

Cambios en los patrones de distribución de nichos ecológicos frente a Cambio Climático

Nuestros resultados sugieren que los impactos de cambio climático sobre la biota de la Amazonía andina y de tierras bajas pueden ser severo, con el 85% de los ecosistemas con más del 50% de vulnerabilidad al cambio climático. A nivel regional, observamos expansiones los ecosistemas andinos y contracciones en ecosistemas de tierras bajas de la Amazonía ecuatoriana. Sin embargo, a nivel de especies observamos patrones espaciales de recambio de especies de forma bimodal. Por un lado, la idoneidad ambiental de las especies de las estribaciones Andinas tienden a ubicarse geográficamente hacia mayores altitudes (expansiones en herbazales, arbustales y de estribaciones) concordando con previas investigaciones en regiones de estribaciones andinas (IPCC 2002, Ramírez-Villegas, 2014). Las especies de las tierras bajas de la Amazonía ecuatoriana, por el contrario presentan contracciones ambientales en ecosistemas de bosques inundables,

inundados o sucesionales, como en los de tierras bajas con bambú. Este patrón se encontró principalmente en los ecosistemas más húmedos, cuyas características climáticas se localizaron a mayores altitudes, hacia las estribaciones orientales de los Andes. Este patrón concuerda con investigaciones previas de biomas tropicales (Tovar, 2013), o a nivel global (Warren, 2013). Sin embargo, distintas especies se van a ver afectadas de forma diferente por el cambio climático, adicional al efecto combinado de: deforestación, sobreexplotación de los recursos o la contaminación, entre otros, por ende esto repercutirá en efectos negativos muy importantes de pérdida de la biodiversidad

Modelo de amenaza.

Las amenazas y la biodiversidad se distribuyen de forma distinta a nivel global, por lo que es necesario el desarrollo de planes de conservación que consideren parámetros como endemismo, riqueza de especies y amenazas, así como el tamaño de los sistemas de áreas protegidas (Fajardo, 2014). El modelo de amenaza en la Amazonía ecuatoriana mostró zonas muy intervenidas y otras prácticamente, sin procesos antropogénicos.

Las zonas de mayor intervención se relacionan con las áreas de mayor densidad poblacional humana, siendo las estribaciones andinas y el norte del país (Lago Agrio) donde se ubican los impactos de mayor severidad. Por un lado, las estribaciones andinas presentan diversas vías que conectan las altas montañas con la baja Amazonía (Young, 1998; Viteri, 2002), visualizándose al menos cinco grandes vías de conexión Andes-Amazonía y fragmentando eventos de conectividad entre grandes Parques Nacionales y Reservas Bológicas (R.B. Cofán-Bermejo con P.N. Cayambe-Coca, P.N. Cayambe-Coca con R.B. Antisana, R. B. Antisana con P.N. Sumaco Napo-Galeras, P.N. Llanganates con P.N. Sangay y P.N. Podocarpus con P.N Yacuri).

Estas vías que posibilitan la accesibilidad y la ampliación de procesos de fragmentación, colonización, ampliación de la frontera agrícola y ganadera, entre otros. Por otro lado, las vías principales llevan a vías secundarias ampliamente diversificadas en el norte (alrededor de Lago Agrio), en el centro siguiendo el eje norte-sur de la Alta-Amazonía (Tena, Puyo, Macas) y en el sur (Yantzaza, El Rosario). Particularmente, la ciudad de Lago Agrio presenta antecedentes de expansión de la industria petrolera mediados del siglo pasado, siendo la ciudad amazónica de mayor extensión y avance de las intervenciones antropogénicas en menor lapso de tiempo como petroleras, industrialización, vías, ampliación de la frontera agrícola y ganadera, y áreas urbanas. Finalmente, las zonas Andinas y estribaciones del sur de la cordillera de los Andes se ven amenazados principalmente por procesos de concesiones mineras y deforestación.

Modelo de pérdida de cobertura vegetal.

La evaluación de la pérdida de hábitat en la Amazonía es un proceso de constante actualización por los procesos interventivos en continuo aumento y la poca accesibilidad en las tierras bajas de la Amazonía. La movilidad de ésta zona se realiza principalmente con embarcaciones, siguiendo los cursos fluviales. También por el hecho de que numerosos procesos interventivos no están adecuadamente mapeados, y son de compleja interpretación mediante imágenes satelitales u ortofotos.

Por otro lado, la Amazonía es la región biogeográfica donde se llevan a cabo mayor cantidad de procesos interventivos ilegales, no cuantificados, como son la cacería, tala, ampliación de vías, ampliación de la frontera agrícola, minería, conflictos de tenencias y

demás, por el hecho de ser una región compleja de monitorear y de dar seguimiento, dada su extensión y accesibilidad. Por tanto, los análisis cuantitativos de pérdida de hábitat están basados en la cantidad y calidad de la información utilizada, por lo que es probable una subestimación y sesgo de tales estimaciones. Del conjunto de los 34 ecosistemas evaluados, desde 1990 hasta la actualidad se ha deforestado el 15.9% del territorio; y comparando con el Mapa Potencial, el 15%. Es decir, desde que los ecosistemas se encontraban en estado prístino hasta 1990 se perdió el 0.96%, y de 1990 al presente un 15%. Nuestros resultados sugieren que la pérdida de hábitat es severa en determinados ecosistemas con alta vulnerabilidad.

Dada su altísima biodiversidad, riqueza, endemismos, y siendo Ecuador uno de los países más megadiversos a nivel global, la región Amazónica representa un reservorio de biodiversidad único e irremplazable. Por esta razón, los impactos de los procesos interventivos pueden llegar a tener consecuencias incalculables en términos de los efectos a largo plazo de pérdida de tan significativa biodiversidad y de ecosistemas frágiles (Janeth, 2014).

Categorías de amenaza de los ecosistemas amazónicos de Ecuador según la UICN.

La asignación de categorías de amenaza a los ecosistemas de la Amazonía ecuatoriana, ha sido la primera aproximación a la Lista Roja de Ecosistemas de Ecuador, revisada por especialistas del Ministerio del Ambiente (MAE), del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (MECN), de la Fundación EcoCiencia, especialistas y personal de la UICN. Ésta asignación, complementará la Lista Roja de Especies mediante la evaluación de riesgos a la biodiversidad, así como facilitará la comprensión del uso sustentable de los servicios ecosistémicos. Los ecosistemas abarcan procesos y componentes de órdenes superiores de la biodiversidad, que son difícilmente estimados evaluando especie por especie mediante teoría de poblaciones. Las evaluaciones de riesgo de ecosistemas deben considerar un conjunto de teorías interrelacionadas con fenómenos de nichos ecológicos, sucesiones, resiliencia, integridad ecológica y demás, así como teoría de poblaciones. Por ello, es importante recalcar la necesidad de creación de una síntesis robusta y planificada de estrategias de conservación y ecología de procesos para una óptima categorización ecosistémica.

Como primera aproximación, en la presente investigación la evaluación de la categoría de amenaza de los ecosistemas amazónicos fue fruto de la aplicación de los criterios estandarizados de la UICN, y de la convergencia de todos los análisis comentados con anterioridad. Ésta metodología se aplicó con la idea de disponer de información robusta y disponible para aplicar los criterios y categorías de amenaza de los ecosistemas. De esta forma, la categorización de los ecosistemas según los resultados obtenidos fue práctica, con la consideración de una optimización en las estimaciones. De los cinco criterios aplicables de la UICN, únicamente se aplicaron los criterios A y B, según la información disponible hasta el momento. La aplicación de ambos criterios es suficiente para una primera aproximación, pero los productos obtenidos de los Modelos de Nicho Ecológico y Cambio Climático podrían servir como insumos para la evaluación de otros criterios a futuro, especialmente el criterio D. De esta forma, lograr una aproximación lo más realista posible a la situación de los ecosistemas, así como proponer nuevo levantamiento de información para afianzar las aproximaciones.

Así, con el diseño de la Lista Roja de Ecosistemas se otorgan las herramientas necesarias para la toma de decisiones y prioridades de conservación en la planificación y uso de la tierra y el agua, establecimiento y manejo de áreas protegidas, desarrollo económico e

inversión bajo distintos regímenes de gobernanza. De esta forma, se recomienda el establecimiento de una estructura de gobernanza que promueva el apoyo técnico multidisciplinario, capacitaciones tanto individuales como institucionales para sustentar una red global de asesores y revisores científicos y especialistas equiparable al de la Lista Roja de Especies. Consiguiendo así, contar con un equipo perfectamente competente para proseguir la labor de evaluación de las categorías de amenaza y Lista Roja de Ecosistemas a nivel nacional.

Modelo de áreas prioritarias.

Los criterios clásicos de selección de áreas prioritarias para la conservación están basados normalmente en oportunidades, temas políticos o económicos que distan en garantizar una protección real de la biodiversidad. Por ello, es necesaria la consideración de análisis alternativos que otorguen una visión integradora tanto a nivel de rasgos de la biodiversidad, de las amenazas y de las áreas ya protegidas. De esta forma, se plantea suministrar herramientas aplicables en la toma de decisiones para facilitar su comprensión.

En la presente investigación el diseño de áreas prioritarias se realizó mediante la compilación de diversos factores que caracterizaban la biodiversidad (riqueza, endemismo, especies clave) y se incluyó el análisis de categorización de ecosistemas. Esto supuso una innovación metodológica, pues la es la primera vez que se utiliza una Lista Roja de Ecosistemas ecuatorianos como insumo en la determinación de áreas prioritarias. Así, para la determinación de áreas prioritarias en la presente investigación se consideraron como diana de conservación las especies (61.8% insuficientemente protegidas según Janeth et al., 2014), pero otorgando mayor importancia a aquellas áreas que presentaban ecosistemas amenazados, entre otros factores.

Al comparar con estudios previos que utilizaron como dianas de conservación a los ecosistemas, observamos claras divergencias respecto a las áreas determinadas como prioritarias. Tanto Sierra (2000), Cuesta-Camacho, et al. (2006) y Campos (2007) consideraron que el sistema de áreas protegidas contempla bien los ecosistemas en el norte, pero desde la perspectiva de la especies, la alta riqueza de especies en el norte no está bien representada; conciliando con estudios previos como el de Lessman et al. (2014), en la determinación de áreas prioritarias tanto en el norte en P.N Sumaco Napo-Galeras y en la Cuenca Alta de Pastaza. En el sur, coincidimos con la clasificación de Lessman et al. (2014), tanto en la cordillera del Kutukú, Cuenca alta del Pastaza, Corredor entre la R.B. El Cóndor - R.B EL Quimi y ampliación P. N Podocarpus; así como con Campos (2007) en la cordillera del Kutukú, R. B. Cerro Plateado y en el Corredor R.V. S. El Zarza - R. B. El Quimi.

Consecuentemente, nuestros resultados sugieren que se precisan de mayores esfuerzos de conservación en el norte y centro del área de estudio y sabiendo que existen numerosos bloques y pozos petroleros, nuestros resultados destacan la importancia de ésta región para la conservación de la biodiversidad.

Consideraciones finales

La aplicación de métodos integrativos provee de información base para la evaluación del estado de conservación y amenazas sobre los ecosistemas, de manera práctica al aplicar los lineamientos propuestos por la UICN. Con este trabajo, logramos estandarizar los procesos de manejo de información, análisis y toma de decisiones, lo que facilita que la metodología sea replicada en otras regiones de América Latina.

El planeamiento sistemático para la conservación en países megadiversos resulta un asunto complejo. Su gran diversidad implica un amplio esfuerzo para manejar y validar ingentes volúmenes de datos representativos. En este punto, la información es limitada y de acceso restringido para algunos grupos, o es desconocida. Por tanto, es necesario mantener los esfuerzos en el levantamiento de información, incentivar la accesibilidad a la información y optimizar las bases de datos online para futuras investigaciones.

Por otro lado, los resultados y conclusiones que se presentan en esta investigación, se muestran como una referencia que ha de ser debatida por las autoridades, los conservacionistas, terratenientes, colonos y partes interesadas. En este sentido, hemos generado espacios de debate y discusión sobre el estado de conservación de los ecosistemas amenazados de la Amazonía Ecuatoriana.

Por otro lado, se incentiva la aplicación de alternativas tales con Sociobosque, que forma parte de la iniciativa REDD+ para proteger los ecosistemas a través de incentivos económicos, y regulando las tenencias de tierra privadas que pueden llegar a ser opciones viables de conservación (Holland, 2014).

Literatura citada

Albuja, L. 2014. Diversidad de Mamíferos. 274-278 *en* M. García, D. Parra y P. Mena. El País de la Biodiversidad: Ecuador. Fundación Botánica de los Andes, Ministerio del Ambiente y Fundación Ecofondo. Quito.

Amazonía, A. A. d. l. 2011. La Amazonía Ecuatoriana Accesible en: http://www.amigosamazonia.org/amazoniaEcuatoriana.htm Fecha de acceso.

Araújo, M. B., P.H. Williams and A. Turner. 2002. A sequential approach to minimise threats within selected conservation areas. Biodiversity and Conservation 11 1011-1024.

AVINA. 2012. Informe Anual Panorama 2012. Reporte técnico 1-46 p.

Barve, N., V. Barve, A. Jiménez-Valverde, A. Lira-Noriega, S. P. Maher, A. T. Peterson, J. Soberón y F. Villalobos. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. Ecological Modelling 222 (11): 1810-1819.

Bass, M. S., M. Finer, C. N. Jenkins, H. Kreft, D. F. Cisneros-Heredia, S. F. McCracken, N. C. Pitman, P. H. English, K. Swing y G. Villa. 2010. Global conservation significance of Ecuador's Yasuní National Park. PloS one 5 (1): e8767.

Bedia, J., S. Herrera y J. M. Gutiérrez. 2013. Dangers of using global bioclimatic datasets for ecological niche modeling. Limitations for future climate projections. Global and Planetary Change 107 (0): 1-12.

Bilsborrow, R. 2003. Cambios demograficos y medio ambiente en la Región Amazónica de los paises andinos. Amazonía: procesos demográficos y ambientales

Blaustein, A. R. y J. M. Kiesecker. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. Ecology Letters 5 (4): 597-608.

Brown, J. L. 2014. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. Methods in Ecology and Evolution 5 (7): 694-700.

Canaday, C. 1997a. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in amazonia. Biological Conservation 77 (95): 63–77.

Canaday, C. 1997b. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in amazonia. Biological Conservation 77 63–77.

Cardona, J. N., M. Olivares-Pérez y V. H. Reynoso. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. . Biological conservation 132 (1): 61-75.

Case, M. 2014. Climate change impacts in the Amazon review of scientific literature. Accesible en: Fecha de acceso: December 15th.

CGE-UICN-Provita. 2014. Lista Roja de Ecosistemas de UICN. La Comisión de Gestión de Ecosistemas (CGE) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y Provita, Caracas, Venezuela. Accesible en: http://www.iucnredlistofecosystems.org/es Fecha de acceso: 15/10/2014.

CITES y UNEP. 2014. Appendices I, II and III. Accesible en: http://cites.org/esp/app/appendices.php Fecha de acceso: December 19th.

Cofré, H. y P. A. Marquet. 1999. Conservation status, rarity, and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment Chile. Biological Conservation 88 53-68.

Comer, P., R. Faber-Langendoen, R. Evans, S. Gawler, C. Josse, G. Kittel, S. Menard, M. Pyne, M. Reid, K. Schulz, K. Snow y J. Teague. 2003. Ecological Systems of the United States: A Working Classification of U.S. Terrestrial Systems. Reporte técnico NatureServe. Arlington, Virginia. p.

Cuesta, F., M. Peralvo y N. Valarezo. 2009. Los bosques montanos de los Andes Tropicales. Una evaluacion regional de su estado de conservacion y de su vulnerabilidad a efectos del cambo climatico Quito. 73 p.

Cushman, S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. Biological conservation 128 (2): 231-240.

Dangles, O., F. Nowicki. 2010. Biota maxima. PUCE (Pontificia Universidad Catolica del Ecuador) e IRD (Institut fr Recherche pour le Developpement). Quito, Ecuador. 250 p.

de Avila Fernandes, K. 2009. The Amazon Hydrometeorology: Climatology, Variability And Links Tochanges In Weather Patterns. Philosophy Doctor. Georgia Institute of Technology. 91 p.

Delgado, T. 2008. Evolución de la diversidad vegetal en Ecuador ante un escenario de cambio global. Memoria de Tesis Doctoral. Madrid: Departamento de Publicaciones. Universidad Complutense de Madrid. hptt//www. kraken. unex. es/kraken

Duarte, H., M. Tejedo, M. Katzenberger, F. Marangoni, D. Baldo, J. F. Beltrán, D. A. Martí, A. Richter-Boix y A. Gonzalez-Voyer. 2012. Can amphibians take the heat? Vulnerability to climate warming in subtropical and temperate larval amphibian communities. Global Change Biology 18 (2): 412-421.

Duivenvoorden, J. F. 1996. Patterns of tree species in rain forest of the Middle Caqueta Area, Colombia, N.W. Amazonia. Biotropica 28 142-158.

Ebenman, B., A. Hedenström, U. Wennergen, B. Ekstam, J. Landin y T. Tyrberg. 1995. The relationship between population density and body size: the role of extinction and mobility. Oikos 73 225-230.

Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee y C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Diversity and Distributions 17 (2011): 43–57.

FAO. 2000. Accesible en: Fecha de acceso.

Forero-Medina, G., L. Joppa y S. L. Pimm. 2011. Constraints to species' elevational range shifts as climate changes. Conservation Biology 25 (1): 163-171.

Freile, J. F., D. F. Cisneros-Heredia, T. Santander, K. A. Boyla y D. Díaz. 2011. Important Bird Areas of the Neotropics: Ecuador. Neotropical Birding 7 4-14.

Freile, J. F. y T. Santander. 2005. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en Ecuador. Aves&Conservación (Corporación Ornitológica del Ecuador), BirdLife Internacional, Conservación Internacional y Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador. p.

García, M., D. Parra y P. Mena. 2014. El País de la Biodiversidad: Ecuador. Fundación Botánica de los Andes, Ministerio del Ambiente y Fundación EcoFondo. Quito. 318 p.

Gentry, A. H. 1992. Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservational significance. Oikos 63 19-28.

Graham, C. H. y R. J. Hijmans. 2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. Global Ecology and Biogeography 15 (6): 578-587.

Granizo, T., C. Pacheco, M. B. Ribadeneira, M. Guerrero y L. Suárez. 2002. Libro rojo de las aves del Ecuador. Simbioe, Conservation International, EcoCiencia, Ministerio del Ambiente & UICN. Quito, Ecuador. p.

Guevara, E. 2015. Reporte técnico sobre la base de datos de aves propuesta a modelar. Reporte técnico Fundación EcoCiencia. Quito, Ecuador. 9 p.

Guevara, J. E. 2006. Variacion floristica en 23 parcelas de 1 hectarea en bosques de tierra firme de la Amazonia norte ecuatoriana y asociaciones edaficas en las familias Chrysobalanaceae, Lecythidaceae y el genero Inga. Tesis de Licenciatura. Pontificia Universidad Catolica del Ecuador. p.

Guevara, J. E., H. Shiguango y D. Luna. 2009. Evaluacion de la flora arborea de las comunidades Alta Florencia, Rio Napo y Bataburo, Rio Tiwino; Amazonia ecuatoriana. Cinchonia 9 (1): 62-70.

Haffer, J. 1974. Avian Speciation in Tropical South America. Nuttall Ornith. Club 14. Cambridge, Mass. p.

Hawkins, B. A., R. Field, H. V. Cornell, D. J. Currie, J. F. Guegan, D. M. Kaufman, G. Kerr, G. Mittelbach, T. Oberdorff, E. M. O`Brien, E. E. Porter y J. R. G. Turner. 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. Ecology 84 3105–3117.

Heikkinen, R., M. Luoto, M. Araújo, R. Virkkala, W. Thuiller y T. Skyes. 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. Progress in Physical Geography 30 (6): 751-777.

Hijmans, R. J., S. E. Cameron y J. L. Parra. 2006. WorldClim. Museum of Vertebrate Zoology, NatureServe, Rainforest CRC, CIAT. Accesible en: http://www.worldclim.org/format.htm Fecha de acceso: 22/01/2011.

Hill, J. K., M. A. Gray, C. V. Khen, S. Benedick, N. Tawatao y K. C. Hamer. 2011. Ecological impacts of tropical forest fragmentation: how consistent are patterns in species richness and nestedness? . Philosophical Transactions of The Royal Society Biological Sciences 366 3265–3276.

Holbrook, K. y B. Loiselle. 2009. Dispersal in a Neotropical tree, Virola flexuosa (Myristicaceae): Does hunting of large vertebrates limit seed removal? . Ecology 90 1449-1455.

Hoorn, C. y F. Wesselingh. 2011. Amazonia, Landscape and Species Evolution: A Look into the Past. Wiley-Blackwell. Hoboken, USA. 447 p.

IPCC (Ed.). 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 1535 p.

IUCN. 2014. IUCN red list of threatened species. Version 2014.3. Accesible en: http://www.iucnredlist.org Fecha de acceso: October.

IUCN. 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1. . International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Accesible en: http://www.iucnredlist.org/ Fecha de acceso: 14/06/2015.

Jax, K., C. G. Jones y S. T. A. Pickett. 1998. The self-identity of ecological units. Oikos 82 253-264.

Jenks, G. F. 1967. The data model concept in statistical mapping. International Yearbook of Cartography 7 186–190.

Keith, D. A., J. P. Rodríguez, T. M. Brooks, M. A. Burgman, E. G. Barrow, L. Bland, P. J. Comer, J. Franklin, J. Link y M. A. McCarthy. 2015. The IUCN Red List of Ecosystems: Motivations, Challenges, and Applications. Conservation Letters 8 (3): 214-226.

Keith, D. A., J. P. Rodríguez, K. M. Rodríguez-Clark, E. Nicholson, K. Aapala, A. Alonso, M. Asmussen, S. Bachman, A. Basset, E. G. Barrow, J. S. Benson, M. J. Bishop, R. Bonifacio, T. M. Brooks, M. A. Burgman, P. Comer, F. A. Comín, F. Essl, D. Faber-Langendoen, P. G. Fairweather, R. J. Holdaway, M. Jennings, R. T. Kingsford, R. E. Lester, R. M. Nally, M. A. McCarthy, J. Moat, M. A. Oliveira-Miranda, P. Pisanu, B. Poulin, T. J. Regan, U. Riecken, M. D. Spalding y S. Zambrano-Martínez. 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. PLoS One 8 (5): e62111.

Kier, G., T. M. Kreft, W. Lee, P. L. Jetz, C. Ibisch, J. Nowicki, Mutke y W. Barthlott. 2009. A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. Proceedings of the National Academy of Sciences 106 (23): 9322-9327.

Kolozsvary, M. B. y R. K. Swihart. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. Canadian Journal of Zoology 77 (8): 1288-1299.

Lauer, W. 1989. Ecoclimatological conditions of the paramo belt in the tropical high mountains. Mountain Reseach and Development 1 209-221.

Lemoine, N. y K. Böhning-Gaese. 2002. Potential impact of global climate change on species richness of long-distance migrants. . Conservation Biology 17 577–586.

León-Yánez, S., R. Valencia, N. Pitman, L. Endara, C. Ulloa Ulloa y H. Navarrete. 2011. Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador. Publicaciones del Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito. p.

López, A. V., F. Espíndola y J. Calles. 2013. Atlas "Amazonía Ecuatoriana Bajo Presión". Ecociencia, Quito-Ecuador

Löwenberg-Neto, P. 2014. Neotropical region: a shapefile of Morrone's (2014) biogeographical regionalisation. Zootaxa 3802 (2): 300-300.

Macia, J. M. y J. C. Svenning. 2005. Oligarchic dominance in western Amazonian plant communities. Journal of Tropical Ecology 21 613-626.

MAE. 2012a. Línea Base de Deforestación del Ecuador Continental. Quito-Ecuador. p.

MAE. 2012b. Línea Base de Deforestación del Ecuador Continental. Ministerio del Ambiente de Ecuador. 30 p.

MAE. 2013. Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Ministerio del Ambiente del Ecuador, Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito, Ecuador. 232 p.

Master, L., D. Faber-Langendoen, R. Bittman, G. A. Hammerson, B. Heidel, J. Nichols, L. Ramsay y A. Tomaino. 2009. NatureServe Conservation Status Assessments: Factors for Assessing Extinction Risk. Reporte técnico NatureServe. Arlington, Virginia. 57 p.

McPherson, M., S. Schill, G. Raber, K. John, N. Zenny, K. Thurlow. 2008. GIS-based modeling of Environmental Risk Surfaces (ERS) for conservation planning in Jamaica. J. Conserv. Plann 4 60–89.

Melo, P., X. Herrera y R. Galeas. 2012. Modelo Bioclimático del Ecuador Continental para la representación cartográfica de ecosistemas del Ecuador continental. Quito. p.

Menéndez-Guerrero, P. A. y C. H. Graham. 2013. Evaluating multiple causes of amphibian declines of Ecuador using geographical quantitative analyses. Ecography 36 (2013): 1-14.

Menéndez, R., A. González-Megías, J. K. Hill, B. Braschler, S. G. Willies, Y. Collingham, R. Fox, D. B. Roy y C. D. Thomas. 2006. Species richness changes lag behind climate change. Proc. R. Soc. 273 1465-1470.

Moreno, P. 2015. Reporte técnico sobre la base de datos de mamíferos propuesta a modelar. Reporte técnico Fundación EcoCiencia. Quito, Ecuador. 6 p.

Morrone, J. J. 2004. Panbiogeografía, componentes bióticos y zonas de transición. Revista Brasileira de Entomologia 48 (2): 149-162.

Morrone, J. J. 2014. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. Zootaxa 3782 (1): 1–110.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403 (6772): 853-858.

Ortega-Andrade, H., D. Prieto-Torres, I. Gómez-Lora y D. Lizcano. 2015. Ecological and Geographical Analysis of the Distribution of the Mountain Tapir (Tapirus pinchaque) in Ecuador: Importance of Protected Areas in Future Scenarios of Global Warming. PloS one 10 (3): e0121137.

Pearman, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. Conservation Biology 11 (5): 1211-1225.

Pearson, R. 2006. Climate change and the migration capacity of species. Trends Ecol Evol 21 111 - 113.

Peralvo, M., Delgado, J. 2010. Metodología para la generación del Mapa de Deforestación Histórica. Ministerio del Ambiente, CONDESAN. Quito, Ecuador. p.

Peterson, A. T., J. Soberon, R. G. Pearson, R. P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura y M. Bastos-Araújo. 2011. Ecological niches and geographic distributions. Monographs in Population Biology. Princeton University Press. United States of America. 316 p.

Phillips, S., R. Anderson y R. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling 190 (3-4): 231-259.

Pitman, N. 2000. A large-scale Inventory of two Amazonian tree communities. Doctor of Philosophy. Duke University. p.

Pitman, N. C. A., J. Terborgh, M. R. Silman, P. V. Nuñez, D. Neill, C. E. Ceron, W. A. Palacios y M. Aulestia. 2001. Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firme forests. Ecology 82 2101-2117.

Prance, G. T. 1982. Biological Diversification in the Tropics. Columbia University Press. 714 p.

Primack, R., R. Rozzi, R. Dirso y F. Massardo. 2001. Extinciones. 133-144 *en* R. B. Primack. Fundamentos de la Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica.

Riahi, K., S. Rao, V. Krey, C. Cho, V. Chirkov, G. Fischer, G. Kindermann, N. Nakicenovic y P. Rafaj. 2011. RCP 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. Climatic Change 109 (1-2): 33-57.

Rivas-Martínez, S. y G. Navarro. 2000. Mapa biogeográfico de América del Sur. En Geografía Ecológica de Bolivia: Vegetación y Ambientes Acuáticos. Centro de Ecología Simón I. Patiño Departamento de Difusión Cochabamba, Bolivia. . 42 p.

Rodríguez, J. P., R.-S. F. y D. Giraldo Hernández. 2010. Libro Rojo de los Ecosistemas Terrestres de Venezuela. Provita, Shell Venezuela, Lenovo. Caracas, Venezuela. 324 p.

Rodríguez, J. P., D. A. Keith, K. M. Rodríguez-Clark, N. J. Murray, E. Nicholson, T. J. Regan, R. M. Miller, E. G. Barrow, L. M. Bland y K. Boe. 2015. A practical guide to the application of the IUCN Red List of Ecosystems criteria. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences 370 (1662): 20140003.

Rodríguez, J. P., K. M. Rodríguez-Clark, J. E. M. Baillie, N. Ash, J. Benson, T. Boucher, C. Brown, N. D. Burgess, B. Collen, M. Jennings, D. A. Keith, E. Nicholson, C. Revenga, B. Reyers, M. Rouget, T. Smith, M. Spalding, A. Taber, M. Walpole, I. Zager y T. Zamin. 2011. Definición de Categorías de UICN para Ecosistemas Amenazados. Conservation Biology 25 21-29.

Romero, P. 2015. Reporte técnico sobre la base de datos de anfibios propuesta a modelar. Reporte técnico Fundación EcoCiencia. Quito, Ecuador. 9 p.

Ron, S. R., M. H. Yanez-Muñoz, A. Merino-Viteri, D. A. Ortíz y D. Nicolalde. 2014. Amphibia Web Ecuador. Accesible en: http://zoologia.puce.edu.ec/Vertebrados/Anfibios/AnfibiosEcuador/DiversidadEndemismo.aspx Fecha de acceso.

Sáenz, M. y C. Martínez. 2005. Criterios geográficos para la definición de áreas prioritarias para el proyecto GEF-CAF: “Facilitación de financiamiento para negocios basados en la biodiversidad y apoyo a actividades de desarrollo en la región andina” (PNUMA GF/2328-2713) en Ecuador. 40 p.

Salafsky, N., D. Salzer, A. J. Stattersfield, C. HILTON-TAYLOR, R. Neugarten, S. H. Butchart, B. Collen, N. Cox, L. L. Master y S. O'CONNOR. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. Conservation Biology 22 (4): 897-911.

Salgado, S. 2015. Reporte técnico sobre la base de datos de flora propuesta a modelar. Reporte técnico Fundación EcoCiencia. Quito, Ecuador. 10 p.

Santander, T., A. Soria y E. A. Guevara. 2012. Conservando el hábitat invernal de la Reinita Cerúlea (Setophaga cerulea) en Ecuador. Ornitología Neotropical 23 343–350.

Santos, F. 2013. Atlas de Presiones y Amenazas sobre Áreas Protegidas y territorios indígenas de la Amazonía. Memoria técnica de los Mapas de Deforestación de la Cuenca Amazónica Ecuatoriana e integración con el Mapa de Deforestación de la Cuenca Panamazónica para los escenarios 2000, 2005 y 2010, escala 1:100.000. Reporte técnico EcoCiencia. 42 p.

Schulze, C. H., M. Waltert, P. J. A. Kessler, R. Pitopang, Shahabuddin, D. Veddeler, M. Mühlenberg, R. Gradstein, C. Leuschner, I. Steffan-Dewenter y T. Tscharntke. 004. Biodiversity indicator taxa of tropical land-use systems, comparing plants, birds, and insects. Ecol. Appl. 14 1321–1332.

Sekercioglu, C. H., P. R. Ehrlich, G. C. Daily, A. D., D. Goehring y R. Sandi. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. Proc. Nat. Aca. Sci. 99 263-267.

Soberón, J. y A. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. Biodiversity Informatics 2005 (2): 1-10.

Stattersfield, A., M. Crosby, A. Long y D. C. Wege. 1998. Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation. BirdLife International. Cambridge, UK. p.

Stohlgren, T. J., C. S. Jarnevich, W. E. Esaias y J. T. Morisette. 2011. Bounding species distribution models. Current Zoology 57 (5): 642-647.

Stouffer, P. C. y R. O. Bierregaard. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. Ecology 76 2429-2445.

Thomas, C. D., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. Erasmus, M. F. De Siqueira, A. Grainger y L. Hannah. 2004. Extinction risk from climate change. Nature 427 (6970): 145-148.

Thuiller, W., S. Lavorel, M. Araujo, M. Sykes y I. Prentice. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. Proc Natl Acad Sci U S A 102 8245 - 8250.

Tirira, D. 2014. Historia de la Mastozoología en Ecuador. 205-244 *en* J. Ortega, J. L. Martínez y D. Tirira. Historia de la Mastozoología en Latinoamérica, Las Guyanas y El Caribe. Editorial Murciélago Blanco y Asociación Ecuatoriana de Mastozoología. Quito y México, DF.

Valencia, R., H. Balslev y G. Paz y Miño. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. Biodiversity and Conservation 3 21-28.

Vriesendorp, C., W. Alverson, N. Dávila, S. Descanse, R. Foster, J. López, L. C. Lucitante, W. Palacios y O. Vásquez. 2008. Flora y Vegetacion. C. V. Alverson W.S., Á. del Campo, D.K. Moskovits, D.F. Stotz, M. García, L. Borbor. Ecuador-Perú: Cuyabeno-Güeppí. Rapid Biological and Social Inventories Report 20. The Field Museum. Chicago.

Vuuren, D., J. Edmonds, M. Kainuma, K. Riahi, A. Thomson, K. Hibbard, G. Hurtt, T. Kram, V. Krey, J.-F. Lamarque, T. Masui, M. Meinshausen, N. Nakicenovic, S. Smith y S. Rose. 2011. The representative concentration pathways: an overview. Climatic Change 109 (1-2): 5-31.

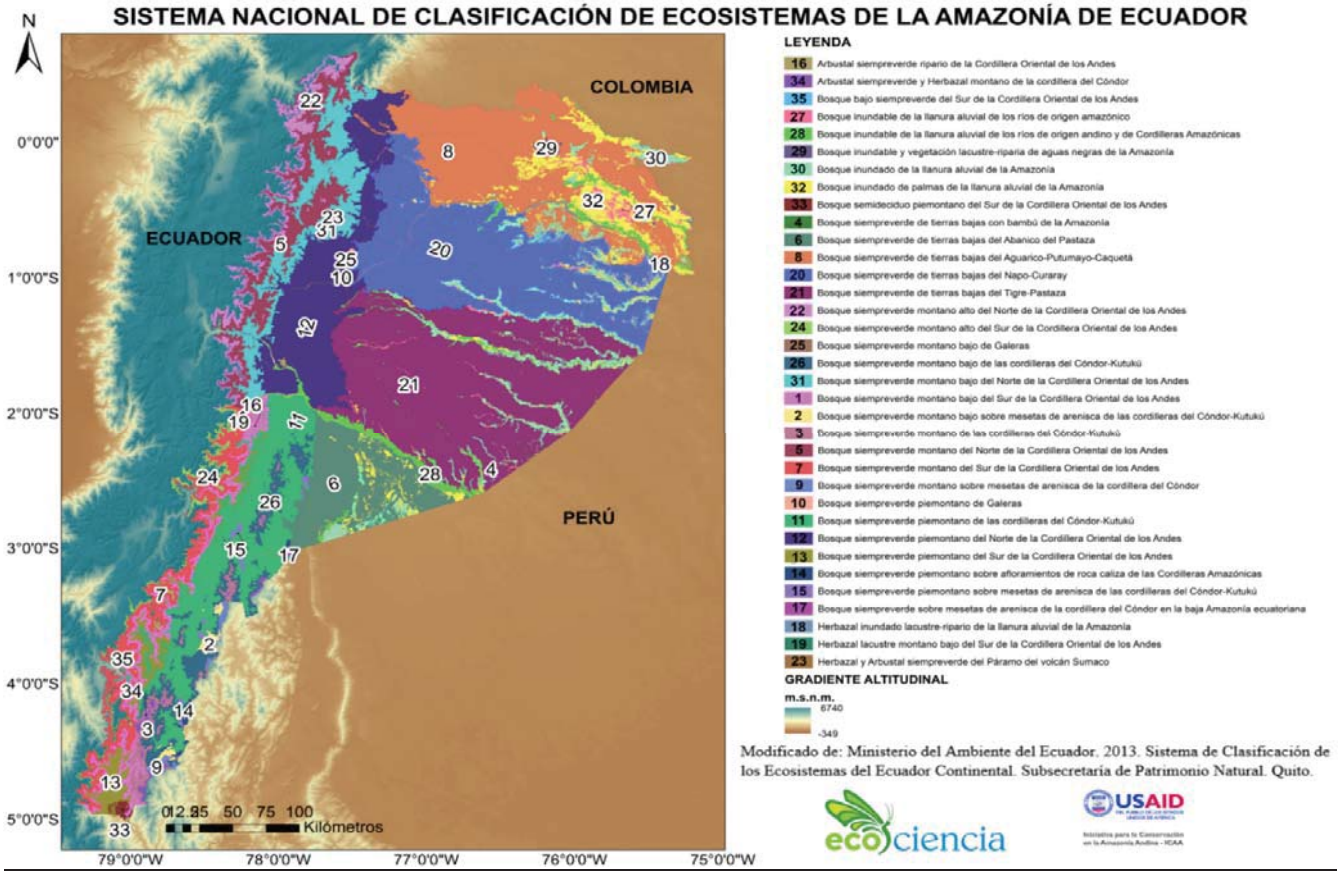
Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T. J. Beebee, J.-M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg y F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. Nature 416 (6879): 389-395.

Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21 213-251.

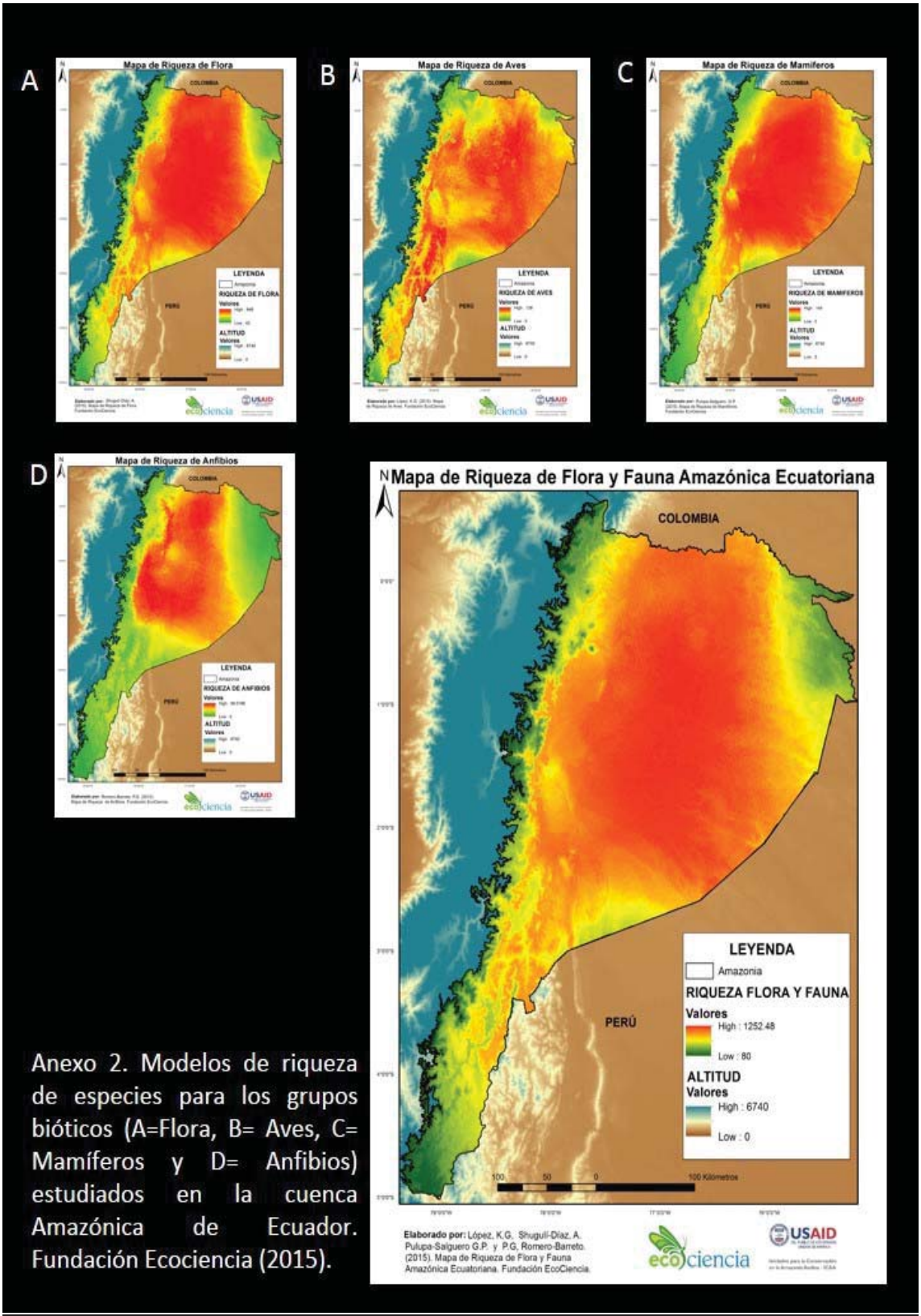
Wilson, R. J., D. Gutiérrez, J. Gutiérrez, D. Martínez, R. Agudo y V. J. Monserrat. 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. Ecology Letters 8 (11): 1138-1146.

Zeisset, I. y T. J. C. Beebee. 2008. Amphibian phylogeography: a model for understanding historical aspects of species distributions. Heredity 101 (2008): 109-119.

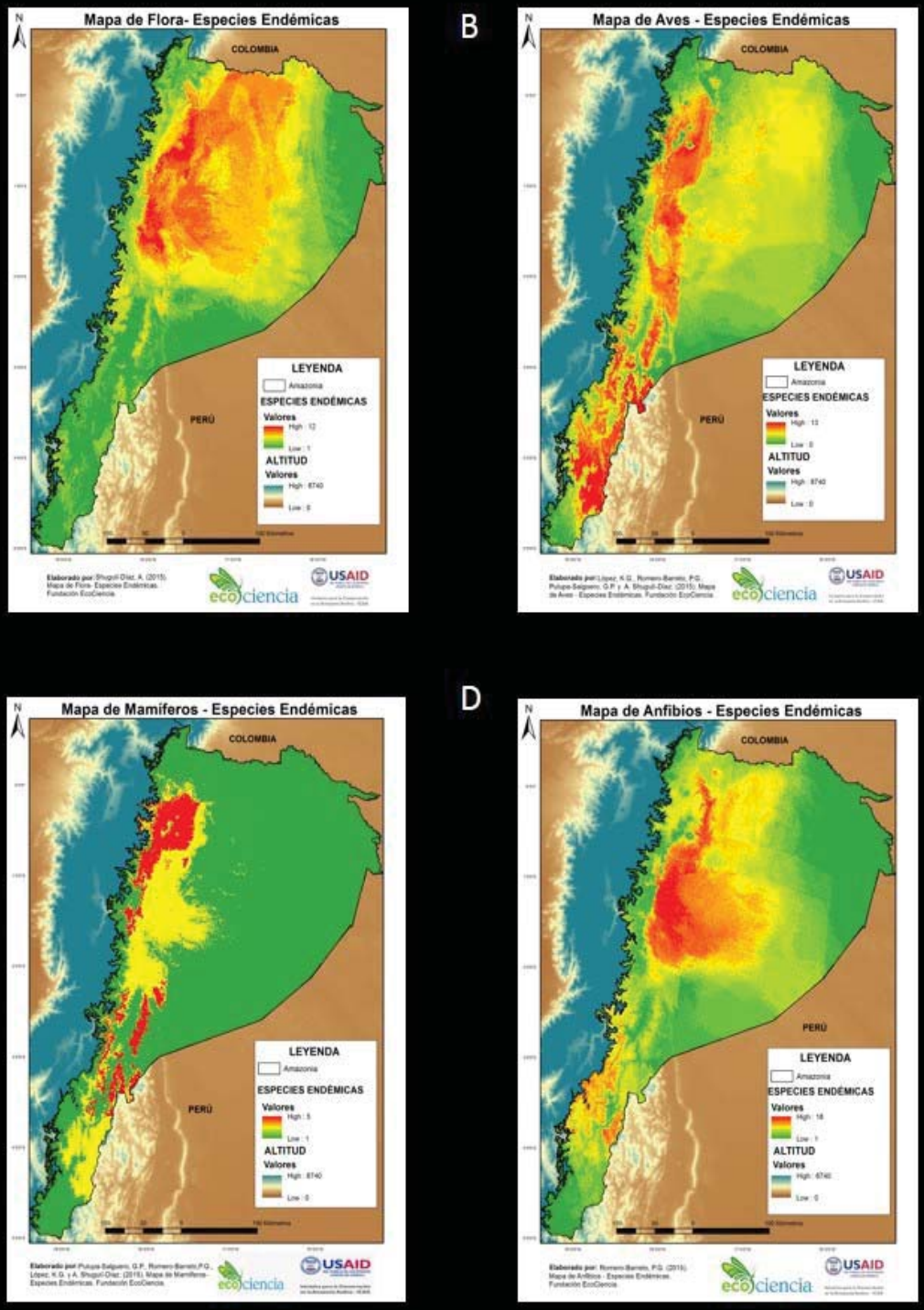
Anexos



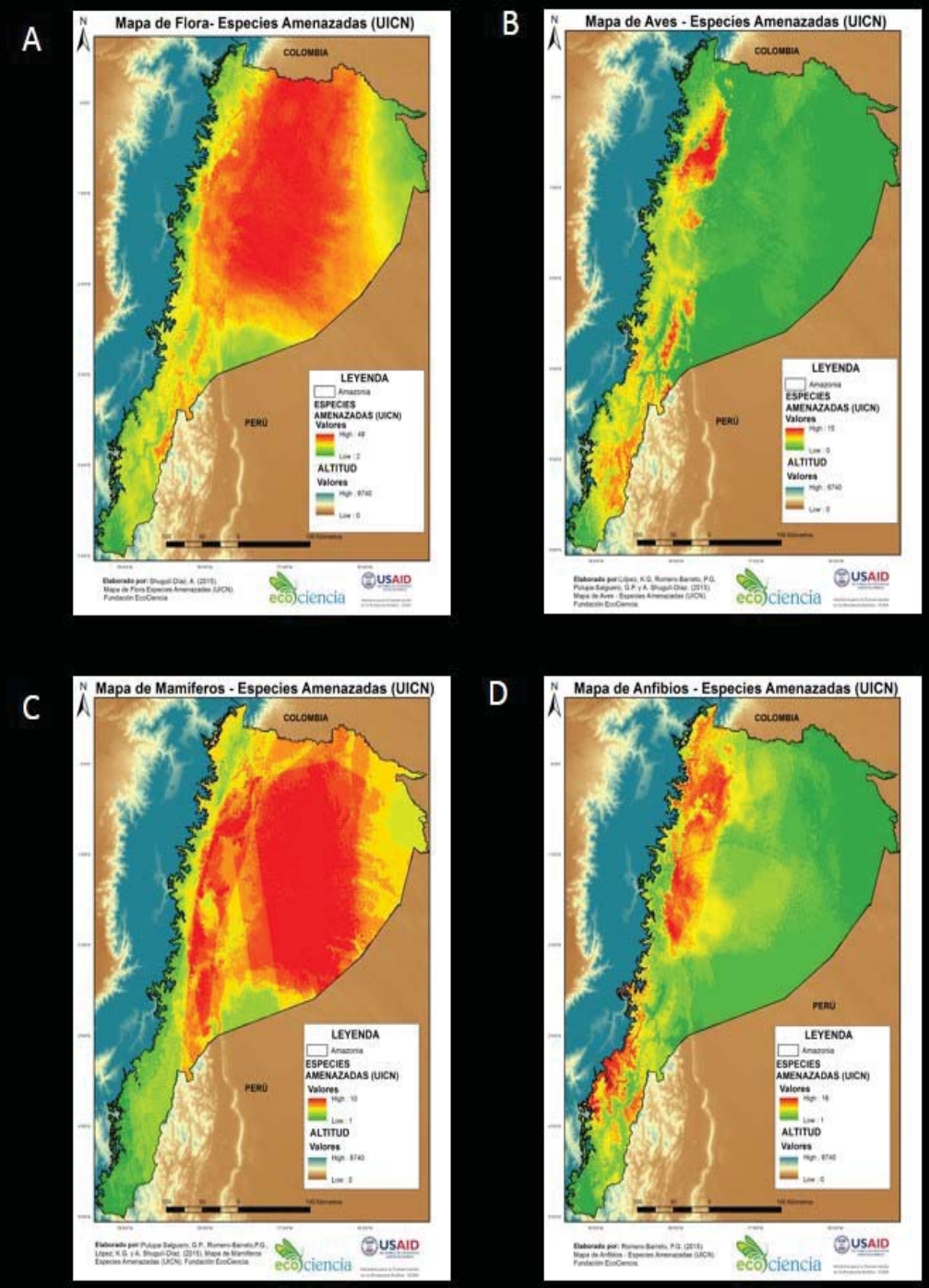
Anexo 1. Mapa de ecosistemas de la Amazonía Ecuatoriana, con su respectivo clave numérica



Anexo 2. Modelos de riqueza de especies para los grupos bióticos (A=Flora, B= Aves, C= Mamíferos y D= Anfibios) estudiados en la cuenca Amazónica de Ecuador. Fundación Ecociencia (2015).



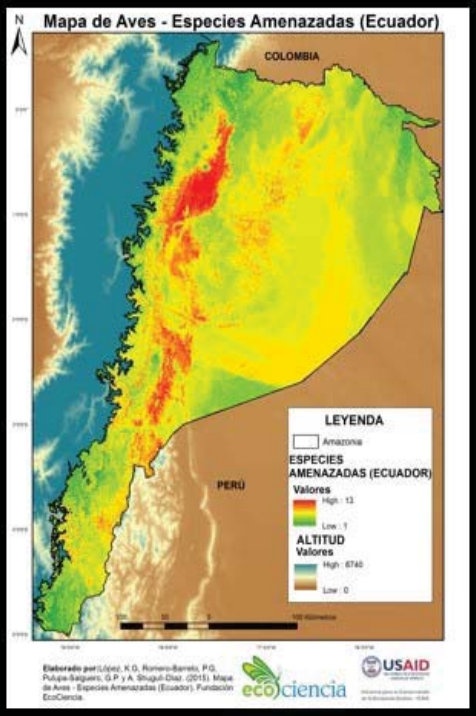
Anexo 3. Modelos de endemismo de especies para los grupos bióticos (A=Flora, B= Aves, C= Mamíferos y D= Anfibios) estudiados en la cuenca Amazónica de Ecuador. Fundación Ecociencia (2015).



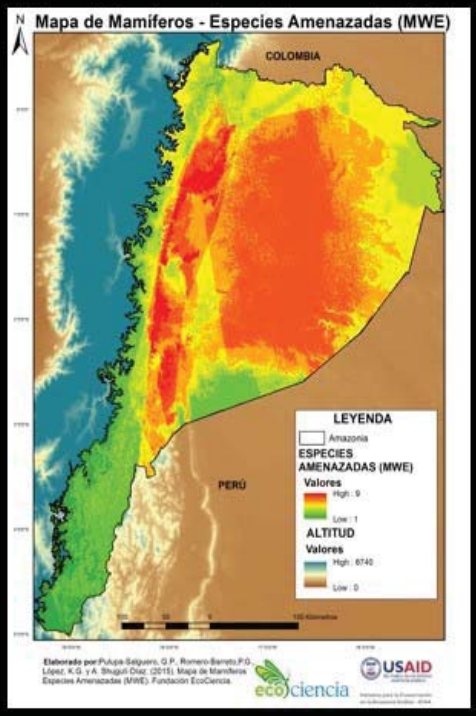
Anexo 4. Modelos de especies amenazadas UICN para los grupos bióticos (A=Flora, B= Aves, C= Mamíferos y D= Anfibios) estudiados en la cuenca Amazónica de Ecuador. Ecociencia (2015).

Anexo 5. Modelos de especies amenazadas Lista Roja Ecuador para los grupos bióticos (A= Aves, B= Mamíferos y C= Anfibios) estudiados en la cuenca Amazónica de Ecuador. Fundación Ecociencia (2015).

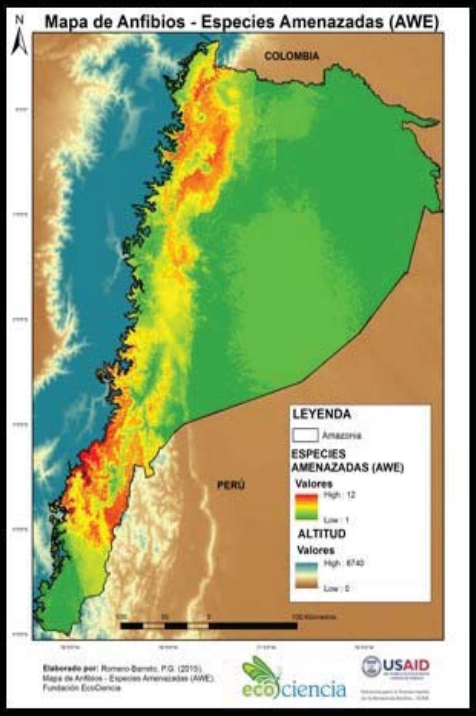
A

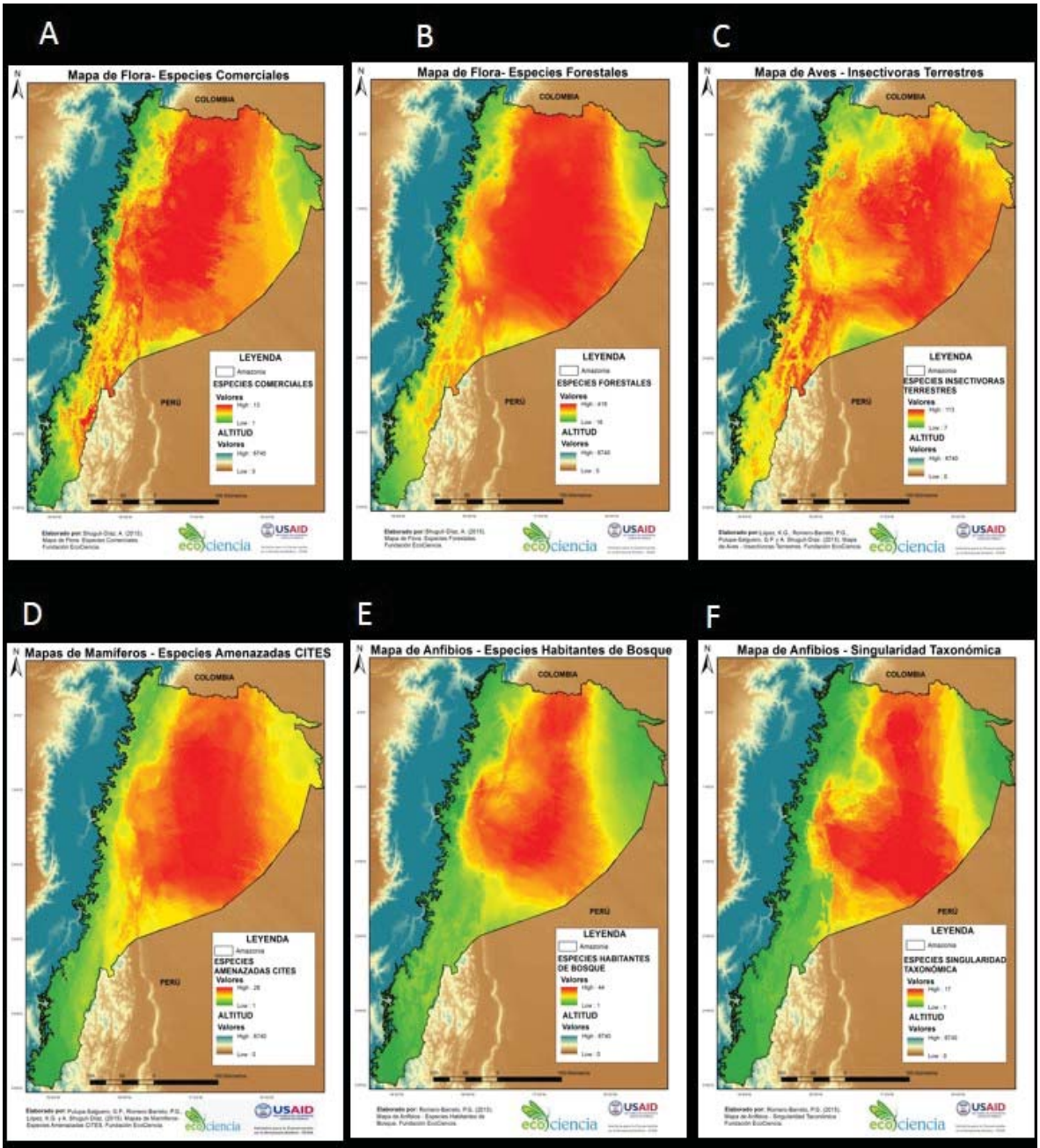


B

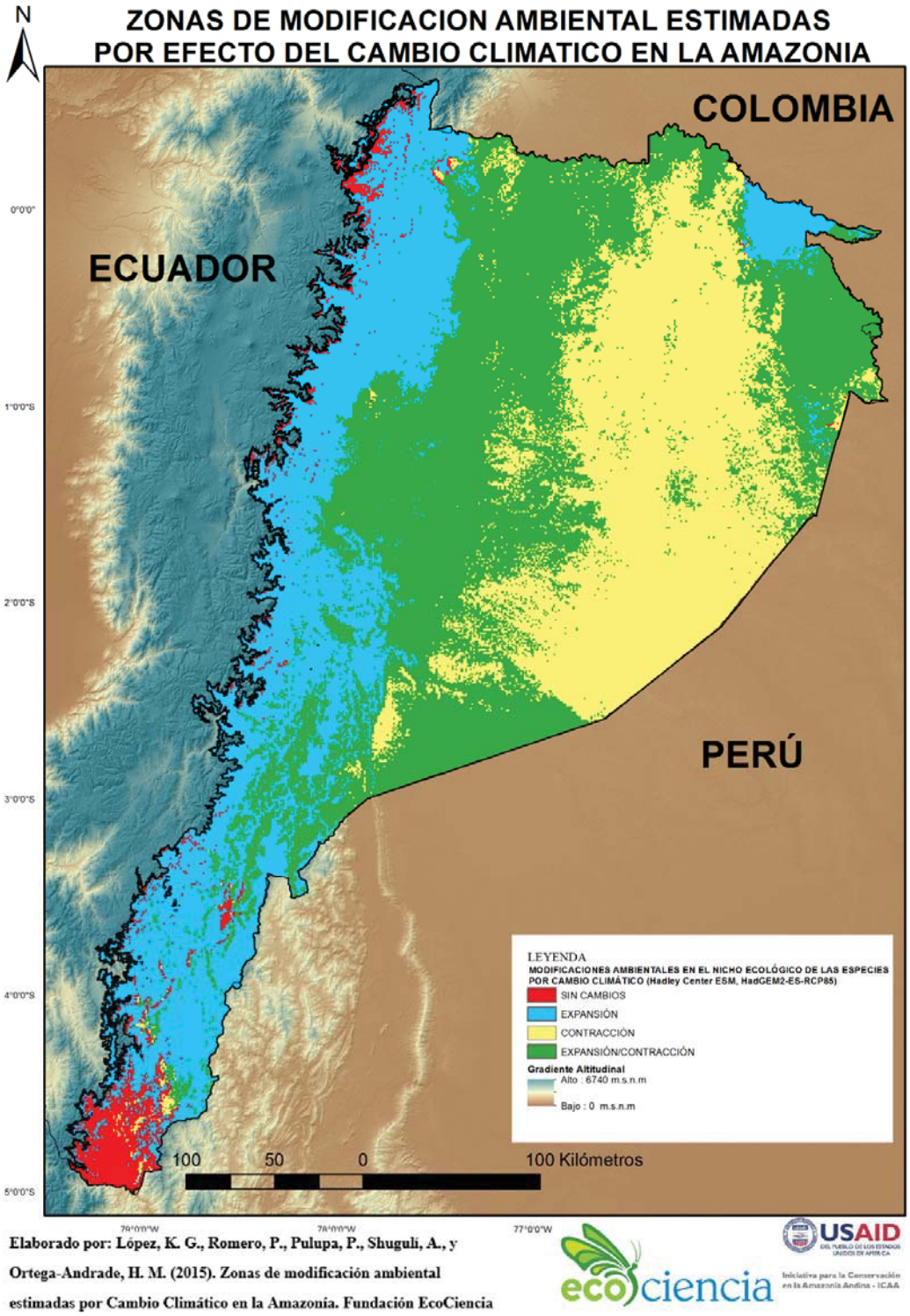


C





Anexo 6. Modelos de especies con otros criterios clave para los grupos bióticos (A-B=Flora, C= Aves, D= Mamíferos y E-F= Anfibios) estudiados en la cuenca Amazónica de Ecuador. Fundación Ecociencia (2015).



Anexo 7. Zonas de influencia del efecto de cambio climático sobre los nichos ecológicos de las especies en la Amazonía Ecuatoriana.

Apéndices

Apéndice 1. Lista de ecosistemas utilizados en este proyecto distribuidos en los cinco sectores propuestos por el MAE (2013).

CÓDIGO	ECOSISTEMA	AREA (ha.)	PISO BIOCLIMÁTICO	RANGO ALTITUDINAL (msnm)	TERMOTIPO
Sector Norte de la Cordillera Oriental					
BsPn03	Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	661137	Piemontano	400-1200	Termotropical Inferior
BsBn01	Bosque siempreverde montano bajo del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	424787	Montano Bajo	1200-2000	Termotropical Superior
BsMn01	Bosque siempreverde montano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	452005.1	Montano	2000-3000	Mesotropical
BsAn01	Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	254350.8	Montano Alto	3000-3700	Supratropical Inferior y Superior
Sector Sur de la Cordillera Oriental					
BsPn04	Bosque siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	109364.8	Piemontano	400-1650	Termotropical Inferior
BmPn02	Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	9668.9	Piemontano	500-1300	Termotropical Inferior
BsBn02	Bosque siempreverde montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	210445.4	Montano Bajo	1660-2200	Termotropical Superior
BsMn02	Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	404066.6	Montano	2200-3000	Mesotropical
BsAn02	Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	126170	Montano Alto	3000-3400	Supratropical Inferior
HsBn01	Herbazal lacustre montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	1736.8	Montano Bajo	1600-2200	Mesotropical Inferior
BsBn03	Bosque bajo siempreverde del Sur de la Cordillera de los Andes	No mapeado			
No forma parte de ningún sector					
AsPn01	Arbustal siempreverde ripario de la Cordillera Oriental de los Andes	7217.9	Piedemonte y Montano Bajo	800-1950	Termotropical
Sector Páramo					
HsSn01	Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco	393	Montano Alto y Alto Superior	3250-3800	Supratropical

Apéndice 1. Continuación…
Lista de ecosistemas utilizados en este proyecto distribuidos en los cinco sectores propuestos por el MAE (2013).

Sector Amazonía baja					
BsTa01	Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá	969451.7	Tierras Bajas	160-350	Infratropical Superior
BsTa02	Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray	1477367.1	Tierras Bajas	170-350	Infratropical, Termotropical
BsTa03	Bosque siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza	2131080	Tierras Bajas	166-350	Infratropical, Termotropical
BsTa04	Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza	575297.7	Tierras Bajas	197-350	Infratropical, Termotropical
BsTa05	Bosque siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía	2399.5	Tierras Bajas	196-500	Infratropical Superior
BsTa06	Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas	169151.5	Tierras bajas	164-315	Infratropical, Termotropical
BsTa07	Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen amazónico	74765.6	Tierras bajas	158-350	Infratropical, Termotropical
BsTa08	Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonía	11272.7	Tierras bajas	170-350	Infratropical
BsTa09	Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía	336384.5	Tierras bajas	158-350	Infratropical, Termotropical
BsTa10	Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía	472364.7	Tierras bajas	171-350	Infratropical, Termotropical
HsTa01	Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonía	10872.5	Tierras Bajas	171-350	Infratropical
Sector Cordilleras Amazónicas					
BsPa01	Bosque siempreverde piemontano de Galeras	8366.9	Piemontano	600-1300	Termotropical
BsPa02	Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	524104.7	Piemontano	350-1400	Infratropical, Termotropical
BsPa03	Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de roca caliza de las Cordilleras Amazónicas	18725.1	Piemontano	600-1400	Termotropical
BsTa11	Bosque siempreverde sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor en la baja Amazonía ecuatoriana	1247.6	Montano Bajo	1400-1900	Termotropical

Apéndice 1. Continuación…

Lista de ecosistemas utilizados en este proyecto distribuidos en los cinco sectores propuestos por el MAE (2013).

Sector Cordilleras Amazónicas					
BsBa01	Bosque siempreverde montano bajo de Galeras	2781.9	Montano Bajo	1300-1700	Termotropical
BsBa02	Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	256482.3	Montano Bajo	1400-1900	Termotropical
BsPa04	Bosque siempreverde piemontano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	19155.3	Piemontano	350-1400	Mesotropical, Termotropical
BsBa03	Bosque siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	38567.7	Montano Bajo	1400-1900	Termotropical
AsMa01	Arbustal siempreverde y Herbazal montano de la cordillera del Cóndor	23829.1	Montano	2400-3100	Mesotropical, Termotropical
BsMa01	Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor	25035.4	Montano	1900-2700	Mesotropical, Termotropical
BsMa02	Bosque siempreverde montano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	101185.2	Montano	1900-2400	Mesotropical, Termotropical

Apéndice 2. Sistema de criterios y subcriterios para ecosistemas amenazados propuesto por (Keith *et al.* 2013).

Criterio	Subcriterio	En Peligro Crítico	EN Peligro	Vulnerable
A	Reducción en distribución geográfica sobre alguno de los siguientes periodos:			
	1 Presente (durante los últimos 50 años)	≥80%	≥50%	≥30%
	2a Futuro (los próximos 50 años)	≥80%	≥50%	≥30%
	2b Futuro (durante cualquier período de 50 años como el presente y el futuro)	≥80%	≥50%	≥30%
	3 Historico (desde 1750)	≥90%	≥70%	≥50%
B	Distribución geográfica restringida indicada mediante			
	1 Extensión de un polígono convexo mínimo que encierra todas las ocurrencias (extensión de presencia), O	≤2,000 km2	≤20,000 km2	≤50,000 km2
	2 El número de 10x10 km de celdas occupadas (Area de Ocupación) y al menos uno de los siguientes (a-c):	≤2	≤20	≤50
	(a) Una declinación continua observada o inferida en:			
	i. Una medida de la extensión espacial apropiada para el ecosistema; O			
	ii. Una medida de calidad ambiental apropiada para caracterizar a la biota del ecosistema; O			
	iii. una medida de la interrupción de las interacciones bióticas adecuadas para la biota característica del ecosistema			
	(b) Procesos de amenaza observados o inferidos que sean susceptibles de causar declinaciones continuas tanto en distribución geográfica, calidad ambiental o interacciones bióticas dentro de los próximos 20 años.			
	(c) El ecosistema existe en…	1 localidad	≤5 localidad	≤10 localidad
	3 Un número muy pequeño de localidades (generalmente menos de 5) y propensos a los efectos de las actividades humanas o eventos estocásticos dentro de un período de tiempo muy corto en un futuro incierto, y por lo tanto capaz de colapsar o de convertirse en amenazado en peligro crítico en un plazo de tiempo muy corto			
C	1 La degradación ambiental en los últimos 50 años basado en un cambio de una variable abiótica* afectando ...	≥80% extensión con ≥80% relativa severidad**	≥50% extensión con ≥80% relativa severidad	≥50% extensión con ≥50% relativa severidad
			≥80% extensión con ≥50% relativa severidad	≥80% extensión con ≥30% relativa severidad
				≥30% extensión con ≥80% relativa severidad
	2 Degradación ambiental sobre los próximos 50 años o en un periodo de 50 años incluyendo el presente y futuro, basado en el cambio de una variable abiótica afectando ...	≥80% extensión con ≥80% relativa severidad**	≥50% extensión con ≥80% relativa severidad	≥50% extensión con ≥50% relativa severidad
			≥80% extensión con ≥50% relativa severidad	≥80% extensión con ≥30% relativa severidad
				≥30% extensión con ≥80% relativa severidad
	3 Degradación ambiental desde 1750 basado en el cambio de una variable abiótica afectando…	≥90% extensión con ≥90% relativa severidad	≥70% extensión con ≥90% relativa severidad	≥70% extensión con ≥70% relativa severidad
			≥90% extensión con ≥70% relativa severidad	≥90% extensión con ≥50% relativa severidad
				≥50% extensión con ≥90% relativa severidad

Apéndice 2. Continuación…

Criterio	Subcriterio	En Peligro Crítico	EN Peligro	Vulnerable
D	1 La interrupción de los procesos o interacciones bióticas en los últimos 50 años en base al cambio en una variable biótica * afectando …	≥80% extensión con ≥80% relativa severidad**	≥50% extensión con ≥80% relativa severidad	≥50% extensión con ≥50% relativa severidad
			≥80% extensión con ≥50% relativa severidad	≥80% extensión con ≥30% relativa severidad
				≥30% extensión con ≥80% relativa severidad
	2 La interrupción de procesos bióticos o interacciones sobre los próximos 50 años, o en un periodo de 50 años incluyendo el presente y futuro, basado en el cambio de una variable biótica afectando ...	≥80% extensión con ≥80% relativa severidad**	≥50% extensión con ≥80% relativa severidad	≥50% extensión con ≥50% relativa severidad
			≥80% extensión con ≥50% relativa severidad	≥80% extensión con ≥30% relativa severidad
				≥30% extensión con ≥80% relativa severidad
	3 La interrupción de procesos bióticos o interacciones desde 1750, basada en cambio en una variable biótica afectando …	≥90% extensión con ≥90% relativa severidad	≥70% extensión con ≥90% relativa severidad	≥70% extensión con ≥70% relativa severidad
			≥90% extensión con ≥70% relativa severidad	≥90% extensión con ≥50% relativa severidad
				≥50% extensión con ≥90% relativa severidad
E	Análisis cuantitativo que estima la probabilidad de colapso del ecosistema que puede ser ….	≥50% dentro 50 años	≥20% dentro 50 años	≥10% dentro 100 años

Abreviaciones: CR=En Peligro Crítico, EN=En Peligro, VU=Vulnerable.

Apéndice 3. Ecosistemas, identificador clave (ID) y datos cuantitativos necesarios para aplicar el Criterio A: superficie de cada ecosistema evaluado en el Mapa Potencial, 1990, 2000, 2008, 2014, superficie deforestada desde el mapa potencial hasta el 2014, superficie deforestada desde 1990 hasta el 2014, porcentaje deforestado y prístino, fórmulas de regresión lineal, año de proyección, área estimada al 2040 y porcentaje de reducción proyectada del remanente. Para el criterio B se muestra la superficie dela Extensión de Ocurrencia (EOO) y Área de Ocupación (AOO) para cada uno de los ecosistemas evaluados. Categoría final asignada: CR (Críticamente Amenazado), EN (En Peligro), VU (Vulnerable), NT (Casi Amenazado), LC (Preocupación menor) y DD (Datos Insuficientes).

ECOSISTEMA		Arbustal siempreverde ripario de la Cordillera Oriental de los Andes	Arbustal siempreverde y Herbazal montano de la cordillera del Cóndor	Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen amazónico	Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas	Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonía	Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía	Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía	Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía	Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza	Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá	Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray	Bosque siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza	Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano bajo de Galeras	Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutukú
ID		16	34	27	28	29	30	32	33	4	6	8	20	21	22	24	25	26
CRITERIO A	Mapa Potencial (km²)	88	240	748	1885	113	3496	4988	146	24	6065	12952	16430	21401	2224	909	28	2652
	1990 (km²)	74	239	723	1698	101	3414	4829	112	24	5873	11268	15810	21332	2196	892	27	2625
	2000 (km²)	67	239	722	1671	101	3375	4744	80	24	5747	9924	15047	21331	2195	892	28	2580
	2008 (km²)	69	238	721	1619	101	3349	4714	59	24	5743	9711	14782	21269	2183	886	28	2542
	2014 (km²)	64	237	713	1593	101	3328	4701	38	24	5682	9379	14599	21216	2190	890	28	2521
	Deforestado Potencial - 2014 (km²)	24	3	35	293	12	168	286	108	0	383	3573	1831	185	34	18	0	130
	Deforestado 1990 - 2014 (km²)	10	2	10	106	0	86	127	74	0	191	1889	1211	116	6	2	0	103
	Deforestado (%)	27	1	5	16	10	5	6	74	0	6	28	11	1	2	2	0	5
	Prístino (%)	73	99	95	84	90	95	94	26	100	94	72	89	99	98	98	100	95
	Fórmula de regresión lineal A2b	-0.3449x + 759.38	-0.0745x + 387.23	-0.3661x + 1453.1	-4.5527x + 10764	-0.0068x + 114.71	-3.5609x + 10499	-5.3045x + 15372	-3.0253x + 6131.9	-8E-05x + 24.14	-7.3243x + 20432	-75.716x + 161730	-49.926x + 115061	-4.9081x + 31118	-0.4021x + 2996.5	-0.1594x + 1209.4	0.014x - 0.4078	-4.3812x + 11343
	Año	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040
	Área estimada al año 2040	56	235	706	1476	101	3235	4551	-40	24	5490	7269	13212	21105	2176	884	28	2405
	% reducción proyectado del remanente	13	1	1	7	0	3	3	204	0	3	22	10	1	1	1	-1	5
CRITERIO B	B1_EOO (km²)	1155	7611	49600	70880	7000	55169	66409	236	4373	8843	23807	25144	26832	15729	12205	39	18350
	B2_AOO (>1 km²)	8	24	99	134	10	256	324	4	7	98	215	223	278	101	81	2	109
CATEGORÍA FINAL		EN	VU	LC	LC	EN	LC	LC	CR	LC	VU	VU	VU	NT	VU	VU	EN	VU

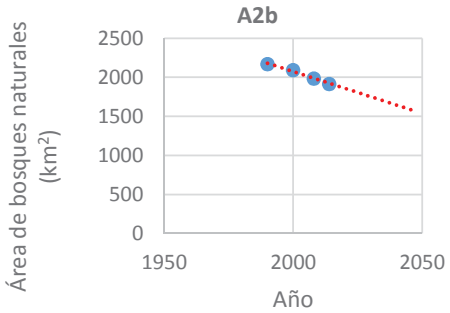
Apéndice 3, continuación

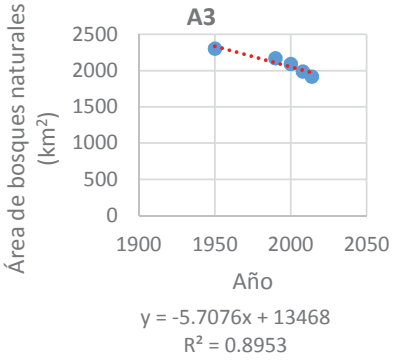
ECOSISTEMA		Bosque siempreverde montano bajo del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	Bosque siempreverde montano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	Bosque siempreverde montano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor	Bosque siempreverde piemontano de Galeras	Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de roca caliza de las Cordilleras Amazónicas	Bosque siempreverde piemontano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	Bosque siempreverde sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor en la baja Amazonía ecuatoriana	Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonía	Herbazal lacustre montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco	Bosque bajo siempreverde del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes
ID		**31**	**1**	**2**	**3**	**5**	**7**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**17**	**18**	**19**	**23**	**35**
CRITERIO A	**Mapa Potencial (km²)**	4672	2307	386	1020	4539	3927	250	84	7728	9448	3596	196	194	12	169	17	4	DD
	1990 (km²)	4383	2172	385	1018	4455	3844	247	83	6097	7579	2022	193	192	12	95	16		DD
	2000 (km²)	4314	2094	385	1015	4455	3814	247	84	5732	7136	1522	189	191	12	94	16	1	DD
	2008 (km²)	4252	1988	384	1010	4442	3786	247	84	5176	6719	1046	186	188	12	90	16	1	DD
	2014 (km²)	4229	1919	381	935	4430	3795	247	84	4931	6586	1003	180	186	12	85	16	0	DD
	Deforestado Potencial - 2014 (km²)	443	389	4	86	109	132	4	0	2797	2862	2593	16	8	0	83	2	4	DD
	Deforestado 1990 - 2014 (km²)	154	253	4	83	25	49	0	-1	1166	992	1019	13	7	0	10	0	0	DD
	Deforestado (%)	9	17	1	8	2	3	1	0	36	30	72	8	4	2	49	9	99	DD
	Prístino (%)	91	83	99	92	98	97	99	100	64	70	28	92	96	98	51	91	1	DD
	Fórmula de regresión lineal A2b	-6.5952x + 17505	-10.712x + 23499	-0.1436x + 671.34	-2.9123x + 6827.7	-1.0614x + 6571.5	-2.2892x + 8394.9	-0.0149x + 276.78	0.023x + 37.497	-50.409x + 106453	-42.859x + 92852	-45.018x + 91569	-0.4962x + 1181.2	-0.283x + 756.02	-0.007x + 26.462	-0.4066x + 905.63	-0.0054x + 26.569	-0.0368x + 74.217	DD
	Año	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040	DD
	Área estimada al año 2040	4051	1647	378	887	4406	3725	246	84	3619	5420	-268	169	179	12	76	16	-1	DD
	% reducción proyectado del remanente	4	14	1	5	1	2	0	-1	27	18	127	6	4	1	11	1	3034	DD
CRITERIO B	**B1_EOO (km²)**	15018	21900	5838	15600	17926	16105	7250	136	17792	18298	13037	6534	12350	19	44532	28	5	DD
	B2_AOO (>1 km²)	115	111	27	59	126	115	17	3	146	150	75	15	21	1	26	1	0	DD
CATEGORÍA FINAL		**VU**	**VU**	**EN**	**VU**	**VU**	**VU**	**EN**	**CR**	**EN**	**EN**	**CR**	**EN**	**EN**	**CR**	**NT**	**NT**	**CR**	**DD**

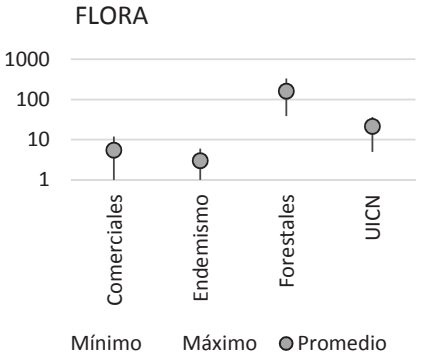
Apéndice 4. Fichas técnicas para establecer las categorías de amenaza de los ecosistemas Amazónicos de Ecuador.

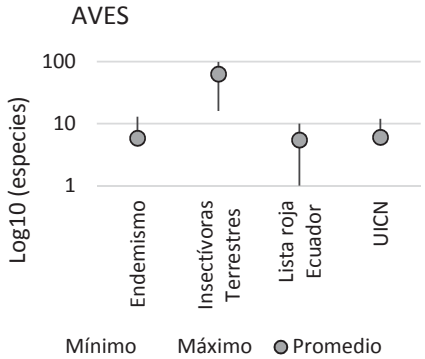
1	Bosque siempreverde montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	VU B1ai

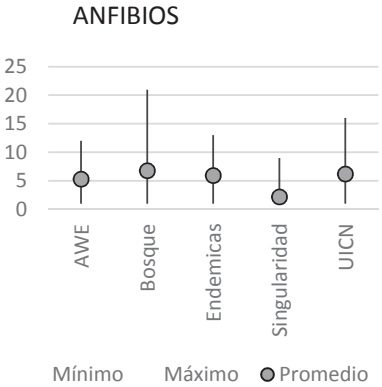
Fotografía: MAE (2013)

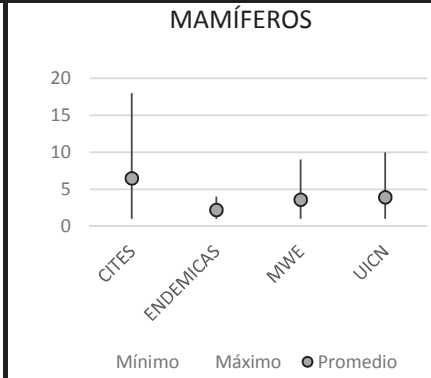


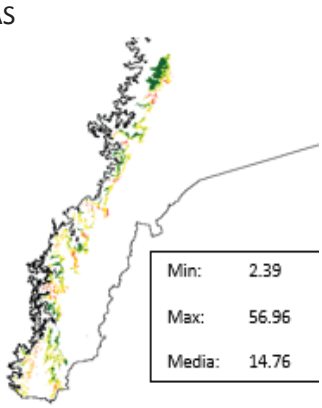


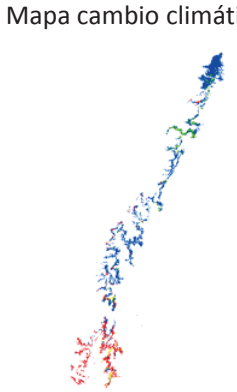


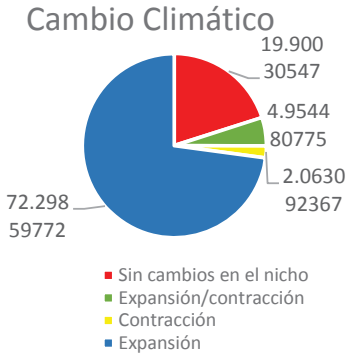


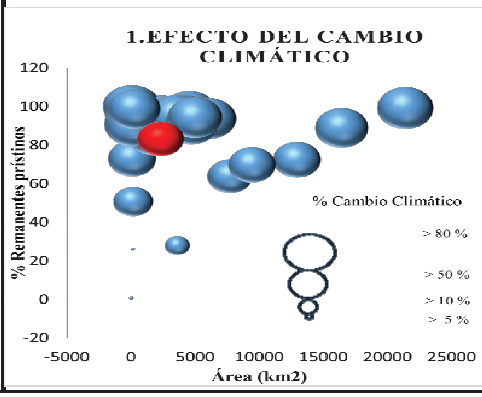










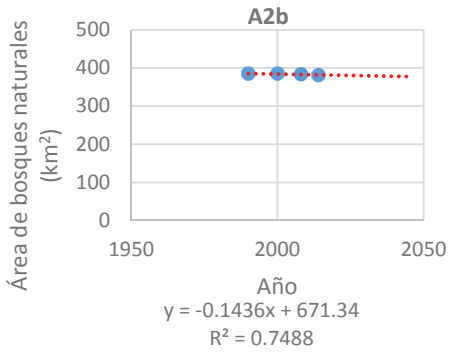


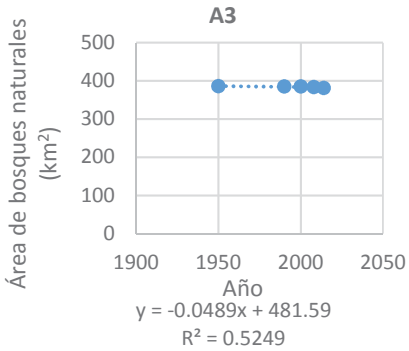
Versión	08-sep-15

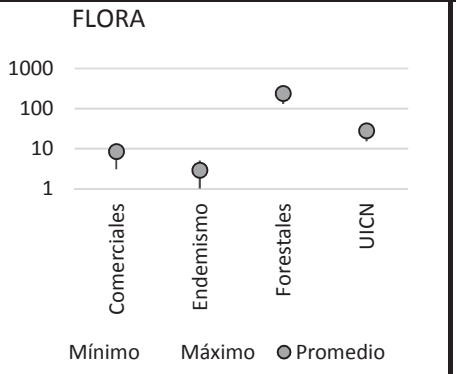
Comentarios: A pesar de que parte de este ecosistema se encuentra entre el Parque Nacional Sangay y Podocarpus, presenta fuertes amenazas y es sensible a cambio climático.

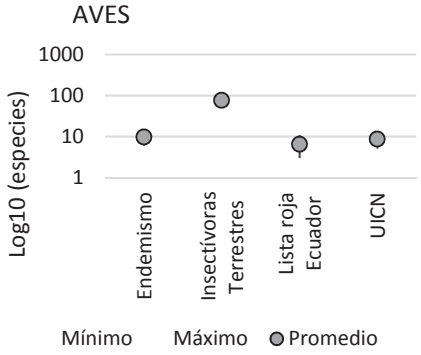
2	Bosque siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	EN B1aii

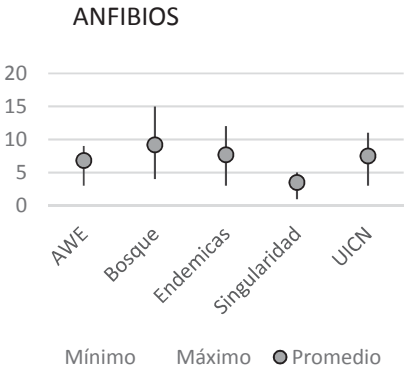
Fotografía: MAE (2013)

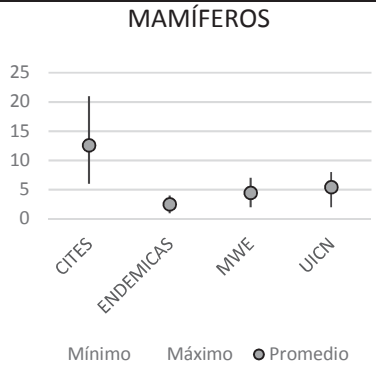


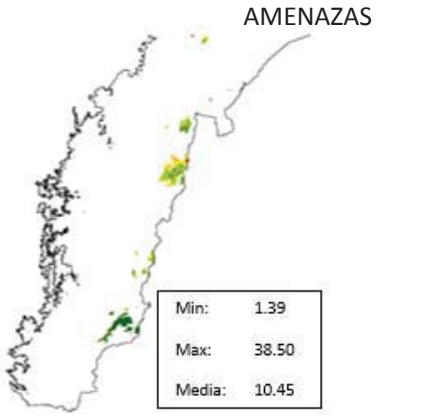


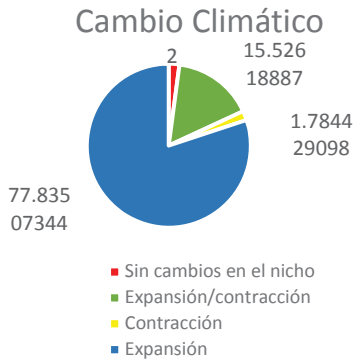


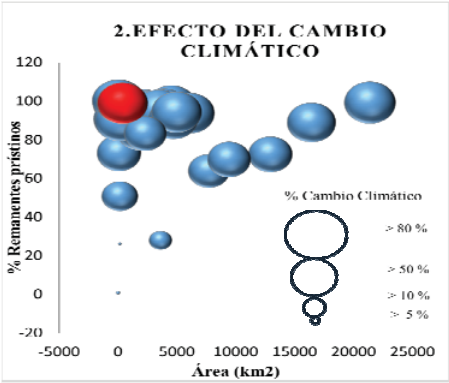








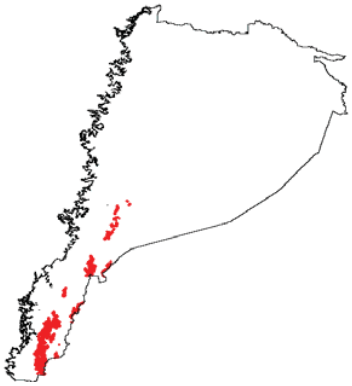




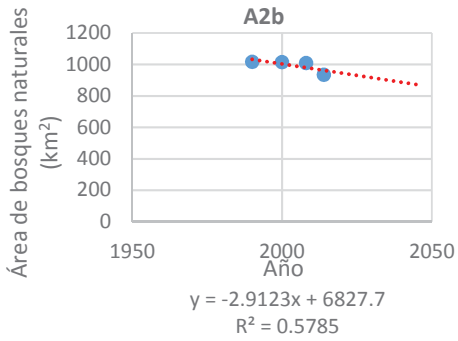
Versión	08-sep-15

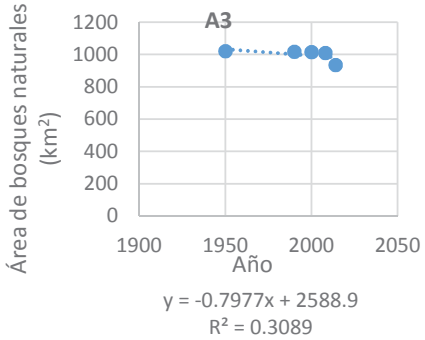
Comentarios: Tiene característias únicas como ecosistema, además de presentar amenazas al corto y mediano plazo.

3	Bosque siempreverde montano de las cordilleras del Cóndor-kutukú	VU B1aii/B1b

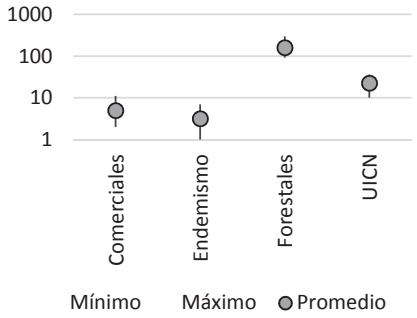


Fotografía: MAE (2013)

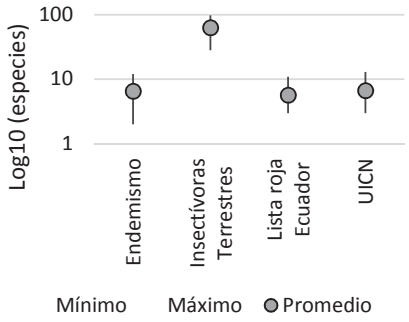




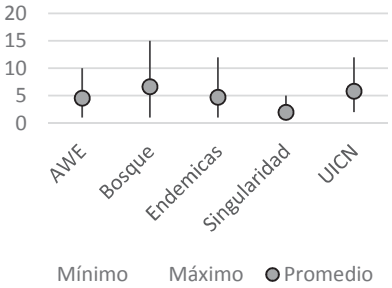
FLORA



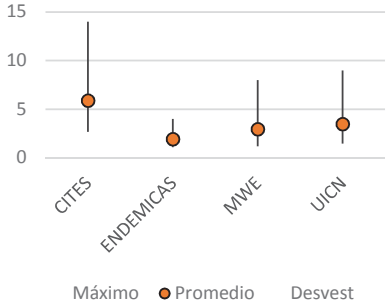
AVES



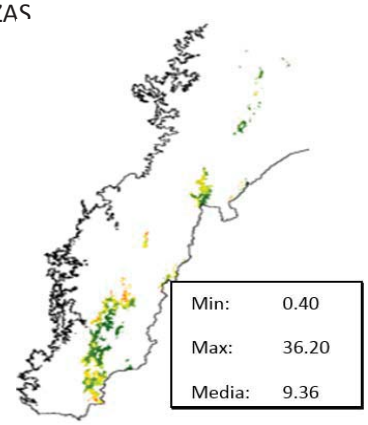
ANFIBIOS



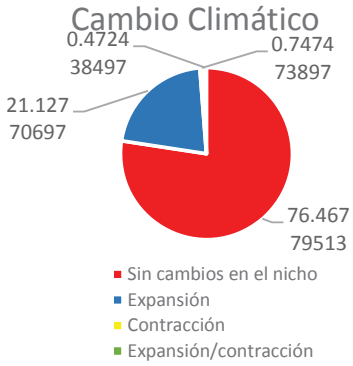
MAMÍFEROS

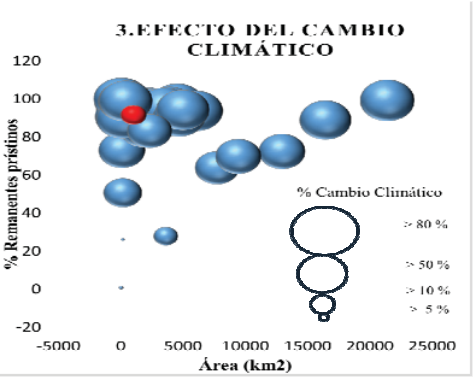


AMENAZAS



Mapa cambio climático

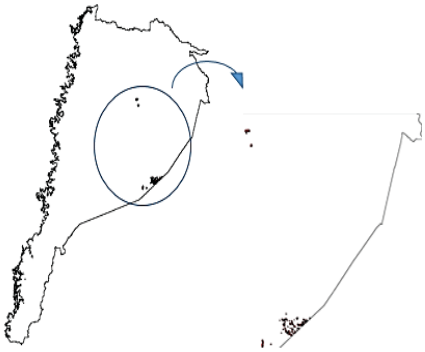




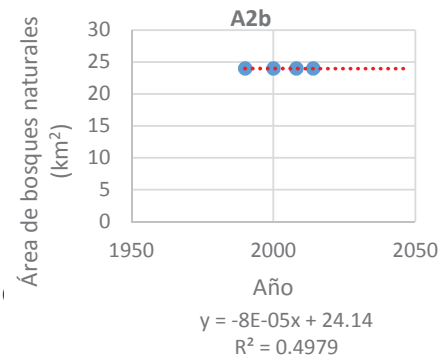
Versión	08-sep-15

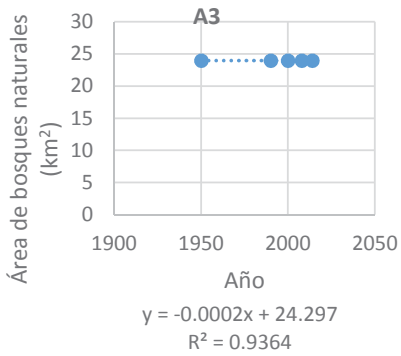
Comentarios: Debido a su ubicación y extensión, es considerado vulnerable por las actividades mineras que se desarrollan en este ecosistema

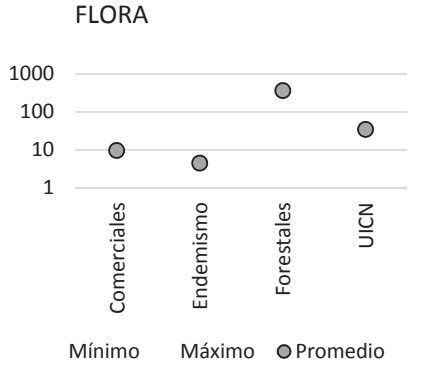
4	Bosque siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía	LC

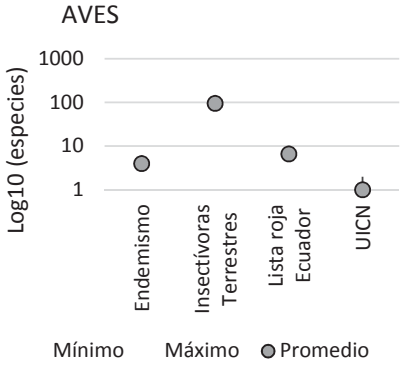


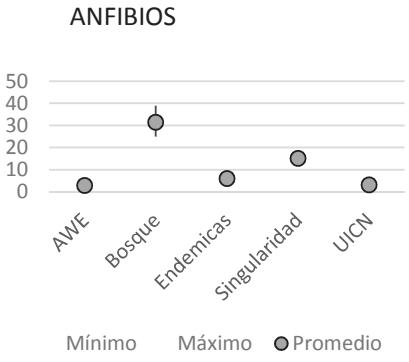
Fotografía: MAE (2013)

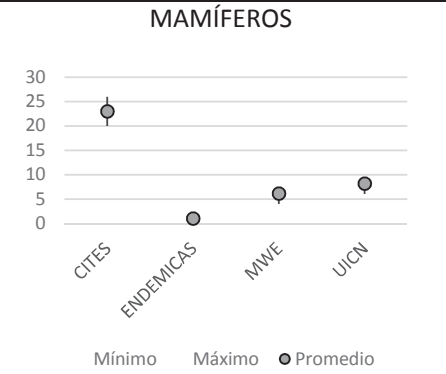


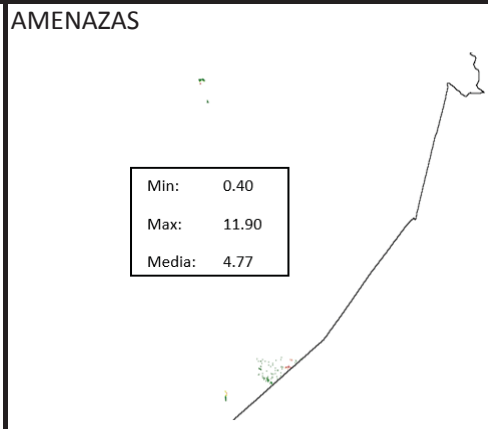


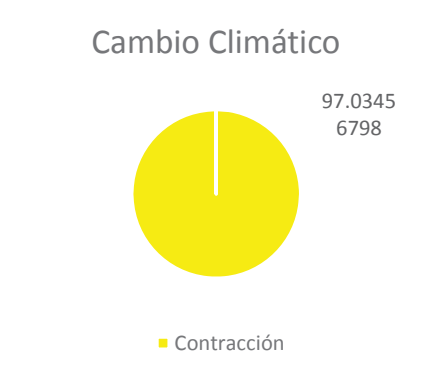


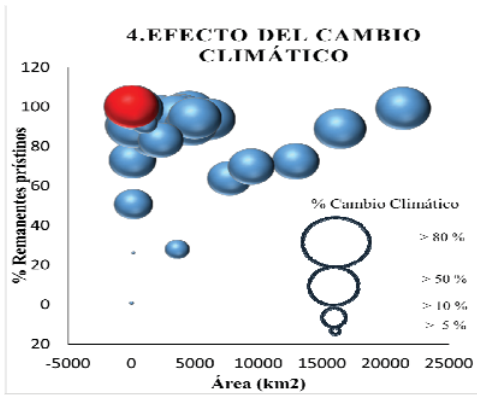








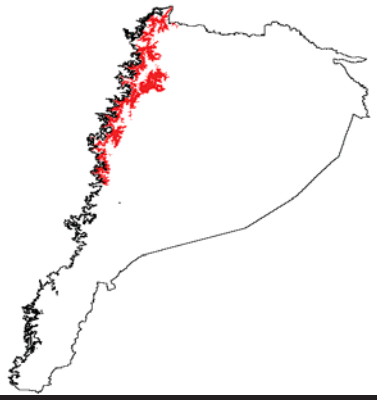




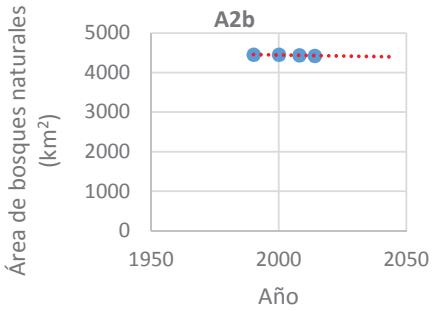
Versión	08-sep-15

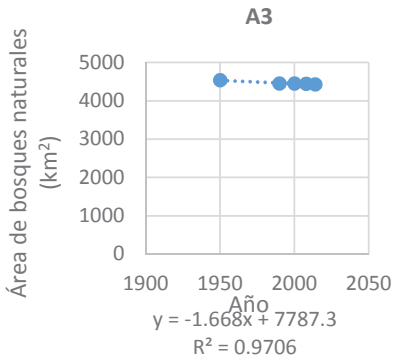
Comentarios: Ecosistema de transición, dinámico, con áreas por muestrear incompletas.

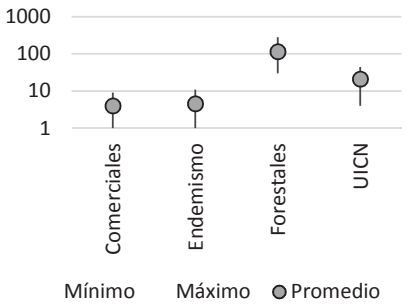
5	Bosque siempreverde montano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	VU B1aii

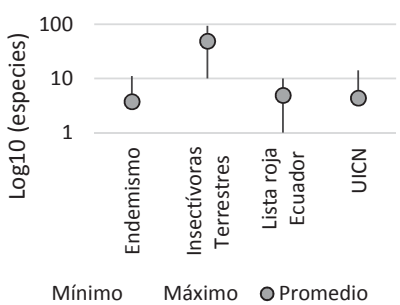


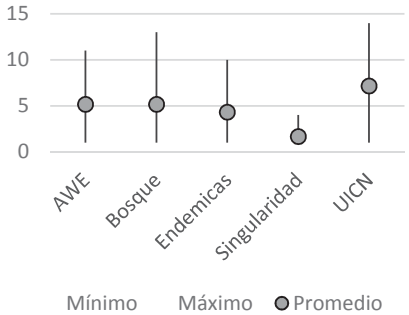
Fotografía: MAE (2013)

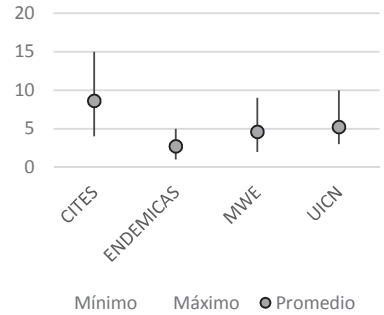


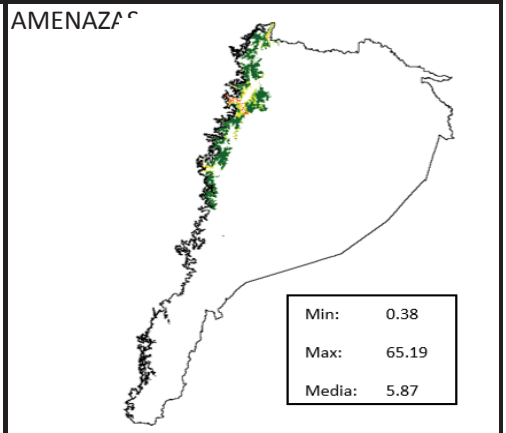




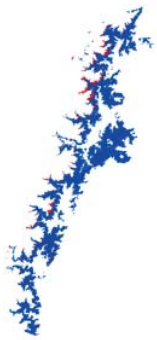


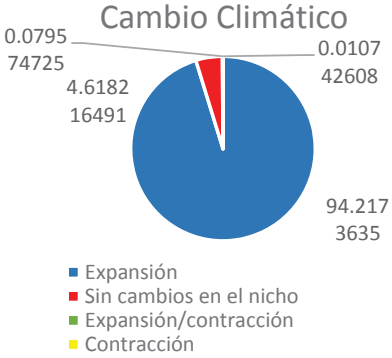


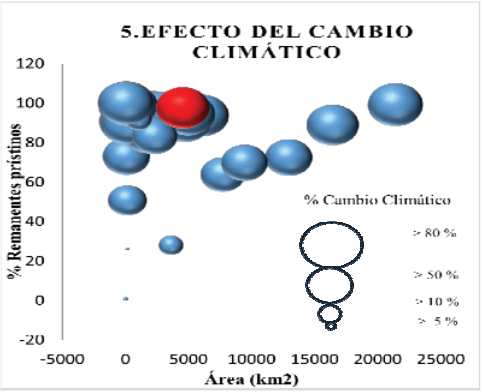




Mapa cambio climático



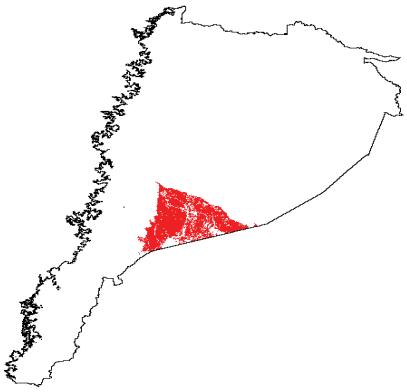




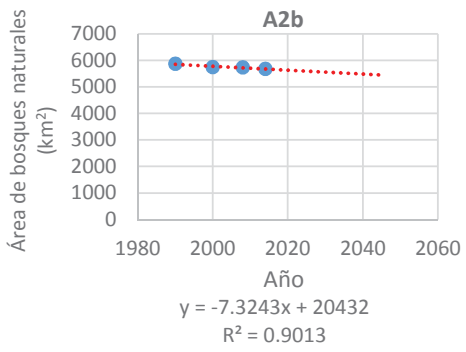
Versión	08-sep-15

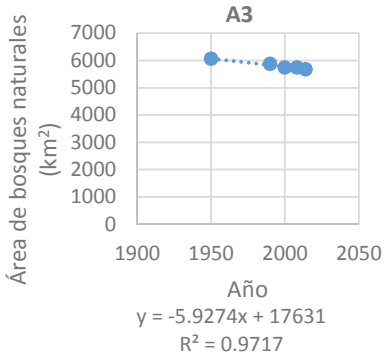
Comentarios: Con alta diversidad, aunque amenazado por fragmentación. Reducción inferida o estimada del tamaño del ecosistema por la presencia de carreteras (Baños-Puyo, Papallacta-Baeza, La onita-Lumbaqui). Zona de transición de fauna.

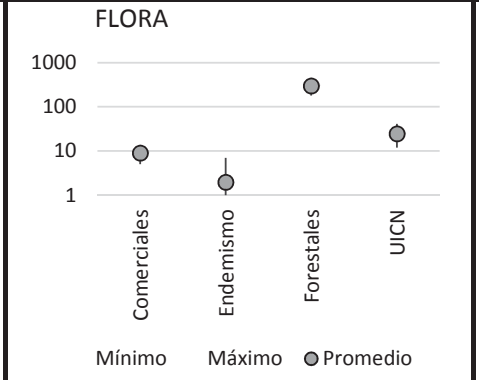
6	Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza	VU B1b

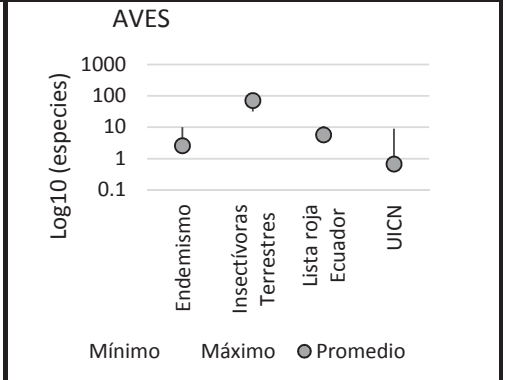


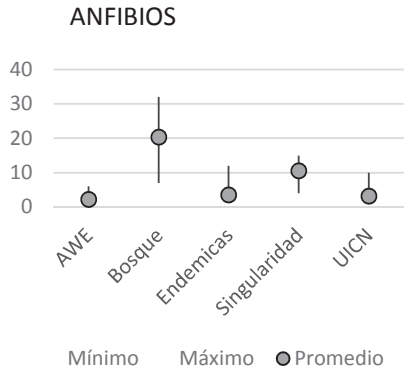
Fotografía: MAE (2013)

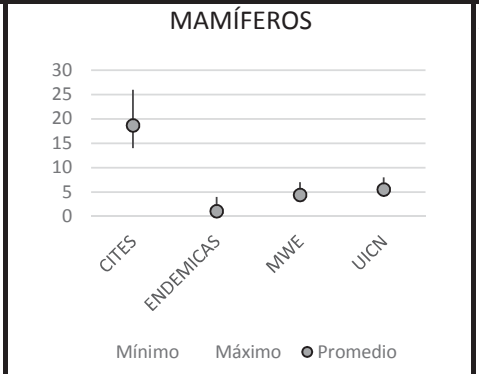


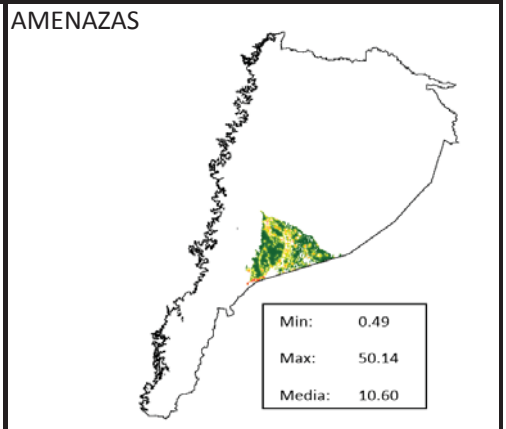


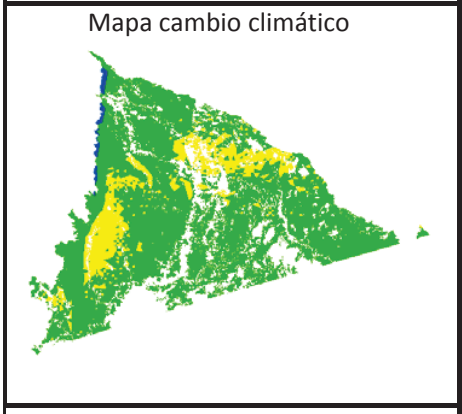


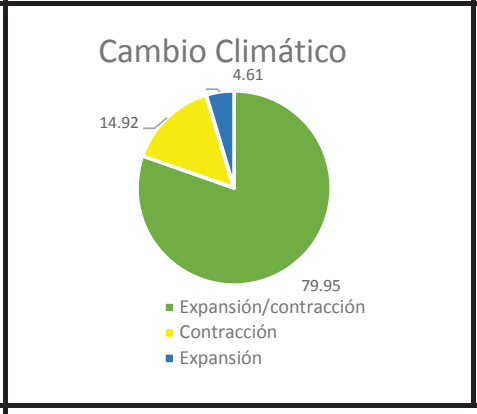


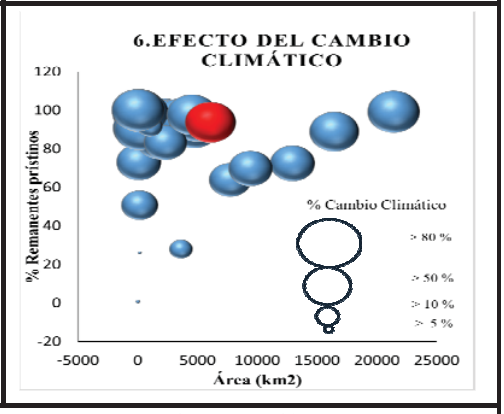










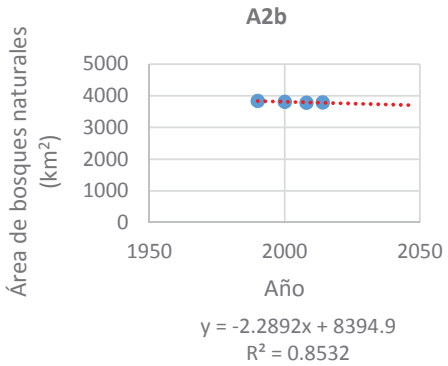


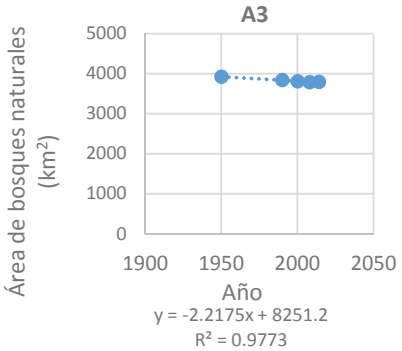
Versión	08-sep-15

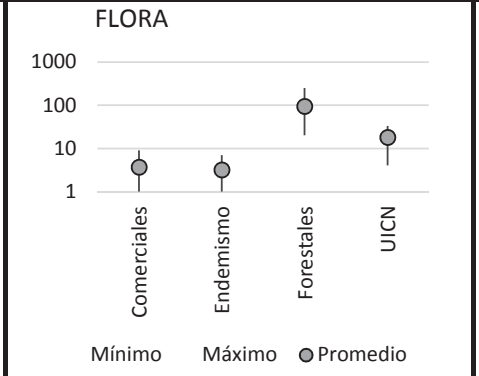
Comentarios: Se espera una reducción en la distribución geográfica dentro de los siguientes 20 años, debido a amenazas antrópicas detectadas dentro del ecosistema.

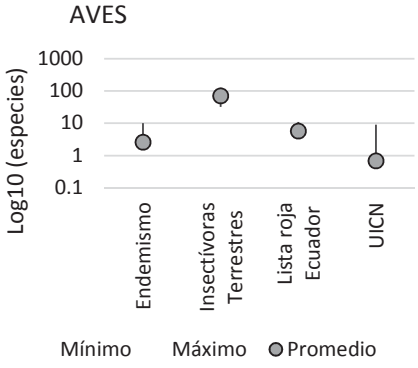
7	Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	VU B1aii

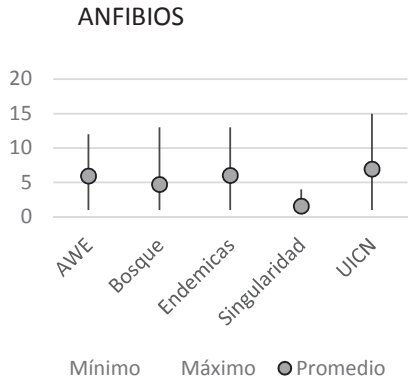
Fotografía: MAE (2013)

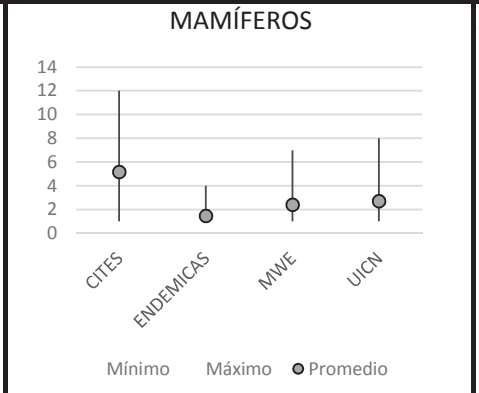


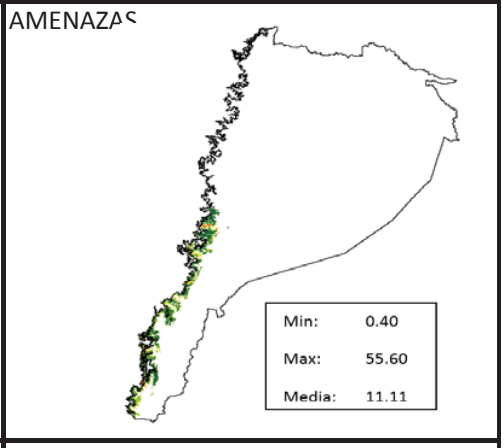


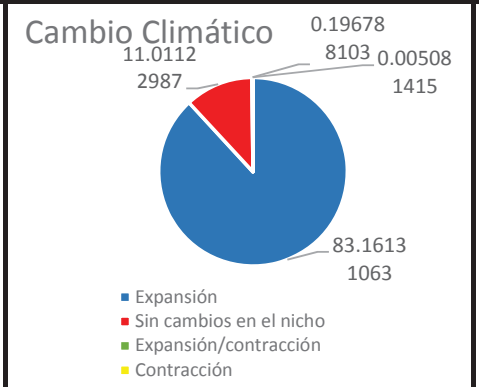


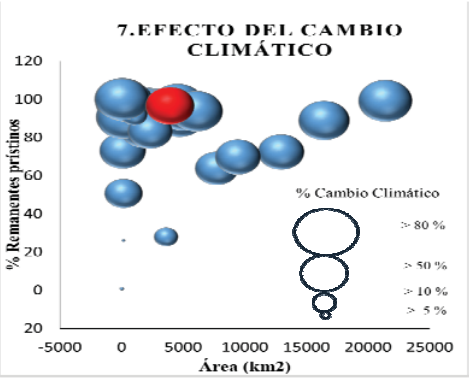










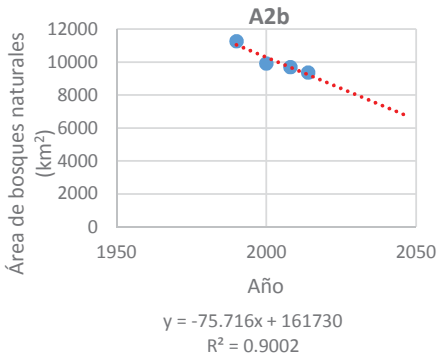


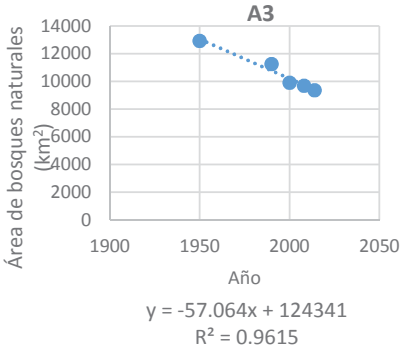
Versión	08-sep-15

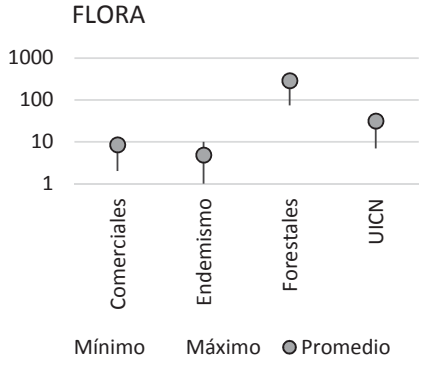
Comentarios: Composición de especies endémicas y una alta calidad de hábitat. Sin embargo, se registran amenazas dentro del ecosistema.

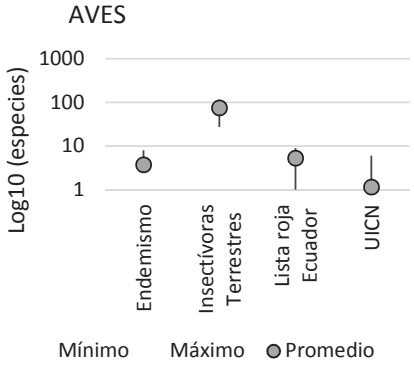
8	Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá	VU B1ai/b

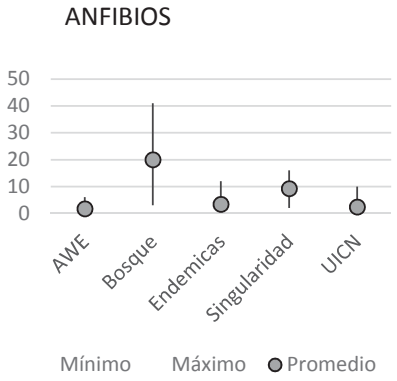
Fotografía: MAE (2013)

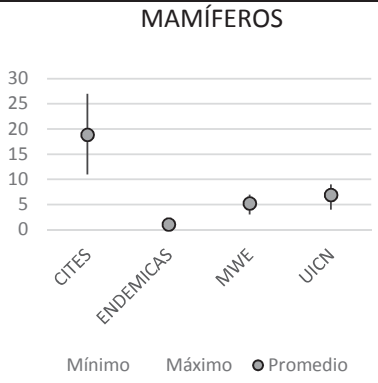


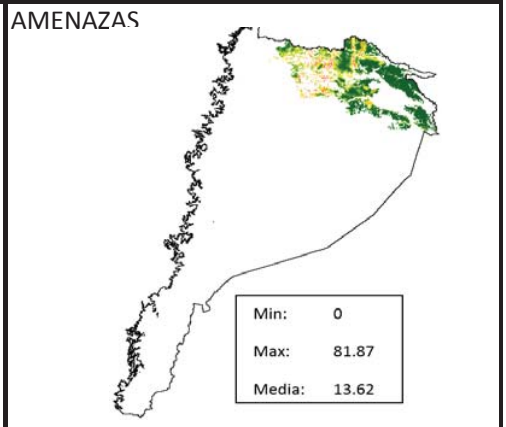




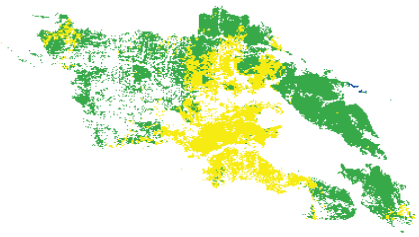


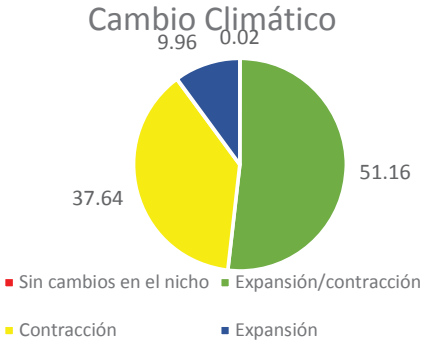


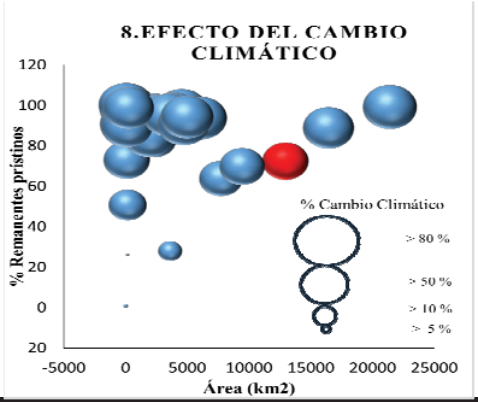




Mapa cambio climático



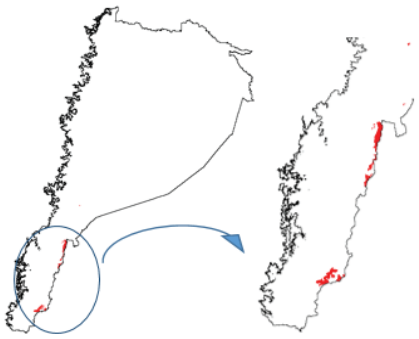




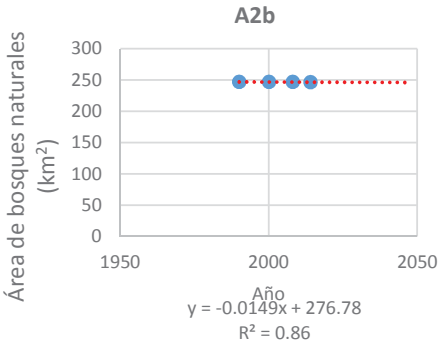
Versión	08-sep-15

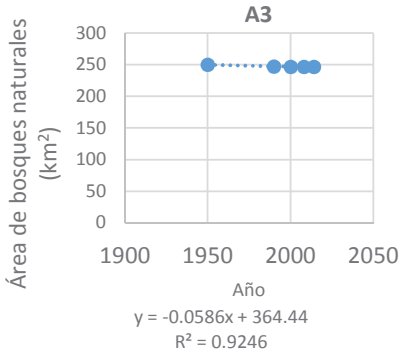
Comentarios: Se considera un centro de tala y deforestación. Se recomienda una próxima evaluación y potencial recategorización del estado de amenaza.

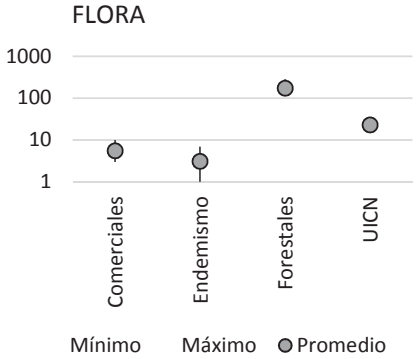
9	Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor	EN B1aii/B2

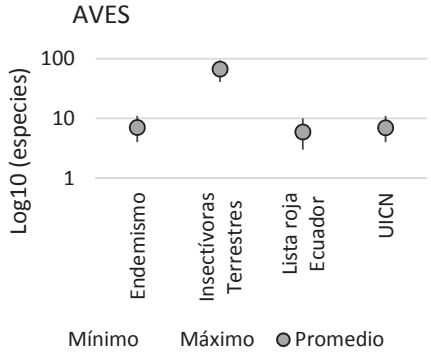


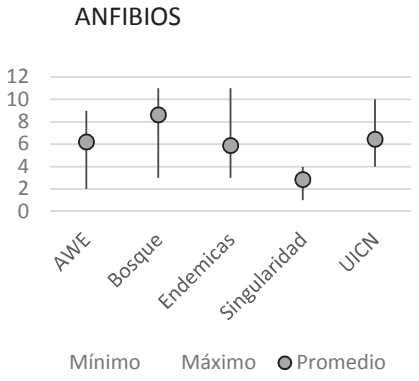
Fotografía: MAE (2013)

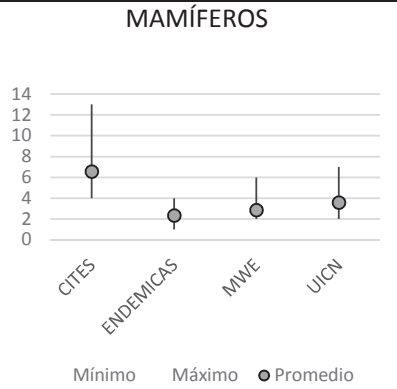


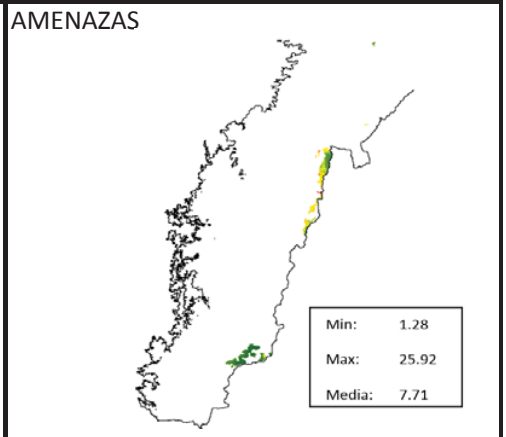


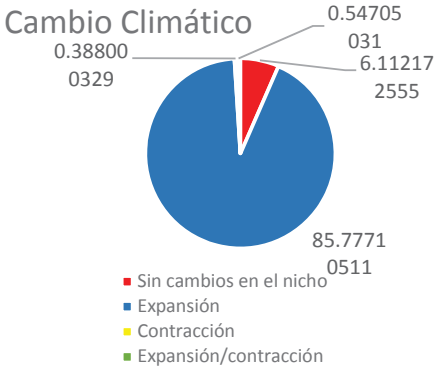


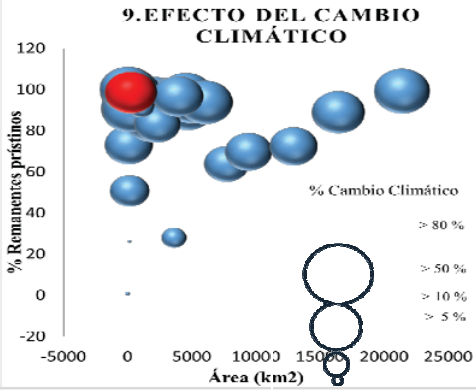








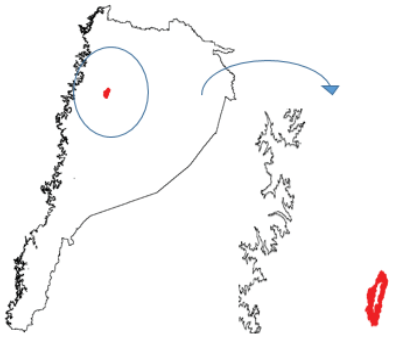




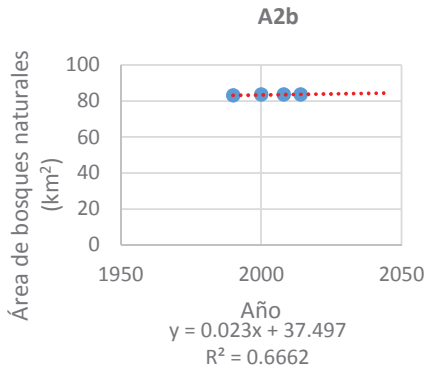
Versión	08-sep-15

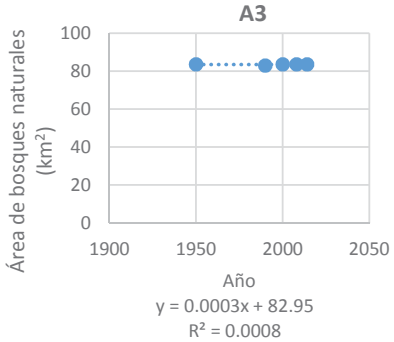
Comentarios:

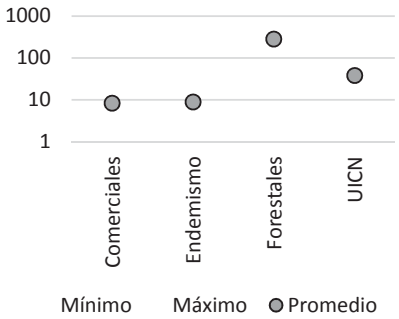
10	Bosque siempreverde piemontano de Galeras	CR B1aii

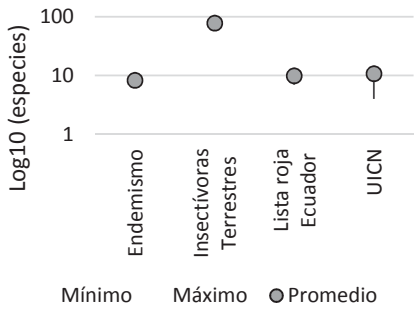


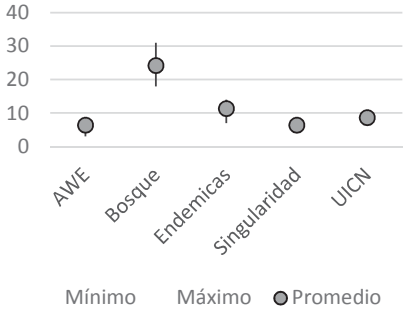
Fotografía: MAE (2013)

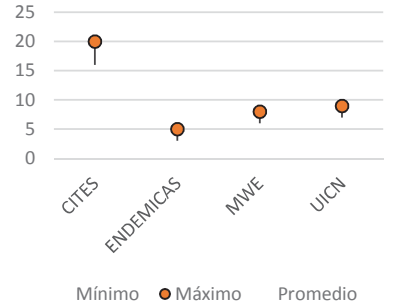


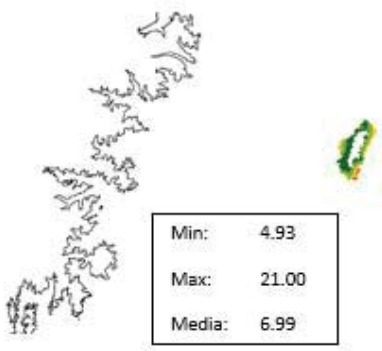


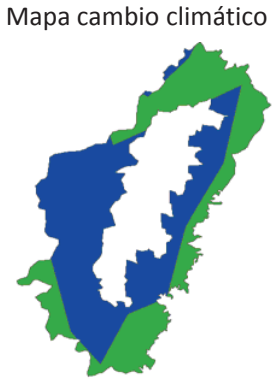


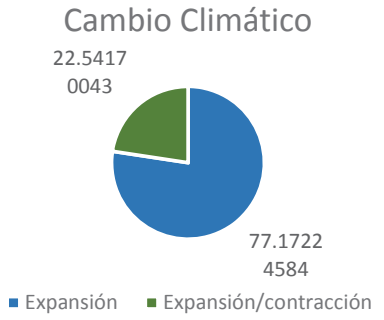


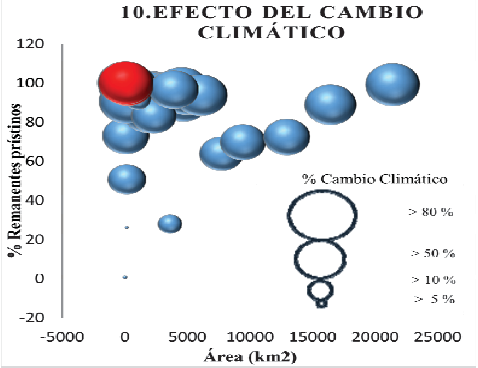








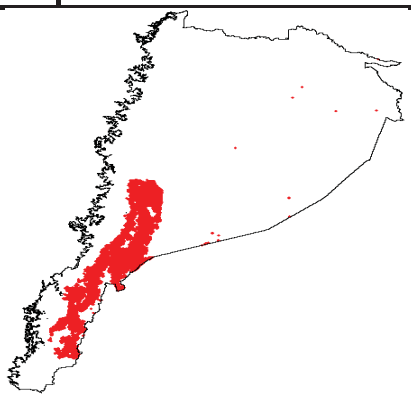




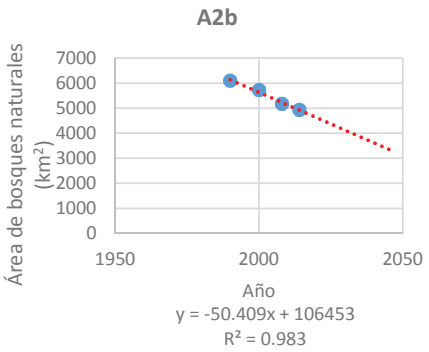
Versión	08-sep-15

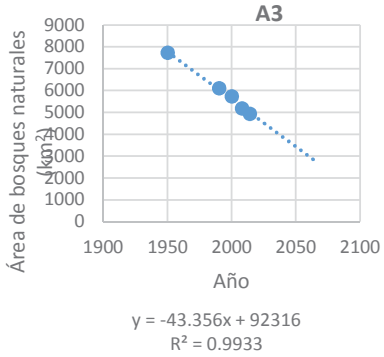
Comentarios: Críticamente amenazado por cambio climático, actividades antrópicas cercanas y por su extensión. Además, caracterizado por un ana flora y fauna típica del ecosistema.

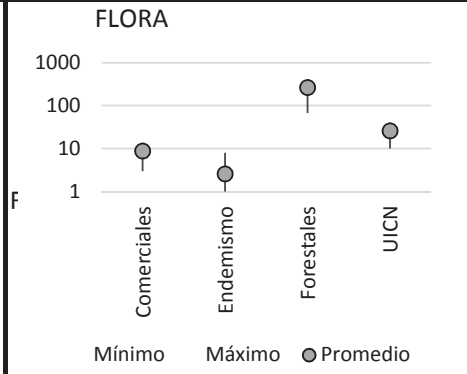
11	Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	EN B1ai/B1aii

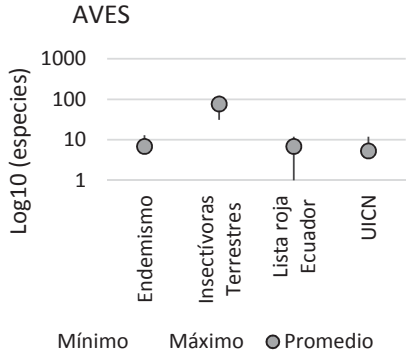


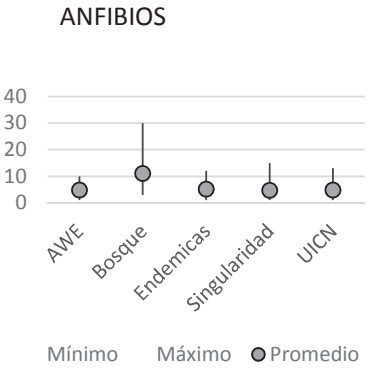
Fotografía: MAE (2013)

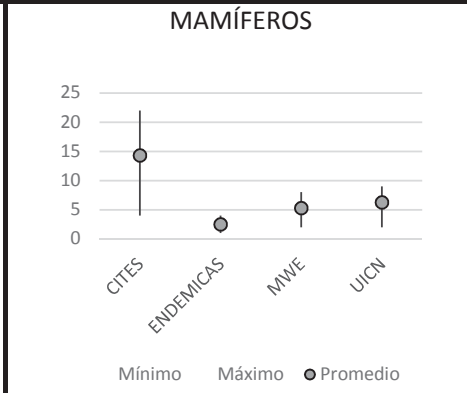


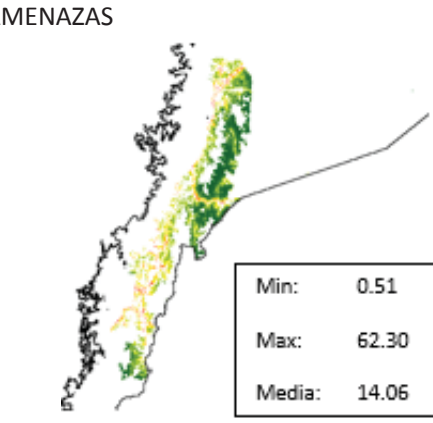


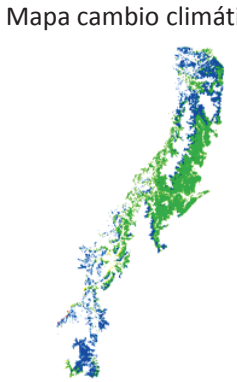


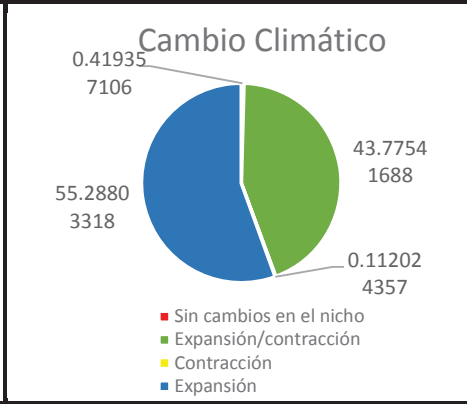


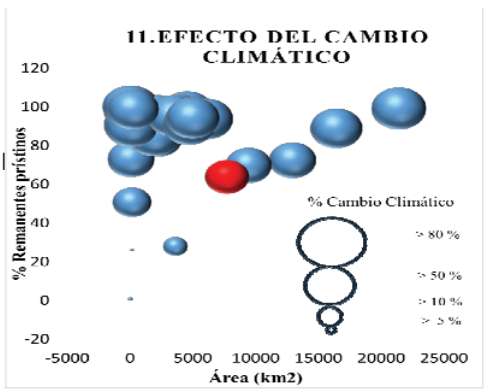








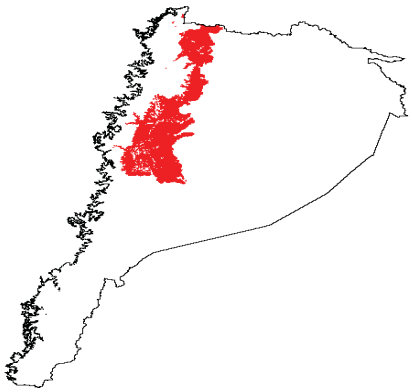




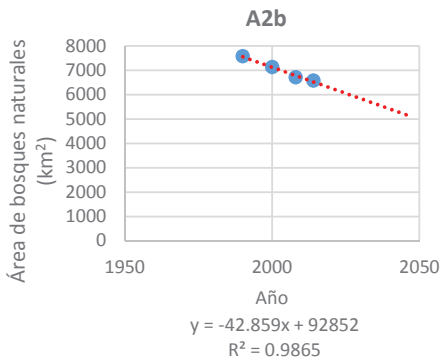
Versión	08-sep-15

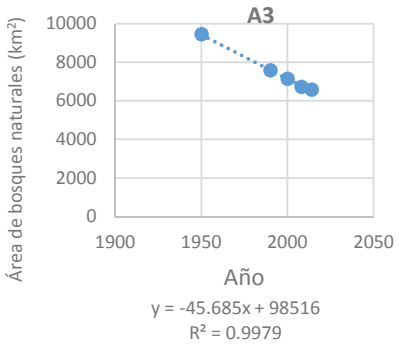
Comentarios:

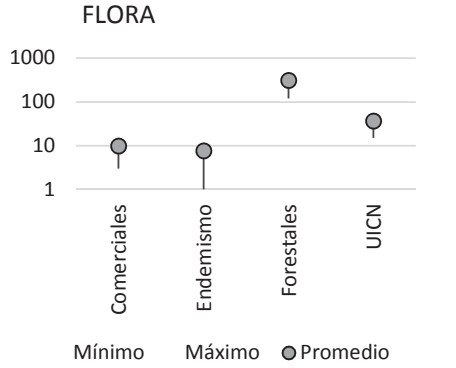
12	Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	EN B1ai/B1aii

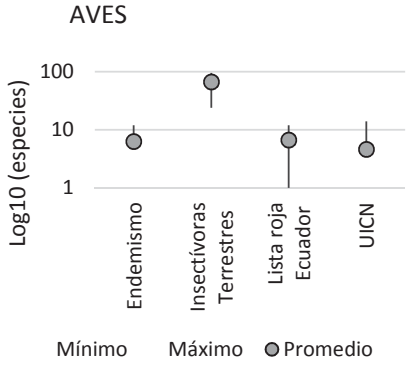


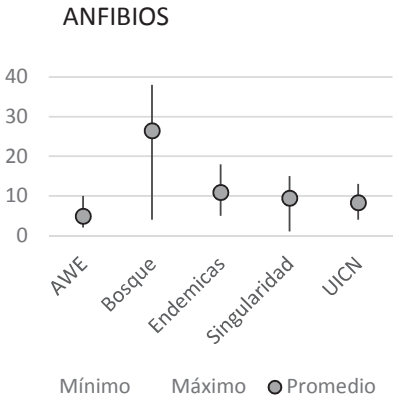
Fotografía: MAE (2013)

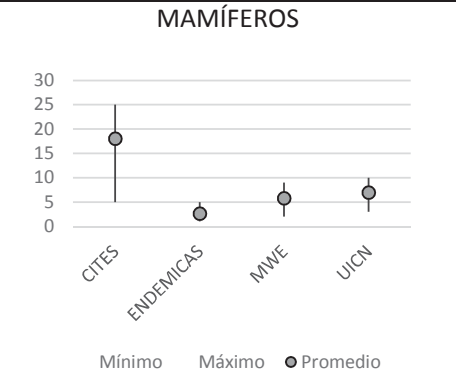


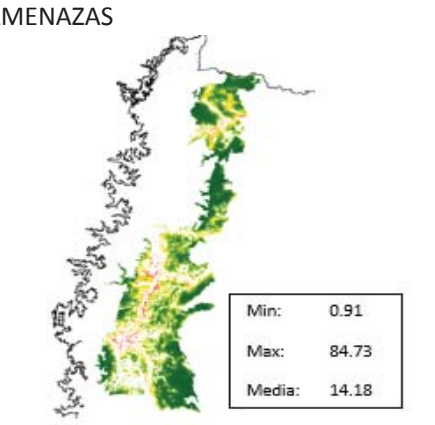


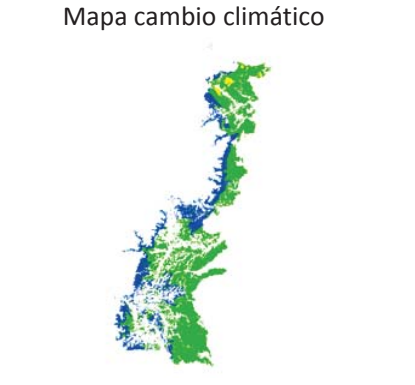


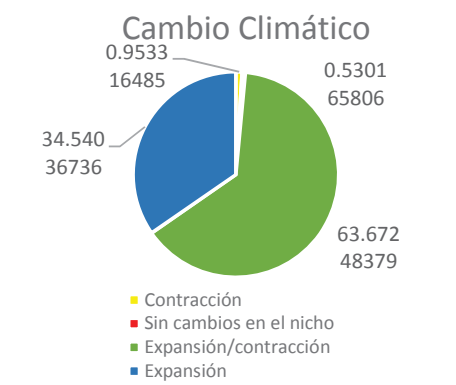


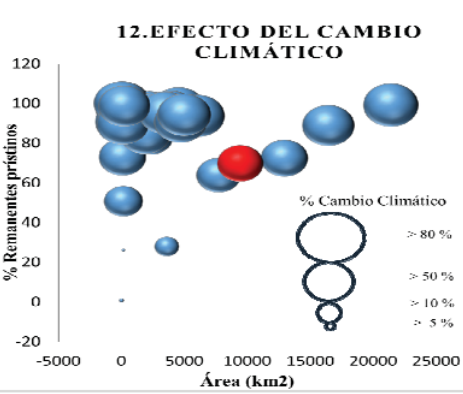










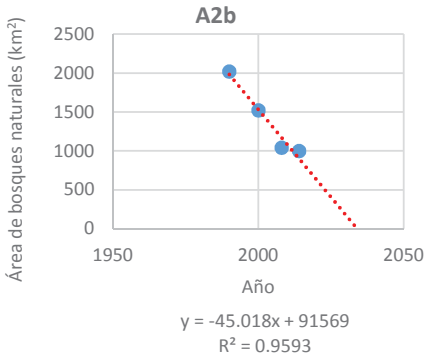


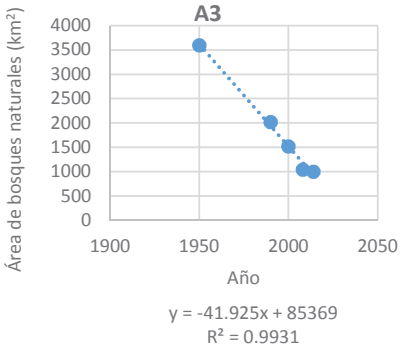
Versión	08-sep-15

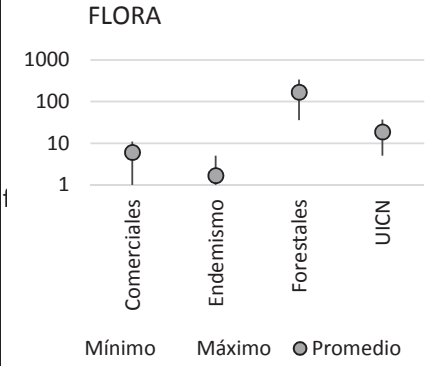
Comentarios:

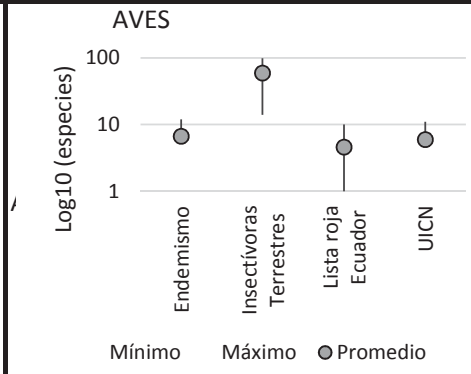
13	Bosque siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	CR A2b/A3

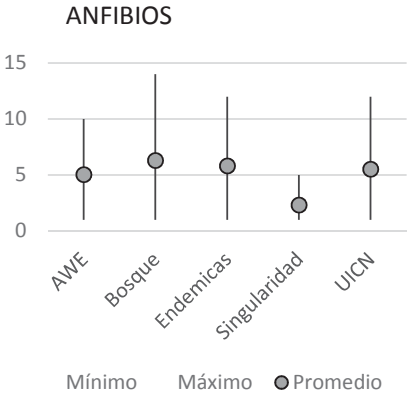
Fotografía: MAE (2013)

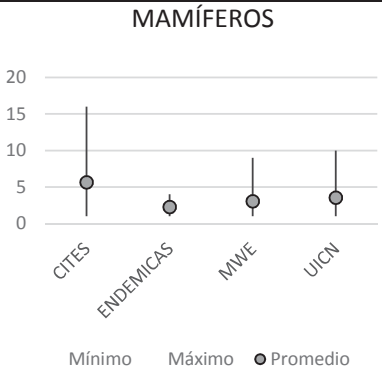


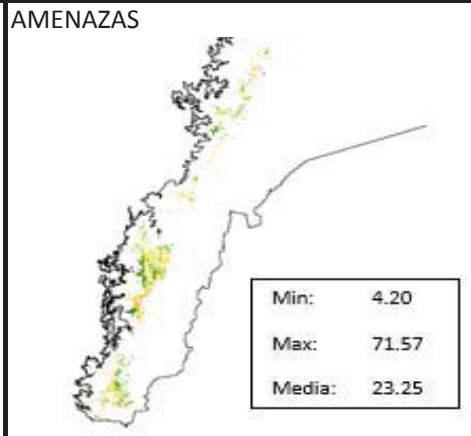


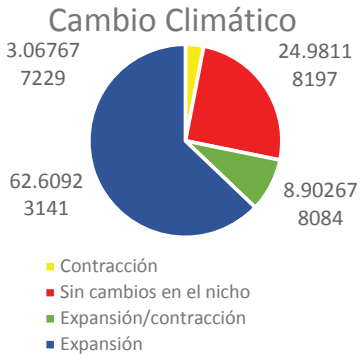


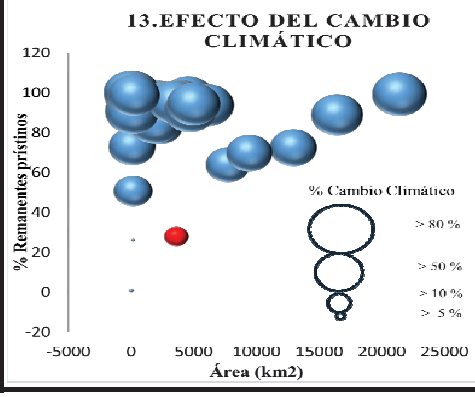










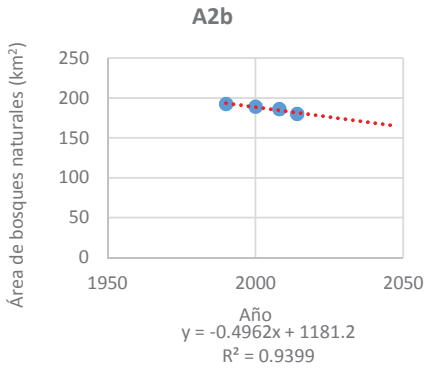


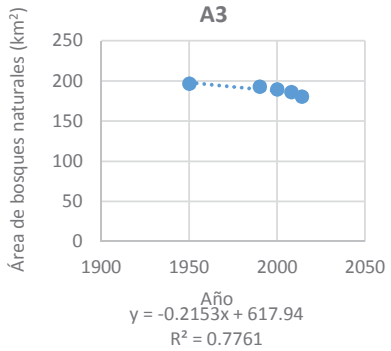
Versión	08-sep-15

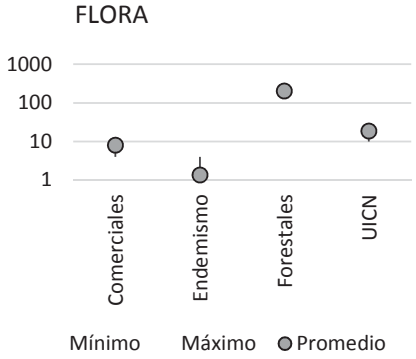
Comentarios: Es un ecosistema críticamente amenazado por deforestación y actividades antrópicas locales.

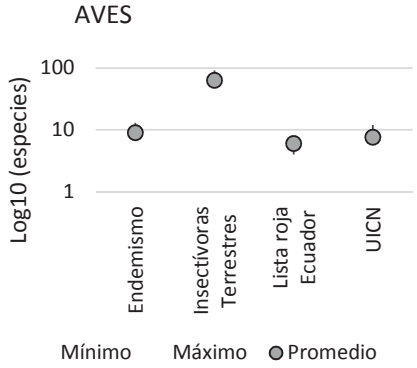
14	Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de roca caliza de las Cordilleras Amazónicas	EN B1aii/ B2

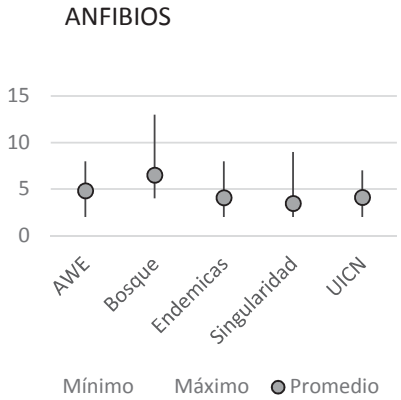
Fotografía: MAE (2013)

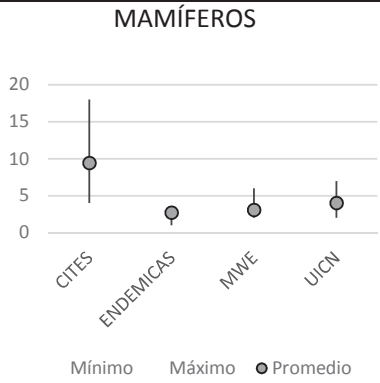


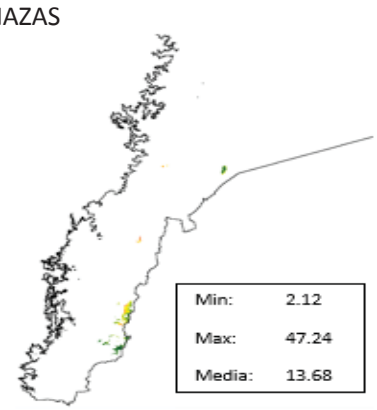


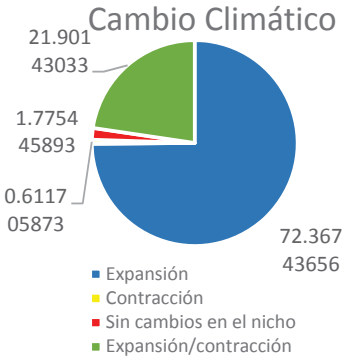


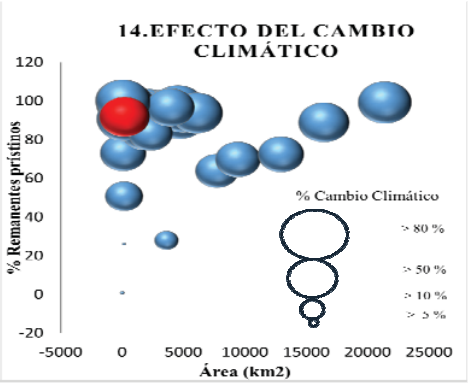








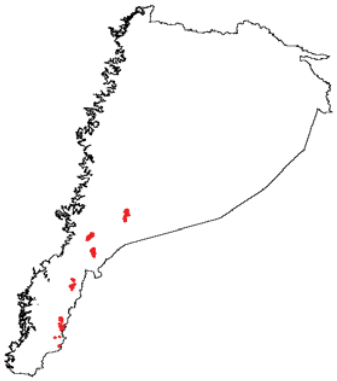




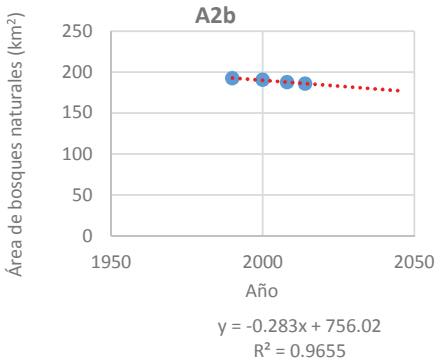
Versión	08-sep-15

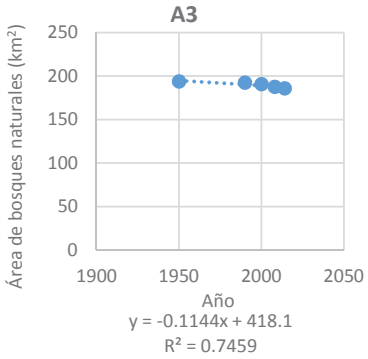
Comentarios: Presenta una composición florística característica.

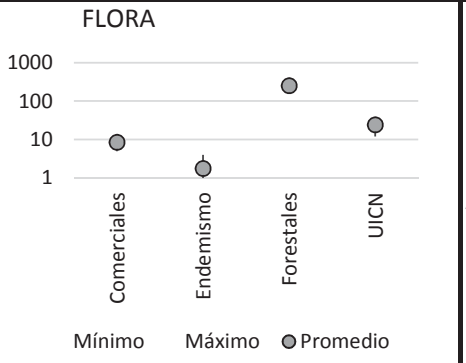
15	Bosque siempreverde piemontano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	EN B1aii

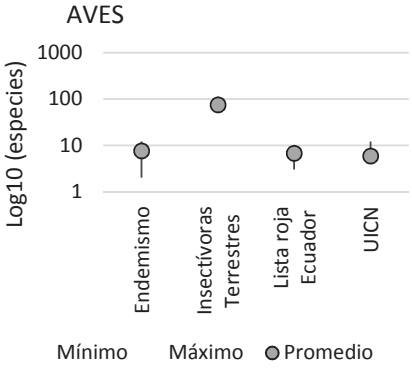


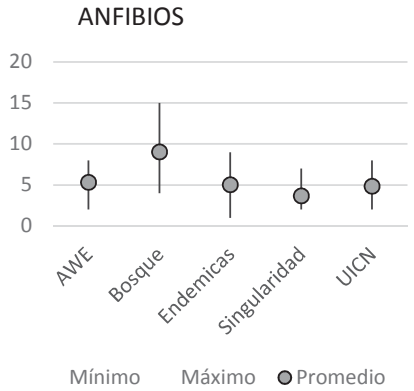
Fotografía: MAE (2013)

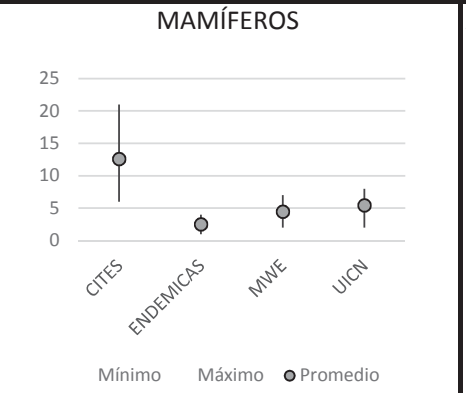


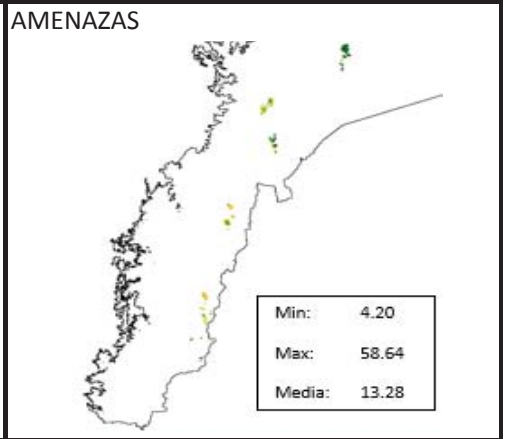


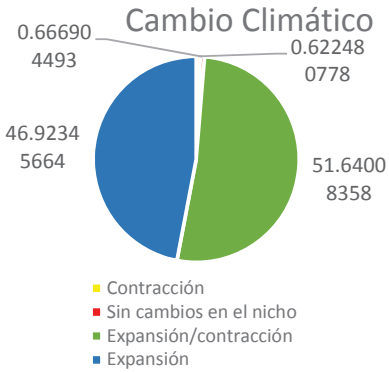


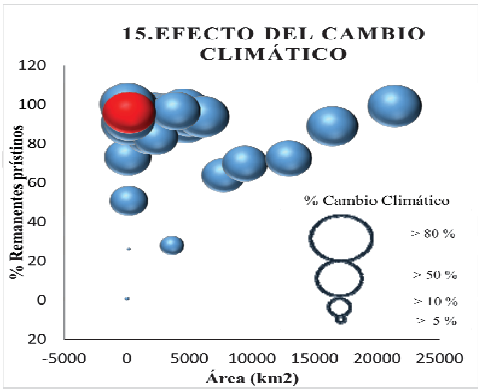








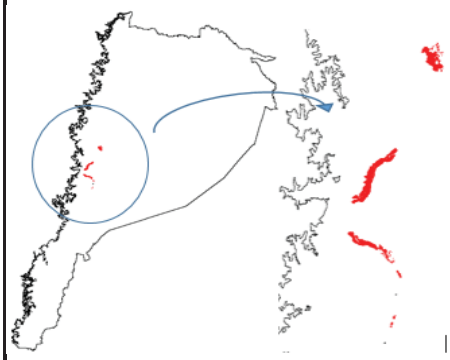




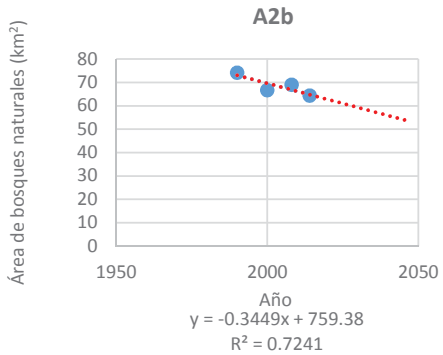
Versión	08-sep-15

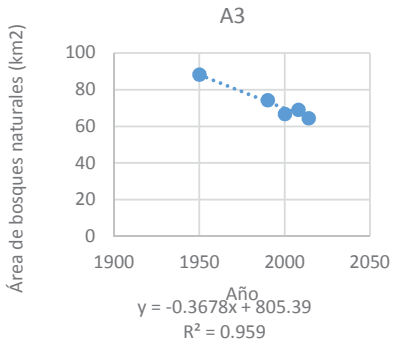
Comentarios:

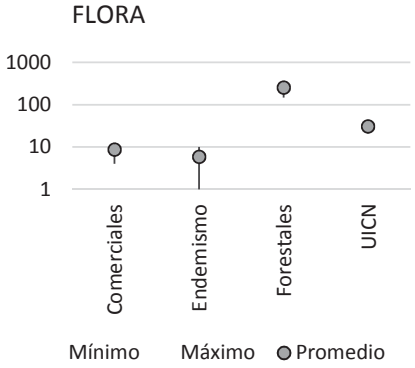
16	Arbustal siempreverde ripario de la Cordillera Oriental de los Andes	EN B1aii/B2

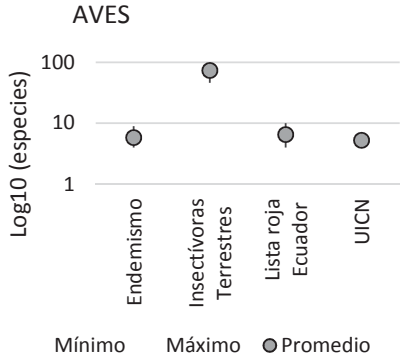


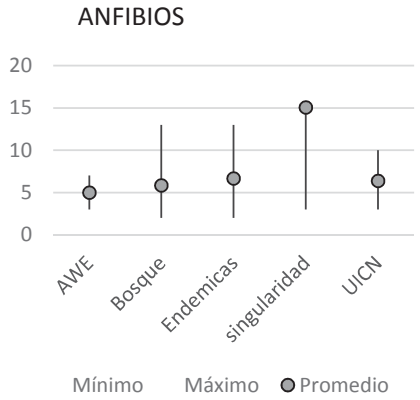
Fotografía: MAE (2013)

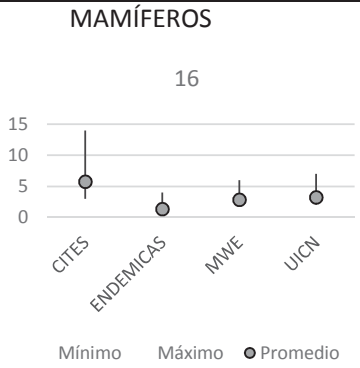


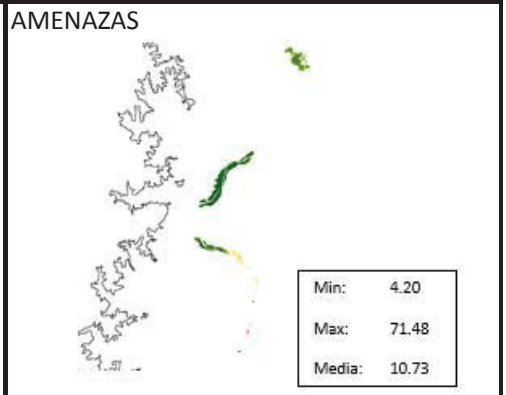


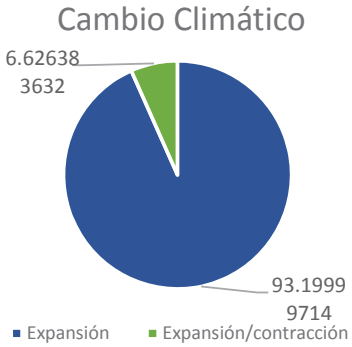


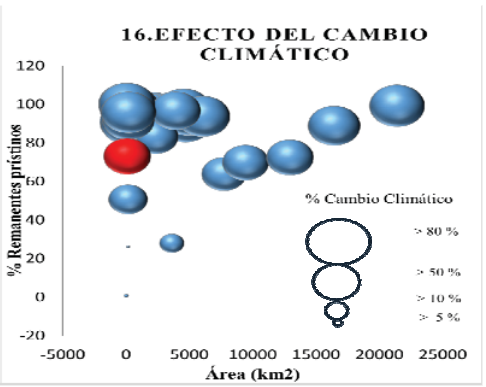








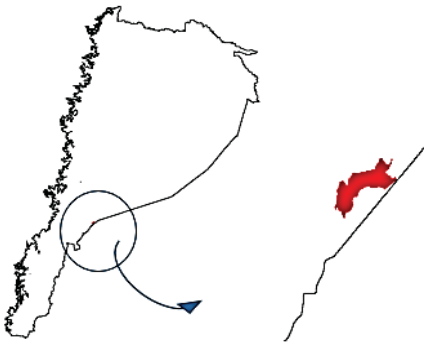




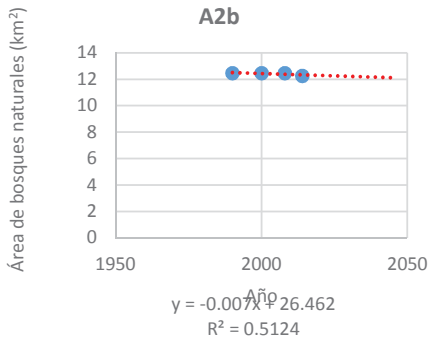
Versión	08-sep-15

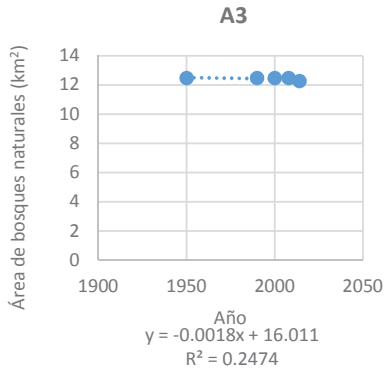
Comentarios: Ecosistema amenazado por procesos de deforestación y potenciales efectos del cambio climático.

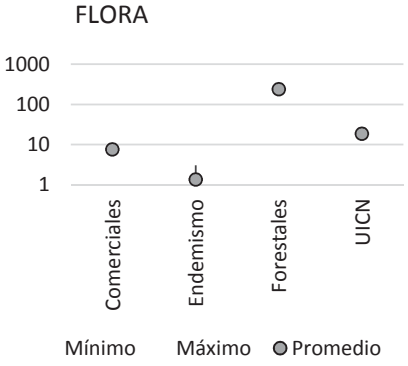
17	Bosque siempreverde sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor en la baja Amazonía	CR B1ii,iii

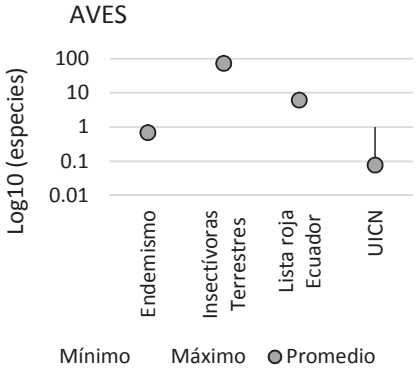


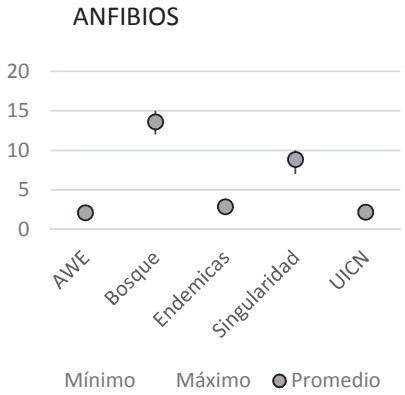
Fotografía: MAE (2013)

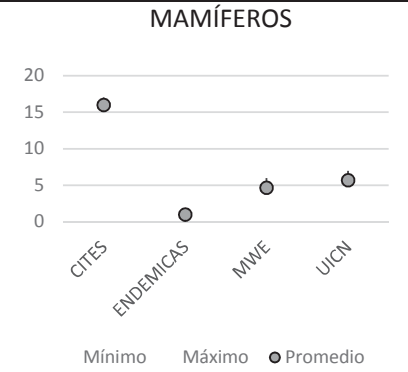


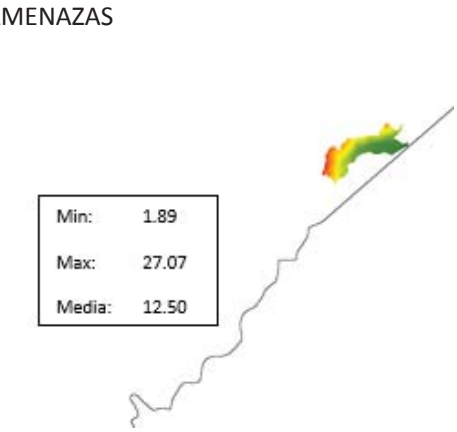


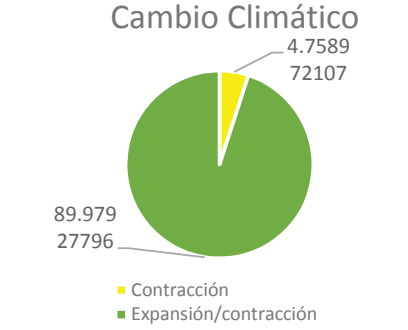


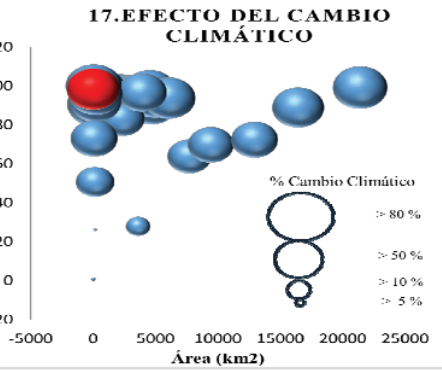








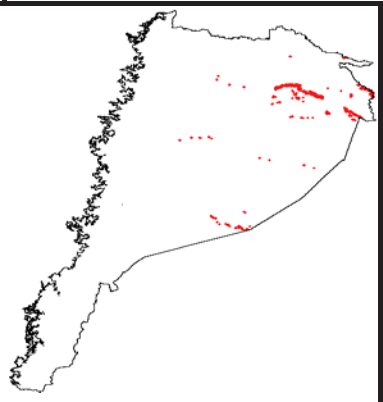




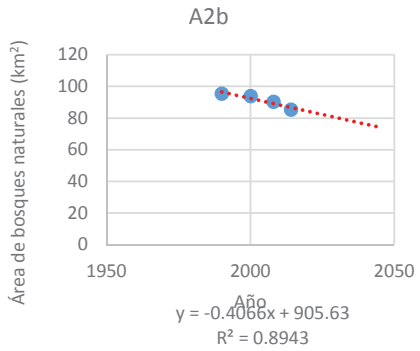
Versión	08-sep-15

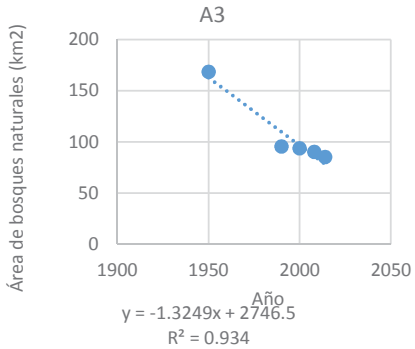
Comentarios: Ecosistema único y con extensión restringida, con más de 17 especies nuevas de flora.

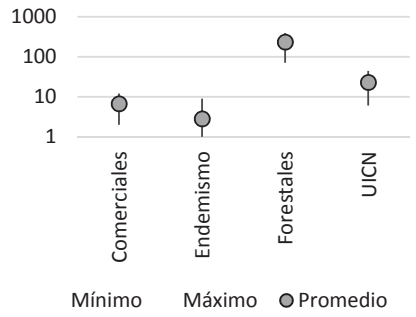
18	Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonía	NT

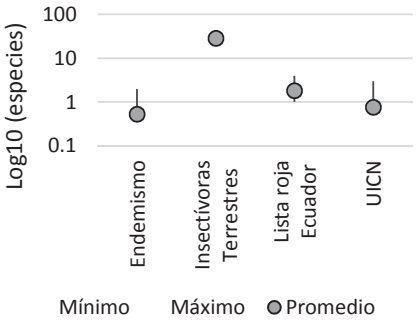


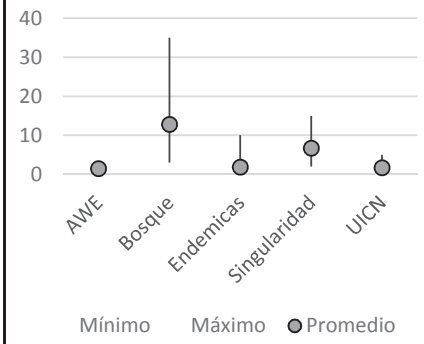
Fotografía: MAE (2013)

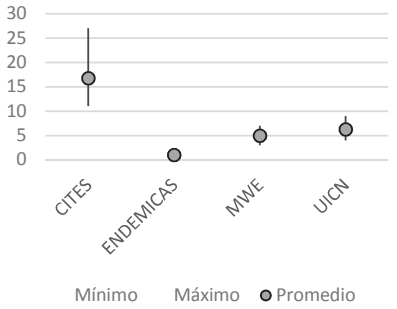


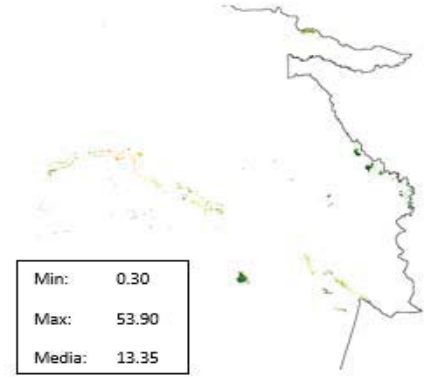


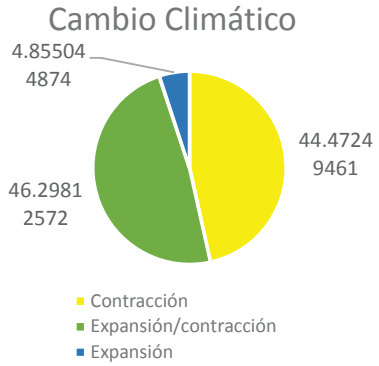


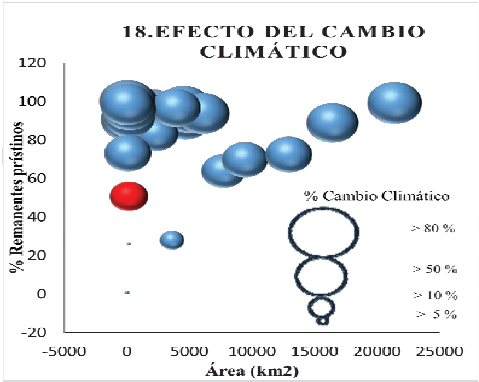








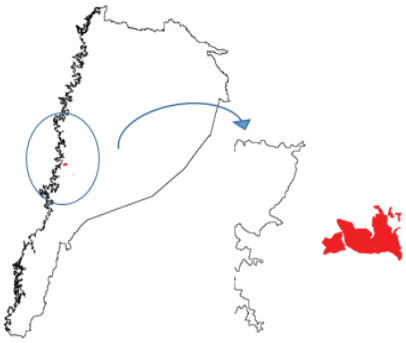




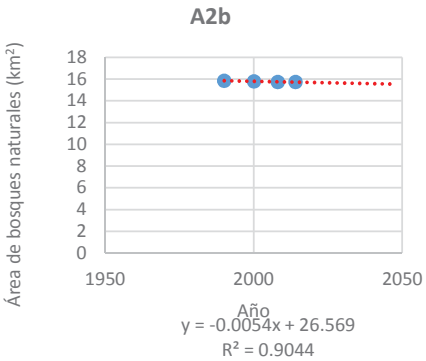
Versión	08-sep-15

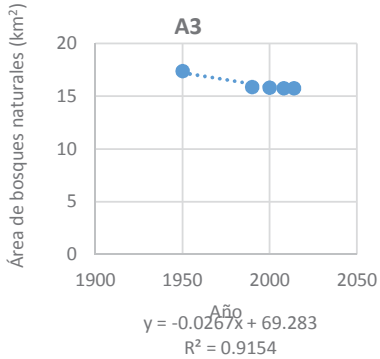
Comentarios: Puede ser categorizado como Vulnerable en una futura evaluación, debido a los efectos de cambio climático y pérdida de cobertura vegetal.

19	Herbazal lacustre montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	NT

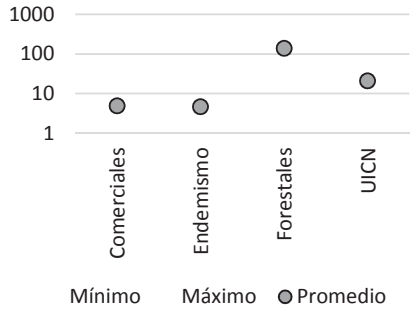


Fotografía: MAE (2013)

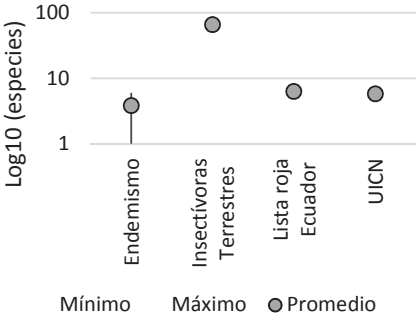




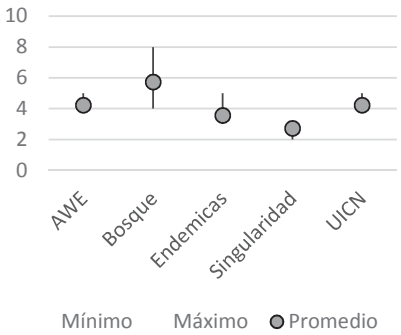
FLORA



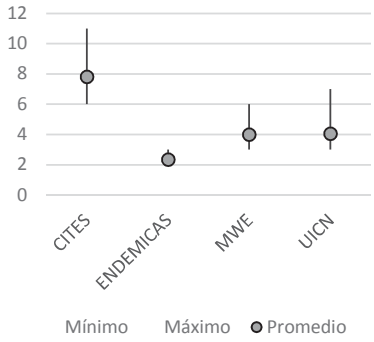
AVES



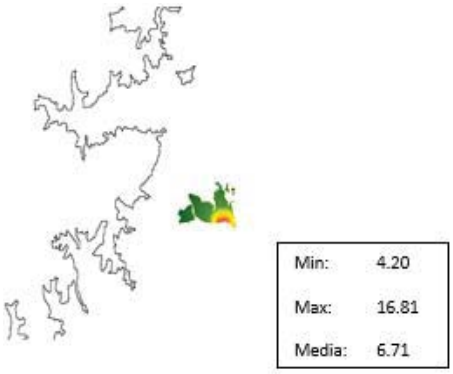
ANFIBIOS



MAMÍFEROS

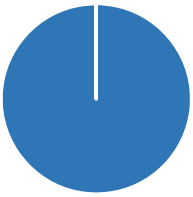


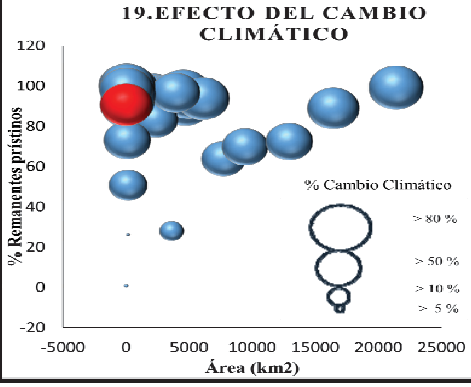
AMENAZAS



Mapa cambio climático

Cambio Climático

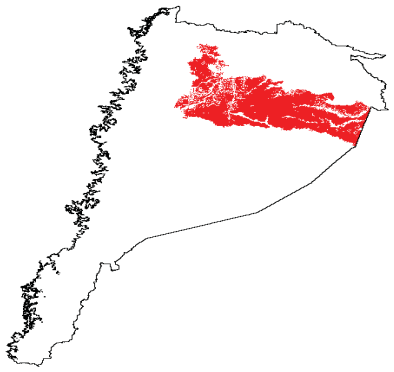




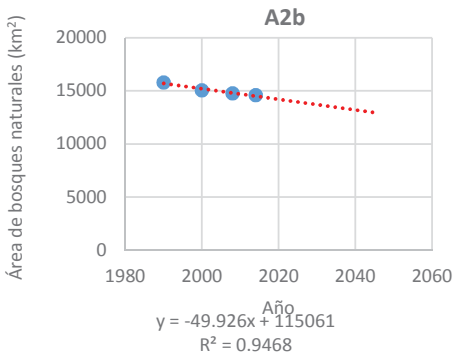
Versión	08-sep-15

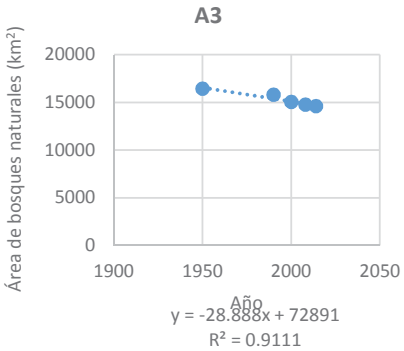
Comentarios: Se considera Casi Amenazado debido a que es un ecosistema de transición, con un alto nivel de conservación, con actividades antrópicas restringidas. Sin embargo, en una siguiente evaluación puede ser considerado amenazado debido a indicios de efecto del cambio climático.

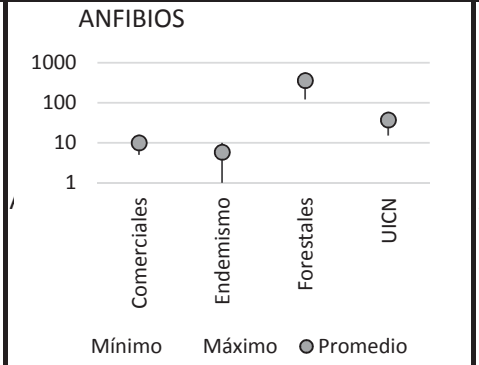
20	Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray	VU B1b

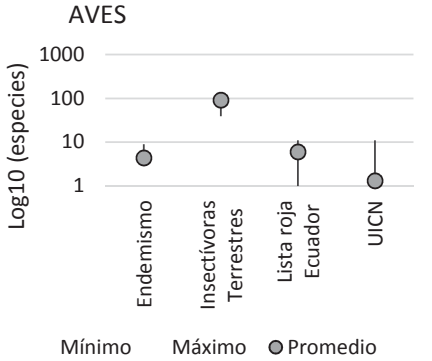


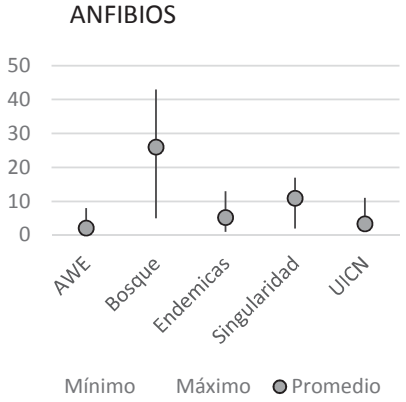
Fotografía: MAE (2013)

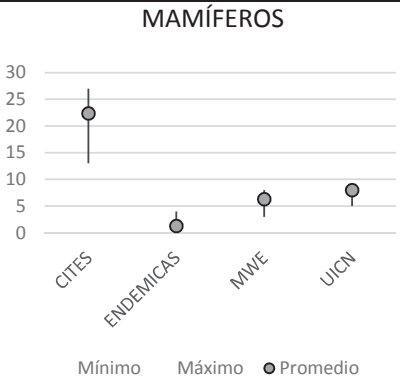


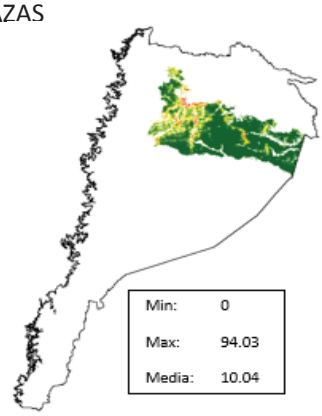




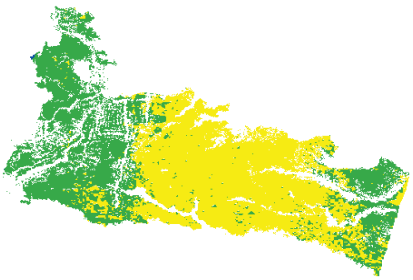


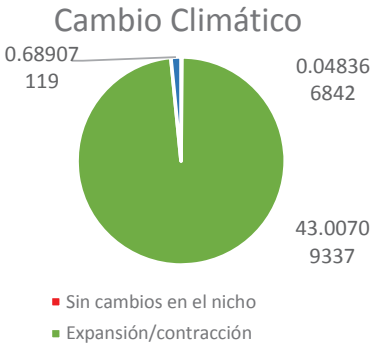


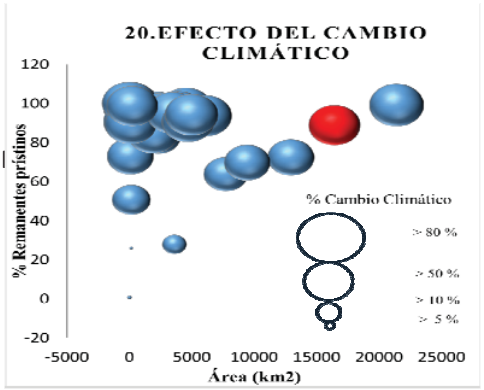




Mapa cambio climático



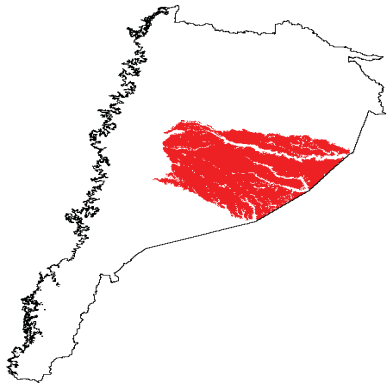




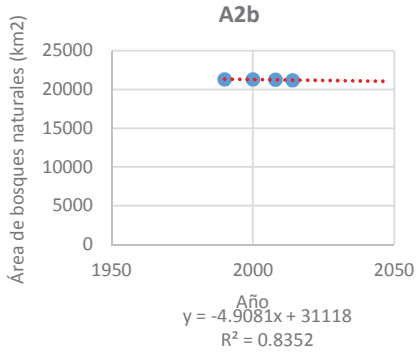
Versión	08-sep-15

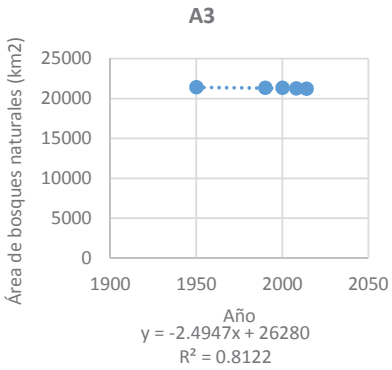
Comentarios: Es considerado Vulnerable debido a la intensa actividad antrópica, especialmente hacia la parte occidental del ecosistema. Entre otras, la deforestación e indicios del efecto del cambio climático pueden ser determinantes en un futuro cercano.

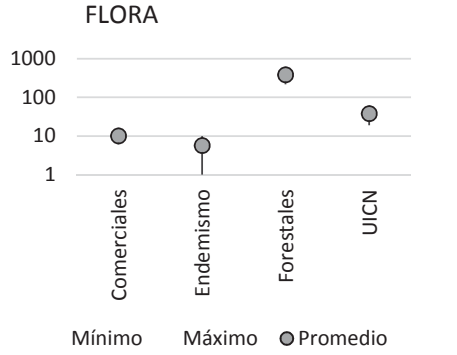
21	Bosque siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza	NT

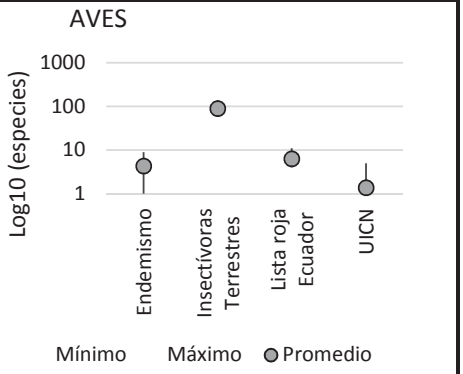


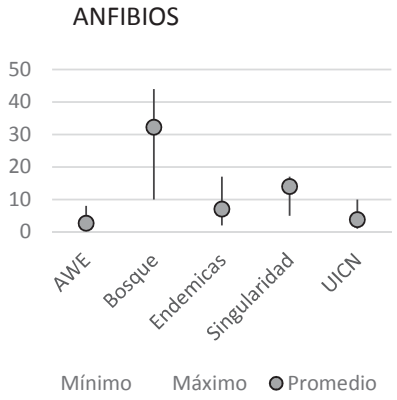
Fotografía: MAE (2013)

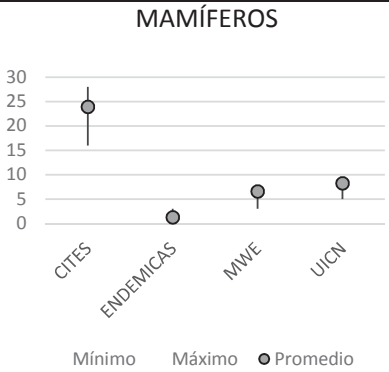


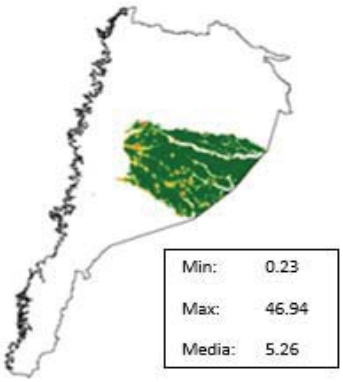


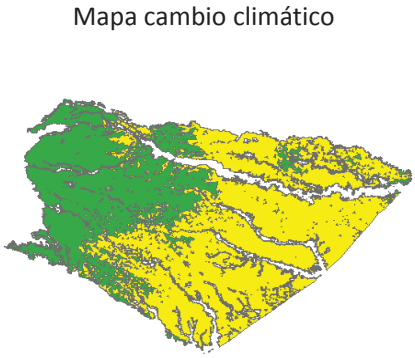


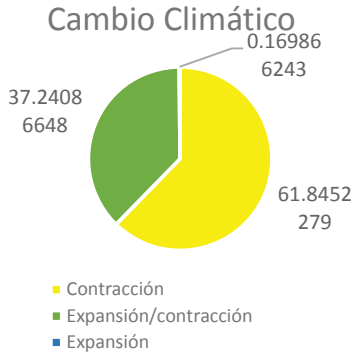


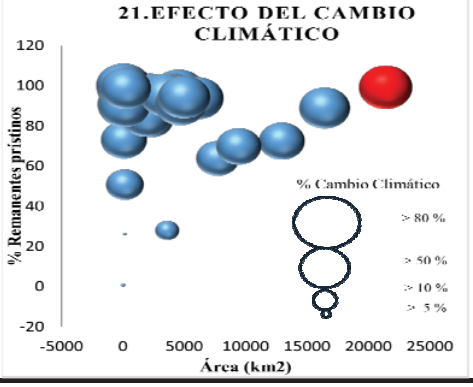








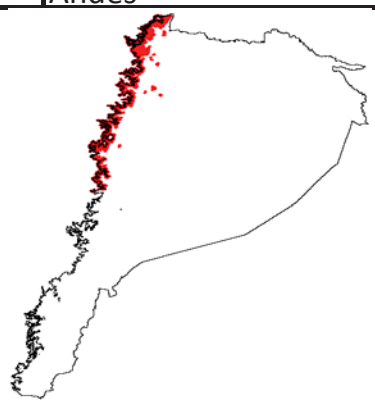




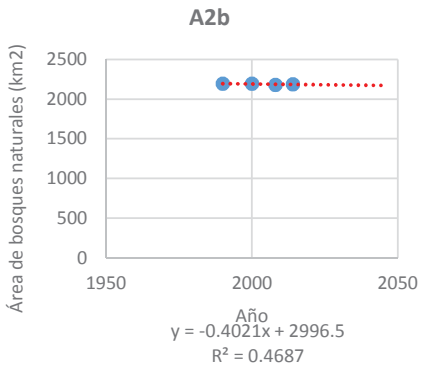
Versión	08-sep-15

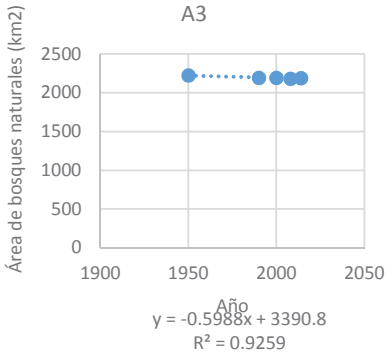
Comentarios: Si bien este ecosistema tiene niveles de conservación boscosa elevados, las amenazas potenciales por concesiones petroleras y cambio climático pueden sugerir un cambio en la categoría de amenaza a Vulnerable en futuras evaluaciones.

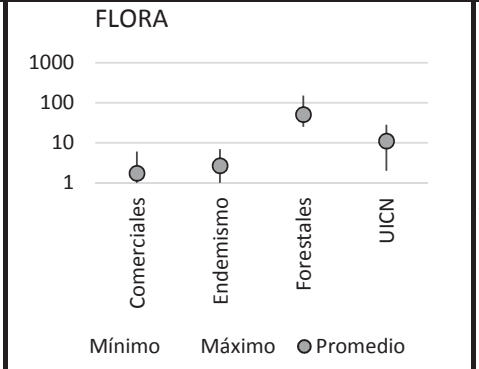
22	Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	VU B1aii

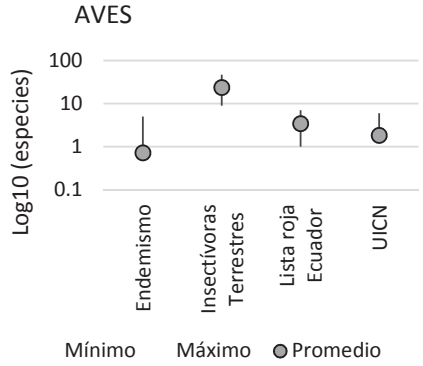


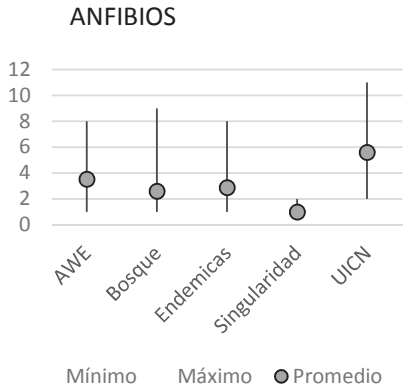
Fotografía: MAE (2013)

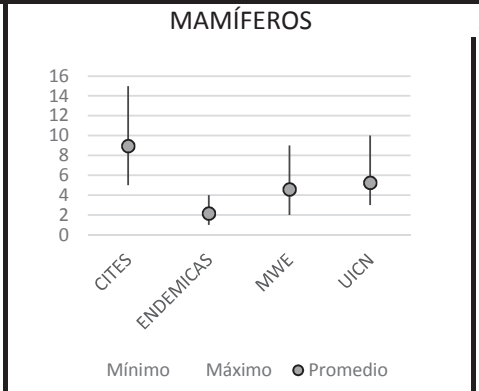


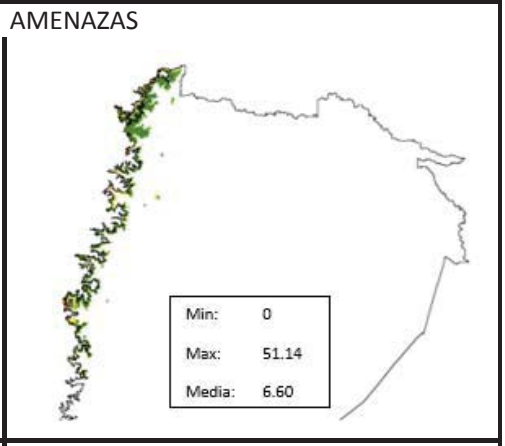


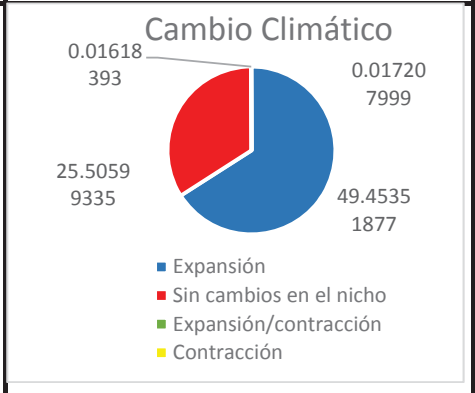


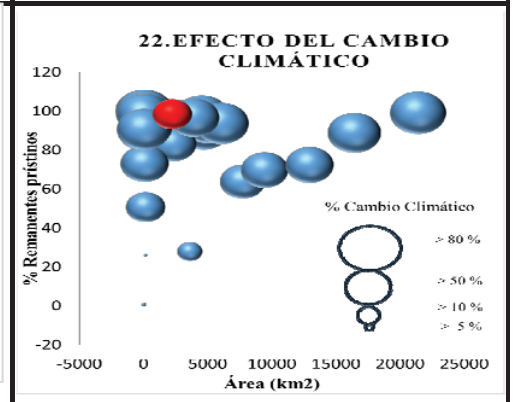








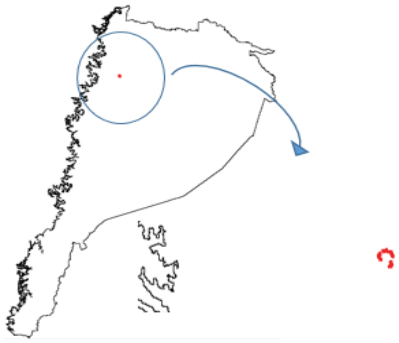


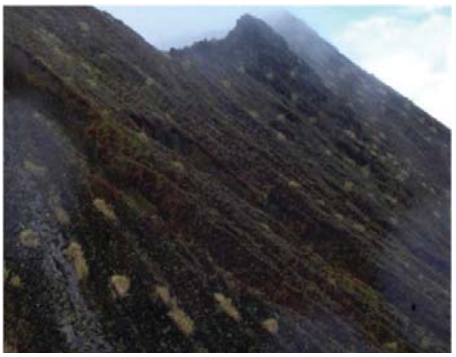


Versión	08-sep-15

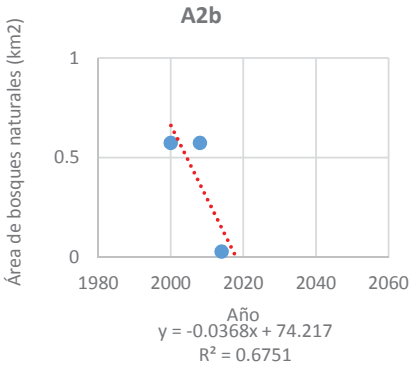
Comentarios: Es considerado Vulnerable debido a las características bióticas típicas de este ecosistema.

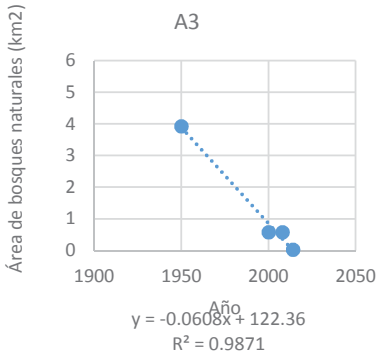
23	Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco	CR B1ai

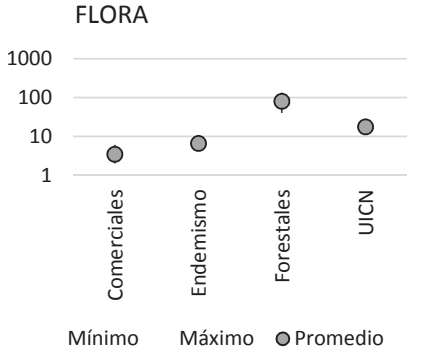


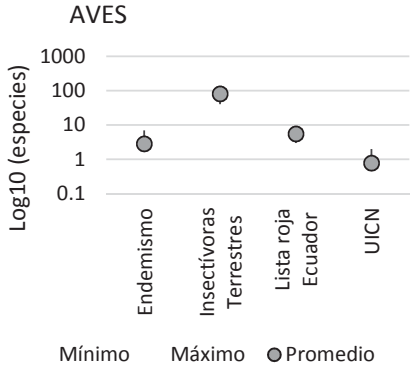


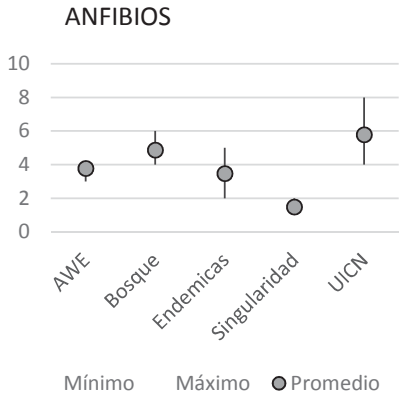
Fotografía: MAE (2013)

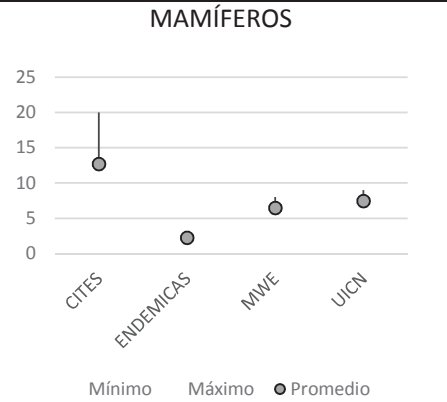


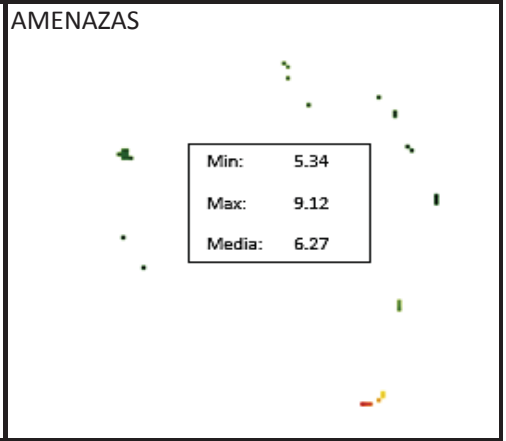


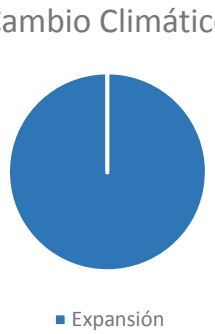


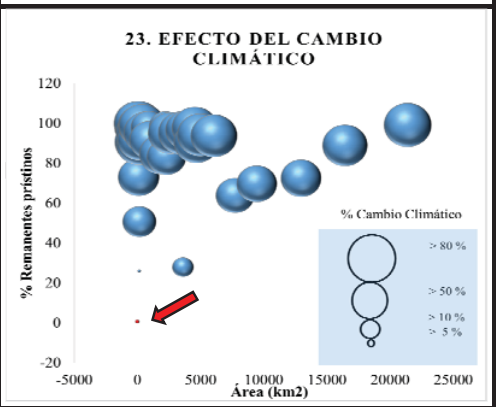








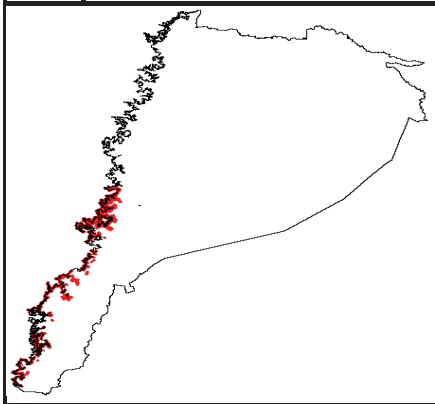




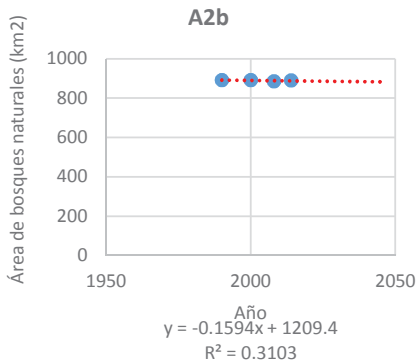
Versión	08-sep-15

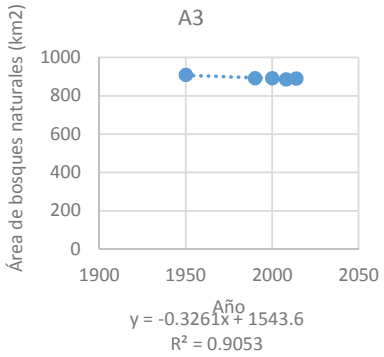
Comentarios: Este ecosisetma es considerado como Crítico debido a las características únicas en cuanto a composición y endemismos. Sin embargo, hay vacíos de información importantes, tanto de los límites del ecosistema como de inventarios detallados de flora y fauna.

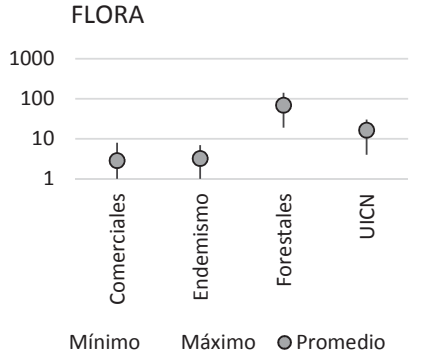
24	Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	VU B1aii

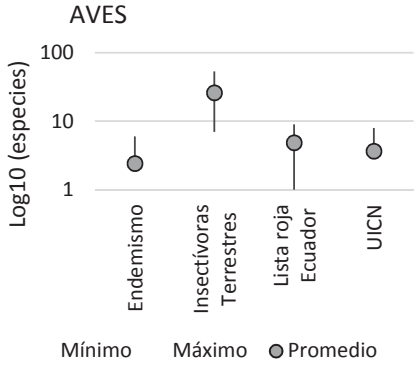


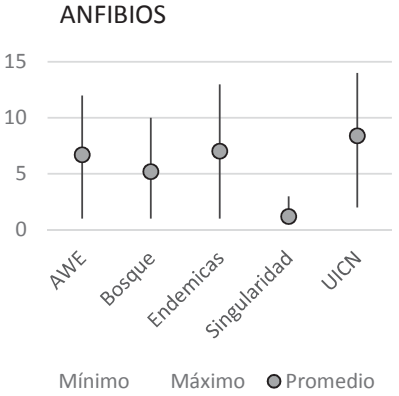
Fotografía: MAE (2013)

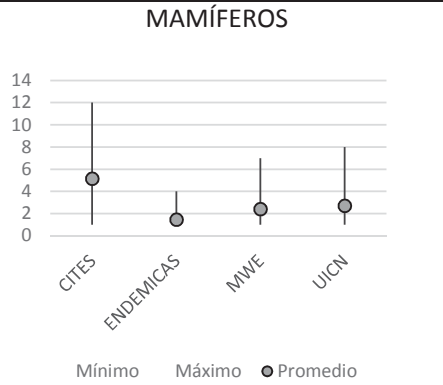


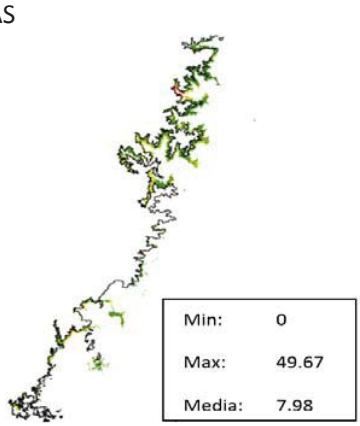


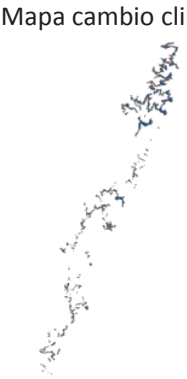


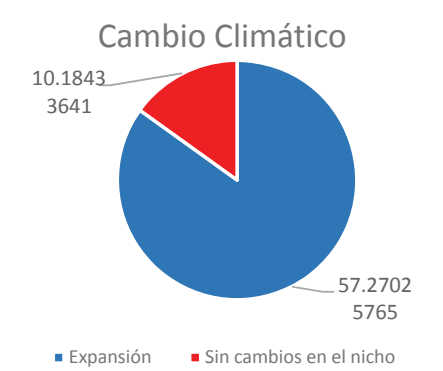


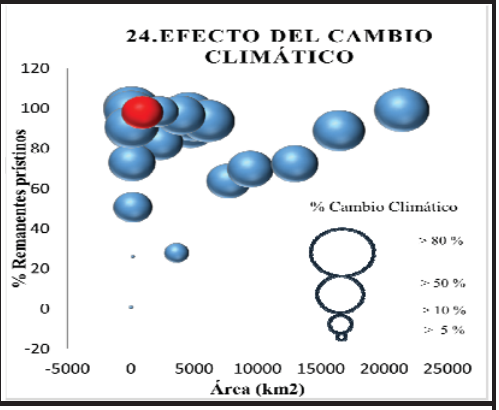








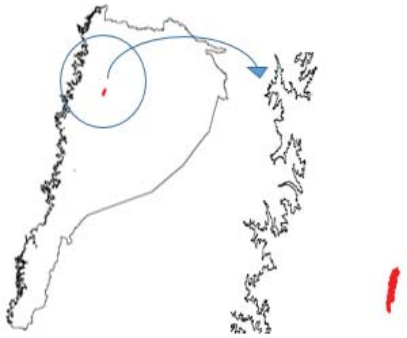




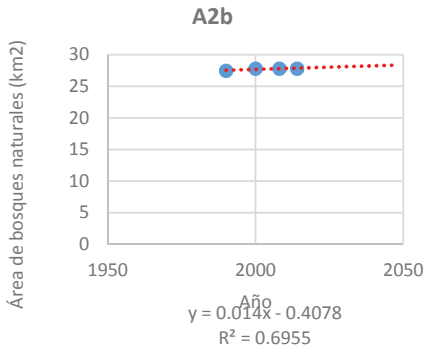
Versión	08-sep-15

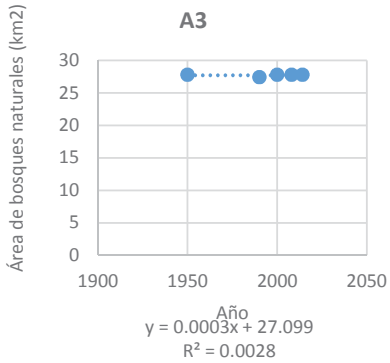
Comentarios: Se considera Vulnerable debido efectos de cambio climático en su área de distribución, que es restringida.

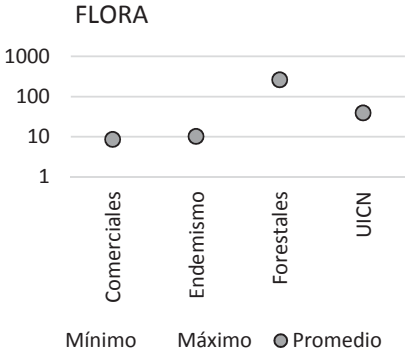
25	Bosque siempreverde montano bajo de Galeras	EN b1aii

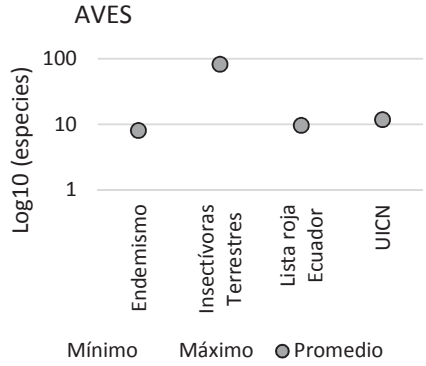


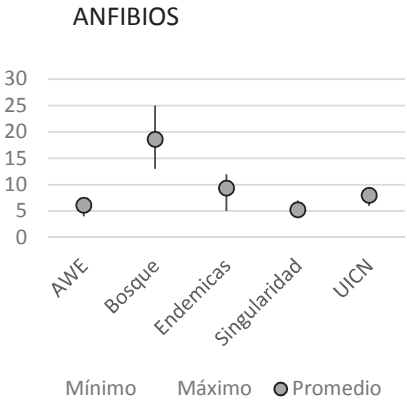
Fotografía: MAE (2013)

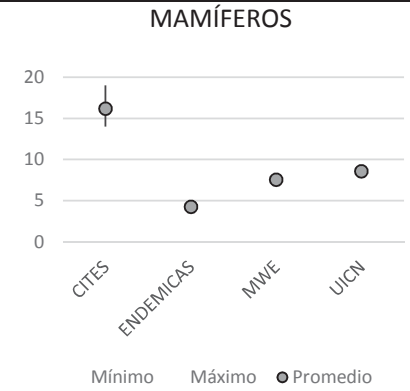


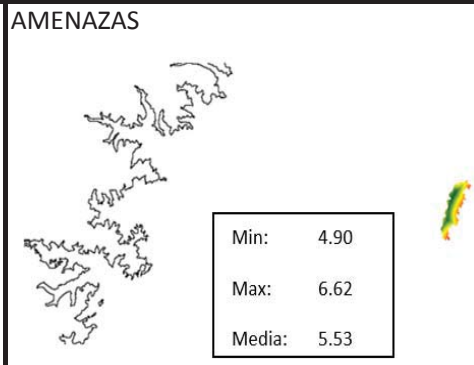




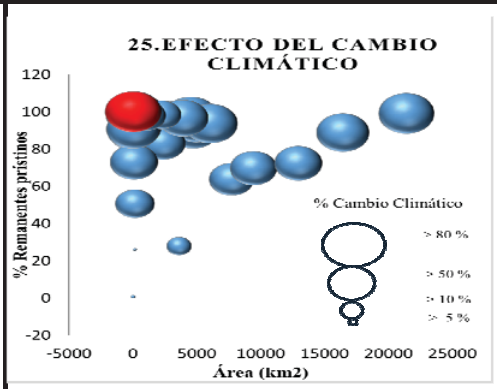








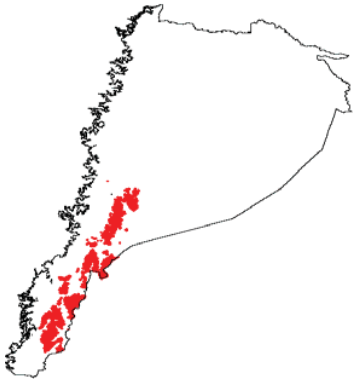
Mapa cambio climático



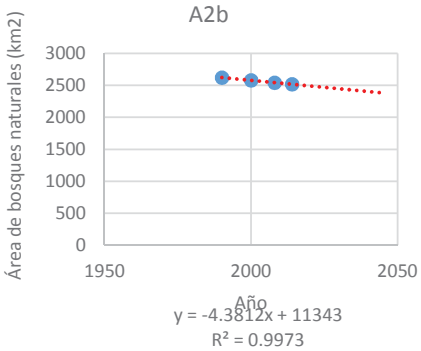
Versión	08-sep-15

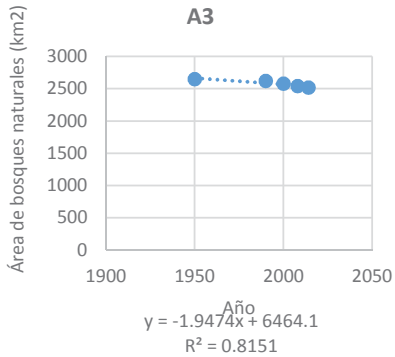
Comentarios: Se considera con En Peligro debido a que es un ecosistema isla de distribucipon restringida, con especies endémicas de anfibios. No posee amenazas y tiene un nivel de conservación, a pesar de que puede verse influenciado por efectos de cambio climático a futuro.

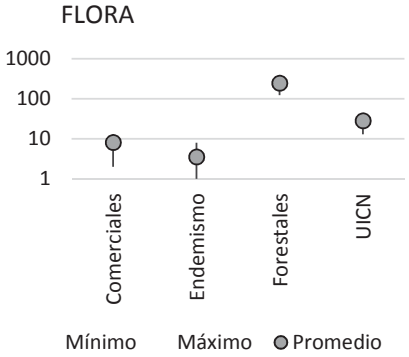
26	Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	VU B1b

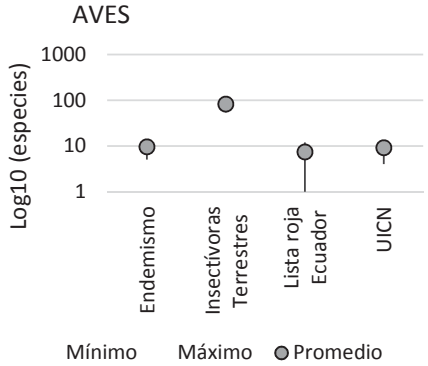


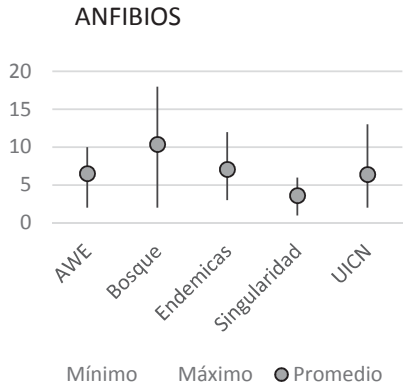
Fotografía: MAE (2013)

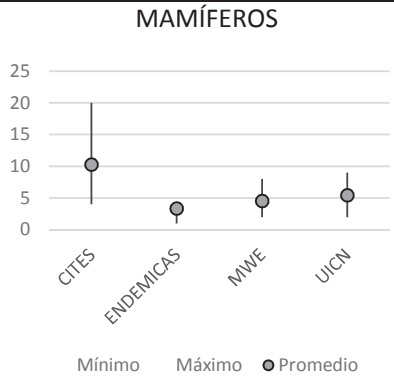


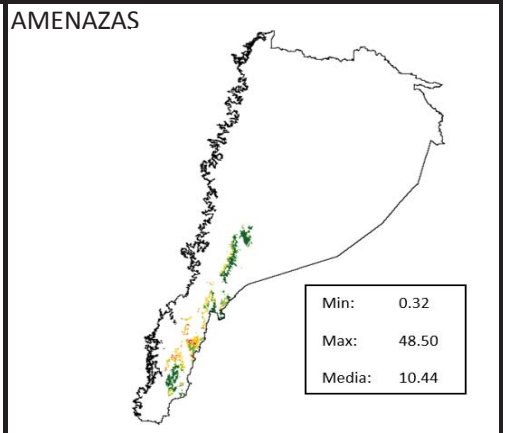


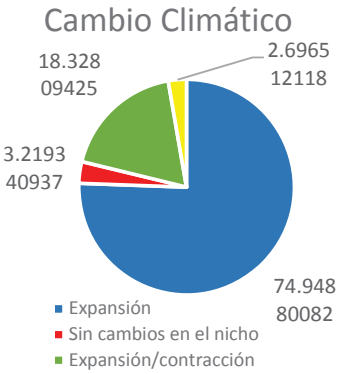


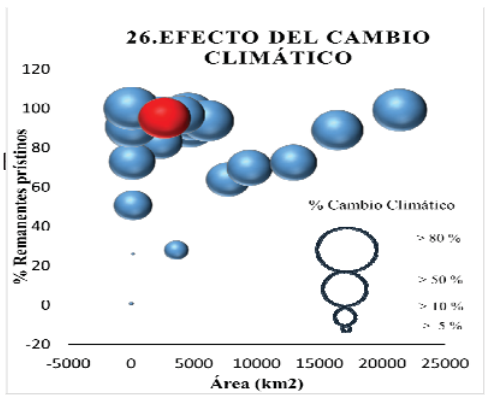










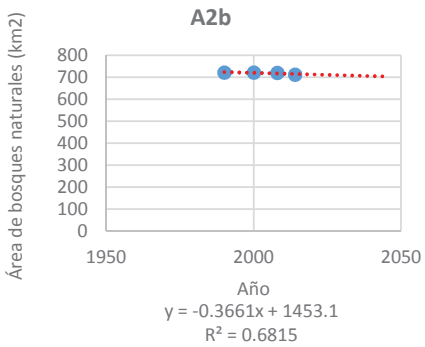


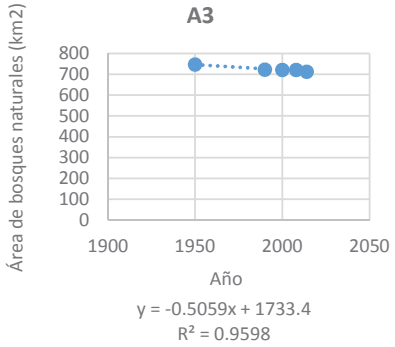
Versión	08-sep-15

Comentarios: Se considera Vulnerable por la presencia de concesiones mineras, carreteras y aumento en la fragmentación. El cambio climático puede ser una amenaza en un futuro cercano.

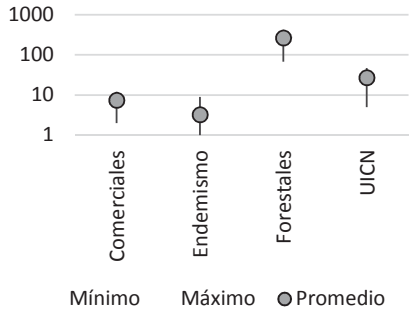
27	Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen amazónico	LC

Fotografía: MAE (2013)

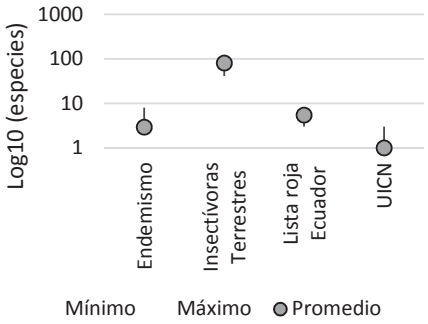




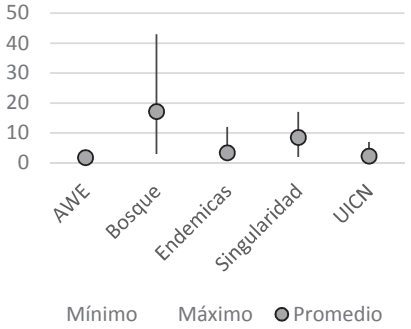
FLORA



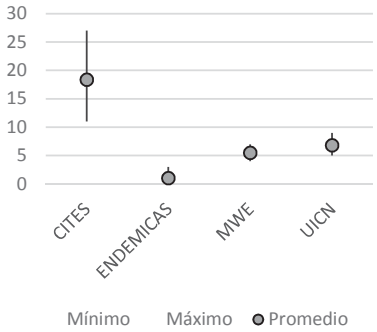
AVES



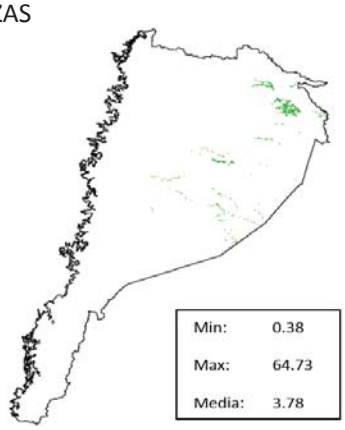
ANFIBIOS



MAMÍFEROS

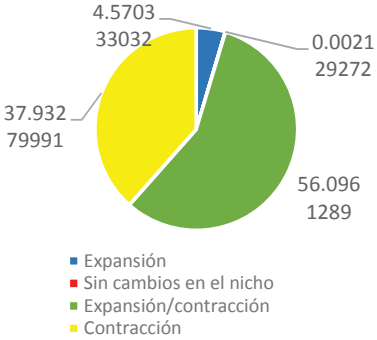


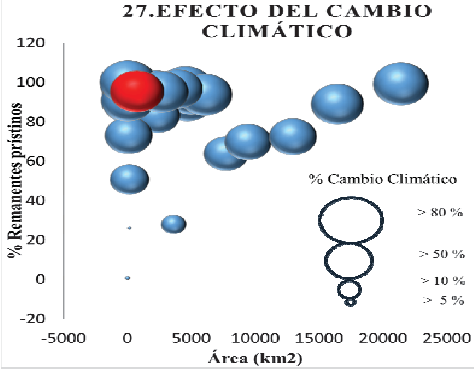
AMENAZAS



Mapa cambio climático

Cambio Climático



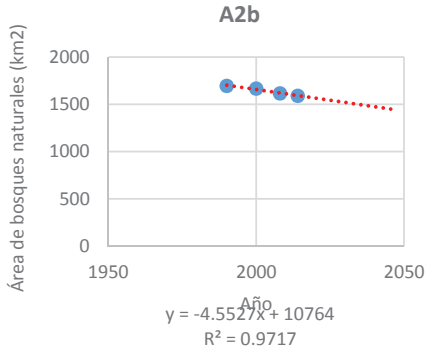


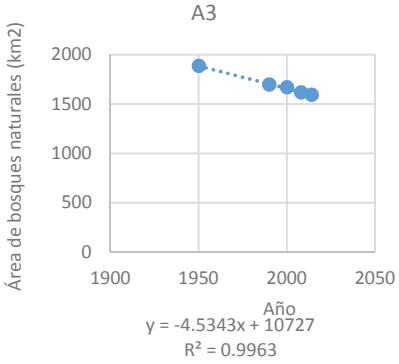
Versión	08-sep-15

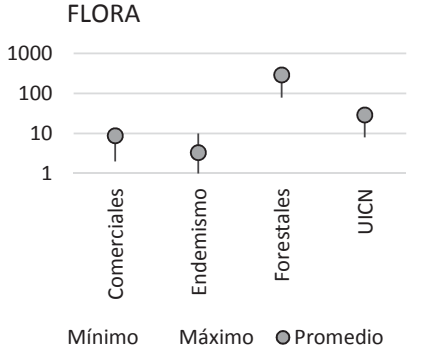
Comentarios:

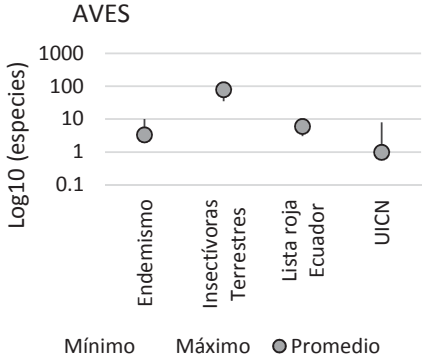
28	Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas	LC

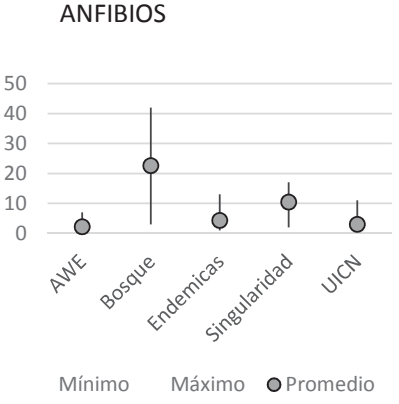
Fotografía: MAE (2013)

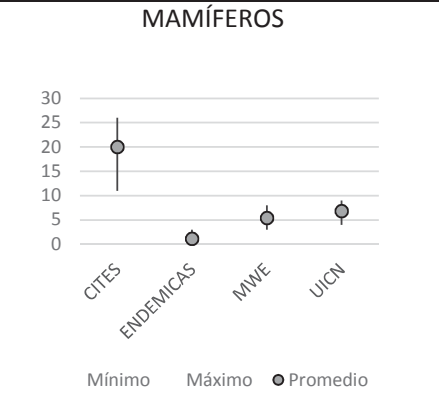


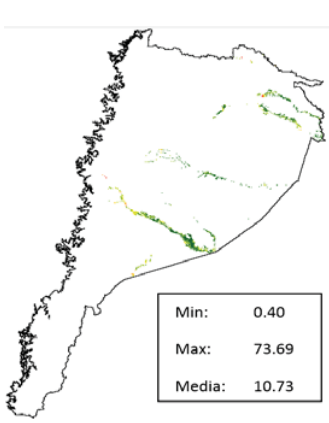


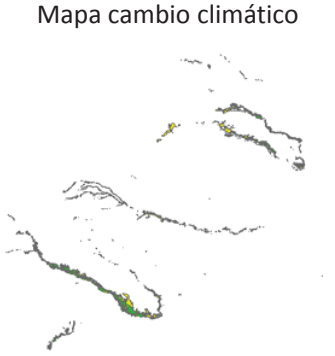


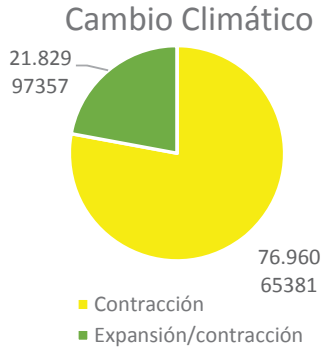


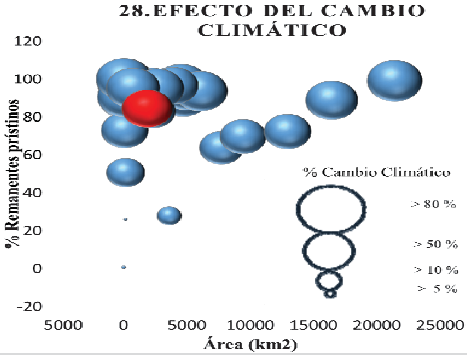








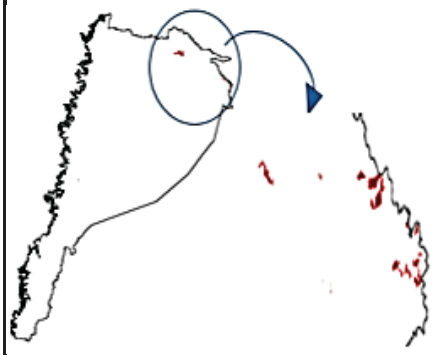




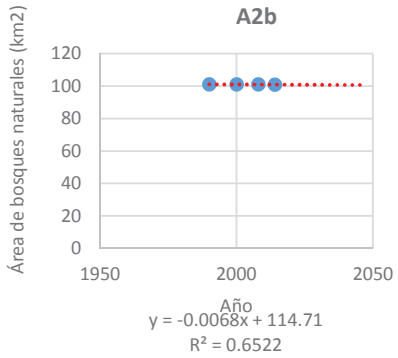
Versión	08-sep-15

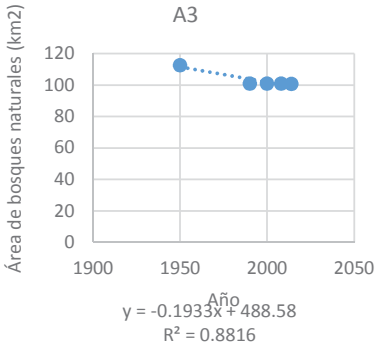
Comentarios:

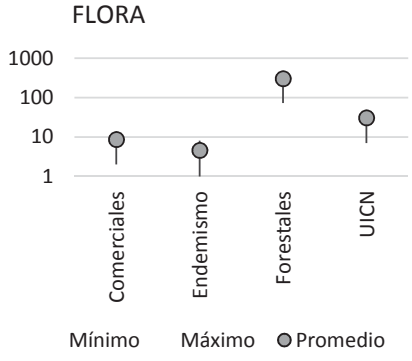
29	Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonía	EN B1aii/B2

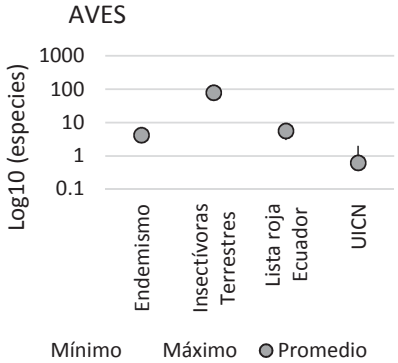


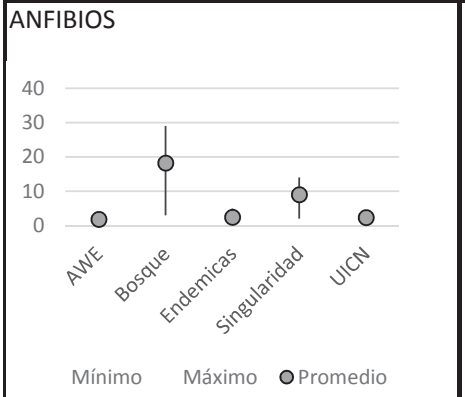
Fotografía: MAE (2013)

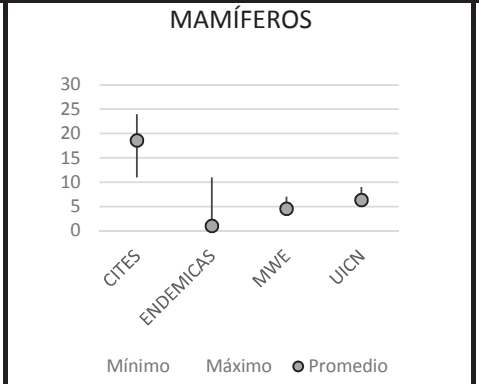


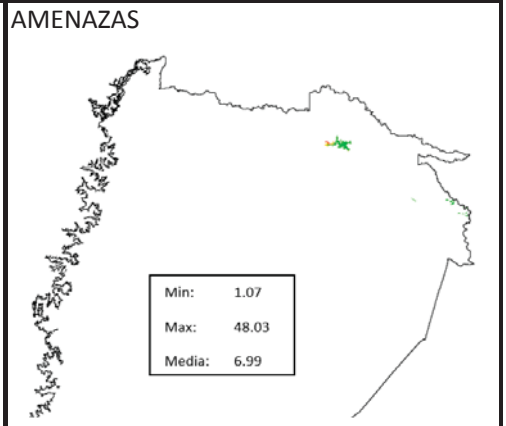


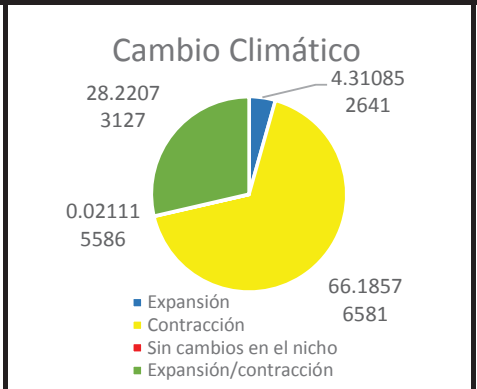


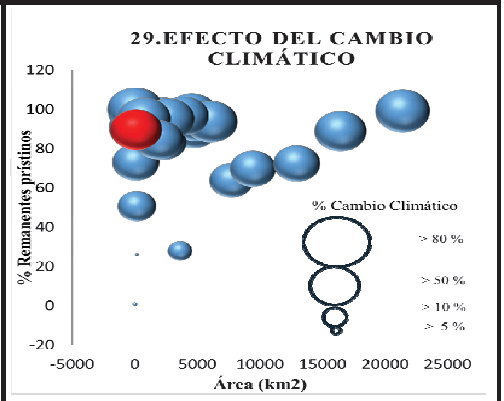










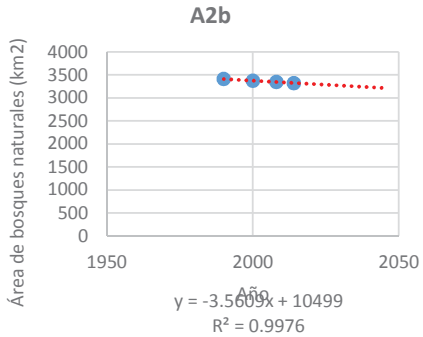


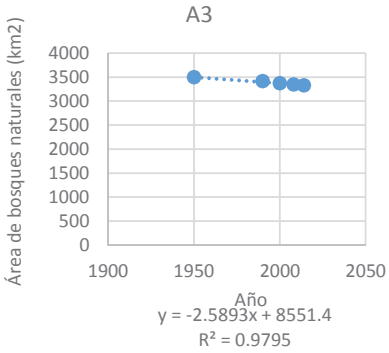
Versión	08-sep-15

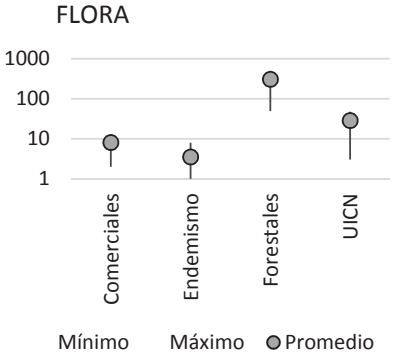
Comentarios: Si bien es un ecosistema de distribución restringida, es vulnerable a potenciales derrames petroleros, con efectos drásticos en las funciones ecológicas.

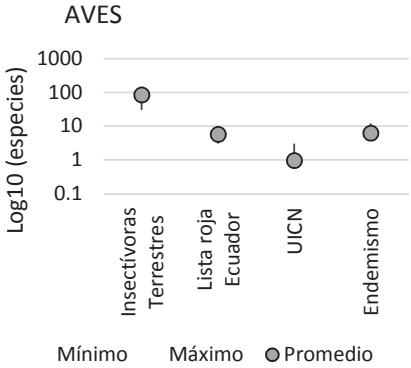
30	Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía	LC

Fotografía: MAE (2013)

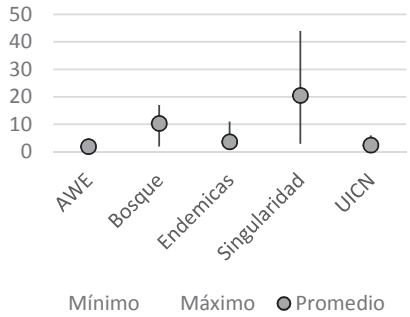




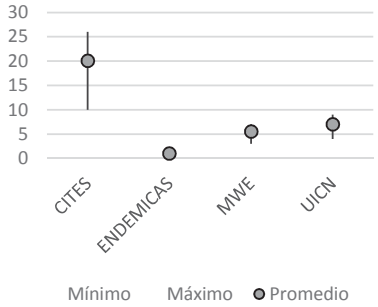




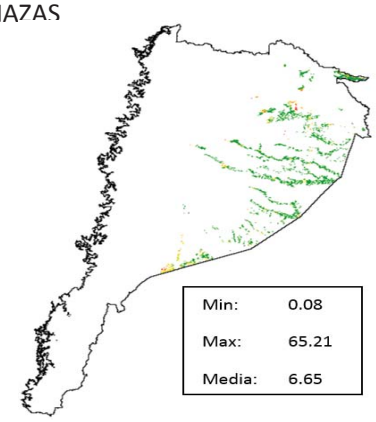
ANFIBIOS



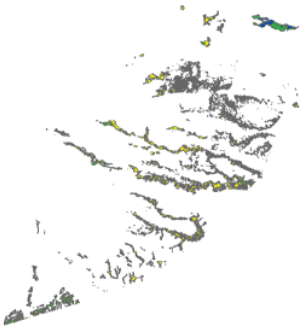
MAMÍFEROS

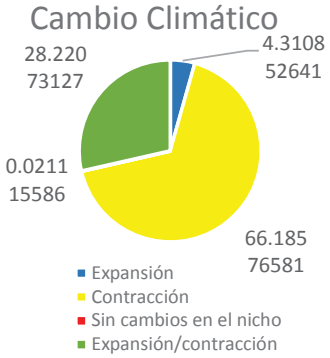


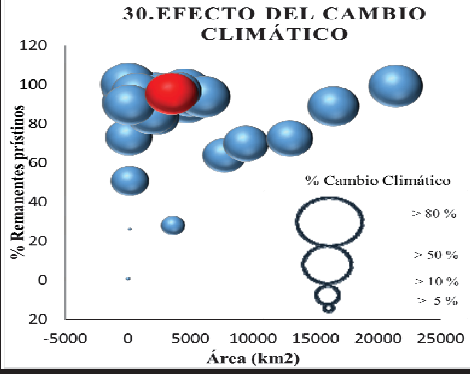
AMENAZAS



Mapa cambio climático





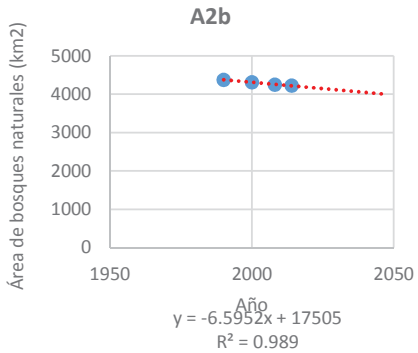


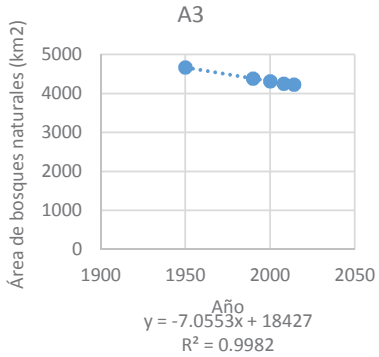
Versión	08-sep-15

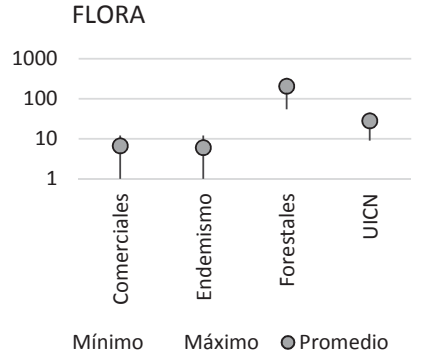
Comentarios:

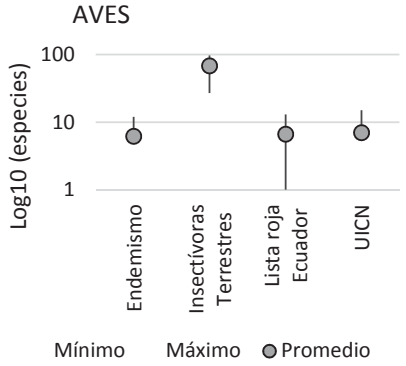
31	Bosque siempreverde montano bajo del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	VU B1aii

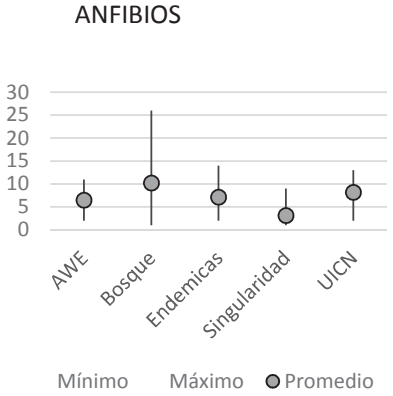
Fotografía: MAE (2013)

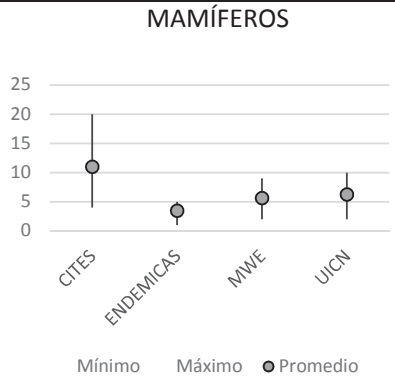


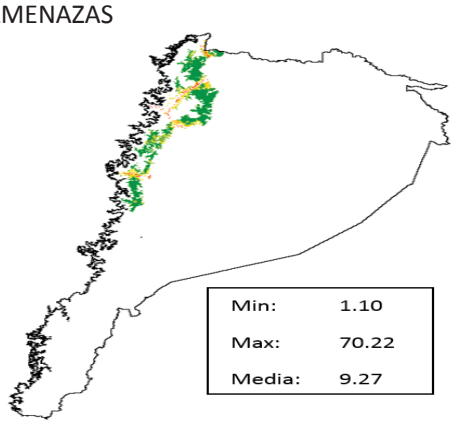


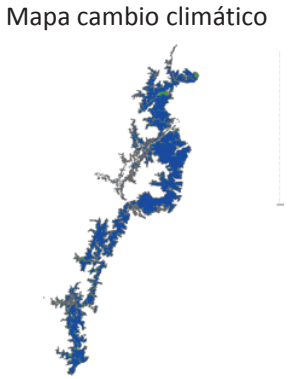


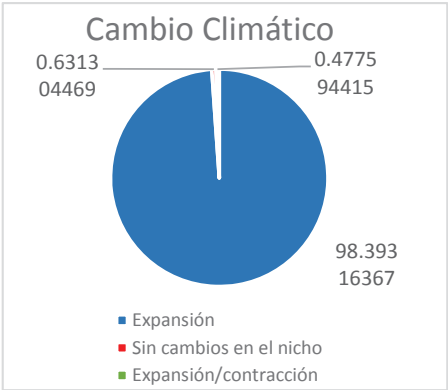


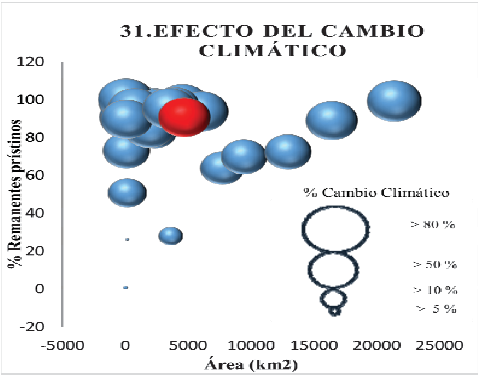








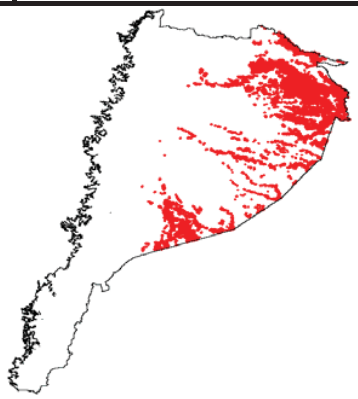




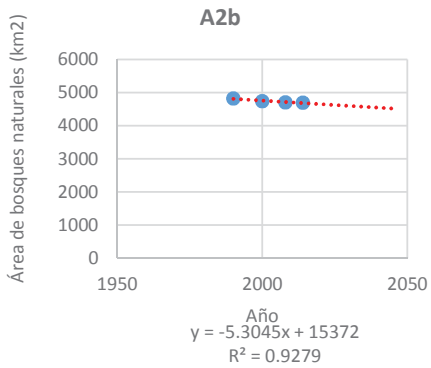
Versión	08-sep-15

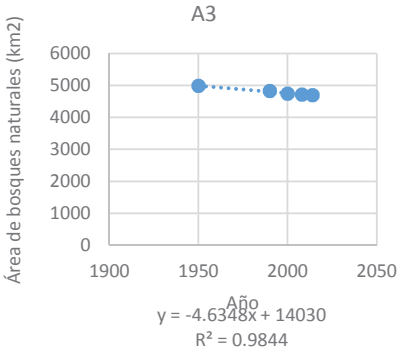
Comentarios: Es un ecosistema con altos niveles de diversidad y endemismo. A pesar de sus altos niveles de conservación, presenta evidencia de procesos de deforestación y fragmentación de la matriz forestal.

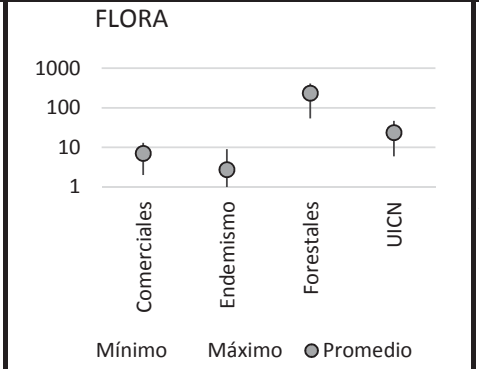
32	Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía	LC

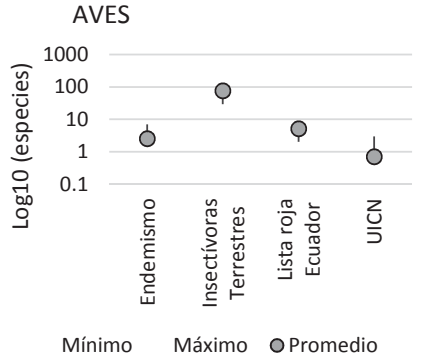


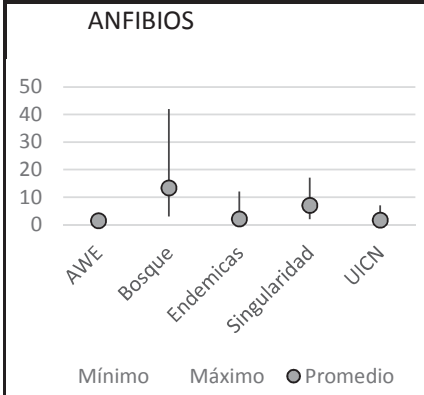
Fotografía: MAE (2013)

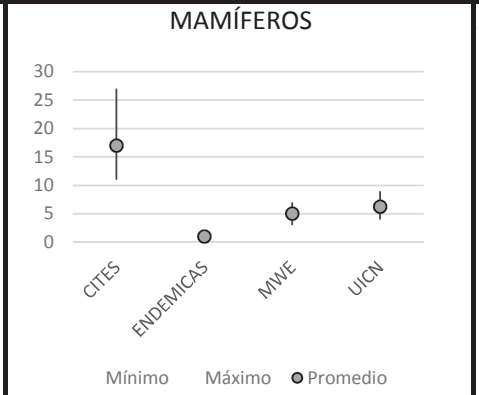


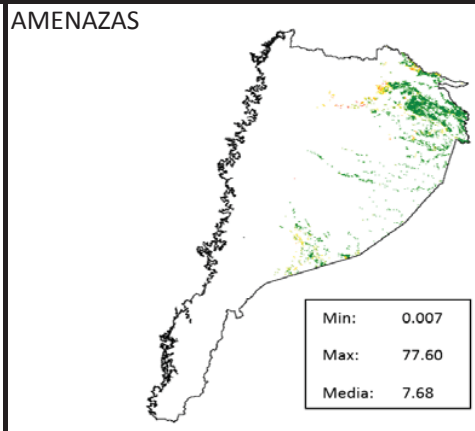


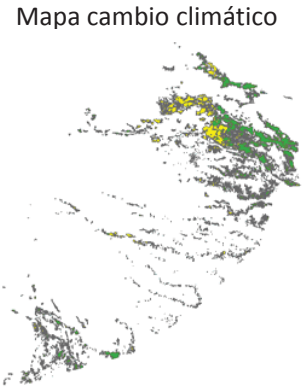


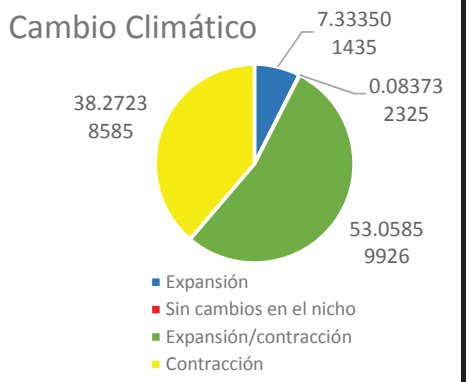


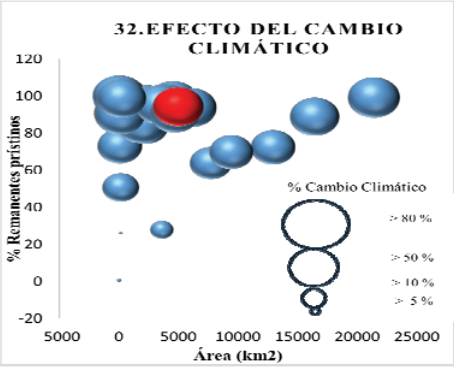










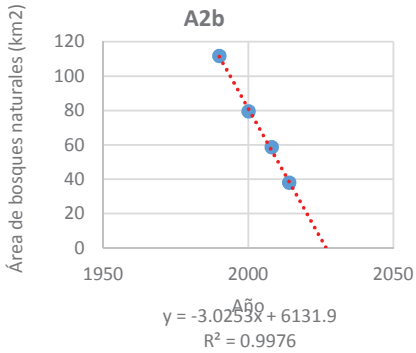


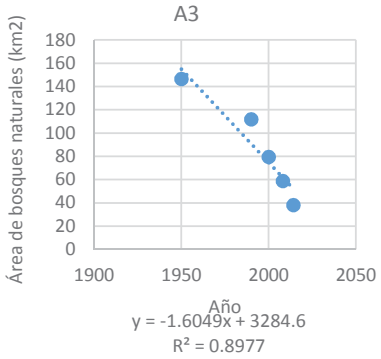
Versión	08-sep-15

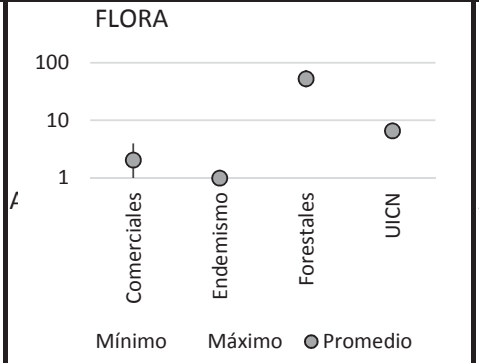
Comentarios: Es un ecosistema con buenos niveles de conservación, aunque el efecto del cambio climático puede ser un factor determinante para reconsiderarlo como Casi Amenazado.

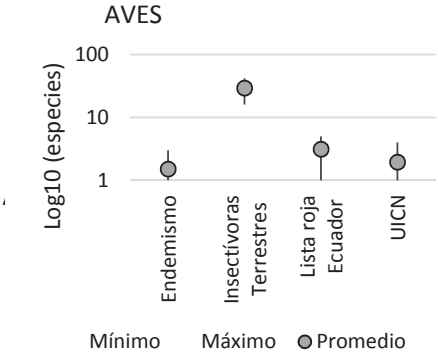
33	Bosque semideciduo piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	CR A2b/A3/B1ai

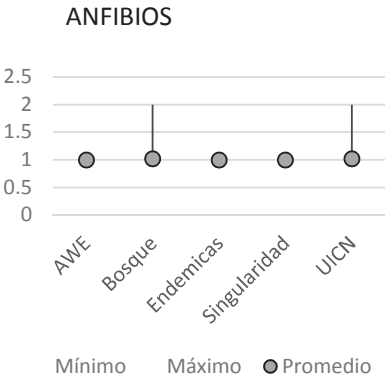
Fotografía: MAE (2013)

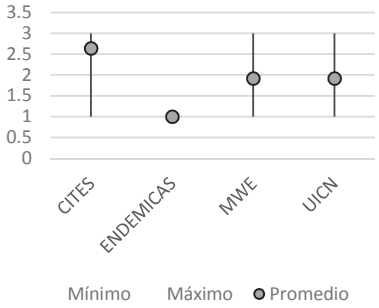


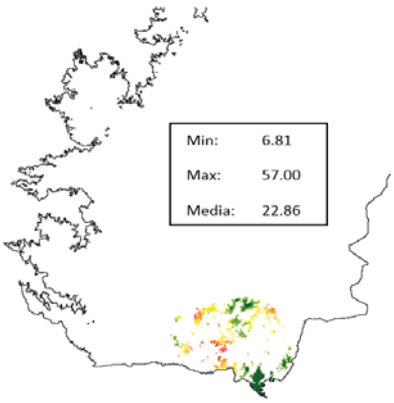


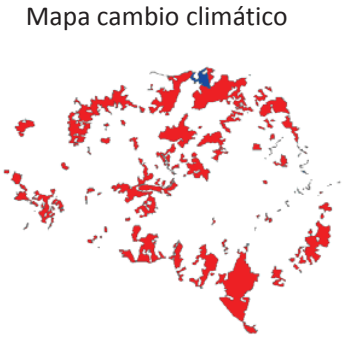


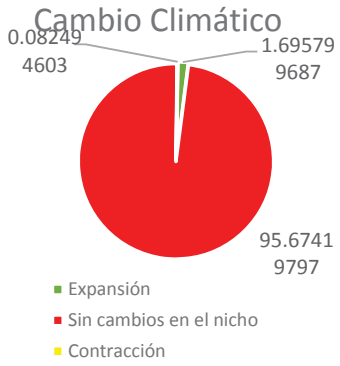


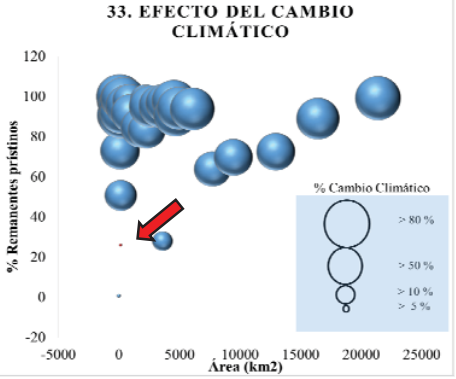








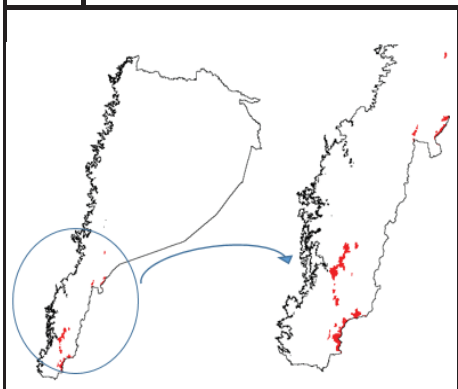




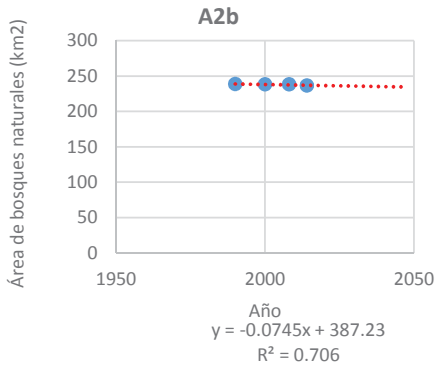
Versión	08-sep-15

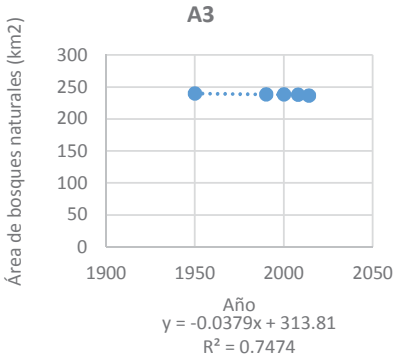
Comentarios: Es un ecosistema Críticamente Amenazado debido a las actividades antrópicas que se desarrollan dentro, principalmente la deforestación. Además, es considerado como un ecosistema isla, que alberga especies endémicas.

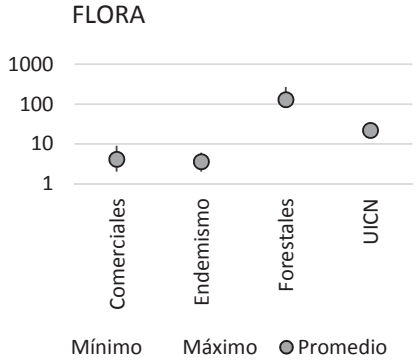
34	Arbustal siempreverde y Herbazal montano de la cordillera del Cóndor	VU B1aii

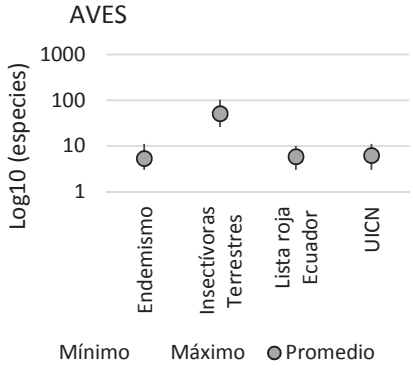


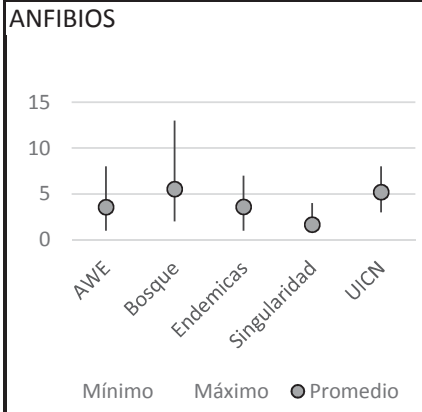
Fotografía: MAE (2013)

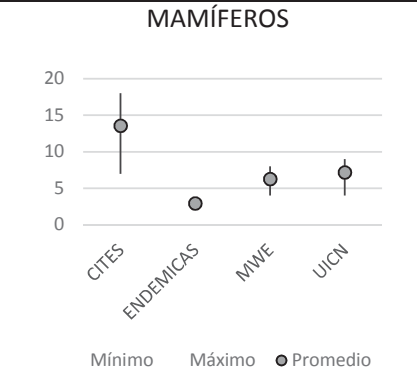


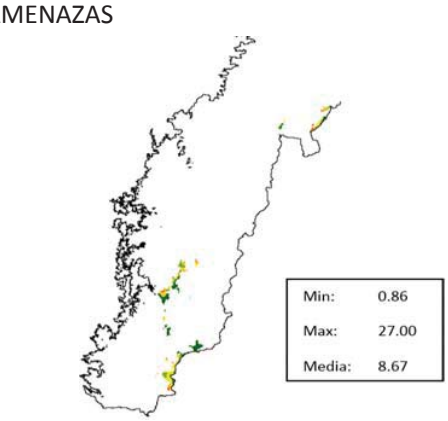


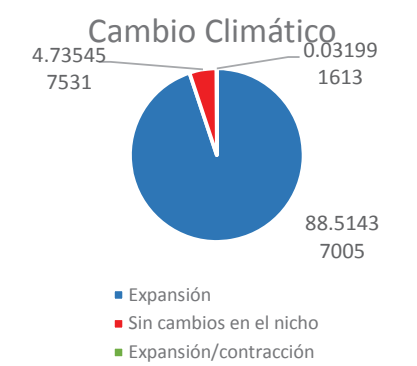


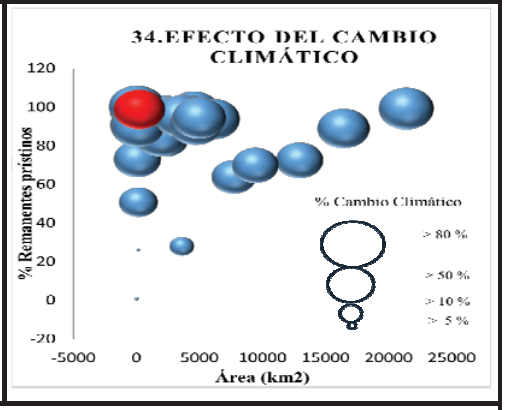












Versión	08-sep-15

Comentarios: Este ecosistema puede considerarse como Vulnerable debido a los potenciales efectos del cambio climático, sobre una biota característica.

35	Bosque bajo siempreverde del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	DD
Versión	08-sep-15	Comentarios: A pesar de realizar la evaluación de este ecosistema, existe una deficiencia en la información disponible, desde su delimitación geográfica hasta vacíos de información de líneas base de inventarios botánicos y faunísticos.