



Ministerio
del **Ambiente**

FRAGMENTACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS Del Ecuador Continental

MINISTERIO DEL AMBIENTE DE ECUADOR
SUBSECRETARÍA DE PATRIMONIO NATURAL
INSTANCIA DE MONITOREO DEL PATRIMONIO NATURAL

CRÉDITOS:

Ministra del Ambiente

Lorena Tapia

Subsecretario de Patrimonio Natural

Christian Terán

Coordinador

Carlos Morales

EQUIPO TÉCNICO:

Elaboración

Gabriela Viteri

Revisión Técnica

Miguel Chinchero

Juan Iglesias

Digner Jiménez

Comité Científico

Santiago Saura Martínez de Toda
(Universidad Politécnica de Madrid)

Diseño y Diagramación

Andrés Baroja

Patricio Coronel

Quito - 2015





FRAGMENTACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS Del Ecuador Continental

MINISTERIO DEL AMBIENTE DE ECUADOR
SUBSECRETARÍA DE PATRIMONIO NATURAL
INSTANCIA DE MONITOREO DEL PATRIMONIO NATURAL

CONTENIDO

1. Introducción.....	5
2. Metodología.....	7
2.1 Fórmula de cálculo de los índices y su relación con la fragmentación.....	9
2.2 Cálculo del indicador.....	10
3. Resultados.....	12
3.1 Número de parches (NumP).....	14
3.2 Tamaño medio del parche (MPS).....	15
3.3 Coeficiente de variación del tamaño del parche (PSCOV).....	15
3.4 Indicador de fragmentación.....	16
4. Discusión.....	18
5. Conclusión.....	20
6. Referencias.....	21

1

INTRODUCCIÓN

La fragmentación es un proceso en el cual se produce la separación de un hábitat en fragmentos de menor tamaño (Farhig, 2003; Haila, 1999). La fragmentación altera la configuración espacial de un hábitat, lo que conlleva a la subdivisión de las poblaciones, afectando su estabilidad y persistencia (Hanski y Gilpin, 1991). Algunos autores la reconocen como la principal causa de la pérdida de biodiversidad (Wilcox y Murphy, 1985; Tilman, 2004; Terborgh, 1989; Whitcom, Robbins, Lynch, 1981).

Los efectos negativos sobre la biodiversidad pueden estar dados por la fragmentación asociada a 3 factores: **“La reducción del tamaño de sus remanentes; El incremento en el borde del área núcleo**, la cual regularmente disminuye el hábitat de organismos especialistas, (Ries, Fletcher, Battin, y Sisk, 2004) y **el incremento en el aislamiento del parche**, lo que disminuye la migración entre comunidades locales o bloquea las interacciones mutualistas, provocando que las especies estén más expuestas a “extinciones estocásticas” (Matthies, Bräuer, Maibom y Tschardtke, 2004) citado por Jamoneau, 2012.

Según otros autores la fragmentación también podría tener efectos positivos sobre la biodiversidad (Farhig, 2003), algunos de estos efectos pueden darse por ejemplo, en caso de que la fragmentación evite la propagación de elementos patógenos, incendios o especies invasoras de un hábitat a otro.

La fragmentación podría aumentar la riqueza o diversidad de especies en un determinado sitio; sin embargo, si se considera la identidad y grado de amenaza de cada especie, generalmente, las más perjudicadas por la fragmentación son aquellas amenazadas (especialistas, o de interior, etc) favoreciendo a las especies generalistas que se benefician de ella, por lo que los cambios que provoca la fragmentación rara vez se pueden considerar neutros desde el punto de vista de la conservación (Saura, Martín-Queller y Hunter, 2014).

En todo caso se deberá definir el grado de fragmentación que tiene un ecosistema para posteriormente establecer sus causas y efectos sobre el hábitat y su biodiversidad.

Las causas de la fragmentación pueden ser de tipo antrópicas o naturales; por ejemplo: un ecosistema de bosque que se ha fragmentado por la construcción de una carretera se ha modificado por intervención humana; pero en el caso de un ecosistema de bosque en una zona inundable de la Amazonía, los fragmentos estarán separados por zonas acuáticas, lo que es un fenómeno natural de dicho paisaje. Por lo tanto, se requerirá de información adicional que aporte un mayor conocimiento hacia los efectos o causas de esta fragmentación, pues este es un indicador descriptivo de la estructura y el patrón del paisaje que no define por sí sola estas causas y efectos. Los efectos de la fragmentación varían a través de organismos, tipos de hábitat y re-

gión geográfica (Haila, 2002). En este sentido la fragmentación afectará o no el hábitat de un organismo, según la especie en estudio o la escala a la que se analice el fenómeno. En este estudio se plantea realizar un análisis estructural de acuerdo a los ecosistemas establecidos por el Sistema de Clasificación de Ecosistemas del Ecuador Continental, ya que estos están dados por las mismas características fenológicas y biogeográficas que forman distintos tipos de hábitats y a futuro pueden estar sujetos a los mismos efectos de cambio, presión o grado de amenaza.

Las investigaciones de los fenómenos ecológicos a escalas espaciales amplias requieren a menudo de descripciones cuantificables del patrón del paisaje y la estructura para poder comprobar sus relaciones o hacer predicciones para el paisaje y los fenómenos en cuestión (Hargis, 1998). Para medirlos se han diseñado varios índices y en este estudio se han seleccionado tres que miden la estructura y patrón del paisaje, incluidos dentro del programa Fragstats (McGarigal y Marks, 1995).

Determinar el grado de fragmentación de un ecosistema es la base para determinar su evolución temporal, a través de los cambios en su cobertura y configuración espacial. Es una herramienta para determinar las posibles causas para dichos cambios y de-

terminar medidas que mantengan un grado adecuado de cohesión del ecosistema que conserve su funcionalidad y equilibrio. También aportará a la toma de decisiones y facilitará la implementación de estrategias para la conservación y priorización de ecosistemas sujetos a un mayor grado de amenaza.

Actualmente el indicador de fragmentación ha sido recomendado y su análisis ha sido reconocido como relevante por organismos internacionales a nivel mundial como la BIP "*Biodiversity Indicators Partnership*", a través de las Naciones Unidas, según el marco de la Convención de la Diversidad Biológica (BIP, 2010 a y b) y por la EBONE "*Europe Biodiversity Observation Nature*" (Parr, 2010).

El indicador de fragmentación utilizado para este análisis se basa en la metodología establecida por la Comunidad Andina, dentro de su Manual de estadísticas ambientales (Secretaría General de la Comunidad Andina, 2008), elaborado con el afán de obtener información estadística oportuna, confiable y representativa, necesaria para la toma de decisiones y facilitar la evaluación del progreso de los Países hacia el desarrollo sostenible. Por tal razón la CAN considera necesario normalizar y armonizar los métodos de medición, para que los resultados sean comparables entre países (Comisión de la Comunidad Andina, 2008).

2

METODOLOGÍA

La metodología propuesta por la Comunidad Andina para el estudio de fragmentación de ecosistemas contempla la utilización de cuatro índices que describen la configuración espacial de los fragmentos de cobertura que componen un ecosistema: Número de parches (NumP), Tamaño medio del parche (MPS), Coeficiente de variación del tamaño del parche (PSCOV) y Distancia media al vecino más cercano (MNN). Para la realización de este trabajo se han contemplado la utilización de los tres primeros, ya que se sugiere que el índice Distancia media al vecino más cercano (MNN) presenta limitaciones, al no ofrecer un efecto estadísticamente significativo de la conectividad para una amplia gama de tamaños de conjuntos de datos; mientras que las medidas que toman en cuenta el tamaño de un parche focal tienen un desempeño más consistente (Moilanen y Nieminen, 2002). Por otro lado, este último índice toma en cuenta solo la contribución del parche más cercano al parche focal, ignorando la relación que puede tener con otros parches (Bender, Tischendorf y Fahrig 2003)

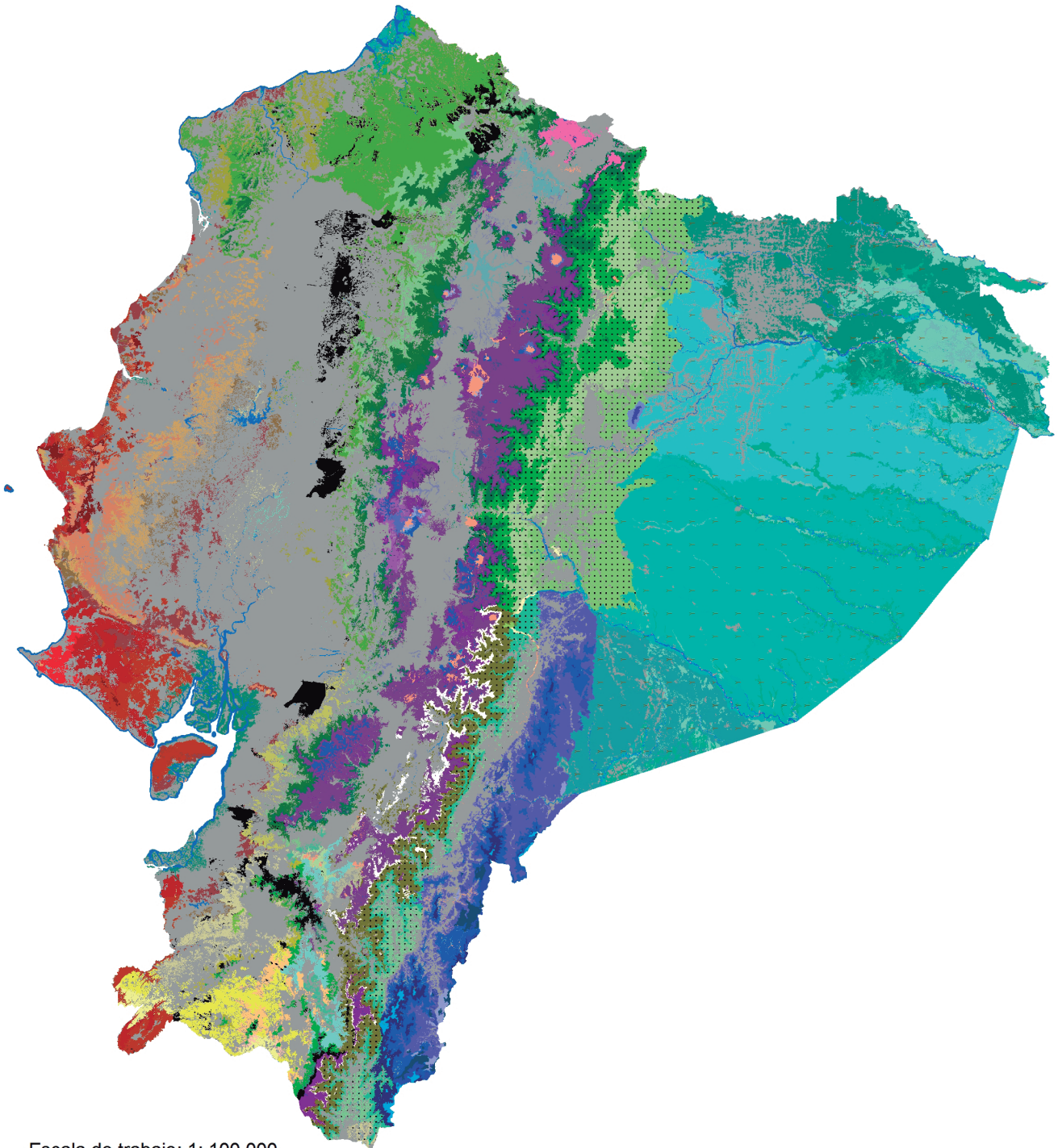
Los valores numéricos resultantes en este primer cálculo serán comparados en años

posteriores con los datos que se obtendrán con nueva información geográfica de cada unidad de paisaje, en periodos de cuatro años. Al tratarse de la primera medición del índice, no se puede realizar aún una valoración sobre la evolución del mismo para los diferentes ambientes. De este modo este primer análisis constituye una línea base para la utilización de este indicador.

El análisis se realiza utilizando índices a nivel de clase, donde cada clase es representada por cada ecosistema. Cada índice por separado cuantifica la configuración espacial de cada tipo de parche, pero todos los índices conjuntamente proveen los medios para cuantificar la disposición y la fragmentación de cada uno de los ecosistemas (McGrigal, L. y Marks, B., 1995).

El Sistema de Clasificación de Ecosistemas creado por el Proyecto Mapa de Vegetación (Ministerio del Ambiente, 2013a) establece 91 ecosistemas para el Ecuador continental; sin embargo la información cartografiada corresponde a 87 ecosistemas mapeados, ya que 4 de ellos se excluyeron por la escala de trabajo empleada en su metodología.

SISTEMAS DE CLASIFICACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DE ECUADOR CONTINENTAL



Escala de trabajo: 1: 100.000
Proyección: Universal Transversal de Mercator
Datum: WGS84
Zona: 17 sur

0 25 50 100 150 200
Km

Fig. 1: Nivel 6 del Sistema de Clasificación de Ecosistemas de Ecuador Continental que corresponde al nivel de ecosistemas. Agrupa 87 ecosistemas mapeados. Elaborado a escala 1:100 000

Leyenda	Páramo
<ul style="list-style-type: none"> ● Agua ● Sin información ● Otras áreas ● Intervención 	<ul style="list-style-type: none"> ● Herbazal del Páramo ● Herbazal húmedo montano alto superior del Páramo ● Herbazal húmedo subnival del Páramo ● Herbazal inundable del Páramo ● Herbazal ultrahúmedo subnival del Páramo ● Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco ● Rosetal caulescente y Herbazal del Páramo (frailejone) ● Arbustal siempreverde montano alto del Páramo del Sur ● Herbazal y Arbustal subnival ● Arbustal siempreverde y Herbazal del Páramo ● Bosque siempre verde del Páramo
Ecosistema	Cordillera Oriental
<ul style="list-style-type: none"> ● Bosque inundable de llanura intermareal del Chocó Ecuatorid ● Bosque inundado de llanura aluvial del Chocó Ecuatorid ● Bosque siempreverde de tierras bajas del Chocó Ecuatorid ● Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Chocó Ecuatorid ● Bosque siempreverde estacional piemontano de Cordillera del Chocó ● Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Costera del Chocó ● Herbazal inundable ripario de tierras bajas del Chocó Ecuatorid ● Herbazal inundable lacustré del Chocó ● Manglar del Chocó Ecuatorid 	<ul style="list-style-type: none"> ● Herbazal lacustre montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes ● Arbustal siempreverde ripario de la Cordillera Oriental de los Andes ● Bosque bajo siempreverde del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes ● Bosque semidecuido piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes ● Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes ● 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 del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes ● Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes ● Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes ● Bosque siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes
Pacífico Ecuatorial	Amazonía
<ul style="list-style-type: none"> ● Herbazal inundable ripario de tierras bajas del Jama-Zapotillo ● Herbazal inundado lacustre del Pacífico Ecuatorid ● Arbustal decuido y herbazal de playas del Litoral ● Arbustal desértico de tierras bajas del Jama-Zapotillo ● Bosque bajo y arbustal decuido de tierras bajas de Jama-Zapotillo ● Bosque decuido de Cordillera Costera del Pacífico Ecuatorid ● Bosque decuido de tierras bajas de Jama-Zapotillo ● Bosque semidecuido de Cordillera Costera del Pacífico Ecuatorid ● Bosque semidecuido de tierras bajas de Jama-Zapotillo ● Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Jama-Zapotillo ● Bosque siempreverde estacional inundable de llanura aluvial de Jama-Zapotillo ● Bosque siempreverde estacional montano bajo de Cordillera Costera del Pacífico Ecuatorid ● Bosque siempreverde estacional piemontano de Cordillera Costera del Pacífico Ecuatorid ● Manglar del Jama-Zapotillo 	<ul style="list-style-type: none"> ● Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonía ● 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 inundable de la llanura aluvial de la Amazonía ● Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía ● Bosque siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía ● Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico de Pataz ● Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguariño-Putumayo-Caqueta ● Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaya ● Bosque siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza
Cordillera Occidental	Cordilleras Amazónicas
<ul style="list-style-type: none"> ● Bosque decuido montano bajo del Catamayo-Alamor ● Bosque decuido piemontano del Catamayo-Alamor ● Bosque semidecuido montano bajo del Catamayo-Alamor ● Bosque semidecuido piemontano del Catamayo-Alamor ● Bosque siempreverde estacional montano bajo del Catamayo-Alamor ● Bosque siempreverde estacional piemontano de Cordillera Occidental de los Andes ● Bosque siempreverde estacional piemontano del Catamayo-Alamor ● Bosque siempreverde montano alto de Cordillera Occidental de los Andes ● Bosque siempreverde montano alto del Catamayo-Alamor ● Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes ● Bosque siempreverde montano bajo del Catamayo-Alamor ● Bosque siempreverde montano de Cordillera Occidental de los Andes ● Bosque siempreverde montano del Catamayo-Alamor ● Bosque siempreverde piemontano de Cordillera Occidental de los Andes ● Bosque siempreverde piemontano del Catamayo-Alamor 	<ul style="list-style-type: none"> ● Arbustal siempreverde y Herbazal montano de la cordillera del Cóndor ● Bosque siempreverde montano bajo de Galera ● Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutubú ● Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor ● Bosque siempreverde montano de las cordilleras del Cóndor-Kutubú ● Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor ● Bosque siempreverde piemontano de Galera ● Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutubú ● Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de la roca caliza de las Cordilleras Amazónicas ● Bosque siempreverde piemontano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutubú ● Bosque siempreverde sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor en la baja Amazonía ecuatoriana
Valles	
<ul style="list-style-type: none"> ● Herbazal inundado lacustre montano de los Andes ● Arbustal desértico del sur de los Valles ● Arbustal semidecuido montano del sur de los Valles ● Arbustal siempreverde montano del norte de los Valles ● Arbustal siempreverde montano del sur de los Valles ● Bosque y arbustal semidecuido del norte de los Valles ● Bosque y arbustal semidecuido del sur de los Valles 	

2.1 Fórmula de cálculo de los índices y su relación con la fragmentación

La información para el cálculo de cada índice se ha obtenido de Mc Garigal K. y Marks B. 1996 (Nomenclatura, formulación y descripción de los índices espaciales del paisaje) y de la Secretaría General de la Comunidad Andina, 2008, (Manual de estadísticas ambientales andinas).

Número de parches (NumP)

- **Descripción:** NumP es igual al número de fragmentos presentes en un paisaje. En NumP no se incluye ningún fragmento de fondo situada dentro del perímetro del paisaje, ni parches situados en la frontera del paisaje. También se lo abrevia como NP. $NumP = 1$ cuando todo el paisaje está formado por un solo parche.

- **Unidad de medida:** Adimensional
- **Rango:** $NP \geq 1$, sin límite superior.

El índice número de parches podría indicar que un ecosistema con un alto número de parches sufre una mayor tasa de perturbación (por ejemplo la deforestación), (Armenteras, 2003). Sin embargo, la información del índice por sí solo no tiene ningún valor ecológico interpretativo, ya que no tiene información sobre área, la distribución o la forma de los fragmentos (McGarigal y Marks, 1995), por lo que su interpretación debe estar ligada a la información que proporcionen el resto de índices. Este índice puede también estar determinado por la extensión del ecosistema. Un ecosistema con mayor extensión podría tener un mayor número de parches; sin embargo el análisis temporal permitirá conocer la variación en el número de sus fragmentos.

Tamaño medio de los parches (MPS)

- **Descripción:** MPS es igual a la superficie total del paisaje en m² (a), dividida por el número total de parches (NumP), y todo ello dividido por 10.000 para convertirlo en hectáreas.

$$MPS = \frac{a}{NumP} / 10\ 000$$

- **Unidad de medida:** Hectáreas
- **Rango:** MPS > 0, sin límite.

Cuando el índice se aproxima a cero, el tamaño de fragmentos es pequeño y aumenta en la medida que este tamaño sea mayor. El rango de MPS está limitado por el granulado y la amplitud de la imagen, y por el mínimo tamaño del parche. Este es un índice inverso ya que a mayor tamaño, menor será el efecto de la fragmentación y viceversa.

Es un índice que está ligado a la pérdida de hábitat. La teoría menciona que un hábitat más pequeño está expuesto a mayores disturbios: cuánto menor sea su superficie, más podrá estar expuesto al efecto de borde. La biodiversidad podría disminuir con la superficie, porque los fragmentos con una superficie pequeña son invadidos por especies de borde o del hábitat que le rodea (Dajoz, 1979).

La reducción progresiva en el tamaño de los fragmentos de los ecosistemas es un componente clave de la fragmentación, por lo que un paisaje con un tamaño medio de parche más pequeño que el de otro podría ser considerado más fragmentado (McGarigal y Marks, 1995) en (Armenteras, 2003).

Coefficiente de variación del tamaño del parche (PSOV)

- **Descripción:** Es la variabilidad media que presentan las superficies del conjunto de fragmentos que hacen parte de un ecosistema respecto a la superficie promedio

de dicho conjunto de fragmentos. Es igual a la Desviación estándar de las superficies del conjunto de fragmentos (PSSD) dividido para el tamaño medio teselar (MPS), esto multiplicado por 100 para medirlo en porcentaje.

$$PSCoV = \frac{PSSD}{MPS} \times 100$$

- **Unidad de medida:** Porcentaje
- **Rango:** PSCoV ≥ 0, sin límite superior

El índice se aproxima a cero cuando el tamaño de todos los fragmentos es similar, y aumenta en la medida que se incrementa la diferencia de estos tamaños.

El Coeficiente de variación del tamaño del parche indica cuál será la variabilidad de los tamaños de los parches dentro de un paisaje. Teóricamente un ecosistema que tiene parches más heterogéneos en su tamaño podría beneficiar a las especies que lo habitan, ya que diferentes especies podrán encontrar sus diferentes necesidades satisfechas las que requieran grandes extensiones o parches continuos y las que prefieran parches más pequeños en mezcla íntima con otros hábitats, generalmente estas últimas especies generalistas o especies mosaico (Saura, 2014), por lo que contrastaría los efectos de la fragmentación.

2.2 Cálculo del indicador

Para la obtención de los 3 índices para cada ecosistema se utiliza la capa de cada uno en vector y se utiliza la herramienta Patch analyst que es una extensión para Arcgis, que permite determinar las estadísticas espaciales deseadas de un modo más sencillo (Elkie, 1999; McGarigal y Cushman, 2002).

Una vez obtenidos los resultados se analizan las frecuencias de los valores obtenidos por cada índice para las 87 clases. El objetivo es hacer una descripción de los datos para comprender el patrón y la estructura de los ecosistemas por cada resultado.

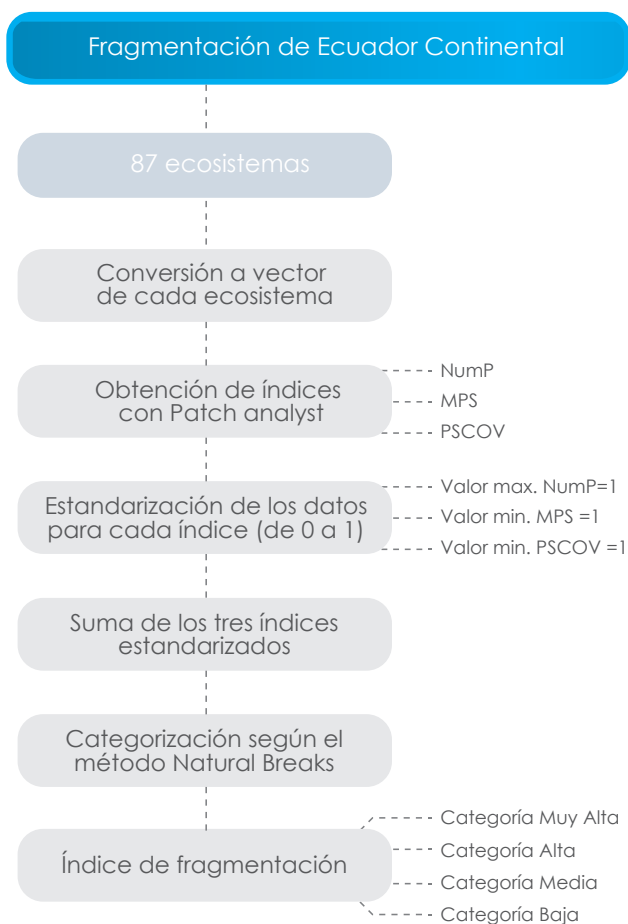


Fig. 2: Esquema de la metodología utilizada para la obtención del indicador de fragmentación

Como muestra la descripción de cada índice utilizado (sección 2.1), cada uno tiene su aporte a la fragmentación de manera directa o inversa, por lo que para facilitar la interpretación de estos tres índices se ha elaborado un indicador único en base a su contribución en la fragmentación para cada ecosistema.

Los índices inversos (MPS y PsCov) se organizan de menor a mayor y se multiplican por una unidad negativa de modo que el valor más bajo pasa a ser el valor más alto, mientras que el índice directo (NumP) no se modifica. A partir de esto, se transforman los datos a un rango percentil para tener valores estandarizados para cada índice, mediante la herramienta estadística Infostat/P (Di Rienzo, 2005).

El rango percentil es una medida de posición que define el lugar que ocupa el valor en base al conjunto de datos analizados (Depool y Monasterio, 2013). En este caso el rango percentil se obtiene del valor más alto para cada índice y su resultado será de 1, lo que indica que el 100% de muestras está por debajo de este número y así sucesivamente para los 87 datos.

Para obtener el indicador final se suman los rangos percentiles de los 3 índices, por lo tanto estará dado sobre un valor de 3.

La categoría de fragmentación se clasifica en 4 rangos: baja, media, alta y muy alta; establecidos por el método cortes naturales Jenks o natural breaks que presenta la frecuencia de los datos, representados por su dato más significativo.

El método de optimización Jenks es un método de clasificación de datos diseñado para determinar la mejor disposición de los valores en diferentes clases. El método busca minimizar la desviación promedio de cada clase a partir de su media y maximizar la desviación de cada clase de las medias de los otros grupos; en otras palabras el método busca reducir la varianza dentro de las clases y maximizar la varianza entre las clases (Jenks, 1967).

3

RESULTADOS

Se obtiene una tabla con los índices para cada uno de los 87 ecosistemas mapeados, su valor transformado a un rango percentil, la suma de estos valores y su categoría de fragmentación (tabla1).

En la Fig. 3, 5 y 7 se representan los valores originales de los índices y en la Fig. 10 se representa la categoría de fragmentación por ecosistema como resultado de la suma de estos índices.

ECOSISTEMA	TLA (ha)	NumP	MPS (ha)	PSCoV (%)	RP_NumP	RP_MPS	RP_Pscov	SUMA	Categoría
Herbazal inundable ripario de tierras bajas del Jama-Zapotillo	10540.71	1227	8.59	362.19	0.72	0.98	0.78	2.48	Muy alta
Arbustal siempreverde montano del norte de los Andes	54238.05	2001	27.11	499.81	0.83	0.89	0.65	2.37	Muy alta
Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonía	10872.54	496	21.92	301.59	0.56	0.93	0.84	2.33	Muy alta
Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Jama-Zapotillo	82721.97	5504	15.03	1101.76	0.98	0.97	0.31	2.26	Muy alta
Herbazal inundable ripario de tierras bajas del Chocó Ecuatorial	7119.09	455	15.65	366.36	0.54	0.95	0.76	2.25	Muy alta
Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía	336384.54	5131	65.56	794.92	0.97	0.72	0.46	2.15	Muy alta
Bosque siempreverde estacional inundable de llanura aluvial del Jama-Zapotillo	1741.5	93	18.73	148.94	0.23	0.94	0.94	2.11	Muy alta
Manglar del Jama-Zapotillo	134133.21	3061	43.82	1036.92	0.91	0.84	0.33	2.08	Muy alta
Arbustal siempreverde montano alto del Páramo del sur	210.51	44	4.78	208.88	0.17	0.99	0.91	2.07	Muy alta
Bosque siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía	2399.58	106	22.64	243.38	0.28	0.9	0.88	2.06	Muy alta
Bosque siempreverde del Páramo	8786.52	390	22.53	544.59	0.51	0.91	0.62	2.04	Muy alta
Bosque siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	109364.85	2353	46.48	1003.77	0.87	0.82	0.35	2.04	Muy alta
Arbustal deciduo y Herbazal de playas del Litoral	4.76	2	2.39	35.85	0.07	1	0.96	2.03	Muy alta
Arbustal siempreverde y Herbazal del Páramo	231047.64	4098	56.38	1271.49	0.95	0.78	0.29	2.02	Muy alta
Bosque semideciduo de tierras bajas del Jama-Zapotillo	227757.69	6258	36.39	1771.69	0.99	0.87	0.13	1.99	Muy alta
Bosque inundable de llanura intermareal del Chocó Ecuatorial	89.91	4	22.48	60.08	0.08	0.92	0.95	1.95	Muy alta
Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía	472364.73	6289	75.11	1443.47	1	0.7	0.25	1.95	Muy alta
Herbazal inundable del Páramo	11271.51	266	42.37	462	0.39	0.85	0.68	1.92	Muy alta
Bosque siempreverde montano alto del Catamayo-Alamor	17451.45	338	51.63	487.87	0.46	0.79	0.66	1.91	Muy alta
Bosque siempreverde estacional montano bajo del Catamayo-Alamor	16832.97	371	45.37	590.64	0.49	0.83	0.59	1.91	Muy alta
Bosque siempreverde estacional piemontano de Cordillera Costera del Pacífico Ecuatorial	256995.63	4065	63.22	1512.39	0.94	0.75	0.22	1.91	Muy alta
Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Chocó Ecuatorial	92808.45	1434	64.72	948.34	0.76	0.74	0.4	1.9	Muy alta
Bosque siempreverde montano alto de Cordillera Occidental de los Andes	136881.45	1349	101.47	546.13	0.75	0.52	0.61	1.88	Muy alta
Bosque siempreverde montano bajo del Catamayo-Alamor	6002.73	103	58.28	313.12	0.26	0.77	0.8	1.83	Alta
Manglar del Chocó Ecuatorial	22961.07	279	82.3	382.17	0.4	0.67	0.74	1.81	Alta

Tabla 1. Ecosistemas con Área Total del Paisaje (TLA), índices NumP (Número de parches), MPS (Tamaño medio del parche), PSCOV (Coeficiente de variación del tamaño del parche). Los rangos percentiles para cada índice (RP), Suma de los valores RP y categoría de fragmentación

ECOSISTEMA	TLA (ha)	NumP	MPS (ha)	PSCoV (%)	RP_NumP	RP_MPS	RP_Pscov	SUMA	Categoría
Bosque semidecuido de Cordillera Costera del Pacifico Ecuatorial	77435.55	934	82.91	734.85	0.64	0.66	0.51	1.81	Alta
Bosque inundado de llanura aluvial del Chocó Ecuatorial	11811.24	140	84.37	280.97	0.31	0.64	0.85	1.8	Alta
Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas	169151.58	1730	97.78	814.24	0.79	0.55	0.45	1.79	Alta
Herbazal inundado lacustre del Pacifico Ecuatorial	1410.39	24	58.77	280.79	0.13	0.76	0.86	1.75	Alta
Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Costera del Chocó	25446.33	289	88.05	457.4	0.43	0.61	0.71	1.75	Alta
Bosque siempreverde montano del Catamayo-Alamor	58240.44	576	101.11	554.23	0.59	0.54	0.6	1.73	Alta
Bosque siempreverde estacional piemontano de Cordillera Occidental de los Andes	61910.55	713	86.83	761.52	0.61	0.63	0.48	1.72	Alta
Herbazal húmedo subnival del Páramo	8883.45	101	87.95	323.65	0.25	0.62	0.79	1.66	Alta
Bosque y Arbustal semidecuido del norte de los Valles	59393.61	1215	48.88	1709.24	0.7	0.8	0.16	1.66	Alta
Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes	243227.97	2583	94.16	1696.42	0.9	0.57	0.18	1.65	Alta
Bosque semidecuido piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	9668.97	232	41.68	854.25	0.37	0.86	0.41	1.64	Alta
Bosque decuido montano bajo del Catamayo-Alamor	4819.68	64	75.31	438.3	0.2	0.69	0.73	1.62	Alta
Herbazal y Arbustal siempreverde subnival del Páramo	67241.52	390	172.41	446.32	0.51	0.38	0.72	1.61	Alta
Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen amazónico	74765.61	833	89.75	970.64	0.62	0.6	0.39	1.61	Alta
Bosque siempreverde estacional piemontano del Catamayo-Alamor	97121.16	1339	72.53	1730.88	0.74	0.71	0.15	1.6	Alta
Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	126171.72	1162	108.58	986.8	0.69	0.51	0.38	1.58	Alta
Bosque siempreverde estacional montano bajo de Cordillera Costera del Pacifico Ecuatorial	92882.34	1027	90.44	1041.06	0.67	0.59	0.32	1.58	Alta
Bosque decuido de tierras bajas del Jama-Zapotillo	287066.16	2169	132.35	1409.7	0.85	0.46	0.26	1.57	Alta
Bosque siempreverde montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	210445.47	1134	185.58	784.99	0.68	0.36	0.47	1.51	Alta
Bosque semidecuido montano bajo del Catamayo-Alamor	66061.26	498	132.65	752.46	0.57	0.45	0.49	1.51	Alta
Bosque siempreverde montano de Cordillera Occidental de los Andes	326596.86	2242	145.67	1586.73	0.86	0.43	0.2	1.49	Alta
Bosque bajo y Arbustal decuido de tierras bajas del Jama-Zapotillo	198074.07	2088	94.86	1987.37	0.84	0.56	0.09	1.49	Alta
Bosque decuido de Cordillera Costera del Pacifico Ecuatorial	41122.71	326	126.14	716.97	0.44	0.47	0.52	1.43	Media
Arbustal siempreverde montano del sur de los Andes	22365.99	282	79.31	1022.79	0.41	0.68	0.34	1.43	Media
Bosque siempreverde piemontano de Cordillera Occidental de los Andes	378981	3366	112.59	3838.02	0.92	0.49	0.01	1.42	Media
Bosque siempreverde estacional piemontano de Cordillera Costera del Chocó	107814.51	855	126.1	1280.36	0.63	0.48	0.28	1.39	Media
Bosque siempreverde piemontano del Catamayo-Alamor	3339.99	23	145.22	309.24	0.1	0.44	0.81	1.35	Media
Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguariño-Putumayo-Caquetá	969451.74	2485	390.12	1687.71	0.89	0.24	0.19	1.32	Media
Herbazal ultrahúmedo subnival del Páramo	17540.82	94	186.6	460.18	0.24	0.34	0.69	1.27	Media
Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco	393.03	1	393.03	0	0.03	0.23	1	1.26	Media
Herbazal húmedo montano alto superior del Páramo	36148.59	201	179.84	641.05	0.34	0.37	0.55	1.26	Media
Herbazal del Páramo	1052005.77	3641	288.93	2481.7	0.93	0.28	0.05	1.26	Media
Arbustal siempreverde ripario de la Cordillera Oriental de los Andes	7217.91	24	300.75	262.47	0.13	0.26	0.87	1.26	Media
Bosque siempreverde piemontano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	19155.33	29	660.53	155.02	0.15	0.15	0.93	1.23	Media
Arbustal semidecuido del sur de los Valles	80855.91	203	398.3	533.65	0.36	0.22	0.64	1.22	Media
Arbustal desértico de tierras bajas del Jama-Zapotillo	34788.06	344	101.13	1550.89	0.47	0.53	0.21	1.21	Media
Bosque decuido piemontano del Catamayo-Alamor	39478.95	246	160.48	847.26	0.38	0.4	0.42	1.2	Media
Bosque y Arbustal semidecuido del sur de los Valles	22852.89	113	202.24	636.25	0.29	0.33	0.58	1.2	Media
Bosque semidecuido piemontano del Catamayo-Alamor	161926.47	1016	159.38	1974.76	0.66	0.41	0.11	1.18	Media
Arbustal siempreverde y Herbazal montano de la cordillera del Cóndor	23829.12	45	529.54	302.61	0.18	0.18	0.82	1.18	Media
Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	524104.74	1886	277.89	2245.29	0.82	0.3	0.06	1.18	Media
Arbustal desértico del sur de los Valles	13753.89	80	171.92	639.39	0.22	0.39	0.56	1.17	Media
Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	661137.03	1844	358.53	1840.77	0.8	0.25	0.12	1.17	Media
Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	256482.36	360	712.45	693.31	0.48	0.14	0.54	1.16	Media

ECOSISTEMA	TLA (ha)	NumP	MPS (ha)	PSCov (%)	RP_NumF	RP_MPS	RP_Pscov	SUMA	Categoría
Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	404089.56	1549	260.87	2014.86	0.78	0.31	0.07	1.16	Media
Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de roca caliza de las Cordilleras Amazónicas	18725.13	24	780.21	242.95	0.13	0.11	0.89	1.13	Media
Bosque siempreverde sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor en la baja Amazonia ecuatoriana	1247.67	1	1247.67	0	0.03	0.09	1	1.12	Media
Bosque siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	38567.79	68	567.17	377.75	0.21	0.16	0.75	1.12	Media
Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonia	11272.77	40	281.82	465.8	0.16	0.29	0.67	1.12	Media
Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	254460.06	490	519.31	989.42	0.55	0.2	0.36	1.11	Media
Bosque siempreverde de tierras bajas del Chocó Ecuatorial	355597.02	1465	242.73	3000.84	0.77	0.32	0.02	1.11	Media
Herbazal lacustre montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes	1736.82	1	1736.82	0	0.03	0.06	1	1.09	Media
Bosque siempreverde montano bajo de Galeras	2781.99	1	2781.99	0	0.03	0.05	1	1.08	Media
Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor	25035.48	19	1317.66	203.07	0.09	0.07	0.92	1.08	Media
Bosque siempreverde piemontano de Galeras	8366.94	1	8366.94	0	0.03	0.01	1	1.04	Media
Bosque siempreverde montano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú	101185.29	180	562.14	702.45	0.32	0.17	0.53	1.02	Media
Bosque siempreverde montano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	452011.5	591	764.82	1488.89	0.6	0.13	0.24	0.97	Baja
Rosetal caulescente y Herbazal del Páramo (frailejones)	46396.44	114	406.99	842.14	0.3	0.21	0.44	0.95	Baja
Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray	1477367.1	1223	1207.99	2938.88	0.71	0.1	0.04	0.85	Baja
Bosque siempreverde montano bajo del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes	424787.04	334	1271.82	1738.7	0.45	0.08	0.14	0.67	Baja
Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza	575297.73	181	3178.44	1319.85	0.33	0.03	0.27	0.63	Baja
Bosque siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza	2131080.03	401	5314.41	1993.87	0.53	0.02	0.08	0.63	Baja

3.1 Número de parches (NumP)

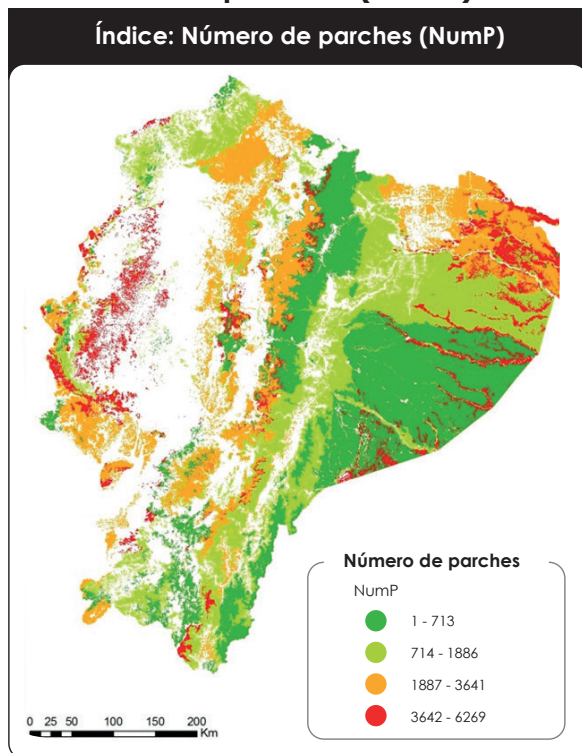


Fig. 3: Índice número de parches clasificado en 4 rangos

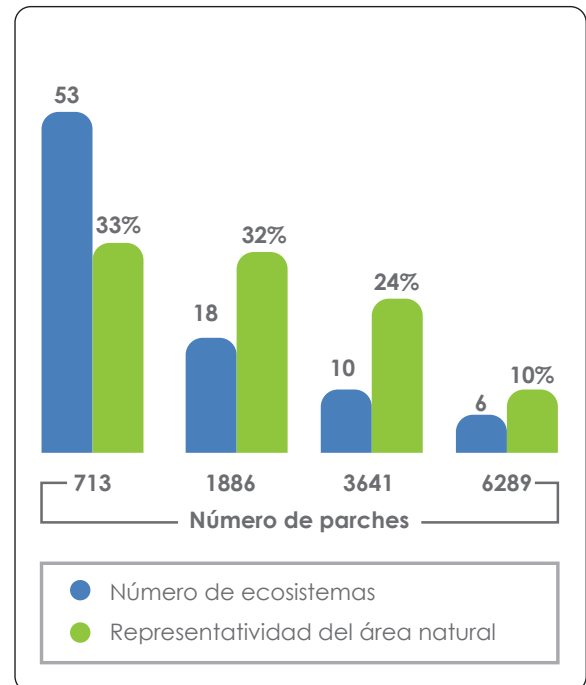


Fig.4: Número de ecosistemas por cada rango del índice NumP y su representatividad de la superficie natural continental.

53 de 87 ecosistemas tienen un número de parches que van de 1 a 713, este grupo representa un tercio de la superficie total del país. Los ecosistemas que más aportan a esta superficie son el bosque siempreverde de tierras bajas del tigre pastaza (21.310 km²) y el Bosque siempreverde de tierras bajas del abanico del pastaza (5.752 km²) en la Amazonía.

Los 6 ecosistemas con mayor número de parches son el Bosque inundado y el bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía; en la región costa: el Bosque semidecidual, el bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Jama Zapotillo y el bosque siempreverde estacional piemontano de la Cordillera Costera del Pacífico Ecuatorial; finalmente en la región sierra: el Arbustal siempreverde y herbazal de páramo.

3.2 Tamaño medio del parche (MPS)

El ecosistema de menor tamaño es de 4,76 ha que corresponde al Arbustal decidual y herbazal de playas del litoral, con un parche medio de 2,38 ha. Los ecosistemas que tienen desde 2,38 ha hasta 567 ha

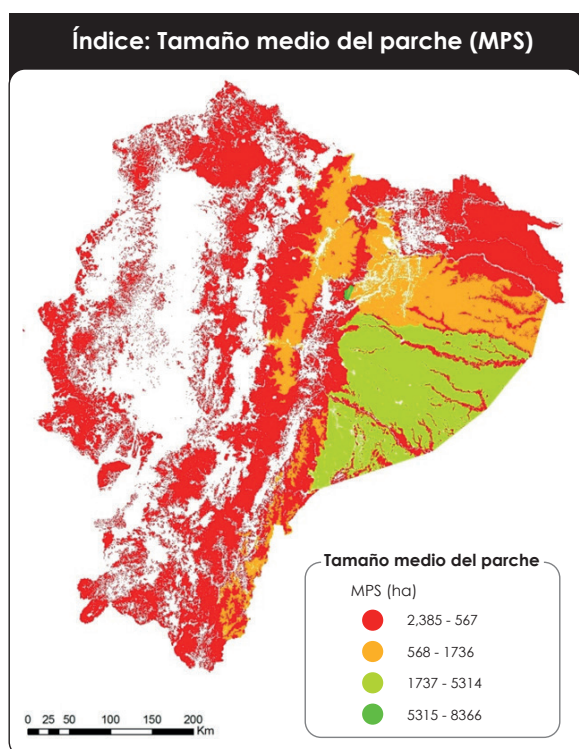


Fig. 5: Índice tamaño medio del parche clasificado en 4 rangos

de tamaño medio del parche representan el 64,82 % de la superficie natural total. Los parches de mayor tamaño, entre 1800 ha y 5300 ha aproximadamente, representan el 17,67% y tan solo 1 ecosistema llega a las 8300 ha que es el bosque siempreverde piemontano de Galeras y tiene un solo parche.

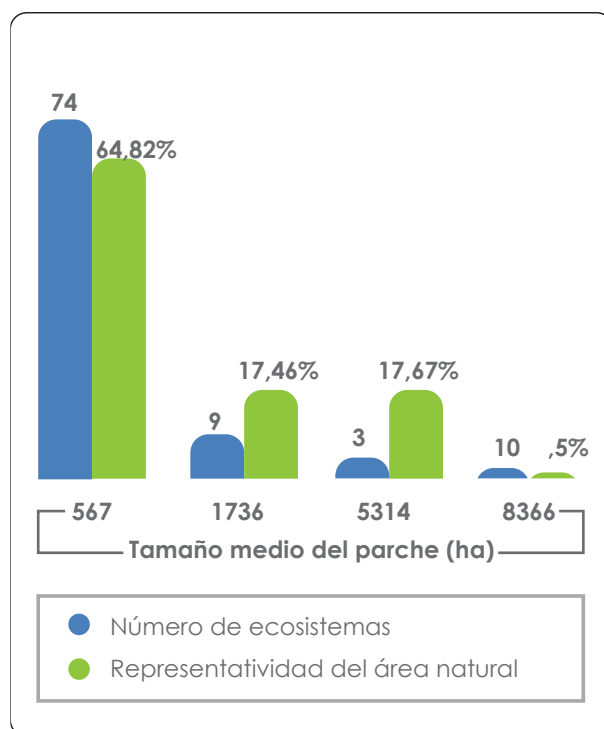


Fig.6: Número de ecosistemas por cada rango del índice MPS y su representatividad de la superficie natural continental.

3.3 Coeficiente de variación del tamaño del parche (PSCOV)

A pesar de que 35 ecosistemas presentan menor variación en el tamaño del parche, estos representan tan solo el 5 % de la superficie natural del país, mientras que 21 ecosistemas muestran una variación alta entre 1.102% y 2.245% y representan el 58% del área natural. Los ecosistemas que presentan una mayor variación (2.246% - 3.838%) son solo 5 y a pesar de ser pocos representan el 21% de la superficie.

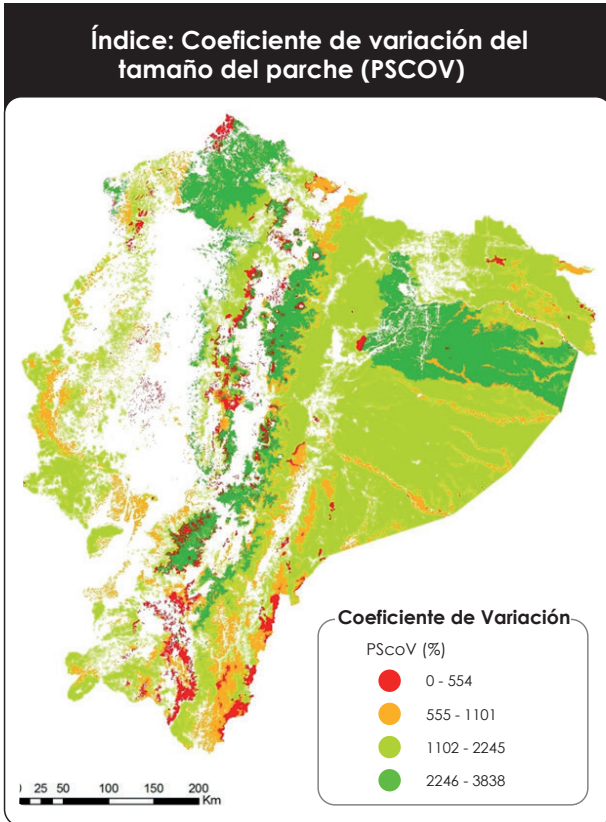


Fig. 7: Índice coeficiente de variación del tamaño del parche clasificado en 4 rangos

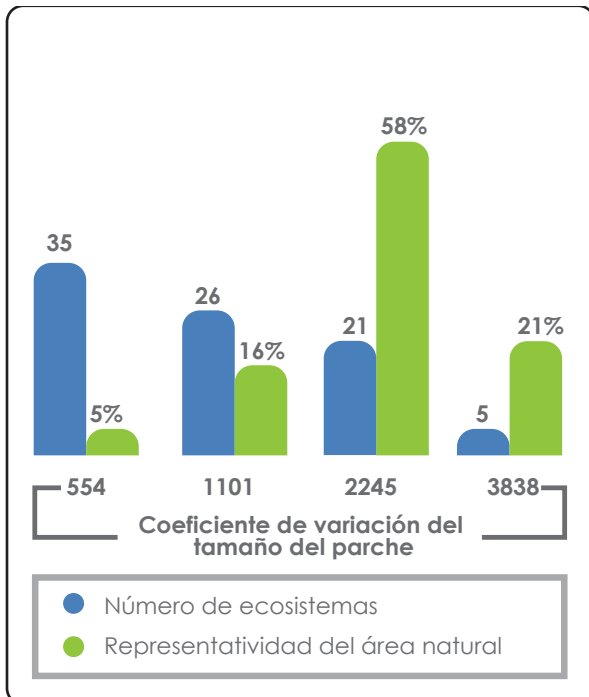


Fig.8: Número de ecosistemas por cada rango del índice PsCov y su representatividad de la superficie natural del país.

3.4 Indicador de fragmentación

Los ecosistemas dentro de una categoría alta y muy alta de fragmentación representan casi el 30% de la superficie natural; pero los ecosistemas de categoría media son los que tienen mayor representatividad en la superficie a nivel nacional (37%), seguido de los ecosistemas en categoría baja, que a pesar de ser 6 son los ecosistemas más grandes y poco fragmentados.

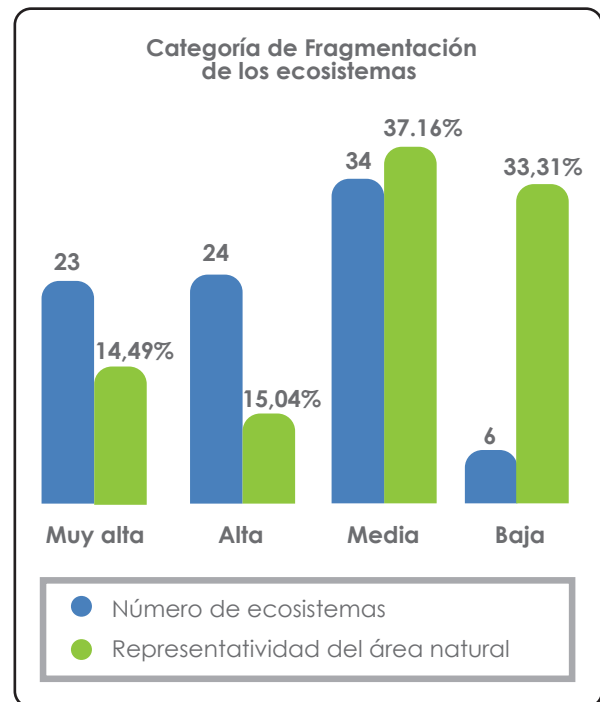


Fig. 9: Ecosistemas por categoría de fragmentación y su representatividad de la superficie natural del país.

Categoría de fragmentación	Superficie natural (ha)
MUY ALTA	2222.02
ALTA	2306.79
MEDIA	5697.81
BAJA	5106.94
TOTAL	15333.56

Tabla 2: Superficies totales en categoría de fragmentación

MAPA DE FRAGMENTACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DEL ECUADOR CONTINENTAL

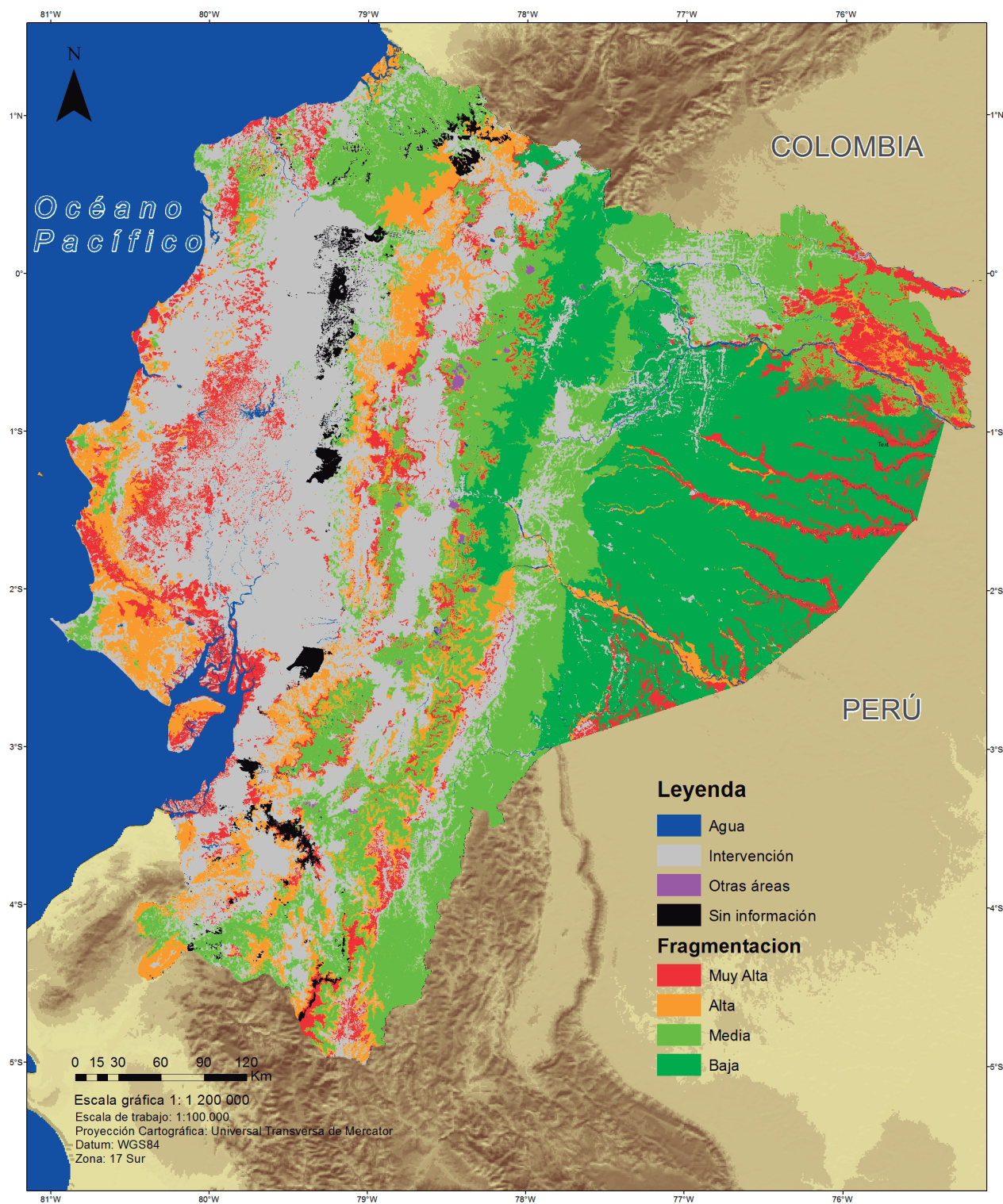


Fig.10: Indicador de fragmentación de los ecosistemas de Ecuador Continental

4

DISCUSIÓN

Los ecosistemas que tienen una categoría de fragmentación muy alta ocupan una sexta parte de la superficie natural del territorio nacional. De estos 23 ecosistemas, existen 12 cuyas características biogeográficas, geomorfológicas o sus regímenes de inundabilidad naturales lo definen dentro de esta categoría; de igual modo de los 24 ecosistemas en categoría de fragilidad alta, 9 ecosistemas son fragmentados por causas naturales.

Algunos de estos ecosistemas son bosques de tipo inundable que están dentro de una matriz natural, sin grandes zonas de intervención cercanas. Su alta fragmentación está dada por el alto número de sus fragmentos o su poco tamaño. Estos bosques anualmente atraviesan una fase de inundación esporádica permanente (mayor a 8 meses), debido a las precipitaciones que tienen un comportamiento regular en esta región amazónica y que pueden llegar a los 3.000 mm/año hacia las planicies (MAE, 2013b). Consecuentemente esta fragmentación es un proceso que se origina por las condiciones naturales del ecosistema.

La presencia de la Cordillera de los Andes en Ecuador Continental contribuye a la diferenciación, formación y distribución de

hábitats específicos, debido a su influencia en el clima, geología y geomorfología. Especialmente, la geomorfología y orografía que permiten conocer el origen y características del suelo, subsuelo y relieve son factores determinantes en la distribución de los ecosistemas (MAE, 2013c). Esta distribución natural en fragmentos se da en el caso de ecosistemas localizados sobre cumbres, llanuras aluviales, edificios volcánicos, zonas lacustres o valles que tienen un patrón de distribución discontinuo.

En el caso del ecosistema de bambú de la Amazonía, éste presenta una distribución restringida de manera natural, presente frecuentemente sobre suelos arenosos y forma pequeños fragmentos que se asemejan a islas de reducido tamaño.

Si bien la distribución natural de los ecosistemas es la principal razón por la que se da la fragmentación de este grupo en particular (tabla 3), es pertinente esclarecer que no podría ser su única razón. Existen procesos de deforestación e intervención antrópica que podrían estar asociados a estos procesos y que podrían aumentar o poner en riesgo la estabilidad de todos los ecosistemas en categoría alta y muy alta.

ECOSISTEMA	TIPO	CATEGORÍA
Arbustal decíduo y Herbazal de playas del Litoral	natural	Muy alta
Arbustal siempreverde y Herbazal del Páramo	natural	Muy alta
Bosque inundable de llanura intermareal del Chocó Ecuatorial	natural	Muy alta
Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía	natural	Muy alta
Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía	natural	Muy alta
Bosque siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía	natural	Muy alta
Bosque siempreverde del Páramo	natural	Muy alta
Bosque siempreverde estacional inundable de llanura aluvial del Jama-Zapotillo	natural	Muy alta
Herbazal inundable del Páramo	natural	Muy alta
Herbazal inundable ripario de tierras bajas del Chocó Ecuatorial	natural	Muy alta
Herbazal inundable ripario de tierras bajas del Jama-Zapotillo	natural	Muy alta
Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonía	natural	Muy alta
Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen amazónico	natural	Alta
Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas	natural	Alta
Bosque semidecíduo montano bajo del Catamayo-Alamor	natural	Alta
Bosque siempreverde montano bajo del Catamayo-Alamor	natural	Alta
Bosque siempreverde montano del Catamayo-Alamor	natural	Alta
Bosque y Arbustal semidecíduo del norte de los Valles	natural	Alta
Herbazal húmedo subnival del Páramo	natural	Alta
Herbazal inundado lacustre del Pacífico Ecuatorial	natural	Alta
Herbazal y Arbustal siempreverde subnival del Páramo	natural	Alta

Tabla 3: Listado de ecosistemas en categoría de fragmentación alta y muy alta de tipo natural

Según el Ministerio de Ambiente se ha registrado una tasa de deforestación para el período 2000-2008 de 77.647 ha/año, que a pesar de haber disminuido en comparación al período anterior 1990-2000 con una tasa de 89.944 ha/año, sigue siendo alta y los sectores más afectados y con mayores tasas de deforestación para el período más actual son la subregión Vertiente Oriental de los Andes y la subregión Andes del Sur en las provincias de Zamora y Loja respectivamente y Esmeraldas en la subregión Costa (MAE, 2012). Esta podría ser una de las causas asociadas a los procesos de fragmentación de ecosistemas en sectores biogeográficos como el Chocó ecuatorial y Catamayo-Alamor.

Del análisis de los resultados, en la región costa existen 10 ecosistemas que corresponden a una categoría de fragmentación muy alta y 8 a una categoría alta, estos ecosistemas, en especial, podrían ser susceptibles a los efectos negativos de la fragmentación, por estar en una matriz de intervención que podría ser hostil para la vegetación natural, debido al menor grado de resiliencia del

ecosistema asociado a sus condiciones climáticas; adicionalmente esta región fue la que registró una mayor tasa de deforestación para el período de 1990-2000 y 2000-2008 (MAE, 2012).

En la Amazonía existen 4 ecosistemas en categoría de fragmentación muy alta y 2 en categoría alta, y se considera que todos ellos son fragmentados por sus condiciones biogeográficas al encontrarse en zonas inundables y en su mayor parte alejadas de zonas de intervención antrópica.

En la Sierra se encuentran 9 ecosistemas en categoría de fragmentación muy alta y 14 en categoría alta. En esta región también existen ecosistemas fragmentados por causas naturales debido a su disposición geográfica; sin embargo existirán, ecosistemas cuya fragmentación puede darse por causas naturales y sobre todo intervención antrópica, debido, por ejemplo, al avance de la frontera agrícola, especialmente en áreas rurales y montañosas, como sucede en los ecosistemas del páramo.

Los ecosistemas con categoría baja son pequeños y continuos, mientras que los ecosistemas que se encuentran en una categoría de fragmentación media en general tienen parches de mayor tamaño medio y tienen remanentes de bosques grandes. Es el caso de ecosistemas boscosos en las

provincias de Esmeraldas, Sucumbíos y Morona Santiago, que según el análisis de deforestación tienen las tasas más altas de deforestación (MAE, 2012), por lo que el análisis de fragmentación temporal tendrá importancia para determinar su cambio e implicaciones en la biodiversidad a futuro.

5

CONCLUSIÓN

Ecuador continental tiene 23 ecosistemas en categoría de fragmentación muy alta y 24 ecosistemas en categoría alta que representan el 30% de la superficie natural.

Los ecosistemas de la costa son los más susceptibles a los efectos negativos de este fenómeno, por su baja resiliencia asociada a presiones antrópicas como la deforestación, mientras que aquellos ecosistemas fragmentados en la Amazonía tienen causas naturales.

Los ecosistemas en categoría de fragmentación muy alta y alta, deben tener una especial atención sobre los cambios en su cobertura y el efecto que puedan tener, ya que muchas veces la fragmentación que se produce por causas antropogénicas produce una pérdida de hábitat constante en el tiempo, que es la principal causa de la pérdida de biodiversidad.

Si bien los ecosistemas en categoría de fragmentación media actualmente no se ven afectados por este fenómeno por ser más extensos y tener remanentes grandes de bosque, a futuro podrían sufrir cambios asociados también a la deforestación, es-

pecialmente aquellos ubicados en las provincias con mayores tasas de deforestación.

El indicador de fragmentación es un insumo base y este análisis es el punto de partida para determinar la dinámica estructural de los ecosistemas y las posibles implicaciones ecológicas que puedan tener estos cambios en la fragmentación, siempre que exista información que brinde los criterios biológicos o ecológicos necesarios.

Es importante conocer las limitaciones de los índices que se utilizan en el análisis, ya que su utilidad dependerá de los objetivos a alcanzar. En este análisis los índices proporcionan información descriptiva más que funcional para el ecosistema. Los resultados se han asociado a otro tipo de información para que el intérprete pueda aportar datos sobre los fenómenos ecológicos que suceden en el paisaje y las posibles implicaciones que puedan generar.

Ciertamente, los índices no pueden caracterizar los procesos ecológicos del paisaje sin una clara comprensión de la relación

entre los valores del índice y estos procesos a través de escalas (Corry, 2005). Es importante conocer el aporte de cada índice en el grado de fragmentación de un ecosistema, lo que en ciertos casos permitirá distinguir un ecosistema fragmentado por causas naturales de uno fragmentado por causas antrópicas, ya que los índices pueden estar asociados a las condiciones naturales de la distribución geográfica, topográfica o climatológica y no a disturbios causados por la intervención humana.

Para hacer una evaluación temporal de la fragmentación se debe trabajar con la misma escala y metodología a través de procedimientos estandarizados, ya que la exactitud de la representación espacial puede cambiar con la conversión de los

datos y cambiar las relaciones espaciales entre parches de un paisaje (Corry, 2005, Saura, 2004). Por lo que distintas escalas de trabajo y metodologías pueden dar distintos resultados no comparables entre una y otra.

El mantenimiento de la biodiversidad frente a factores complejos de disturbios tendrá un mayor éxito si se puede mantener sus hábitats bien conectados, extensos y con bosques de alta calidad. Los cambios sobre el paisaje pueden ser inevitables, pero un hábitat con más oportunidades tendrá mayor resiliencia contra los cambios no deseados desde una perspectiva de la biodiversidad (Saura, et al. 2014), por lo que la gestión y creación de políticas debe apuntar hacia la concreción de estrategias que brinden estas oportunidades.

6

REFERENCIAS

Armenteras D., Gast F., Villareal H. (2002). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Colombia.

Bender DJ, Tischendorf L, and Fahrig L. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecol* 1: 17–39.

Biodiversity Indicators Partnership. (2010)a. Guidance for national biodiversity indicator development and use. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK. 40pp.

Biodiversity Indicators Partnership. (2010)b. Biodiversity indicators and the 2010 Target: Experiences and lessons learnt from the 2010 Biodiversity Indicators Partnership. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada. Technical Series No. 53, 196 pages.

Comisión de la Comunidad Andina (2008). Decisión 699; Elaboración de Indicadores Ambientales en la Comunidad Andina.

Corry R., Nassauer J. I. (2005). Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs, *Landscape and Urban Planning* 72, 265–280.

Dajoz R., (1979). Tratado de Ecología. 2da. Edición. Edit. Mundi Prensa España.

Depool R. y Monasterio D. (2013). Probabilidad y Estadística. Aplicaciones a la ingeniería. Universidad Nacional Experimental Politécnica Antonio José de Sucre.

Di Rienzo, J. A., Robledo, C. W., Balzarini, M. G., Casanoves, F., Gonzalez, L., & Tablada, M. (2005). InfoStat: software estadístico. Universidad Nacional de Córdoba. URL: <http://www.infostat.com.ar>.

Elkie, P., Rempel R., Carr. A. (1999). Patch Analyst User's Manual. Ont. Min. Natur. Resour. Northwest Sci. & Technol. Thunder Bay, Ont. TM-002. 16 pp +Append.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515.

- Haila Y., (1999). Islands and fragments. In: Hunter ML (ed) *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 234-264.
- Haila Y., (2002). A Conceptual Genealogy of Fragmentation Research: from island biogeography to landscape ecology, the ecological society of America, *ecological applications*, 12(2), pp. 321-334.
- Hanski, I., & Gilpin, M. (1991). Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological journal of the Linnean Society*, 42(1-2), 3-16.
- Hargis, C. D., Bissonette, J. A., & David, J. L. (1998). The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape ecology*, 13(3), 167-186.
- Jamoneau A., Chabrierie O., Closset-Kopp D., Decocq G. (2012). Fragmentation alters beta-diversity patterns of habitat specialists within forest metacommunities, *Ecography* 35: 124-133.
- Jenks, George F. (1967). "The Data Model Concept in Statistical Mapping", *International Yearbook of Cartography* 7: 186-190.
- Matthies, D. et al. (2004). Population size and the risk of local extinction: empirical evidence from rare plants. – *Oikos* 105: 481-488.
- McGarigal, K., Cushman S.A., Neel M.C., Ene E. (2002). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
- McGarigal K., Marks B.J. (1995). Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351. Corvallis, Oregon, USA.
- Mc Garigal K., Marks B. (1996). Nomenclatura, formulación y descripción de los índices espaciales del paisaje utilizados
- Ministerio del Ambiente, (2012): / Mapa Histórico de Deforestación del Ecuador Continental.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013)a. Metodología para la Representación Cartográfica de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural, Proyecto Mapa de vegetación, Quito.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013)b. Modelo de los regímenes de inundación para la representación cartográfica de ecosistemas del Ecuador continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Proyecto Mapa de vegetación, Quito.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013)c. Modelo de Unidades geomorfológicas para la representación cartográfica de ecosistemas del Ecuador continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Proyecto Mapa de vegetación, Quito.
- Moilanen, A., & Nieminen, M. (2002). Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology*, 83(4), 1131-1145.
- Parr T. W., Jongman R.H.G., Kùlvik. M. (2010). EBONE European Biodiversity Observation Network: Design of a plan for an integrated biodiversity observing system in space and time
- Ries, L., Fletcher Jr, R. J., Battin, J., & Sisk, T. D., 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 491-522.
- Saura S. (2004). Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices, *Landscape Ecology* 19: 197-209.
- Saura S., Martín- Queller E., y Hunter M. L. (2014). Forest landscape change and biodiversity conservation. En Azevedo J. C., Perera, A. H., Pinto, M. A. (Eds.), *Forest landscapes and global change: challenges for research and management*. Springer. ISBN 978-1-4939-0952-0.
- Secretaría General de la Comunidad Andina (2008). *Manual de Estadísticas Ambientales Andinas*, Perú.
- Tilman, D. (2004). Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. – *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 101:10854-10861.
- Terborgh, J. (1989). *Where have all the birds gone?* Princeton University Press, USA, New Jersey.
- Wilcox, B. A., & Murphy, D. D. (1985). Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American naturalist*, 879-887.
- Whitcom, R.F., Robbins, C.S., Lynch, J.F. (1981). Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest.



Ministerio
del **Ambiente**

MINISTERIO DEL AMBIENTE DE ECUADOR
SUBSECRETARÍA DE PATRIMONIO NATURAL
INSTANCIA DE MONITOREO DEL PATRIMONIO NATURAL

www.ambiente.gob.ec