

**Análisis de la fragmentación y del efecto de borde del Parque Nacional
Henri Pittier, Venezuela**

***Analysis of the fragmentation and edge effect of the Henri Pittier National
Park, Venezuela***

¹Deisy Coromoto Rebolledo-López

¹Profesora-Investigadora, División de Estudios de Postgrado, Universidad de la Sierra Sur, Guillermo Rojas Mijangos S/N, Esquina Av. Universidad, Ciudad Universitaria, Miahuatlán de Porfirio Díaz, Oaxaca. México, C.P. 70805, deisyc.rebolledo@gmail.com

Deisy Coromoto Rebolledo-López (2022). Análisis de la fragmentación y del efecto de borde del Parque Nacional Henri Pittier, Venezuela. *Revista Estudios Ambientales*, 10 (2), 26-47.

Recibido: 19/04/2022 - **Aceptado:** 7/06/2022 - **Publicado:** 30/12/2022

RESUMEN

La fragmentación ha sido identificada como la mayor amenaza que hoy día están padeciendo los ecosistemas del mundo; y entre éstos, en los bosques nublados. Este estudio analiza las afectaciones espaciales del Parque Nacional Henri Pittier (PNHP), Venezuela por el efecto de borde generado por fraccionamientos. Los objetivos fueron identificar, cuantificar y analizar espacialmente los efectos bordes en las unidades de cobertura vegetal, zonificación y cuencas hidrográficas del parque. Estos efectos son generados dentro del área del parque por fragmentación y por usos incompatibles tanto adentro como afuera de la poligonal del PNHP. La metodología se basó en un modelo hipotético, construido mediante revisión documental sobre alteraciones de ecosistemas boscosos tropicales. Se usaron dos softwares de sistemas de información geográfica, así como la herramienta “buffer” del ArcGis. Los resultados arrojaron que el área del parque bajo el efecto de borde es de aproximadamente 35 %. Los herbazales, la Zona de Recuperación Natural (ZRN) (60,8 %) y las cuencas hidrográficas El Castaño (15,5 %), El Limón (13,8 %) y Polvorín (13,1 %) en la vertiente sur y Choróní (24,7 %), en la vertiente norte, fueron identificados como las unidades más afectadas. El fraccionamiento y sus respectivos bordes deben estar afectando desfavorablemente los servicios ecosistémicos del parque; hay evidencias de estados de amenazas para

algunas especies de la fauna. Por lo anterior, sería adecuado incluir en estudios futuros análisis sobre afectaciones a los servicios ecosistémicos generadas por fragmentación y efecto de borde.

PALABRAS CLAVES: área protegida, análisis espacial, cobertura vegetal, cuencas hidrográficas, zonificación.

ABSTRACT

Fragmentation has been identified as the greatest threat that the world's ecosystems are suffering today; and between these, in the cloud forests. This study analyzes the spatial effects of the Henri Pittier National Park (PNHP), Venezuela due to the edge effect generated by subdivisions. The objectives were to identify, quantify, and spatially analyze the edge effects in the park's vegetation cover, zoning, and watershed units. These effects are generated within the park area by fragmentation and by incompatible uses both inside and outside the PNHP polygon. The methodology was based on a hypothetical model, built through documentary review on alterations of tropical forest ecosystems. Two geographic information system software were used, as well as the ArcGis "buffer" tool. The results showed that the park area under the edge effect is approximately 35%. The grasslands, the Natural Recovery Zone (ZRN) (60.8%) and the El Castaño (15.5%), El Limón (13.8%) and Polvorín (13.1%) hydrographic basins on the southern slope and Choroní (24.7%), on the northern slope were identified as the most affected units. The subdivision and its respective borders must be unfavorably affecting the park's ecosystem services; there is evidence of threat states for some species of fauna. Therefore, it would be appropriate to include in future studies analyzes of effects on ecosystem services generated by fragmentation and edge effect.

KEY WORDS: protected area, spatial analysis, vegetation cover, hydrographic basins, zoning.

INTRODUCCIÓN

Estudiar bosques es muy importante por la biodiversidad, procesos ecológicos que sustentan los bienes y servicios ambientales o ecosistémicos, y como hábitats que contribuyen al equilibrio

ecológico del planeta. Estos ecosistemas cubren 31 % del planeta (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura-Programa de las Naciones unidas para el Medio Ambiente (FAO-PNUMA), 2020).

Los bosques abastecen servicios de provisión, regulación, culturales y de soporte (Rosa et al., 2004); por eso el interés de protegerlos. Estos ecosistemas proporcionan agua, mitigan cambio climático y proveen hábitat para muchos polinizadores; cuyos procesos ecológicos de regulación son esenciales. Entre éstos se ha estimado de que 75 % de los principales cultivos (35 % de la producción mundial de alimentos), se valen de polinizaciones zoófilas (FAO-PNUMA, 2020).

Los bosques nublados representan 1,4 % de los bosques tropicales y 6,6 % de los de montañas del mundo (Scatena et al., 2010). El protegerlo es de interés local, regional y global. En cuanto a lo local y regional éstos son por aprovechamiento de fauna, flora, agua, minerales, entre otros; así como por sus funciones ecológicas. Lo global es por su alto endemismo; así como por sus servicios ecosistémicos (Rebolledo y Lores, 2021).

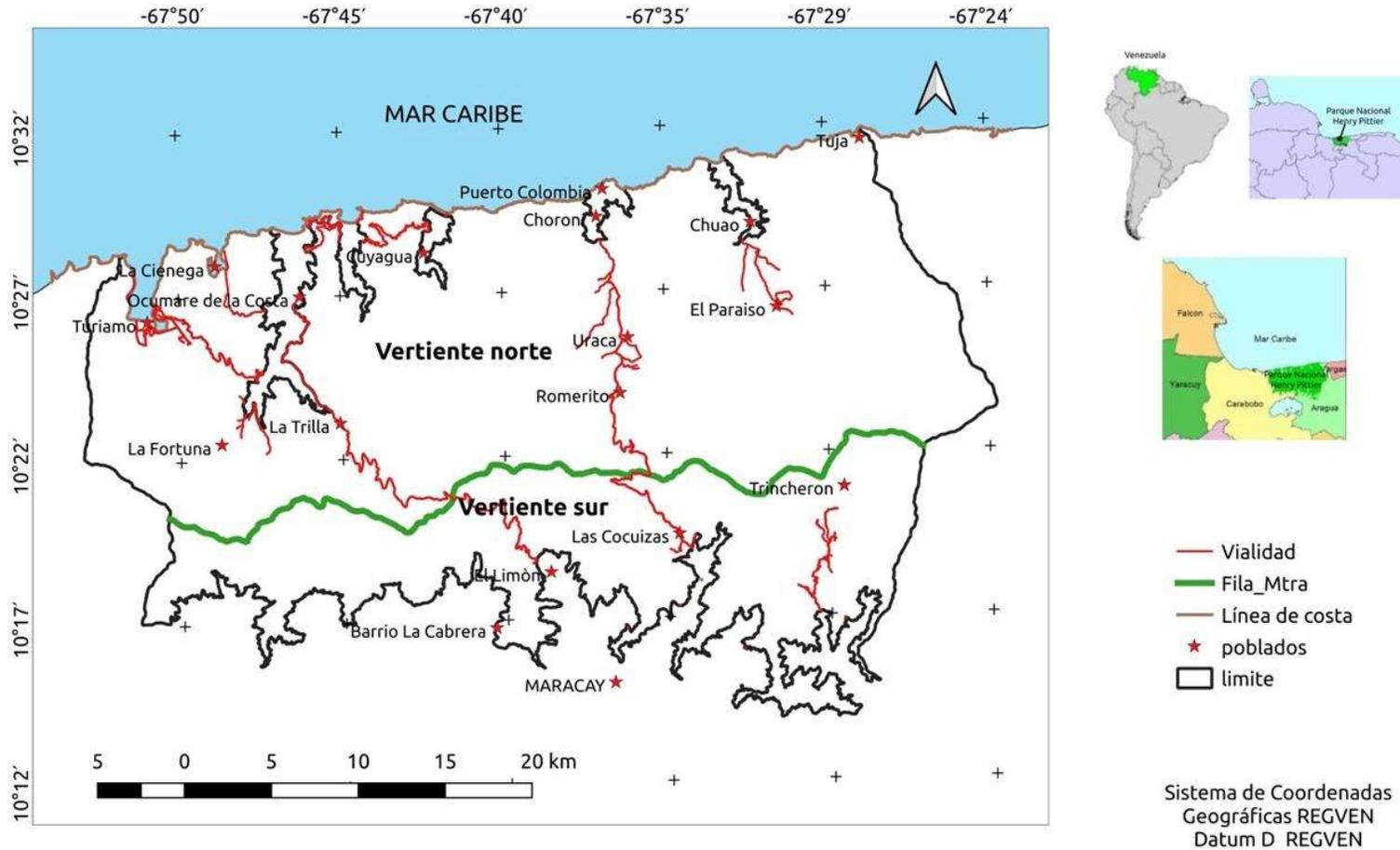
Actualmente en Latinoamérica estos ecosistemas, poseen la mayor extensión de bosques tropicales del mundo. Lo cual cobra cada vez mayor importancia en términos económicos, sociales, ambientales (Sabogal, 1996) y políticos; simultáneamente su extracción, genera conflictos (González y Escalona, 2020).

El cambio de uso del suelo y extracción de recursos en los bosques generan pérdidas tanto en su calidad como en su

cantidad; ante construcciones de infraestructuras u otros usos antrópicos del suelo. La fragmentación es identificada como una de las principales causas de estas alteraciones. Las áreas fragmentadas son modificadas y remplazadas por otros ecosistemas, creando parches forestales aislados. Estos simultáneamente producen el efecto de borde en áreas vecinas, como resultado de la interacción entre dos ecosistemas adyacentes muy diferentes; lo cual crea una abrupta transición; ocasionando alteraciones abióticas, bióticas, directas e indirectas (Murcia, 1995).

El efecto de borde produce un aumento de la relación perímetro-superficie; provocando la mayor permeabilidad ante la influencia de los ambientes periféricos y en función del grado de contraste entre ecosistemas fragmentados y sus zonas circunvecinas (Gurrutxaga y Lozano, 2006). En estos bordes, se forjan procesos perjudiciales para la biodiversidad porque cambian estructura y procesos ecológicos (Cayuela, et al., 2006); por ende, afectan a los servicios ecosistémicos.

Las interacciones resultantes del efecto de borde decrecen conforme aumenta la distancia hacia el interior de la matriz del ecosistema, y de manera diferente de acuerdo con variables, tales como grado de contraste estructural y condiciones de naturalidad (Gurrutxaga y Lozano, 2006).



Fuente: Elaboración propia con base en Rebolledo (2014), ArcGis 9.3 y Qgis 3.22.8.

Figura 1. Ubicación relativa del área de estudio.

Investigaciones sobre fragmentación y efecto de borde reconocen consecuencias del aislamiento de poblaciones y comunidades en áreas de parches más pequeños o parches aislados; confirmándose que las primeras investigaciones sobre fragmentación se referían a la Teoría Biogeográfica de Islas de MacArthur y Wilson (1963; citados por Kattan y Murcia, 2003; Garrido, 2020).

Esta investigación sobre fragmentación y efecto de borde se llevó a cabo en el Parque Nacional Henri Pittier (PNHP) (Figura 1). Ésta estudió la fragmentación y al efecto de borde por diversos usos del suelo dentro del parque; así como los efectos de borde originados en áreas circunvecinas cuyos efectos se reflejan dentro del parque. El PNHP está expuesto al contacto humano y, por ende, a ser afectado por éste. Esto se evidencia por su cercanía a poblados de aproximadamente 1.000.000 de habitantes, áreas circunvecinas con actividades propulsoras de incendios, cobertura vegetal con alto poder inflamable, vías con un flujo mayor de 100.000 vehículos/año, centros poblados dentro de su poligonal con tasas de crecimiento superiores de la estatal y nacional, lugares puntuales para comer al aire libre con braceros, aprovechamiento de agua, redes eléctricas, antenas de telecomunicación, entre otras (Rebolledo, 2014).

Las vías de mayor importancia que atraviesan el parque generando

fragmentación son dos y pavimentadas. La de Maracay hacia La Trilla, Aponte, Turiamo, Cumboto, Ocumare de La Costa, Cata, Cuyagua y desde Maracay hacia Choroní; aunado a otras redes como caminos, senderos y cortafuegos. Los usos del suelo de áreas fuera de la poligonal del parque, en su lindero sur (en especial), contienen en su mayoría, usos y actividades humanas incompatibles con la figura de protección del PNHP (Rebolledo, 2014).

El PNHP fue el primero decretado en Venezuela y es de vital importancia para sus pobladores y de áreas vecinas a éste; porque entre otros servicios ambientales está la dotación de agua para consumo humano (República de Venezuela, 1937) para poblaciones residenciadas dentro del parque, al norte y al sur de sus linderos. Además, es vital para actividades lúdicas de pobladores locales, estatales y nacionales.

Por lo anterior, es de interés estudiar las afectaciones cuantificables espacialmente del PNHP. Los objetivos fueron identificar, cuantificar y analizar espacialmente los efectos de bordes en las unidades de cobertura vegetal, zonificación y cuencas hidrográficas (en adelante cuencas) del parque; generados por fragmentación y por usos incompatibles. Además, de los efectos de borde causados por sus áreas circunvecinas con usos del suelo identificados como incompatibles con éste, manifestados dentro del parque.

Esta investigación es documentada, sustentada en un modelo hipotéticos y aspira responder la siguiente pregunta ¿Cuáles son las unidades de vegetación,

zonificación y cuencas bajo el efecto de borde generado por fragmentaciones? El supuesto de investigación es que las unidades de: vegetación, zonificación y cuencas más fragmentadas y bajo el efecto de borde están ubicadas en la vertiente sur (VERSUR); porque lindan con usos del suelo de mayor incompatibles con el uso protector y de mayor alcance.

METODOLOGÍA

Se estimó el área bajo efecto de borde generada por fragmentaciones de diversos usos del suelo. Se analizaron las afectaciones espacialmente sobre unidades de vegetación, simultáneamente se relacionaron con las unidades de zonificación del Plan (República de Venezuela, 1995) y con las cuencas. Éstas se representaron en los mapas a escala 1:50.000 de vegetación, zonificación y cuencas de Rebolledo (2014) (no se midieron sus efectos sobre la biodiversidad); lo cual se hizo con la herramienta buffer de ArcGis y los mapas, se editaron con QGis. Esta investigación está fundamentada en la relación entre los usos de suelo actuales del parque y los producidos por los usos del suelo de sus áreas circunvecinas fuera del parque que aun así afectan el área del PNHP.

Las distancias de penetración del efecto de borde seleccionadas fueron desde 25 m pasando por 300 m hasta tres km (Tabla 1). Éstas incorporan la mayor

cantidad de perturbaciones físicas y biológicas sobre los ecosistemas (Laurance et al., 2002).

Este estudio es una modelización teórica fundamentada en referencias bibliográficas sobre fragmentación y efecto de borde en ecosistemas boscosos tropicales (escenarios hipotéticos). Esto se fundamentó en que no se encontraron estudios de efecto de borde en bosques nublados en el momento del análisis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las unidades de cobertura vegetal son herbazales ubicados a ≤ 750 msnm en VERNOR y 1.000 msnm VERSUR (H_1), herbazal entre 750 msnm hasta 1.550 msnm VERNOR y desde 1.000 msnm hasta 1.550 msnm VERSUR (H_2), herbazal a ≥ 1.550 msnm (H_3), bosque nublado bajo desde 750 msnm hasta 1.550 msnm VERNOR y desde 1.000 msnm hasta 1.550 msnm VERSUR (B_{nb}), bosque nublado superior por encima de 1.550 msnm (B_{ns}), bosque semi-decيدuo (B_{sd}), bosque decيدuo (B_d), cardonal costero (C_c) y espinal costero (E_c). El análisis del efecto de borde arrojó que los herbazales (H_1 , H_2 , H_3 , identificados como herbazales en la Figura 2), B_n (B_{ns} , B_{nb}) y B_r fueron las coberturas vegetales más afectadas en la VERSUR. Éstas en relación con el área total del parque representan 45,8 %, 15,2 % y 14,1 %; respectivamente (Figura 2, Tabla 2).

Tabla 1. Fundamentos para determinar efecto de borde.

Generadores del efecto de borde	Alcance	Referencias para determinar fragmentación y efecto de borde
Redes eléctricas y vialidades pavimentadas	300 m desde el eje de la red	Rost y Bailey, 1979; Andrews, 1990; Saunders et al., 1991; Murcia, 1995; Olander et al., 1998; Pohlman et al., 2007; Coffin, 2007; Elias, 2008; Forman et al., 1997; Forman y Alexander, 1998, Forman, 2000; Harper et al., 2005; Laurance et al., 2009.
Caminos y senderos de tierra	25 m desde el eje vial	Andrews, 1990; Saunders et al., 1991; Murcia, 1995; Forman et al., 1997; Forman y Alexander, 1998; Laurance, 1998; Olander et al., 1998; Forman, 2000; Saunders et al., 2002; Harper y MacDonald, 2002; Marsh y Beckman, 2004; Harper et al., 2005; Peña et al., 2005; Coffin, 2007; Delgado et al., 2007; Pohlman et al., 2007; Elías, 2008; Laurance et al., 2009.
Valles intervenidos de la vertiente norte (VERNOR) circunvecinos al parque	300 m desde el límite del área agrícola	Murcia 1995; Laurance, 1998; Laurance et al., 1998; Cochrane, 2001; Revilla et al., 2001; Laurance et al. 2002; Cochrane, 2003; Giambelluca et al., 2003; Laurance 2004a, 2004b; Harper et al., 2005; Cayuela et al., 2006; Michalski et al., 2006; Lees y Peres 2006; Ewers et al., 2007; Cochrane y Laurance, 2008; Laurance, 2008; Bossart y Opuni, 2009; Laurance y Useche, 2009; Laurance et al., 2011.
Poblados dentro del parque	300 m a partir del centro del poblado en ambas vertientes	Murcia, 1995, Laurance, 1998; Esparza y Carruthers, 2000; Laurance, 2000; Revilla et al., 2001; Laurance et al., 2002; Giambelluca et al., 2003; Laurance 2004a; Harper et al., 2005; Lees y Peres 2006; Michalski et al., 2006; Ewers et al., 2007; Laurance, 2009; Laurance y Useche, 2009; Laurance et al. 2011.
Áreas urbanas	3 km desde de la poligonal urbana de Mariara (Carabobo) y Maracay (Aragua)	Murcia, 1995; Laurance, 2000; Revilla et al., 2001; Cochrane, 2003; Laurance 2004a; Lees y Peres, 2006; Michalski et al., 2006; Ewers et al., 2007; Laurance et al., 2007; Laurance 2008; Laurance y Useche, 2009; Laurance et al., 2009; Briant et al., 2010; Laurance et al., 2011.
Áreas agrícolas	300 m desde los linderos del parque con cada parcela agrícola	Murcia, 1995; Laurance, 1998; Laurance et al., 1998; Laurance, 2000; Cochrane, 2001; Cochrane y Laurance, 2002; Laurance, 2002; Cochrane, 2003; Giambelluca et al., 2003; Laurance 2004a; Harper et al., 2005; Peña et al. 2005; Cayuela et al., 2006; Lees y Peres, 2006; Ewers et al., 2007; Viña et al. 2007; Cochrane y Laurance, 2008; Bossart y Opuni, 2009; Laurance 2009; Laurance 2011; Pellissier et al., 2013.
Herbazales	300 m desde el borde del herbazal	Murcia, 1995; Laurance et al., 1998; Laurance, 2000; Cochrane, 2001; Cochrane y Laurance, 2002; Laurance, 2002; Cochrane, 2003; Giambelluca et al., 2003; Laurance, 2004a; Harper et al., 2005; Peña et al., 2005; Lees y Peres, 2006; Ewers et al., 2007; Cochrane y Laurance, 2008; Bossart y Opuni, 2009; Laurance, 2011a; Ibáñez et al., 2013.

Fuente: Elaboración propio con base en referencias.

La magnitud de afectación a los herbazales; posiblemente corresponda a su exposición al efecto de borde generado por usos urbanos, agrícolas, mineros, recreativos, militares; unido a la presencia de infraestructuras como carreteras, senderos y caminos; así como redes de telecomunicaciones y eléctricas (Abarca y Quiroz, 2005; Muñoz et al., 2006; Rebolledo, 2014; Rebolledo y Lores, 2021).

Las alteraciones a los B_r , probablemente se deban a que lindan con herbazales y vías de penetración de alto fluido vehicular (Abarca y Quiroz, 2005; Muñoz et al., 2006; Rebolledo, 2014); aunado a su vulnerabilidad ante incendios (Abarca y Quiroz, 2005; Rebolledo y Lores, 2021). Asimismo, los B_n , B_r y E_c están atravesados por vías, y circunvecinos a herbazales. En síntesis, los herbazales (100 %) están bajo el efecto de borde, seguidos de B_r y de E_c .

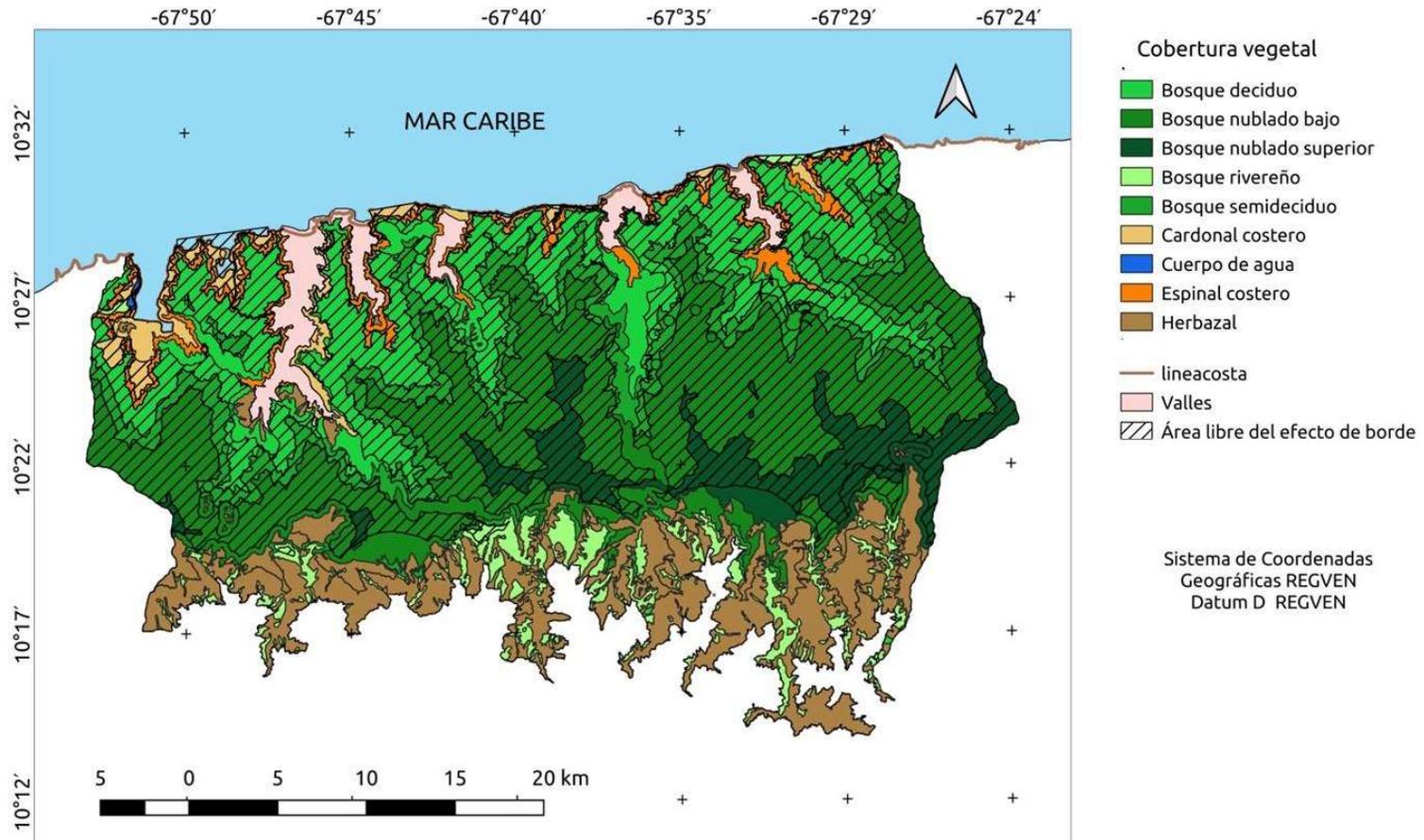
El análisis de las unidades de zonificación muestra que la Zona de Recuperación Natural (ZRN) concentró la mayor cantidad de áreas bajo efecto de borde (60,8 %). Así mismo, las Zonas de Población Autóctona (ZUPA), Usos Especial (ZUE), Ambiente Natural Mejorado (ZANM) y Amortización (ZAM), en gran proporción, quedaron bajo el efecto de borde (> 50,0 %). Esto está sustentado por la presencia de usos de suelos permitidos incompatibles con la figura de protección dentro del parque generadores de fraccionamiento y, por ende, efecto de borde; aunado a los usos de las áreas circunvecinas

cuyo efecto de borde se refleja dentro del parque (Figura 3, Tabla 3).

La intercepción espacial de unidades de zonificación con unidades de vegetación arrojó que la ZRN, en su mayoría, está cubierta por herbazales. La más afectada fue la ZRN (94,6 %) seguida de la Zona de Protección Integral (ZPI) (12,5 %). Las ZPI y ZUE (ejes viales Romerito-Uraca-La Loma, Maracay-Choroní y La Trilla-Aponte, Maracay-Ocumare) porque lindan con las carreteras, fuente de fragmentación y efecto de borde. Esta situación pone bajo riesgo la ZPI porque en la ZUE se permiten usos y actividades de mayor impacto ambiental; las cuales amenazan la preservación y conservación de su biodiversidad.

La cuantificación del efecto de borde sobre cuencas se expone por vertientes. La VERSUR muestra que este efecto es muy parecido u homogéneo sobre cada cuenca. El efecto está en todas las cuencas, distribuido desde 4,0 % (Güey) hasta 15,4 % (El Castaño) (Tabla 4, Figura 4).

El análisis individual sobre cuencas de la VERSUR arrojó valores de afectación superiores a 75 %. Las que se encuentran con mayores superficies bajo efecto de borde son Caño Colorado y Güey; seguidas de Ereigüe, Mariara y El Castaño (Tabla 4, Figura 4). En la VERNOR la afectación es menor, hay tres cuencas con ausencia de fragmentación (Maya, Uricao y Valle Seco). Aquí el efecto está distribuido de una manera más heterogénea que en la VERSUR. Éste va desde 0,1 % (Ña' María) hasta 32,9 % (Ocumare) (Tabla 4, Figura 4).



Fuente: Elaboración propia con base en Rebolledo (2014), ArcGis 9.3 y QGis 3.22.8.

Figura 2. Coberturas vegetales bajo efecto de borde.

Tabla 2. Coberturas vegetales bajo efecto de borde.

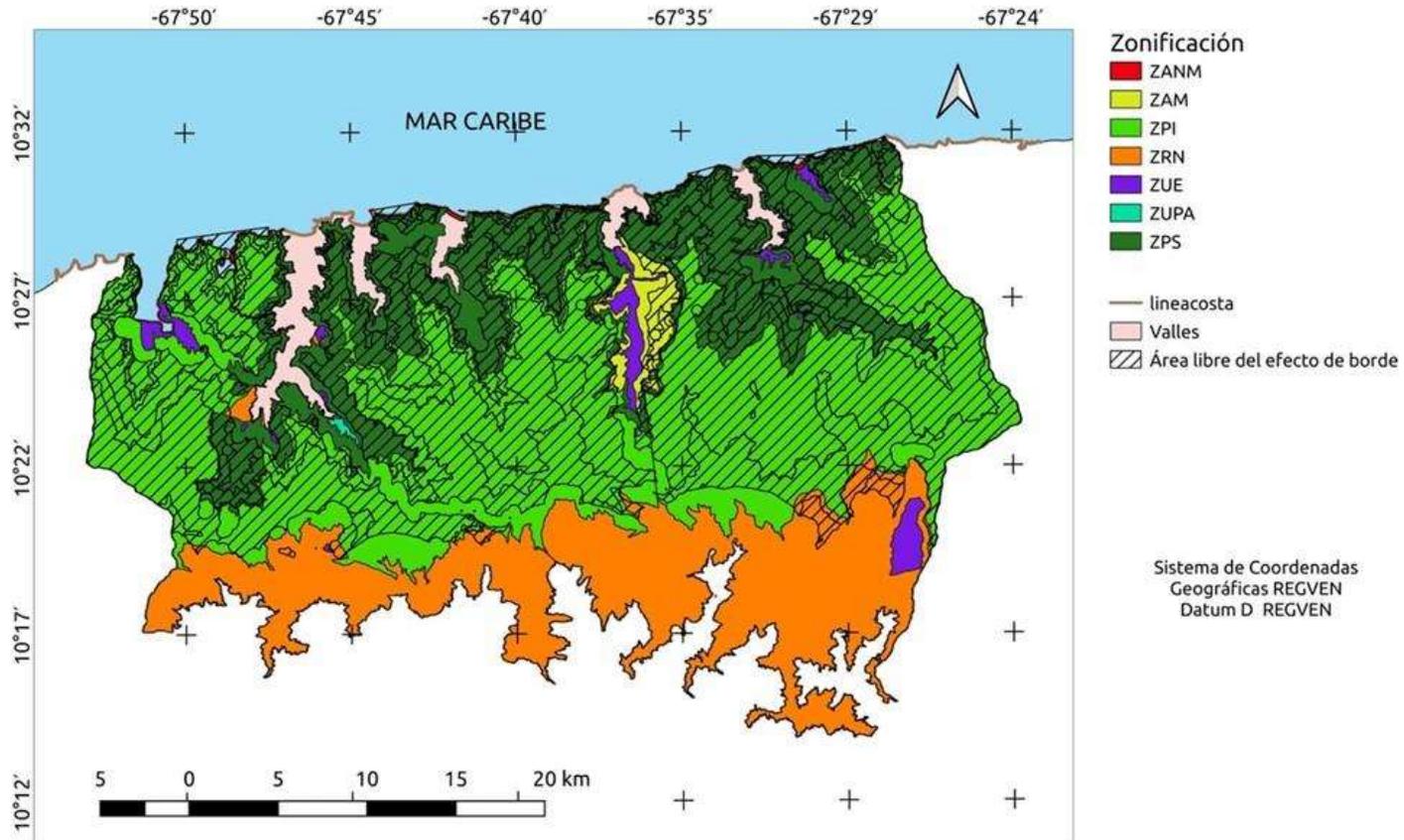
Unidades vegetales	PNHP (ha)	Efecto de borde (ha)	Efecto de borde con respecto a la misma unidad (%)	Efecto de borde con respecto al parque (%)	Área matriz (ha)
H ₁	11.832,6	11.832,6	100	31,4	4,0
H ₂	5.246,7	5.246,7	100	13,9	0,0
H ₃	194,4	194,4	100	0,5	0,0
B _r	5.720,4	5.310,2	92,8	14,1	410,2
B _{nb}	32.613,1	4.445,3	13,6	11,8	28.167,8
B _d	22.012,6	4.035,8	18,3	10,7	17.976,8
E _c	5.333,8	2.049,5	55,3	5,4	3.284,3
B _{sd}	13.039,7	1.994,0	15,2	5,3	11.045,7
B _{ns}	9.010,0	1.285,8	14,2	3,4	7.724,5
C _c	2.095,6	1.240,7		3,3	854,9
Cuerpo de agua salobre, bahía de Turiamo C-1)	43,5	0,0	No aplica (NA)	NA	NA
Litoral marino (L _m)	572,1	0,0	0,0	0,0	572,1
Total	107.714,7	37.631,0	34,9	100	70.083,7

Fuente: Elaboración propia con base en Rebolledo (2014) y ArcGis 9.3.

Tabla 3. Unidades de zonificación bajo efecto de borde.

Unidades de zonificación	PNHP (ha)	Efecto de borde (ha)	Efecto de borde con respecto a la misma unidad (%)	Efecto de borde con respecto al parque (%)
ZRN	24.631,8	23.296,8	94,5	60,8
ZPI	54.519,6	6.827,1	12,5	17,8
ZP	24.811,2	5.209,8	30,0	13,6
ZUE	1.902,1	1.887,3	99,2	4,9
ZAM	1.697,0	950,4	56,0	2,5
ZUPA	95,8	95,6	0,9	0,2
ZANM	57,1	41,2	72,1	0,1
Total	107.714,7	38.308,1	35,5	100

Fuente: Elaboración propia con base en Rebolledo (2014) y ArcGis 9.3.



Fuente: Elaboración propia con base en Rebolledo (2014), ArcGis 9.3 y QGis 3.22.8.

Figura 3. Unidades de zonificación bajo efecto de borde.

Al analizar el efecto en cada cuenca de la VERNOR, se identificaron tres cuencas con valores superiores a 23 % de su área bajo efecto de borde (Ocumare, Choróni y Turiamo). Otras con valores menores; desde 1,5 % (Aroa) hasta 13,9 % (Cepe). Además, estas cuencas están en gran proporción dentro del parque (Tabla 5, Figura 4).

En el análisis de la distribución porcentual de las unidades en la VERSUR, la cobertura vegetal con mayor área bajo efecto de borde fueron los herbazales. Asimismo, los herbazales representan más de 40 % del área de las cuencas; sus valores bajo efecto borde va desde 40,3 % (El Limón) hasta 79 % (El Pedregal). La excepción fue Mariara, en ésta los B_{nb} fueron los más afectados (Tabla 4, Figura 4).

La VERNOR muestra una situación diferente en relación con la VERSUR. Las unidades de vegetación más afectadas fueron B_d (38,1 %), seguida del E_c y con valores similares C_c, B_{sd} y B_{nb} (Tabla 5, Figura 4).

El alto porcentaje de E_c bajo efecto de borde está en las cuencas Aroa, Ña'María, Cata, Chuao y Cepe; el C_c en ciénega de Ocumare (C. Ocumare), Turiamo y Tuja. La tercera unidad vegetal más afectada por cuenca fue el B_d de Cuyagua, Choroni y Ocumare. Revisando la Figura 4, se ratifica como grandes generadores de fragmentación y efecto de borde a herbazales, vías Maracay a Choróni y Maracay a Ocumare; y centros poblados.

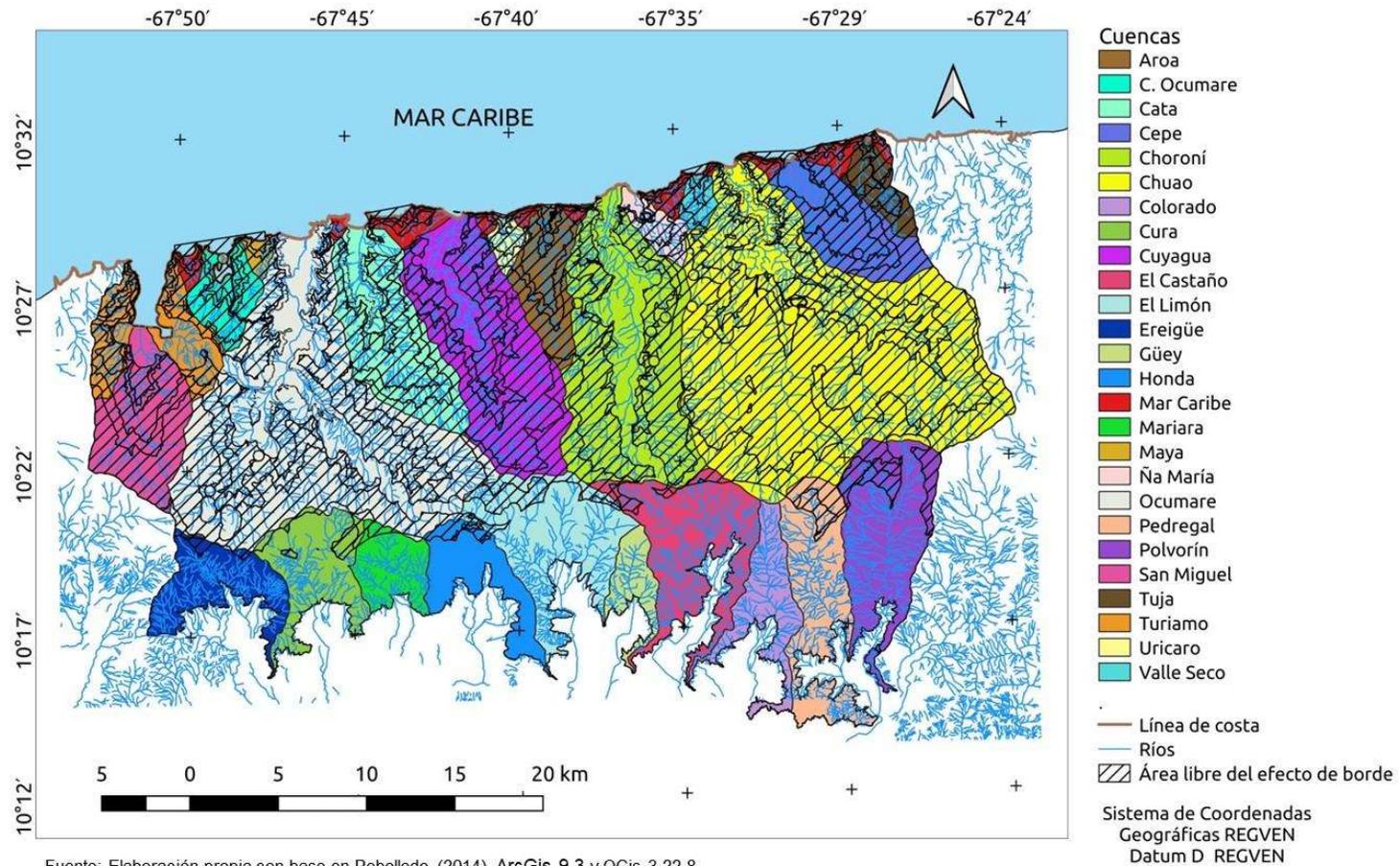
Aunado a lo anterior, otro causante de alteraciones pudiera ser la extracción de recursos naturales imperceptibles, mediante un estudio espacial como éste. Esta situación es quizás la causa de lo reportado sobre la situación de algunas especies del parque en el Libro Rojo de la Fauna Venezolana (Rodríguez y Rojas, 1995). Éste muestra especies bajo alguna categoría de amenaza; interpretado como pérdida real de hábitats; lo cual reducen la capacidad de conservación y de mantenimiento de especies silvestres (DeFries et al., 2005).

Alineado con lo anterior, se encontró que el área del PNHP, de manera efectiva, es menor que la superficie oficial. Como lo han reportado Brashares et al. (2001) para el oeste de África. La cacería resultó más intensa a lo largo de los bordes en áreas circunvecinas con presencia humana desde 50 km a zonas protegidas; generando un aumento del efecto de borde y de extinción entre 14 % hasta 307 %.

La presencia de poblados circunvecinos con áreas protegidas permite infiltraciones, a estas áreas, de recolectores de recursos no forestales, difíciles de monitorear mediante análisis espacial (DeFries et al., 2005). Se ha estimado penetración de cazadores a más de 25 km al Parque Nacional Serengeti; así como muerte de leones por contraer enfermedades de animales domésticos (Packer et al. (1999) citados por Hansen y DeFries, 2007).

Rebolledo (2014) mediante el análisis de encuestas a pobladores del PNHP identificó infracciones y ubicación de infraestructura de aprovechamiento de agua como presiones silentes en ambas vertientes. La cuenca Choróní en la VERNOR arrojó mayor afectación, en especial, por cambios de uso del suelo hacía lo urbano. Asimismo, en la VERSUR el aprovechamiento de agua, actividades de recreación y esparcimiento generan mayor presión; y en ambas hay evidencias de cazadores furtivos.

Lo anterior reafirma lo expresado por Naughton et al. (2005); evitar la deforestación no es la prueba de fuego para las áreas protegidas. Las cuencas Choróní, Aroa, Cuyagua y Ocumare podrían considerarse como áreas intactas o bosques primarios; porque las cubren bosques y cumplen desde el punto de vista operacional un área mínima de 500 km², con 10 km de ancho y corredores de unos dos kilómetros de ancho, inexistencia de modificaciones o gestiones por agricultura, explotación forestal o minería; con un espacio intermedio de un km desde cualquier infraestructura, como carreteras y líneas eléctricas (Potapov et al., 2017; FAO-PNUMA, 2020). Las áreas del parque que cumplen estas condiciones podrían ser asumidas como una señal importante de que estas áreas protegidas tienen resultados sustanciales para contener cambios de uso del suelo. Por otra parte, en éstas probablemente existen ecosistemas intactos (intact forest landscape, IFL) (Potapov et al., 2017).



Fuente: Elaboración propia con base en Rebolledo (2014), ArcGis 9.3 y QGIS 3.22.8.

Figura 4. Cuencas hidrográficas bajo efecto de borde,

Tabla 4. Vegetación (%) afectada por efecto de borde para cada cuenca hidrográfica, VERSUR.

Cobertura	Colorado	Honda	Cura	El Castaño	El Limón	Ereigüe	Güey	Mariara	Pedregal	Polvorín	Total (ha)	Total (%)
Br (%)	25,7	32,7	11,7	13,8	34,2	16,2	32,3	6,0	13,8	14,5	5.484,5	19,5
Bd (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,4	36,2	0,1
Bnb (%)	9,4	3,1	14,1	21,4	16,5	7,6	0,4	37,2	3,6	5,2	3.387,4	12,1
Bns (%)	4,9	0,0	0,2	7,0	2,0	0,4	0,0	0,8	3,0	10,2	1.019,6	3,6
Bsd (%)	2,4	1,1	3,6	2,9	7,0	1,8	2,5	5,3	0,6	0,1	764,5	2,7
Cc (%)	0,	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ec (%)	0,0	0,	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H ₁ (%)	47,5	59,7	44,2	38,9	30,9	56,5	41,4	33,6	55,8	23,7	11.777,1	42,0
H ₂ (%)	10,0	3,3	26,1	16,1	9,3	17,6	21,9	17,1	21,7	42,2	5.399,9	19,2
H ₃ (%)	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	1,5	3,6	196,7	0,7
Superficie bajo efecto de borde (SBEB) (%)	8,0	7,2	9,2	15,5	13,6	8,6	4,0	5,5	11,7	1315,0	100,0	
SBEB (ha)	2.243,2	2.032,2	2.583,0	4.342,1	3.826,7	2.414,3	1.1310,0	1.541,6	3.290,3	3.661,4	28.065,7	
Sup. cuenca (ha)	2.243,3	2.285,3	2.956,3	4.726,2	4.864,8	2.565,1	1.131,1	1.670,4	3.925,1	4.771,0		
SBEB por cuenca (%)	100,0	88,9	87,47	91,9	78,6	94,1	100,0	92,3	83,8	76,7		

Fuente: Elaboración propia con base en los mapas de vegetación, cuencas hidrográficas y efecto de borde Rebolledo (2014) y ArcGis 9.3.

Tabla 5. Vegetación (%) afectada por efecto de borde para cada cuenca hidrográfica, VERNOR.

Cobertura	Turiamo	Ensenada de. Ocumare	Tuja	Ña María	Aroa	Cata	Cepe	D. Mar Caribe	Choroni	Chuafo	Cuyagua	Ocumare	San Miguel	Total (ha)	Total (%)
Br (%)	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	27,0	0,3
Bd (%)	30,4	16,1	24,8	37,2	6,6	29,5	33,5	69,2	45,3	20,1	60,1	37,4	4,6	4.001,5	38,1
Bnb (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	13,2	0,0	0,0	0,0	18,7	6,2	0,0	17,7	0,0	1176,4	11,2
Bns (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	21,8	0,0	0,0	0,0	294,8	2,8
Bsd (%)	0,0	0,0	8,7	0,0	0,0	0,2	0,0	7,6	26,8	8,8	4,6	9,8	0,0	1.196,8	11,4
Cc (%)	45,4	75,7	41,4	0,0	0,0	6,8	24,3	4,2	0,0	0,0	0,0	14,8	84,0	1.240,7	11,8
Ec (%)	18,8	8,2	25,1	62,8	80,3	60,4	42,2	19,1	8,3	42,9	30,0	7,9	9,8	2.049,5	19,5
H ₁ (%)	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,4	11,4	1,6	484,0	4,6
H ₂ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	32,0	0,3
H ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	3,1	0,0
SBEB (%)	8,3	0,4	0,3	0,1	0,3	5,2	4,1	2,6	24,7	11,50	6,6	32,9	2,9		100
SBEB (ha)	1.173,7	36,1	33,0	13,7	33,2	546,9	433,89	271,82	2.597,59	1.208,49	697,6	3.459,7	304,	10.505,7	
Superficie de las cuencas (ha)	2.792,37	1.516,2	1.090,2	689,38	2.243	4.431	3.129,1	2.223,9	9.358,5	21.110,1	7.402,4	14.838,2	3.776,4	74.601,23	
SBEB por cuenca (%)	42,0	2,4	3,0	2,0	1,5	12,3	13,9	12,2	27,8	5,7	9,4	23,3	8,1	14,1	

Fuente: Elaboración propia con base en los mapas de vegetación, cuencas hidrográficas y efecto de borde de Rebolledo (2014) y ArcGis 9.3.

CONCLUSIONES

El uso de la herramienta buffer de ArcGis, contribuyó a identificar y cuantificar tanto la fragmentación como el efecto de borde.

El análisis arrojó que 65 % del área del parque se encuentra libre del efecto de borde. La VERSUR muestra el efecto de borde más amplio; debido a la presencia de centros urbanos circunvecinos con más de 100.000 habitantes acompañado de usos incompatibles con el objetivo del PNHP.

Los herbazales, B_r y E_c son las coberturas más afectadas porque lindan en grandes extensiones con fragmentaciones originados por las vías de Maracay-Ocumare y Maracay-Choroni; y herbazales, en sí mismo.

Las unidades ZRN, ZUPA, ZUE, ZANM y ZAM presentan los mismos comportamientos de herbazales, B_r y E_c. Éstas presentan fragmentaciones generadas por las vías de Maracay-Ocumare y Maracay-Choroni; así como

con los herbazales; lo cual, se repite para las cuencas Colorado, Güey, Ereigüe, Mariara y El Castaño de la VERSUR; y Ocumare, Choroni y Turiamo, de la VERNOR.

La VERSUR presenta mayor cantidad área bajo efecto de borde generadas por infraestructuras, incendios recurrentes; aunado a que comparten fronteras con usos del suelo urbanos-residencial, militar, minero, agrícolas, entre otros; incompatibles con la figura de parque.

En las cuencas Chuao, Tuja, Choroni, Aroa, Cuyagua y Ocumare pueden estarse presentando un valor elevado de IFL.

Las fragmentaciones y su efecto de borde están probablemente alterando aspectos abióticos, bióticos, directos e indirectos; por ende, los servicios ecosistémicos; por lo cual, se sugiere más adelante efectuar estudios donde se analicen estas alteraciones.

BIBLIOGRAFIA

- Abarca, O. y Quiroz J.G. (2005). Modelado cartográfico de riesgo de incendios en el Parque Nacional Henri Pittier. Estudio de caso: vertiente sur, área colindante con la ciudad de Maracay. *Agronomía Tropical*, 55(1), 35-62. http://ve.scielo.org/scielo.php?pid=S0002-192X2005000100003&script=sci_abstract
- Andrews, A. (1990). Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist*. 26(3), 130-141.sart
- Bossart, J.L. y Opuni, E. (2009). Distance from edge determines fruit-feeding butterfly community diversity. *Afrotropical forest fragments. Environmental entomology*, 38(1), 43-52. http://www2.kslu.org/acad_research/depts/biol/faculty/publications/pdf/2009/bossart_opuni_frim_po.pdf
- Brashares, J.S., Arcese, P., y Sam, M.K. (2001). Human demography and reserve size predict wildlife extinction in West Africa. *Proc. R. Soc. Land. B*, 268, 2473-2478. www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1088902/pdf/PB012473.pdf
- Briant, G., Gond, V. y Laurance, S.G.W. (2010). Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: a case study from eastern Amazonia. *Biological Conservation*, 143(11), 2763-

2769.

https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/47325609/Habitat_fragmentation_and_the_desiccatio20160718-9214-x8kvmj.pdf?1468853473=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DHabitat_fragmentation_and_the_desiccatio.pdf&

Cayuela, L., Rey, J.M. y Echeverría, C. (2006). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, México (1975-2000). *Forest Ecology and Management*, 226, 208-218.

<https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.407.702&rep=rep1&type=pdf>

Cochrane, M.A. (2001). Synergistic interaction between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology*, 15(6), 1515-1521. <http://library.bfreebz.org/Plant%20Ecology/Mark%20A.%20Cochrane,%20Synergistic%20Interactions%20between%20Habitat%20Fragmentation%20and%20Fire%20in%20Evergreen%20Tropical%20Forests,%202001.pdf>

Cochrane, M.A. (2003). Fire science for rainforests. *Nature*, 421, 913-919. https://queimadas.dgi.inpe.br/~rqueimadas/material3os/2003_Cochrane_Fire_Nature_DE3os.pdf

Cochrane, M.A., y Laurance, W.F. (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18(03), 311-325. https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/1596/Cochrane_and_Laurance_2002.pdf?isAllowed=y&sequence=1

Cochrane, M.A., y Laurance, W.F. (2008). Synergisms among fire, land use, and climate change in the Amazon. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 37(7), 522-527. https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/15881/stri_Cochrane_and_Laurance_2008.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. [Versión digital], *Journal of transport Geography*, 15(5), 396-406. https://www.researchgate.net/profile/Alisa-Coffin/publication/222688089_From_roadkill_to_road_ecology_A_review_of_the_ecological_effects_of_roads/links/59dfcdfea6fdcca98420e3b4/From-roadkill-to-road-ecology-A-review-of-the-ecological-effects-of-roads.pdf

Delgado, J.D., Arroyo, N.L., Arévalo, J.R., & Fernández-Palacios, J.M. (2007). Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). *Landscape and Urban Planning*, 81(4), 328-340.

DeFries, R., A. Hansen, A. C. Newton, y M. C. Hansen. (2005). Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications*, 15(1), 19-26. https://www.montana.edu/hansenlab/documents/downloadables/defriesetal2005_1.pdf

Elias, N. (2008). Road edge effect on forest canopy structure and epiphyte biodiversity in a tropical mountainous rainforest Nyungwe National Park, Rwanda (Doctoral dissertation, MSc. thesis, International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation Netherlands). http://www.itc.nl/library/papers_2008/msc/nrm/nyandwi.pdf

Esparza, A.X., y Carruthers, J.I. (2000). Land Use Planning and Exurbanization in the Rural Mountain West Evidence from Arizona. *Journal of Planning Education and Research*, 20(1), 23-36.

Ewers, R.M., Thorpe, S., y Didham, R.K. (2007). Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. *Ecology*, 88(1), 96-106.

Forman, R.T. (2000). Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation biology*, 14(1), 31-35. https://www.fws.gov/southwest/es/documents/R2ES/LitCited/LPC_2012/Forman_2000.pdf

Forman, R. T., y Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 29, 207-231.

https://pracownia.org.pl/upload/filemanager/pracownia.org.pl/Rospuda/roads_and_their_major_ecological_effects-1998.pdf

Forman, R.T.T., Friedman, D.S., Fitzhenry, D., Martin, J.D., Chen, A.S. y Alexander, L.E. (1997). Ecological effects of roads: Towards three summary indices and an overview for North America. En: Canters, K., Piepers, A. and Hendriks-Heersma, A., (Eds.) Proceedings of the international conference on Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering Maastricht y DenHague 1995. (pp. 40-54). Delft, The Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering division. http://www.lauxen.net/conecte/referencias/Forman_1997a.pdf

Garrido P., E.I. (2020). La Biogeografía de Islas: herramienta científica y tecnológica de lo microscópico a lo universal. [Versión Digital]. Invest. Pens. Crit, 8(1), pp. 84 – 92. https://www.researchgate.net/profile/Edgardo-I-Garrido-Perez/publication/338955493_La_Biogeografia_de_Islas_herramienta_cientifica_y_tecnologica_de_lo_microscopico_a_lo_universal/links/5e348db9a6fdccd9657c0053/La-Biogeografia-de-Islas-herramienta-cientifica-y-tecnologica-de-lo-microscopico-a-lo-universal.pdf

Giambelluca, T.W., Ziegler, A.D., Nullet, M.A., Truong, D.M. y Tran, L.T. (2003). Transpiration in a small tropical forest patch. Agricultural and Forest Meteorology, 117, 1–22. <https://tintuc.vnu.edu.vn/upload/scopus/2011/04/15/Dat-834.pdf>

González, R. y Escalona, D. (2020). América Latina: Una mirada histórico-estructural de la relación entre modos de desarrollo y bienes naturales. Revista de la Academia/ISSN, 719, 6318. <http://revistas.academia.cl/index.php/academia/article/view/1677/1916>

Gurrutxaga S V., M. y Lozano V., P. J. (2006). Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. Polígonos. Revista de Geografía, 16, 35-54. <https://pdfs.semanticscholar.org/d2ad/5972d0401eb59168152b21c6ad6c645c9948.pdf>

Hansen, A. J., y R. DeFries. (2007). Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. Ecological Applications, 17(4), 974-988. <https://www.montana.edu/hansenlab/documents/downloadables/HansenDeFriesMechanisms2007.pdf>

Harper, K.A. y MacDonald, S.E. (2002). Structure and composition of edges next to regenerating clear-cuts in mixed-wood boreal forest. Journal of Vegetation Science, 13. 535-546. https://www.researchgate.net/profile/S-Macdonald/publication/30068734_Structure_and_Composition_of_Edges_Next_to_Regenerating_Clear-Cuts_in_Mixed-Wood_Boreal_Forest/links/5ab96b19a6fdcc46d3b9d5a8/Structure-and-Composition-of-Edges-Next-to-Regenerating-Clear-Cuts-in-Mixed-Wood-Boreal-Forest.pdf

Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Brosofske, K.D., Saunders, S.C., ... y Esseen, P.A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. Conservation Biology, 19(3), 768-782. Conservation biology, 14(1), 31-35. https://harvardforest1.fas.harvard.edu/sites/harvardforest.fas.harvard.edu/files/publications/pdfs/Harper_ConservationBio_2005.pdf

Ibañez, T., Hély, C., y Gaucherel, C. (2013). Sharp transitions in microclimatic conditions between savanna and forest in New Caledonia: Insights into the vulnerability of forest edges to fire. Austral Ecology, 38(6), 680-687.

Instituto Nacional de Parques. (2000). Proyecto Sistema de Información Geográfica de Parques Nacionales y Monumentos Naturales. (SIGPAMO). Mapas del Parque Nacional Henri Pittier en raster y vectoriales, escala 1:25.000. Dirección Nacional de Parques Nacionales. Caracas.

Kattan, G. H., y Murcia, C. (2003). A review and synthesis of conceptual frameworks for the study of forest fragmentation. How Landscapes Change, 183-200. https://www.researchgate.net/profile/Carolina-Murcia-2/publication/279351550_A_Review_and_Synthesis_of_Conceptual_Frameworks_for_the_Study_of_Forest_Fragmentation/links/5712779a08aeebe07c03a205/A-Review-and-Synthesis-of-Conceptual-Frameworks-for-the-Study-of-Forest-Fragmentation.pdf

- Laurance, W.F. (1998). Rainforest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. *Série Técnica IPEF*, 12(32), 21-24. <https://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr32/cap02.pdf>
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-De Merona, J.M. y Laurance, S.G. (1998). Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. *Ecology*, 79(6), 2032–2040.
- Laurance, W.F. (2000). Do edge effects occur over large spatial scales? *Tree*, 15(4), 134-135
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., ... y Sampaio, E. (2002). Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605–618. <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- Laurance, W.F. (2004a). Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical Transactions The Royal Society*, 359, 345-352. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1693331/pdf/15212089.pdf>
- Laurance, W.F. (2004b). Rapid Land-Use Change and its Impacts on Tropical Biodiversity. *Ecosystems and Land Use Change*, 189-199. https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/8590/Laurance_Book_Section.pdf
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G. Andrade, A., Ewers, R.M., Harms, K.E., ... y Ribeiro, J.E. (2007). Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. *PLoS ONE*, 10, 1-8. <http://www.kharms.biology.lsu.edu/LauranceEtAl2007.pdf>
- Laurance, W.F. (2008). Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, 141, 1731-1744. https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/8589/Laurance_Theory_meets_reality_How_habitat_fragmentation_re.pdf
- Laurance, W. F., Goosem, M., y Laurance, S. G. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 659-669. https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/15918/stri_Laurance_TREE.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Laurance, W.F. y Useche, D.C. (2009). Environmental synergisms and extinctions of tropical species. *Conservation Biology*, 23(6), 1427-1437. https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/15914/stri_Laurance_and_Useche_Debate_2009.pdf
- Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Luizão, R.C.C, Laurance, S.G. Pimm, S.L. Bruna, ... y T. E. Lovejoy. (2011). The fate of Amazonian forest fragment: A 32 year investigation. *Biological Conservation*, 144, 56-67. <http://www.rnr.lsu.edu/people/pstouffer/reprints/LauranceBDFFP-32-Year-RevBioCons2011.pdf>
- Lees, A.C., y Peres, C.A. (2008). Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology*, 22(2), 439-449. http://lerf.eco.br/img/publicacoes/2007_2611%20Conservation%20value%20of%20remnant%20riparian%20forest%20corridors%20of%20varying%20quality%20for%20amazonian%20birds%20and%20mammals.pdf
- Marsh, D.M. y Beckman, N.G. (2004). Effects of forest roads on the abundance and activity of terrestrial salamanders. *Ecological Applications*, 14(6), 1882–1891. <https://marsh.academic.wlu.edu/files/publications/eapps04.pdf>
- Michalski, F., Boulhosa, R. L. P., Faria, A., y Peres, C.A. (2006). Human–wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal conservation*, 9(2), 179-188. <https://zslpublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.1111/j.1469-1795.2006.00025.x>
- Muñoz, D., Castillo, R. y Salas, V. (2006). Estado de Conservación del Parque Nacional Henri Pittier. *Bioparques: Asociación Civil para la Conservación de los Parques Nacionales*, 1-35

Embajada Británica, Moore Foundation y ParksWatch.
http://www.parkswatch.org/parkprofiles/pdf/hpnp_spa.pdf

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 58-62.

Naughton T., L., M. Buck H. y K. Brandon. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annu. Rev. Environ. Resour*, 30, 219–52.
<https://www.annualreviews.org/doi/pdf/10.1146/annurev.energy.30.050504.164507>

Olander, L. P., Scatena, F. N., & Silver, W. L. (1998). Impacts of disturbance initiated by road construction in a subtropical cloud forest in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 109(1-3), 33-49.
https://www.fs.fed.us/global/iitf/pubs/impacts_disturbance.Olander_etal.pdf

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (FAO-PNUMA). (2020). *El Estado de los Bosques del Mundo. Los bosques, la biodiversidad y las personas*. Roma. Págs- 224.
<https://doi.org/10.4060/ca8642es>

Pellissier, V., Bergés, L., Nedeltcheva, T., Schmitt, M.-C., Avon, C., Cluzeau, C. y Dupouey, J.-L. (2013). Understorey plant species show long-range spatial patterns in forest patches according to distance-to-edge. *Journal of Vegetation Science*, 24, 9–24.
https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/47325609/Habitat_fragmentation_and_the_desiccatio20160718-9214-x8kvmj.pdf?1468853473=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DHabitat_fragmentation_and_the_desiccatio.pdf&Expires=1631748379&Signat

Peña B.I, J.C., Monroy A., A., Álvarez S. F.J. y Orozco A., M.S. (2005). Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 8(2), 91-98. <https://www.redalyc.org/pdf/432/43220804.pdf>

Pohlman, C. L., Turton, S. M., y Goosem, M. (2007). Edge effects of linear canopy openings on tropical rain forest understory microclimate. *Biotropica*, 39(1), 62-71.
https://www.researchgate.net/profile/Catherine-Pohlman/publication/228403244_Edge_Effects_of_Linear_Canopy_Openings_on_Tropical_Rain_Forest_Understory_Microclimate/links/5ae59e20458515760ac0e07f/Edge-Effects-of-Linear-Canopy-Openings-on-Tropical-Rain-Forest-Understory-Microclimate.pdf

Potapov, P., Hansen, M. C., Laestadius, L., Turbanova, S., Yaroshenko, A., Thies, C., ... y Esipova, E. (2017). The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. <https://wilderness-society.org/wp-content/uploads/2017/01/an-intact-forest-landscape-wilderness.pdf>

QGIS Development Team, (2022). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>.

Rebolledo L., D. C. (2014). Beneficios Económicos de los Bosques Nublados del Parque Nacional Henri Pittier. Tesis de Doctorado en Ciencias Mención Ecología. Instituto de Zoología y Ecología Tropical. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas-Venezuela.

Rebolledo L., D. C. y Lores O., D. C. (2021). Evaluación espaciotemporal de la cobertura vegetal del parque nacional Henri Pittier, Venezuela. *Geofocus: Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (28), 25-58.
<https://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/742/518>

República de Venezuela. (1937). Creación del Parque Nacional Henri Pittier. *Gaceta Oficial* No. 19.188, Decreto No. 102, 13 de febrero de 1937. Caracas.

República de Venezuela. (1995). Plan de Ordenamiento y Reglamento de uso del Parque Nacional Henri Pittier. Decreto No. 668, *Gaceta Oficial Extraordinario* No. 5.010, 24 de noviembre de 1995. Caracas.

- Revilla, E., Palomares, F., y Delibes, M. (2001). Edge-core effects and the effectiveness of traditional reserves in conservation: Eurasian badgers in Doñana National Park. *Conservation Biology*, 15(1), 148-158.
- Rodríguez F., F. F. (2018). Diversidad de mosquitos vectores de enfermedades del Refugio de Vida Silvestre Marino Costero Pacoche (Bachelor's thesis, Quito: UCE). <http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/15978/1/T-UCE-0016-CBI-002.pdf>
- Rodríguez, J. P. y Rojas S., F. (1995). Libro rojo de la fauna venezolana. Caracas: Provita.Fundación Polar, Wildlife Conservation Society, PROFAUNA-MARNR, UICN. Caracas. Págs. 472. https://www.researchgate.net/profile/Jon-Rodriguez-3/publication/313499094_Cotorra_cabeciamarilla_Amazona_barbadensis/links/5f48058d92851c6cfdec0eab/Cotorra-cabeciamarilla-Amazona-barbadensis.pdf
- Rosa, H.; Kandel, S. y Dimas, L. (2004). Compensación por servicios ambientales y comunidades rurales. p. 22. México: SEMARNAT, INE, PRISA, CCMSS. Ediciones Prisa. [Versión electrónica]. <http://www.bio-nica.info/biblioteca/rosa2003compensacion.pdf>
- Rost, G.R. y Bailey, J.A. (1979). Distribution of mule deer and elk in relation to roads. *The Journal of Wildlife Management*. 634-641. <http://www.arlis.org/docs/vol1/Susitna-temp/APA/22/APA2265.pdf>
- Saunders, D.A, Hobbs, R, J. y Margules, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 5(1):18-32.
- Saunders, S.C., Mislivets, M.R., Chen, J. y Cleland, D.T. (2002). Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation*. 103:209-225. https://www.researchgate.net/profile/Chris-Margules/publication/227638151_Saunders_D_Hobbs_R_Margules_C_Biological_Consequences_of_Ecosystem_Fragmentation_A_Review_Conservation_Biology/links/59e02f19a6fdcca98420f16f/Saunders-D-Hobbs-R-Margules-C-Biological-Consequences-of-Ecosystem-Fragmentation-A-Review-Conservation-Biology.pdf
- Sabogal, C. (1996). Prioridades de la investigación forestal colaborativa en América Latina. Memoria. Consulta regional celebrada en Manaus. Brasil. Publicaciones especiales CIFOR-EMBRAPA. https://www.cifor.org/publications/pdf_files/SPubs/SP-Priorida.pdf
- Scatena, F.N., Bruijnzeel, L.A, Bubb P. y Das, S. (2010). Setting the state. Bruijnzeel, L.A., F.N. Scatena, y L.S. Hamilton. (Eds.). 2010. Tropical montane cloud forests: science for conservation and management. (pp. 3-13). Cambridge University Press.
- Viña, A., Bearer, S., Chen, X., He, G., Linderman, M., An, L., ... y Liu, J. (2007). Temporal changes in giant panda habitat connectivity across boundaries of Wolong Nature Reserve, China. *Ecological Applications*, 17(4), 1019-1030. http://complexities.org/Photo&PDF/Vina_et.al_2007.pdf