



UNIVERSIDAD TÉCNICA PARTICULAR DE LOJA
La Universidad Católica de Loja

ÁREA BIOLÓGICA Y BIOMÉDICA

TÍTULO DE INGENIERO EN GESTIÓN AMBIENTAL

**Evaluación de la calidad y riesgo de la vegetación del bosque seco de la
Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia.**

TRABAJO DE TITULACIÓN

AUTORA: Salcedo Piedra, Elisa Daniela

DIRECTORA: Tapia Armijos, María Fernanda, PhD.

LOJA-ECUADOR
2018



Esta versión digital, ha sido acreditada bajo la licencia Creative Commons 4.0, CC BY-NY-SA: Reconocimiento-No comercial-Compartir igual; la cual permite copiar, distribuir y comunicar públicamente la obra, mientras se reconozca la autoría original, no se utilice con fines comerciales y se permiten obras derivadas, siempre que mantenga la misma licencia al ser divulgada. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>

2018

APROBACIÓN DEL DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Tapia Armijos, María Fernanda, PhD.

DOCENTE DE LA TITULACIÓN

De mi consideración:

El presente trabajo de titulación: Evaluación de la calidad y riesgo de la vegetación del bosque seco de la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia realizado por Salcedo Piedra Elisa Daniela, ha sido orientado y revisado durante su ejecución, por cuanto se aprueba la presentación del mismo.

Loja, febrero de 2018

f)

DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS

“Yo, **Salcedo Piedra Elisa Daniela**, declaro ser autora del presente trabajo de titulación: Evaluación de la calidad y riesgo de la vegetación del bosque seco de la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia, de la Titulación de Gestión Ambiental, siendo la PhD. María Fernanda Tapia Armijos Directora del presente trabajo; y eximo expresamente a la Universidad Técnica Particular de Loja y a sus representantes legales de posibles reclamos o acciones legales. Además, certifico que las ideas, conceptos, procedimientos y resultados vertidos en el presente trabajo investigativo, son de mi exclusiva responsabilidad.

Adicionalmente, declaro conocer y aceptar la disposición del Art. 88 del Estatuto Orgánico de la Universidad Técnica Particular de Loja que en su parte pertinente textualmente dice: “Forman parte del patrimonio de la Universidad la propiedad intelectual de investigaciones, trabajos científicos o técnicos y tesis de grado que se realicen a través, o con el apoyo financiero, académico o institucional (operativo) de la Universidad”.

f.:

Autora: Salcedo Piedra Elisa Daniela

Cédula: 1104712474

DEDICATORIA

Mi tesis la dedico con todo mi amor y cariño a mis padres y mi hermana, por su apoyo y paciencia, porque sin ellos no estaría donde estoy ahora.

A mis amigos universitarios por acompañarme en cada nueva experiencia y estar para mí en todo momento.

A mis mejores amigos Daniela, Ximena, Daniela, y Juan Carlos por enseñarme que es una verdadera amistad y apoyarme en mis peores y mejores momentos, han formado parte muy importante de este nuevo logro.

Elisa Daniela

AGRADECIMIENTO

A la PhD., María Fernanda Tapia, por impartirme sus conocimientos y guianza en este trabajo de fin de titulación.

A mi compañera, María del Cisne Ruiz, por el apoyo brindado.

Elisa Daniela

ÍNDICE DE CONTENIDOS

PORTADA	i
APROBACIÓN DEL DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN	ii
DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS	iii
DEDICATORIA.....	iv
AGRADECIMIENTO	v
ÍNDICE DE CONTENIDOS	vi
ÍNDICE DE TABLAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
RESUMEN.....	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN.....	3
OBJETIVOS	5
CAPÍTULO I	6
MARCO TEÓRICO.....	7
1.1 Bosque Seco.....	7
1.1.1. Generalidades.	7
1.1.2. Distribución.....	7
1.1.3. Amenazas.....	8
1.1.4.Situación	actual.
.....	8
1.1.5.Bosques secos del Ecuador	
.....	9
1.2. Servicios ecosistémicos que presenta el bosque seco	10
1.2.1 Hábitat.....	11
1.3. Sistemas de información geográfica (SIG) como herramienta para mapear servicios ecosistémicos	12
CAPÍTULO II	14
MATERIALES Y MÉTODOS	15
2.1. Área de estudio.....	15
2.2. Metodología.....	17
2.2.1. Cobertura y uso de suelo.....	17
2.2.2. Estado de la vegetación.	18
2.2.3. Nivel de riesgo de la vegetación.....	19
CAPÍTULO III	22

RESULTADOS Y DISCUSIÓN	23
3.1 Resultados y discusión	23
3.1.1 Cobertura y uso de suelo.	23
3.1.2. Estado de la vegetación	28
3.1.3. Nivel de riesgo de la vegetación	31
CONCLUSIONES.....	35
RECOMENDACIONES	36
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Coste de la movilización a través del terreno (Wagtendonk y Benedict, 1980)	20
Tabla 2. Reclasificación a la accesibilidad de las zonas.....	20
Tabla 3. Matriz de confusión. Los números de las categorías corresponden a las siguientes cubiertas: 1. Vegetación, 2. Agua, 3. Asentamientos Humanos, 4. Zonas Agrícolas, 5. Otros, 7. Infraestructura.....	24
Tabla 4. Promedio del NDVI de la Reserva Ecológica Arenillas, su área de influencia y las áreas protegidas que se hallan dentro del área de estudio.....	29

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Clasificación de los servicios ecosistémicos	11
Figura 2. Localización geográfica de la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia. Códigos: SNLMT: Santuario Nacional los Manglares Tumbes, Z.A. SNLMT: Zona de amortiguamiento del Santuario Nacional los Manglares Tumbes, Z.A. PNCA: Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate.	16
Figura 3. Superficie cubierta por cada categoría en porcentaje de la cobertura y uso del suelo de la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia. Código: REA: Reserva Ecológica Arenillas.....	25
Figura 4. Mapa de la cobertura y uso del suelo de la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia. Códigos: SNLMT: Santuario Nacional los Manglares Tumbes, Z.A. SNLMT: Zona de amortiguamiento del Santuario Nacional los Manglares Tumbes, Z.A. PNCA: Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate.	27
Figura 5. Mapa del índice de vegetación de diferencia normalizada de la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia. Códigos: SNLMT: Santuario Nacional los Manglares Tumbes, Z.A. SNLMT: Zona de amortiguamiento del Santuario Nacional los Manglares Tumbes, Z.A. PNCA: Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate.....	30
Figura 6. Superficie del riesgo de la vegetación en la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia. Códigos: REA: Reserva Ecológica Arenillas, SNLMT: Santuario Nacional los Manglares Tumbes, Z.A. SNLMT: Zona de amortiguamiento del Santuario Nacional los Manglares Tumbes, Z.A. PNCA: Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate.....	32
Figura 7. Mapa del riesgo de la vegetación de la Reserva Ecológica y su área de influencia. Códigos: SNLMT: Santuario Nacional los Manglares Tumbes, Z.A. SNLMT: Zona de amortiguamiento del Santuario Nacional los Manglares Tumbes, Z.A. PNCA: Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate.	33

RESUMEN

Los bosques secos tropicales se consideran uno de los ecosistemas más amenazados y menos estudiados a nivel global. En Ecuador, los remanentes más importantes de este ecosistema, se encuentran en las provincias de Loja y El Oro, en esta última, la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia es el sector más importante de bosque seco de la región sur-occidental del país. Se analizó la estado y riesgo de la vegetación, mediante el análisis de variables como el uso del suelo, NDVI, y su riesgo por acciones antropogénicas. Los resultados muestran que la reserva posee un importante porcentaje de vegetación remanente a diferencia del área de influencia que está totalmente alterada por acciones antropogénicas. Los valores del NDVI muestran que en general la reserva cuenta con buen estado de vegetación. En cuanto al análisis de riesgo, cerca de la mitad del área de estudio se encuentra en un nivel alto. La información generada en este estudio es de utilidad a los tomadores de decisiones y conservacionistas para que se pongan en marcha procesos de restauración y conservación de este importante ecosistema.

PALABRAS CLAVE: bosque seco, degradación, riesgo, NDVI, Reserva Ecológica Arenillas

ABSTRACT

Tropical dry forests are considered one of the most threatened and least studied ecosystems worldwide. In Ecuador, the most important remnants of these are located in the provinces of Loja and El Oro, in the latter, the Arenillas Ecological Reserve and its area of influence is the most important dry area of the south-western region of the country. The quality and risk of vegetation was analyzed through the analysis of variables such as land use, NDVI, and their risk due to anthropogenic actions. The results show that the reserve has an important percentage of vegetation remaining unlike the area of influence is totally altered by anthropogenic actions. The NDVI values show that in general the reserve has good vegetation quality. The results of the risk analysis show that half of the study area is at a high level risk. The information generated in this study is useful to decision makers and conservationists so that processes of restoration and conservation of this important ecosystem are put in place.

KEYWORDS: dry forest, degradation, risk, NDVI, Reserva Ecológica Arenillas

INTRODUCCIÓN

Los bosques secos tropicales (BST) constituyen uno de los ecosistemas más interesantes y menos estudiados a nivel mundial. Se estima que cerca de 1 048 700 km² de la vegetación en el mundo pertenece a BST, de esta cerca del 54,2% se concentra en América del Sur y el área restante se distribuye casi equitativamente entre Norteamérica, América Central, Eurasia y África, encontrándose la menor superficie (3,8%) distribuida en Australia y el Sudeste de Asia (Aguirre, Buri, Betancourt y Geada, 2014).

Este ecosistema se encuentra entre los más degradados a nivel mundial (Andrés, 2009). Entre las principales amenazas para que desaparezca este ecosistema están el cambio climático, la fragmentación de hábitats, la conversión de tierras agrícolas para agricultura y ganadería, la deforestación e incendios forestales, entre otros (Miles et al., 2006; Hayden y Greene, 2009; Rodríguez et al., 2009; Mesa, 2010; Boucher et al., 2011). Adicionalmente, el poco conocimiento de este ecosistema lo ha vuelto altamente vulnerable a nivel mundial y local (Janzen, 1988; Paladines, 2003; Fajardo, Rodríguez, González y Briceño-Linares, 2013).

El Ecuador es uno de los países que cuenta con la presencia de BST como parte de sus ecosistemas, los cuales cubren una superficie aproximada de 5 549 km² de (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010). A nivel de país las principales amenazas registradas para el bosque seco son la explotación forestal no sostenible, la tala ilegal, la expansión de las áreas agrícolas, las prácticas de quema, la inadecuada planificación territorial y la ganadería intensiva (Janzen, 1988; Guachun, 2011; Acosta y Rodríguez, 2015), están desapareciendo, lo que ha producido que cerca del 75% de bosque tropical seco ecuatoriano haya desaparecido (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010).

A nivel de país los relictos mejor conservados de BST se localizan en las provincias de Manabí y, en el Sur del Ecuador, en las provincias de El Oro y Loja (MAE, 2014a; Tapia-Armijos et al., in prep.). Entre estos se encuentra la Reserva Ecológica Arenillas, cuyo manejo, cuidado y protección, en un inicio, estuvo a cargo del ejército ecuatoriano bajo el nombre de Reserva Ecológica Militar. Sin embargo, dada su importancia ecológica, el 26 de junio de 2016 el manejo de la reserva paso a manos del Ministerio del Ambiente de Ecuador, tomando la denominación de Reserva Ecológica Arenillas (REA) (Briceño, Iñiguez-Gallardo, Ravera, 2016). De hecho, tras este proceso (Ejército ecuatoriano-Ministerio del Ambiente) el área de la reserva disminuyó de 170,82 km² a 131,03 km² (MAE, 2013 en Briceño, Iñiguez-Gallardo, Ravera, 2016).

Varias investigaciones a nivel de Ecuador han buscado generar información sobre la composición florística, avifauna, herpetofauna, mastofauna, impactos antrópicos, cobertura y uso de suelo de estos bosques, como una forma de contribuir con información relevante sobre su estado de conservación y manejo ambiental (Vázquez et al. 2001; Aguirre, Kvitz y Sánchez, 2006a y Muñoz, Erazo y Armijos, 2014). Sin embargo, la información continúa siendo insuficiente.

Con estos antecedentes, la presente investigación buscó contribuir al conocimiento de los ecosistemas secos mediante el análisis de remanencia y estado de la vegetación natural en la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia, para ello se determinó la cobertura y uso de suelo, el estado de la vegetación usando como indicador el NDVI y el riesgo al que está expuesta la vegetación remanente usando como indicadores varias variables antrópicas. Los resultados de este trabajo constituyen la base para la realización de estudios ecológicos más profundos y planteamiento de medidas de manejo y conservación a largo plazo.

OBJETIVOS

Objetivo General:

- Evaluar la remanencia y estado de la vegetación de la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia y el nivel de riesgo a la que está expuesta

Objetivos Específicos:

- Obtener la cobertura y uso de suelo para la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia.
- Determinar el estado de la vegetación en base al uso de índices de vegetación.
- Evaluar el nivel de riesgo de pérdida a la que está expuesta la vegetación remanente analizando la influencia espacial de varios factores antrópicos.

CAPÍTULO I

MARCO TEÓRICO

1.1 Bosque Seco

1.1.1. Generalidades.

Los bosques secos tropicales (BST) son ecosistemas que presentan una cobertura boscosa continua y se distribuyen entre 0 a 1000 msnm. (Yepes y Villa, 2010), se encuentran conformados por bosques caducifolios y semi-caducifolios (Maass y Burgos, 2011), donde la precipitación anual es menor a 1.600 mm (Pennington, Prado, y Pendry, 2000). La estacionalidad del bosque es bien marcada son estacionales y su productividad se da sólo en temporada de lluvia (Linares-Palomino, 2004a, 2004b).

Lo declarado en el párrafo anterior, ha contribuido a que la vegetación de los BST tenga adaptaciones estructurales generalizadas, tanto para la flora como para la fauna. En cuanto a la flora, por ejemplo, las especies pierden parcialmente su follaje, y en lo relacionado a la fauna, los animales migran o cambian su dieta para no perder agua durante la época seca (IAVH, 1995; Ceballos, 1995; Pennington, Lewis, y Ratter, 2006).

1.1.2. Distribución.

Los BST representan el 42% de la superficie de los bosques tropicales a nivel mundial (Murphy y Lugo, 1986), lo que representa una superficie aproximada de 1 048 700 km². De ese total, más de la mitad (54,2%) se encuentran distribuida en América del Sur y el área restante se distribuye en América del Norte, Central, Eurasia y África y una pequeña porción (3,8%) en Australia y el Sudeste de Asia (Aguirre et al., 2014).

En América Latina estos bosques ocupan un 47% del área forestal (Cuevas y Vega, 2012) y se encuentran divididos en dos secciones, la primera localizada en Centro América, El Caribe y el norte de México y la segunda, ubicada cerca de la línea ecuatorial, en países como Ecuador, Venezuela, Colombia, Bolivia, Perú, Paraguay y Brasil (Linares-Palomino, 2004a).

1.1.3. Amenazas.

Los bosques secos tropicales son uno de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial, inclusive más que los bosques lluviosos (Paladines, 2003). Sin embargo, menos de un tercio de su superficie se encuentra dentro de áreas protegidas (Miles et al., 2006).

Generalmente se ubican en zonas planas, con mucha accesibilidad y con suelos óptimos para la agricultura, lo que ha favorecido los asentamientos humanos, la intensificación de la agricultura y su degradación a varios niveles (Janzen, 1988). Entre las actividades más frecuentes que encontramos en los BST está la tala selectiva, en especial de *Handroanthus chrysanthus* (guayacán), especie usada primordialmente para la construcción y mobiliario. Actividades como la anterior, han contribuido de manera sustancial al aumento de la deforestación de estos bosques, ya que según Armenteras y Rodríguez (2014) los bosques secos presentan tasas anuales de deforestación más altas en comparación con otros bosques (2.67%). Entre algunas de las actividades que promueven la deforestación a nivel local están la conversión de grandes extensiones para crear pastizales y zonas de agricultura extensiva (Armenteras y Rodríguez; 2014) o la tala y quema de árboles para generar humo mientras se cosecha miel de abeja, como consecuencia de esto se da la muerte del árbol y se ocasionan incendios que afectan áreas más extensas de bosque (Vázquez et al., 2001; Paladines, 2003).

Otra de las amenazas para los bosques secos, que también involucran el cambio de uso de suelo, incluye la crianza de ganado vacuno y caprino, porque los animales se trasladan libremente por el bosque buscando alimento, las cabras al tener una dieta variada se desplazan dos veces más lejos que los vacunos y ovinos (Vázquez et al., 2001), lo cual afecta las tasas de regeneración y reclutamiento de la vegetación.

1.1.4. Situación actual.

A nivel mundial ha desaparecido aproximadamente el 48% de la cobertura original de BST (Hoekstra, Boucher, Ricketts, y Roberts, 2005). En el Neotrópico las cifras son alarmantes, ya que se registra que cerca de 66% de la superficie de los BST se ha perdido, a causa de la deforestación (Sánchez-Azofeifa y Portillo-Quintero, 2011).

Su conservación ha recibido mucha menos importancia en comparación con los bosques húmedos (Prance, 2006). El bosque húmedo tropical es el ecosistema más extenso y probablemente el más diverso según Millenium Ecosystem Assessment (MEA) (2005), posiblemente es por esto que gran parte de la conservación y literatura se han enfocado en estos bosques dejando de lado el bosque seco tropical (Janzen, 1988; Sánchez-Azofeifa, Kalacska, Quesada, Calvo-Alvarado, Nassar y Rodríguez, 2005).

Los BST son una prioridad para la conservación a una escala mundial por poseer un gran número de especies endémicas, pero lamentablemente debido al aumento de asentamientos humanos, además del reemplazo del bosque por campos agrícolas y pastos para la ganadería (Maass, 1995). De lo anterior se le puede agregar la presencia de especies maderables que ha atenuado la deforestación (Ceballos, 1995).

1.1.5. Bosques secos del Ecuador

En Ecuador, los BST se localizan en la llamada Región Tumbesina, que va desde el Sur de la provincia de Esmeraldas hasta el Departamento de La Libertad en Perú, cubriendo una superficie aproximada de 135 000 km² (Aguirre, Kvist, y Sánchez, 2006b). De esa superficie, 5 549 km² pertenecen a Ecuador (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010). Los remanente más grandes, continuos y mejor conservados se ubican en el suroccidente del país, en las provincias de Loja y El Oro (Best y Kessler, 1995; Sierra, Cerón, y Palacios, 1999). En la Costa estos ecosistemas han sido degradados por múltiples factores y prácticamente eliminados a excepción de los grandes remanentes ubicados en Machalilla y Arenillas (Parker y Luna, 1992).

Las principales formaciones de bosque seco en el país son: matorral seco espinoso, bosque seco deciduo, bosque seco semideciduo, bosque seco montano bajo y bosque seco interandino del sur (Aguirre, Kvist, y Sánchez, 2006b). Adicionalmente, los bosques secos del país son considerados “puntos calientes” de biodiversidad, ya que según los estudios de Birdlife International en esta zona se encuentran 142 mamíferos con 54 especies endémicas (38%), 800 especies de aves de las cuales 55 son endémicas (7%), y 6300 especies de plantas con 1290 endémicas (20,5%).

Pese a la diversidad de formaciones vegetales y a la fauna que se desarrolla en esta clase de bosques, en la región sur del Ecuador estos bosques no están siendo

protegidos de manera eficiente y poco se conoce de la estructura, dinámica, y procesos ecológicos que ocurren en ellos (Muñoz, Erazo, y Armijos, 2014).

1.2. Servicios ecosistémicos que presenta el bosque seco

Se entiende por servicios ecosistémicos a las funciones que brindan los ecosistemas, que se consumen de forma directa, que se disfrutan o contribuyen a generar beneficios a las comunidades (MEA, 2003; Quijas, Schmid, y Balvanera, 2010).

De acuerdo a Balvanera y Cotler (2009); Balvanera, (2012), se distinguen tres tipos de servicios ecosistémicos:

- **Servicio de provisión:** Son los recursos naturales del ecosistema, este servicio beneficia a las comunidades y propietarios del bosque. La diversidad de animales, plantas y microorganismos que se hallan en estos bosques ofrecen un sinnúmero de alimentos, materiales de construcción, fuentes energéticas, medicinas, especies de importancia ceremonial, entre otros.
- **Servicios de regulación:** Estos servicios se basan en aspectos como la regulación del clima, especialmente en lo relacionado a control de inundaciones, regulación de erosión del suelo, regulación de los vectores de enfermedades, entre otros.
- **Servicios culturales:** incluyen servicios como los beneficios recreativos, espirituales, estéticos o educativos de los bosques, lo cual desarrolla valores tangibles e intangibles para los ecosistemas.

Según MEA (2005), dentro de estos grupos se pueden encontrar los siguientes servicios (Figura 1):

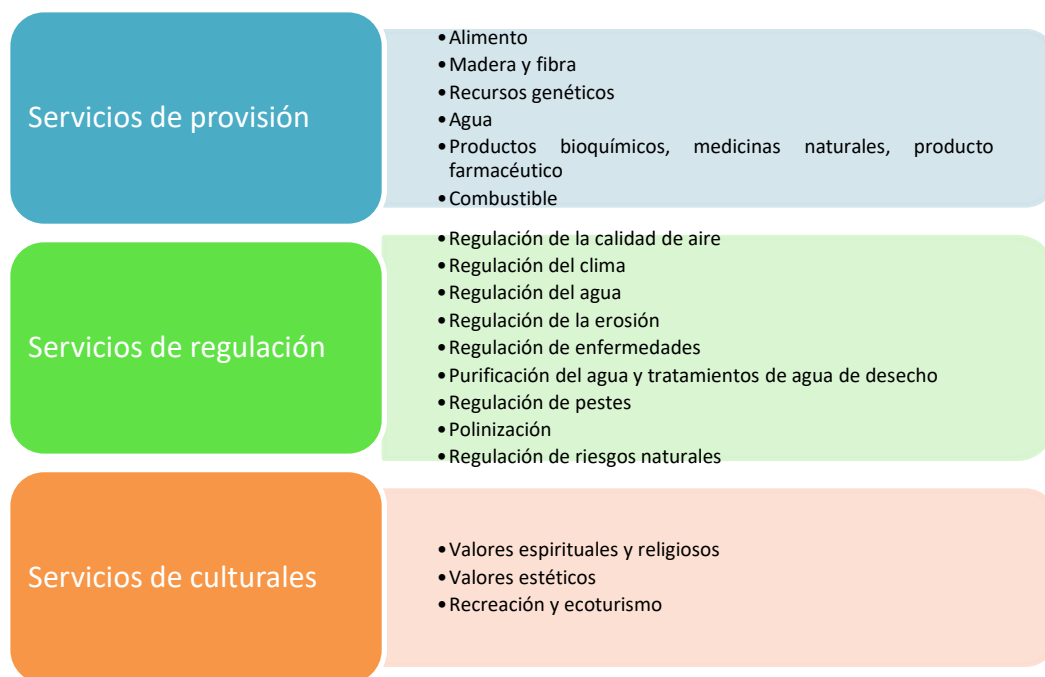


Figura 1. Clasificación de los servicios ecosistémicos

Fuente: MEA (2005)

Elaboración: La autora

El bosque seco brinda muchos de los servicios ecosistémicos, mencionados anteriormente, entre los que están: la conservación de la biodiversidad, belleza escénica, uso recreativo del bosque y captación de carbono; retención de suelos, regulación hídrica provisión de materias primas y especies de leguminosas forrajeras, frutales y ornamentales importantes para el bienestar y sustento de las comunidades aledañas (IAVH, 2014; Acosta y Rodríguez, 2015;). Mencionar tales servicios en este estudio es importante porque estos servicios son fundamentales para el crecimiento y el desarrollo sostenible de las poblaciones estrechamente relacionadas con este ecosistema (Kosmus, Renner y Ullrich, 2012).

1.2.1 Hábitat.

El hábitat es un espacio que se encuentra ocupado por una población biológica (EcuRed, s.f.), y que tiene las condiciones propicias para que habite un organismo, especie o comunidades tanto de flora como de fauna (RAE, s.f.) que aprovechan las condiciones físicas y biológicas necesarias para su supervivencia, es decir, para que pueda perpetuar su presencia en el tiempo (Trefethen 1964; Hall, Krausman, y Morrison, 1997; Storch 2003).

Las funciones que cumple el hábitat es la provisión de ambientes espaciales que proporcionan una zona de reproducción y refugio para flora y fauna para la conservación de diversidad biológica y genética (Martín-López y Montes, 2009; Camacho y Ruiz, 2012).

1.2.1.1 . Factores que afectan la calidad del hábitat.

Entre los principales factores que afectan la calidad de hábitat se encuentran el incremento de asentamientos humanos y el desarrollo de la agricultura (Tellería, 2013), procesos en los cuales la vegetación original es transformada a áreas de desarrollo humano y de producción. En un inicio el patrón de transformación del ecosistema se exhibe como piezas separadas con vegetación original alrededor, pero conforme pasa el tiempo el patrón cambia, dando como resultado un paisaje con parches de vegetación original rodeadas por áreas de uso de suelo diferente al original, a esto fenómeno que se le conoce como fragmentación (Hernández-Ramírez, 2014)..

Rudel, Defries, Asner, y Laurance, (2009) analizaron 227 estudios acerca de la deforestación tropical a nivel mundial que entre las principales causas de deforestación se encuentran actividades de tipo social (ej. programas de colonización que promovieron la construcción de nuevos asentamientos humanos y carreteras para las comunidades rurales), la construcción de caminos o senderos que promueven la accesibilidad a áreas remotas, facilitando actividades como la caza, la tala y deforestación (principalmente para la creación de nuevas áreas de pastizales y agricultura) (Nagendra, Southworth, y Tucker, 2003; Fearnside, 2007).

1.3. Sistemas de información geográfica (SIG) como herramienta para mapear servicios ecosistémicos

Una de las cualidades de los SIG es respaldar los estudios de conservación de la biodiversidad, debido que a que para la conservación de especies comunidades y ecosistemas, es necesario conocer su localización y distribución espacial (Moreira, 1998).

Según Marín (2010), los sistemas de información geográfica que se centran en el estudio del medio ambiente brindan una ayuda a trabajos como:

- Cambios de uso del suelo. Inventarios de uso, planificación de explotaciones agrícolas.
- Extinción de incendios
- Concentración de contaminantes
- Estudios de especies
- Aplicaciones forestales
- Impacto ambiental de obras
- Localización de vertederos

Para la evaluación de servicios ecosistémicos, el desafío más grande es determinar la distribución espacial que estos tienen, por esto las técnicas de análisis espacial y los sistemas de información geográfica son una herramienta que ayudan a facilitar la lectura de información territorial, lo que permite generar bases de datos con afinidad a los atributos que componen un espacio geográfico (Crossman *et al.*, 2013; De Groot, Wilson, y Boumans, 2002).

CAPÍTULO II

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La Reserva Ecológica Arenillas (Figura 2) se encuentra ubicada al suroccidente del Ecuador, en la provincia de El Oro, cuenta con una superficie aproximada de 131,03 km², y su área de influencia en este estudio es de 848,49 km² alrededor del área protegida. La reserva fue creada en febrero de 1971 con el objetivo principal de resguardar la seguridad nacional en caso de conflictos con Perú según el Ministerio del Ambiente (2014a). Después del tratado de paz entre Perú y Ecuador, se realizaron estudios biológicos que revelaron su gran valor científico y de conservación por su alta biodiversidad, por lo que fue declarada en 2001 como Reserva Ecológica Arenillas (Ochoa, Valle, Ordoñez-Delgado, Flores, y Palacios, 2009). Actualmente se encuentra bajo la administración del Ministerio del Ambiente (MAE, 2014a).

Esta área se caracteriza por tener un clima transicional, entre el tropical sub húmedo de Ecuador y el desierto de la costa de Perú. Su temperatura promedio va de los 23° a los 26° C y tiene una precipitación que varía de acuerdo a las zonas climáticas, en la zona cálida árida es menor a 350 mm/año, en la zona cálida muy seca es de 300-500 mm/año y por último en la zona cálida seca es de 500-1000 mm/año y su gradiente altitudinal varía desde 0 hasta 300 msnm (ECOLAP y MAE, 2007). La vegetación dominante es matorral seco tropical y bosque deciduo de tierras bajas (MAE, 2014a) donde predominan especies como guayacán (*Handroanthus chrysanthus*), ceibo (*Ceiba trichistandra*) y palo santo (*Bursera graveolens*). Es el hábitat de varias especies endémicas entre las que destacan principalmente aves, además del sapo bocón tumbesino (*Ceratophrys stolzmanni*) (Sistema Nacional de Áreas Protegidas, s.f.)

La Reserva Ecológica Arenillas se encuentra próxima a los poblados de Arenillas y Huaquillas cuyas principales actividades económicas son la agricultura (cultivos de maíz y frejol), acuicultura (camarón principalmente) y ganadería (Segarra, 2013; SIN, 2014). Adicional al área protegida (REA), en el área de influencia, específicamente al noroeste de la zona de estudio se encuentra el Santuario Nacional los Manglares de Tumbes (SNLMT) que forma parte de Zarumilla en Perú, (SERNANP, s.f.a) y en el suroeste se encuentra la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate (PNCA) situado en las provincias de Tumbes y Contralmirante Villar.

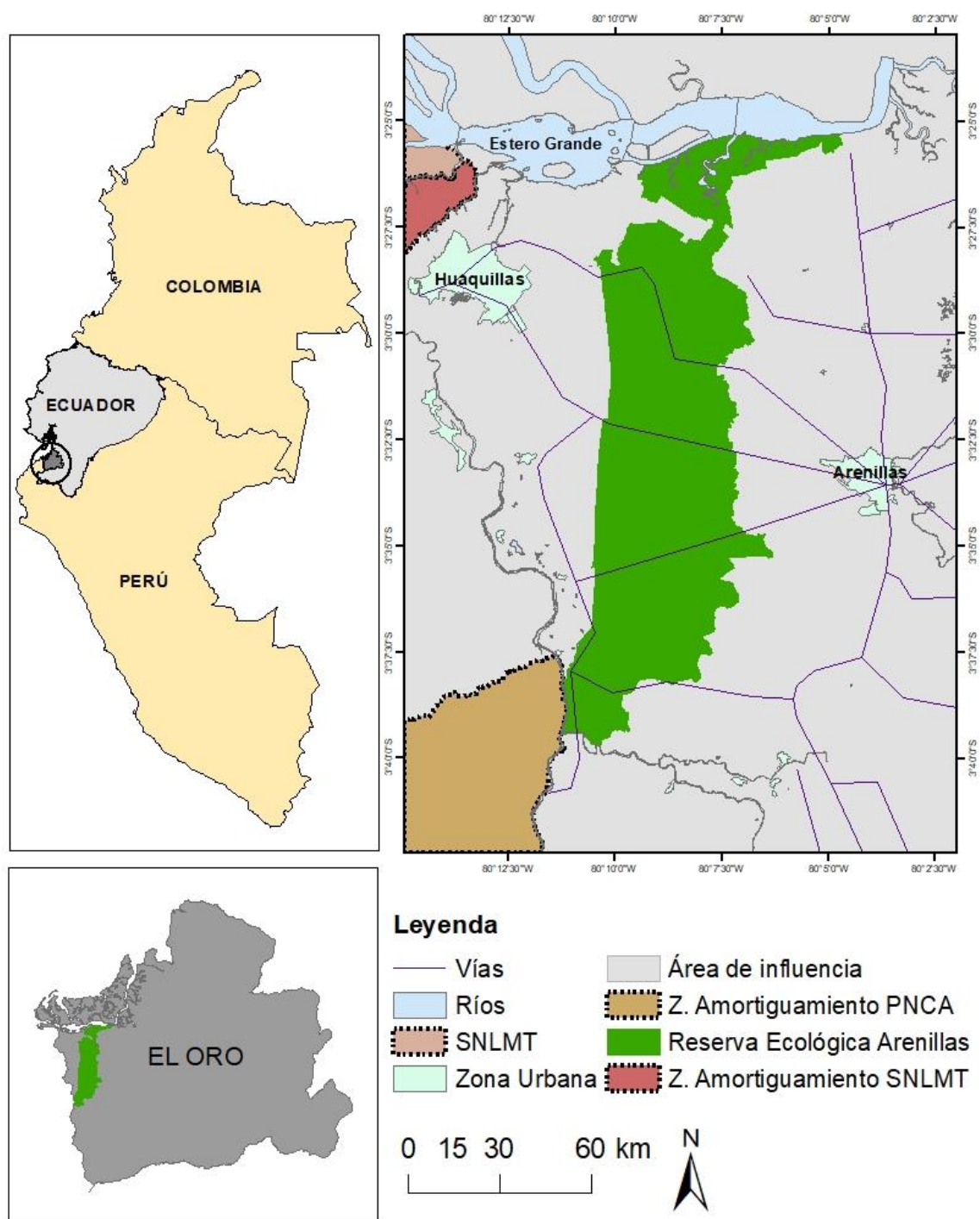


Figura 2. Localización geográfica de la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia. Códigos: **SNLMT**: Santuario Nacional los Manglares Tumbes, **Z.A. SNLMT**: Zona de amortiguamiento del Santuario Nacional los Manglares Tumbes, **Z.A. PNCA**: Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate.

Fuente: Instituto Geográfico Militar (IGM)

Elaboración: La autora

2.2. Metodología

2.2.1. Cobertura y uso de suelo.

La cobertura y uso de suelo se derivó a partir de una imagen Landsat 8 del año 2016, (LC80110622016140LGN00), que fue adquirida en el portal web del Servicio Geológico de los Estados Unidos, USGS por sus siglas en inglés (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Debido a que el bosque seco tiene como característica principal su marcada estacionalidad se seleccionó una imagen de la época lluviosa ya que es la época en la que los árboles conservan sus hojas.

Previo a la clasificación supervisada, la imagen fue corregida atmosféricamente utilizando el algoritmo Cost-Model (Chávez, 1996), en el software TerrSet 18.31., esto permitió mejorar la probabilidad de tener una clasificación de alta calidad. Debido a que las imágenes Landsat 8 incorporan una calibración radiométrica y geométrica (USGS, 2016) no fue necesario realizar estas correcciones. Para evitar ruido en la clasificación, se usó una máscara para extraer únicamente la información del continente americano, dejando excluido el océano.

Se definieron seis categorías; 1) Vegetación, que incluye toda forma de vegetación natural que existe en la zona de estudio. 2) Agua que incluye los ríos principales en ambos países además del estero en la parte norte de la zona de estudio. 3) Asentamientos humanos, que abarcalos poblados y zonas urbanas. 4) Zonas agrícolas, corresponde a aquellas áreas agrícolas en uso y aquellas que no están en temporada. 5) Otros, que comprende vías de primero, segundo y tercer orden, además de senderos creados por las personas para el transito libre por medio del ecosistema, suelo desnudo y camaroneras abandonadas. 6) Nubes, que se encuentran en la zona impidiendo una clasificación 100% precisa.

Se realizó una segmentación de la imagen corregida (algoritmo Segmentation) para formar clusters o grupos de pixeles de acuerdo con su similitud espectral, asignando una tolerancia de 50 (Eastman, 2015). Estos clusters fueron la base para la definición de semillas espectrales (trainig points), los cuales son los sitios en los que se conoce la cobertura o uso de suelo y que son la base para aplicar la clasificación supervisada. Se identificó cada muestra de los polígonos para cada cluster y se le asignó la clase de cobertura identificada en información auxiliar (imágenes actualizadas del software Google Earth). Con esta información se usó el algoritmo de Máxima Probabilidad (Chuvieco, 2010) en el cual a cada pixel se le asignó la clase con la mayor probabilidad de ocurrencia.

La información de vías, ríos y asentamientos humanos previamente completada se reclasificó y se fusionó con la imagen resultante del Algoritmo de Máxima probabilidad obteniendo una cobertura y uso del suelo más próximo a la realidad.

La validación del mapa resultante se realizó a través de la selección de 50 puntos de validación (*testing points*), que se generaron al azar (Chuvieco, 2007). Seguido de esto se prosiguió a comparar para cada punto la clase resultante de la clasificación y la clase en el terreno, para esta validación se usó como imágenes de referencia imágenes de alta resolución en *Google Earth*. Por último, se generó una matriz de confusión donde se muestra la precisión de la clasificación y de la cual se obtuvo el estadístico kappa (Cohen, 1960) para evaluar el grado de exactitud entre la imagen de referencia y la clasificación realizada.

El estadístico kappa se lo obtiene a partir de la siguiente formula:

$$K^{\sim} = \frac{n \sum_{i=1}^n X_{ii} - \sum_{i=1}^n X_{i+} X_{+i}}{n^2 \sum_{i=1}^n X_{i+} X_{+i}}$$

Donde n es el tamaño de la muestra, X_{ii} el acuerdo observado, $X_{i+} X_{+i}$ es el acuerdo de los marginales e i el acuerdo esperado de cada categoría.

2.2.2. Estado de la vegetación.

Como indicador del estado de la vegetación se usó el índice de vegetación NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). Este índice está basado en el fundamento de que la vegetación con alto contenido de clorofila y por lo tanto con alto nivel de vitalidad o buen estado tiene una fuerte absorción de las longitudes de onda rojas y verdes del espectro de luz y por lo tanto presenta valores altos en la longitud de onda infrarroja (Robinson et al., 2012).

Se usó para calcular el NDVI imágenes de la época lluviosa lo cual nos dio información más precisa. Se usaron las bandas 4 y 5 de la imagen *Landsat 8*, Para calcular el NDVI se usó la fórmula:

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$$

Donde *NIR* es igual a los valores en el canal del infrarrojo cercano (Banda 5) y *Red* es igual a los valores en el canal del rojo visible (Banda 4).

Se asumió que los píxeles con un NDVI cercano o por debajo de 0 hasta -1 están caracterizados por vegetación de baja calidad y que aquellos píxeles con valores superiores a 0 y muy cercanos a 1 están caracterizados por vegetación de buena calidad (Lillesand y Keifer, 1994; Gillespie, 2005).

2.2.3. Nivel de riesgo de la vegetación.

Para establecer el nivel de riesgo de desaparición al que está expuesta la vegetación remanente, se utilizó la información de ríos, vías, asentamientos humanos y zonas agrícolas previamente obtenidas en la cobertura y uso del suelo, estas variables influyen en la probabilidad de que la vegetación desaparezca, es decir que un área sea deforestada.

Para cada una de las variables se obtuvo o generó información espacial a partir de las siguientes fuentes:

Ríos: La información espacial de los ríos de Ecuador se obtuvo de <http://sni.gob.ec/inicio>. Los ríos de Perú fueron digitalizados manualmente en el software QGIS 2.18.6 Debido a la temporada seca que presenta la zona, se tomaron en cuenta todos los tipos de ríos; dobles, intermitentes, navegables, porque en esta época el cauce del río es usado para movilizarse por el bosque.

Vías: Se obtuvo la información espacial de vías de Ecuador en <http://sni.gob.ec/inicio>, y las vías de Perú fueron digitalizados manualmente en el software QGIS 2.18.6. Se consideraron todos los tipos de carreteras, caminos y senderos que pueden representar un riesgo para conservación del bosque.

Asentamientos humanos: La información espacial de los asentamientos humanos para Ecuador se obtuvo de <http://sni.gob.ec/inicio>, y para Perú fueron digitalizados manualmente en el software QGIS 2.18.6.

Estas variables fueron reclasificadas con el algoritmo *Reclass* del software Terrset 18.31, obteniendo así un mapa binario, donde se da el valor de 1 cuando existe la presencia de la variable, y 0 cuando no está presente.

Luego de esto, se obtuvo el SRTM de la pendiente de la zona de estudio (OpenTopography, s.f.) Y esta se la reclasificó según la tabla 1. Se tomó en cuenta que en un terreno plano una persona puede caminar en promedio 5 km/h (Wagtendonk y Benedict, 1980)

Tabla 1. Coste de la movilización a través del terreno (Wagtendonk y Benedict, 1980)

Pendiente	km/h	min/300 km
0-15	5	3600
15-30	2.5	7200
30 y mas	1.66	10800

Fuente: Wagtendonk y Benedict, 1980

Elaboración: La autora

Seguidamente se usó el algoritmo *Cost* para obtener la distancia a vías, ríos, asentamientos humanos y zonas agrícolas. A continuación, se empleó *Scalar*, y se utilizó las capas del *Cost* de cada variable anteriormente obtenida, se dividió para 10000 y así se obtuvo los valores en minutos.

Posteriormente, estas mismas capas obtenidas de *Scalar* se las reclasificó en un mapa binario, donde el máximo riesgo está representado por 1 en cada una de las variables. Luego, se reclasificó la accesibilidad de las zonas a las que se encuentran a 30 minutos caminando, excluyendo el 0 que representa las variables.

Esta reclasificación se la hizo siguiendo esta tabla:

Tabla 2. Reclasificación a la accesibilidad de las zonas.

Valor	Desde	Hasta
1	0.01	31
0	31	X

Fuente: Wagtendonk y Benedict, 1980

Elaboración: La autora

Donde el valor x representa el valor final representado minutos de cada imagen.

A continuación, se obtuvo un mapa del riesgo para cada una de las variables; una vez hecho esto se sumó todas, y se consiguió un mapa con cuatro categorías 1) donde hay una variable y no representa una amenaza 2) donde hay dos variables, amenaza baja, 3) donde existen tres variables y la amenaza es moderada y 4) las zonas en que convergen las cuatro variables y representan un máximo riesgo.

Luego, utilizando el algoritmo *Overlay*, se sumó a este mapa de variables la vegetación remanente, dando como resultado un mapa del máximo riesgo de la vegetación. Por último, se reclasificó este mapa, obteniendo nuevamente un mapa binario donde 1 es el máximo riesgo de la vegetación presente en la zona de estudio.

CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Resultados y discusión

3.1.1 Cobertura y uso de suelo.

La clasificación supervisada dio como resultado un mapa de cobertura y uso de suelos con siete categorías. La validación de la clasificación mostró un índice Kappa de 0,75, el cual según Landis y Koch (1977) muestra que existe una concordancia considerable entre la cobertura real y la clasificada. La matriz (Tabla 3) muestra una fiabilidad global del 79,33%. La categoría 7 (Infraestructura) muestra la exactitud del productor más alta, es decir la mejor clasificada por el autor. En la misma tabla, se observa que las categorías 1 (Vegetación) y 4 (Zonas Agrícolas) se confunden entre sí, esta confusión se da porque ambas categorías muestran una similitud espectral.

Tabla 3. Matriz de confusión. Los números de las categorías corresponden a las siguientes cubiertas: 1. Vegetación, 2. Agua, 3. Asentamientos Humanos, 4. Zonas Agrícolas, 5. Otros, 7. Infraestructura.

CLASIFICACIÓN	REFERENCIA							TOTAL	Exactitud usuario	Error comisión
	Categorías	1	2	3	4	5	7			
	1	48			1	1		50	96%	4%
	2	6	34		10			50	68%	32%
	3	3	1	43	3			50	86%	14%
	4	2			48			50	96%	4%
	5	7			15	28		50	56%	44%
	7	5	1	1	6		37	50	74%	26%
	TOTAL	71	36	44	83	29	37	300		
	Exactitud Productor	67,61%	94,44%	97,73%	57,83%	96,55%	100,00%		Total puntos correctos	Fiabilidad global
	Error omisión	32,39%	5,56%	2,27%	42,17%	3,45%	0,00%		238	79,33%

Fuente: Curtis, 2010
Elaboración: La autora

Los resultados muestran que la cobertura dominante en la zona de influencia de la Reserva Ecológica Arenillas (REA) son las zonas cubiertas por actividades agrícolas (355,21 km²), seguida por la vegetación (318,66 km²) y con una superficie menor los asentamientos humanos (10,54 km²) y la categoría otros (2,39 km²) donde se incluyen suelos desnudos. En el caso de la REA, la cobertura dominante fue la vegetación que ocupa 110,26 km², seguido por las zonas agrícolas las cuales cubren 10,47 km² (Figura 3). Las actividades agrícolas al interior de la REA se encuentran localizadas al norte de la reserva en la zona próxima a las camaroneras. De igual manera, el área cuenta con otras afectaciones de origen antrópico como la presencia de infraestructura, vías y senderos de uso peatonal que cubren una superficie total de 66 km² y promueven la accesibilidad hacia toda la reserva. Es importante mencionar que al interior de la reserva no existen asentamientos humanos.

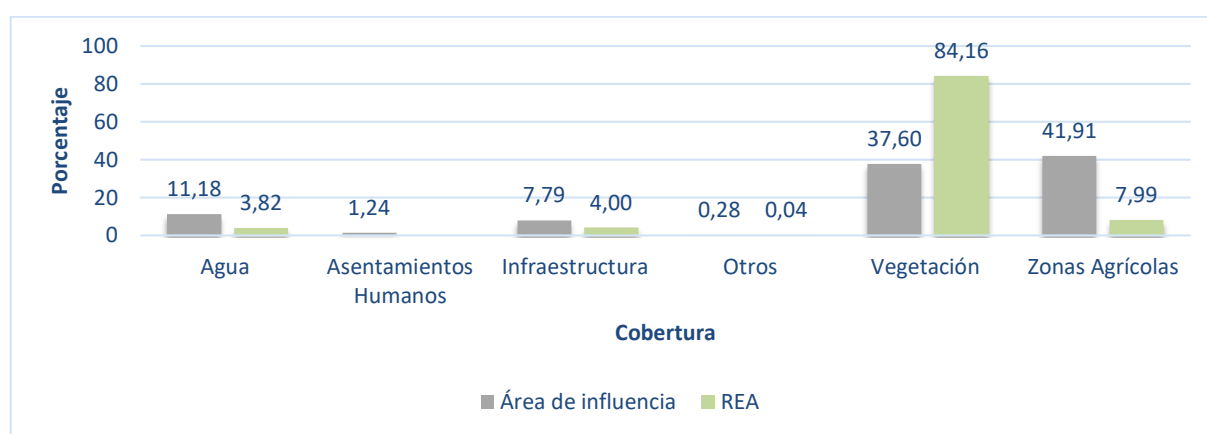


Figura 3. Superficie cubierta por cada categoría en porcentaje de la cobertura y uso del suelo de la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia. Código: **REA:** Reserva Ecológica Arenillas.
Fuente: United States Geological Survey (USGS)
Elaboración: La autora

Dentro del área de influencia, existen tres áreas protegidas: la REA; el Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes-Perú (SNLMT) y su zona de amortiguamiento, localizados en el noroccidente de la reserva y la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate (PNCA) en la parte suroeste (Figura 4). De acuerdo con lo observado en este estudio, los parches mejor conservados de vegetación se encuentran al interior de las reservas antes mencionadas con excepción de la zona de vegetación que se encuentra en la parte noroccidental de la zona de amortiguamiento del PNCA y la que se ubica el sur de Arenillas junto a los límites de la REA, áreas que no se encuentran bajo ninguna categoría de protección y que están inmersas en una matriz antrópica.

El hecho de que la mayoría de la vegetación remanente se encuentre dentro de las áreas con protección es un indicador de la efectividad de la conservación in situ como estrategia para la

conservación de la biodiversidad y la disminución de las tasas de deforestación. Este patrón ha podido ser observado no solo en esta zona sino a nivel mundial donde las tasas de deforestación son menores al interior de las áreas protegidas en relación con las zonas sin protección (Figueroa, Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel y Linaje, 2011). No obstante, esto no significa que estén exentas de presión, la presencia de áreas con actividades antrópicas al interior de la REA, sugiere que no existe 100% de efectividad, que se necesita revisar los planes de manejo y que es posible que a largo plazo el bosque siga desapareciendo. De hecho, de acuerdo con datos presentados por el MAE (2014b) la superficie cubierta por actividades antrópicas se ha incrementado un 35% a partir del 2014, mientras, la vegetación ha decrecido en un 10%.

Otro punto importante que analizar, es que se puede observar una discontinuidad en los parches de vegetación remanente en el área de estudio. Sepúlveda, y colaboradores (1997) mencionan que un área protegida alargada, como esta reserva, es más propensa a tener un mayor efecto de borde y, por ende, a no tener conectividad con otros parches naturales, convirtiendo así dichas áreas en grandes parches aislados, este efecto es cada vez más evidente en áreas protegidas a nivel mundial, y representa uno de los problemas más graves que estas enfrentan. Una de las dificultades para crear corredores biológicos para la conectividad entre las áreas protegidas es, los escasos terrenos aledaños, que estén poco alterados por actividades antropogénicas, que sean capaces de cumplir eficientemente con esta función.

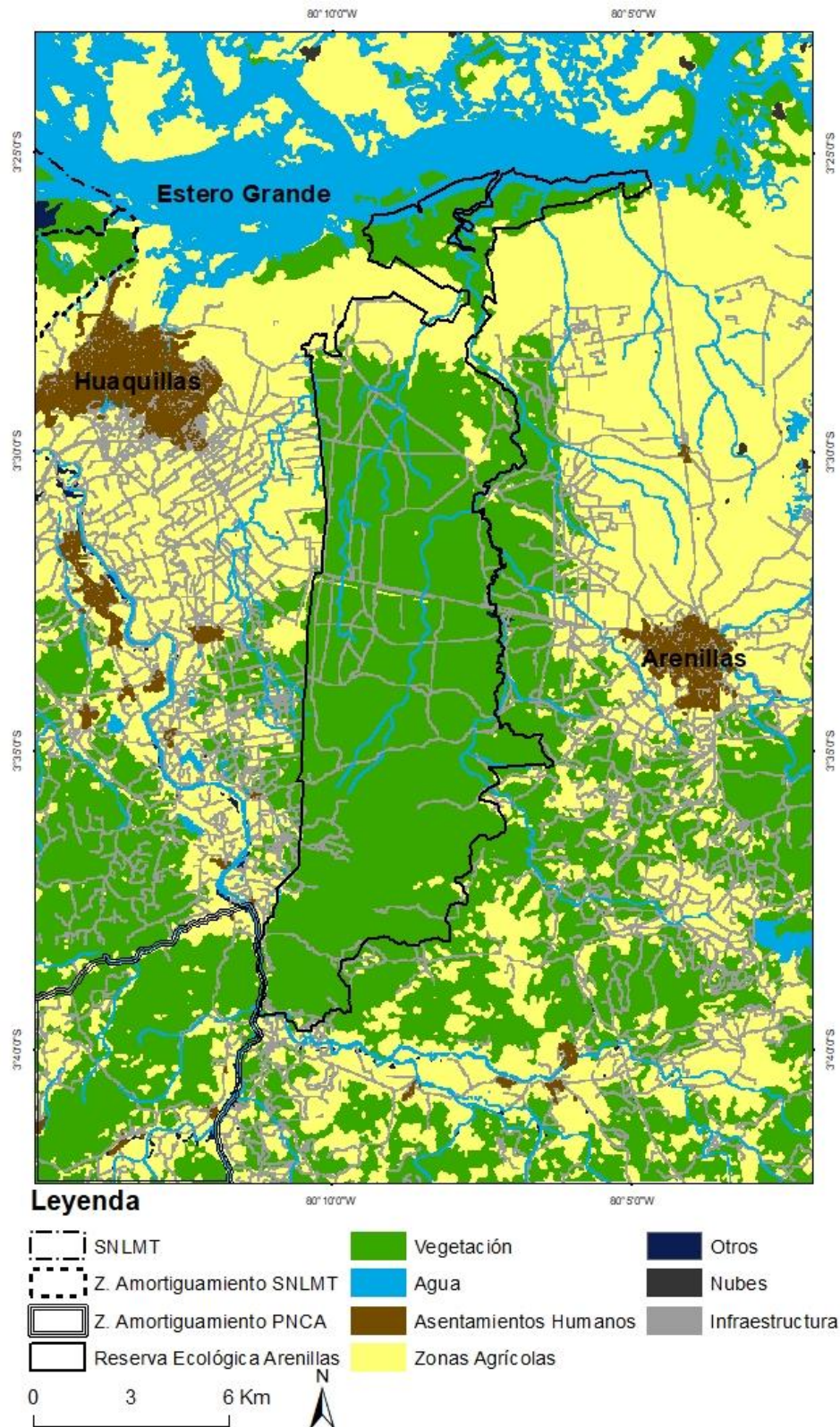


Figura 4. Mapa de la cobertura y uso del suelo de la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia. Códigos: **SNLMT**: Santuario Nacional los Manglares Tumbes, **Z.A. SNLMT**: Zona de amortiguamiento del Santuario Nacional los Manglares Tumbes, **Z.A. PNCA**: Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate.

Fuente: United States Geological Survey (USGS)

Elaboración: La autora

En la zona norte del área de influencia se concentran la superficie cubierta por gran cantidad de actividades agrícolas, ganaderas y camaroneras, de acuerdo a Segarra, (2013), los cultivos que predominan en la zona son las plantaciones de maíz y frejol. Lo mismo ocurre en la zona sur, donde alrededor de los ríos, senderos y poblados se observa un patrón de cambio de uso de suelo lo que permite que zonas contiguas de vegetación sean transformadas a actividades agropecuarias progresivamente. Hay que considerar, que las actividades antes mencionadas, se desarrollan principalmente alrededor de los dos asentamientos humanos más grandes de la zona de estudio (Arenillas y Huaquillas).

De acuerdo con Wright y Muller-Landau (2006) y Espírito-Santo et al. (2009) las tasas de transformación del uso de suelo son mayores en el bosque seco debido a las condiciones favorables de fertilidad de los suelos, las condiciones climáticas y la alta densidad demográfica lo cual beneficia al desarrollo agrícola y ganadero (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010) aumentando las tasas de deforestación (Cotler y Ortega-Larrocea, 2006).

3.1.2. Estado de la vegetación

El NDVI es uno de los indicadores de vegetación más usados para evaluar el grado de perturbación o stress y por ende el estado de la vegetación. Cuando la vegetación sufre de estrés, como plagas, inundaciones u otros, su reflectancia será menor en las bandas de infrarrojo cercano y rojo visible, por ende, el contraste entre ambas, será de menor grado en comparación con una vegetación sana y sin estrés. Es decir, que tienen una relación directamente proporcional, a mayor contraste, mayor intensidad de la vegetación, asimismo, valores menores muestran una vegetación enferma, hasta suelos desnudos con índices cercanos a cero (Chuvienco, 1996; Soria, Ortiz, Islas y Volke, 1998). Los cuerpos de aguas y suelos desnudos, tienen valores por debajo de 0,1, mientras que valores superiores a este significan la presencia de vegetación saludable, y cuanto más alto sea este valor, la vigorosidad del follaje es mejor (Meneses-Tovar, 2011).

Los resultados del análisis del estado de la vegetación usando como indicador el NDVI mostraron que, de manera general, los valores de este índice están entre -0,19 y 0,94, con una media de 0,85 (Tabla 4). Las áreas con los valores más bajos y por ende de menor calidad se encuentran en las zonas de borde de los parches de vegetación remanente, principalmente en aquellos parches ubicados al sur y este del área de estudio, donde la gran mayoría los bordes poseen valores menores a 0,85, que significa que la vegetación se encuentra bajo algún nivel de perturbación. Un aspecto importante que considerar es que no todos los parches de vegetación de mayor tamaño presentan un buen estado en su vegetación. Por ejemplo, la zona de vegetación remanente localizada al noroccidente de la zona de

amortiguamiento del PNCA, en la mayoría de su superficie presenta valores por debajo de 0.85, pudiéndose concluir que no presenta zona núcleo (área que conserva las mismas condiciones del hábitat original).

Tabla 4. Promedio del NDVI de la Reserva Ecológica Arenillas, su área de influencia y las áreas protegidas que se hallan dentro del área de estudio.

Zonas de estudio	NDVI		
	Media	Máximo	Mínimo
Vegetación remanente total	0,8453	0,9443	-0,1989
Reserva Ecológica Arenillas	0,8648	0,9245	-0,1989
Santuario Nacional los Manglares de Tumbes	0,8386	0,9186	0,0572
Zona de amortiguamiento del SNLMT	0,7721	0,9224	-0,0584
Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate	0,8557	0,9251	0,1740
Vegetación fuera de áreas protegidas	0,8333	0,9403	-0,0799

Fuente: United States Geological Survey (USGS)

Elaboración: La autora

La vegetación con los valores más altos de NDVI (superior a 0.85) se concentran al norte del área de influencia en las zonas de manglar, exceptuando pequeñas áreas al nororiente de la zona de estudio, específicamente en los bordes de los parches, donde se registran los valores más bajos (menores a 0,1). Justamente las zonas con el peor estado o mayor grado de perturbación son aquellas que colindan con las actividades acuícolas que se desarrollan en el área de estudio. De igual manera, la vegetación más próxima a vías, senderos, poblados y ríos, presentan un gradiente de perturbación en el cual los valores de NDVI aumentan conforme existe una mayor distancia a estas variables antrópicas. (Figura 6). Según Torres et al. (2014) esto se da porque estos parches se hallan próximos a zonas perturbadas que modifican el paisaje natural y que tienen un impacto directo sobre las condiciones ecológicas de la vegetación remanente.

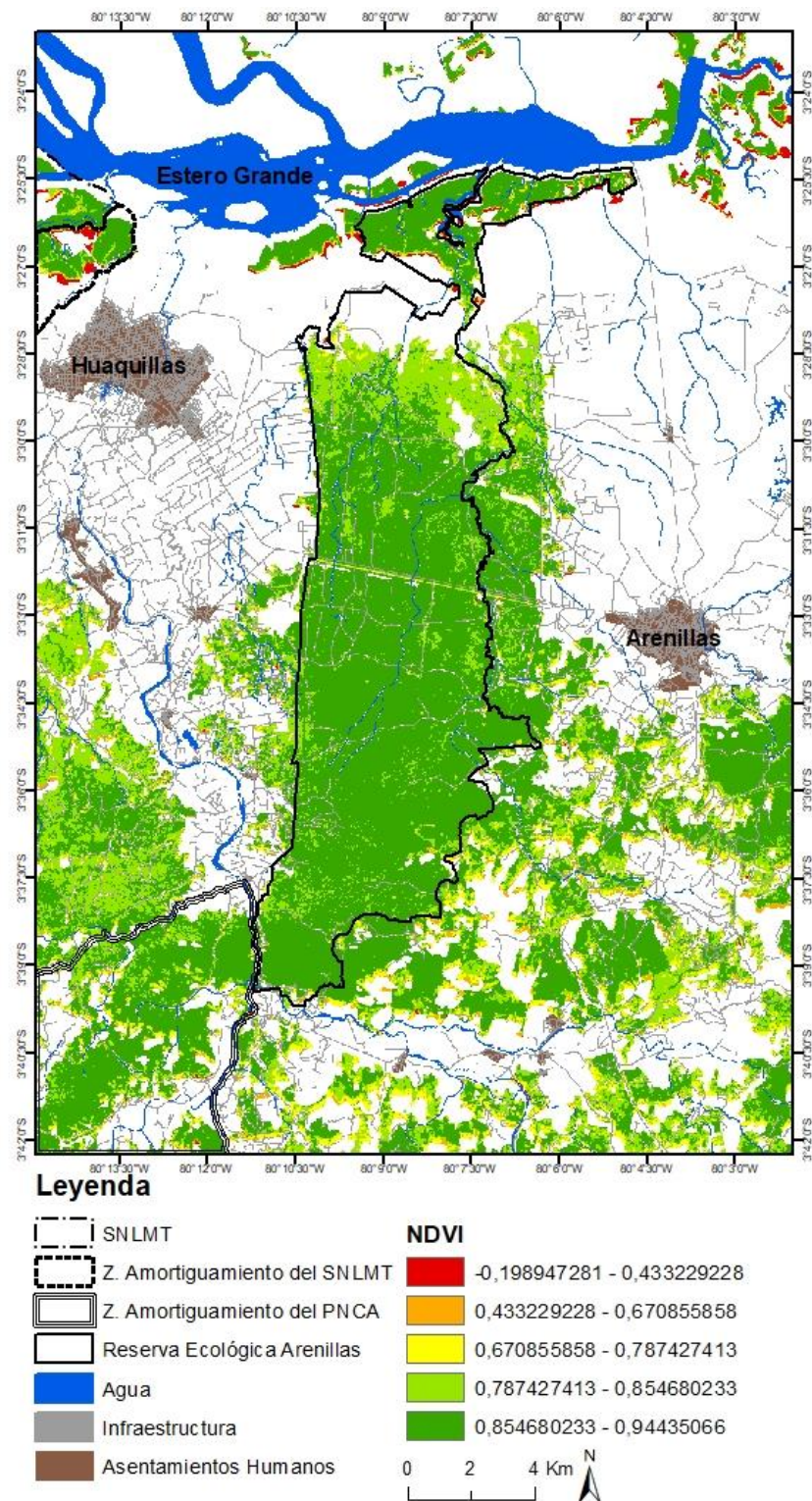


Figura 5. Mapa del índice de vegetación de diferencia normalizada de la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia. Códigos: **SNLMT:** Santuario Nacional los Manglares Tumbes, **Z.A. SNLMT:** Zona de amortiguamiento del Santuario Nacional los Manglares Tumbes, **Z.A. PNCA:** Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate.

Fuente: United States Geological Survey (USGS)

Elaboración: La autora

Particularmente, la REA posee valores de NDVI que indican que tiene un buen estado, con una media de 0,86, estos valores se concentran principalmente en el centro y sur del área. Sin embargo, en el norte de la REA existen pequeños parches con el peor estado de vegetación al tener un valor menor a 0,1, esto se explica porque estas áreas están en contacto directo con las zonas de uso agrícola localizadas al interior de la reserva. Lo mismo ocurre en los espacios contiguos a la carretera principal y senderos que cubren toda la reserva, donde el NDVI decrece. En un estudio realizado por Martinuzzi et al. (2008), en la Isla de Mona en Puerto Rico, se encontró que, en las tierras bajas, donde existe bosque seco, el promedio de NDVI para la vegetación fue de 0,75, siendo menor en comparación con la REA, lo cual deja ver que esta área protegida cuenta con una vegetación menor perturbada.

Para finalizar, en general el estado de la vegetación al interior de la REA es alto lo que concuerda con lo expuesto en MAE, (2014a) en donde se menciona que en la REA se encuentra la vegetación mejor conservada bajo un estado de protección. Sin embargo, tomando en cuenta la presencia de actividades antrópicas en el interior de la reserva y la intensa transformación de su área de influencia, existe una alta posibilidad de que la REA a mediano plazo se convierta en un parche aislado de vegetación (López-Barrera, 2004).

3.1.3. Nivel de riesgo de la vegetación

El análisis de riesgo mostró que el 46% del total de la superficie cubierta por vegetación de toda el área de estudio se encuentra en un riesgo alto, lo cual implica que en un futuro cercano estos parches de vegetación podrían desaparecer como consecuencia de la presión resultante de la accesibilidad creada por la cercanía a ríos, asentamientos humanos, zonas agrícolas e infraestructura (vías, senderos) (Figura 7). Se observa que, los remanentes de vegetación localizados en la parte sur y que no se encuentran bajo ninguna figura de protección, casi en su totalidad presentan riesgo alto. Si tomamos en cuenta que estos parches en su mayoría son pequeños y están inmersos en una matriz antrópica, existe una alta probabilidad de que desaparezcan en un futuro cercano (Gellrich y Zimmermann 2007; Schirpke et al. 2012).

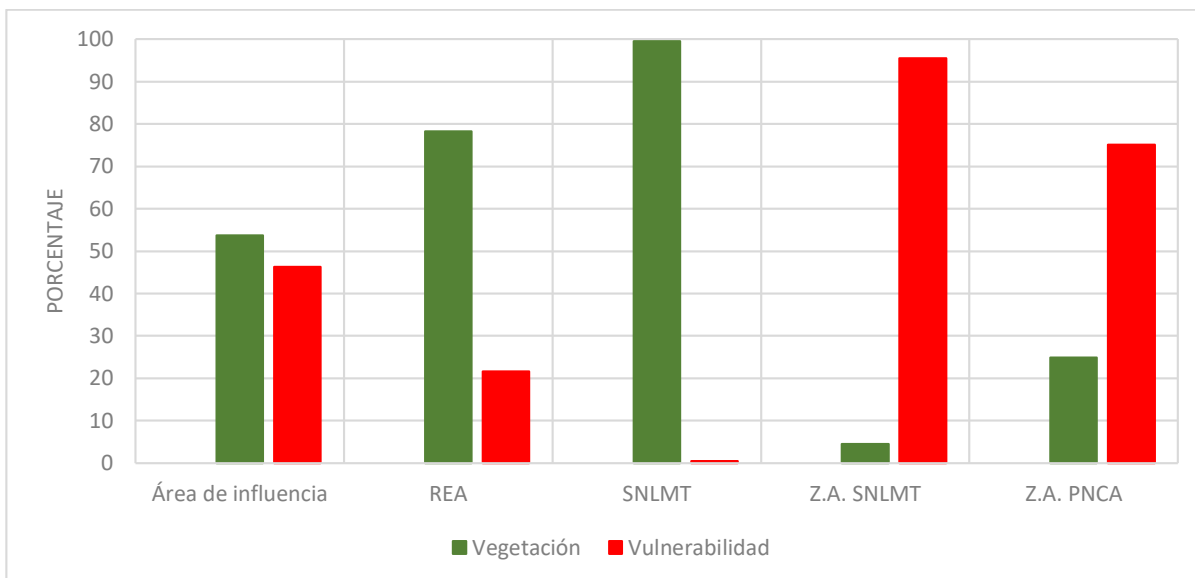


Figura 6. Superficie del riesgo de la vegetación en la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia. Códigos: **REA:** Reserva Ecológica Arenillas, **SNLMT:** Santuario Nacional los Manglares Tumbes, **Z.A. SNLMT:** Zona de amortiguamiento del Santuario Nacional los Manglares Tumbes, **Z.A. PNCA:** Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate.

Fuente: United States Geological Survey (USGS)

Elaboración: La autora

En la parte norte del área de estudio, existe varios parches de vegetación que no presentan alto riesgo a pesar de que se encuentran en un área donde domina la actividad camaronera. Estas zonas no aparecen como alto riesgo de pérdida de la vegetación porque los criterios usados para definir el alto riesgo no convergen las cuatro variables. Sin embargo, dadas las características de las actividades acuícolas y su influencia sobre las tasas de conversión del bosque (principalmente manglar) (Díaz-Gaxiola, 2011), esta zona también debe ser considerada como un área importante para la aplicación de planes de manejo y conservación.

En la REA, el 22% de la superficie cubierta por vegetación se encuentra con alto riesgo, especialmente aquella localizada en el borde oeste. Así mismo, la zona ubicada en la entrada de la carretera principal presenta el mismo patrón. Al contrario, las zonas de manglar de la REA no se encuentran en riesgo alto. Uno de los hallazgos más importantes de este estudio es la identificación del área de vegetación que encuentra en la zona de amortiguamiento del PNCA y que conecta la REA con el PNCA se encuentra considerada de alto riesgo (Figura 8), Esta porción de vegetación está rodeada de actividades antrópicas con una alta probabilidad de ser convertida a otros usos, sin embargo, debido a su valor en la conectividad estructural y funcional debería ser monitoreada para asegurar que las estrategias de manejo aplicada al área de amortiguamiento de este parque y controladas por el estado peruano sean efectivas.

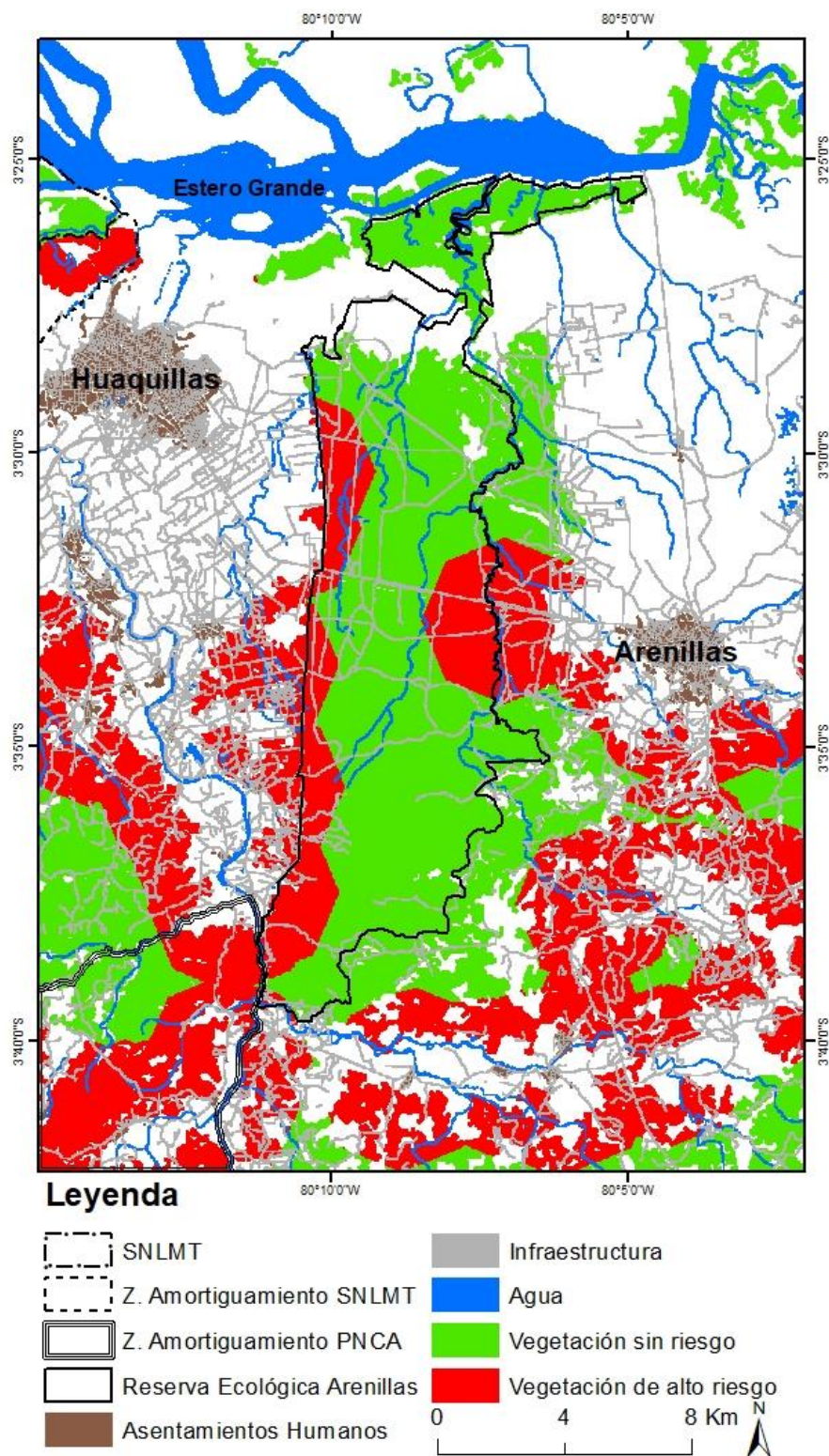


Figura 7. Mapa del riesgo de la vegetación de la Reserva Ecológica y su área de influencia. Códigos: **SNLMT**: Santuario Nacional los Manglares Tumbes, **Z.A. SNLMT**: Zona de amortiguamiento del Santuario Nacional los Manglares Tumbes, **Z.A. PNCA**: Zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cerros de Amopate.

Fuente: United States Geological Survey (USGS)

Elaboración: La autora

Los resultados de este estudio son similares a la observada en otras áreas de bosque seco de Sudamérica. Por ejemplo, en Colombia, la mayor parte de parches remanentes de bosques seco se encuentran en zonas con agricultura y ganadería (IAVH, 1998). Las vías y senderos, considerados como promotores de deforestación, permiten adentrarse al bosque y transformarlo, en los países que no cuentan con infraestructura vial los ríos cumplen esta función (Armenteras, Rudas, Rodríguez, Sua, y Romero, 2006; Soares-Filho et al., 2004). De igual manera, la construcción de una carretera principal, permite que personas de las comunidades aledañas se abran paso a través del bosque, debido a esto se da lo que se conoce como “esqueleto de pescado”, que no es más que las vías y senderos que se abren a la derecha e izquierda de una carretera principal (Latam, 2017). Patrones similares se han observado en otras áreas, García Villacorta (2009) en un análisis realizado en Tarapoto (Perú) observó que la vegetación localizada cerca de la carretera Tarapoto-Juanjui, presentaba el más alto grado de perturbación y amenaza por la extracción de madera y la deforestación para crear campos agrícolas.

Adicional a la presión ejercida en el bosque por la apertura de carreteras, existen otros factores que hacen que el bosque seco sea altamente vulnerable a la conversión hacia actividades antrópicas. Los ríos de los ecosistemas secos generalmente disminuyen su caudal (a excepción de los afluentes principales) generando una serie de accesos hacia el interior del bosque. Así mismo, las zonas cercanas a ríos o cuerpos de agua son dedicados a la agricultura de producción. Por otra parte, las bajas altitudes influyen en la transformación de este ecosistema ya que se ha demostrado que conforme decrece la altitud aumentan las tasas de deforestación (Leal-Pinedo y Linares Palomino, 2005; Freitas, Hawbaker, y Metzger, 2010 y Osorio, Mas, Guerra y Maass, 2014). Esto sumado a la riqueza de nutrientes del suelo que favorece la agricultura y al atractivo que todas estas condiciones juntas proveen para los asentamientos humanos (Vélez, 2016) da como resultado un ecosistema frágil altamente amenazado (Carr, 2004; Gasparri y Grau, 2009).

CONCLUSIONES

- ✓ La cobertura dominante en el área de estudio son las zonas agrícolas, especialmente al norte de esta, mientras que, en la Reserva Ecológica Arenillas, este patrón es inverso, siendo la vegetación la predominante, pero, es posible que las actividades agrícolas aledañas a la reserva provoquen cambios en el ecosistema, perjudicando así la biodiversidad del área.
- ✓ De acuerdo con los valores obtenidos del NDVI, el estado de la vegetación en la Reserva Ecológica Arenillas y su área de influencia es buena. Sin embargo, pequeños parches al norte del área de influencia presentan los índices de NDVI más bajos, y los remanentes de vegetación al sur de esta ya presentan un alto grado de perturbación. Ahora bien, dentro de la reserva los valores de NDVI son altos, sin embargo, ya presenta pequeñas áreas de vegetación que ya han sido perturbadas.
- ✓ Aunque, la vegetación remanente que no está en área protegida es abundante en el sur de la zona de estudio, casi la totalidad de esta, se encuentra en un alto riesgo a desaparecer. Y si las actividades antrópicas continúan expandiéndose, es probable que se pierdan los pocos parches de bosque seco que aún se conservan.
- ✓ La vegetación de la Reserva Ecológica Arenillas, tiene un mayor riesgo en el borde oeste y este, por estar cerca de la vía principal, y contiguo a zonas agrícolas. Esto hace que, en el futuro, cuando desaparezca la vegetación en riesgo, pierda la única conectividad que tiene con el Parque Nacional Cerros de Amopate, dejándola así, en total aislamiento.

RECOMENDACIONES

- ✓ Este trabajo resulta importante, debido a que, en el país, en especial al hablar del bosque seco, no se cuenta con mucha información acerca del tema planteado. Además, al existir tan pocos remanentes de éste, considero importante realizar otras investigaciones semejantes, en áreas protegidas que alberguen este tipo de ecosistema.
- ✓ Es importante también, que el Ministerio del Ambiente y entidades afines, se involucren más en proteger la reserva, asimismo, en vincular a la comunidad en proyectos de conservación, como en los planes de manejo.
- ✓ Respetar la zona de amortiguamiento de la reserva, que, a pesar de estar amparada en la constitución, zonas aledañas al área protegida han sido casi en su totalidad convertidas a zonas agropecuarias.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre, Z., Buri, D., Betancourt, Y., y Geada, G. (2014). Composición florística, estructura y endemismo en una parcela permanente de bosque seco en Zapotillo, provincia de Loja, Ecuador. *Arnaldoa*, 21(1), 165–178.
- Aguirre, Z., Kvist, L., y Sánchez, O. (2006b). Bosques secos en Ecuador y su diversidad. *Botánica Económica de Los Andes Centrales*, 162–187. Recuperado de [http://beisa.dk/Publications/BEISA Book pdfer/Capitulo 11.pdf](http://beisa.dk/Publications/BEISA%20Book%20pdf/Capitulo%2011.pdf)
- Aguirre, Z., Peter, L., y Sánchez, O. (2006a). Bosques Secos en Ecuador y su Diversidad. Ecuador: Universidad nacional de Loja, Loja.
- Andrés, P. (2009). Degradación y Restauración de los Ecosistemas Terrestres Latinoamericanos. Recuperado de: http://www.mapama.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/Revistas/pdf_AM%2FAmbienta_2009_92_3_4.pdf
- Armenteras, D., Rudas, G., Rodríguez, N., Sua, S., y Romero, M. (2006). Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators*, 6(2), 353–368. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.014>
- Armenteras, D., y Rodríguez, N. (2014). Dinámicas y Causas de Deforestación en Bosques de latino América: Una revisión desde 1990. Colombia: Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. Vol. 17 (2).
- Balvanera, P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Revista Ecosistemas*, 21(1–2), 136–147. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.06.003>
- Balvanera, P., y Cotler, H. (2009). Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. En: *Capital Natural de Mexico*, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio (Vol. II, pp. 185–245). México. Recuperado de http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/VolII/II04_EdoTendenciasServiciosEcosistemicos.pdf
- Best, B., y Kessler, M. (1995). Biodiversity and Conservation in Tumbesian Ecuador and Peru. *Journal of Chemical Information and Modeling*.

- Boucher, D., Elias, P., Lininger, K., Tobin, C., Roquemore, S., y Saxon, E. (2011). The Root of the Problem, What's Driving Tropical Deforestation Today?. Union of Concerned Scientists.
- Briceño, J., Iniguez-Gallardo, V., y Ravera, F. (2016). Factores que influyen en la apreciación de servicios eco-sistémicos de los bosques secos del sur del Ecuador. *Revista Ecosistemas*, 25(2), 46–58. <https://doi.org/10.7818/RE.2014.25-2.00>
- Camacho, V., y Ruiz, A. (2012). Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Bio Ciencias*, 1(4), 3–15. https://doi.org/10.15741/rev_bio_ciencias.v1i4.19
- Carr, D. (2004). Proximate population factors and deforestation in tropical agricultural frontiers. *Population and Environment*, 25 (6), 585-612
- Ceballos, G. (1995). Vertebrate diversity, ecology, and conservation in neotropical dry forest. En: *Seasonally Dry Tropical Forests*. S. Bullock, E. Medina y H. A. Mooney (eds). Cambridge University. Press, Cambridge. pp. 195-222
- Cohen, J. (1960). A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37-46. doi:10.1177/001316446002000104
- Cotler, H., y Ortega-Larrocea, M. P. (2006). Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela watershed, Mexico. *Catena*, 65(2), 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.11.004>
- Crossman, N. D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., ... Maes, J. (2013). A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4, 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.001>
- Cuevas, P., y Vega, V. (2012). Cambios en la estructura, composición y fenología de plantas epífitas bajo diferentes estadios de sucesión vegetal en un bosque tropical seco, 14(1), 37–44.
- Chávez, P. S. (1996). Image-based atmospheric corrections - revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(9), 1025–1036. <https://doi.org/0099-1112/96/6209-1025>
- Chuvieco, E. (1996). Fundamentos de la teledetección espacial. Segunda edición. Ediciones RIALP, S.A. Madrid.

- Chuvieco, E. (2007). Teledetección Ambiental (3ra ed.). Barcelona: Ariel Ciencia
- Chuvieco, E. (2010). Teledetección Ambiental: La observación de la Tierra desde el espacio. Barcelona.
- De Groot, R., Wilson, M., y Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- Díaz-Gaxiola, J. (2011). Una revisión sobre los manglares: características, problemáticas y su marco jurídico. Importancia de los manglares, el daño de los efectos antropogénicos y su marco jurídico: caso sistema lagunar de Topolobampo. *Ra Ximhai*, 7 (3), 355-369.
- Eastman, R. (2015). TerrSet Manual. Clark University.
- ECOLAP y MAE. (2007). Guía del Patrimonio de áreas Naturales Protegidas del Ecuador. ECOFUND, FAN, DarwinNet, IGM. Quito, Ecuador.
- EcuRed. (s.f.). Hábitat - EcuRed. Recuperado de <https://www.ecured.cu/Hábitat>
- Espírito-Santo, M., Sevilha, A., Anaya, F., Barbosa, R., Fernandes, G., Sanchez-Azofeifa, G., ... Sampaio, C. (2009). Sustainability of tropical dry forests: Two case studies in southeastern and central Brazil. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 922–930. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.022>
- Fajardo, L., Rodríguez, J., González, V., y Briceño-Linares, J. (2013). Restoration of a degraded tropical dry forest in Macanao, Venezuela. *Journal of Arid Environments*, 88, 236–243. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.08.009>
- Fearnside, P. (2007). Brazil's Cuiab- Santarm (BR-163) Highway: The environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. *Environmental Management*, 39(5), 601–614. <https://doi.org/10.1007/s00267-006-0149-2>
- Figuerola, F., Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., y Linaje. (2011). Evaluación de la efectividad de las áreas protegidas para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación. ¿Un índice es suficiente?. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(3), 951-963. Recuperado de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532011000300020&lng=es&tlng=es.

- Freitas, S., Hawbaker, T., y Metzger, J. (2010). Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 259(3), 410–417. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.036>
- García-Villacorta, R. (2011). Diversidad, composición y estructura de un hábitat altamente amenazado: los bosques estacionalmente secos de Tarapoto, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 16(1), 81–92. <https://doi.org/10.15381/rpb.v16i1.177>
- Gasparri, N., y Grau, H. (2009). Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecology and Management*, 258(6), 913–921. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.024>
- Gellrich, M. y Zimmermann, N. (2007). “Investigating the regional-scale pattern of agricultural land abandonment in the Swiss mountains: A spatial statistical modelling approach”, *Landscape and Urban Planning*, vol. 79, pp. 65-76
- Guachun, A. (2011). Análisis del comercio ilegal de especies forestales en el Cantón Shushufindi. Universidad Técnica Particular de Loja.
- Guillespi, T. (2005). Predicting woody-plant species richness in tropical dry forests: a case study from south Florida, USA. *Ecological Applications*, 15(1), 27-37.
- Hall, L., Krausman, P., y Morrison, M. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25(1), 173–182. <https://doi.org/10.2307/3783301>
- Hayden, B., y Greene, D. (2009). Tropical Dry Forest structure, Distribution And Dynamics. *Tropical biology and conservation managment*, Vol 5.
- Hernández Ramírez, A. M. (2014). En el umbral de la extinción. *Conabio, Biodiversitas* 113:1–7.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., y Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8, 23–29. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>
- IAVH (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt) (1995). Exploración ecológica a los fragmentos de bosque seco en el Valle del río Magdalena (Norte del departamento del Tolima). Informe Técnico Grupo de Exploraciones Ecológicas Rápidas, IAVH, Villa de Leyva. 56 pp

- IAVH, (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt) (1998). El Bosque seco Tropical (Bs-T) en Colombia. El Bosque Seco Tropical En Colombia, IAVH 1998, (1971), 1–24. Recuperado de: <http://media.utp.edu.co/ciebreg/archivos/bosque-seco-tropical/el-bosque-seco-tropical-en-colombia.pdf>
- IAVH. (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt). (2014). Bosques secos tropicales en Colombia. Recuperado de: <http://www.humboldt.org.co/es/investigacion/proyectos/en-desarrollo/item/158-bosques-secos-tropicales-en-colombia>
- Janzen, D. (1988). Tropical Dry Forests: The Most Endangered Major Tropical Ecosystem. En E. O. Wilson (Ed.), Biodiversity (p. 130). Washington, D.C.
- Kosmus, M., Renner, I., y Ullrich, S. (2012). Integración de los servicios ecosistémicos en la planificación del desarrollo. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH Sede en Bonn, Eschborn y Quito (Ecuador).la Tierra. Quito, Ecuador. Pp 44-45
- Landis, J., y Koch, G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. Biometrics, 33(1), 159-174.
- Latam, M. (2017). Ecuador: ¿qué sucede cuando el desarrollo de proyectos extractivos abre nuevas carreteras? Recuperado de: <https://es.mongabay.com/2017/11/ecuador-sucede-cuando-desarrollo-proyectos-extractivos-abre-nuevas-carreteras/>
- Leal-Pinedo, J., y Linares-Palomino, R. (2005). Los bosques secos de la reserva de biosfera del noroeste (Perú): Diversidad arbórea y estado de conservación. Caldasia, 27(2), 195–211.
- Lillesand, T., y Kiefer, R. (1994). Remote sensing and image interpretation (Tercera ed.). Nueva York: John Wiley y Sons, Inc.
- Linares-Palomino, R. (2004a). Los Bosques Tropicales Estacionalmente Secos: I. El concepto de los bosques secos en el Perú. Arnaldoa, 11(January 2004), 85–102.
- Linares-Palomino, R. (2004b). Los Bosques Tropicales Estacionalmente Secos: II. Fitogeografía y Composición florística. Arnaldoa, 11(1), 103–138.

- López-Barrera, F. (2004). Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas*, 13(1), 67–77. <https://doi.org/10.7818/RE.2014.13-1.00>
- Maass, J. (1995). Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. En S. Bullock, H. Mooney, y E. Medina (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests* (pp. 399-422). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511753398.017
- Maass, M., y Burgos, A. (2011). Water Dynamics at the Ecosystem Level in Seasonally Dry Tropical Forests. En R. Dizon, H. Young, H. Mooney, y G. Ceballos (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation* (pp. 141–156). Washington, D.C. <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7>
- MAE (Ministerio del ambiente) (2014b). MAPA INTERACTIVO AMBIENTAL. Recuperado de: <http://mapainteractivo.ambiente.gob.ec/portal/>
- MAE. (Ministerio del Ambiente del Ecuador) (2007). Plan Gerencial del Parque Nacional Machalilla, 2008-2010. Proyecto
- MAE. (Ministerio del Ambiente) (2014a). Plan de Manejo de la Reserva Ecológica Arenillas. El Oro. Recuperado de: <http://web.ambiente.gob.ec/sites/default/files/archivos/PUBLICACIONES/BIODIVERSIDAD/PlanesdeManejo/arenillas.pdf>
- Marín, I. (2010). Aplicaciones medioambientales de los SIG. Recuperado de <http://www.ambientum.com/revista/2010/febrero/aplicaciones-medioambientales-SIG.asp>
- Martín-López, B., y Montes, C. (2009). Funciones Y Servicios De Los Ecosistemas: Una Herramienta Para La Gestión De Los Espacios Naturales. Urdaibai UNESCO. Universidad Autónoma de Madrid.
- Martinuzzi, S., Gould, W., Ramos, Olga M., Martinez, A., Calle, Paulina, Pérez, N., y Fumero, J. (2008). Mapping tropical dry forest habitats integrating Landsat NDVI, Ikonos imagery, and topographic information in the Caribbean Island of Mona. *Revista de Biología Tropical*, 56(2), 625-639. Recuperado de: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442008000200018&lng=en&tlng=en.

- MEA. (Millenium Ecosystem Assessment). (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis. Ecosystems, 285. <https://doi.org/10.1057/9780230625600>
- MEA. (Millennium Ecosystem Assestmen). (2003). Ecosystems and human well-being. Ecosystems, 49–62. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Meneses-Tovar, C. (2011). El índice normalizado diferencial de la vegetación. Unasyuva, 62(238), 39–46. Recuperado de: <http://www.fao.org/docrep/015/i2560s/i2560s07.pdf>
- Mesa Sierra, N. (2010). Calidad estructural y funcional de espacios de uso de *Alouatta seniculus* en fragmentos de Bosque seco Tropical (Cordoba, Colombia). Pontificia Universidad Javeriana.
- Miles, L., Newton, A., DeFries, R., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., ... Gordon, J. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. Journal of Biogeography, 33, 491–505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Moreira, A. (1998). Los Sistemas de Información Geográfica y sus aplicaciones en la conservación de la diversidad biológica. Ambiente Y Desarrollo, 12(2), 80–86.
- Muñoz, J., Erazo, S., y Armijos, D. (2014). Composición florística y estructura del bosque seco de la quinta experimental “El Chilco” en el suroccidente del Ecuador. Revista Cedamaz, 4(1), 53–61.
- Murphy, P., y Lugo, A. (1986). Ecology of Tropical Dry Forest. Annual Review of Ecology and Systematics, 17, 67–88. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>
- Nagendra, H., Southworth, J., y Tucker, C. (2003). Accessibility as a determinant of landscape transformation in western Honduras: Linking pattern and process. Landscape Ecology, 18(2), 141–158. <https://doi.org/10.1023/A:1024430026953>
- Ochoa, D., Valle, D., Ordoñez-Delgado, L., Flores, D., y Palacios, D. (2009). Plan de manejo de la Reserva Ecológica Manglares Churute. Loja-Ecuador.
- OpenTopography. (s.f.). Recuperado de <http://opentopo.sdsc.edu/rasterOutput?jobId=rt1515439373103>
- Osorio, O., Mas, J., Guerra, F., y Maass, M. (2015). Análisis y modelación de los procesos de deforestación: un caso de estudio en la cuenca del río Coyuquilla, Guerrero, México. Investigaciones Geográficas, (88), 60–74. <https://doi.org/10.14350/rig.43853>

- Paladines, R. (2003). Propuesta de conservación del Bosque seco en el Sur de Ecuador. *Lyonia*, 4(2), 183–186.
- Parker, T., y Luna, A. (1992). Reserva Militar De Arenillas (Dry Forest). En T. Parker y J. Carr (Eds.), *Status of Forest Remnants in the Cordillera de la Costa and Adjacent Areas of Southwestern Ecuador* (p. 178). Washington, D.C.
- Pennington, R., Prado, D., y Pendry, C. (2000). Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography*, 27, 261–273. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00397.x>
- Pennington, T., Lewis, G., y Ratter, J. (2006). Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography, and Conservation. *Systematics Association Special Volumes*, 69, 1–95.
- Portillo-Quintero, C, y Sánchez-Azofeifa, G. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143(1), 144–155. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>
- Prance, G. (2006). Tropical savannas and seasonally dry forests: An introduction. *Journal of Biogeography*, 33(3), 385–386. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01471.x>
- Quijas, S., Schmid, B., y Balvanera, P. (2010). Plant diversity enhances provision of ecosystem services: A new synthesis. *Basic and Applied Ecology*, 11, 582–593. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.06.009>
- RAE. (s.f.). DLE: hábitat - Diccionario de la lengua española - Edición del Tricentenario. Recuperado de <http://dle.rae.es/?id=JvbcNEL>
- Robinson, D., Abdu, H., Lebron, I., y Jones, S. (2012). Imaging of hill-slope soil moisture wetting patterns in a semi-arid oak savanna catchment using time-lapse electromagnetic induction. *Journal of Hydrology*, 416, 39-49.
- Rodriguez, P., Nassar, J., Rodriguez, K., y Zager, I. (2009). Workshop on Theoretical Ecology and global Change. Tropical dry forests in Venezuela: assessing status, threats and future prospects. The Abdus Salam International Centre for Theoretical Physics.
- Rudel, T., Defries, R., Asner, G., y Laurance, W. (2009). Changing Drivers of Deforestation and New Opportunities for Conservation, 23(6), 1396–1405. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01332.x>

- Sánchez-Azofeifa, G., y Portillo-Quintero, C. (2011). Extent and Drivers of Change of Neotropical Seasonally Dry Tropical Forests. En R. Dizon, H. Young, H. Mooney, y G. Ceballos (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation* (pp. 45–57). <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7>
- Schirpke, U., Leitinger, U. Tappeiner, E. y Tasser. (2012). “SPA-LUCC: Developing land-use/cover scenarios in mountain landscapes”, *Ecological Informatics*, vol. 12, pp. 68–76.
- Segarra, F. (2013). *Plan Ordenación Territorial Del Cantón Arenillas*. Universidad de Cuenca.
- Sepúlveda, C., Moreira, A., y Villarroel, P. (1997). Conservación biológica fuera de las áreas silvestres protegidas. *Ambiente Y Desarrollo*, XIII(I), 48–58.
- SERNANP. (s.f.-a). Cerros de Amotape - Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. Recuperado de <http://www.sernanp.gob.pe/cerros-de-amotape>
- SERNANP. (s.f.-b). Los Manglares de Tumbes - Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. Recuperado de <http://www.sernanp.gob.pe/los-manglares-de-tumbes>
- Sierra, R., Cerón, C., y Palacios, W. (1999). Mapa de vegetación remanente del Ecuador continental 1:1'000.000. Proyecto INEFAN/GEF-BIRF, Wildlife Conservation Society y Ecociencia.
- Sistema Nacional de Áreas Protegidas. (s.f.). Reserva Ecológica Arenillas. Recuperado de <http://areasprotegidas.ambiente.gob.ec/es/areas-protegidas/reserva-ecologica-arenillas>
- SNI. (Sistema Nacional de Información) (2014). Ficha de Cifras Generales INEC -Censo de Población y Vivienda 2010. Recuperado de [http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/Portal SNI 2014/FICHAS F/0707 HUAQUILLAS EL ORO.pdf](http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/Portal%20SNI%202014/FICHAS%20F/0707%20HUAQUILLAS%20EL%20ORO.pdf)
- Soares-Filho, B., Alencar, A., Nepstad, D., Cerqueira, G., Del Carmen Vera, M., Rivero, S., ... Voll, E. (2004). Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: The Santarém-Cuiabá corridor. *Global Change Biology*, 10(5), 745–764. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00769.x>

- Soria, R., Ortiz, C., Islas, F. y Volke, V. (1998). Sensores remotos, principios y aplicaciones en la evaluación de los recursos naturales. Experiencias en México. Publicación especial 7. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, Chapingo, México
- Storch, I. (2003). Linking a multiscale habitat concept to species conservation. Pp. 303–320. En: Bissonette, J.A. e I. Storch (eds.). Landscape ecology and resource management: linking theory with practice. Island Press, Washington, D.C
- Tellería, J. (2013). Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de las especies. Memorias Real Sociedad Española de Historia Natural, 10(July), 13–25. Recuperado de <http://historia.bio.ucm.es/rsehn/cont/publis/boletines/189.pdf>
- Torres, R., Giorgis, M., Trillo, C., Volkmann, L., ... Demaio, P. (2014). Post-fire recovery occurs overwhelmingly by resprouting in the Chaco Serrano forest of Central Argentina. Aust. Ecol., 39:346-354.
- Trefethen, J. B. (1964). Wildlife management and conservation. D. C. Heath and Co. Boston.
- USGS. (2016). Landsat 8 (L8) Data Users Handbook - Section 1 | Landsat Missions. Recuperado de <https://landsat.usgs.gov/landsat-8-l8-data-users-handbook-section-1>
- Vázquez, M., Berenschor, L., Crespo, A., Cueva, E., López, F., Postma, T., ... Solórzano, V. (2001). Los bosques secos de la Ceiba y cordillera arañitas, provincia de Loja: situación y perspectivas de conservación. En: Vázquez M., Larrea, M., Suárez, L. y Ojeda, P. (Eds.), Biodiversidad en los bosques secos del suroccidente de la provincia de Loja. EcoCiencia, Ministerio del Ambiente, Herbario LOJA y Proyecto Bosque Seco. Quito.
- Vélez, A. (2016). Bosques secos de Latinoamérica y el Caribe en peligro de desaparecer. Recuperado de: https://es.mongabay.com/2016/09/biodiversidad-bosques-conservacion-deforestacion-investigacion_cientifica/
- Wagtendonk, J., Y Benedict, J. (1980). Travel time variation on backcountry trails. Journal of Leisure Research, 12(2), 99-106.
- Wright, S. J., y Muller-Landau, H. C. (2006). The Future of Tropical Forest Species1. Biotropica, 38(3), 287–301. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00154.x>
- Yepes, A., y Villa, J. (2010). Sucesión vegetal luego de un proceso de restauración ecológica en un fragmento de bosque seco tropical (La Pintada, Antioquia). Revista LaSallista

de Investigación, 7(2), 24–34. Recuperado de:
<http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=61020744&%5Cnlang=pt-br&site=ehost-live>